

POLITECHNIKA CZĘSTOCHOWSKA

**ROZWIĄZANIA PROEKOLOGICZNE
W INŻYNIERII ŚRODOWISKA**

pod redakcją
Mariusza Kowalczyka
Iwony Zawiei
Małgorzaty Worwąg

Monografia



Wydawnictwo Politechniki Częstochowskiej

Częstochowa 2022

Recenzent

dr hab. inż. Dariusz Boruszko, prof. PB

Redakcja

Anita Ganoun

Redakcja techniczna

Dorota Boratyńska

Projekt okładki

dr hab. inż. Mariusz Kowalczyk, prof. PCz

ISBN 978-83-7193-919-8

e-ISBN 978-83-7193-920-4

© Copyright by Wydawnictwo Politechniki Częstochowskiej
Częstochowa 2022

© Copyright by Mariusz Kowalczyk, Iwona Zawieja, Małgorzata Worwąg
Częstochowa 2022



Publikacja udostępniona na licencji Creative Commons Uznanie autorstwa –
Użycie niekomercyjne 4.0 Międzynarodowa (CC BY-NC 4.0) <https://creativecommons.org/licenses/by-nc/4.0/legalcode>

SPIS TREŚCI

Wstęp	5
Rozdział 1	
Nowe metody płukania dna retencyjnych zbiorników kanalizacyjnych	
Robert Malmur	7
Rozdział 2	
Zagospodarowanie wód opadowych na obszarach zurbanizowanych zgodne z koncepcją zrównoważonego rozwoju	
Maciej Mrowiec	16
Rozdział 3	
Zielone dachy jako sposób zagospodarowania wód opadowych na terenach miejskich	
Iwona Deska	29
Rozdział 4	
Badania nad oczyszczaniem retentatu powstałego w procesach unieszkodliwiania odcieków składowiskowych	
Rafał Nowak	44
Rozdział 5	
Proces modernizacji gminnej oczyszczalni ścieków	
Lidia Wolny, Iga Urbanowicz	51
Rozdział 6	
Redukcja zawiesin i BZT na oczyszczalniach ścieków	
Paweł Wolski, Arkadiusz Kurcbard	67
Rozdział 7	
Usuwanie jonów cynku i ołowiu ze ścieków przemysłowych z wykorzystaniem glonów	
Katarzyna Cygnarowska	81
Rozdział 8	
Metody usuwania jonów metali ciężkich z wybranych ścieków przemysłowych	
Agnieszka Popenda	92
Rozdział 9	
Wybrane aspekty biolugowania metali z odpadów	
Tomasz Kamizela, Mariusz Kowalczyk, Małgorzata Worwąg	107
Rozdział 10	
Wpływ dezintegracji mikrofalowej i procesu utleniania na biodegradację osadów nadmiernych	
Iwona Zawieja, Dawid Melich, Joanna Rudniak	121

Rozdział 11	
Separacja fazy stałej z osadów ściekowych w procesie wirowania	
Mariusz Kowalczyk, Joanna Rudniak	138
Rozdział 12	
Nowe kierunki unieszkodliwiania i zagospodarowania osadów ściekowych	
Małgorzata Worwąg, Mariusz Kowalczyk, Tomasz Kamizela	156
Rozdział 13	
Epizody wysokich poziomów stężeń PM10 na obszarze województwa śląskiego	
Rafał Jasiński	168
Rozdział 14	
Rodzaje przebiegów dobowych stężeń PM10 na wybranych stacjach monitoringu powietrza	
Rafał Jasiński	176
Rozdział 15	
Potencjał korzyści ekologicznych i energetycznych ograniczania strat ciepła z ogrzewanych budynków mieszkalnych	
Piotr Lis	185

WSTĘP

Monografia pt. *Rozwiązania proekologiczne w inżynierii środowiska* powstała w związku z Jubileuszem 25-lecia Wydziału Infrastruktury i Środowiska i stanowi wartościowe źródło wiedzy dotyczącej innowacyjnych, proekologicznych rozwiązań w zakresie inżynierii środowiska. Zagadnienia naukowe będące tematem rozdziałów monografii stanowią odzwierciedlenie kierunków badań realizowanych przez naukowców Wydziału Infrastruktury i Środowiska.

Zawarty w monografii materiał badawczy nawiązuje do idei zrównoważonego rozwoju oraz koncepcji „zero waste” i dotyczy aktualnych problemów cywilizacyjnych w zakresie ochrony środowiska, poszerzając istniejący stan wiedzy. Rozdziały monografii mają charakter zarówno przeglądowy, oparty na aktualnym stanie wiedzy, jak również eksperymentalny, którego podstawą są badania własne autorów ze wskazaniem na ich aplikacyjne zastosowanie.

Rozdział 1

NOWE METODY PŁUKANIA DNA RETENCYJNYCH ZBIORNIKÓW KANALIZACYJNYCH

Robert MALMUR

Politechnika Częstochowska, Wydział Infrastruktury i Środowiska
e-mail: robert.malmur@pcz.pl

Streszczenie: W rozdziale przedstawiono innowacyjne rozwiązanie grawitacyjnej oraz grawitacyjno-podciśnieniowej komory płuczącej dna komory retencyjnej zaraz po jej opróżnieniu z akumulowanych w niej ścieków. Czasowa akumulacja ścieków w komorze retencyjnej zbiornika powoduje częściową sedymentację zawieszoną w cieczy fazy stałej. Możliwość efektywnego wypłukania osadów pozostających na dnie komory retencyjnej jest ważnym zabiegiem eksploatacyjnym dla właściwego funkcjonowania zbiornika retencyjnego w sieci kanalizacyjnej. Umieszczenie komory płuczącej na wysokości maksymalnego stanu napełnienia ściekami w komorze retencyjnej zbiornika w sposób zasadniczy zwiększa efektywność płukania dna komory retencyjnej strumieniem ścieków wpływających z komory płuczącej.

Słowa kluczowe: płukanie komór retencyjnych, retencyjne zbiorniki kanalizacyjne

Wprowadzenie

Każdy zbiornik retencyjny cieczy [1, 2], zwłaszcza w kanalizacji deszczowej, ale także w ogólnospławnej, podczas akumulacji ścieków w swej komorze retencyjnej działa jak osadnik, gromadząc na jej dnie osady, które zostały doprowadzone wraz ze ściekami dopływającymi do zbiornika. Zapobieganie gromadzeniu się osadów na dnie komór retencyjnych jest jednym z podstawowych zadań eksploatacyjnych tych zbiorników. Na etapie projektu technicznego przewidywane powinno być zastosowanie skutecznego sposobu wypłukiwania osadów z komór retencyjnych zbiornika zaraz po ich opróżnieniu. Zaniechanie działań mających na celu przeciwdziałanie gromadzeniu i nawarstwianiu się osadów na dnach komór retencyjnych zbiornika prowadzi nie tylko do ich nadmiernego zalegania na dnach komór retencyjnych, ale także do zwiększenia trudności ich usunięcia po dłuższym okresie eksploatacji.

Znany z polskiego opisu patentowego [3] sposób płukania dna komory retencyjnej zbiornika o działaniu grawitacyjnym [4] natychmiast po jej opróżnieniu z akumulowanych ścieków przedstawia rozwiązanie, w którym została zastosowana zamknięta komora płuczająca, zlokalizowana przy ścianie przeciwległej do otworu spustowego, z dnem usytuowanym na poziomie płukanego dna komory retencyjnej.

Z kolei z innego opisu patentowego [5] znane jest rozwiązanie, w którym strefa podstropowa komory płuczącej, podobnie jak poprzednio przylegającej do ściany komory retencyjnej przeciwległej do otworu spustowego zbiornika, połączona jest ze źródłem podciśnienia oraz samoczynnym układem rurowym sterującym procesem opróżniania komory płuczącej, a zatem i procesem płukania dna komory retencyjnej zbiornika. Układ sterowania procesem opróżniania komory płuczącej umożliwia wielokrotne płukanie dna komory retencyjnej zbiornika. Chwilowe przerwanie procesu płukania dna komory retencyjnej zbiornika następuje wówczas, gdy efektywność płukania znacząco maleje. Dzieje się to wówczas, gdy dno komory retencyjnej podczas płukania pokryło się warstwą cieczy, której głębokość wpływa znacząco na obniżenie efektywności płukania jego dna. Wznowienie płukania dna następuje natychmiast po opróżnieniu komory retencyjnej z tej warstwy cieczy.

Zapewnienie płukania den retencyjnym komorom zbiornika [1] zaraz po ich opróżnieniu z akumulowanych ścieków jest zabiegiem pożądanym dla prawidłowej eksploatacji zbiornika. Należy mieć na uwadze, że każde przetrzymanie ścieków w komorze retencyjnej powoduje nagromadzenie kolejnych warstw osadów, które po dłuższym okresie mogą być trudne do usunięcia metodami hydraulicznymi i nieodzwonne może być zastosowanie brutalnych sposobów mechanicznych.

W niniejszym rozdziale przedstawiono dwa sposoby płukania dna retencyjnych zbiorników kanalizacyjnych. Rozwiązania te polegają na wydzieleniu dodatkowej komory płuczącej z pojemności komory retencyjnej i umiejscowieniu jej po przeciwległej stronie do otworu spustowego, przy czym dno komory płuczącej jest na poziomie dna komory retencyjnej. Rozwiązania te różnią się sposobem napełniania i opróżniania pojemności komory płuczącej [4]. Są one jednak wysoce efektywne w procesie płukania nagromadzonych osadów dna komór retencyjnych [6].

1.1. Grawitacyjna komora płucząca dno retencyjnej komory zbiornika cieczy

1.1.1. Konstrukcja i budowa komory płuczącej o działaniu grawitacyjnym

Dotychczasowe rozwiązania dotyczące sposobu płukania den komór retencyjnych zbiorników są rozwiązaniami, które działają samoczynnie i posiadają bardzo wysoką sprawność oraz efektywność działania [4], [6] i [7]. Mogą być one zatem rekomendowane do stosowania w praktyce inżynierskiej. Z punktu widzenia ich hydraulicznego działania należy zwrócić uwagę na następujące aspekty:

- W procesie opróżniania komory płuczącej prędkość wypływu z niej płuczącego strumienia cieczy jest maksymalna w chwili początkowej, gdy napełnienie komory jest największe. Prędkość ta maleje w miarę obniżania się poziomu zwierciadła cieczy w komorze, a co za tym idzie – efektywność płucząca strumienia cieczy jest znacznie mniejsza.
- Czas procesu opróżniania komory jest związany z malejącą prędkością wypływu cieczy z komory i wydłużony tak, że w końcowej fazie utracony zostaje efekt płukania.

Komora płuczająca (KPŁ) i komora retencyjna (KRG) są połączone z przewodem zrzutowym (PZ), przylegającym do ściany zbiornika przeciwległej do otworu spustowego (KL). Komora płuczająca (KPŁ) jest połączona z przewodem zrzutowym (PZ) poprzez przelew nadmiarowy (PN) i zawór spustowy (Z) w jej strefie przydennej. Z kolei przewód zrzutowy (PZ) jest połączony przez szczelinę w strefie przydennej z komorą retencyjną (KRG). Komora płuczająca (KPŁ) jest otwarta do atmosfery za pośrednictwem wywietrznika (W), który umożliwia odprowadzenie powietrza z pojemności komory płuczającej podczas jej napełniania, a także napływ powietrza z atmosfery w trakcie jej opróżniania. Napełnianie komory płuczającej jest realizowane za pośrednictwem pompy ssąco-tłoczącej (P).

1.1.2. Sposób działania komory płuczającej o działaniu grawitacyjnym

Ścieki dopływające do zbiornika kolektorem dopływowym (KD) wypełniają stopniowo komorę przepływową (KP), a po osiągnięciu odpowiedniego jej napełnienia przelewem szczytowym (PSZ) kierowane są one do komory retencyjnej (KRG). Przy stopniowym zaniku dopływu ścieków do zbiornika następuje jego opróżnianie. Sygnalizują to zespolone czujniki CZ.1 i CZ.2, które usytuowane są na wysokości, nieco niżej poziomu korony przelewu szczytowego (PSZ) w komorze przepływowej (KP). Osiągnięcie przez ścieki w komorze przepływowej (KP) poziomu zespolonych czujników CZ.1 i CZ.2 powoduje (pod warunkiem zanurzenia w akumulowanych ściekach czujnika CZ.3 w komorze retencyjnej) włączenie pompy (P) i napełnianie pojemności komory płuczającej (KPŁ). Włączeniu pompy (P) towarzyszy równoczesne zamknięcie zaworu spustowego (Z) w komorze płuczającej (KPŁ). Wyłączenie pompy (P) następuje po całkowitym napełnieniu komory płuczającej (KPŁ), co sygnalizowane jest czujnikiem CZ.4, usytuowanym na poziomie korony przelewu nadmiarowego (PN). Wyłączenie pompy nastąpi również w chwili opróżnienia komory retencyjnej, czyli gdy napełnienie w niej osiągnie poziom czujnika CZ.5. Wówczas napełnienie komory płuczającej (KPŁ) będzie niepełne. Również zanik dopływu cieczy do zbiornika i obniżenie poziomu napełnienia w komorze przepływowej (KP) spowoduje odsłonięcie styków czujników zespolonych CZ.1 i CZ.2 i odcięcie zasilania prądem pompy.

Proces opróżniania zbiornika następuje przy jednoczesnym opróżnianiu jego komór grawitacyjnych (KP) i (KRG). W chwili niemal całkowitego opróżnienia komory retencyjnej (KRG), gdy zwierciadło ścieków osiągnie położenie czujnika CZ.5, zostaje zapoczątkowany proces płukania dna komory retencyjnej przez otwarcie zaworu (Z) i równoczesne wyłączenie pompy (P), jeżeli ona nadal pracuje. Wytrącone na dnie komory retencyjnej zanieczyszczenia są spłukiwane do otworu spustowego (KL) i dalej do kolektora odpływowego (KO). Gdy w trakcie płukania komora retencyjna (KRG) zostanie wypełniona do poziomu czujnika CZ.6, usytuowanego na poziomie wypływu ścieków z przewodu zrzutowego (PZ), sygnalizującego całkowite przykrycie dna komory retencyjnej (KRG) przez ścieki, następuje zamknięcie zaworu (Z) i wstrzymanie procesu płukania. Po kolejnym opróżnieniu

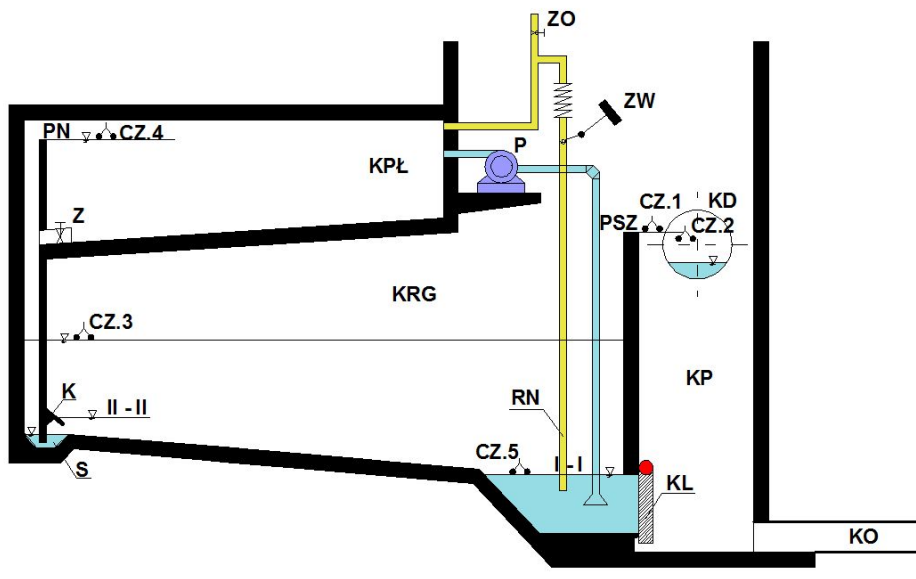
komory retencyjnej (KRG) sygnał z czujnika CZ.5 spowoduje ponowne otwarcie zaworu (Z) i wznowienie płukania. Proces ten będzie powtarzany do całkowitego opróżnienia komory płuczącej (KPŁ). Czujniki CZ.1 i CZ.2 są zespolone, co oznacza, że zasilanie cewek przekaźników jest wzajemnie uzależnione od zwarcia styków obu przekaźników. Tylko rozwarcie styków obu przekaźników czujników CZ.1 i CZ.2 powodować będzie warunkową możliwość zasilania prądem pompy (P). Jak już to zaznaczono, warunkiem uruchomienia pompy (P) jest zanurzenie czujnika CZ.3 w ściekach komory retencyjnej. Czujnik CZ.3 powoduje zwarcie styków swego przekaźnika, które jest podtrzymywane przez również zwarte czujniki przekaźnika przypisanego do czujnika CZ.5. Oznacza to, że działająca pompa (P), gdy nie jest wyłączona przez sygnał czujnika CZ.4, wyłączona zostanie czujnikiem CZ.5 z równoczesnym otwarciem zaworu spustowego (Z), co zapoczątkuje proces płukania dna opróżnionej już komory retencyjnej (KRG). Para zespolonych czujników CZ.1 i CZ.2 zapobiega ciągłemu włączaniu i wyłączaniu przekaźnika zasilania prądem pompy (P) na skutek falowania zwierciadła ścieków w komorze przepływowej (KP). Natomiast zespolenie przekaźników czujnika CZ.3 oraz czujnika CZ.5 zapewnia dalsze działanie pompy (P) pomimo wynurzenia ze ścieków czujnika CZ.3.

1.2. Grawitacyjno-podciśnieniowa komora płuczająca dno retencyjnej komory zbiornika cieczy

1.2.1. Konstrukcja i budowa komory płuczającej o działaniu grawitacyjno-podciśnieniowym

Zbiornik retencyjny cieczy (rys. 1.2) zawiera komorę przepływową (KP) z otworem dopływowym (KD) i odpływowym (KO) oraz grawitacyjną komorę retencyjną (KRG), oddzielone od siebie przegrodą z przelewem szczytowym (PSZ). W strefie przydennej grawitacyjnej komory retencyjnej (KRG) zlokalizowany jest otwór spustowy z zaworem klapowym (KL), samoczynnie otwieranym w kierunku komory przepływowej (KP). Wewnątrz komory retencyjnej (KRG) znajduje się zamknięta komora płuczająca (KPŁ), której dno jest usytuowane na poziomie zwierciadła cieczy w całkowicie napełnionej komorze retencyjnej. Komora płuczająca (KPŁ) i retencyjna (KRG) są połączone z przewodem zrzutowym (PZ), przylegającym do ściany komory retencyjnej przeciwległej do otworu spustowego (KL). Komora płuczająca (KPŁ) jest połączona z przewodem zrzutowym (PZ) poprzez przelew nadmiarowy (PN) i zawór spustowy (Z) w jej strefie przydennej. Z kolei przewód zrzutowy (PZ) jest połączony syfonem (S) w strefie przydennej z komorą retencyjną (KRG). Jego wylot dodatkowo wyposażony jest w kierownicę (K) naprowadzającą strumień płuczający na dno komory retencyjnej. Komora płuczająca (KPŁ) napełniana jest pompą ssąco-tłoczącą, której końcówka ssawna jest usytuowana w komorze retencyjnej (KRG) poniżej poziomu jej dna w strefie zaworu klapowego (KL). Strefa podstropowa komory płuczającej (KPŁ) połączona jest z atmosferą, za pośrednictwem zaworu odpowietrzającego (ZO), oraz z rurą napowietrzającą (RN), wyposażoną w zespół

wspomagający (ZW) jej ruch pionowy [2]. Wlot do rury napowietrzającej jest usytuowany w komorze retencyjnej (KRG) w strefie zaworu klapowego (KL). Praca pompy (P) i zaworów (Z) i (ZO) jest sterowana sygnałami z czujników poziomu cieczy w komorach zbiornika. Układ komór prezentowanego zbiornika jest zgodny z rozwiązaniem przedstawionym w zgłoszeniu patentowym z 2006 roku [8]. Różni się on jednak zasadniczo sposobem sterowania hydraulicznym procesem płukania dna komory retencyjnej zbiornika.



Rys. 1.2. Schemat działania grawitacyjno-podciśnieniowej komory płuczącej dno komory retencyjnej natychmiast po jej opróżnieniu z akumulowanych ścieków

1.2.2. Sposób działania komory płuczącej o działaniu grawitacyjno-podciśnieniowym

Ścieki dopływające do zbiornika kolektorem dopływowym (KD) wypełniają stopniowo komorę przepływową (KP), a następnie komorę retencyjną (KRG) poprzez przelew szczytowy (PSZ). Zakończenie procesu akumulacji ścieków w komorze retencyjnej (KRG) następuje przy stopniowym zaniku ich dopływu do zbiornika. Sygnalizują to czujniki CZ.1 i CZ.2, usytuowane na poziomie i nieco niżej korony przelewu szczytowego (PSZ) w komorze przepływowej (KP). Osiągnięcie w procesie napełniania komory przepływowej (KP) poziomu zespolonych czujników CZ.1 i CZ.2 powoduje włączenie zasilania prądem pompy, a pod warunkiem zanurzenia w akumulowanych ściekach czujnika CZ.3 w komorze retencyjnej nastąpi włączenie pompy (P) i napełnianie pojemności komory płuczącej (KPL). Wyłączenie pompy następuje po całkowitym napełnieniu komory płuczącej (KPL) za pośrednictwem czujnika CZ.4, względnie po osiągnięciu poziomu ścieków I-I w komorze

retencyjnej, czyli przy opróżnieniu komory retencyjnej (KRG), co sygnalizuje czujnik CZ.5. Także przy zaniku dopływu cieczy do zbiornika – obniżenie poziomu napełnienia w komorze przepływowej (KP), odsłaniając styki czujników zespolonych CZ.1 i CZ.2, spowoduje odcięcie zasilania prądem pompy.

Uruchomienie pompy (P) jest ściśle związane z koniecznością zamknięcia zaworu spustowego (Z) i otwarcia zaworu odpowietrzającego (ZO). Opróżnianie komór zbiornika, czyli komory przepływowej (KP) i retencyjnej (KRG), następuje równocześnie.

Wyłączenie pompy (P) powoduje powstanie w komorze płuczącej (KPŁ) stanu podciśnienia, jako że równocześnie następuje w niej zamknięcie zaworu odpowietrzającego (ZO) oraz otwarcie zaworu spustowego (Z). Wysokość podciśnienia powietrza (odniesionego do ciężaru właściwego ścieków) zamkniętego w komorze płuczącej (KPŁ) jest pomniejszeniem wysokości ciśnienia atmosferycznego o aktualną różnicę poziomów zwierciadeł ścieków w komorze płuczącej i komorze retencyjnej. Maksymalna wartość podciśnienia powietrza w komorze płuczącej (KPŁ) osiągana jest zatem w chwili tuż przed całkowitym opróżnieniem komory retencyjnej (KRG). Powstawanie rosnącego stanu podciśnienia w komorze płuczącej (KPŁ) powoduje równocześnie wypełnianie przez zassanie ścieków do rury napowietrzającej (RN) do poziomu równego położeniu zwierciadła ścieków w komorze płuczącej. Rura napowietrzająca (RN) jest wyposażona w złącze elastyczne oraz zespół odciążający [6] i [7]. Przed rozpoczęciem płukania rura napowietrzająca, zawierając w sobie wessane ścieki, jest cięższa i zagłębia swój wlot na odpowiednią głębokość.

Obniżenie się zwierciadła ścieków w komorze retencyjnej (KRG) poniżej poziomu I-I powoduje odsłonięcie wlotu rury napowietrzającej (RN), która po zrzuconiu ścieków ze swego wnętrza, jako lżejsza, jak również dzięki zespołowi wspomagającemu unosi się do góry do poziomu II-II. Następuje wówczas dopływ powietrza z atmosfery do komory płuczącej (KPŁ), powodując jej intensywne opróżnianie przez otwarty zawór (Z). Ścieki wypływają z komory płuczącej (KPŁ) poprzez przewód zrzutowy (PZ) do komory retencyjnej (KRG) i splukują wytrącone na jej dnie zanieczyszczenia, które przez otwór spustowy z zaworem klapowym (KL) kierowane są do kolektora odpływowego (KO). Wypełnienie komory retencyjnej (KRG) w procesie jej płukania do poziomu II-II zamyka dopływ powietrza do rury (RN), przerywając tym samym wypływ ścieków z komory płuczącej (KPŁ). Wessane ponownie do rury (RN) ścieki obniżają położenie jej wlotu poniżej poziomu I-I. Wznowienie procesu płukania dna następuje, jak poprzednio, po obniżeniu się stanu ścieków w komorze retencyjnej (KRG) do poziomu I-I.

Wnioski

W prezentowanych rozwiązaniach napełnianie komory płuczącej odbywa się w trakcie opróżniania komory retencyjnej, co pozwala na częściową sedymentację zawieszoną w cieczy fazy stałej. Komora płuczająca umiejscowiona na poziomie

maksymalnego napełnienia komory retencyjnej zapewnia dużą efektywność procesu płukania dna komory retencyjnej, ponieważ prędkość strumienia cieczy wpływającego na powierzchnię płukania jest duża nawet w końcowym etapie opróżniania komory płuczającej. Pojemność komory płuczającej, jak we wszystkich rozwiązaniach płukania z jej wykorzystaniem, wliczana jest do całkowitej pojemności retencyjnej zbiornika. Warte rozważenia jest również takie rozwiązanie konstrukcyjne, w którym usytuowanie komory płuczającej będzie poza obrysem rzutu poziomego zbiornika. Taki przypadek jednak musi być uzasadniony ekonomicznie, przy uwzględnieniu warunków terenowych, które pozwolą na takie rozwiązanie. Umieszczenie czujników przy dnie komory retencyjnej umożliwia wywołanie cyklu wielokrotnego płukania. Umieszczenie z kolei czujnika w komorze retencyjnej na odpowiedniej wysokości od jej dna podyktowane jest między innymi pojemnością komory płuczającej. Sterowanie opróżnianiem komory płuczającej może być zmienione tak, aby proces płukania dna komory retencyjnej następował zawsze, nawet przy jej minimalnym napełnieniu. Powyższe rozwiązania dają efekt wielokrotnego płukania dna komory retencyjnej cieczą zgromadzoną w komorze płuczającej, skutecznie przeciwdziałając gromadzeniu się zanieczyszczeń na jej dnie.

Badania naukowe zostały sfinansowane z subwencji statutowej Wydziału Infrastruktury i Środowiska Politechniki Częstochowskiej.

Literatura

- [1] Malmur R., Kisiel A., Mrowiec M., Kisiel J., Nowoczesne rozwiązania techniczne zbiorników kanalizacyjnych, Ekoprofit 2001, 9, 41-44.
- [2] Kisiel A., Kisiel J., Malmur R., Mrowiec M., Retencyjne zbiorniki jako elementy nowoczesnych rozwiązań sieci kanalizacyjnych, Czasopismo Techniczne. Środowisko 2008, 18,105, 41-63.
- [3] Kisiel A., Urządzenie do sflukiwania zbiornika retencyjnego cieczy, Zgłoszony 05.07.1994 r., BUP A1-304162 z 27.12.1994 r., UP RP-173414, Warszawa 16.02.1998 r.
- [4] Kisiel A., Samoczynne urządzenie do płukania kanalizacyjnych zbiorników retencyjnych, Gospodarka Wodna 1994, 11, 263-265.
- [5] Kisiel A., Urządzenie do sflukiwania dna zbiornika retencyjnego cieczy, zwłaszcza ścieków kanalizacji deszczowej i ogólnospławnej, Zgłoszony 13.05.1999 r. BUP A1-333147 z 20.11.2000 r., UP RP- 190647, Warszawa 23.11.2005 r.
- [6] Kisiel A., Mrowiec M., Malmur R., Hydrauliczne metody wyflukiwania osadów gromadzonych na dnie retencyjnych komór zbiorników kanalizacyjnych, Inżynieria Ochrona Środowiska 2002, 5,1, 7-15.
- [7] Malmur R., Kisiel A., Wyflukiwanie osadów gromadzonych na dnie komór zbiorników kanalizacyjnych, Inżynieria i Ochrona Środowiska 2008, 11, 3, 269-280.
- [8] Kisiel A., Kisiel J., Zbiornik retencyjny cieczy – grawitacyjna komora płuczająca, Zgłoszony do UP RP 27.01.2006 r. BUP A1-378832 z 06.08. 2007 r., BUP P – 378832 z dnia 27.01.2006 r.

NEW METHODS OF RINSING THE BOTTOM OF RETENTION SEWAGE RESERVOIRS

Abstract: The chapter presents an innovative solution of gravity and gravity-under-pressure rinsing the bottom of the retention chamber as soon as it is emptied of the sewage accumulated in it. Temporary accumulation of sewage in the retention chamber of the reservoir causes partial sedimentation of the solid phase suspended in the liquid. The ability to effectively rinse out sediments remaining at the bottom of the retention chamber is an important operational procedure for the proper functioning of the retention reservoir in the sewage network. The location of the rinsing chamber at the height of the maximum level of sewage filling in the retention chamber of the reservoir significantly increases the efficiency of rinsing the bottom of the retention chamber with the stream of sewage flowing out of the rinsing chamber.

Keywords: retention sewage reservoirs, rinsing of retention chambers

Rozdział 2

ZAGOSPODAROWANIE WÓD OPADOWYCH NA OBSZARACH ZURBANIZOWANYCH ZGODNE Z KONCEPCJĄ ZRÓWNOWAŻONEGO ROZWOJU

Maciej MROWIEC

Politechnika Częstochowska, Wydział Infrastruktury i Środowiska

Streszczenie: Wody opadowe spływające z obszarów zurbanizowanych stanowią zagrożenie pod względem ilościowym i jakościowym dla naturalnych wód płynących. Koncepcja zrównoważonego rozwoju systemów odwodnienia oznacza, że woda deszczowa spływająca z powierzchni utwardzonych (drogi, dachy) jest zagospodarowana w sposób, który rozwiązuje nie tylko dzisiejsze wymagania, ale także chroni zasoby naturalne dla przyszłych pokoleń. Przedstawiono możliwości zarządzania wodami opadowymi przy różnym stopniu zagospodarowania zlewni. Uwzględniają one szeroki wachlarz możliwości technicznych – od prostych urządzeń infiltracyjnych po zielone dachy i instalacje gospodarczego wykorzystania wód opadowych. Zastosowanie zrównoważonych systemów zagospodarowania wód opadowych przynosi liczne korzyści zarówno techniczne, jak i pozatechniczne (w tym społeczne i środowiskowe).

Słowa kluczowe: systemy odwodnienia, wody opadowe, kanalizacja deszczowa

Wprowadzenie

Tradycyjnie stosowane systemy kanalizacyjne, zarówno rozdzielcze, jak i ogólnospławne, nie uwzględniają kwestii związanych z negatywnym oddziaływaniem zrzutów ścieków z przelewów burzowych oraz zrzutów z kanalizacji deszczowej na wody powierzchniowe. Konieczność głębokich zmian w podejściu do kwestii projektowania i eksploatacji systemów odprowadzających wody opadowe, postulowana od dłuższego czasu, nadal nie znajduje odbicia w krajowej praktyce inżynierskiej [1]. Mając na uwadze fakt, że w ciągu najbliższych lat przeznaczone zostaną znaczne środki finansowe na rozwój gospodarki wodno-ściekowej na obszarach zurbanizowanych, istotne jest, by nowe inwestycje nie były realizowane zgodnie z koncepcją jak najszybszego odprowadzenia wód opadowych do odbiornika. Odejście od tej koncepcji na rzecz retencjonowania i infiltracji wód opadowych do gruntu blisko miejsca ich pojawienia się niesie za sobą wiele korzyści w aspekcie ilościowym (zmniejszenie szczytowych przepływów, częstotliwości podstopień, ograniczenie

ładunku zanieczyszczeń odprowadzanych do odbiorników wodnych) oraz ekonomicznym, gdyż koszty budowy alternatywnych systemów odwodnienia są zazwyczaj niższe niż systemów tradycyjnych.

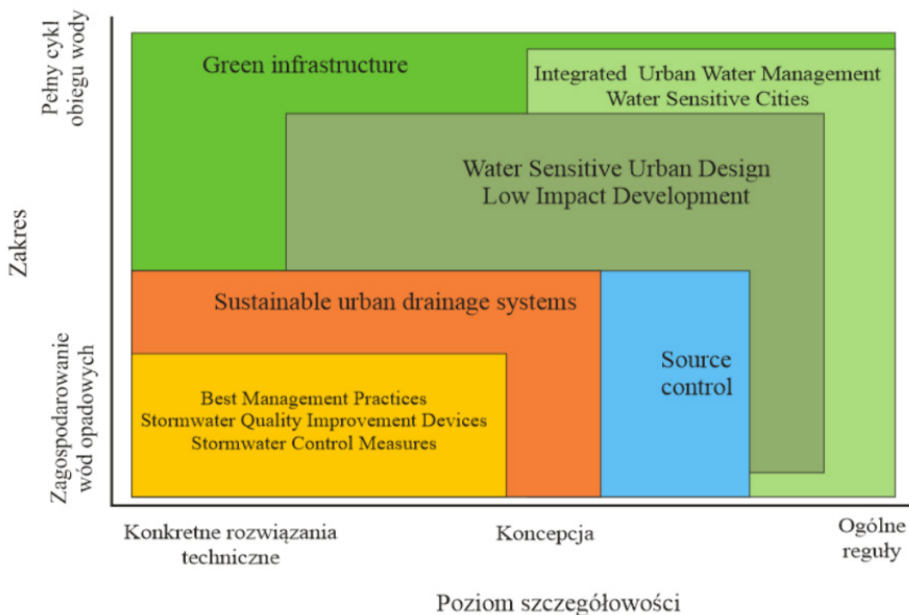
2.1. Systemy odwodnienia miast zgodne z koncepcją zrównoważonego rozwoju

Zasada szybkiego, niezakłóconego odprowadzania wód deszczowych z obszarów zurbanizowanych była podstawą odwodnienia miast przez dziesięciolecia, co skutkowało ponoszeniem wysokich kosztów inwestycyjnych na budowę wielkich, rzadko wykorzystywanych kanałów i urządzeń do oczyszczania wód deszczowych. Zarówno bieżące wymagania, jak i przewidywane zmiany klimatu wymuszają modernizację i dostosowanie miejskich sieci kanalizacyjnych [2]. Z tego względu ważne jest, aby system odwodnienia miasta był projektowany i rozwijany z uwzględnieniem dużej elastyczności i zdolności do potencjalnych zmian – zarówno tych, które wynikają z dynamicznej urbanizacji, jak i trudnych do przewidzenia zmian klimatycznych. Dotychczas dominujące postrzeganie systemu odwodnienia jako sieci kanałów, które mają możliwie szybko transportować ścieki opadowe do odbiornika, jest nieuzasadnione ekonomicznie i ekologicznie. Wiedza na temat oddziaływania na środowisko oraz dostępne dane na temat opadów w Polsce powinny być podstawą do zmian i nakierowania na rozwój miast wrażliwych na wodę (ang. *water sensitive cities*) [3, 4].

W ciągu ostatnich dekad nastąpiły istotne zmiany w podejściu do strategii zagospodarowania wód na obszarach zurbanizowanych. Dotychczasowy „kanalizacyjny” model rozwoju jest wypierany przez koncepcje zorientowane na odtworzenie naturalnych warunków hydrologicznych na zlewniach. W zależności od kraju koncepcje te były wprowadzane w różnym czasie, w zróżnicowanym zakresie i pod różnymi nazwami (rys. 2.1), z których najczęściej stosowane są obecnie: *Sustainable Urban Drainage Systems* oraz *Low Impact Development* [5, 6, 7].

Wspólnym mianownikiem wszystkich koncepcji przedstawionych na rysunku 2.1 jest założenie, by w przypadku zagospodarowywania nowych terenów koncepcję odwodnienia oprzeć na zamkniętych obiegach wody w małych obszarach. Obowiązuje przy tym zasada, aby zatrzymać na miejscu wszystkie odpływy, które ze względu na swoje zanieczyszczenie nie wymagają odprowadzenia do kanalizacji, wykorzystać je, a odpływy nadmierne rozsączyć w gruncie. W sprzyjających warunkach gruntowo-wodnych oraz luźnej zabudowie umożliwia to uniknięcie budowy systemów podziemnych kanałów. Generalne założenia dla nowoczesnych systemów odwodnienia [8]:

- Zmniejszyć ilość bezpośrednich odpływów do kanalizacji poprzez wsiąkanie wód deszczowych.
- Wykorzystywać wodę deszczową do celów bytowo-gospodarczych.
- Wodę deszczową zanieczyszczoną gromadzić i oczyszczać.
- Odpływy nienadające się do wsiąkania bądź zagospodarowania odprowadzić do kanalizacji ze zwłoką czasową.



Rys. 2.1. Klasyfikacja terminologii w zakresie koncepcji odprowadzania wód opadowych z uwzględnieniem ich zasięgu oraz poziomu szczegółowości [6]

Dla realizacji powyższych celów możliwe jest zastosowanie różnych rozwiązań technicznych. Wybór odpowiedniego rozwiązania, obejmującego zestaw elementów systemu zagospodarowania wód opadowych dla danego obszaru, powinien uwzględniać natężenie, dynamikę oraz rozkład opadów na danym terenie, poziom zanieczyszczenia terenu, z którego odprowadzane są wody deszczowe, sposób zagospodarowania obszaru, w tym: wielkość powierzchni biologicznie czynnej, rodzaj szaty roślinnej i gęstość zabudowy, funkcje terenu, topografię terenu, rodzaj i strukturę gruntu, poziom wód gruntowych, obowiązujące ograniczenia prawne i własnościowe oraz lokalne przepisy.

Ważnym aspektem w projektowaniu systemów odwodnienia, opartym na koncepcji zrównoważonego rozwoju, jest uwzględnienie rozkładu wysokości opadów w ciągu roku. W większości przypadków przyjmuje się, że:

- 75% zdarzeń opadowych deszczy można w całości zagospodarować bezpośrednio w miejscu opadu poprzez wykorzystanie wody do celów gospodarczych, infiltrację do gruntu oraz parowanie, bez potrzeby korzystania z centralnych układów kanalizacyjnych;
- 20% opadów może powodować wypełnienie lokalnych urządzeń i kontrolowany odpływ przez przelewy do systemu centralnego;
- jedynie 5% opadów w ciągu roku stanowią zdarzenia, które generują na tyle duże spływy powierzchniowe, że konieczne jest sterowanie przepływem w celu minimalizacji ryzyka podtopień na zlewni.

Zdecydowaną większość zdarzeń opadowych można zagospodarować lokalnie i zasilić wody gruntowe, zamiast szybko odprowadzać do odbiorników. Projektowanie

systemów odwodnienia zorientowanych na szybkie odprowadzenie 5% najbardziej intensywnych opadów powoduje, że do odbiorników trafiają także spływy generowane w okresie pozostałych 95% zdarzeń [9].

Możliwości wdrożenia koncepcji zrównoważonego rozwoju systemów kanalizacyjnych są zróżnicowane i zależą m.in. od stopnia zagospodarowania rozpatrywanej zlewni [10]. Można tu wyróżnić trzy podstawowe przypadki:

- zlewnie zabudowane z istniejącymi (konwencjonalnymi) systemami odwodnienia;
- zlewnie zabudowane bez istniejącego, zorganizowanego systemu odwadniania;
- zlewnie niezagospodarowane, przeznaczone pod zabudowę miejską.

W dalszej części przedstawiono podstawowe zagadnienia związane z wykorzystaniem urządzeń infiltracyjnych i retencyjnych w każdym z wariantów.

2.1.1. Systemy odwodnienia dla nowych zlewni

Największe możliwości do wdrożenia koncepcji zrównoważonych systemów odwadniania występują na obszarach niezagospodarowanych, dla których dopiero przewidziana jest zabudowa. Można w tym przypadku zastosować szereg technik, dzięki którym możliwe będzie utrzymanie naturalnego obiegu wody na zagospodarowywanym obszarze. Zaliczyć do nich można m.in. [11, 12]:

- minimalizację stosowania powierzchni nieprzepuszczalnych (dla niezbędnych powierzchni uniemożliwić bezpośredni odpływ do kanalizacji);
- ograniczenie w zakresie usuwania istniejącej roślinności (drzew, krzewów);
- utrzymanie istniejących (naturalnych) dróg spływu wód;
- stosowanie otwartych systemów odprowadzania wód opadowych (rowy);
- maksymalne wydłużenie drogi i czasu przepływu wód po powierzchni zlewni;
- ograniczenie wpływu magazynowania materiałów budowlanych oraz sprzętu budowlanego na etapie budowy (powodujących m.in. kolmatację wierzchnich warstw gruntu).

Zachowanie powyższych wskazówek, połączone z wykonaniem lokalnych urządzeń do retencji/bioretencji oraz szeroko pojętej infiltracji wód, umożliwić może rezygnację z wykonywania standardowego, podziemnego systemu kanalizacji deszczowej. Przy niekorzystnych warunkach gruntowo-wodnych osiągnąć można znaczącą redukcję długości i średnic poszczególnych kanałów. Rozpatrując alternatywne rozwiązania, należy mieć na uwadze nie tylko aspekt ilościowy, ale także jakościowy, związany z ładunkiem zanieczyszczeń możliwym do zatrzymania i częściowej redukcji w niektórych urządzeniach. Nadal nie do końca szczegółowo opisane są procesy usuwania zanieczyszczeń w środowisku gruntowo-wodnym; pojawiają się także pytania, na ile mamy do czynienia z usuwaniem, a na ile z redystrybucją zanieczyszczeń [13]. Jednak w przypadku tradycyjnej koncepcji projektowania odwodnień zakłada się niewielkie zanieczyszczenie spływów opadowych (brak jakiegokolwiek oczyszczania), co w świetle wielu publikacji należy traktować jako znaczący błąd.

Najlepsze efekty związane z wdrożeniem systemów zrównoważonych uzyskuje się wówczas, gdy ich wykonanie jest uwzględniane już na etapie projektu zagospodarowania przestrzennego danego terenu. Wymaga to jednak interdyscyplinarnego podejścia do tematu – w projekt muszą być zaangażowani nie tylko projektanci instalacji sanitarnej, ale także architekci, administracja samorządowa, eksploatacja sieci kanalizacyjnej [9]. Coraz częściej można zobaczyć projekty budynków czy też niewielkich osiedli realizowanych jako „ekobudynki”, w których dąży się do minimalizacji negatywnego oddziaływania na środowisko. W przypadku kwestii związanych z zaopatrzeniem w wodę i odprowadzaniem ścieków do najczęściej stosowanych alternatywnych technologii należy zaliczyć:

- zastosowanie „zielonych dachów” (umożliwiający 30-40-procentowe redukcje rocznej objętości opadów) bądź wykorzystanie zdolności retencyjnej płaskich połaci dachowych – rozwiązania ograniczone do płaskich połaci dachowych (rys. 2.2);
- wykonanie dualnych instalacji zaopatrzenia w wodę, wykorzystujących deszczówkę jako drugie źródło zaopatrzenia dla czynności niewymagających jakości wody do celów konsumpcyjnych;
- wykorzystanie powierzchniowych lub podziemnych urządzeń infiltracyjnych do odprowadzenia wód opadowych z powierzchni parkingów.



Rys. 2.2. Przykłady zastosowania zielonych dachów w budownictwie miejskim: a) dach Chicago City Hall, b) instalacja pilotażowa w Augustenborg (Malmö) (fot. autor)

Zastosowanie wszystkich dostępnych „zrównoważonych” technologii ogranicza do minimum zużycie wody pitnej (wg badań autora nawet do 50% dla warunków polskich) z sieci wodociągowej oraz pozwala zmniejszyć, a w korzystnych warunkach wyeliminować odpływ wód deszczowych do konwencjonalnych systemów kanalizacyjnych. Z uwagi na odmienne wymagania w zakresie projektowania (np. kwestie wytrzymałości konstrukcji dachu) realizacja zielonych dachów jest możliwa przede wszystkim dla nowych inwestycji.

2.1.2. Budowa nowych systemów odwadniania na zagospodarowanych zlewniach

Odmierna sytuacja występuje dla zagospodarowanych zlewni, na których systemy kanalizacji deszczowej są w fazie planowania. Konieczność budowy systemu odwodnienia na zabudowanych obszarach wynika najczęściej z występowania cyklicznych podtopień i związanych z tym żądań mieszkańców kierowanych do władz samorządowych. Praktycznie zawsze jedynym rozpatrywanym rozwiązaniem problemu jest wykonanie kolektora o odpowiedniej średnicy wraz z wpustami ulicznymi, który odprowadzi nadmiar wód do rzeki lub istniejącego w pobliżu kolektora. Często włączanie nowych zlewni do istniejącego systemu odbywa się bez wykonania głębszych analiz dotyczących zmian w warunkach hydraulicznego działania, zaś w skrajnych przypadkach wykonuje się dodatkowe kanały, położone równoległe do istniejących. Zastosowanie technik ograniczających wielkość odpływu powierzchniowego na obszarze jego powstawania, bądź przynajmniej opóźnienie formowania się szczytowej fali przepływu, powinno być w takich sytuacjach rozpatrywane w pierwszej kolejności [14].

Na obszarach zabudowanych będzie występował szereg ograniczeń wynikający z konieczności dostosowania się do istniejącej zabudowy, układu ulic czy istniejącej infrastruktury podziemnej. Szczególnie trudne jest lokalizowanie otwartych zbiorników, co wynika z ograniczonej dostępności terenu, wysokich cen gruntów, konieczności zachowania minimalnych odległości od zabudowań, braku zgody właścicieli na budowę tego typu urządzeń w sąsiedztwie. Mimo tych ograniczeń projekt odwodnienia od początku powinien wymuszać na projektancie rozpatrzenie alternatywnych metod odprowadzania wód opadowych. Jednym z możliwych rozwiązań jest wprowadzenie administracyjnego wymogu wykonania swego rodzaju operatu oceniającego możliwość odprowadzenia wód opadowych do gruntu (także gospodarczego wykorzystania wód, retencji) dla każdego projektu technicznego. Coraz częściej wprowadzane są w miastach opłaty dla użytkowników sieci deszczowych. Niestety większość gmin traktuje tę opłatę wyłącznie jako kolejne źródło dochodu, zaś potencjalni płatnicy jako dodatkowy i nieuzasadniony podatek. Tymczasem bardziej zasadne byłoby traktowanie tych opłat jako elementu promującego stosowanie rozwiązań alternatywnych. Można przykładowo przyznać pewien limit powierzchni szczelnej wolny od podatku, zaś opłatę naliczać tylko od nadwyżki podłączonej powierzchni szczelnej, zostawiając przy tym możliwość zwolnienia z opłaty przy zastosowaniu infiltracji do gruntu bądź gospodarczego wykorzystania deszczówki [15]. Wprowadzanie takich opłat powinno być rozłożone w latach oraz wsparte merytoryczną kampanią informacyjną.

System kanalizacji podziemnej powinien być obliczony na odprowadzenie wód z ciągów komunikacyjnych (zapewnienie bezpieczeństwa ruchu drogowego), przyjmując wyłącznie nadmiar wód z przelewów awaryjnych urządzeń infiltracyjnych, stawów, zbiorników retencyjno-infiltracyjnych (rys. 2.3).

Na zagospodarowanych zlewniach konieczna jest zazwyczaj integracja istniejących, lokalnych systemów odwodnienia, wykonanych niezgodnie ze sztuką

inżynierską, a czasami wręcz niezgodnych z obowiązującymi przepisami. Wykonanie tradycyjnego, podziemnego systemu kanalizacyjnego powinno być rozpatrzone jako ostatni wariant, przy braku innych możliwości (np. ze względu na niekorzystne warunki hydrogeologiczne, istniejącą infrastrukturę itp.). Jednak nawet wtedy przy projektowaniu przekrojów kanałów należy rozważyć możliwość aktywnego sterowania przepustowością i wykorzystaniem pojemności retencyjnej całego układu kanalizacyjnego.



Rys. 2.3. Schemat wyboru niekonwencjonalnych technik odprowadzania wód opadowych ze zlewni miejskich [9]

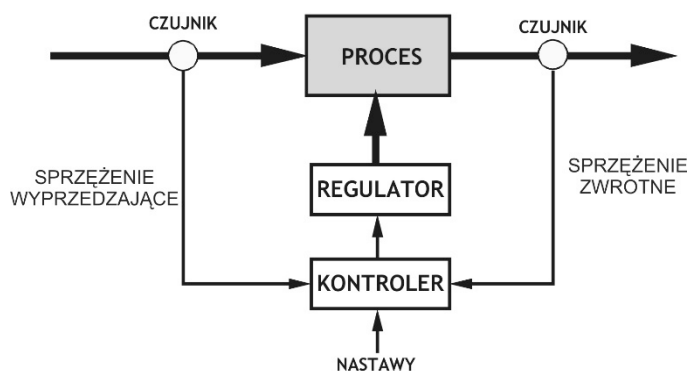
Uzgodnienia dotyczące szczegółowych rozwiązań technicznych wymagają rzetelnych badań warunków hydrogeologicznych oraz konkretnych ustaleń z eksploatatorem sieci, gdyż utrzymanie wysokiej sprawności urządzeń infiltracyjnych wymaga ich właściwej konserwacji i regularnych przeglądów [16, 17]. Na efektywność działania urządzeń infiltracyjnych ma wpływ wiele czynników, dlatego ostateczne rezultaty dla konkretnej lokalizacji mogą wyraźnie różnić się od zamieszczanych w literaturze wartości orientacyjnych.

2.1.3. Modernizacja istniejących systemów odwodnienia zlewni

Największym wyzwaniem przy wdrażaniu niekonwencjonalnych technik gospodarowania wodami opadowymi są obszary gęsto zabudowane, wyposażone w istniejące systemy kanalizacyjne. Do ograniczeń wymienionych we wcześniejszym podrozdziale dochodzi kwestia modernizacji istniejącego systemu kanalizacyjnego, zazwyczaj ogólnospławnego – zdecydowana większość dużych aglomeracji miejskich posiada takie obszary w swych najstarszych dzielnicach (centralne części miast).

Przykłady z wielu krajów pokazują, że całkowita eliminacja systemów ogólnospławnych jest ekonomicznie nieopłacalna, a często niewykonalna technologicznie.

Dlatego zasadniczy wysiłek jest skierowany na ograniczenie uciążliwości oddziaływania przelewów burzowych na odbiornik oraz utrzymanie efektywnego działania oczyszczalni ścieków w okresach opadów atmosferycznych bądź występowania zjawisk roztopowych. Dla rozległych obszarów miejskich zastosowanie wszelkich możliwych urządzeń infiltracyjno-retencyjnych nie eliminuje całkowicie potrzeby eksploatacji kanalizacji podziemnej, w tym samych przelewów [18]. Ograniczenie objętości wód opadowych trafiających do kanalizacji poprzez działania u źródła ich powstawania jest jednym z najefektywniejszych sposobów zmniejszenia częstotliwości działania przelewów i powinno być podstawą kompleksowego programu modernizacyjnego. Podobnie jak w przypadku sieci modernizowanych istniejące kanały powinny odbierać tylko nadmiar wód odpływający z powierzchniowych urządzeń infiltracyjno-retencyjnych oraz spływy z terenów, gdzie zastosowanie tych urządzeń nie było możliwe. Jednak nie ulega wątpliwości, że w tym przypadku stopień zmniejszenia odpływu ścieków opadowych będzie zdecydowanie niższy niż dla zlewni nowo projektowanych. Dzięki hydraulicznemu odciążeniu sieci kanalizacyjnej możliwe jest pełniejsze wykorzystanie jej potencjału retencyjnego, uzupełnianego w miarę potrzeb poprzez dobudowywanie sieciowych zbiorników retencyjnych. Całość układu kanalizacyjnego powinna być monitorowana i możliwa do regulacji w czasie rzeczywistym poprzez system czujników, zasuw, ruchomych przelewów, tworząc w ten sposób system RTC (ang. *real time control*). Systemy RTC są coraz częściej stosowane w dużych i średnich europejskich aglomeracjach, dając operatorom możliwość wpływu na pracę układu kanalizacyjnego oraz oczyszczalni ścieków w okresach intensywnych opadów. W bardziej zaawansowanych systemach RTC monitoring i sterowanie dotyczą nie tylko parametrów ilościowych (przepływ, napelnienie), ale także jakościowych (pomiar stężeń wybranych wskaźników zanieczyszczeń) [19]. Większość systemów sterowania w czasie rzeczywistym jest oparta na podstawowych schematach sterowania, znanych z automatyki (rys. 2.4). Kluczowe jest oprogramowanie, które na podstawie predykcji opadów umożliwia znalezienie optymalnych ustawień dla regulatorów przepływu odpowiadających za działanie zbiorników retencyjnych.



Rys. 2.4. Schemat pętli kontrolnej w układzie sterowania procesem (np. przepływem) w systemie kanalizacyjnym [20]

W przypadku kanalizacji rozdzielczej problemów technicznych jest oczywiście mniej, a sama przebudowa systemu znacznie tańsza. Inna sprawa, że eksploataccy kanalizacji deszczowej rzadko dostrzegają potrzebę zmieniania czegokolwiek w systemie, jeśli woda nie zatapia ulic czy posesji. Brak wymogu monitoringu jakościowego ścieków na wylotach do rzek sprawia, że brak podtopień jest jedyną miarą efektywności działania systemu odwodnienia. Jedną z możliwości zmniejszenia uciążliwości kanalizacji deszczowej jest wykonanie kanalizacji półrozdzielczej, opisywanej często w literaturze, jednak w praktyce niestosowanej.

2.2. Przykład wdrożenia systemu odwodnienia zgodnie z koncepcją zrównoważonego rozwoju

Jednym z najbardziej spektakularnych przykładów wykonania zrównoważonego systemu odprowadzania wód opadowych na istniejącej zlewni miejskiej (wyposażonej w system kanalizacji ogólnospławnej) jest dzielnica Augustenborg w Malmö. Projekt rozpoczęty w latach 90. XX wieku miał na celu rewitalizację osiedla i obejmował nie tylko kwestie związane z gospodarką ściekową, ale to właśnie system odwodnienia jest źródłem inspiracji dla naukowców i inżynierów z innych krajów do wdrażania zbliżonych rozwiązań [17]. W dzielnicy zabudowanej kilkukondygnacyjnymi blokami mieszkalnymi zastosowano system otwartych kanałów, parkingów z przepuszczalnym podłożem, niecek i zbiorników infiltracyjno-retencyjnych oraz zielonych dachów, które z powodzeniem zastąpiły istniejący, niewydolny system kanalizacji podziemnej. Z uwagi na pilotażowy charakter przedsięwzięcia poszczególne urządzenia wykonano w różnych wariantach, tak by możliwa była jak najszersza ocena działania poszczególnych rozwiązań [21].

Przy projektowaniu systemu odwodnienia w dzielnicy Augustenborg dużą uwagę przywiązywano do estetyki wykonania poszczególnych elementów systemu i wkomponowania ich w otoczenie budynków. Przykładem mogą tu być takie elementy, jak:

- zbiorniki retencyjne z dobraną roślinnością (rys. 2.5a);
- korytka odprowadzające wody opadowe z poszczególnych rynien do rowu, wykonane z charakterystycznymi wypustkami, których zadaniem jest ułatwienie samooczyszczania, a także spowolnienie odpływu;
- wykonanie umocnień w postaci klombów na załamaniach ziemnego rowu otwartego, zapobiegające zjawiskom erozji brzegów w tych miejscach;
- chodnik „na wodzie” przy placu zabaw;
- naturalne, kamienne wykończenia rowów łączących zbiorniki (rys. 2.5b);
- fontanny w zbiornikach retencyjnych (rys. 2.5c);
- wykonanie zbiornika infiltracyjno-retencyjnego na placu szkolnym o brzegach imitujących trybuny.

Można było wykonać ten system bez tych dodatków, stosując mniej wyszukane, standardowe formy wykonania. Jednak to właśnie te detale decydują o niepowtarzalnym charakterze zastosowanych rozwiązań – sprawiają, że dany kanał, zbiornik czy

rów jest nie tylko elementem systemu odprowadzania wód opadowych, ale także elementem tworzącym wartość dodaną w krajobrazie osiedla. Możliwość kształtowania krajobrazu jest bez wątpienia kolejną z zalet stosowania zrównoważonych systemów odprowadzania wód opadowych [22].



Rys. 2.5. Przykład wykonania otwartego systemu odprowadzania wód opadowych w dzielnicy Augustenborg w Malmö (fot. autor)

Wedle danych dostępnych w literaturze wykonany w dzielnicy Augustenborg system odwodnienia zabezpiecza zlewnię przed deszczem o prawdopodobieństwie wystąpienia raz na 20 lat. Eksploatacja sprowadza się do okresowego czyszczenia rowów i kanałów z nagromadzonych osadów i opadających liści. Warto zwrócić uwagę, że czyszczenie systemu odwodnienia jest znacznie łatwiejsze niż w przypadku kanalizacji podziemnej.

2.3. Rola społeczeństwa we wdrażaniu systemów zrównoważonych

Praktycznie we wszystkich przypadkach właściwe funkcjonowanie urządzeń związane jest z ich prawidłową eksploatacją i utrzymaniem odpowiedniego stopnia czystości dopływających wód. Dlatego też w parze z rozwiązaniami czysto technicznymi muszą iść działania ukierunkowane na aspekt społeczny rozwoju systemów odprowadzania wód opadowych, opartych na innowacyjnych rozwiązaniach (ang. *non-structural BMP*). Zwiększenie świadomości społeczeństwa – a w konsekwencji zmiany pewnych negatywnych nawyków mieszkańców w zakresie potrzeby

ochrony środowiska wodnego przed zrzutem ścieków z kanalizacji deszczowej – może przynieść lepsze efekty niż zastosowane na sieci urządzenia techniczne (ograniczenie przyczyn, a nie ze skutków).

Do zalet należy zaliczyć elastyczność w dostosowywaniu konkretnych działań do bieżących potrzeb. Gdy osiągnane efekty działań znacznie odbiegają od zakładanych, strategia i jej narzędzia mogą być szybko i przy niewielkich kosztach zmienione – jest to zadanie bardzo trudne w przypadku infrastruktury. Ponadto koszty kampanii edukacyjnych są zdecydowanie niższe w porównaniu z kosztami budowy systemów odwodnieniowych (tak klasycznych, jak i alternatywnych).

Problemem jest jednak ocena skuteczności działań nakierowanych na edukację społeczną, ponieważ ich efekty są rozłożone w czasie (zmiany zachodzą zazwyczaj dość wolno), a określenie, które z działań miało jaki wpływ na poprawę stanu wód jest często niemożliwe do precyzyjnego ustalenia [23]. Obserwowany jest ciągły rozwój metod ewaluacji tego typu programów szkoleniowych. Zazwyczaj stosuje się metody badań ankietowych, są one jednak obciążone dużym błędem związanym z subiektywną oceną faktów przez poszczególne osoby i niechęcią do przyznania się (nawet anonimowo) do działań niewłaściwych z założonymi szablonami postępowania [24]. Choć w większości instrukcji zaleca się, by działania edukacyjne prowadzić przed rozpoczęciem budowy zrównoważonych systemów odwodnienia, to w praktyce najbardziej przekonujące dla użytkowników jest demonstrowanie ich możliwości w czasie działania.

Wnioski

Wdrażanie zrównoważonych systemów odprowadzania wód opadowych wymaga zasadniczych zmian w podejściu do ich projektowania, eksploatacji oraz oceny oddziaływania na środowisko. Budowanie systemów opartych na urządzeniach prowadzących do infiltracji, parowania lub ponownego użycia wód opadowych nie powinno być obecnie taktowane jako „niekonwencjonalne systemy”, lecz właśnie jako podstawowe rozwiązanie. W zależności od specyficznych warunków każdej ze zlewni zakres możliwych do zastosowania technik będzie różny – największy dla zlewni, które dopiero będą zagospodarowywane, najmniejszy zaś w obszarach istniejących centrów miast. Przykład realizacji zrównoważonego systemu odwadniania w jednej z dzielnic Malmö pokazuje, że nawet na zagospodarowanych obszarach z istniejącymi systemami kanalizacyjnymi możliwa jest realizacja bardzo śmiałych projektów, zmieniających nie tylko sam system, ale także krajobraz dzielnicy. Dostosowanie odpowiednich technik do danego obszaru odwadnianego ma ogromne znaczenie i powinno być każdorazowo przedmiotem szczegółowej i interdyscyplinarnej analizy na etapie projektu. Dla ostatecznego powodzenia inwestycji tego typu konieczne jest także prowadzenie szeroko zakrojonych akcji związanych z ekologiczną edukacją społeczną, a ponadto znaczące zmiany legislacyjne, np. wprowadzenie wymogu rozpatrzenia wariantu polegającego na odprowadzeniu wód

opadowych do gruntu dla wszystkich projektów związanych z odwadnianiem zlewni, rozpatrzenie stopniowego wprowadzania opłat za bezpośrednie odprowadzanie wód opadowych do kanalizacji deszczowej.

Badania naukowe zostały sfinansowane z subwencji statutowej Wydziału Infrastruktury i Środowiska Politechniki Częstochowskiej.

Literatura

- [1] Geiger W., Dreiseitl H., Nowe sposoby odprowadzania wód deszczowych, Projprzem-EKO, Bydgoszcz 1999.
- [2] Environmental Protection Agency, National pollutant discharge elimination system (NPDES) definitions, DC: United States Environmental Protection Agency, Washington 2011.
- [3] Fassman E.A., Blackbourn, S., Urban Runoff Mitigation by a Permeable Pavement System over Impermeable Soils, *Journal of Hydraulic Engineering* 2010, 15, 475-485.
- [4] Fletcher T., Andrieu H., Hamel P., Understanding, management and modelling of urban hydrology and its consequences for receiving waters: A state of the art, *Advances in Water Resources* 2013, 51, 261-279.
- [5] Benedict M., McMahon E., Green infrastructure – linking landscapes and communities, DC: Island Press, Washington 2006.
- [6] Fletcher T., Shuster W., Hunt W., Ashley R., Butler D., Arthur S., Trowsdale S., Barraud S., Semadeni-Davies A., Bertrand-Krajewski J.L., Mikkelsen P.S., Rivard G., Uhl M., Dagenais D., Viklander M., SUDS, LID, BMPs, WSUD and more – The evolution and application of terminology surrounding urban drainage, *Urban Water Journal* 2015, 12, 7, 525-542.
- [7] Jia H., Lu Y., Yu S.L., Chen Y., Planning of LID – BMPs for urban runoff control: The case of Beijing Olympic Village, *Separation and Purification Technology* 2012, 84, 112-119.
- [8] Environmental Protection Agency, Reducing Stormwater Costs through Low Impact Development Strategies and Practices, Nonpoint Source Control Branch: EPA 841-F-07-006, Washington 2007.
- [9] Mrowiec M., Retencja wód opadowych w obszarach zurbanizowanych, Wydawnictwo Politechniki Częstochowskiej, Częstochowa 2021.
- [10] Geyley S., Bedtke N., Gawel E., Sustainable stormwater management in existing settlements – municipal strategies and current governance trends in Germany, *Sustainability* 2019, 11, 19, 5510.
- [11] Zimmer C.A., Heathcote I. W., Whiteley H. R., Schroeter H. (2007), Low Impact Development practices for stormwater implications for urban hydrology *Canadian Water Resources Journal* 2007, 32, 3, 193-212.
- [12] Li Q., Wang F., Yu Y., Huang Z., Li M., Guan Y., Comprehensive performance evaluation of LID practices for the sponge city construction: A case study in Guangxi, China, *Journal of Environmental Management* 2019, 231, 10-20.
- [13] Hunt W.F., Davis A.P., Traver R.G., Meeting hydrologic and water quality goals through targeted bioretention design, *Journal of Environmental Engineering* 2011, 138, 6, 698-707.

- [14] Palla A., Gnecco I., Hydrologic modeling of Low Impact Development systems at the urban catchment scale, *Journal of Hydrology* 2015, 528, 361-368.
- [15] Environmental Protection Agency, Case Studies Analyzing the Economic Benefits of Low Impact Development and Green Infrastructure Programs 2013, report EPA 841-R-13-004.
- [16] Li H., Ding L.Q., Ren M.L., Li C.Z., Wang H., Sponge city construction in China: A survey of the challenges and opportunities, *Water* 2017, 9, 1-17.
- [17] Wang H., Mei C., Liu J.H., Shao W.W., A new strategy for integrated urban water management in China: Sponge city, *Science China Technological Sciences* 2018, 61, 317-329.
- [18] Struck S.D., Field R., Pitt R., Green infrastructure for CSO control in Kansas City, Missouri, *Proceedings of Conference on Low Impact Development 2010, Redefining Water in the City, VA: American Society of Civil Engineers, Reston* 2010.
- [19] Fuchs L., Beeneken T., Experience with the implementation of a real-time control strategy for the sewer system of the Vienna City, *Proceedings of the 10th International Conference on Urban Drainage, Denmark, Copenhagen* 2005.
- [20] Butler D., Davies J., *Urban Drainage*, Spon Press, New York 2011.
- [21] Mrowiec M., Sustainable urban drainage infrastructure, *Problems of Sustainable Development* 2016, 11, 2, 113-118.
- [22] Januchta-Szostak A., Woda w miejskiej przestrzeni publicznej: modelowe formy zagospodarowania wód opadowych i powierzchniowych, *Wydawnictwo Politechniki Poznańskiej, Poznań* 2011.
- [23] Mrowiec M., Wody opadowe – rola samorządów i społeczeństwa, *Wodociągi i Kanalizacja* 2008, 5, 51, 40-43.
- [24] Joksimovic D., Alam Z., Cost efficiency of Low Impact Development (LID) stormwater management practices, *Procedia Engineering* 2014, 89, 734-741.

MANAGEMENT OF RAINWATER IN URBANIZED AREAS IN ACCORDANCE WITH THE CONCEPT OF SUSTAINABLE DEVELOPMENT

Abstract: Rainwater runoff from urbanized areas may pose a threat to natural water bodies in terms of quantity and quality. The concept of sustainable development of drainage systems means that rainwater runoff from paved surfaces (roads, roofs) is managed in a way that not only solves today's requirements, but also protects natural resources for future generations. The possibilities of rainwater management at various levels of development of the catchment were presented. They take into account a wide range of technical possibilities – from infiltration devices to green roofs or rainwater harvesting and reuse installations. The implementation of sustainable rainwater management systems brings numerous benefits, both technical and non-technical (i.e. social and environmental).

Keywords: infiltration, rainwater, urban drainage systems

Rozdział 3

ZIELONE DACHY JAKO SPOSÓB ZAGOSPODAROWANIA WÓD OPADOWYCH NA TERENACH MIEJSKICH

Iwona DESKA

Politechnika Częstochowska, Wydział Infrastruktury i Środowiska
e-mail: iwona.deska@pcz.pl

Streszczenie: Postępujący proces urbanizacji i wzrost liczebności populacji prowadzą do zmian w przestrzennej strukturze miast i do ciągłego uszczelniania powierzchni terenu. Zwiększenie ilości powierzchni nieprzepuszczalnych prowadzi do zmian w cyklu hydrologicznym na terenach miejskich, przede wszystkim do zmniejszenia udziału infiltracji wód opadowych w głąb gruntu kosztem zwiększenia udziału spływu powierzchniowego. W konsekwencji może to prowadzić do powstawania podtopień i powodzi, jak również do ilościowej degradacji zasobów wodnych. Sposobem na poprawienie tej sytuacji może być stosowanie zrównoważonych systemów drenażu (ZSD), które wspomagają działanie tradycyjnych systemów kanalizacji i pozwalają na zagospodarowanie wody deszczowej w miejscu powstawania opadu. Przykładem ZSD mogą być m.in. zielone dachy. Zdolność zielonych dachów do retencjonowania wody deszczowej zależy od rodzaju elementów użytych do ich konstrukcji, od długości okresu bezdeszczowego poprzedzającego opad (ADWP), jak również od czynników atmosferycznych panujących w okresie poprzedzającym opad. Celem badań opisanych w rozdziale było ustalenie wpływu czynników atmosferycznych (temperatury powietrza i wilgotności względnej) na zdolność retencyjną siedmiu modeli ekstensywnych zielonych dachów. Modele były zróżnicowane pod względem konstrukcji oraz zastosowanej roślinności. Część z nich posiadała substrat wzbogacony dodatkiem superabsorbentu polimerowego (SAP), natomiast na pozostałych modelach zastosowano substrat bez domieszek. Otrzymane wyniki wskazały, że zielone dachy mogą być efektywnym sposobem zagospodarowania wody opadowej. Wyniki potwierdziły, że wraz ze wzrostem temperatury powietrza atmosferycznego panującej podczas ADWP wzrastała zdolność retencyjna zielonych dachów, przy czym najwyższy współczynnik determinacji uzyskano w przypadku modeli niezawierających superabsorbentu w składzie substratu. Z kolei najsłabszą korelację odnotowano w przypadku modelu, na którym przeważającym rodzajem roślinności był mech, a także w przypadku modelu, który nie zawierał warstwy roślinności. Obydwa te modele dodatkowo zawierały dodatek SAP w składzie substratu. Badania potwierdziły, że wpływ wilgotności względnej powietrza na zdolność retencyjną modeli zielonych dachów był znacznie mniejszy niż wpływ temperatury (w większości przypadków wyniki wskazały na brak korelacji). Należy jednak podkreślić, że wilgotności względne panujące w trakcie prowadzenia badań były stosunkowo wysokie i bardzo zbliżone do siebie, co mogło mieć wpływ na uzyskane wyniki. W związku z tym badania powinny być kontynuowane w bardziej zróżnicowanych warunkach atmosferycznych.

Słowa kluczowe: temperatura powietrza, wilgotność względna powietrza, zagospodarowanie wód opadowych, zdolność retencyjna, zielone dachy

Wprowadzenie

Postępujący proces urbanizacji oraz postęp technologiczny sprawiły, że około połowa ludzkiej populacji na całym świecie żyje obecnie w miastach [1, 2]. Zmiany zachodzące w przestrzennej strukturze terenów zurbanizowanych to między innymi ciągle uszczelnianie powierzchni terenu oraz zwiększająca się gęstość zabudowy. Wiele obszarów, na których kiedyś rosły lasy, znajdowały się łąki, pola uprawne i inne tereny zielone, w ciągu ostatnich kilkudziesięciu lat zostało przekształconych w tereny pokryte powierzchniami nieprzepuszczalnymi dla wody opadowej, jak np. budynki z tradycyjnymi dachami, parkingi, chodniki, drogi itp. [3-5]. Ta sytuacja prowadzi do znaczących zmian w cyklu hydrologicznym, których przejawem jest utrudnienie infiltracji wód opadowych w głąb gruntu i zmniejszenie jej udziału w bilansie wód, przy równoczesnym zwiększeniu udziału spływu powierzchniowego [6]. W konsekwencji prowadzi to do stopniowego zubożenia zasobów wód podziemnych na terenach miejskich przy równoczesnym zwiększaniu ryzyka powstawania podtopień i powodzi [3-6].

Oprócz problemów związanych z przestrzennym przekształcaniem zlewni miejskich, dodatkowym poważnym problemem są niekorzystne zmiany klimatu wynikające ze stale postępującego globalnego ocieplenia, wywołanego zwiększoną emisją gazów cieplarnianych do atmosfery (zwłaszcza CO₂) [7]. Długofalowe działanie wysokich temperatur powoduje nadmierne nagrzewanie się powierzchni ziemi oraz otaczającej ją atmosfery, co między innymi prowadzi do szybszego parowania wody, czego konsekwencją jest ubytek zasobów wód powierzchniowych i podziemnych [8]. Dodatkowym problemem są zmiany natężeń i częstotliwości występowania opadów atmosferycznych. Z tego powodu w niektórych miejscach planety dochodzi do wydłużenia się okresów bezopadowych, czego konsekwencją są długotrwałe susze meteorologiczne lub nawet hydrologiczne. Tymczasem w innych rejonach globu ziemskiego na skutek zwiększonego parowania dochodzi do tworzenia się wysoko wypiętrzonych chmur (np. *Cumulonimbus*) czy nawet do powstawania tzw. superkomórek burzowych, co w konsekwencji przyczynia do lokalnego występowania krótkotrwałych opadów nawałnych o bardzo dużym natężeniu, prowadzących niejednokrotnie do podtopień i powodzi, w tym także tzw. powodzi błyskawicznych [8, 9]. W ostatnim czasie bardzo intensywne powodzie błyskawiczne miały miejsce w Europie (np. w Niemczech) w lipcu 2021 roku [10]. Innym zjawiskiem, które również może stanowić zagrożenie powodziowe, są lokalnie pojawiające się opady długotrwałe. Na podtopienia i powodzie w sposób szczególny narażone są zlewnie silnie zurbanizowane, których powierzchnie zostały mocno przekształcone i nadmiernie uszczelnione [4, 11, 12].

W celu zagospodarowania nadmiaru wody opadowej, obok tradycyjnych systemów kanalizacji deszczowej, na obszarach zurbanizowanych zaleca się stosowanie zrównoważonych systemów drenażu (ZSD) (ang. SUDS – *Sustainable Urban Drainage Systems* lub SuDS – *Sustainable Drainage Systems*) [13, 14]. Dzięki

zastosowaniu ZSD można prowadzić infiltrację lub retencję wody opadowej w sposób zrównoważony w miejscu powstania opadu, co nie tylko odciąża system kanalizacji deszczowej, ale również zmniejsza ryzyko powstania powodzi [15]. Dodatkowo, jeżeli zastosowane systemy pozwalają na prowadzenie infiltracji wody deszczowej, przyczyniają się one do wzbogacania zasobów wodnych. Do ZSD zalicza się takie rozwiązania jak m.in. studnie i galerie chłonne, skrzynie rozsączające, komory infiltracyjne, muldy chłonne, niecki retencyjne, zbiorniki retencyjno-infiltracyjne [15, 16], a także systemy bioretencyjne, takie jak ogrody deszczowe i zielone dachy [13].

Zielone dachy to obiekty o budowie warstwowej. Każda z warstw pełni określone, odrębne funkcje i jest wykonana ze zróżnicowanych materiałów. Licząc od dołu, na elementach konstrukcyjnych odpowiednio uszczelnionego dachu układa się folię przeciwwkorzenną, odporną na przerastanie korzeni, której zadaniem jest ochrona warstwy hydroizolacji i innych elementów dachu przed zniszczeniem. Powyżej folii przeciwwkorzennej zazwyczaj stosuje się matę chłonno-ochronną, która chroni niżej leżące elementy oraz wchłania nadmiar wody. Na macie chłonno-ochronnej umieszczona jest warstwa drenażowa (np. mata drenażowa) służąca do magazynowania i odprowadzania nadmiaru wody opadowej. Położona nad nią włóknina filtracyjna stanowi podstawę dla substratu, a zarazem umożliwia odprowadzenie z niego wody do niżej leżących warstw. Z kolei substrat stanowi glebowe podłoże dla roślin [3, 4].

Z uwagi na rodzaj zastosowanych materiałów oraz typ roślinności zielone dachy dzieli się na intensywne, półintensywne oraz ekstensywne [17]. Obiekty te można konstruować na nowych budynkach lub na budynkach już istniejących. W tym drugim przypadku zakłada się dachy ekstensywne, ale wcześniej należy ocenić dodatkowe obciążenie związane z zainstalowaniem zielonego dachu i sprawdzić wytrzymałość konstrukcji nośnej budynku.

Stosowanie zielonych dachów jako ZSD nie przyczynia się do zwiększania zasobów wodnych, ale może mieć pozytywny wpływ na ochronę przeciwpowodziową i zwiększenie udziału retencji w bilansie wód opadowych z uwagi na fakt, że na obszarach silnie zurbanizowanych dachy stanowią około 40-50% wszystkich powierzchni nieprzepuszczalnych [5, 13]. Podstawowymi procesami zachodzącymi na zielonych dachach, pozwalającymi na redukcję objętości wód opadowych, są retencja i ewapotranspiracja, ale na bilans wodny ma także wpływ intercepcja zachodząca na powierzchni roślin oraz substratu [13].

Skuteczność zielonych dachów w aspekcie hydrologicznym wyraża się jako ich zdolność do retencjonowania wody (zdolność retencyjna) [5, 18, 19]. Może być ona określona jako wysokość (lub objętość) wody opadowej zatrzymanej na określonym zielonym dachu podczas konkretnego opadu, co powoduje redukcję objętości odpływu (wzory 1 i 2). Ta redukcja następuje zarówno na skutek retencji (w tym glebowej), jak i intercepcji czy ewapotranspiracji.

$$V_{ret} = V_{op} - V_{odp} \quad (1)$$

$$P_{ret} = \frac{V_{ret}}{A} \quad (2)$$

gdzie: V_{ret} – objętość wody zretencjonowanej na zielonym dachu, V_{op} – objętość opadu, jaki spadł na powierzchnię zielonego dachu, V_{odp} – objętość wody odpływającej z zielonego dachu, P_{ret} – wysokość opadu zretencjonowanego na zielonym dachu, A – powierzchnia zielonego dachu.

Innym sposobem określenia skuteczności zielonego dachu jest obliczenie współczynnika spływu, będącego stosunkiem objętości wody odpływającej z dachu do objętości opadu, jaki spadł na powierzchnię zielonego dachu.

$$\Psi_{zd} = \frac{V_{odp}}{V_{op}} \quad (3)$$

gdzie: Ψ_{zd} – współczynnik spływu z zielonego dachu.

Współczynnik spływu w miarodajny sposób odzwierciedla zdolność retencyjną zielonego dachu, ponieważ nie jest zależny od wysokości opadu, a jedynie od pojemności retencyjnej zielonego dachu w określonych warunkach. Jego wartość można jednak prawidłowo określić tylko w sytuacji, gdy objętość opadu docierającego na zielony dach jest większa niż objętość, jaka w danych warunkach może zostać zretencjonowana, co spowoduje odpływ nadmiaru wody. Trudno jest jednak określić jedną, konkretną wartość współczynnika spływu dla danego zielonego dachu, ponieważ parametr ten w dużej mierze jest zależny od warunków atmosferycznych panujących w okresie poprzedzającym opad [20].

Zdolność retencyjna zielonego dachu istotnie zależy od rodzaju dachu (np. intensywny, ekstensywny), parametrów poszczególnych warstw dachu, np. od miąższości i typu substratu, od rodzaju warstwy drenażowej (np. pojemności maty drenażowej), jak również od spadku dachu. Zdolność ta zależy również od długości okresu bezdeszczowego poprzedzającego opad (ADWP – ang. *Antecedent Dry Weather Period*), a także od czynników atmosferycznych panujących podczas ADWP (np. temperatury, wilgotności względnej powietrza, nasłonecznienia, prędkości wiatru itp.).

Bardzo ważnym elementem każdego zielonego dachu jest substrat, stanowiący glebowe podłoże i oparcie dla roślinności [21]. Substrat powinien być dobrze przepuszczalny dla wody oraz powietrza, co umożliwi prawidłową infiltrację i zminimalizowanie spływu powierzchniowego. Dobry dostęp powietrza do korzeni roślin zapobiega ich gniciu. Substrat powinien się charakteryzować możliwie niską gęstością oraz stosunkowo niewielką zawartością frakcji organicznych. Podłoże glebowe na dachach ekstensywnych w trakcie długotrwałych upałów może być narażone na suszę, z uwagi na relatywnie niewielką miąższość i niską pojemność wodną. Do podłoża glebowego często dodaje się zróżnicowane domieszki poprawiające jego

właściwości, takie jak np. keramzyt, kruszona cegła, perlit. W ostatnim czasie coraz częściej rozważa się dodatek biowęgla do substratu, co może pozytywnie wpłynąć zarówno na jego pojemność retencyjną, jak i na jakość wody opadowej odpływającej z zielonego dachu [22].

Jako jedna z domieszek do substratu mogą również być zastosowane superabsorbenty polimerowe (SAP), czyli tzw. hydrożele. Są to usieciowane hydrofilowe polimery [23, 24] zdolne do absorbowania stosunkowo dużych objętości wody, często nawet kilkadziesiąt czy kilkaset razy przekraczających ich objętość. Mogą one poprawiać dostępność wody dla roślin, co pozytywnie wpływa na warunki wegetacji, zwłaszcza w przypadku roślin młodych lub w czasie długotrwałej suszy [21, 24]. Zdolność do pochłaniania wody przez SAP może być jednak ograniczona na skutek nacisku gruntu wywieranego na cząstki hydrożelu [25].

W rozdziale przedstawiono wyniki badań wpływu czynników atmosferycznych (temperatury powietrza i wilgotności względnej) na zdolność retencyjną siedmiu modeli zielonych dachów o zróżnicowanej budowie. Część stanowisk posiadała substrat ekstensywny zawierający domieszkę SAP (usieciowanego poliakrylanu potasu), natomiast na części stanowisk zastosowano substrat ekstensywny bez domieszek. Na większości stanowisk znajdowała się warstwa roślinności (rozchodnik ostry lub mchy), natomiast na jednym ze stanowisk nie posadzono roślin. Celem przeprowadzonej analizy wyników było określenie wpływu dodatku hydrożelu lub jego braku na odzyskiwanie zdolności retencyjnej modeli zielonych dachów, przede wszystkim dzięki procesowi ewapotranspiracji.

3.1. Materiały, metody i przebieg badań

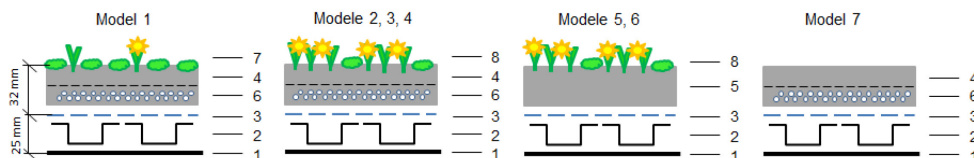
3.1.1. Materiały i metody badań

Analiza wpływu czynników atmosferycznych na zdolność retencyjną zielonych dachów została przeprowadzona na podstawie wyników badań opisanych w publikacji naukowej [26]. Badania te były prowadzone w naturalnych warunkach atmosferycznych na terenie należącym do Wydziału Infrastruktury i Środowiska Politechniki Częstochowskiej przy ul. Brzeźnickiej 60a w Częstochowie w okresie od 25.10.2019 roku do 19.01.2020 roku. W ramach badań wcześniej opisanych w publikacji [26] ustalono objętości wody zretencjonowanej na siedmiu modelach zielonych dachów podczas opadów naturalnych i symulowanych. Badania były prowadzone w okresie jesiennym i zimowym z zastosowaniem siedmiu modeli zielonych dachów, których przekroje zostały pokazane na rys. 3.1. Parametry opadów oraz wartości czynników atmosferycznych (temperatura powietrza oraz jego wilgotność względna) w trakcie prowadzenia badań były rejestrowane przy zastosowaniu stacji pogodowej Davis Vantage Pro 2 (w interwale co 10 minut). Na podstawie danych zarejestrowanych przez stację pogodową ustalono dokładne czasy trwania okresów ADWP oraz obliczono średnie temperatury powietrza i średnie wilgotności względne panujące podczas wszystkich okresów bezopadowych. Charakterystykę

opadów oraz ADWP uwzględnionych w analizie opisanej w niniejszym rozdziale przedstawiono w tabeli 3.1. Tabela ta uwzględnia tylko te opady, po których nastąpił odpływ nadmiaru wody z modeli zielonych dachów. Z analizy wyłączono opady naturalne o niewielkim natężeniu następujące bezpośrednio po opadach symulowanych o dużej wysokości, po których stanowiska były bardzo mocno nawodnione. W tych przypadkach odpływ nieznacznej objętości wody (np. oddawanej przez hydrożel) lub jej skraplanie się w przewodach czy zbiornikach mogło następować także po odczytaniu wyników z opadów symulowanych, co mogło błędnie zawyżyć objętości odpływu po opadach naturalnych, a tym samym wpłynąć na zaniżenie wysokości retencji.

Tabela 3.1. Charakterystyka opadów symulowanych i naturalnych (opracowanie na podstawie [26])

Nr opadu	Data opadu	Długość okresu bezdeszczowego ADWP	Wysokość opadu	Objętość opadu	Średnia temperatura podczas ADWP	Średnia wilgotność względna podczas ADWP
		d	mm	cm ³	°C	%
1	25.10.19	1,54	7.8	2500	11,40	92,5
2	12.11.19 – 13.11.19	1,80	4.6	1478	5,80	87,4
3	13.11.19	0,22	3.0	964	8,00	95,1
4	16.11.19 – 19.11.19	2,45	0.8	257	6,19	93,3
5	08.12.19 – 10.12.19	3,21	1.4	450	-0,60	79,9
6	14.12.19 – 15.12.19	1,08	1.6	514	3,70	77
7	08.01.20 – 11.01.20	3,01	3.0	964	0,20	86,6
8	18.01.20 – 19.01.20	1,28	1.4	450	2,30	89,2



1) warstwa uszczelniająca (dno tacy uprawowej), 2) mata drenażowa Floradrain FD 25, 3) tkanina filtracyjna SF, 4) 5 kg substratu ekstensywnego „Dywan z rozchodnika”, 5) 11 kg substratu ekstensywnego „Dywan z rozchodnika”, 6) 6 kg substratu ekstensywnego „Dywan z rozchodnika” z domieszką 0,5% wag. SAP, 7) rośliny – przeważnie mchy, 8) rośliny – rozchodnik ostry

Rys. 3.1. Przekroje modeli zielonych dachów

3.2.2. Przebieg badań

Objętości opadów zretencjonowanych na modelach zielonych dachów, opisane przez I. Deskę [26], zostały obliczone z zastosowaniem wzoru 1 jako różnice między objętościami opadów spadających na powierzchnie modeli i objętościami wody odpływającej z modeli do zbiorników. Na ich podstawie, korzystając ze wzoru 2, obliczono wysokości retencji wyrażone w mm słupa wody zatrzymanej na modelach zielonych dachów. Wysokości retencji, stanowiące dane wyjściowe do analizy wpływu temperatury powietrza i jego wilgotności względnej na zdolność retencyjną zielonych dachów, przedstawiono w tabeli 3.2.

Tabela 3.2. Wysokości retencji obliczone dla modeli zielonych dachów (ustalone na podstawie wyników zamieszczonych w [26])

Nr opadu	Data opadu	Wysokości retencji dla poszczególnych modeli zielonych dachów [mm]						
		1	2	3	4	5	6	7
1	25.10.19	4,1	5,0	4,2	4,4	4,3	4,6	3,0
2	12.11.19 – 13.11.19	4,2	4,4	4,2	4,2	4,1	4,2	3,9
3	13.11.19	0,1	0,6	0,6	0,6	0,4	0,4	0,4
4	16.11.19 – 19.11.19	5,5	5,5	5,4	5,3	4,9	5,0	5,5
5	08.12.19 – 10.12.19	0,9	1,2	1,2	1,2	1,2	1,2	0,1
6	14.12.19 – 15.12.19	0,8	1,5	1,6	1,6	1,5	1,6	0,8
7	08.01.20 – 11.01.20	1,8	2,3	2,4	2,3	2,1	2,4	2,2
8	18.01.20 – 19.01.20	1,3	1,4	1,4	1,4	1,4	1,4	1,4

Z uwagi na fakt, że długości okresów bezdeszczowych poprzedzających poszczególne opady (ADWP) różniły się między sobą, podczas analizy wpływu temperatury i wilgotności względnej na zdolność retencyjną modeli zielonych dachów nie można było bezpośrednio posługiwać się wysokościami retencji podanymi w tabeli 3.2. W celu umożliwienia przeprowadzenia tej analizy na podstawie wysokości retencji i długości ADWP dla każdego przypadku określono wysokość retencji przypadającą na jedną dobę okresu bezopadowego. Parametr ten dla uproszczenia nazwano retencją jednostkową ($P_{ret\ jedn}$). Wartości retencji jednostkowej dla każdego zarejestrowanego opadu, przedstawione w tabeli 3.3, obliczono na podstawie wzoru 4 (opracowanie własne):

$$P_{ret\ jedn} = \frac{P_{ret}}{ADWP} \quad (4)$$

gdzie: $P_{ret\ jedn}$ – retencja jednostkowa [mm/d],

$ADWP$ – długość okresu bezopadowego poprzedzającego opad [d].

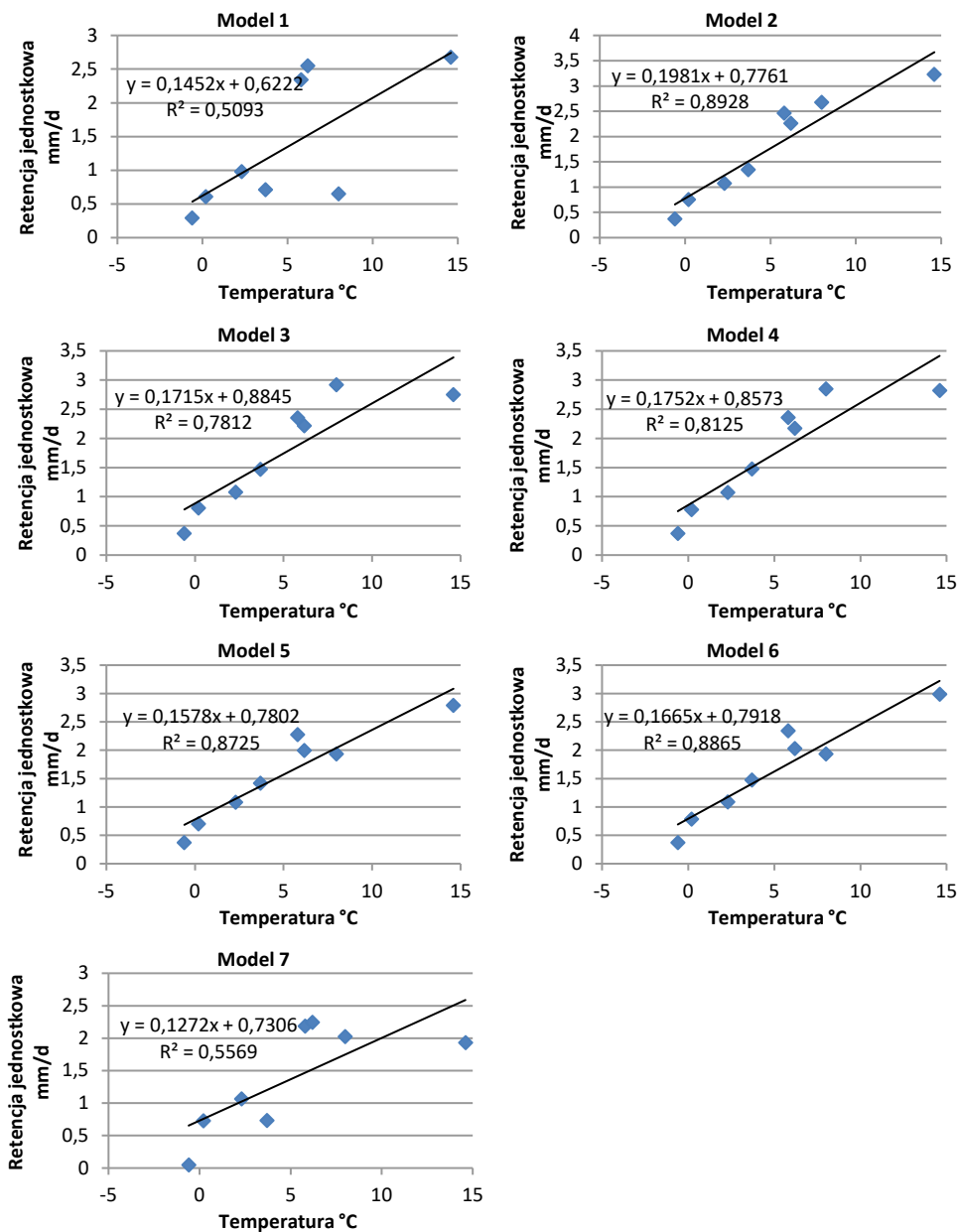
Tabela 3.3. Wartości wysokości retencji przypadającej na jedną dobę okresu bezopadowego (tzw. retencja jednostkowa)

Nr opadu	Data opadu	Retencja jednostkowa [mm/d]						
		1	2	3	4	5	6	7
1	25.10.19	2,7	3,2	2,7	2,8	2,8	3,0	1,9
2	12.11.19 – 13.11.19	2,3	2,5	2,4	2,4	2,3	2,3	2,2
3	13.11.19	0,7	2,7	2,9	2,8	1,9	1,9	2,0
4	16.11.19 – 19.11.19	2,6	2,3	2,2	2,2	2,0	2,0	2,2
5	08.12.19 – 10.12.19	0,3	0,4	0,4	0,4	0,4	0,4	0,05
6	14.12.19 – 15.12.19	0,7	1,3	1,5	1,5	1,4	1,5	0,7
7	08.01.20 – 11.01.20	0,6	0,8	0,8	0,8	0,7	0,8	0,7
8	18.01.20 – 19.01.20	1,0	1,1	1,1	1,1	1,1	1,1	1,1

3.3. Wyniki badań i dyskusja

Na podstawie wyników zamieszczonych w tabelach 3.1 i 3.3 przeprowadzono analizę wpływu czynników atmosferycznych (średniej temperatury powietrza i średniej wilgotności względnej) na zdolność retencyjną siedmiu modeli zielonych dachów. W ramach analizy zbadano liniową zależność pomiędzy wartościami czynników atmosferycznych panujących podczas ADWP poprzedzających określone opady i wysokościami retencji jednostkowej ustalonymi dla tych opadów. Zależność retencji jednostkowej modeli zielonych dachów od średnich temperatur powietrza panujących podczas ADWP przedstawiono na rysunku 3.2.

Wyniki wskazują na istnienie dodatniej korelacji pomiędzy średnią temperaturą powietrza atmosferycznego podczas ADWP i wysokością retencji jednostkowej. W przypadku wszystkich modeli zależność tę opisano równaniem regresji liniowej. Należy zwrócić uwagę na uzyskanie zróżnicowanych wyników w zależności od konstrukcji stanowiska. W przypadku zastosowania równania regresji liniowej wysokie wartości współczynników determinacji R^2 , wynoszące $0,8725 \div 0,8865$, uzyskano w przypadku modeli 5 i 6, pokrytych warstwą roślinności z przewagą rozchodnika ostrego *Sedum Acre* i niezawierających w składzie substratu domieszki hydrożelu. Stanowiska te zostały utworzone w kwietniu 2018 roku. Wysokie wartości współczynników R^2 , wynoszące $0,7812 \div 0,8928$, uzyskano także w przypadku modelu 2 (utworzonego w marcu 2017 r.) oraz modeli 3 i 4 (utworzonych w listopadzie 2017 r.). Modele te zawierały substrat wzbogacony domieszką hydrożelu i posiadały warstwę roślinności (rozchodnik ostry).



Rys. 3.2. Zależność retencji jednostkowej od wartości średnich temperatur powietrza

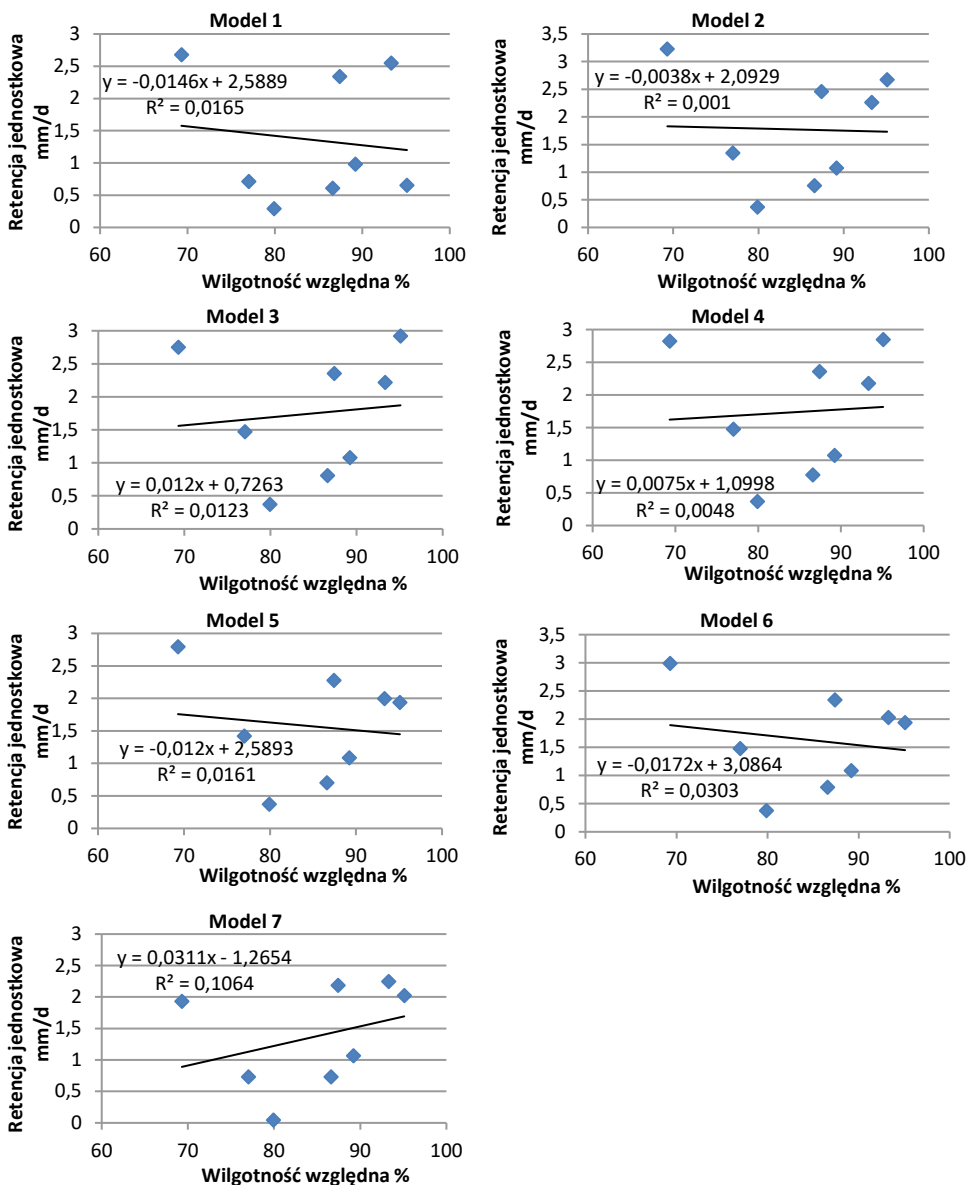
W przypadku wszystkich modeli wymienionych powyżej (2-6) można mówić o wysokim lub zadowalającym dopasowaniu między średnią temperaturą powietrza a retencją jednostkową. Niższe wartości współczynników determinacji, wskazujące na słabe dopasowanie między średnią temperaturą powietrza i retencją jednostkową, uzyskano w przypadku modeli 1 i 7. Model 1 był najstarszym stanowiskiem

skonstruowanym w marcu 2017 roku jako zielony dach zawierający w składzie substratu hydrożel. Roślinnością dominującą na modelu 1 były mchy porastające ok. 43% powierzchni substratu (powierzchnia pokryta rozchodnikiem ostrym była w tym przypadku niewielka). Z kolei model 7 był modelem utworzonym najpóźniej – w październiku 2019 roku. Zawierał on hydrożel w warstwie substratu, ale nie posiadał warstwy roślinności.

Wyniki pokazują, że wszystkie modele zawierające rozchodnik (w tym przypadku rozchodnik ostry) charakteryzowały się wysoką korelacją pomiędzy temperaturą i retencją jednostkową. Z kolei niższa korelacja została odnotowana w przypadku modelu 1 (porośniętego mchem) i modelu 7 (niezawierającego roślinności). Należy zaznaczyć, że z uwagi na brak roślinności na modelu 7 nie zachodziły ważne procesy hydrologiczne takie jak transpiracja wody opadowej czy intercepcja szaty roślinnej, co mogło utrudniać proces odzyskiwania zdolności retencyjnej przez ten zielony dach. Z kolei mchy porastające substrat na modelu 1 mogły brać udział w dodatkowym skraplaniu wody opadowej, co mogło wpłynąć na dodatkowe nawodnienie warstw dachu.

Zależność retencji jednostkowej modeli zielonych dachów od średniej wilgotności względnej powietrza pokazano na rysunku 3.3. Przedstawione wyniki wskazują na to, że korelacja pomiędzy wilgotnością względną powietrza i wysokością retencji jednostkowej była bardzo słaba (w zdecydowanej większości przypadków można mówić o braku korelacji). Najwyższą wartość współczynnika determinacji R^2 , wynoszącą jedynie 0,1064, otrzymano w przypadku modelu 7. Należy jednak podkreślić, że badania były prowadzone w okresie jesiennym i zimowym przy stosunkowo niskich temperaturach powietrza, ale wysokich i relatywnie mało zróżnicowanych wartościach wilgotności względnej, co mogło mieć wpływ na uzyskane zależności. W celu dokładniejszego ustalenia wpływu wilgotności względnej na retencję jednostkową należy przeprowadzić więcej badań w bardziej zróżnicowanych warunkach.

Otrzymane wyniki są zgodne z wynikami opisanymi w publikacji [27], gdzie zwrócono uwagę na fakt, że rodzaj roślinności zastosowany na zielonym dachu może mieć wpływ na odzyskiwanie przez niego zdolności retencyjnej, przy czym w określonych warunkach klimatycznych (m.in. temperaturze powietrza i jego wilgotności względnej) proces ten może przebiegać inaczej. Autorzy w publikacji podkreślili, że bardzo dużą rolę w odzyskiwaniu zdolności do retencjonowania wody przez zielony dach, zwłaszcza w klimacie gorącym i suchym (np. w okresie letnim), odgrywa ewapotranspiracja, przede wszystkim następująca w ciągu 72 godzin poprzedzających opad. Autorzy zwrócili uwagę na znaczenie rodzaju roślin na zielonym dachu, zwłaszcza w klimacie chłodnym i wilgotnym. Podkreślili, że w okresie jesiennym i zimowym, kiedy temperatury powietrza są względnie niskie, a wilgotność jest wysoka, sam proces parowania wody z warstw zielonego dachu nie jest efektywny i odzyskiwanie zdolności retencyjnej jest umożliwione m.in. dzięki transpiracji prowadzonej przez rośliny [27].



Rys. 3.3. Zależność retencji jednostkowej od wartości średnich wilgotności względnych powietrza

Wnioski

Na podstawie przeprowadzonych badań sformułowano następujące wnioski:

1. Zielone dachy umożliwiają retencjonowanie wody opadowej i mogą być traktowane jako ważny element zrównoważonych systemów drenażu (ZSD), zwłaszcza

na obszarach zurbanizowanych. Zielone dachy mogą wspomagać działanie tradycyjnych systemów kanalizacji deszczowej i stanowią dodatkową ochronę intensywnie zabudowanych terenów miejskich przed podtopieniami i powodzią mogącymi występować m.in. po opadach nawałnych.

2. Na zdolność retencyjną zielonego dachu wpływają m.in.: jego konstrukcja, rodzaj i pojemność elementu drenażowego, typ i miąższość substratu, rodzaj zastosowanej roślinności, jak również warunki atmosferyczne panujące podczas okresu bezdeszczowego poprzedzającego opad (np. temperatura powietrza, wilgotność względna).
3. Wyniki badań wskazują, że temperatura powietrza atmosferycznego panująca w trakcie okresu bezdeszczowego poprzedzającego opad miała wpływ na zdolność retencyjną zielonego dachu, a między zmienną zależną i niezależną istniała korelacja dodatnia. W każdym z analizowanych przypadków wraz ze wzrostem temperatury powietrza zwiększała się wartość retencji jednostkowej. Najwyższą wartość współczynnika determinacji R^2 dla liniowej zależności między wyżej wymienionymi zmiennymi uzyskano w przypadku modeli 2-6 ($R^2 = 0,7812 \div 0,8928$), na których warstwę roślinności stanowił rozchodnik ostry *Sedum Acre*. Trzy z tych modeli zawierały substrat wzbogacony hydrożelem (modele 2-4), natomiast na dwóch zastosowano substrat bez domieszek (modele 5 i 6). Z kolei niższą wartość współczynnika determinacji, wskazującą na słabe dopasowanie między średnią temperaturą powietrza i retencją jednostkową, uzyskano w przypadku modelu 1 pokrytego mchem w przeszło 43% ($R^2 = 0,5093$), jak i w przypadku modelu 7 niezawierającego roślinności ($R^2 = 0,5569$). Można stwierdzić, że dodatek hydrożelu, przy równoczesnym braku roślinności lub zastosowaniu mchu na zielonym dachu, może zaburzać wpływ temperatury powietrza na naturalny proces odzyskiwania zdolności retencyjnej przez elementy konstrukcyjne zielonego dachu. Może to oznaczać, że substrat wolniej traci zapasy wody w trakcie suszy, ale z drugiej strony może charakteryzować się słabszą zdolnością retencyjną w trakcie opadu następującego po okresie bezdeszczowym.
4. Otrzymane wyniki wskazują na to, że korelacja pomiędzy średnią wilgotnością względną powietrza a retencją jednostkową była bardzo niska (w zasadzie na podstawie współczynnika determinacji można mówić o braku korelacji ($R^2 = 0,0048 \div 0,1064$)). Należy jednak podkreślić, że badania były prowadzone w okresie jesiennym i zimowym, kiedy średnie wilgotności względne powietrza były zbliżone do siebie i relatywnie wysokie, więc ich wpływ na retencję jednostkową może być mniejszy niż w okresie wiosennym i letnim. W celu dokładniejszego ustalenia wpływu wilgotności względnej na retencję badania powinny być kontynuowane w bardziej zróżnicowanych warunkach atmosferycznych.

Badania naukowe zostały sfinansowane z subwencji statutowej Wydziału Infrastruktury i Środowiska Politechniki Częstochowskiej.

Literatura

- [1] Basu A.S., Pilla F., Sannigrahi S., Gengembre R., Guiland A., Basu B., Theoretical Framework to Assess Green Roof Performance in Mitigating Urban Flooding as a Potential Nature-Based Solution, *Sustainability* 2021, 13, 13231, doi: 10.3390/su132313231.
- [2] United Nations, Department of Economic and Social Affairs, Population Division, *World Urbanization Prospects: The 2014 Revision (ST/ESA/SER.A/366)*, 2015.
- [3] Burszta-Adamiak E., Analysis of the retention capacity of green roofs, *Journal of Water and Land Development* 2012, 16(I-VI), 3-9, doi: 10.2478/v10025-012-0018-8.
- [4] Burszta-Adamiak E., Analysis of stormwater retention on green roofs, *Archives of Environmental Protection* 2012, 38(4), 3-13, doi: 10.2478/v10265-012-0035-3.
- [5] Mentens J., Raes D., Hermy M., Green roofs as a tool for solving the rainwater runoff problem in the urbanized 21st century?, *Landscape and Urban Planning* 2006, 77, 217-226, doi: 10.1016/j.landurbplan.2005.02.010.
- [6] Shazmin Shareena Ab. Azis, Nur Amira Aina Zulkifli, Green roof for sustainable urban flash flood control via cost benefit approach for local authority, *Urban Forestry and Urban Greening* 2021, 57, 126876.
- [7] IPCC, *Global Warming of 1.5°C. An IPCC Special Report on the impacts of global warming of 1.5°C above pre-industrial levels and related global greenhouse gas emission pathways, in the context of strengthening the global response to the threat of climate change, sustainable development, and efforts to eradicate poverty*, Masson-Delmotte V., Zhai P., Pörtner H.-O., Roberts D., Skea J., Shukla P.R., Pirani A., Moufouma-Okia W., Péan C., Pidcock R., Connors S., Matthews J.B.R., Chen Y., Zhou X., Gomis M.I., Lonnoy E., Maycock T., Tignor M., Waterfield T. (red.), 2018.
- [8] Wehner M.F., Arnold J.R., Knutson T., Kunkel K.E., LeGrande A.N., Droughts, floods, and wildfires, [w:] Wuebbles D.J., Fahey D.W., Hibbard K.A., Dokken D.J., Stewart B.C., Maycock T.K. (red.), USGCRP (U.S. Global Change Research Program), *Climate science special report: Fourth National Climate Assessment*, 2017, 1, <https://science2017.globalchange.gov>.
- [9] Wilkerson J., Supercell thunderstorms shake up the stratosphere, *Eos* 2021, 102, doi: 10.1029/2021EO210572.
- [10] He K., Yang Q., Shen X., Anagnostou E.N., Brief communication: Western Europe flood in 2021 – mapping agriculture flood exposure from synthetic aperture radar (SAR), *Natural Hazards and Earth System Sciences* 2022, 22, 2921-2927, doi: 10.5194/nhess-22-2921-2022.
- [11] Getter K.L., Rowe D.B., Andresen J.A., Quantifying the effect of slope on extensive green roof stormwater retention, *Ecological Engineering* 2007, 31, 225-231, doi: 10.1016/j.ecoleng.2007.06.004.
- [12] Malmur R., Transfer reservoir as a new solution for transfer of stormwater to water receivers, ASEE17, *E3S Web of Conferences* 2017, 22, 00110, doi: 10.1051/e3sconf/20172200110.
- [13] Stovin V., Vesuviano G., Kasmin H., The hydrological performance of a green roof test bed under UK climatic conditions, *Journal of Hydrology* 2012, 414-415, 148-161, doi: 10.1016/j.jhydrol.2011.10.02.
- [14] Jato-Espino D., Charlesworth S.M., Bayon J.R., Warwick F., Rainfall-runoff simulations to assess the potential of SuDS for mitigating flooding in highly urbanized

- catchments, *International Journal of Environmental Research and Public Health* 2016, 13(1), 149, doi: 10.3390/ijerph13010149.
- [15] Fletcher T.D., Shuster W., Hunt W.F., Ashley R., Butler D., Arthur S. i in., SUDS, LID, BMPs, WSUD and more – The evolution and application of terminology surrounding urban drainage, *Urban Water Journal* 2015, 12(7), 3-20, doi: 10.1080/1573062X.2014.916314.
- [16] Petrucci G., De Bondt K., Claeys P., Toward better practices in infiltration regulations for urban stormwater management, *Urban Water Journal* 2017, 14(5), 546-550, doi: 10.1080/1573062X.2016.1176224.
- [17] Czemieli-Berndtsson J., Bengtsson L., Jinno K., Runoff water quality from intensive and extensive vegetated roofs, *Ecological Engineering* 2009, 35, 369-380, doi: 10.1016/j.ecoleng.2008.09.020.
- [18] Bengtsson L., Grahn L., Olsson J., Hydrological function of a thin extensive green roof in southern Sweden, *Nordic Hydrology* 2005, 36(3), 259-268, <http://hr.iwapon-line.com/content/36/3/259>.
- [19] Akther M., He J., Chu A., Huang J., van Duin B., A Review of Green Roof Applications for Managing Urban Stormwater in Different Climatic Zones, *Sustainability* 2018, 10(8), 2864, doi: 10.3390/su10082864.
- [20] Schärer L.A., Busklein J.O., Sivertsen E., Muthanna T.M., The limitations in using runoff coefficients for green and gray roof design, *Hydrology Research* 2020, 51.2, 339-350, doi: 10.2166/nh.2020.049.
- [21] Young T., Cameron D.D., Sorrell J., Edwards T., Phoenix G.K., Importance of different components of green roof substrate on plant growth and physiological performance, *Urban Forestry and Urban Greening* 2014, 13(3), 507-516, doi: 10.1016/j.ufug.2014.04.007.
- [22] Chen H., Du X., Lai M., Nazhafati M., Li C., Qi W., Biochar Improves Sustainability of Green Roofs via Regulate of Soil Microbial Communities, *Agriculture* 2021, 11, 620, doi: 10.3390/agriculture11070620.
- [23] Savi T., Marin M., Boldrin D., Incerti G., Andri S., Nardini A., Green roofs for a drier world: Effects of hydrogel amendment on substrate and plant water status, *Science of The Total Environment* 2014, 490, 467-476, doi: 10.1016/j.scitotenv.2014.05.020.
- [24] Farrell C., Ang X.Q., Rayner J.P., Water-retention additives increase plant available water in green roof substrates, *Ecological Engineering* 2013, 52, 112-118, doi: 10.1016/j.ecoleng.2012.12.098.
- [25] Lejcuś K., Śpitalniak M., Dąbrowska J., Swelling behaviour of superabsorbent polymers for soil amendment under different loads, *Polymers* 2018, 10(3), 271, doi: 10.3390/polym10030271.
- [26] Deska I., The Impact of the Mosses Growth on the Water Retention Capacity of Green Roofs, *Strategies Toward Green Deal Implementation*, 2, Smol M. (red.), 2021, 47-59.
- [27] Kemp S., Hadley P., Blanuša T., The influence of plant type on green roof rainfall retention, *Urban Ecosystems* 2019, 22, 355-366, doi: 10.1007/s11252-018-0822-2.

GREEN ROOFS AS A TOOL FOR THE STORMWATER MANAGEMENT IN URBAN AREAS

Abstract: The urbanization and the population growth lead to the change in the spatial structure of cities and the sealing of the ground surface in urban areas. An increase of

the percentage of impermeable surface areas leads to a decrease of infiltration intensity and to an increase of the surface runoff. This situation can lead to both a rise of risk of flooding and a degradation of groundwater resources. The way to improve this situation can be use of the sustainable urban drainage systems (SUDS) which can support an operation of conventional sewerage systems and enable to manage the rain close to where it falls. Examples of SUDS can be, among others, green roofs. The water retention capacity of green roofs is influenced by a type of materials used for their constructions, the antecedent dry weather period (ADWP) durations as well as the atmospheric conditions prevailing during ADWPs. A goal of the research described in the chapter was to investigate the influence of atmospheric conditions (the air temperature and the air relative humidity) on the water retention capacity of seven extensive green roof models. Both the type of vegetation and the construction of models were diversified. The substrates on the part of models were amended with superabsorbent polymers (SAPs) and the remaining models had the substrates without amendments. The obtained results have confirmed that the green roofs can be an effective strategy for rainwater management. The results have shown that the water retention capacity increased with an increase of the mean air temperature prevailing during ADWP. The high values of R-squared coefficient were obtained in the case of models containing the substrate without SAP. On the other hand, the lowest correlation was identified in the case of model supplanted by mosses, containing old hydrogel and in the case of model without plants, but containing relatively new hydrogel. The results have shown that the correlation between air relative humidity and the retention capacity was very low (in the majority of cases it was the lack of correlation). But it should be stressed that the values of relative humidity prevailing during experiments were relatively high and very similar which could have an influence on the results. The further investigations should be conducted under more diversified atmospheric conditions.

Keywords: air temperature, air relative humidity, green roofs, rainwater management, retention capacity

Rozdział 4

BADANIA NAD OCZYSZCZANIEM RETENTATU POWSTAŁEGO W PROCESACH UNIESZKODLIWIANIA ODCIEKÓW SKŁADOWISKOWYCH

Rafał NOWAK

Politechnika Częstochowska, Wydział Infrastruktury i Środowiska
e-mail: rafal.nowak@pcz.pl

Streszczenie: Unieszkodliwianie odcieków składowiskowych jest jednym z głównych problemów związanych ze składowaniem i utylizacją odpadów komunalnych. Zgodnie z definicją zawartą w ustawie o odpadach odpady komunalne mogą być składowane jedynie na składowiskach odpadów zdefiniowanych jako „inne niż niebezpieczne i obojętne”. Składowiska są obiektami inżynieryjnymi, a osoby zarządzające nimi są zobligowane do racjonalnego gospodarowania i nieszkodliwiania ujętych odcieków. Jednak z powodu dużej zmienności ilościowo-jakościowej odcieków oczyszczanie ich jest złożone i wymaga zastosowania wielu procesów technologicznych. Najskuteczniejszą metodą oczyszczającą odcieki jest odwrócona osmoza (RO), jednak duże ilości powstającego retentatu dalej stanowią problem. W niniejszym rozdziale przedstawiono badania nad utlenianiem retentatu powstałego po oczyszczaniu odcieków metodą RO.

Słowa kluczowe: odcieki składowiskowe, procesy membranowe, retentat, utlenianie związków organicznych

Wprowadzenie

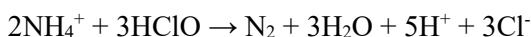
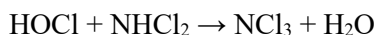
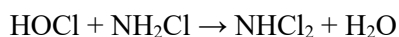
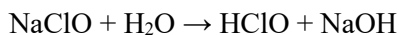
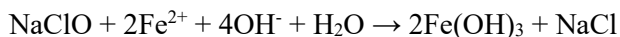
Oczyszczanie specyficznych wód odpadowych, jakimi są odcieki składowiskowe, wiąże się z dużymi kosztami inwestycyjnymi i eksploatacyjnymi, a obowiązek ich nieszkodliwiania wynika z zapisów prawa ujętych w ustawie o odpadach [1]. Spośród różnych metod oczyszczania odcieków najskuteczniejsze są techniki ciśnieniowe. Procesy membranowe, takie jak mikrofiltracja, ultrafiltracja, nanofiltracja czy odwrócona osmoza, są metodami wysokoefektywnymi, jednak wymagają dostarczenia znacznych ilości energii elektrycznej i powodują powstawanie produktu ubocznego w postaci zatężonego strumienia wód odpadowych. Zatężony koncentrat (retentat) wymaga dalszego oczyszczania i/lub zagospodarowania. W tym celu stosowane są między innymi [2]:

1. Procesy konwencjonalne:

- a) recyrkulacji,
- b) odparowania,

- c) zestalania/stabilizacji,
 - d) koagulacji chemicznej.
2. Zaawansowane procesy:
- a) ozonowania,
 - b) utlenianie odczynnikami Fentona,
 - c) obróbki elektrochemicznej,
 - d) odzyskiwania produktów ubocznych.
3. Procesy hybrydowe/skojarzone.

Y. Long i inni [3] w swoich badaniach nad poprawą jakości retentatu skontrowali się na wykorzystaniu związków żelaza takich jak FeCl_2 , FeSO_4 , FeCl_3 oraz poliakrylamidu (PAM). Badacze określali efektywność procesu oczyszczania poprzez ocenę stopnia usunięcia związków organicznych oznaczanych jako ogólny węgiel organiczny (OWO) oraz chemiczne zapotrzebowanie tlenu (ChZT). Najlepsze wyniki w usuwaniu związków organicznych z zateżonego koncentratu uzyskali przy użyciu chlorku żelaza (III) o stężeniu $5 \text{ g FeCl}_3/\text{dm}^3$ i poliakryloamidu w ilości $0,07 \text{ g PAM}/\text{dm}^3$ oraz korekcie odczynu do $\text{pH} = 4$. Uzyskali oni redukcję OWO o 81% i ChZT o 82%. Z kolei Y. Wang i inni [4] do oczyszczania koncentratu wygenerowanego w procesie nanofiltracji odcieków wykorzystali reakcję elektro-Fentona. Skuteczność metody określali na podstawie stopnia usunięcia ogólnego węgla organicznego (OWO) z zateżonego koncentratu. Naukowcy ustalili, że w optymalnych warunkach prowadzenia procesu (natężenie prądu $30 \text{ mA}/\text{cm}^2$, stężenie $\text{FeSO}_4 = 10 \text{ mM}$, wartość $\text{pH} = 3$) możliwe jest obniżenie OWO o 82% przy stosunkowo niskich nakładach finansowych. Zespół badawczy pod kierunkiem M. Qiao [5] stwierdził, że samodzielne procesy jednostkowe nie są w stanie zapewnić pożądanego stopnia oczyszczenia koncentratu membranowego, powstającego w oczyszczalni odcieków dla składowiska odpadów komunalnych aglomeracji Pekinu. Badacze zaproponowali, aby do oczyszczania produktu ubocznego procesu nanofiltracji wykorzystać skojarzony proces zaawansowanego utleniania chemicznego z zastosowaniem fotoelektro-utleniania (PEO), jonów Fe^{2+} i NaClO . Zdaniem naukowców dzięki zastosowanej metodzie osiągnięto lepsze efekty oczyszczania niż w przypadku zastosowania reakcji Fentona. Ponadto takie rozwiązanie pozwoliło na znaczne usunięcie azotu amonowego obecnego w koncentracie, zgodnie z przebiegiem reakcji [5]:



Ch. Wu i inni [6] zwracają uwagę na aspekt finansowy procesu unieszkodliwiania zatężonego koncentratu metodami chemicznymi. Zdaniem autorów koszt odczynników niezbędnych do zapewnienia optymalnych parametrów prowadzenia procesów metodami Fentona i ozonowania (korekta pH, dozowanie odczynników, czas reakcji) stanowi co najmniej 85% całkowitych kosztów inwestycyjnych. Przy czym zdaniem autorów procesy utleniania wykorzystujące reakcję Fentona do utylizacji retentatu są droższe niż ozonowania. Interesującą z technologicznego punktu widzenia metodą jest ozonowanie katalityczne, które polega na utlenianiu koncentratu ozonem w obecności katalizatorów stałych. X. Tang i inni [7] zaadaptowali do tego procesu reaktor z napowietrzaniem drobnopełcherzykowym, dzięki czemu uzyskali ponad 91-procentowe usunięcie związków organicznych oraz azotu całkowitego z unieszkodliwianego retentatu. Natomiast Y. Sato i inni [8] zaproponowali rozwiązanie oparte na dwuetapowym procesie elektrochemicznym, wykorzystującym elektrokoagulację i elektrooksydację. Efektywność usuwania związków organicznych oceniono na poziomie 96%, przy stosunkowo niskim zużyciu energii elektrycznej wynoszącej 28,7 kWh/kgChZT. Koszt usunięcia 1 kg ChZT oszacowano na poziomie 3,86 USD i w porównaniu z innymi procesami elektrochemicznymi był on o około 34% niższy. Wysoką efektywność skojarzonych procesów elektrokoagulacji potwierdzono także w innych pracach [9-12].

W praktyce na składowiskach odpadów komunalnych wykorzystujących do poprawy jakości odcieków proces odwróconej osmozy (RO) często stosuje się zawracanie powstałego koncentratu z powrotem na pryzmę odpadów. Takie działanie w efekcie końcowym nie rozwiązuje zaistniałego problemu, stwarzając jednocześnie inne. Zatężone odcieki po procesie RO zawierają w wysokich stężeniach substancje ogólnie uznawane za szkodliwe. Sprawia to, że retentat wprowadzony do pryzmy odpadów niekorzystnie wpływa na procesy biologicznego rozkładu frakcji organicznej oraz hamuje wytwarzanie biogazu. Jest to szczególnie niepożądane w przypadku pozyskiwania biogazu na cele energetyczne. Z tych powodów uznaje się za konieczne prowadzenie badań w kierunku poprawy jakości retentatu powstałego w wyniku oczyszczania odcieków metodą RO.

4.1. Materiały, metody i przebieg badań

4.1.1. Materiały i metody badań

Celem przeprowadzonych badań rozpoznawczych była ocena możliwości wykorzystania procesów utleniania do poprawy jakości retentatu powstałego po procesach unieszkodliwiania odcieków składowiskowych metodą odwróconej osmozy. W badaniach wykorzystano retentat pochodzący z miejskiego składowiska odpadów komunalnych, z instalacji do oczyszczania odcieków metodą RO. Retentat oczyszczano w warunkach laboratoryjnych procesami chemicznymi z wykorzystaniem ozonu (O_3) i nadtlenku wodoru (H_2O_2), fotolizy (UV) oraz procesów fotochemicznych (UV/ O_3 i UV/ H_2O_2). Doświadczenia prowadzono temperaturze pokojowej, bez korekty pH, z wykorzystaniem szklanego reaktora o pojemności 1 dm³

umieszczonego na mieszadle magnetycznym. Efektywność procesu określano na podstawie zmian stężenia związków organicznych oznaczanych jako ChZT.

4.1.2. Przebieg badań

Uśredniony, podstawowy skład retentatu wykorzystany w badaniach przedstawiał się następująco: odczyn (pH) 8,3-8,5; ChZT 37500 mg O₂/dm³; azot amonowy 2700 mg N-NH₄/dm³. W związku z rozpoznawczym charakterem przeprowadzonych doświadczeń zatężonego koncentratu nie poddano szczegółowej analizie.

Eksperyment poprawy jakości retentatu przebiegał w pięciu etapach. W etapie I do utleniania związków organicznych obecnych w retentacie wykorzystano ozon gazowy (O₃) wytworzony przez laboratoryjny generator ozonu. Do reaktora o pojemności 1 dm³ umieszczonego na mieszadle magnetycznym wprowadzono nadawę o objętości 250 cm³ oraz ozon w stężeniu od 1 do 3 g O₃/dm³. Czas reakcji był zmienny i wynosił od 30 do 60 minut. Po upływie wyznaczonego czasu porównywano efektywność procesu na podstawie zmian stężenia związków organicznych oznaczanych jako ChZT. W II etapie wykorzystano taki sam zestaw badawczy jak w etapie I, jednak do utlenienia związków organicznych zastosowano nadtlenek wodoru, którego stężenie wynosiło od 2 do 5 g H₂O₂/dm³. Czas reakcji był podobny i wynosił od 30 do 60 minut. III etap badań polegał na 60-minutowym naświetlaniu retentatu promieniami UV o długości fali $\lambda=254$ nm. Etap IV stanowił połączenie metod zastosowanych w etapie I i III, natomiast etap V był skojarzeniem procesów wykorzystanych w etapie II i III. W etapach IV-V czas reakcji wynosił 60 minut, a stężenie utleniaczy było odpowiednio na poziomie 3 g O₃/dm³ oraz 5 g H₂O₂/dm³.

4.2. Wyniki badań i dyskusja

Zastosowanie technik membranowych w procesie unieszkodliwiania odcieków składowiskowych wiąże się z powstawaniem retentatu. Stanowi on skoncentrowany produkt uboczny, który ze względu na właściwości fizyczno-chemiczne zagraża środowisku gruntowo-wodnemu, co wymusza dalsze jego oczyszczanie. W literaturze można znaleźć informacje na temat skuteczności procesów utleniania w unieszkodliwianiu retentatu, jednak ze względu na jego specyfikę wymagane są badania nad poszczególnymi przypadkami. Jest to związane z różnorodnością odpadów deponowanych na poszczególnych składowiskach, jego wiekiem i odmiennym składem samych odcieków. Nie ma dwóch takich samych odcieków ani koncentratów powstałych po procesach membranowych. Nie ma zatem uniwersalnej metody oczyszczania retentatu. Wykorzystywane do tego celu wysoce reaktywne czynniki utleniające (fizyczne, chemiczne oraz skojarzone) stosowane są przez różnych badaczy w różnych stężeniach i różnych warunkach prowadzenia procesu. Stąd odniesienie do innych prac naukowych nie jest miarodajne, a do podawanych informacji o 80-procentowej skuteczności usuwania związków organicznych należy podchodzić sceptycznie.

Porównując efektywność poszczególnych metod w przeprowadzonych badaniach, można zaobserwować stosunkowo niską skuteczność zastosowanych procesów utleniania. Uzyskane wyniki doświadczeń przedstawiono w tabeli 4.1.

Tabela 4.1. Porównanie efektywności zastosowanych procesów.

Etap badań	Zastosowany czynnik	Parametry procesu	Czas reakcji [min]	Stopień usunięcia ChZT [%]
I	O ₃	1-3 g O ₃ /dm ³	30-60	5-13
II	H ₂ O ₂	2-5 g H ₂ O ₂ /dm ³	30-60	4-15
III	UV	Λ = 254 nm	60	2
IV	UV/O ₃	Λ = 254 nm; 3 g O ₃ /dm ³	60	16
V	UV/H ₂ O ₂	Λ = 254 nm; 5 g H ₂ O ₂ /dm ³	60	23

Najlepsze efekty osiągnięto poprzez zastosowanie skojarzonego procesu UV/H₂O₂, gdzie zaobserwowano 23-procentowe obniżenie stężenia związków organicznych (etap V). Skuteczność pozostałych procesów nie przekraczała 16%. Zastosowanie procesu fotolizy (UV) jako samodzielnego procesu nie miało istotnego znaczenia dla przebiegu doświadczenia, a uzyskane w etapie III wyniki były na granicy błędu metody pomiarowej. Po przeanalizowaniu uzyskanych wyników zrezygnowano ze zwiększenia stężeń reagentów, gdyż w ocenie autora taki zabieg był ekonomicznie nieuzasadniony. Planowane jest kontynuowanie badań z wykorzystaniem wysokoefektywnych procesów utleniania (AOP), w tym odczynnika Fentona.

Wnioski

Zatężony koncentrat powstający w procesach unieszkodliwiania odcieków metodą odwróconej osmozy jest kłopotliwym produktem ubocznym wymagającym dalszego zagospodarowania. Przeprowadzone doświadczenia wykazały niską efektywność wykorzystanych procesów w utlenianiu związków organicznych obecnych w retencie, a uzyskany stopień usunięcia ChZT wynosił od 2% do 23%. Z tego powodu za celowe uważa się kontynuowanie badań w tym zakresie. Zastosowanie procesów utleniania może nieść za sobą powstawanie niepożądanych związków refrakcyjnych.

Badania naukowe zostały sfinansowane z subwencji statutowej Wydziału Infrastruktury i Środowiska Politechniki Częstochowskiej.

Literatura

- [1] Ustawa o odpadach z dnia 14 grudnia 2012 r. (Dz.U. 2013 poz. 21 z późn. zm.).
- [2] Keyikoglu R., Karatas O., Rezania H., Kobya M., Vatanpour V., Khataee A., A review on treatment of membrane concentrates generated from landfill leachate treatment

- processes, *Separation and Purification Technology* 2021, 259, 118182, doi: 10.1016/j.seppur.2020.118182.
- [3] Long Y., Xu J., Shen D., Du Y., Feng H., Effective removal of contaminants in landfill leachate membrane concentrates by coagulation, *Chemosphere* 2017, 167, 512-519, doi: 10.1016/j.chemosphere.2016.10.016.
- [4] Wang Y., Li X., Zhen L., Zhang H., Zhang Y., Wang Ch., Electro-Fenton treatment of concentrates generated in nanofiltration of biologically pretreated landfill leachate, *Journal of Hazardous Materials* 2012, 229-230, 115-121, doi: 10.1016/j.jhazmat.2012.05.108.
- [5] Qiao M., Zhao X., Wei X., Characterization and treatment of landfill leachate membrane concentrate by $\text{Fe}^{2+}/\text{NaClO}$ combined with advanced oxidation processes, *Scientific Reports* 2018, 8, 12525, doi: 10.1038/s41598-018-30917-5.
- [6] Wu Ch., Chen W., Gu Z., Li Q., A review of the characteristics of Fenton and ozonation systems in landfill leachate treatment, *Science of The Total Environment* 2021, 762, 143131, doi: 10.1016/j.scitotenv.2020.143131.
- [7] Tang X., Zhu S., Quan X., Huang X., Qiu F., Feng Ch., Degradation treatment of concentrated landfill leachate by catalytic ozonation in a microbubble reactor, *Ozone: Science and Engineering* 2021, 43, 5, 476-489, doi: 10.1080/01919512.2020.1839738.
- [8] Sato Y., Zeng Q., Meng L., Chen G., Importance of Combined Electrochemical Process Sequence and Electrode Arrangements: A Lab-scale Trial of Real Reverse Osmosis Landfill Leachate Concentrate, *Water Research* 2021, 192, 116849, doi: 10.1016/j.watres.2021.116849.
- [9] Sun X., Wang X., Liu Y., Lian Y., Meng L., Su Z., Removing refractory organic matter from nanofiltration concentrated landfill leachate by electrooxidation combined with electrocoagulation: Characteristics and implication for leachate management, *Journal of Water Process Engineering* 2022, 47, 102747, doi: 10.1016/j.jwpe.2022.102747.
- [10] Yan Ch., Cheng Z., Quan X., Feng Ch., Cheng G., Electrochemical pretreatment of landfill leachate RO concentrate with multi-channel mesh electrodes, *Environmental Chemistry* 2021, 2, 603-613, doi: 10.7524/j.issn.0254-6108.2020030801.
- [11] Li M., Qin X., Gao M., Lia T., Lva Y., Graphitic carbon nitride and carbon nanotubes modified active carbon fiber cathode with enhanced H_2O_2 production and recycle of $\text{Fe}^{3+}/\text{Fe}^{2+}$ for electro-Fenton treatment of landfill leachate concentrate, *Environmental Science: Nano* 2022, 9, 632-652, doi: 10.1039/D1EN01095F.
- [12] Iskurt C., Aliyev E., Gengec E., Kobya M., Khataee A., Electrochemical oxidation of pretreated landfill leachate nanofiltration concentrate in terms of pollutants removal and formation of by-products, *Chemosphere* 2022, 307, 3, 135954, doi:10.1016/j.chemosphere.2022.135954.

TREATMENT OF LANDFILL LEACHATE MEMBRANE CONCENTRATE BY OXIDATION PROCESSES

Abstract: Treatment of landfill leachate is one of the main problems related to the storage and disposal of municipal waste. Pursuant to the definition included in the Waste Act, municipal waste may only be deposited in landfills defined as “other than hazardous and inert”. The landfills are engineering facilities and the persons managing them are obliged to rationally manage and neutralize the captured leachate. However, due to the high quantitative and qualitative variability of leachates, their treatment is

complex and requires the use of many technological processes. Reverse osmosis (RO) is the most effective method of treatment of leachate, but large amounts of concentrate are still a problem. This chapter presents research on the oxidation of the concentrate formed after the leachate treatment with the RO method.

Keywords: landfill leachate, membrane processes, oxidation of organic compounds, retentate

Rozdział 5

PROCES MODERNIZACJI GMINNEJ OCZYSZCZALNI ŚCIEKÓW

Lidia WOLNY, Iga URBANOWICZ

Politechnika Częstochowska, Wydział Infrastruktury i Środowiska
e-mail: lidia.wolny@pcz.pl

Streszczenie: W rozdziale przedstawiono rozbudowę i modernizację gminnej oczyszczalni ścieków o założonej przepustowości. Głównym celem modernizacji było wyeliminowanie sytuacji zrzucania nieoczyszczonych ścieków do odbiornika i zapewnienie wprowadzania oczyszczonych ścieków o wymaganej jakości. Zmierzano do zwiększenia elastyczności i skuteczności pracy oczyszczalni nawet przy nadmiernych opadach w porównaniu ze średnimi wartościami. W konsekwencji brano także pod uwagę zminimalizowanie ilości zanieczyszczeń wprowadzanych do środowiska oraz skuteczniejsze zarządzanie procesem. Kryteria, którymi kierowano się przy definiowaniu rozwiązania i projektu, to: spójność z obecnym procesem oczyszczania ścieków, wykorzystanie istniejącej technologii, oddziaływanie na środowisko, wysoka efektywność oczyszczania ścieków, automatyzacja sterowania procesem oczyszczania oraz łatwość obsługi.

Słowa kluczowe: gminna oczyszczalnia ścieków, modernizacja, efektywność oczyszczania

Wprowadzenie

Dynamicznie rozwijająca się gospodarka, powstawanie nowych inwestycji, przykładowo w postaci zakładów produkcyjnych czy infrastruktury logistycznej, a także wzrost zabudowy mieszkalnej i rozwijających się skupisk ludności wpływają na wielkość zapotrzebowania danego regionu na wodę. Taki rozwój ma zawsze związek ze wzrostem produkcji ścieków. W zakresie oczyszczania ścieków istotną rolę odgrywają bezpieczne dla środowiska naturalnego systemy oczyszczania, których celem jest eliminacja zanieczyszczeń do poziomu dopuszczalnych wartości wskaźników zanieczyszczeń, definiowanych w pozwoleniu wodno-prawnym z uwzględnieniem wymagań ochrony środowiska, przy założeniu uzyskania jak najniższych kosztów [1, 2, 3]. Na koszty oczyszczania ścieków ma wpływ wiele czynników, takich jak: wskaźniki określające ładunek zanieczyszczeń, zastosowana technologia oczyszczania ścieków, poziom nowoczesności oczyszczalni, stan techniczny, wielkość oczyszczalni, zmienność warunków atmosferycznych. W sytuacji gdy zastosowana technologia nie daje pożądanego efektów w obszarze jakości lub kosztów,

należy rozważyć stworzenie projektu mającego na celu przebudowę lub modernizację istniejącej infrastruktury oczyszczalni ścieków dla uzyskania pożądanego efektu, jakim jest zapewnienie odpowiedniego poziomu oczyszczania ścieków [4÷7].

Zmiany dokonujące się w ostatnich latach w Polsce w zakresie gospodarki ściekowej w większych i średnich oczyszczalniach ścieków komunalnych sprawiają, że wznosi się ona na poziom europejski. Jednak nadal są prowadzone prace modernizacyjne, a także badawcze nad nowymi procesami i technologiami, które mogą ograniczyć koszty eksploatacyjne oczyszczalni oraz poprawić stan ochrony środowiska [8, 9, 10].

Przedmiotem i celem rozdziału jest zaprezentowanie rozbudowy i modernizacji gminnej oczyszczalni ścieków o przepustowości $Q = 500 \text{ m}^3/\text{d}$ z możliwością przyjęcia ścieków deszczowych z odcinków kanalizacji ogólnospławnej oraz dostarczanych za pomocą taboru asenizacyjnego. Oczyszczalnia położona jest na obszarze miejsko-wiejskim, na niewielkiej działce bez bezpośredniej zabudowy mieszkaniowej jednorodzinnej, tym samym nie powoduje uciążliwości dla mieszkańców.

5.1. Charakterystyka układu technologicznego analizowanej oczyszczalni ścieków

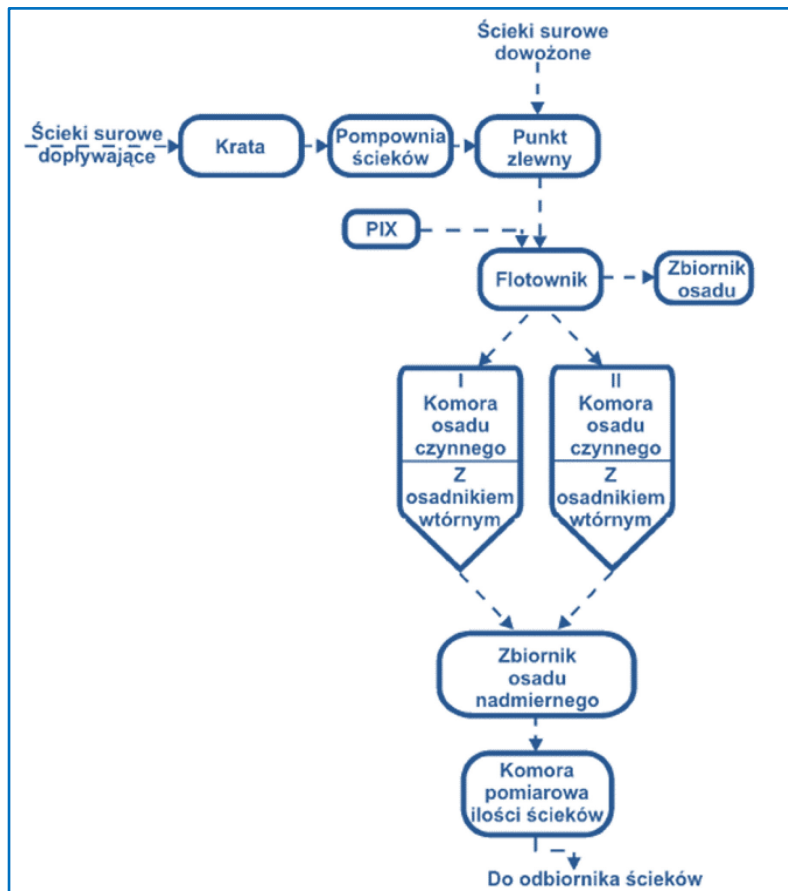
Opisywana inwestycja zlokalizowana jest w analizowanej gminie (miejscowości), która posiada charakter miejsko-wiejski. Ogólna liczba mieszkańców (zameldowanych) w założeniu wynosi około 5500 osób. Do sieci kanalizacyjnej podłączone są gospodarstwa zamieszkiwane przez 3000 mieszkańców. Gospodarstwa należące do kolejnego tysiąca mieszkańców są obsługiwane mobilnie przez wozy asenizacyjne. Celem wskazania prac modernizacyjnych analizowanej oczyszczalni ścieków przedstawiono charakterystykę jej istniejącego układu technologicznego.

Cały ciąg technologiczny oczyszczalni ścieków jest realizowany na bazie takich urządzeń, jak: krata gęsta, piaskownik poziomy, osadnik Imhoffa, złożo biologiczne, reaktor typu Biocompact z komorą stabilizacji osadów oraz osadnik wtórny typu Rex. Na terenie obiektu wykorzystywane są dwa tego rodzaju reaktory. Na rysunku 5.1 przedstawiono ogólny schemat technologiczny oczyszczalni. Schemat ten obejmuje kilka następujących po sobie faz oczyszczania ścieków.

Część mechaniczna oczyszczalni

Surowe ścieki sanitarne w czasie suchej pogody i ścieki z kanalizacji ogólnospławnej podczas deszczu dopływają do komory rozprężnej, gdzie doprowadzane są grawitacyjnie do sitopiaskownika mieszczącego się w pomieszczeniu krat. Krata bębnowa z prasą śrubową do odwadniania skratek i piaskownikiem o przepływie poziomym ROTAMAT Ro5 gwarantują wstępne podczyszczenie mechaniczne ścieków z części pływających oraz piasku. Piasek oraz skratki usuwają podajniki śrubowe do opróżnianych okresowo pojemników, a następnie wywożone są z terenu oczyszczalni. Skratki poddaje się dodatkowemu płukaniu i odwadnianiu oraz prasowaniu. Ścieki po sitopiaskowniku spływają w sposób grawitacyjny do pompowni

łoczającej je do reaktora beztlenowego typu UASB, obecnie pełniącego funkcję osadnika wstępnego oraz generatora lotnych kwasów tłuszczowych (LKT), które są niezbędne do efektywnego usuwania fosforu oraz azotu. Ścieki z osadnika wstępnego odpływają grawitacyjnie do komory rozdziału przed stopniem biologicznym [11].



Rys. 5.1. Uproszczony schemat technologiczny analizowanej oczyszczalni ścieków [11]

Część biologiczna oczyszczalni

Ścieki z komory rozdziału, które zostały mechanicznie oczyszczone, trafiają do dwóch jednocześnie pracujących reaktorów biologicznych z osadem czynnym. Każdy reaktor ma komorę beztlenową, która niezbędna jest w procesie defosfatacji, komorę anoksyczną, gdzie zachodzi denitryfikacja azotanów, i komorę napowietrzania do procesu nityfikacji, a więc utleniania związków węgla oraz azotu. Reaktory pracują z niskoobciążonym osadem czynnym, który przystosowany jest do zwiększonego usuwania związków azotu oraz fosforu w procesach biologicznych. Ścieki razem z osadem czynnym z reaktorów biologicznych odpływają w grawitacyjny sposób do czterech pracujących równolegle osadników wtórnych o przepływie

poziomym [11]. W osadnikach wtórnych ma miejsce oddzielenie oczyszczonych ścieków od zawiesiny osadu czynnego. Klarowne ścieki oczyszczone odpływają przez komorę pomiarową do odbiornika – lokalna rzeka. Powietrze służące natlenianiu ścieków w reaktorach biologicznych jest tłoczone ze stacji dmuchaw, gdzie zainstalowane są cztery turbo dmuchawy w układzie 2P i 2R. Wydajność dmuchaw regulują falowniki zależnie od ciśnienia, jakie występuje w kolektorze tłocznym powietrza. Ilość powietrza, która dostarczana jest do poszczególnych sekcji reaktorów biologicznych, zależy od aktualnego obciążenia osadu czynnego ładunkiem zanieczyszczeń oraz wielkości nastawy tlenu rozpuszczonego, zadanej dla konkretnej sekcji napowietrzania. Element regulujący ilość powietrza do sekcji napowietrzania stanowi przepustnica z napędem elektrycznym, która współpracuje z sondą tlenową dokonującą pomiaru ilości tlenu rozpuszczonego w obsługiwanej sekcji reaktora [11, 12, 13, 14].

Gospodarka osadowa

Na obszarze analizowanej oczyszczalni ścieków podczas procesu oczyszczania ścieków powstają osady [11, 15, 16]:

- Osad wstępny – gromadzi się w komorze fermentacyjnej osadnika wstępnego, okresowo jest odprowadzany do grawitacyjnego zagęszczacza osadu. Zagęszczony osad trafia następnie do zbiornika osadu, gdzie mieszany jest z osadem nadmiernym, a potem kierowany na prasę taśmową.
- Osad recykulowany – podawany jest z osadników wtórnych za pomocą niezależnego pompowania o wydajności, która regulowana jest falownikami, do reaktorów biologicznych przez cztery rurociągi tłoczne wyposażone w przepływomierze. Na rurociągach tłocznych osadu umieszczone są komory rozdziału wraz z zasuwami o napędach elektrycznych, które służą do okresowego odprowadzania osadu nadmiernego do komory tlenowej stabilizacji osadu.
- Osad nadmierny – okresowo w ilościach, które zostały ustalone przez technologa, jest odprowadzany z każdego reaktora do komory tlenowej stabilizacji osadu (KTSO), napowietrzanej ze stacji dmuchaw. W efekcie napowietrzania oraz mieszania ma miejsce proces biologicznej, tlenowej stabilizacji osadu nadmiernego, który okresowo po zagęszczeniu oraz odprowadzeniu cieczy nadosadowej jest kierowany do zbiornika osadu. Tu po wymieszaniu z osadem wstępnym z zagęszczacza kierowany jest do stacji odwadniania na prasie taśmowej.

Stacja odwadniania osadów gwarantuje ich odwadnianie do zawartości suchej masy powyżej 20%. Odwodniony osad jest higienizowany wapnem palonym, które magazynuje się w silosie o pojemności $V = 17 \text{ m}^3$. Z silosu wapno podaje się dozownikiem z regulowaną wydajnością do mieszacza osadów, w którym mieszane jest z odwodnionym osadem. W zadaszonym magazynie następuje składowanie osadów przed wywiezieniem z obszaru oczyszczalni [11].

Istniejące rozwiązanie typu Biocompact zapewnia działanie oczyszczalni bez żadnych procesów fermentacyjnych wraz z biologicznym usuwaniem fosforu oraz tlenową stabilizacją osadu. Rozwiązanie Biocompact jest przykładem ekologicznych oczyszczalni ścieków, które zostały zaprojektowane przede wszystkim z myślą

o aglomeracjach miejskich, jednak sprawdzają się również w mniejszych miejscowościach. Potrzebują one systemów, które są w pełni bezpieczne dla środowiska naturalnego, a jednocześnie zapewniają wydajność w działaniu i efektywność oraz nie wymagają stałej kontroli technicznej. Systemy typu Biocompact spełniają powyższe oczekiwania. Jako biologiczne oczyszczalnie przynoszą takie rozwiązania, które pozwalają wykorzystywać najnowszą technologię. Zostały w ten sposób przygotowane, by naturalnie zachodząca sedimentacja pozwoliła na efektywne oczyszczanie ścieków. Infrastruktura Biocompact cechuje się prostą oraz przemyślaną budową, która pozwala na wdrożenie nowoczesnego rozwiązania przy jednoczesnym zagospodarowaniu optymalnej powierzchni danego terenu. Poza tym ze względu na fakt, że są to ekologiczne oczyszczalnie ścieków posiadające zastosowanie zarówno miejskie, jak i aglomeracyjne, zostały wzbogacone specjalnymi zabezpieczeniami uniemożliwiającymi nieupoważnionym osobom przebywanie na ich obszarze [11, 12]. Przykład zamkniętego rozwiązania technologicznego oczyszczalni ścieków przedstawiono na rysunku 5.2.



Rys. 5.2. Przykładowa oczyszczalnia ścieków działająca według systemu Biocompact [12]

To, co wyróżnia systemy Biocompact, to przede wszystkim [12]:

- etapowanie procesu;
- minimalna powierzchnia inwestycji;
- strefa ochronna – oczyszczalnia jest zamknięta ogrodzeniem;
- jeden lub dwa (dualne) zintegrowane zbiorniki wielofunkcyjne;
- prostota w budowie;
- bardzo szybki montaż technologii;
- rozwiązanie w zakresie gospodarki osadami oraz ściekami;
- automatyczna praca zainstalowanych urządzeń;
- możliwość obsługi przez kilkusobową załogę;
- jednorodny, tlenowo stabilizowany osad nadmierny;
- oczyszczanie ścieków dowożonych.

Biologiczne oczyszczalnie ścieków typu BCT-S (Biocompact) funkcjonują dzięki zrzutowi ścieków komunalnych, dowożonych oraz w kombinacji ze ściekami o charakterze przemysłowym. W związku z tym mogą być z dużym powodzeniem wykorzystywane przez aglomeracje miejskie. Oprócz powyższego należy zaznaczyć, iż ich zainstalowanie, a także eksploatacja pozostaje zupełnie bezpieczne dla środowiska naturalnego. Systemy takiego rodzaju wytwarzane są bowiem z tworzyw sztucznych, stali ocynkowanej albo nierdzewnej – materiałów niereaktywnych, które wyróżniają się ponadprzeciętną odpornością w odniesieniu do zróżnicowanych czynników zewnętrznych. Opiswane systemy swoją skuteczność zawdzięczają przede wszystkim wieloetapowemu działaniu, które pozwala w najlepszy sposób dbać o efektywność przeprowadzonych procesów. Główne etapy biologicznego oczyszczania z wykorzystaniem ekologicznych rozwiązań to w szczególności [9, 12]:

- Strefa 1 (mechaniczne oczyszczanie ścieków);
- Strefa 2 (denitryfikacja);
- Strefa 3 (biologiczne usuwanie fosforów);
- Strefa 4 (aktywacja – napowietrzanie);
- Strefa 5 (sedymentacja osadów oraz oczyszczania ścieków).

Tabela 5.1. Charakterystyka parametrów obliczeniowych reaktora Biocompact w badanej oczyszczalni ścieków [12]

Parametry obliczeniowe	Wartość parametru	Jednostka
Produkcja suchej masy	0,99	kg/kgBZT ₅
Wytwarzanie osadu nadmiernego	550	kg/d
Objętość aktywacji	2920	m ³
Objętość denitryfikacji	1210	m ³
Objętość nityfikacji	1715	m ³
Wielkość powierzchni separacji	130	m ³
Objętość procesu separacji	270	m ³
Objętość pola anaerobowego	160	m ³
Objętość reaktora BCT-S	3350	m ³
Zapotrzebowanie tlenowe	2501	kg/d
Zapotrzebowanie powietrza w zakresie procesów biologicznych	1735	m ³ /h
Obciążenie osadu	0,04	kg/kgd
Obciążenie procesów zawiesinami (max)	6	kg/m ² h
Obciążenie hydrauliczne (max)	0,5	m/h
Czas zatrzymania ścieków w procesie separacji	71	h
Efektywność oczyszczania (BZT ₅)	95,3	%
Współczynnik recyrkulacji	5	-
Obciążenie osadu w procesie nityfikacji TKN	0,01	kgN/kgd

Bardzo dużym atutem tego rodzaju rozwiązań, na który należy zwrócić uwagę, jest różnica pomiędzy ekologicznymi systemami a tradycyjnymi rozwiązaniami instalacji drenażowych. Jest to w szczególności zamknięcie całego systemu, a także przeprowadzenie procesu sedymentacji w obrębie samego urządzenia. W związku z tym nie wymagają one zainstalowania dodatkowych modułów w postaci na przykład drenażu rozsączającego [17].

Zastosowany w opisywanym obiekcie reaktor posiada specyfikację przedstawioną w tabeli 5.1.

5.2. Modyfikacja układu technologicznego oczyszczalni ścieków

W ramach prac modernizacyjnych układ technologiczny oczyszczalni ulegnie zmianom, po których będzie można wyróżnić następujące procesy [11]:

- Oczyszczanie mechaniczne – surowe ścieki, dostarczane z pompowni umiejscowionej bezpośrednio przed oczyszczalnią, poddawane będą procesowi oczyszczania o charakterze wstępnym, które będzie realizowane w zablokowanym urządzeniu specjalnie wykorzystywanym do mechanicznego oczyszczania. W wyniku powyższego procesu zostaną usunięte skratki, a także piasek. W dalszej kolejności ścieki przepłyną na linię osadów czynnych.
- Linia osadów czynnych – zaprojektowana (nowa) linia osadu czynnego będzie się składać z dwóch reaktorów o przepustowości łącznej 500 m³/dziennie. Ścieki będą grawitacyjnie przepływać do nowo zaprojektowanego rozdzielacza. Wskazany rozdzielacz wyposażony zostanie w trzy zasuwki, które będą rozprowadzać ścieki na zaprojektowane reaktory. Armatura, która zostanie zamontowana na każdym z wykorzystywanych rurociągów doprowadzających ścieki do reaktorów, pozwoli na zamknięcie uszkodzonego cyklu technologicznego w sytuacjach awaryjnych. Ścieki z rozdzielacza grawitacyjnego trafiają do strefy denitryfikacji, w której zaczynają się właściwe procesy biologicznego oczyszczania, czyli procesy defosfatacji, nityfikacji, denitryfikacji, defosfatacji chemicznej, a także sedymentacja osadu. Poszczególne działania są ważne dla dalej realizowanego cyklu technologicznego. Proces defosfatacji jest to proces, w czasie którego poprzez działania biologiczne następuje usunięcie fosforu ze ścieków. Z kolei proces denitryfikacji jest procesem, w trakcie którego poprzez odpowiednie mechanizmy biologiczne następują przemiany azotu azotanowego oraz azotynowego do odpowiednich form gazowych, a także ostateczne usunięcie ich ze ścieków. Mowa tutaj o strefie niedotlenionej o zawartości cząsteczek tlenu do poziomu 0,5 mg/dm³. Proces nityfikacji będzie w modernizowanej oczyszczalni ścieków prowadzony w wydzielonych strefach tlenowych, w jakich następuje cały szereg przemian biochemicznych, mianowicie amonifikacja oraz nityfikacja (a zatem przemiana azotu amonowego do cząstek azotynów oraz azotanów), a także utlenienie zanieczyszczeń organicznych. Zawartość tlenu w komorze wynosi w tym przypadku od 2-4 mg tlenu/dm³. Proces defosfatacji o charakterze chemicznym –

w razie takiej konieczności dodatkowo zostanie zastosowany symultaniczny proces polegający na strącaniu związków fosforu przy pomocy siarczanu żelazowego (z zastosowaniem preparatu PIX), który będzie prowadzony w poszczególnych komorach nitrifikacji [18]. Proces sedymentacji o charakterze końcowym – w miejsce klasycznych osadników wtórnych poprowadzony zostanie w komorze separacji kategorii Biocompact z wykorzystywaniem osadu zawieszzonego, na jakim zachodzi dodatkowo proces filtracji. W zainstalowanych osadnikach następuje proces sedymentacji osadu oraz odpływ ścieków oczyszczonych do koryt.

- Doczyszczanie tercjalne – ścieki, które zostały już oczyszczone mechanicznie oraz biologicznie, dodatkowo będą przepływać poprzez tzw. sito tercjalne. Wykorzystywane w tym przypadku mikrosito będzie zlokalizowane w całkowicie oddzielnym budynku [11, 19]. Strumień ścieków pochodzący z reaktorów skierowany będzie na sita tercjalne, w przypadku awarii sita zasuwa będzie umożliwiać odpływ ścieków oczyszczonych z poszczególnych reaktorów bezpośrednio do odbiornika. Sito o wielkości oczka wynoszącej 20 μm zapewnić ma zatrzymywanie resztkowych części odpływających do odbiornika z osadnika wtórnego – na przykład tzw. martwy osad. Sito będzie spłukiwane własną pompą za pomocą ścieków oczyszczonych w taki sposób, aby nie dochodziło do ewentualnego zapychania. W związku z tym doczyszczanie to powinno zapewnić bardzo wysokie parametry na odpływie ścieków (do wartości BZT₅ wynoszącej 5 mg O₂/L). Przykład sita o takim rozwiązaniu przedstawiono na rysunku 5.3.



Rys. 5.3. Przykładowe sito tercjalne [19]

- Gospodarka osadami obejmuje osady nadmierne z reaktora oraz skratki. W konsekwencji oczyszczania ścieków za pomocą metody osadu czynnego powstaje tak zwany osad nadmierny. W zaproponowanym dla opisywanej instalacji układzie o przedłużonym czasie napowietrzania oraz o obciążeniu osadu poniżej 0,05 kg BZT₅/kg suchej masy na dzień będzie zachodziła całkowita stabilizacja osadu. W tym przypadku osad nadmierny poddawany będzie wstępnemu zagęszczeniu grawitacyjnemu, a następnie zmagazynowany w zbiorniku dla osadu nadmiernego. W tym zbiorniku zostanie on poddany procesowi tlenowej stabilizacji,

natomiast odwadnianie nastąpi w wirówce dekantacyjnej. W zbiorniku tzw. osadu nadmiernego, bezpośrednio na jego dnie, zamontowany zostanie ruszt napowietrzający w celu zapewnienia pełnej stabilizacji osadu. W zbiorniku tym zostanie również zamontowana pompa wody nadosadowej. Wdrożona linia technologiczna, która będzie wykorzystywana do odwodnienia oraz higienizacji osadu, umieszczona zostanie w budynku technicznym. Następnie zagęszczony, a także stabilizowany tlenem osad będzie przepompowany przy pomocy pompy ślimakowej ze zbiornika osadu nadmiernego oraz dozowany do wirówek. Do przewodu tłocznego zagęszczonego osadu będzie również dawkozany floku-lant. Zaraz po odwodnieniu mechanicznym osad będzie podlegał wapnowaniu oraz wywiezieniu (po zgromadzeniu się jego większej ilości) przez uprawnio-nego odbiorcę. Z kolei skratki po procesie dezynfekcji wapnem będą wywożone (po zgromadzeniu się ich większej ilości) na wysypisko śmieci [11].

5.2.1. Obciążenie oczyszczalni – bilans ścieków

W tabeli 5.2 przedstawiono charakterystykę ilościowo-jakościową ścieków dla planowanej modernizacji oczyszczalni.

Tabela 5.2. Charakterystyka ilościowo-jakościowa ścieków [11]

Wyszczególnienie	Jednostka	Wartość
Bilans ilościowy		
Ilość mieszkańców (średnia)	M	4000
Średniodobowa ilość ścieków	m ³ /d	500
Nierównomierność godzinowa (współczynnik)	-	2
Nierównomierność dobową (współczynnik)	-	1,5
Maksymalna ilość ścieków (doba)	m ³ /d	750
Maksymalna ilość ścieków (godzina)	m ³ /h	42
Średni dobowy ładunek zanieczyszczeń w ściekach surowych		
RLM	-	4000
Zawiesiny ogółem	kg/d	300
ChZT	kg O ₂ /d	500
BZT ₅	kg O ₂ /d	240
Fosfor ogółem	kg P/d	7,4
Azot ogółem	kg N/d	48
Jednostkowe ładunki zanieczyszczeń w ściekach dopływających do oczyszczalni		
Zawiesiny ogółem	g/M·d	75
ChZT	g O ₂ /M·d	125
BZT ₅	g O ₂ /M·d	65
Fosfor ogółem	g P/M·d	1,85
Azot ogółem	g N/M·d	12

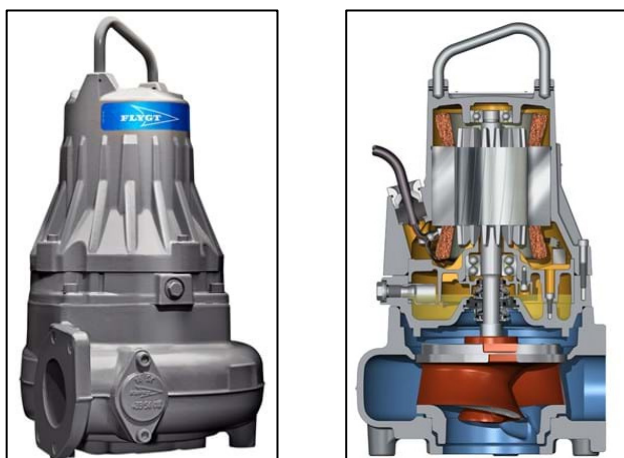
5.3. Charakterystyka obiektów zmodernizowanej oczyszczalni

5.3.1. Pompownia ścieków

Do pompowni w badanej oczyszczalni ścieków dopływają ścieki pochodzące z analizowanego terenu miejsko-wiejskiego za pomocą zarówno systemu podciśnieniowego, jak i grawitacyjnego. W pompowni tej zamontowane są dwie niezależne pompy, które ze względu na projektowaną przepustowość trzeba zastąpić pompami charakteryzującymi się znacznie większą wydajnością. Pompownia ścieków surowych jest wykonana jako zbiornik żelbetowy o przekroju kołowym. W pompowni będą zainstalowane dwie pompy Flygt NP o następujących parametrach [11]:

- wydajność pompy 69,1 m³/h;
- wysokość podnoszenia o charakterze geometrycznym do 11,6 m;
- całkowita wysokość podnoszenia do 12,5 m;
- moc silników pompy 4,7 kW,
- przewodnice rurowe ze stali nierdzewnej (podwójne).

Przykład takiej pompy przedstawiono na rysunku 5.4.



Rys. 5.4. Model pompy Flygt NP [20]

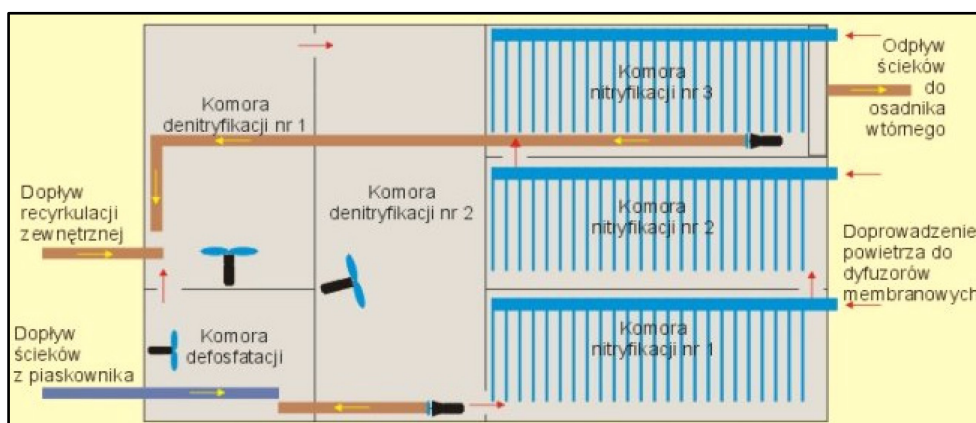
5.3.2. Budowa reaktora

Podstawowym obiektem o charakterze technologicznym w opisywanej, projektowanej oczyszczalni ścieków jest biologiczny wielofunkcyjny reaktor typu Bio-compact. Reaktor taki będzie stanowił w praktyce wielokomorowy zbiornik wykonany z żelbetonu, szczelny, a także przykryty lekkim dachem. Przewiduje się wybudowanie dwóch reaktorów. W każdym z tych reaktorów zostaną wydzielone strefy: denitryfikacji, separacji, nityfikacji. W strefie denitryfikacji będzie zainstalowane mieszadło TURMED, posiadające moc silnika 3 kW o prędkości obrotowej 720 obr/min. Przewiduje się w tym przypadku instalację trzech mieszadeł na reaktor. W strefie nityfikacji będą zainstalowane dyfuzory rurowe membranowe z dolnym

oraz górnym napowietrzaniem, rozmieszczone co 50 cm na dnie danej strefy. Zastosowanie odpowiedniego rusztu z dolnym oraz górnym napowietrzaniem zapobiegać ma osadzeniu się osadów na dnie reaktorów. Każdy z tych dyfuzorów będzie posiadał własny zawór kulowy zlokalizowany na głównym rurociągu, który umożliwia regulację tłoczonego powietrza. Podstawowe parametry dyfuzora to [11]:

- przepływ powietrza wynoszący od 2 do 3 m³/h;
- wydajność napowietrzania wynosząca od 3 do 5 kgO₂ / kWh;
- procentowa efektywność w zakresie wykorzystania tlenu wynosząca od 5% do 6%.

Ogólny schemat działania reaktora biologicznego został przedstawiony na rysunku 5.5.



Rys. 5.5. Schemat działania reaktora biologicznego w oczyszczalni ścieków [12]

W ramach strefy napowietrzania zostanie wygradzona przestrzeń osadników wtórnych, gdzie następować będzie oddzielenie oczyszczonych ścieków od osadów czynnych w separatorze typu BCT-S. Proces recyrkulacji osadów ze strefy separacji do strefy denitryfikacji odbywać się będzie przy pomocy dwóch pomp – model Mamut. Do procesu recyrkulacji wewnętrznej będzie z kolei zastosowana pompa KSB model AMAREX NF80-220/034, charakteryzująca się wydajnością na poziomie 19 dm³/s, o wysokości podnoszenia 2 m, a także o mocy silnika wynoszącej 1,9 KW. Przewiduje się instalację dwóch takich pomp. Do tzw. strefy tlenowej będzie dodawany roztwór PIX w celu wytrącenia związków fosforu. Roztwór PIX będzie dawkowany przy pomocy pompy dozującej dwugłowicowej, wyprodukowanej przez Prominent. Osad znajdujący się na dnie komory nityfikacji będzie odprowadzony do zagęszczacza osadu wstępnego. Z tego miejsca będzie transportowany pompowo do zbiorników osadu nadmiernego. Zastosowana tutaj zostanie pompa KSB model Amarex NF50, posiadająca wydajność 9 dm³/s, o wysokości podnoszenia 2 m, a także o mocy silnika wynoszącej 1,3 kW. W tym przypadku również przewiduje się instalację dwóch pomp [11, 20]. W ramach prac modernizacyjnych przewiduje się rozbudowę zbiornika retencyjnego o pojemności wynoszącej 5000 m³.

5.4. Oddziaływanie inwestycji na środowisko

5.4.1. Oddziaływanie w fazie realizacji

Oddziaływanie inwestycji w trakcie realizacji będzie związane przede wszystkim z ewentualnym hałasem. Z jednej strony będzie on wynikać z samego procesu budowlanego, z drugiej natomiast będzie to hałas związany z ruchem pojazdów dostarczających materiały na plac budowy. Zdecydowanie poważniejszym utrudnieniem będzie zatem hałas wynikający z prac budowlanych. Aby prace w jak najmniejszym stopniu oddziaływały negatywnie na otoczenie, będą prowadzone tylko w godzinach 8:00-16:00, kiedy zdecydowana większość okolicznych mieszkańców przebywa w pracy. Wszyscy okoliczni mieszkańcy zostaną wcześniej odpowiednio poinformowani o prowadzonych robotach budowlanych, aby byli w jak najlepszy sposób przygotowani na wypadek ewentualnych hałasów. Roboty wykonane będą zgodnie z obowiązującym *Prawem budowlanym*, normami materiałowymi, instrukcjami montażu i przepisami BHP. Na czas budowy zostanie zgłoszone powstawanie różnego rodzaju odpadów, które wcześniej nie występowały w przedsiębiorstwie. Odnosząc się do Rozporządzenia Ministra Środowiska w sprawie katalogu odpadów (Ustawa z dnia 14 grudnia 2012 r. o odpadach) będą to odpady z budowy, remontów i demontażu obiektów budowlanych oraz infrastruktury drogowej (włączając glebę i ziemię z terenów zanieczyszczonych [11, 21].

5.4.2. Oddziaływanie w fazie eksploatacji

Oddziaływanie w fazie eksploatacji będzie skupione na następujących czynnikach [11, 22]:

- Zapach – w przygotowanej dla badanej oczyszczalni ścieków technologii BCT-S nie zachodzą w ogóle procesy fermentacji ścieków albo osadu. To z kolei sprawia, iż powyższa technologia nie jest pod tym względem uciążliwa dla swojego otoczenia. Mogą występować jedynie przykre zapachy w trakcie opróżniania wozów asenizacyjnych ze ścieków, którymi będą dowożone (chodzi tutaj o ścieki z opróżnianych szamb przydomowych z terenów analizowanej gminy, gdzie nie została poprowadzona jeszcze kanalizacja).
- Hałas – w przygotowanej koncepcji jedynym możliwym źródłem hałasu jest praca dmuchaw. Z tego powodu projektuje się je właśnie w taki sposób, aby były zainstalowane w dźwiękochłonnych obudowach, co redukuje poziom hałasu do dopuszczalnych wartości.
- Skratki – w przyjętej koncepcji pracy oczyszczalni ścieków będą prasowane, następnie zasypane wapnem chlorowanym, a także czasowo składowane w kontenerach. W dalszej kolejności będą one wywożone na wysypisko śmieci.
- Osady – w przyjętej technologii powstający w procesie oczyszczania ścieków osad tlenowo stabilizowany zostanie zmagazynowany w zbiorniku osadu nadmiernego, a następnie dodatkowo natleniany i odwadniany.

Dla jeszcze dokładniejszego zminimalizowania oddziaływania oczyszczalni ścieków na otoczenie projektowany jest również pas zieleni ochronnej wokół niej. Opierając się na różnego rodzaju doświadczeniach na już istniejących obiektach tego typu, można wskazać, że zasięg oddziaływania zaprojektowanej oczyszczalni ścieków (opisywanej wielkości) będzie ograniczał się w praktyce do obszaru zawartego tylko w granicach wyznaczonych przez ogrodzenie oczyszczalni ścieków [11].

5.5. Sterowanie pracą oczyszczalni

Zaprojektowany system sterowania oraz automatyki ma na celu przede wszystkim prawidłowe eksploataowanie oczyszczalni ścieków, bezpieczne oraz energochłonne osiągnięcie z góry założonych parametrów w zakresie ścieków oczyszczonych, zapewnienie ochrony zdrowia obsługi oraz majątku inwestora (gminy), jak również osób trzecich (przede wszystkim lokalnych mieszkańców). System automatyki oraz sterowania stanowi w tym przypadku integralną część dostawy technologicznej. Proces eksploatacji oczyszczalni ścieków będzie całkowicie zautomatyzowany, z możliwością jednoczesnego sterowania oraz regulacji procesów technologicznych przez obsługę. Procesy technologiczne będą sterowane poprzez analogowe sterowniki, które będą umiejscowione w głównej szafie sterowania.

W badanej oczyszczalni ścieków wprowadzono następujące sposoby sterowania, regulacji, a także pomiarów [11]:

- miejscowe sterowanie procesami i urządzeniami;
- poszczególne pomiary oraz rejestracja wskaźników technologicznych takich jak temperatura czy tlen, a także pomiary wysokości cieczy w ZON, ZSD;
- pełna sygnalizacja pracy bądź ewentualnej awarii urządzeń na specjalistycznej szafie synoptycznej;
- zapewnienie pomiarów i rejestracji przepływów ścieków;
- pomiary elektromagnetyczne w zakresie sygnalizacji pracy, awarii urządzeń ze swoim własnym systemem automatyki oraz sterowania.

Wnioski

Wdrożenie w funkcjonowanie oczyszczalni ścieków technologii Biocompact przysparza wiele korzyści. Są one zdecydowanie wyższe od tych, jakie daje tradycyjnie realizowany proces oczyszczania ścieków. Wydaje się, że jest to szczególnie ważne z punktu widzenia umiejscowienia oczyszczalni ścieków w ośrodkach miejskich. Posiada to ogromne znaczenie dla komfortu życia w okolicy takiej infrastruktury [9, 23, 24]. Oczyszczalnie ścieków zwykle emitują bardzo dużą ilość nieprzyjemnych zapachów. Związane to jest bezpośrednio z procesami fermentacyjnymi, które zachodzą podczas większości wykorzystywanych technologii oczyszczania ścieków. Rozwiązania, jakie oferuje Biocompact, wychodzą niejako naprzeciwko temu problemowi. Rozwiązania zaliczane do powyższej technologii zostały

wprowadzone do oczyszczalni ścieków działającej na terenie niewielkiej gminy. Rozwiązania te oparte zostały na reaktorach o wydajności 500 m³ dziennie. Widać zatem, że oczyszczalnie ścieków w technologii Biocompact nie tylko sprawdzają się na terenie dużych jednostek miejskich (na przykład jako osiedlowe oczyszczalnie ścieków), ale też w małych samorządach lokalnych. Co ważne, tego rodzaju oczyszczalnie dla jednostek samorządu terytorialnego mogą dawać dodatkowe korzyści. Wynika to przede wszystkim z dwóch cech tego rozwiązania. Po pierwsze oczyszczalnia ścieków zrealizowana w takiej technologii jest stosunkowo prosta w rozbudowie. W zależności od potrzeb gminy może ona być rozwinięta do większej przepustowości i zdolności przerobowych. Instalacja bowiem może być elastycznie dostosowywana do zmieniających się ilości i ładunków zanieczyszczeń w ściekach dopływających do oczyszczalni [25, 26] poprzez zamontowanie dodatkowych reaktorów. Z tym powiązana jest druga z cech opisywanej technologii, czyli oszczędności. Modernizacja oczyszczalni ścieków oparta na opisywanych w rozdziale rozwiązaniach jest zdecydowanie tańsza od tradycyjnej rozbudowy czy też przebudowy oczyszczalni ścieków. W nawiązaniu do celu pracy przedstawiono obecny układ technologiczny oczyszczalni ścieków w analizowanej miejscowości oraz założenia wdrożenia nowego systemu oczyszczania opartego na technologii Biocompact.

W uzasadnieniu celowości prowadzenia wspomnianych prac modernizacyjnych należy podkreślić, jak ważnym problemem cywilizacyjnym jest czystość środowiska naturalnego, głównie ze względu na konieczność ochrony zasobów wody przeznaczonej do spożycia i ekosystemów wodnych.

Badania naukowe zostały sfinansowane z subwencji statutowej Wydziału Infrastruktury i Środowiska Politechniki Częstochowskiej.

Literatura

- [1] Ustawa z dnia 20 lipca 2017 r. Prawo wodne (Dz.U. 2017 poz. 1566 z późn. zm.)
- [2] Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 24 lipca 2006 r. w sprawie warunków, jakie należy spełnić przy wprowadzaniu ścieków do wód lub do ziemi, oraz w sprawie substancji szczególnie szkodliwych dla środowiska wodnego (Dz.U. 2006 nr 137 poz. 984; Dz.U. 2009 nr 27 poz. 169).
- [3] Rozporządzenie Ministra Gospodarki Morskiej i Żeglugi Śródlądowej z dnia 12 lipca 2019 r. w sprawie substancji szczególnie szkodliwych dla środowiska wodnego oraz warunków, jakie należy spełnić przy wprowadzaniu do wód lub do ziemi ścieków, a także przy odprowadzaniu wód opadowych lub roztopowych do wód lub do urządzeń wodnych (Dz.U. 2019 poz. 13).
- [4] Kwietniewski M., Podedworna J., Sozański M., Stan aktualny i kierunki rozwoju nauki w zakresie zaopatrzenia w wodę, usuwania i unieszkodliwiania ścieków i osadów oraz gospodarki odpadami, PAN, Warszawa 2014.
- [5] Dymaczewski Z. (red.), Poradnik eksploatatora oczyszczalni ścieków, Wyd. PZiITS Oddział Wielkopolski, Poznań 2011.

- [6] Heidrich Z., Witkowski A., Urządzenia do oczyszczania ścieków. Projektowanie, przykłady obliczeń, Wydawnictwo Seidel-Przywecki, Warszawa 2010.
- [7] Bąk J., Barbusiński K., Thomas M., Review of methods for assessing the impact of WWTPs on the natural environment, *Clean Technologies* 2021, 3, 98-122, doi: 10.3390/cleantechnol3010007.
- [8] Adamus-Białek W., Wawszczak M., Świercz A., Impact of sewage treatment plant on the local environment, *Proceedings of ECOpole* 2015, 9, 397-404.
- [9] Sadecka Z., Oczyszczanie ścieków z małych miejscowości. Oczyszczanie ścieków i przeróbka osadów ściekowych, Oficyna Wydawnicza Uniwersytetu Zielonogórskiego, Zielona Góra 2008, 5-15.
- [10] Miernik W., Skuteczność oczyszczania ścieków wiejskich w oczyszczalni z reaktorem o działaniu sekwencyjnym, *Infrastruktura i Ekologia Terenów Wiejskich* 2007, 2, 71-80.
- [11] Dokumentacja techniczna oczyszczalni ścieków w analizowanej miejscowości.
- [12] Materiały producenta oraz oferentów technologii BIO-KOM, <http://www.bio-kom.pl> (dostęp: 12.07.2022).
- [13] Urbanowicz I., Koncepcja rozbudowy i modernizacji gminnej oczyszczalni ścieków o przepustowości 500 m³/d, praca inżynierska, Politechnika Częstochowska, Częstochowa 2019.
- [14] Biologiczne oczyszczalnie ścieków BCT-S, <https://www.ekoservis.pl/miejskie,13,p.html> (dostęp: 12.07. 2022).
- [15] Bień J., B., Wystalska K., Osady ściekowe. Teoria i praktyka, Wydawnictwo Politechniki Częstochowskiej, Częstochowa 2011.
- [16] Podedworna J., Umiejewska K., Technologia osadów ściekowych, Oficyna Wydawnicza Politechniki Warszawskiej, Warszawa 2008.
- [17] Józwiakowski K., Steszuk A., Pieńko A., Marzec M. i in., Ocena wpływu przydomowych oczyszczalni ścieków z drenażem rozsączającym na jakość wód podziemnych w studniach kopanych i głębinowych, *Inżynieria Ekologiczna* 2014, 39, 74-84.
- [18] Ciborowski M., Możliwości zastosowania koagulantu PIX w technologii osadów ściekowych, [w:] *Wszechstronność zastosowań chemicznych procesów oczyszczania ścieków na obiektach komunalnych i przemysłowych*, Materiały seminaryjne Kemipolu 2010, 39-46.
- [19] <http://montech.pl/produkty/sito-terejalne> (dostęp: 10.07.2022).
- [20] <https://www.xylem.com/pl-pl/brands/flygt/flygt-products/n-3085/> (dostęp: 10.07.2022).
- [21] Ustawa z dnia 14 grudnia 2012 r. o odpadach (Dz.U.2013 poz. 21).
- [22] Michałkiewicz M., Kruszelnicka I., Ginter-Kramarczyk D., Mizerna-Nowotna P., Uciążliwość odorowa i mikrobiologiczna oczyszczalni ścieków – studium przypadku, *Ochrona Środowiska* 2016, 3, 41-43.
- [23] Neverova-Dziopak E., Cierlikowska P., Wpływ modernizacji wybranej oczyszczalni ścieków na stan troficzny wód odbiornika, *Ochrona Środowiska* 2014, 36(2), 53-58.
- [24] Klaczyński E., Komunalne oczyszczalnie ścieków. Podstawy projektowania i eksploatacji, *Envirotech*, Poznań 2016.
- [25] Wiśniowska E., Moraczewska-Majkut K., Nocoń W., Możliwość usuwania mikroplastiku w procesie oczyszczania ścieków, *Nauka i Technika* 2018, 3(59), 28-32.
- [26] Grobelak A., Grosser A., Kacprzak M., Kamizela T., Sewage sludge processing and management in small and medium-size municipal wastewater treatment plant – new technical solution, *Journal of Environmental Management* 2019, 234, 90-96.

THE PROCESS OF MODERNIZATION OF THE MUNICIPAL SEWAGE TREATMENT PLANT

Abstract: The subject of the chapter was the extension and modernization of the municipal sewage treatment plant with the assumed capacity. The main objective of the modernization was to eliminate the situation of discharging untreated sewage into the receiver and to ensure the introduction of treated sewage of the required quality. The aim was to increase the flexibility and efficiency of the wastewater treatment plant operation, even with excessive rainfall compared to the average values. As a consequence, minimization of the amount of pollutants released into the environment and more effective management of the process were also taken into account. Criteria for defining the solution and design were: consistency with the current wastewater treatment process, use of existing technology, impact on the environment, high efficiency of wastewater treatment, automation of the treatment process control and servicing facility.

Keywords: modernization, municipal wastewater treatment plant, treatment efficiency

Rozdział 6

REDUKCJA ZAWIESIN I BZT NA OCZYSZCZALNIACH ŚCIEKÓW

Paweł WOLSKI, Arkadiusz KURCBARD

Politechnika Częstochowska, Wydział Infrastruktury i Środowiska
e-mail: pawel.wolski@pcz.pl

Streszczenie: Rola oczyszczalni ścieków oraz całego procesu ich oczyszczania nabiera w obecnych czasach nowego znaczenia. Rozwój przemysłu, degradacja środowiska naturalnego, wzrost świadomości ekologicznej społeczeństwa, a co za tym idzie wprowadzanie nowych, coraz bardziej radykalnych przepisów prawa w obszarze ochrony środowiska naturalnego, wymuszają na eksploatatorach tego typu instalacji zmiany w sposobie projektowania i użytkowania urządzeń do podczyszczania i oczyszczania ścieków. Zarówno ścieki przemysłowe wytwarzane w zakładach, jak i ścieki bytowe, komunalne czy nawet wody opadowe charakteryzują się zwiększonymi w stosunku do poziomów dopuszczalnych, określonych w przepisach prawnych, stężeniami podstawowych wskaźników zanieczyszczeń. Do głównych zanieczyszczeń, dla których takie maksymalne wartości w ściekach odprowadzanych do wód lub do ziemi określa się w podstawowych decyzjach dla oczyszczalni, należą: chemiczne zapotrzebowanie tlenu ChZT, fosfor ogólny, azot ogólny, zawiesiny ogólne oraz biochemiczne zapotrzebowanie tlenu (BZT₅). Stężenie wskaźników: zawiesiny ogólne i BZT₅ w ściekach dopływających do oczyszczalni ma ogromne znaczenie dla technologów i prowadzących instalacje oczyszczania ścieków ze względu na odpowiedni dobór urządzeń podczyszczających ścieki na etapie oczyszczania mechanicznego. Prawidłowa eksploatacja urządzeń zastosowanych do oczyszczania mechanicznego, czyli do usuwania jak największego ładunku piasku, zanieczyszczeń mineralnych i organicznych w postaci zawiesin łatwo i trudno opadających, ma ogromne znaczenie dla części biologicznej oczyszczalni ścieków. Dlatego na etapie projektowania i doboru urządzeń stosowanych do mechanicznego stopnia oczyszczania ścieków należy dołożyć wszelkich starań, aby po uruchomieniu pełnej instalacji do oczyszczania ścieków osiągnąć oczekiwane i wymagane efekty.

Słowa kluczowe: BZT, oczyszczalnia ścieków, ścieki, zawiesina

Wprowadzenie

Powstawanie ścieków jest ściśle związane z bytowaniem człowieka w rozumieniu zarówno wszelkich procesów metabolicznych, jak i działań związanych z funkcjonowaniem w nowoczesnym świecie, np. sprzątanie, pranie itp. Ścieki mogą stanowić mieszaninę substancji o bardzo zróżnicowanym składzie. Oprócz typowych dla ścieków rozpuszczonych substancji organicznych (BZT₅), nieorganicznych

(ChZT), zawiesiny ogólnej i związków biogenych (w postaci azotu ogólnego oraz fosforu ogólnego) mogą zawierać duże ilości metali ciężkich, hormonów, pestycydów i środków ochrony roślin, detergentów, bakterii chorobotwórczych oraz żywych jaj pasożytów [1]. Stężenie tych substancji powoduje, iż są ogromnym zagrożeniem dla środowiska naturalnego (szczególnie wodnego) i ich bezpośrednie odprowadzenie do odbiornika w postaci zarówno wody stojącej (jezioro lub staw), jak i ciekłu płynącego (rzeka, potok lub strumień) może prowadzić do ogromnych szkód, a nawet do całkowitego spustoszenia fragmentu środowiska, do którego zostaną odprowadzone w nieoczyszczonej formie. Dlatego tak istotnym aspektem jest prawidłowe prowadzenie procesu oczyszczania ścieków i kontrola parametrów ścieków oczyszczonych odprowadzanych do odbiornika. Redukcja zawiesin i ładunku BZT, odbywająca się na różnych etapach oczyszczania w oczyszczalni ścieków, należy do tych parametrów, które podlegają ciągłej kontroli od etapu dopływu aż do odprowadzenia z oczyszczalni. Ciągła kontrola ścieków oczyszczonych o odpowiednich parametrach leży w interesie nas wszystkich zarówno ze względów etycznych, związanych z szeroko rozumianą ochroną środowiska oraz organizmów w nim żyjących, jak i ekonomicznych [2].

Stężenie wskaźników zawiesiny ogólnej i BZT₅ w ściekach dopływających do oczyszczalni ma ogromne znaczenie dla technologów i prowadzących instalacje oczyszczania ścieków ze względu na odpowiedni dobór urządzeń podczyszczających ścieki na etapie oczyszczania mechanicznego (I stopień procesu technologicznego w oczyszczalniach mechaniczno-biologicznych). Prawidłowa eksploatacja urządzeń zastosowanych do oczyszczania mechanicznego ścieków, czyli do usuwania jak największego ładunku piasku, zanieczyszczeń mineralnych i organicznych w postaci zawiesin łatwo i trudno opadających, ma ogromne znaczenie dla części biologicznej oczyszczalni ścieków [3, 4]. Dlatego na etapie projektowania i doboru urządzeń stosowanych do mechanicznego stopnia oczyszczania ścieków należy dołożyć wszelkich starań, aby po uruchomieniu pełnej instalacji do oczyszczania ścieków osiągnąć oczekiwane i wymagane efekty [5].

6.1. Zmiany wartości ładunku zawiesin na poszczególnych etapach oczyszczania ścieków komunalnych

Zmiana ładunku zawiesin względem ścieków dopływających zachodzi w trzech podstawowych etapach i urządzeniach do oczyszczania ścieków [6]:

- redukcja zawiesiny nieorganicznej w procesie sedymentacji (piaskownik);
- redukcja zawiesiny organicznej łatwoopadającej w procesie sedymentacji (osadnik wstępny);
- redukcja końcowa zawiesiny organicznej w procesie sedymentacji (osadnik wtórny).

Najistotniejszymi miejscami pomiaru stężenia (a co za tym idzie jego zmiany/redukcji) zawiesiny są przede wszystkim:

- dopływ ścieków do oczyszczalni;
- odpływ ścieków sklarowanych po sektorze mechanicznego oczyszczania (pomiar za osadnikiem wstępnym), a przed sektorem biologicznego oczyszczania;
- przed odpływem ścieków do odbiornika (najczęściej pomiar realizowany we wspólnej komorze odpływowej z osadników wtórnych).

Z punktu widzenia ustawodawcy (państwa) realizującego obowiązki nadzoru oraz kontroli w sprawie substancji szczególnie szkodliwych dla środowiska wodnego oraz warunków, jakie należy spełnić przy wprowadzaniu ścieków do wód lub do ziemi, istotnym parametrem w kontekście zawiesiny jest ilość zawiesiny ogólnej (stężenie) wyrażona liczbowo jako miligram/litr albo stopień jej redukcji wyrażony procentowo. Ustawodawca w Rozporządzeniu Ministra Gospodarki Morskiej i Żeglugi Śródlądowej [7] zdefiniował maksymalne ilości zawiesiny ogólnej, jaka jest dopuszczalna w ściekach odprowadzanych do odbiornika albo stopień jej redukcji względem ścieków dopływających do oczyszczalni. Ponadto ustawodawca zdywersyfikował ilości i stopień redukcji względem oczyszczalni ścieków bytowych i komunalnych oraz oczyszczalni ścieków w aglomeracji. W przypadku oczyszczalni ścieków bytowych i komunalnych wprowadził podział ze względu na projektowaną wielkość oczyszczalni i wyróżnił pięć progów (wielkości), tj.:

- poniżej 2000 RLM, dla której maksymalne stężenie zawiesiny ogólnej w ściekach oczyszczonych odprowadzanych do odbiornika wynosi 50 mg/l;
- od 2000 do 9999 RLM, dla której maksymalne stężenie zawiesiny ogólnej w ściekach oczyszczonych odprowadzanych do odbiornika wynosi 35 mg/l albo stopień redukcji względem ścieków dopływających wynoszący 90%;
- od 10 000 do 14 999 RLM, dla której maksymalne stężenie zawiesiny ogólnej w ściekach oczyszczonych odprowadzanych do odbiornika wynosi 35 mg/l albo stopień redukcji względem ścieków dopływających wynoszący 90%;
- od 15 000 do 99 999 RLM, dla której maksymalne stężenie zawiesiny ogólnej w ściekach oczyszczonych odprowadzanych do odbiornika wynosi 35 mg/l albo stopień redukcji względem ścieków dopływających wynoszący 90%;
- 100 000 RLM i więcej, dla której maksymalne stężenie zawiesiny ogólnej w ściekach oczyszczonych odprowadzanych do odbiornika wynosi 35 mg/l albo stopień redukcji względem ścieków dopływających wynoszący 90%.

W przypadku oczyszczalni ścieków w aglomeracji ilości (stężenia) oraz stopnie redukcji są dokładnie takie same jak w przypadku oczyszczalni ścieków bytowych i komunalnych, z wyłączeniem najmniejszej wielkości (do 2000 RLM), gdyż taka wielkość oczyszczalni nie ma racji bytu w przypadku oczyszczalni ścieków dla aglomeracji [7].

W związku z powyższym celem uzyskania wymagalnej ilości zawiesiny ogólnej w ściekach oczyszczonych odprowadzanych do odbiornika (lub odpowiednio procentowego stopnia jej redukcji) jest prawidłowe przeprowadzenie procesów sedymentacji zawiesiny nieorganicznej w piaskowniku, sedymentacji zawiesiny organicznej w osadniku wstępnym oraz sedymentacji końcowej zawiesiny organicznej w osadniku wtórnym. Tylko i wyłącznie prawidłowe przeprowadzenie

poszczególnych procesów technologicznych gwarantuje uzyskanie odpowiedniego stopnia redukcji zawiesiny na poszczególnych etapach oczyszczania ścieków, a co za tym idzie uzyskanie odpowiednich parametrów w odpływie ścieków oczyszczonych. Brak skutecznego usunięcia odpowiedniej ilości zawiesiny lub uzyskania wskazanego stopnia jej redukcji wywołuje negatywny wpływ na warunki środowiskowe odbiornika ścieków oraz w skrajnych przypadkach skutkuje dotkliwymi karami dla oczyszczalni ścieków za nieutrzymanie standardów wód (ścieków oczyszczonych) odprowadzanych do odbiornika wskazanych w rozporządzeniu [7] lub operacie wodnoprawnym wydanym dla konkretnej oczyszczalni ścieków.

Jak podają Z Heidrich i A. Witkowski [6] oraz M. Roman [8], ilość zawiesiny ogólnej dla typowych ścieków (w tym przypadku bytowo-gospodarczych) wynosi odpowiednio 367 g/m^3 , co zgodnie z jednostką stężenia zdefiniowaną przez wspomniane rozporządzenie [7] wynosi dokładnie 367 mg/l , z czego 25 g/m^3 (mg/l) stanowi zawiesina mineralna. Wyżej wspomniane wielkości są określone przy założeniu ilości dobowej zawiesiny ogólnej równej $55 \text{ g/M} \cdot \text{d}$ oraz średniodobowej ilości dopływających ścieków w ilości $0,15 \text{ m}^3/\text{M} \cdot \text{d}$. Przy założeniu skuteczności pracy piaskownika na poziomie 30% oraz skuteczności pracy osadnika wstępnego na poziomie 70% ilość zawiesiny ogólnej dla opisanego przykładu po oczyszczaniu mechanicznym wynosić będzie odpowiednio:

- Zog po piaskowniku = $367 - (367 \cdot 0,3) = 257 \text{ mg/l}$
- Zog po osadniku wstępnym = $257 - (257 \cdot 0,7) = 77 \text{ mg/l}$

Na podstawie powyższych obliczeń należy stwierdzić, iż podczas mechanicznego oczyszczania ścieków redukcja zawiesiny ogólnej (mineralnej usuniętej w piaskowniku oraz organicznej usuniętej w osadniku wstępnym) wyniosła łącznie 78%. Z punktu widzenia ustawodawcy [7] w tym abstrakcyjnym przypadku warunek usunięcia ilości zawiesiny ogólnej w ściekach oczyszczonych odprowadzanych do odbiornika (lub odpowiednio procentowego stopnia jej redukcji) nie został spełniony. Dlatego też w większości przypadków konieczne jest stosowanie osadników wtórnych, których zadaniem jest usunięcie końcowe zawiesiny organicznej bezpośrednio przed odprowadzeniem ścieków oczyszczonych do odbiornika (po oczyszczeniu mechanicznym oraz biologicznym). Skuteczność pracy osadników wtórnych przyjmuje się na poziomie 90÷99% ze względu na ich znacznie większą kubaturę względem osadników wstępnych, dłuższy czas zatrzymania ścieków oraz mniejsze obciążenia hydrauliczne. Co za tym idzie, dla przyjętego przypadku, przy założeniu skuteczności pracy osadników wtórnych na poziomie 90%, da odpowiednio wynik końcowy ilości oraz stopnia redukcji zawiesiny w postaci:

- Zog po osadniku wstępnym = 77 mg/l
- Zog po osadniku wtórnym (po oczyszczeniu ścieków) = $77 - (77 \cdot 0,9) = 7,7 \text{ mg/l}$
- Zog po całym procesie oczyszczania ścieków = $(7,7:357) \cdot 100\% = 2,2\%$
- η całej oczyszczalni = $100\% - 2,2\% = 97,8\% \approx 98\%$

Patrząc na uzyskany wynik, należy jednoznacznie stwierdzić, iż przy zakładanej skuteczności poszczególnych urządzeń odpowiedzialnych za redukcję zawiesiny ogólnej dla przyjętej abstrakcyjnej oczyszczalni ścieków uzyskano odpowiednią

ilość zawiesiny ogólnej w ściekach oczyszczonych (maksymalnie 50 lub 35 mg/l) oraz procentowy stopień jej redukcji (minimum 90%) dla wszystkich wielkości oraz typów oczyszczalni wskazanych w rozporządzeniu [7].

Uzyskane wyniki (zarówno ilość zawiesiny ogólnej po oczyszczaniu ścieków, jak i stopień jej redukcji), pomimo założeń częściowo teoretycznych i przyjętych na poziomie danych literaturowych [6, 8] (tj. skuteczność pracy poszczególnych urządzeń), są wynikami wiarygodnymi i absolutnie możliwymi do osiągnięcia podczas realnie przeprowadzonego procesu oczyszczania ścieków miejskich.

6.2. Charakterystyka wskaźnika BZT w procesie oczyszczania ścieków

Powszechnie stosowanym parametrem, od którego nie tylko zależy wielkość projektowanej oczyszczalni czy obciążenie istniejącej, ale również na podstawie którego analizuje się skuteczność procesu oczyszczania ścieków, jest biochemiczne zapotrzebowanie tlenu w ściekach (BZT). Wskaźnik BZT jest również używany do modelowania procesów oczyszczalni ścieków w celu zwiększenia wydajności i skuteczności oczyszczania ścieków. Gdy ścieki są odprowadzane do środowiska, mogą stać się przyczyną zanieczyszczenia wód odbiornika ścieków oczyszczonych substancjami organicznymi. Wysokie stężenia związków organicznych w wodach jezior czy rzek mogą obniżyć stężenie rozpuszczonego tlenu w środowisku wodnym, prowadząc do negatywnych skutków dla środowiska oraz konsekwencji prawnych. Pomiar biochemicznego zapotrzebowania na tlen jest więc niezbędny do określenia wpływu zanieczyszczeń organicznych na wodę i do ograniczenia ich poziomu. Pomiar BZT jest również wymagany w ramach pozwolenia wodnoprawnego na odprowadzanie ścieków do wód lub do ziemi i jest istotnym parametrem oceny wydajności oczyszczalni ścieków [9].

Biochemiczne zapotrzebowanie tlenu (BZT) jest pojęciem umownym, określającym jakość wód i ścieków. Wyraża się je przez ilość tlenu (mg/l O_2) potrzebnego do utlenienia w warunkach aerobowych (tlenowych) na drodze biochemicznej związków organicznych zawartych w zanieczyszczonej wodzie i ściekach [10]. W rzeczywistości w temperaturze 20°C (293 K) mierzy się pięciodobowe biochemiczne zapotrzebowanie tlenu – BZT_5 . Pomiar wykonywany jest w ściśle określonych warunkach. Zakłada się, że BZT_5 stanowi około 68-70% całkowitego BZT. Pozostałe 30% zapotrzebowania na tlen uzupełnia proces nityfikacji, który rozpoczyna się po upływie 6-7 dni od chwili rozpoczęcia pomiaru. Na proces nityfikacji składa się proces utlenienia organicznych związków węglowych i bezazotowych.

Biochemiczne zapotrzebowanie tlenu jest ogólnie stosowanym wskaźnikiem, pośrednio, tj. za pomocą ubytku tlenu, opisującym stężenie substancji organicznych ulegających bioutlenieniu, znajdujących się w wodzie i ściekach. BZT wyrażany jest jako zdolność mikroorganizmów do rozkładu w warunkach tlenowych substancji organicznych [11]. Wskaźnik ten wykorzystywany jest dla celów:

- oceny procesu bioutleniania związków organicznych dla wód powierzchniowych;
- oceny wpływu odprowadzanych ścieków oczyszczonych na wody odbiornika;
- oceny wydajności urządzeń przeznaczonych do oczyszczania ścieków.

Ustawodawca w Rozporządzeniu Ministra Gospodarki Morskiej i Żeglugi Śródlądowej [7] zdefiniował maksymalną ilość biologicznego zapotrzebowania na tlen (BZT₅), jaka jest dopuszczalna w ściekach odprowadzanych do odbiornika, albo stopień jej redukcji względem ścieków dopływających do oczyszczalni. Ponadto ustawodawca zdywersyfikował ilość i stopień redukcji względem oczyszczalni ścieków bytowych i komunalnych oraz oczyszczalni ścieków w aglomeracji. W przypadku oczyszczalni ścieków bytowych i komunalnych wprowadził podział ze względu na projektowaną wielkość oczyszczalni i wyróżnił pięć progów (wielkości), tj.:

- poniżej 2000 RLM, dla której maksymalne stężenie zawiesiny ogólnej w ściekach oczyszczonych odprowadzanych do odbiornika wynosi 40 mg O₂/l;
- od 2000 do 9999 RLM, dla której maksymalne stężenie zawiesiny ogólnej w ściekach oczyszczonych odprowadzanych do odbiornika wynosi 25 mg O₂/l albo stopień redukcji względem ścieków dopływających wynoszący 70-90%;
- od 10 000 do 14 999 RLM, dla której maksymalne stężenie zawiesiny ogólnej w ściekach oczyszczonych odprowadzanych do odbiornika wynosi 25 mg O₂/l albo stopień redukcji względem ścieków dopływających wynoszący 70-90%;
- od 15 000 do 99 999 RLM, dla której maksymalne stężenie zawiesiny ogólnej w ściekach oczyszczonych odprowadzanych do odbiornika wynosi 15 mg O₂/l albo stopień redukcji względem ścieków dopływających wynoszący 90%;
- 100 000 RLM i więcej, dla której maksymalne stężenie zawiesiny ogólnej w ściekach oczyszczonych odprowadzanych do odbiornika wynosi 15 mg/l albo stopień redukcji względem ścieków dopływających wynoszący 90%.

6.3. Analiza projektowa urządzeń redukujących ładunek zawiesin na przykładzie miejskiej oczyszczalni ścieków

Najważniejszymi urządzeniami stosowanymi w redukcji zawiesin w miejskich oczyszczalniach ścieków są piaskowniki, osadniki wstępne oraz osadniki wtórne. Piaskowniki są urządzeniami wykonanymi na planie prostokąta, w których realizowany jest proces sedymentacji zawiesiny mineralnej w postaci piasku (o średnicy ziaren $\geq 0,1 \div 0,2$ mm). W przypadku miejskich oczyszczalni ścieków zbudowane są z kilku niezależnie pracujących koryt ściekowych, gdzie do każdego z nich doprowadzane są ścieki podczyszczone w procesie cedzenia na zautomatyzowanych kratkach mechanicznych (których praca opiera się na poziomie spiętrzenia ścieków przed oraz za kratami). Ścieki doprowadzane są odpowiednio rurociągami lub zhermetyzowanymi (ze względów higienicznych oraz antyodorowych) kanałami o przekroju prostokątnym. Każdy z rurociągów (kanałów) posiada oddzielną zasuwę (odpowiednio zastawkę) dopływową odpowiadającą za regulację dopływu ścieków do konkretnego koryta. Jeżeli chodzi o koryta, to są one wyposażone w różnego rodzaju

zgniatcze denne (wózkowe, zgrzeblowe, śrubowo-ślimakowe) odpowiedzialne za usuwanie (przesuwanie) piasku w kierunku leja separacyjnego, tj. w przeciwnym kierunku do przepływu ścieków. Koryta pracują w trybie ciągłym (całodobowo), o ile nie zostały wyłączone w danym momencie z eksploatacji (do przeglądu lub remontu). Ścieki po usunięciu zawiesiny nieorganicznej (piasku) zostają odprowadzone z piaskownika (najczęściej grawitacyjnie) w kierunku dalszych procesów oczyszczania mechanicznego (najczęściej w kierunku osadników wstępnych, ewentualnie osobno zabudowanych odtłuszczaczy), natomiast piasek zostaje przetransportowany (pompowo w formie pulpy piaskowej lub za pośrednictwem przenośników) do specjalistycznych urządzeń zwanych separatorami (płuczkami) piasku. Do najważniejszych parametrów pracy piaskowników zalicza się prędkość przepływu ścieków, która do prawidłowej realizacji procesu sedymentacji zawiesiny organicznej powinna wynosić około 0,3 m/s. W przypadku przekroczenia tej prędkości proces sedymentacji zawiesiny mineralnej nie będzie zachodził w pełnym zakresie (część niezsedymetowanej zawiesiny nieorganicznej zostanie odprowadzona wraz ze ściekami do kolejnych urządzeń technologicznych). Natomiast w przypadku zbyt małej prędkości ścieków przepływających przez piaskownik będzie dochodziło do sedymentacji zarówno zawiesiny nieorganicznej, jak i organicznej, której usunięcie powinno nastąpić dopiero w osadniku wstępnym.

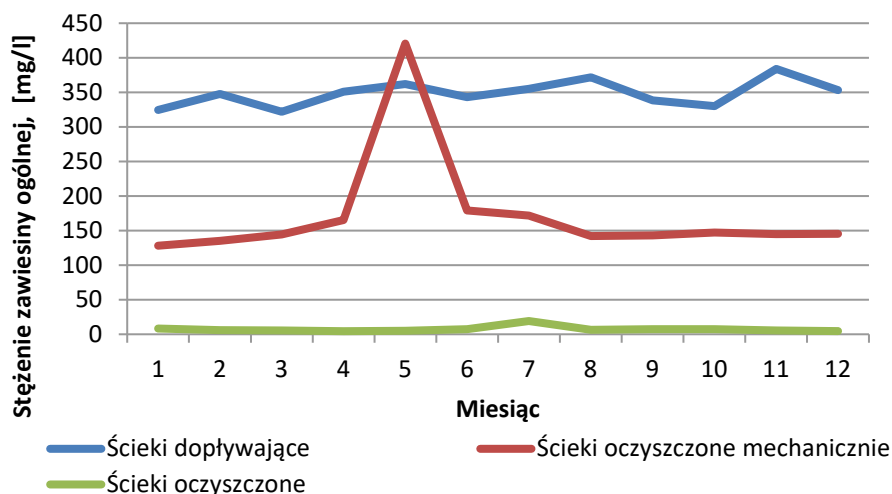
Kolejnymi urządzeniami stosowanymi do usuwania (redukcji) ładunku zawiesin w miejskiej oczyszczalni ścieków są osadniki wstępne. Są to urządzenia technologiczne odpowiedzialne za prowadzenie procesu sedymentacji łatwoopadającej zawiesiny organicznej i są ostatnim elementem sektora mechanicznego oczyszczania ścieków.

Ostatnimi urządzeniami odpowiedzialnymi za usuwanie (redukcję) zawiesiny w ściekach dopływających do miejskiej oczyszczalni są osadniki wtórne. Są to urządzenia technologiczne i techniczne bardzo podobne do osadników wstępnych, różniące się z reguły wyłącznie ich większą ilością w stosunku do zainstalowanych osadników wstępnych, kubaturą poszczególnych urządzeń oraz czasem zatrzymania ścieków, który jest odpowiednio dłuższy niż ma to miejsce w przypadku osadników wstępnych (2,5÷3,5 godzin). Ich zadaniem jest przeprowadzenie procesu sedymentacji końcowej zawiesiny organicznej w postaci osadu czynnego, który został do nich doprowadzany z sektora biologicznego oczyszczania ścieków wraz ze ściekami oczyszczonymi biologicznie. Po prawidłowo przeprowadzonym procesie sedymentacji końcowej ścieki oczyszczone, spełniające wymagania określone w Rozporządzeniu Ministra Gospodarki Morskiej i Żeglugi Śródlądowej [6], zostają odprowadzone do odbiornika, a usunięty osad czynny zostaje przepompowany na początek sektora biologicznego oczyszczania jako osad recyrkulowany lub do sektora przeróbki osadu jako osad nadmierny przeznaczony do procesów stabilizacji osadu (najczęściej do fermentacji metanowej związanej z produkcją biogazu oraz odzyskiem energii) [5, 6, 9].

6.3.1. Ładunki zawiesiny na poszczególnych etapach oczyszczania

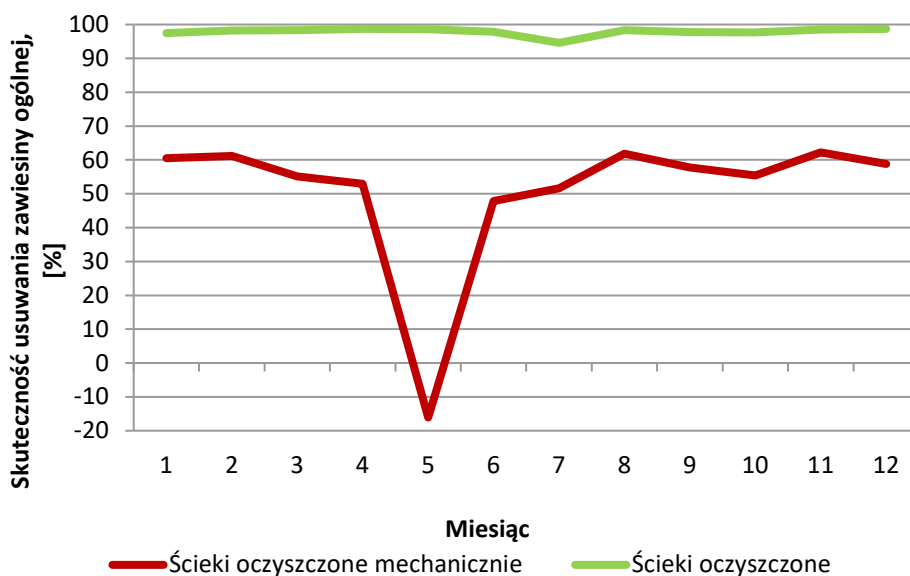
Na przykładzie miejskiej oczyszczalni ścieków, zaprojektowanej na podstawie wskaźnika RLM wynoszącego 300 000 jednostek, przedstawiono wyniki w postaci graficznej, obrazujące zmianę ilości (stężenia) zawiesiny ogólnej oraz skuteczność pracy oczyszczalni w trzech punktach pomiarowych (punktach poboru próbek) dla przedmiotowej oczyszczalni ścieków w 2019 roku. Próbki zostały pobrane odpowiednio na dopływie do oczyszczalni ścieków (ścieki dopływające), na odpływie ścieków z komory odpływowej zlokalizowanej bezpośrednio za osadnikami wstępnymi (ścieki oczyszczone mechanicznie) oraz na odpływie ścieków z komory odpływowej zlokalizowanej za osadnikami wtórnymi, bezpośrednio przed odprowadzeniem ścieków do odbiornika (ścieki oczyszczone). Badania przeprowadzono w laboratorium oczyszczalni i udostępniono autorom.

Wykres przedstawiający analizowane dane technologiczne dotyczące ilości (stężenia) zawiesiny ogólnej opracowano w konwencji zestawień miesięcznych z próbek średniodobowych (jeden wynik dla każdego dnia miesiąca) oraz wyników średniomiesięcznych (uśredniony wynik technologiczny dla całego analizowanego miesiąca) dla wszystkich punktów pomiarowych (rys. 6.1). Analizie poddano rok 2019 ze względu na to, iż lata 2020 oraz 2021 są latami obejmującymi całym swoim zakresem okres pandemii COVID-19, która miała znaczący wpływ zarówno na ilość, jak i skład dopływających ścieków do przedmiotowej oczyszczalni (praca zdalna, przestoje technologiczne w zakładach przemysłowych). Na rysunku 6.1 przedstawiono średniomiesięczne zmiany stężenia zawiesiny ogólnej analizowanej oczyszczalni.



Rys. 6.1. Średniomiesięczne zmiany stężenia zawiesiny ogólnej dla analizowanej oczyszczalni

Na rysunku 6.2 przedstawiono wykres obrazujący procentową skuteczność realizacji procesu usuwania zawiesiny ogólnej na poszczególnych etapach oczyszczania ścieków, tj. po sektorze oczyszczania mechanicznego (po procesach cedzenia, sedymentacji zawiesiny nieorganicznej, flotacji tłuszczu oraz sedymentacji łatwoopadającej zawiesiny organicznej) oraz po sektorze biologicznego oczyszczania ścieków (po procesach biologicznego oczyszczania ścieków metodą osadu czynnego oraz sedymentacji końcowej zawiesiny organicznej), bezpośrednio przed odprowadzeniem ścieków do odbiornika. Wykres opracowano w takiej samej konwencji jak wykres dotyczący ilości (stężenia) zawiesiny ogólnej, czyli w postaci zestawień miesięcznych z próbek średniodobowych oraz wyników średniomiesięcznych w skali całego roku pomiarowego.

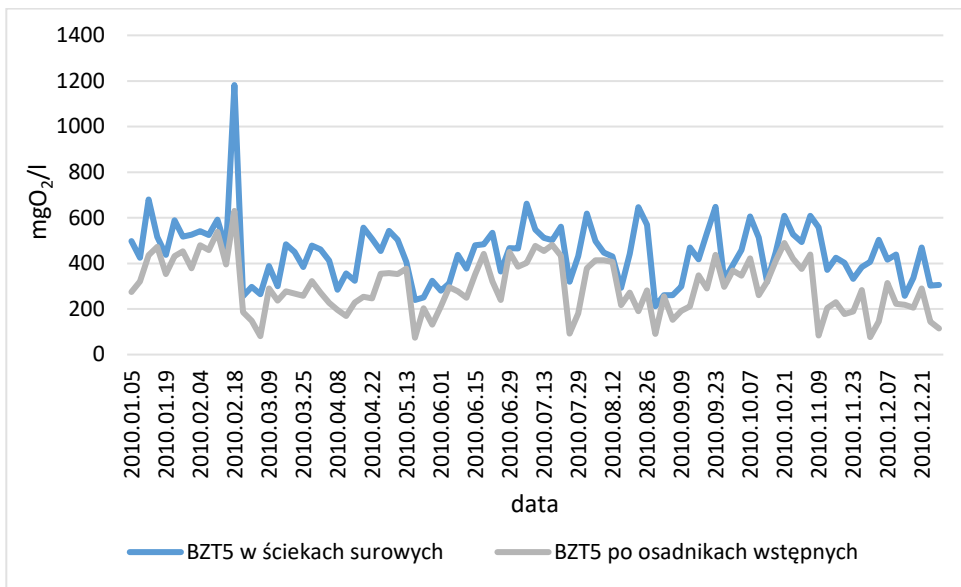


Rys. 6.2. Średniomiesięczna skuteczność usuwania zawiesiny ogólnej dla analizowanej oczyszczalni

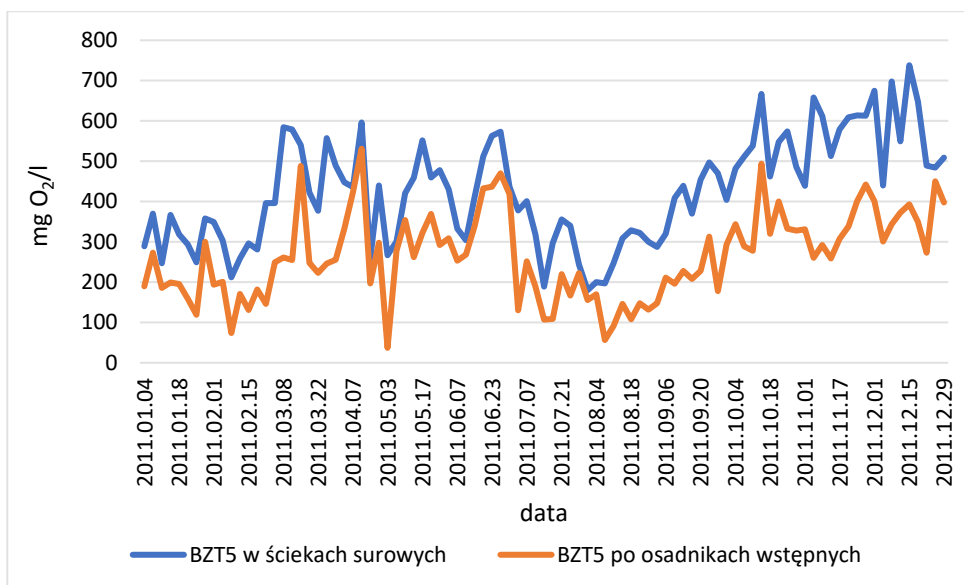
6.4. Analiza projektowa urządzeń redukujących ładunek BZT na przykładzie miejskiej oczyszczalni ścieków

Na podstawie analiz wykonanych przez laboratorium zakładowe, obejmujących lata 2010-2012 (ze względu na dostępność wyników) i dotyczących parametrów ścieków surowych oraz ścieków poddanych oczyszczeniu mechanicznemu (po osadnikach wstępnych), stwierdzono prawidłowe działanie zasobników wstępnych w redukcji ładunku BZT. Wobec zapisów pozwolenia wodnoprawnego laboratorium zakładowe codziennie analizuje stan i skład odprowadzanych ścieków pod kątem

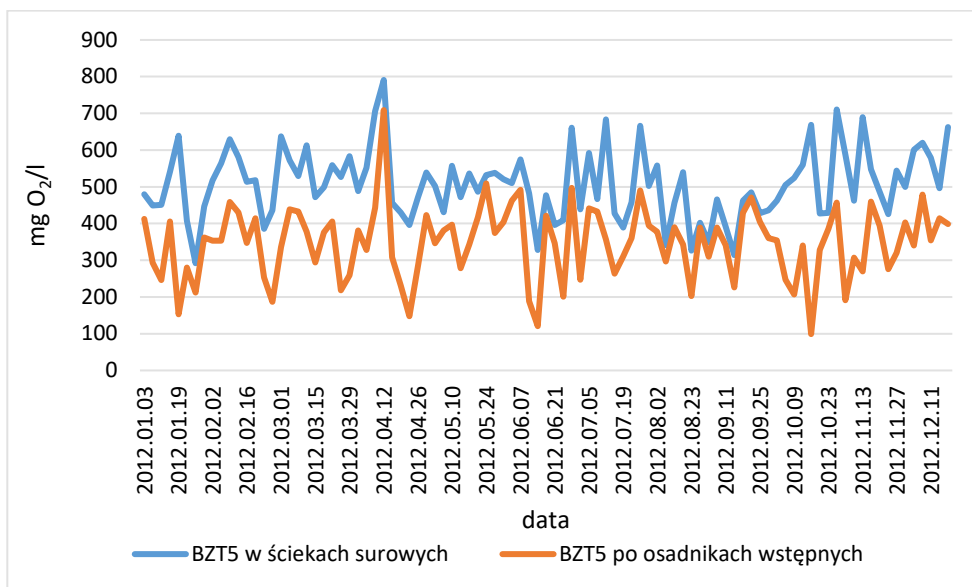
zgodności z zapisami decyzji. Stopień redukcji ładunku BZT₅ każdorazowo przekroczył wartość 30%. W roku 2010 wynosił on 32,93%, w 2011 – 38%, a w 2012 – 30,78%.



Rys. 6.3. Stężenia BZT₅ w ściekach surowych i w ściekach po osadnikach wstępnych w 2010 r.



Rys. 6.4. Stężenia BZT₅ w ściekach surowych i w ściekach po osadnikach wstępnych w 2011 r.



Rys. 6.5. Stężenia BZT₅ w ściekach surowych i w ściekach po osadnikach wstępnych w 2012 r.

Z analizy danych przedstawionych na rysunkach 6.3, 6.4 i 6.5 wynika, że wartości stężeń wskaźnika biochemiczne zapotrzebowanie tlenu (BZT₅) w ściekach dopływających do oczyszczalni ścieków oraz w ściekach po osadnikach wstępnych znacznie się obniżyły. W latach 2010-2012 urządzenia te były eksploatowane prawidłowo, nie odnotowano awarii osadników, co pozwoliło na zdecydowane usunięcie ładunku BZT₅.

Wnioski

Na podstawie uzyskanych danych technologicznych z przedmiotowej miejskiej oczyszczalni ścieków dokonano analizy ilości (stężenia) zawiesiny ogólnej, BZT oraz stopnia jej redukcji na poszczególnych etapach oczyszczania. Wnioski z przeprowadzonej analizy należy rozgraniczyć pomiędzy usuwanie zawiesiny w części mechanicznego oczyszczania ścieków (ścieki po oczyszczeniu mechanicznym) oraz końcowe usuwanie zawiesiny po części biologicznej oczyszczania ścieków (ścieki oczyszczone).

Wyniki technologiczne części mechanicznego usuwania zawiesiny ogólnej przedmiotowej oczyszczalni można uznać wyłącznie za dostateczne. Zgodnie z parametrami nominalnymi wskazanymi w literaturze skuteczność usuwania zawiesiny po osadnikach wstępnych stanowiących końcowy element sektora mechanicznego oczyszczania ścieków powinien wynosić odpowiednio 60÷70%. Na podstawie przedstawionych danych technologicznych za rok 2019 przedmiotowej

oczyszczalni, należy stwierdzić, iż w żadnym z analizowanych miesięcy skuteczność mechanicznego oczyszczania ścieków nie osiągnęła tej wartości.

Średniorocznie procentowa skuteczność redukcji zawiesiny ogólnej w części mechanicznej wyniosła zaledwie 51% z uwzględnieniem miesiąca maja oraz 56,8% bez jego uwzględnienia. Wyżej wspomnianą skuteczność rozgraniczono na skuteczność obliczoną wraz z uwzględnieniem miesiąca maja oraz bez jego udziału ze względu na duże problemy eksploatacyjne oczyszczalni w tym okresie. Średniomiesięczna obliczona skuteczność usuwania zawiesiny ogólnej po części mechanicznej oczyszczania ścieków w miesiącu maju wyniosła 16,1%, co w praktyce oznacza, iż zamiast procesu redukcji zawiesiny ogólnej po części mechanicznej dochodziło do jej przyrostu w ściekach odprowadzanych do sektora biologicznego oczyszczania ścieków, co jest zupełnie niezgodne z ideą prowadzonego procesu mechanicznego oczyszczania ścieków. Analizując wyniki technologiczne osiągnięte w maju, należy zauważyć, iż w pierwszej połowie miesiąca zachodził proces wypłukiwania skoncentrowanej zawiesiny (najprawdopodobniej łatwoopadającej zawiesiny organicznej zgromadzonej w osadnikach wstępnych ze względu na jej ilość, gęstość oraz ciężar właściwy) z części mechanicznej oczyszczania ścieków. Wskazuje na to wyraźna różnica pomiędzy ilością zawiesiny w ściekach dopływających do części mechanicznej oczyszczania ścieków oraz zawiesiny w ściekach odpływających do sektora biologicznego oczyszczania. Jasno widać, iż ilość zawiesiny w ściekach odpływających jest znacznie większa od ilości zawiesiny w ściekach doprowadzonych do części mechanicznego oczyszczania ścieków (momentami prawie trzykrotnie większa). Przedstawione powyżej zaburzenia procesu technologicznego miały najprawdopodobniej związek ze zbyt dużym obciążeniem hydraulicznym tej części oczyszczalni. Teoretycznie wzrost ilości zawiesiny w ściekach odprowadzanych z części mechanicznego oczyszczania ścieków może być spowodowany odpowiednio przeciążeniem hydraulicznym układu technologicznego, wynoszeniem zagniętego w osadnikach wstępnych osadu spowodowanego awarią zgarniacza dennego lub zbyt rzadkim usuwaniem wysedymentowanego osadu.

W przypadku analizy skuteczności końcowego usuwania zawiesiny oraz jej ilości w ściekach oczyszczonych odprowadzanych do odbiornika sytuacja ma się zupełnie inaczej. W żadnym z analizowanych miesięcy procentowa skuteczność redukcji zawiesiny nie była niższa niż nominalnie przyjęta skuteczność redukcji wynosząca 90%. Ponadto wyłącznie trzykrotnie w skali całego roku kalendarzowego ilość średniodobowa zawiesiny ogólnej w ściekach odprowadzanych do odbiornika przekroczyła wartość progową 35mg/l sugerującą odpływ (wynoszenie) osadu z osadników wtórnych wraz ze ściekami oczyszczonymi. Średniomiesięczna skuteczność końcowego usuwania zawiesiny ogólnej w przedmiotowej oczyszczalni ścieków w roku 2019 mieściła się w zakresie 94,6÷98,7%, co jest bardzo dobrym wynikiem technologicznym, szczególnie w przypadku wcześniej opisywanych wyników technologicznych (procentowej skuteczności redukcji) osiągniętych po mechanicznym oczyszczaniu ścieków.

Wyniki badań laboratoryjnych ścieków surowych oraz ścieków po osadnikach wstępnych wykazują, że dzięki zastosowaniu osadników wstępnych w ciągu technologicznym oczyszczalni ścieków zachodzi znaczna redukcja parametru zawiesiny ogólnej oraz wskaźnika BZT₅. Redukcja BZT₅ to odpowiednio: 32,9% w 2010 roku, 38,0% w 2011 roku i 30,8% w 2012 roku. Stan i skład ścieków po osadnikach wstępnych, kierowanych bezpośrednio do reaktorów biologicznych z osadem czynnym, wpłynął na lepszą efektywność procesu biologicznego oczyszczania ścieków w reaktorach biologicznych. Mikroflora osadu czynnego bez przeszkód w postaci nadmiernych zanieczyszczeń mechanicznych prowadziła proces oczyszczania.

Podsumowując, należy stwierdzić, że ogólna realizacja procesu całkowitego usuwania zawiesiny ogólnej w przedmiotowej, analizowanej miejskiej oczyszczalni ścieków w roku 2019 stała na bardzo wysokim poziomie i wynosiła średniorocznie 98%. Natomiast po wykonaniu głębszej i bardziej szczegółowej analizy widać, iż pomimo tak rewelacyjnego końcowego wyniku technologicznego wciąż istnieje możliwość poprawy pracy przedmiotowej oczyszczalni w omawianym aspekcie, zarówno z punktu widzenia technologicznego, jak i ekonomicznego. Poprawienie skuteczności realizacji procesu usuwania zawiesiny (osadu wstępnego) w osadnikach wstępnych do skuteczności na poziomie 65÷70% niesłoby za sobą spore oszczędności wynikające zarówno ze zmiany procesu zagęszczania (z mechanicznego na grawitacyjne), jak i ograniczenia kosztów związanych z dostarczeniem odpowiedniej ilości tlenu do napowietrzanej części reaktorów biologicznych. Ponadto mogłoby nawet prowadzić do umożliwienia czasowego wyłączenia z eksploatacji jednego z osadników wtórnych, który to w przypadku dużych przeciążeń hydraulicznych mógłby w takiej sytuacji stanowić swoistego rodzaju dodatkowy zbiornik buforowy o całkiem sporym potencjale kubaturowym. W reaktorach biologicznych następuje kompletne oczyszczanie ścieków na drodze mikrobiologicznej z wykorzystaniem mikroflory osadu czynnego. Dlatego tak ważne jest, aby proces oczyszczania biologicznego mógł zachodzić bez przeszkód i bardziej efektywnie. Jakikolwiek problemy na etapie podczyszczania mechanicznego ścieków powodują mniejszą efektywność mikroorganizmów, a tym samym uniemożliwiają osiągnięcie zakładanych przepisami prawa stopni redukcji podstawowych wskaźników zanieczyszczeń.

Zastosowanie osadników wstępnych w ciągu technologicznym stopnia oczyszczania mechanicznego i ich prawidłowa eksploatacja jest gwarancją zapewnienia odpowiedniego stanu i składu ścieków oczyszczonych, odprowadzanych do wód lub do ziemi. Biorąc pod uwagę zmieniające się przepisy prawa, które mają na celu jak najdalej idącą ochronę środowiska i dbałość o zasoby naturalne, jakimi są wody podziemne i powierzchniowe, dążenie do oczyszczenia ścieków w stopniu spełniającym zapisy pozwolenia wodnoprawnego z dużym marginesem bezpieczeństwa można uznać za obowiązek, ale i wyraz świadomego stanowiska proekologicznego.

Badania naukowe zostały sfinansowane z subwencji statutowej Wydziału Infrastruktury i Środowiska Politechniki Częstochowskiej.

Literatura

- [1] Imhoff R.K., Imhoff R.K., Kanalizacja miast i oczyszczanie ścieków. Poradnik, Arkady, Warszawa 1982.
- [2] Stier E., Fischer M., Podręczny poradnik eksploatacji oczyszczalni ścieków, Hydroterm / Wydawnictwo Seidel-Przywecki, Warszawa 1998.
- [3] Ustawa z dnia 27 kwietnia 2001 r. Prawo ochrony środowiska (Dz.U. 2001 nr 62 poz. 627 z późn. zm.).
- [4] Ustawa z dnia 20 lipca 2017 r. Prawo wodne (Dz.U. 2017 poz. 1566 z późn. zm.).
- [5] Cywiński B., Gdula S., Kempa E., Kurbiel J., Płoszański H., Oczyszczanie ścieków miejskich, 1, Arkady, Warszawa 1983.
- [6] Heidrich Z., Witkowski A., Urządzenia do oczyszczania ścieków. Projektowanie, przykłady obliczeń, Wydawnictwo Seidel-Przywecki, Warszawa 2010.
- [7] Rozporządzenie Ministra Gospodarki Morskiej i Żeglugi Śródlądowej z dnia 12 lipca 2019 r. w sprawie substancji szczególnie szkodliwych dla środowiska wodnego oraz warunków, jakie należy spełnić przy wprowadzaniu do wód lub do ziemi ścieków, a także przy odprowadzaniu wód opadowych lub roztopowych do wód lub do urządzeń wodnych (Dz.U. 2019 poz. 1311).
- [8] Roman M., Kanalizacja – oczyszczanie ścieków, 2, Arkady, Warszawa 1986.
- [9] Dymaczewski Z., Oleszkiewicz J.A., Sozański M.M., Poradnik eksploatatora oczyszczalni ścieków, Polskie Zrzeszenie Inżynierów i Techników Sanitarnych, Oddział w Poznaniu, Poznań 1997.
- [10] Gajkowska-Stefańska L., Guberski S., Gutowski W., Mamak Z., Szperliński Z., Laboratoryjne badania wody, ścieków i osadów ściekowych, 2, Wydawnictwa Politechniki Warszawskiej, Warszawa 1990.
- [11] Hartmann L., Biologiczne oczyszczanie ścieków, Instalator Polski, Warszawa 1996.

REDUCTION OF SUSPENDED SOLIDS AND BOD IN SEWAGE TREATMENT PLANTS

Abstract: The role of sewage treatment plants and the entire process of their treatment nowadays it takes on a new meaning. The development of industry, degradation of the natural environment, increase of ecological awareness of the society introduces new regulations in the field of environmental protection. Both industrial wastewater and domestic and municipal wastewater, as well as rainwater, are characterized by increased levels of permissible levels of pollution indicators specified in regulations. The main pollutants include: chemical oxygen demand COD, total phosphorus, total nitrogen, total suspended solids and biochemical oxygen demand (BOD5). The concentration of the total suspended solids and BOD5 indicators in the sewage flowing into the treatment plant is of great importance for technologists and operators of sewage treatment installations due to the appropriate selection of sewage pretreatment devices at the mechanical treatment stage. Correct operation of devices used for mechanical treatment is of great importance for the biological part of wastewater treatment plants. Therefore, at the stage of designing and selecting devices used for the mechanical level of wastewater treatment, every effort should be made to achieve the expected and required effects after the complete installation of wastewater treatment is started.

Keywords: BOD, sewage, sewage treatment plant, suspended solids

Rozdział 7

USUWANIE JONÓW CYNKU I OŁOWIU ZE ŚCIEKÓW PRZEMYSŁOWYCH Z WYKORZYSTANIEM GLONÓW

Katarzyna CYGNAROWSKA

Politechnika Częstochowska, Wydział Infrastruktury i Środowiska
e-mail: katarzyna.cygnarowska@pcz.pl

Streszczenie: W rozdziale przedstawiono wyniki badań porównujących skuteczność usuwania jonów cynku i ołowiu ze ścieków oraz z roztworu modelowego z wykorzystaniem kultury glonów wyhodowanej w laboratorium oraz mieszanej populacji glonów pozyskanej ze zbiornika wodnego. Zakres pracy obejmował zainicjowanie procesu biosorpcji metali z wykorzystaniem kultury czystej i mieszanej poprzez podanie jonów metali do roztworu modelowego oraz wprowadzenie populacji do ścieków zawierających metale. Proces kontrolowano, oceniając szybkość biosorpcji metali w porównaniu z próbkami kontrolnymi po sześciu różnych czasach ekspozycji. Przedstawione wyniki badań potwierdzają skuteczność *Chlorophyta* w procesie biosorpcji wyższych stężeń (84,1 mg Zn/dm³, 98,4 mg Pb/dm³) jonów cynku i ołowiu. Hodowle glonów wykorzystane w doświadczeniu wykazywały wysokie powinowactwo do usuwania ze ścieków jonów Zn (72-78%) i niższe dla ołowiu (47-64%).

Słowa kluczowe: cynk, glony, metale ciężkie, ołów, *Raphidocelis subcapitata*, sorpcja

Wprowadzenie

Wymagania stawiane wskaźnikom zanieczyszczeń w ściekach oczyszczonych wprowadzanych do wód lub do urządzeń kanalizacyjnych wymuszają na zakładach produkujących baterie i akumulatory wykorzystywanie skutecznych i sprawdzonych technologii oczyszczania ścieków. Racjonalna gospodarka wodno-ściekowa w zakładach chemicznych związana jest z właściwym gospodarowaniem wodą, stosowaniem odpowiednich technologii produkcyjnych oraz jak najmniej uciążliwych dla środowiska metod oczyszczania ścieków. Produkcja baterii i akumulatorów związana jest z powstawaniem stosunkowo dużej ilości ścieków obciążonych bardzo wysokimi stężeniami jonów metali ciężkich, w szczególności cynku i ołowiu (nawet kilka tysięcy mg/dm³). Ścieki poprodukcyjne mogą zawierać ponadto inne metale, m.in. miedź, nikiel, kadm oraz bardzo wysokie zawartości siarczanów. Prowadzenie racjonalnej gospodarki wodno-ściekowej w tego typu zakładach jest często warunkiem niezbędnym dla prawidłowego funkcjonowania zakładowych oczyszczalni

ścieków, czego efektem powinno być spełnienie przez zakład produkcyjny odpowiednich wskaźników zanieczyszczeń w ściekach oczyszczonych wprowadzanych do wód lub urządzeń kanalizacyjnych.

Wykorzystywane przez zakłady produkcyjne metody oczyszczania ścieków obciążonych wysokimi stężeniami jonów cynku i ołowiu najczęściej bazują na procesach fizycznych, fizykochemicznych, elektrochemicznych lub chemicznych (tab. 7.1, 7.2).

Metody te są niejednokrotnie bardzo efektywne i zapewniają wysoki procent usunięcia jonów metali. Ich stosowanie wiąże się jednak z koniecznością wykorzystania nieprzyjaznych dla środowiska substancji chemicznych, generowaniem dużych ilości odpadów po procesie oczyszczania czy ponoszenia znacznych nakładów finansowych. W związku z tym poszukuje się metod równie skutecznych, ale bardziej ekonomicznych, mniej obciążających środowisko oraz generujących mniej odpadów. Od lat testuje się i bada biologiczne procesy usuwania jonów metali ciężkich ze środowiska wodnego. Procesy biosorpcji, bioakumulacji oraz fitoremediacji są przyjaźniejsze dla środowiska, a przy zachowaniu odpowiednich warunków prowadzenia procesu niejednokrotnie mogą konkurować z metodami tradycyjnymi.

Tabela 7.1. Efektywność metod fizyczno-chemicznych w procesie usuwania jonów ołowiu ze ścieków

Lp.	Metoda	Stężenie początkowe [mg/dm ³]	Warunki procesu		Usunięcie ołowiu [%]	Uwagi	Lit.
			pH	Czas kontaktu [min]			
1.	Elektrokoagulacja	9	-	30	96,7	elektroda Fe-Fe	[1]
		9	-	40	93,8	elektroda Fe-Fe	[1]
2.	Elektroflotacja	50	7,8	15	>98	z wykorzystaniem siarczanów	[2]
		100	7,8	~2	>99	z wykorzystaniem roztworu polimetalicznego	[2]
		100	7,8	15	>81	z wykorzystaniem octanów	[2]
4.	Chemiczne strącanie	100	5	60	94,2	piryt jako adsorbent (3 g/dm ³)	[4]
		100	5	45	99,8	syntetyczny siarczek żelaza jako adsorbent (3 g/dm ³)	[4]
5.	Ultrafiltracja	320	9	-	99,9	-	[5]
		320	6	-	95,9	-	[5]

Tabela 7.2. Efektywność metod fizyczno-chemicznych w procesie usuwania jonów cynku ze ścieków

Lp.	Metoda	Stężenie początkowe [mg/dm ³]	Warunki procesu		Usunięcie cynku [%]	Uwagi	Lit.
			pH	Czas kontaktu [min]			
1.	Elektrokoagulacja	50	4	15	83	elektroda Al-Al-Al	[6]
		250	5,5-5,7	50	96	elektroda Fe; usunięto również Cu, Ni	[7]
		20,4	9,5	45	96	usunięto również Cu	[8]
		1000	>7	5	>99	usunięto również Cu	[9]
2.	Elektroflotacja	2	5,5	-	98,6	z wykorzystaniem zeolitów	[10]
		50	6	-	99	z wykorzystaniem zeolitów	[11]
		50	9	-	96	z wykorzystaniem zeolitów	[11]
		600	7,8	10	93	z wykorzystaniem siarczanów	[2]
		50	7,8	10	>99	z wykorzystaniem siarczanów	[2]
		100	7,8	15	99,5	z wykorzystaniem octanów	[2]
3.	Elektrodesorpcja	407	2,16	240	75,7	-	[3]
		407	1,89	240	77,8	-	[3]
4.	Ultrafiltracja	320	9	-	99,7	-	[5]
		320	6	-	99,1	-	[5]
		-	7	-	88,7	-	[12]
		-	7	-	78,1	-	[12]

Biosorpcja jest procesem zagęszczania jonów metali na powierzchni komórek, który zachodzi niezależnie od aktywności biochemicznej organizmów. Zjawisko to zaobserwowano na początku lat 70. ubiegłego wieku, gdy stwierdzono nagromadzenie jonów pierwiastków promieniotwórczych na glonach występujących w zbiornikach wodnych wokół elektrowni jądrowej. Pierwsze badania wykazały, że proces ten może być obiecującą alternatywą dla dotychczas stosowanych technologii [18].

Biosorpcja wykorzystuje biomateriał lub biopolimer jako sorbent. Ilość związanego metalu zależy głównie od budowy chemicznej osłon komórkowych. Wpływa

na to liczebność i rodzaj ligandów, ich rozmieszczenie w ścianie komórkowej oraz powinowactwo do metalu. Grupy funkcyjne wpływające na lepszą efektywność procesu to m.in. karboksylowa, siarczanowa, hydroksylowa, aminowa i fosforanowa. Badania dowodzą, iż w biochemicznym procesie usuwania jonów metali z wód zanieczyszczonych martwa (nieaktywna) biomasa może być skuteczniejsza niż żywa. Martwa biomasa nie potrzebuje pożywienia ani zachowania odpowiednich warunków do wzrostu. Często może być łatwo pozyskiwana i wykorzystywana wielokrotnie. Badacze wciąż identyfikują i badają nowe źródła łatwo dostępnych i wysoce efektywnych naturalnych adsorbentów (glony, grzyby, bakterie oraz odpady rolnicze) [13-14].

Badania dowodzą, iż proces biosorpcji, przy prawidłowo dobranych parametrach eksperymentu i wykorzystaniu adsorbentu wykazującego wysokie powinowactwo do usuwanego jonu, zazwyczaj charakteryzuje się bardzo dobrą skutecznością usuwania niskich stężeń (do kilku mg/dm³) metali. Wciąż jednak poszukuje się naturalnych adsorbentów zdolnych z dużą skutecznością usuwać wyższe stężenia jonów metali. Celem rozdziału jest przedstawienie możliwości wykorzystania zielenic do usuwania wyższych stężeń jonów cynku i ołowiu ze ścieków przemysłowych pochodzących z mycia urządzeń do produkcji baterii i akumulatorów.

7.1. Materiały, metody i przebieg badań

7.1.1. Materiały i metody badań

Celem badań było porównanie skuteczności usuwania jonów cynku i niklu z roztworu wzorcowego oraz ze ścieków. Eksperyment przeprowadzono przy udziale dwóch populacji glonów: wyhodowanej w warunkach laboratoryjnych oraz pobranej z naturalnego zbiornika wodnego.

Hodowlę 1 stanowiła populacja *Raphidocelis subcapitata*, wyhodowana w warunkach laboratoryjnych z czystej zliofilizowanej kultury. Glony te są szeroko rozpowszechnione w zeutrofizowanych wodach słodkich występujących w klimacie umiarkowanym [16]. W skład hodowli 2 wchodziły głównie zielenice z rodzajów *Tetrasporales*, *Volvocales*, *Chlorococcales*, *Chlorosarcinales*. Mieszana populacja została pozyskana ze zbiornika zaporowego Poraj, zlokalizowanego na 763 km rzeki Warty leżącej w południowej Polsce. Zbiornik ten jest silnie zeutrofizowany. W osadach zbiornika wykazano obecność takich metali jak nikiel 15÷59 mg Ni/kg, kadm 1,5÷2,3 mg Cd/kg, miedź 3,3÷7,5 mg Cu/kg [15].

Hodowle 1 i 2 prowadzono w temperaturze 24°C (±2°C) i naświetlano w sposób ciągły. Po uzyskaniu w obu hodowlach ok. 2,5 mln indywiduów w 1 cm³ przystąpiono do eksperymentu. W eksperymencie wykorzystano ścieki pochodzące z mycia urządzeń z produkcji baterii i akumulatorów. Ścieki posiadały pH 4,0 oraz następujące stężenia przebadanych jonów: 84,1 mg Zn/dm³, 98,4 mg Pb/dm³, 11,7 mg Cd/dm³, 36,2 mg Cu/dm³, 72,4 mg Ni/dm³. Próbkę zostały pobrane do pojemników z PCV bezpośrednio z odpływu odprowadzającego do oczyszczalni.

Oznaczanie jonów metali ciężkich w glonach i podłożu hodowlanym – badania modelowe

Do szeregu bioreaktorów wprowadzono próbki podłoża hodowlanego zawierającego glony w objętości 50 cm³ każda. Podłoże hodowlane stanowiło roztwór wzorcowy. Do roztworu wprowadzono odpowiednie zawartości jonów metali ciężkich. Po zakładanym czasie kontaktu próbki poddano odwirowaniu z prędkością 6000 obrotów na minutę przez okres 5 minut, po czym rozdzielono podłoże od biomasy. Uzyskany roztwór wzorcowy przesączono przez filtr jakościowy, zakwaszono stężonym kwasem azotowym (V) do pH ok. 2 i przechowywano w temperaturze 4°C aż do momentu oznaczenia metodą absorpcyjnej spektrometrii atomowej (ASA) w płomieniu według PN-81/C-04570/01. Biomase wysuszone do stałej masy, rozdrobniono i zważono (0,2038-0,2241g), po czym zmineralizowano w obecności wody królewskiej (kwas solny 38% i azotowy 65% w stosunku 3:1). Następnie próbki przesączono przez sączki jakościowe, umieszczano w szczelnych jałowych pojemnikach i przechowywano w temp. 4°C aż do oznaczenia zawartości jonów metali ciężkich metodą ASA.

Oznaczanie jonów metali ciężkich w glonach i ściekach

Należało wyizolować biomasę glonów, by móc ją wprowadzić do próbek ścieków. W tym celu odwirowano szereg próbek o objętości 50 cm³ pobranych z obu hodowli, rozdzielono podłoże od biomasy, po czym biomasę przemyto porcjami wody redestylowanej i wprowadzono do uprzednio przygotowanych reaktorów zawierających ścieki. Po zakładanym czasie ekspozycji próbki odwirowano przez okres 5 minut z szybkością 6000 obrotów na minutę, po czym rozdzielano ścieki od biomasy. Dalej postępowano analogicznie jak w przypadku przygotowania roztworu modelowego oraz biomasy w badaniach modelowych.

7.1.2. Przebieg badań

Badania modelowe

Chcąc umożliwić porównanie badań modelowych z eksperymentem z udziałem ścieków, badania modelowe przeprowadzono na roztworze wzorcowym zawierającym jony wszystkich metali uprzednio wykrytych w ściekach. Dostosowano odpowiednie stężenia jonów metali (zgodne z zawartymi w punkcie 7.1.1) oraz warunki pH. Do szeregu bioreaktorów wprowadzono po 50 cm³ podłoża zasiedlonego *Raphidocelis subcapitata* (hodowla 1). Dokonano korekty pH do 4,0, po czym wprowadzono roztwory jonów metali (w stężeniach zawartych w punkcie 7.1.1). Przewidziano reaktor kontrolny zawierający podłoże z glonami, w którym dokonano jedynie korekty pH. Proces prowadzono dla sześciu czasów reakcji 1, 10, 30, 60, 120 minut i 24 godziny. Po upływie właściwego czasu kontaktu metali z biomasą oznaczano zawartość jonów cynku i ołowiu w roztworze modelowym oraz w biomasie glonów. Podobny eksperyment przeprowadzono z udziałem mieszanej populacji zielenic (hodowla 2).

Eksperyment z wykorzystaniem ścieków

Do szeregu bioreaktorów wprowadzono po 50 cm³ ścieków. Następnie wprowadzono glony w stężeniu podobnym do stosowanego podczas badań modelowych. Proces prowadzono dla tych samych czasów reakcji, jakie stosowano w badaniach modelowych. Oznaczano zawartość jonów cynku i ołowiu w ściekach i w biomacie glonów. Próbkę kontrolną stanowiły ścieki bez glonów. Eksperyment przeprowadzono z udziałem populacji glonów z obu hodowli. Wszystkie oznaczenia prowadzono trzykrotnie.

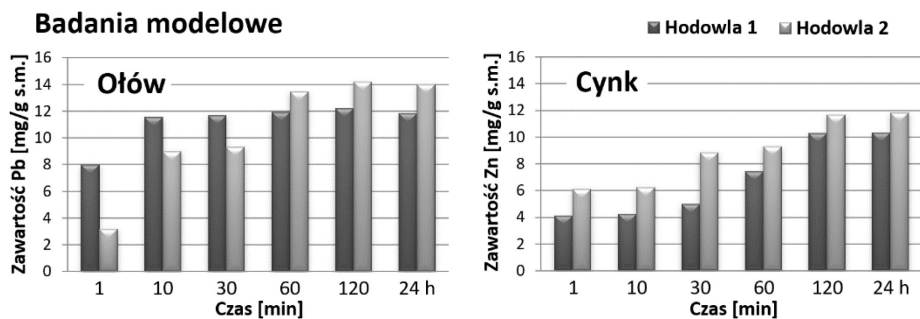
7.2. Wyniki badań i dyskusja

Przed przystąpieniem do eksperymentu skontrolowano stężenie jonów cynku i ołowiu w roztworze wzorcowym oraz w obu populacjach glonów. Zawartości jonów ołowiu w obu hodowlach były na poziomie 0,02 mg/g_{s.m.} lub niższe. Zawartość jonów cynku była wyższa (nie przekraczała 0,15 mg/g_{s.m.}), co jest zrozumiałe, jako że cynk jest składnikiem podłoża hodowlanego dla glonów.

Aby umożliwić porównanie efektywności procesu prowadzonego z wykorzystaniem ścieków w podobnych warunkach, skorygowano pH roztworów modelowych do wartości 4,0. Odczyn ścieków pochodzących z mycia urządzeń do produkcji baterii i akumulatorów jest uzależniony od stosowanej technologii, ilości wody oraz rodzaju i ilości stosowanych środków czyszczących. Ze uwagi na fakt częstego występowania w poprodukcyjnych wodach odpadowych bardzo wysokich stężeń siarczanów (nawet kilkanaście tys. Mg SO₄²⁻/dm³) ścieki te charakteryzują się niskim pH – w granicach 0. Odczyn ścieków pochodzących z mycia urządzeń może być różny, zwykle jest jednak kwaśny lub słabo kwaśny. Obniżono pH roztworu modelowego do wartości 4,0 za pomocą roztworu buforowego. Oznaczono stężenia metali przed i po korekcie odczynu w celu wykrycia ewentualnego strącenia jonów metali ciężkich.

7.2.1. Badania modelowe

Badania dynamiki usuwania jonów ołowiu wskazują na wzrost zawartości tego metalu w biomacie dla obu hodowli (rys. 7.1). Glony *Rapidocelis subcapitata* (hodowla 1) przez cały czas kontaktu z jonami ołowiu wykazywały względnie podobną pojemność sorpcyjną. Od 10. minuty eksperymentu wynosiła ona około 12 mg/g_{s.m.}. Maksymalną pojemność sorpcyjną uzyskano pod 120 minutach, a wynosiła ona 12,2 mg/g_{s.m.}. Czas kontaktu powyżej 10 minut prowadzenia procesu nie wydaje się konieczny dla uzyskania zauważalnie lepszych efektów usuwania jonów ołowiu w przypadku hodowli 1. Hodowla 2, stanowiąca mieszaną populację zielenic, uzyskała większą efektywność procesu usuwania ołowiu z roztworu przy dłuższych czasach (60 minut i dłużej) ekspozycji na metal. Po 2 godzinach stężenie jonów ołowiu w biomacie wynosiło 14,2 mg/g_{s.m.} i było o 14% wyższe niż uzyskane z wykorzystaniem hodowli 1.

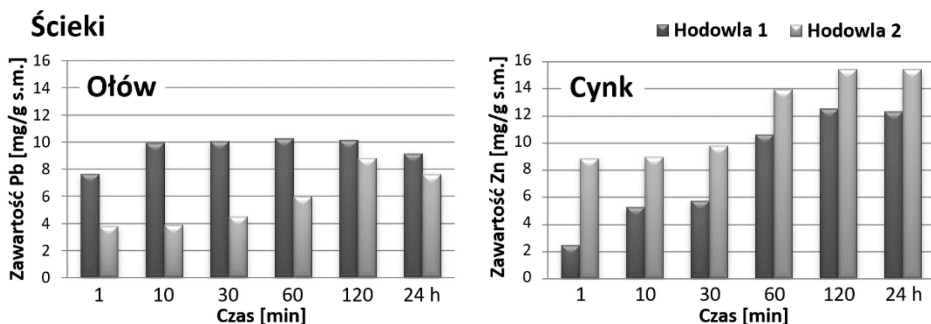


Rys. 7.1. Zmiany stężeń ołowiu i cynku w biomacie glonów w zależności od czasu ekspozycji

Dynamika usuwania jonów cynku była podobna dla obu hodowli (rys. 7.2). Trend procesu był podobny, jednak lepsze efekty usuwania tego pierwiastka uzyskano, wykorzystując mieszaną populację zielenic. Maksymalną pojemność sorpcyjną dla obu hodowli odnotowano po 120 minutach prowadzenia procesu. Efektywność *Rapido-celis subcapitata* była o blisko 12% gorsza niż uzyskana z wykorzystaniem mieszanej populacji. Porównując dynamikę usuwania jonów obu metali z roztworu modelowego, zaobserwowano, iż lepszą skuteczność procesu wykazała mieszana populacja zielenic.

7.2.2. Eksperyment z wykorzystaniem ścieków

Udowodniono, iż w ciągu pierwszej godziny ekspozycji na ołów glony *Rapido-celis subcapitata* wykazują znacznie wyższą skuteczność usuwania jonów tego metalu ze ścieków w porównaniu z mieszaną populacją zielenic (rys. 7.2). Różnica w efektywności może wynosić nawet ponad 61% (10. minuta). Po 120 minutach mieszana populacja osiąga maksymalną pojemność sorpcyjną (8,8 mg/g_{s.m.}), podczas gdy z udziałem glonów *Rapido-celis subcapitata* proces stabilizuje się po 10 minutach (10,15 mg/g_{s.m.}). Po dobie trwania procesu zaobserwowano desorpcję jonów ołowiu w obu hodowlach.

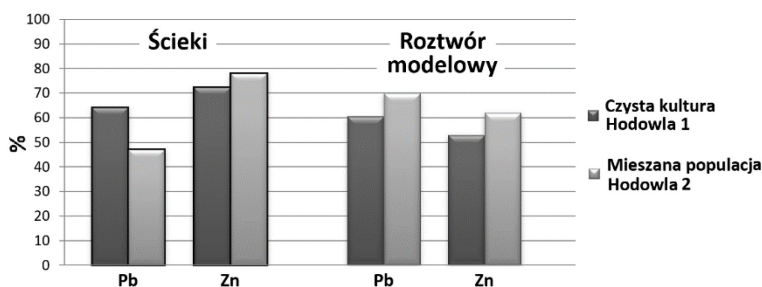


Rys. 7.2. Zmiany stężeń ołowiu i cynku w biomacie glonów w zależności od czasu ekspozycji

Usunięcie jonów cynku ze ścieków (rys. 7.2) dla obu hodowli przebiega podobnie jak usunięcie tego pierwiastka z roztworu modelowego (rys. 7.1). Dynamika oraz trend zmian są zbliżone. Jednak proces przebiegający w ściekach jest wydajniejszy, a koncentracja jonów cynku w biomacie wyższa. Obie populacje osiągnęły maksymalną pojemność sorpcyjną po 2 godzinach od rozpoczęcia eksperymentu (hodowla 1 – 12,5 mg/g_{s.m.}, hodowla 2 – 15,4 mg/g_{s.m.}).

Podsumowując, należy stwierdzić, iż populacja *Raphidocelis subcapitata* była lepszym biosorbentem dla jonów ołowiu, natomiast mieszana populacja wykazywała wyższą skuteczność procesu w odniesieniu do jonów cynku.

Optymalny czas osiągnięcia maksymalnej pojemności sorpcyjnej dla populacji wykorzystanych w procesie wynosił w większości przypadków 120 minut (rys. 7.3). Przeprowadzony eksperyment udowodnił, iż po 120 minutach ekspozycji skuteczność biosorpcji jonów cynku w ściekach była wyższa niż jonów ołowiu. Ołów został usunięty w 64% przez czystą populację *Raphidocelis subcapitata* i w 47% przez mieszaną populację zielenic, podczas gdy stopień usunięcia cynku wynosił 72% (hodowla 1) i 78% (hodowla 2). Badania modelowe natomiast wykazały nieznacznie wyższą skuteczność usuwania jonów ołowiu (hodowla 1 – 60%, hodowla 2 – 70%) w porównaniu z cynkiem (hodowla 1 – 53%, hodowla 2 – 62%).



Rys. 7.3. Procentowe usunięcie jonów cynku i ołowiu po 120-minutowym czasie ekspozycji

Spodziewano się, iż zgodnie z teorią mieszana populacja zielenic wykaże większą skuteczność biosorpcji jonów cynku i ołowiu z uwagi na większą różnorodność grup funkcyjnych w miejscach wiążących. Eksperyment potwierdził tę teorię, jednak nie w każdym przypadku. Populacja zielenic *Raphidocelis subcapitata* wykazała wyższe powinowactwo do usuwania jonów ołowiu ze ścieków w porównaniu z mieszaną populacją. Być może przyczyniła się do tego obecność w ściekach innych substancji, np. siarczanów lub środków powierzchniowo-czynnych, które mogły zadziałać synergicznie i wspomóc proces.

Raphidocelis subcapitata są wykorzystywane przede wszystkim w testach toksyczności. Istnieje bardzo niewiele publikacji prezentujących badania sorpcji jonów metali z udziałem tych glonów, pomimo ich szerokiego rozpowszechnienia w słodkich wodach klimatu umiarkowanego. Eksperymenty z wykorzystaniem mieszanej

populacji glonów również nie są często podejmowane, jako że trudno taką biomasę odtworzyć. Niemniej dla ścieków o składzie zróżnicowanym pod względem chemicznym mieszana populacja może być efektywniejszym biosorbentem niż czysta kultura.

Reasumując, należy stwierdzić, że przy stężeniu cynku w roztworze wynoszącym $84,1 \text{ mg/dm}^3$ i ołowiu równym $98,4 \text{ mg/dm}^3$ efektywność usuwania jonów tych pierwiastków jest spodziewanie niższa, niż przy zastosowaniu niższych stężeń jonów metali. Publikowano badania dla niższych stężeń cynku (ok. 10 mg Zn/dm^3), w których prezentowano stopień usunięcia jonów tego pierwiastka na poziomie 86-93% z wykorzystaniem podobnych populacji glonów i czasów ekspozycji na metal. Podobne eksperymenty prowadzone z udziałem ołowiu (ok. 10 mg Pb/dm^3) wykazały ponad 94-procentowe usunięcie jonów Pb z roztworu modelowego oraz ze ścieków. Różnica dotyczyła jedynie wartości pH równej we wspomnianych badaniach 6,1 [16]. Dobór pH równy 4,0 w prezentowanych wynikach powodowany jest koniecznością dostosowania pH roztworu modelowego do pH pozyskanych ścieków. Zaobserwowano, iż próba korekty pH ścieków do odczynu zbliżonego do obojętnego prowadzi do strącenia jonów miedzi, co zaburza naturalny charakter ścieków. Wprawdzie zmiana pH może mieć kluczowy wpływ na efektywność biosorpcji, jednak liczne badania potwierdzają również stopniową utratę skuteczności biosorbentów przy wzrastających stężeniach jonów metali. Pozyskane wyniki są prawdopodobnie powodowane głównie tym faktem.

Celem prezentowanego eksperymentu było porównanie skuteczności usuwania jonów cynku i ołowiu z wykorzystaniem dwóch kultur glonów. Mieszana populacja zielenic została pobrana ze zeutrofizowanego zbiornika wodnego, w którym obserwowano zakwity prawie każdego roku. Można domniemywać, iż pobrana biomasa, nieustannie narażana na obecność związków metali ciężkich i innych substancji występujących w podobnych ekosystemach, zdołała rozwinąć szereg mechanizmów związanych z odpornością i tolerancją na wiele toksycznych substancji obecnych w środowisku, w tym na metale ciężkie. Skuteczność usuwania jonów cynku i ołowiu przez mieszaną populację zielenic, charakteryzującą się różnorodnością grup funkcjonalnych, była wprawdzie wyższa niż w obecności populacji hodowanej w optymalnych warunkach i nienarażonej na stres, jednak efekt ten był mniejszy, niż oczekiwano.

Wnioski

Prezentowane wyniki badań dowiodły, iż obie populacje stanowiły dogodny biosorbent dla jonów cynku i ołowiu. W zależności od czasu kontaktu jonów z biomasą glonów proces zachodził z różną efektywnością. W czasie maksymalnego wysycenia biomasy metalami osiągnięto usunięcie jonów ołowiu ze ścieków na poziomie 47-64%, a jonów cynku 72-78%. Optymalny czas wysycenia biomasy jonami metali wynosił 120 minut, za wyjątkiem procesu usuwania jonów ołowiu ze ścieków

w obecności czystej populacji *Raphidocelis subcapitata*, kiedy maksymalną pojemność sorpcyjną uzyskano po 10 minutach. Z reguły jednak dłuższy czas kontaktu zapewniał coraz lepszą efektywność procesu.

W badaniach wykorzystano dwie kultury alg. Czystą kulturę *Raphidocelis subcapitata* oraz mieszaną populację *Chlorophyta*, pochodzącą z naturalnego zbiornika wodnego wysoce zeutrofizowanego. W porównaniu z czystą kulturą mieszaną populacja zielenic wykazała lepszą efektywność usuwania jonów cynku ze ścieków. W przypadku jonów ołowiu zaobserwowano odwrotną sytuację. Jednak dla obu metali różnice te, po dwugodzinnej ekspozycji na metal, nie były większe niż 10%. Prawdopodobnie różnorodność grup funkcyjnych jest jednym z głównych atutów mieszanej populacji, który zapewnił tak dobrą skuteczność procesu, mimo iż biomasa pobrana z naturalnego zbiornika wodnego była już częściowo wysyciona.

Uzyskany efekt usunięcia jonów metali ze ścieków nie jest w ocenie autorki wystarczający. Ścieki wciąż zawierają zbyt wysokie stężenia jonów cynku i ołowiu, by można je było bezpiecznie odprowadzić bez dalszego oczyszczania. Być może gdyby proces powtórzono, wprowadzając nowe glony do już raz podczyszczonych ścieków, wyniki byłyby zadowalające.

Badania naukowe zostały sfinansowane z subwencji statutowej Wydziału Infrastruktury i Środowiska Politechniki Częstochowskiej.

Literatura

- [1] Mansoorian H.J., Mahvi A.H., Jafari A.J., Removal of lead and zinc from battery industry wastewater using electrocoagulation process: influence of direct and alternating current by using iron and stainless steel rod electrodes, Separation and Purification Technology 2014, 135, 165-175.
- [2] Sarada B., Krishna Prasad M., Kishore Kumar K., Ramachandra Murthy Ch.V., Cadmium removal by macro algae *Caulerpa fastigiata*: characterization, kinetic, isotherm and thermodynamic studies, Journal of Environmental Chemical Engineering 2014, 2, 1533-1542.
- [3] Azimi A., Azari A., Rezakazemi M., Ansarpour M., Removal of Heavy Metals from Industrial Wastewaters: A Review, Chembioeng Reviews 2017, 4, 1, 37-59.
- [4] Jayakumar V., Govindaradjane S., Biosorption of Cadmium by Green Algae – A Review, Journal of Advanced Chemical Sciences 2017, 3, 480-484.
- [5] Katsou E., Malamis S., Haralambous K.J., Industrial wastewater pre-treatment for heavy metal reduction by employing a sorbent-assisted ultrafiltration system, Chemosphere 2011, 82, 557-564.
- [6] Bădescu I.S., Bulgariu D., Bulgariu L., Alternative utilization of algal biomass (*Ulva* sp.) loaded with Zn(II) ions for improving of soil quality, Journal of Applied Phycology 2017, 29, 1069-1079.
- [7] Flouty R., Estephane G., Bioaccumulation and biosorption of copper and lead by a unicellular algae *Chlamydomonas reinhardtii* in single and binary metal systems: A comparative study, Journal of Environmental Management 2012, 111, 106-114.

- [8] Al-Shannag M., Al-Qodah Z., Bani-Melhem K., Qtaishat M.R., Alkasrawi M., Heavy metal ions removal from metal plating wastewater using electrocoagulation: Kinetic study and process performance, *Chemical Engineering Journal* 2015, 260, 749-756.
- [9] Ibrahim W.M., Yasmeeen S.A., Soha M.H., Nahed S.G., Comparative Study for Biosorption of Heavy Metals from Synthetic Wastewater by Different Types of Marine Algae, *Journal of Bioremediation and Biodegradation* 2018, 9, 425.
- [10] Wang J., Chen C., Biosorbents for heavy metals removal and their future, *Biotechnology Advances* 2009, 27, 195-226.
- [11] Zamboulis D., Pataroudi S.I., Zouboulis A.I., Matis K.A., The application of sorptive flotation for the removal of metal ions, *Desalination* 2004, 162, 159-168.
- [12] Fares M.M., Abu Al-Rub F.A., Kandah M., Allaboun H., Environmentally friendly copolymeric beads of *Chlorella vulgaris* and poly(methacrylamide) grafted aliginic acid di-block copolymers for biosorption of zinc ions, *Polymer International* 2012, 62, 8, 1179-1186.
- [13] Duda-Chodak A., Kubica M., Tarko T., Biosorpcja metali ciężkich, 3, *Głony, Laboratorium* 2008, 12, 52-55.
- [14] Romera E., González F., Ballester A., Blazquez M.L., Muñoz J.A., Comparative study of biosorption of heavy metals using different types of algae, *Bioresource Technology* 2007, 98, 17, 3344-3353.
- [15] Rosińska A., Dąbrowska L., PCB i metale ciężkie w osadach dennych zbiornika zapowego w Poraju, *Inżynieria i Ochrona Środowiska* 2008, 11, 455-469.
- [16] Kipigroch K., The use of algae in the process of heavy metal ions removal from wastewater, *Desalination and Water Treatment* 2018, 134, 289-295.

REMOVAL OF ZINC AND LEAD IONS FROM INDUSTRIAL WASTEWATER WITH THE USE OF ALGAE

Abstract: This chapter presents the results of a study to compare the efficiency of zinc and lead ions removal from wastewater and from the model solution using an algal culture in laboratory and a mixed algal population obtained from a water reservoir. The scope of this study included initiating the metal biosorption process with the use of pure and mixed culture through the administration of metal ions to the model solution and entering the population to wastewater containing the metals. The process was controlled by assessing the rate of metal biosorption in comparison with control samples six different exposure times. The presented research results confirm the effectiveness of chlorophyta in the process of biosorption of higher concentrations (84.1 mg Zn/l, 98.4 mg Pb/l) of zinc and lead ions. Algal cultures used in the experiment showed a high affinity to the removal of zinc ions (72-78%) and lower for lead (47-64%) from the wastewater.

Keywords: algae, heavy metals, nickel, *Raphidocelis subcapitata*, sorption, zinc

Rozdział 8

METODY USUWANIA JONÓW METALI CIĘŻKICH Z WYBRANYCH ŚCIEKÓW PRZEMYSŁOWYCH

Agnieszka POPENDA

Politechnika Częstochowska, Wydział Infrastruktury i Środowiska
e-mail: agnieszka.popenda@pcz.pl

Streszczenie: Zanieczyszczenie ścieków przemysłowych zależy od procesu produkcyjnego danego przedsiębiorstwa oraz stosowanej technologii. Ścieki przemysłowe zawierające jony metali ciężkich o właściwościach toksycznych wymagają eliminowania lub ograniczania. Procesy oczyszczania ścieków przemysłowych oparte są na metodach fizycznych, chemicznych i biologicznych lub ich kombinacjach. Wybór metody zależy od rodzaju i składu ścieków przemysłowych, formy i stężenia metali ciężkich oraz wymaganego stopnia oczyszczenia ścieków. W rozdziale dokonano syntetycznego przeglądu metod oczyszczania wybranych ścieków przemysłowych, uwzględniając metody: fizyczne – flotacja; chemiczne – adsorpcja, wymiana jonowa, strącanie chemiczne, procesy membranowe, koagulacja, flokulacja; oraz biologiczne – biosorpcja, bioakumulacja i immobilizacja. Porównano wady i zalety poszczególnych metod oraz podano wybrane przykłady ich zastosowania w praktyce.

Słowa kluczowe: fizyczne, chemiczne, biologiczne oczyszczanie ścieków przemysłowych, metale ciężkie, ścieki przemysłowe

Wprowadzenie

Ścieki przemysłowe to ścieki niebędące ściekami bytowymi lub wodami opadowymi albo roztopowymi, powstają na skutek prowadzonej przez zakład działalności handlowej, przemysłowej, składowej, transportowej lub usługowej, albo są mieszaniną ze ściekami innego podmiotu, odprowadzane urządzeniami kanalizacyjnymi tego zakładu [1]. Skład chemiczny ścieków związany jest z procesem produkcyjnym danego przedsiębiorstwa, stosowanymi technologiami oraz sposobem ich oczyszczania [1]. Ścieki przemysłowe dzielą się na rozkładalne, czyli ulegające przemianom chemicznym do substancji nietoksycznych, oraz nierozkładalne – trwałe, takie jak związki metali ciężkich, które ze względu na toksyczne właściwości należą do grupy niebezpiecznych zanieczyszczeń środowiska. Ścieki zawierające metale ciężkie generowane są między innymi w przemyśle obróbki metali nieżelaznych, tekstylnym, chemicznym i elektrochemicznym, galwanizerskim, garbarskim, w zakładach motoryzacyjnych, w produkcji szkła, przy rafinacji ropy naftowej oraz w zakładach produkujących baterie, akumulatory i katalizatory [2]. Dane GUS z 2020 roku wskazują, że największą ilość ścieków przemysłowych wymagających oczyszczenia powstało w procesach przetwórstwa przemysłowego 694,9 hm³ (50%) oraz z działalności górniczej i wydobywczej 290,2 hm³ (34%) [1]. W 2020 roku wśród oczyszczalni przemysłowych dominowały oczyszczalnie biologiczne (60%) i mechaniczne (24%) [1].

Ze względu na właściwości toksyczne metali ciężkich niezbędne jest ich eliminowanie lub ograniczanie ze ścieków przemysłowych. Procesy oczyszczania ścieków przemysłowych oparte są na metodach fizycznych, chemicznych i biologicznych lub ich kombinacjach. Wybór metody zależy od rodzaju i składu ścieków przemysłowych, formy i stężenia metali ciężkich oraz wymaganego stopnia oczyszczenia ścieków [3-6]. W rozdziale dokonano syntetycznego przeglądu metod oczyszczania wybranych ścieków przemysłowych uwzględniając metody: fizyczne – flotacja; chemiczne – adsorpcja, wymiana jonowa, strącanie chemiczne, procesy membranowe, koagulacja, flokulacja; oraz biologiczne – biosorpcja, bioakumulacja i immobilizacja. Porównano wady i zalety poszczególnych metod oraz podano wybrane przykłady ich zastosowania w praktyce.

8.1. Źródła występowania metali ciężkich w ściekach przemysłowych

Podstawowym źródłem ścieków przemysłowych zawierających metale ciężkie są zakłady powierzchniowej obróbki metali. Metale ciężkie pochodzą zarówno z procesów przygotowawczych, takich jak obróbka chemiczna lub elektrochemiczna, jak i z procesów galwanicznego cynkowania, chromowania, miedziowania, kadmowania i ołowiowania [7]. W tabeli 8.1 zestawiono As i metale ciężkie w ściekach przemysłowych w zależności od produkcji [8].

Tabela 8.1. Źródła metali ciężkich w wybranych gałęziach przemysłu [2-8]

Metal ciężki/ metaloide	Rodzaj produkcji
As	Wydobycie i hutnictwo rud metali niezależnych, spalanie paliw kopalnianych (głównie węgla brunatnego i kamiennego), kopalnie węgla, huty miedzi, zakłady produkcji szkła, detergentów, garbarnie, przemysł farmaceutyczny.
Cr(VI)	Przemysł ciepłowniczy, przemysł garbarski, zakłady powierzchniowej obróbki metali, przemysł farmaceutyczny, np. podczas produkcji kwasu p-chlorobenzoesowego, galwanizernie: miedziownia, galwanizernia nakładająca powłoki ołowiowo-indowe, cynownia oraz chromownia itp.
Cd	Wydobycie cynku, rafinacja ołowiu i cynku, przemysł metalowy i metali nieżelaznych, produkcja związków kadmu, produkcja barwników, stabilizatorów, baterii galwanicznych i akumulatorów.
Cu	Wydobycie, przeróbka i przetwórstwo rud miedzi, na skutek stosowania tego metalu lub jego związków w budownictwie, rolnictwie i elektrotechnice, a także w wyniku spalania paliw kopalnych, przemysł ceramiczny.
Ni	Przemysł metalurgiczny, metalowy, elektryczny, spożywczy, tworzyw sztucznych, włókienniczy, spalanie węgla i paliw płynnych, przemysł ceramiczny.
Pb	Przemysł ciepłowniczy, górnictwo, hutnictwo rud ołowiu, produkcja akumulatorów, obróbka szkła ołowianego oraz produkcja pigmentów, przemysł farbiarski, produkcja barwników i substancji wybuchowych.
Hg	Elektroliza chlorków metali alkalicznych, produkcja katalizatorów rtęciowych stosowanych w produkcji chlorku winylu, produkcja organicznych i nieorganicznych związków rtęci, produkcja baterii galwanicznych zawierających Hg, przemysł metali nieżelaznych, zakłady oczyszczania odpadów zawierających rtęć.
Zn	Przemysł metalurgiczny i chemiczny – produkcja farb, przemysł włókien wiskozowych, ceramiczny.

8.2. Mechaniczne metody usuwania jonów metali ciężkich ze ścieków przemysłowych

Oczyszczanie mechaniczne jest pierwszym pełnym etapem oczyszczania ścieków przemysłowych lub samodzielnym procesem niezbędnym do uzyskania pozwolenia na odprowadzanie oczyszczonych ścieków do odbiornika [2]. Obecnie obserwuje się zmianę podejścia do sposobu oczyszczania ścieków, tj. wypieranie metod zorientowanych na mechaniczne usuwanie zanieczyszczeń przez wysokoefektywne technologie oczyszczania ścieków z pogłębionym usuwaniem związków azotu i fosforu [1]. W 2020 roku ilość ścieków wymagających oczyszczania mechanicznego wyniosła 461,0 hm³, co stanowi 22% ścieków oczyszczanych [1]. W latach 2000-2020 ilość ścieków przemysłowych i komunalnych wymagających oczyszczenia zmalała o ok. 12% (z 2501,5 hm³ do 2195,1 hm³), przy jednoczesnym zmniejszeniu o 37% udziału ścieków oczyszczanych mechanicznie (z 732,7 hm³ do 461,9 hm³) [1]. W oczyszczaniu mechanicznym wyróżnia się następujące procesy:

- **Cedzenie** – w procesie cedzenia następuje rozdział fazy stałej od fazy ciekłej ze ścieków na kratkach, sitach, mikrositach (przy zakwitach glonów). W procesach technologicznych kraty i sита lokalizuje się przed pompami w celu ich ochrony przed mechanicznym uszkodzeniem [2, 7].
- **Filtracja** – usuwanie cząstek fazy stałej ze ścieków podczas filtrowania następuje w wyniku cedzenia, flokulacji, sedymentacji, adsorpcji, adhezji i kohezji. Filtracja ścieków następuje na skutek wstępnej filtracji mechanicznej, filtracji na węglu aktywowanym oraz filtracji osmotycznej z udziałem membrany, która zatrzymuje 96-99% rozpuszczonych w ściekach jonów metali ciężkich [2, 7].
- **Sedymentacja** – proces ten polega na rozdzieleniu ciał stałych o gęstości większej od gęstości cieczy pod wpływem działania sił ciężkości. Prędkość opadania cząstek zależy od różnicy pomiędzy gęstościami fazy stałej i cieczy oraz od ich wielkości i kształtu. Sedymentację stosuje się między innymi do wstępnego oczyszczania przed układami konwencjonalnymi [2, 7].
- **Flotacja** – to metoda rozdziału substancji stałych i rozpraszanie się ich w zawiesinie pod wpływem związków pianotwórczych, wykorzystująca różnicę zwilżalności tych substancji przez ciecz [2, 7]. Skuteczność procesu zależy od wielkości pęcherzyków powietrza, które są wprowadzane do ścieków. Drobinę powietrza przylegają do zanieczyszczeń i wynoszą je na powierzchnię w postaci pływającego kożucha. W procesie flotacji możliwe jest, przy zastosowaniu powietrza, usuwanie cząstek o większym bądź mniejszym ciężarze niż woda [2]. Rozróżnia się flotację ciśnieniową, flotację bezcisnieniową, elektrofiltrację oraz flotację biologiczną. Najczęściej stosowana w usuwaniu jonów metali ciężkich jest flotacja ciśnieniowa (wymuszona) – wykorzystująca bardzo drobne pęcherzyki powietrza lub mikropęcherzyki [7].

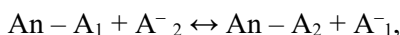
8.3. Chemiczne metody usuwania jonów metali ciężkich ze ścieków przemysłowych

W oczyszczaniu ścieków przemysłowych z jonów metali ciężkich metodami chemicznymi prowadzi się głównie procesy: koagulacji, sorpcji, elektrolizy, zobojętnienia, redukcji, utleniania itp. [2, 7]. W metodach chemicznych stosuje się następujące urządzenia do przygotowywania i gromadzenia roztworów chemicznych (reagentów): dozowniki, mieszalniki, komory flokulacji, urządzenia do chlorowania, neutralizatory itp.

Strącanie chemiczne – w celu przeprowadzenia procesu strącania jonów metali ciężkich ze ścieków przemysłowych należy dobrać odpowiednie pH, zwykle alkaliczne. W przypadku strącania metali tworzących wodorotlenki amfoteryczne (Cr, Zn) pH roztworu nie może być zbyt wysokie ze względu na tworzenie rozpuszczalnych hydroksokompleksów. Na strącanie jonów metali ciężkich wpływa również rodzaj reagenta neutralizującego. Cd i Pb przy wysokim pH tworzą trudno rozpuszczalne węglany i węglany zasadowe [9]. Usunięcie jonów Cr(VI) i Fe(II) wymaga dodatkowych operacji. Cr(VI) przed strąceniem jako Cr(OH)₃ wymaga redukcji: do Cr(III) natomiast Fe(II) utlenienia do Fe(III) ze względu na rozpuszczalność wodorotlenków żelaza [10]. Proces strącania przebiega sprawniej i efektywniej, jeśli w roztworze znajduje się kilka metali ciężkich [11]. Nikiel i kadm wytrącają się łatwiej w obecności metali trójwartościowych takich jak Fe, Al, Cr. Wadą strącania trudno rozpuszczalnych związków metali ciężkich w środowisku alkalicznym jest fakt, że po strąceniu chemicznym zachodzi konieczność neutralizacji. Często używanym reagentem jest wapno Ca(OH)₂, które dysocjuje na jony Ca(II) oraz na jony OH⁻. Jony OH⁻, reagując z domieszkami ścieków obecnymi w postaci jonowej, tworzą związki nierozpuszczalne [11].

Wymiana jonowa – jako wymiennicze jonowe mogą służyć zarówno związki naturalne (zeolity, iły), jak i tworzywa produkowane syntetycznie (polimer na bazie kwasu akrylowego) [12]. Wymiana jonowa wymaga wstępnego oczyszczania roztworów, bo zanieczyszczenia takie jak koloidy, związki żelaza i manganu, wolny chlor, tlen rozpuszczony, azotany (III) i azotany (V) mogą zakłócać przebieg procesu usuwania jonów metali ciężkich.

Wymianę jonową można przedstawić następującymi równaniami reakcji [13]:



gdzie: Kt – szkielet kationitu, An – szkielet anionitu, M⁺₁, M⁺₂ – wymieniane kationy metali ciężkich, A⁻₁, A⁻₂ – wymieniane aniony metali ciężkich, M₁, M₂ – centra aktywne kationitu zawierające jony wymienne, A₁, A₂ – centra aktywne anionitu zawierające jony wymienne.

Praktyczne znaczenie w gospodarce wodno-ściekowej posiadają żywice jonowymienne, czyli wielkocząsteczkowe substancje o strukturze przestrzennej usieciowanej, wykazujące zdolności do wymiany własnych jonów na jony znajdujące się w otaczającym je roztworze. Ziarna jonitów są zbudowane z polimeru organicznego lub z polimeru nieorganicznego, w którym związane są grupy funkcyjne, zwane często grupami jonogennymi lub jonowymiennymi. Grupy te, dysocjując, odczepiają ruchome kationy lub aniony, które mogą być wymieniane na inne z roztworem zewnętrznym. Uwzględniając chemiczne właściwości grup funkcyjnych, można podzielić je na te, których grupy funkcyjne jonowymienne są kwasami (kationity), oraz te, których grupy funkcyjne są zasadami (anionity). Do usuwania kationów metali ciężkich oraz ich dodatnio naładowanych związków przydatne są kationity, natomiast anionity zapewniają dobre efekty usuwania metali występujących w postaci anionów [8]. Dzięki selektywności jonitu można usuwać wybrany jon mimo stężeniowej przewagi innych jonów [11]. Dzięki wymianie jonowej można uzyskać selektywne lub całkowite usunięcie jonów metali ciężkich ze ścieków przemysłowych [8].

Procesy membranowe – proces separacji przebiega dzięki obecności membrany. Najczęściej stosuje się odwróconą osmozę, która ze ścieków przemysłowych usuwa 90-99% zawartych w nich soli. Aby membrany właściwie spełniały swoją rolę, powinny charakteryzować się odpornością na działanie czynników mechanicznych, chemicznych i termicznych oraz dużą wydajnością hydrauliczną [2,8]. Membrana to półprzepuszczalna bariera rozdzielająca dwie fazy ciekłe lub gazowe, a transport cząsteczek zachodzi dzięki odpowiedniej sile napędowej. Zwykle jest to różnica ciśnień, stężeń lub temperatury po obu stronach membrany. Mechanizm separacji oparty jest na stosunku wielkości cząstki rozpuszczonej lub koloidalnej (zawiesinowej), obecnej w roztworze, do wielkości porów porowatej membrany [11].

W **ultrafiltracji** wykorzystuje się membrany porowate o promieniu porów od 1 nm do 0,05 μm . Technika tą oddzielane są składniki o masie cząsteczkowej powyżej 500 kD lub alternatywnie cząsteczki o średnicach 2-20 nm [14]. W procesie ultrafiltracji stosuje się membrany asymetryczne, w których opór hydrauliczny określony jest przez grubość warstwy separującej (naskórkowej), wynoszącej zazwyczaj poniżej 1 μm . Większość membran stosowanych na skalę przemysłową jest preparowana z polimerów metodą inwersji faz oraz z materiałów ceramicznych (membrany kompozytowe) [14].

Nanofiltracja jest techniką membranową, której siłą napędową jest różnica ciśnień po obu stronach membrany. Wykazuje typowe cechy ultrafiltracji (efekt sitowy) oraz odwróconej osmozy (separację substancji o rozmiarach cząsteczek mniejszych od średnicy porów membrany). Membrany charakteryzują się niską retencją jonów jednowartościowych, a wysoką dwu- i więcej wartościowych [14].

Odwróconą osmozę stosuje się do separacji związków małowcząsteczkowych (sole nieorganiczne, małowcząsteczkowe związki organiczne) od rozpuszczalnika [2]. Promień porów membran w procesie odwróconej osmozy jest mniejszy od 2 nm. Konieczne jest stosowanie wyższych ciśnień transmembranowych (1,5-10 MPa) niż w przypadku ultrafiltracji, ponieważ związki małowcząsteczkowe charakteryzują się

wyższymi ciśnieniami osmotycznymi, zależnymi od stężenia, niż roztwory związków wielkocząsteczkowych. Podstawą procesu odwróconej osmozy jest osmoza naturalna, polegająca na samorzutnym przenikaniu rozpuszczalnika przez membranę półprzepuszczalną [14]. W procesie odwróconej osmozy stosuje się membrany asymetryczne zbudowane z jednego polimeru o właściwościach hydrofilowych (octan celulozy, poliamidy aromatyczne) oraz membrany kompozytowe. Odwrócona osmoza jest skuteczniejszą metodą w usuwaniu jonów metali ciężkich z roztworów nieorganicznych, efektywność oczyszczania roztworów z jonów metali ciężkich o stężeniach od 21 do 200 mg/dm³ wynosi powyżej 97%. W zależności od porowatości membrany, hydrofilności materiału i grubości warstwy separującej proces odwróconej osmozy jest efektywny, gdy optymalny pH roztworów wynosi od 3 do 11, a ciśnienie transmembranowe od 0,45 do 1,5 MPa [2,7].

Elektrodializa jest procesem membranowym polegającym na transporcie jonów przez membrany jonoselektywne (posiadające ładunek elektryczny) pod wpływem pola elektrycznego. Elektrodializer składa się z szeregu komór rozdzielonych membranami jonoselektywnymi, na przemian aniono- i kationoselektywnymi, przy czym w komorach skrajnych umieszczone są elektrody. Proces zatężania i rozcieńczenia zachodzi w komorach naprzemiennie. Membrany kationoselektywne zawierają najczęściej grupy sulfonowe ($-SO_3H$), karboksylowe ($-COOH$), a niekiedy fosforanowe ($-H_2PO_3$), natomiast membrany anionoselektywne – grupy aminowe o różnej rzędowości. Metoda elektrodializy jest szczególnie przydatna i często stosowana do oczyszczania wód popłucznych i ścieków z zakładów galwanizerskich [11]. W ściekach galwanizerskich odpowiedni dobór membran jonowymiennych umożliwia odzysk składników kąpieli i ich oczyszczenie. Zaletą zastosowania membran bipolarnych (połączonych membran kationo- i anionoselektywnych) do przeróbki roztworów potrawiennych lub ścieków galwanicznych jest otrzymanie stężonego kwasu/zasady oraz redukcja stężenia soli w ściekach po procesie [7].

Adsorpcja – polega na wiązaniu jonów metali ciężkich do powierzchni ciała stałego. Ze względu na koszty producenci używają do adsorpcji substancji odpadowych. Wśród adsorbentów o optymalnych właściwościach sorpcyjnych należy bentonit [10]. Składnikami bentonitu są minerały amorficzne (smektynit, szkło wulkaniczne, frakcje organiczne), kwarc, syderyt, anataz oraz kalcyt. W celu zastosowania bentonitu do adsorpcji jonów metali ciężkich poddano go modyfikacjom [15]. Zastosowanie węgla aktywnego w postaci pylistej oraz granulowanej pozwala na usunięcie licznych związków nieorganicznych [16]. Możliwe jest także zwiększenie adsorpcji zanieczyszczeń jonowych w wyniku odpowiedniej modyfikacji węgla aktywnego. Skuteczne pod względem usuwania metali ciężkich ze ścieków okazały się sorbenty mineralno-węglowe. Z uwagi na względnie wysokie ceny granulowanego węgla aktywnego oraz wprowadzanie regeneracji chemicznej pylistych węgli aktywnych adsorpcja metali ciężkich na tych materiałach jest metodą kosztowną. Do produkcji węgli aktywnych stosuje się między innymi osady ze ścieków komunalnych, pocelulozowych, przemysłu spożywczego, odpadów rolniczych, które po modyfikacji chemicznej lub termicznej można stosować do usuwania jonów metali ciężkich [17]. Sorbenty mineralno-węglowe charakteryzują się tym, że na

mineralnej matrycy, głównie glinokrzemianowej o zdolnościach jonowymiennych, stabilnie osadzone są substancje węglowe o strukturze mikroporowatej. Mogą być one przydatne do usuwania jonów metali ciężkich ze ścieków, np. Pb, Cd, Cu, Ni oraz Zn [16,18].

Koagulacja, flokulacja to proces destabilizacji cząstek koloidalnych w wyniku dodania do ścieku koagulantu, łączeniu się cząstek zdestabilizowanych w agregaty, a następnie ich sedymentacji [19]. Podczas koagulacji solami glinu i żelaza na kłaczkach $\text{Al}(\text{OH})_3$ i $\text{Fe}(\text{OH})_3$ sorbowane są trudno rozpuszczalne połączenia jonów metali ciężkich. Skuteczność procesu jest największa dla pH zapewniającego minimalną rozpuszczalność produktów hydrolizy koagulantów oraz powstawanie trudno rozpuszczalnych związków usuwanych metali ciężkich [2, 7]. Badania usuwania jonów Cu, Pb, Ni i Zn wykazały, iż sprawność procesu zwiększyła się ze wzrostem pH, a największą skuteczność uzyskano przy pH odpowiadającym optymalnej wartości strącania trudno rozpuszczalnych związków tych metali [20]. Podczas drugiej fazy koagulacji zachodzi flokulacja, czyli łączenie się zdestabilizowanych cząstek i powstawanie kłaczków o drobnych właściwościach sedymentacyjnych. Flokulantami mogą być nieorganiczne polimery, polimery naturalne i syntetyczne [20].

8.4. Biologiczne metody usuwania jonów metali ciężkich ze ścieków przemysłowych

Do biologicznych metod usuwania metali ciężkich ze ścieków przemysłowych należą: biosorpcja, bioakumulacja i immobilizacja [21]. Metody te obejmują następujące etapy: wydzielanie biomasy z odpowiedniego etapu oczyszczania ścieków, wzbogacenie i immobilizację biomasy, właściwy proces biosorpcji, regenerację biomasy z odzyskiem metalu lub alternatywnie, deponowanie lub spalanie z odzyskiem [22].

Biosorpcja – odbywa się na powierzchni komórek, które są miejscem wymiany składników dyfundujących do ich wnętrza oraz przenikania produktów przemiany materii w kierunku przeciwnym. W przeciwieństwie do adsorpcji na powierzchni ciał stałych zatrzymywanie związków chemicznych na żywej komórce jest na ogół krótkotrwałe. Stała wymiana między treścią komórki a jej zewnętrznym środowiskiem decyduje o ciągłej regeneracji powierzchni i możliwości adsorbowania nowych cząsteczek. Do biosorpcji zalicza się przede wszystkim zjawisko gromadzenia się tlenków i wodorotlenków żelaza lub manganu na powierzchni mikroorganizmów [23]. Biosorpcja wykorzystuje mikroorganizmy (grzyby, drożdże i bakterie) oraz algi do absorbowania metali ciężkich [23]. Wiele polocukrów (np. alginiany, kragen, agarozę i celulozę) występujących w błonie komórkowej silnie wiąże jony metali. Adsorbenty, materiały pochodzące z tanich odpadów rolniczych mogą być używane do skutecznego usuwania i odzyskiwania jonów metali ciężkich ze strumieni ścieków [24-26].

Alginiany, czyli sole kwasu alginowego, są uniwersalnymi biopolimerami, których można użyć jako sorbentu (tab. 8.2).

Tabela 8.2. Zastosowanie kwasu alginowego i jego soli jako sorbentu [23]

Stosowany sorbent	Adsorbowany jon metalu ciężkiego
Kwas alginowy	Fe(III), La(III), Nd(III), Sm(III), Dy(III), Yb(III)
Alginian baru	Ru(III)
Alginian sodu	Cu(II)
Alginian wapnia	Cu(II), Co(II), Ni(II), Cr(III), Zn(II), As(III), As(V), Cd(II)

Szerokie zastosowanie kwasu alginowego jako materiału biosorpcyjnego powoduje, że można usunąć jony metali ciężkich ze ścieków przemysłowych. Granulki alginianowe uznawane są za jedne z najbardziej obiecujących biosorbentów metali ciężkich. Uzyskany biosorbent charakteryzuje się dużą pojemnością sorpcyjną metali ciężkich, nawet przy niewielkich stężeniach jonów metali ciężkich w roztworze, a ponadto można go łatwo regenerować z jednoczesnym odzyskiem metalu [23].

W tabeli 8.3 zestawiono zastosowanie różnej biomasy jako sorbentu wybranych jonów metali ciężkich.

Tabela 8.3. Zastosowanie biomasy jako sorbentu [24-26]

Rodzaj biomasy	Adsorbowany jon metalu ciężkiego
<i>Zooglea ramigera</i>	Cu(II)
<i>Planerochaete chrysosporium</i>	Hg(II), Cd(II), Zn(II), Pb(II)
<i>Lentinus sajor-caju</i>	Cd(II)
<i>Klebsiella pneumoniae</i>	Cd(II)

Bioakumulacja polega na pobieraniu z roztworów związków lub jonów i gromadzeniu ich w komórce. Kumulacji podlegają związki niepodatne na rozkład biologiczny lub jony, których komórka nie ma zdolności metabolizowania [23]. Sole metali ciężkich gromadzą się w różnych częściach komórki, doprowadzając np. do obniżenia aktywności enzymatycznej lub zaniku chlorofilu u glonów. Przykładowo Cu i Pb odkładają się najpierw w ścianie komórkowej, a następnie w cytoplazmie. Bioakumulacja umożliwia tylko okresowe usunięcie zanieczyszczenia ze ścieków i chwilowe zatrzymanie go w komórce [23].

Immobilizacja polega na przekształceniu nieorganicznych form jonów metali ciężkich w związki kompleksowe zawierające ligandy organiczne i wbudowaniu ich w ściany komórkowe. Jest to zjawisko odwrotne do mineralizacji [23]. W celu polepszenia warunków sedymentacji zazwyczaj stosuje się immobilizację biomasy. Immobilizowane biosorbenty mogą być wielokrotnie wykorzystywane. Najefektywniejszą techniką immobilizacji biopolimerów jest adsorpcja na powierzchni nośnika. Nośnik posiada grupy funkcyjne, z którymi cząsteczki biosorbenta łączą się, tworząc wiązanie kowalencyjne [23].

8.5. Wady i zalety stosowania poszczególnych metod usuwania jonów metali ciężkich ze ścieków przemysłowych

Wybór metody oczyszczania zależy od rodzaju i składu ścieków, postaci i stężenia usuwanych jonów metali ciężkich oraz wymaganego stopnia oczyszczania. W tabeli 8.4 zestawiono wady i zalety wybranych metod usuwania jonów metali ciężkich.

Tabela 8.4. Wady i zalety wybranych metod usuwania jonów metali ciężkich [2, 7, 21, 27, 28, 29]

Metoda	Zaleta	Wada
Flotacja	<ul style="list-style-type: none"> - niskie zużycie energii - niskie koszty inwestycyjne 	<ul style="list-style-type: none"> - duże zużycie reagentów - powstawanie osadów niestabilnie chemicznych - wysokie koszty eksploatacyjne
Strącanie chemiczne	<ul style="list-style-type: none"> - niski koszt kapitałowy - prosta obsługa 	<ul style="list-style-type: none"> - powstawanie osadów i dodatkowe koszty ich likwidacji - konieczność doczyszczania
Wymiana jonowa	<ul style="list-style-type: none"> - brak osadów - odzysk metali - mało czasochłonna (selektywne wiązanie metali) - niski koszt naturalnych materiałów - łatwość i wygoda prowadzenia badań terenowych - oczyszczanie ścieków bardzo rozcieńczonych do wartości dopuszczalnych stężeń 	<ul style="list-style-type: none"> - przed procesem wymagane jest oczyszczanie ścieku ze stałych zawiesin - wysoki koszt instalacji, - konieczność regeneracji i powstawanie roztworów poregeneracyjnych
Procesy membranowe	<ul style="list-style-type: none"> - ciśnienie trans membranowe, wysoka efektywność procesu - minimalne zużycie reagentów - brak odpadów stałych, jedynym odpadem jest koncentrat (zatrącony koncentrat), który pozostaje na składowisku 	<ul style="list-style-type: none"> - wysokie koszty operacyjne membrany poddane na fouling - niskie i wysokie pH - duże zużycie energii z powodu wysokiego ciśnienia - konieczność wstępnego oczyszczania roztworów
Adsorpcja	<ul style="list-style-type: none"> - wysoka efektywność procesu - szybkość prowadzenia procesu - regeneracja adsorbentów 	<ul style="list-style-type: none"> - wysoka cena węgla aktywnego
Koagulacja, flokulacja	<ul style="list-style-type: none"> - poprawa osadzania osadów - dobre odwodnienie osadu - szybka sedymentacja 	<ul style="list-style-type: none"> - duże zużycie reagentów - powstawanie osadów niestabilnie chemicznych - wysokie koszty eksploatacyjne
Biosorpcja	<ul style="list-style-type: none"> - wykorzystanie odpadów z przemysłu (granulaty korkowe) - wysoka wydajność przy niskich stężeniach metali - niskie koszty wytwarzania biosorbentów (biologiczne pochodzenie) - możliwość regeneracji i wielokrotnego wykorzystania - duże powinowactwo do różnych metali ciężkich - odzysk metali ciężkich 	<ul style="list-style-type: none"> - wysokie koszty związane z oddzielaniem biomasy od wody osadowej po procesie - mała trwałość

8.6. Przykłady zastosowań usuwania jonów metali ciężkich z wybranych ścieków przemysłowych

K. Grabas i M. Steininger przeprowadzili badania usuwania jonów metali ciężkich ze ścieków z produkcji siarczynu niklu, wodorotlenku miedzi i niklu oraz węglanu miedzi, przerobu soli hartowniczych, z procesów wytwarzania katalizatorów oraz powłok galwanicznych w stawie osadowym „Kowary” z wykorzystaniem adsorbentów z grupy „Hydrosorb” [10]. Adsorbenty „Hydrosorb” produkowane są na bazie glinokrzemianowej matrycy, modyfikowanej dodatkami poprawiającymi strukturę ziarna i wiązki wprowadzające grupy funkcyjne do struktury ziarna. Wprowadzone grupy funkcyjne (zeolity, węgiel brunatny, związki siarki) są zdolne do wymiany jonowej i reaktywne w stosunku do jonów metali ciężkich. W badaniach użyto dwóch modyfikowanych sorbentów SMW-5/2k i SMW-5/IV. Do struktury pierwszego sorbentu wprowadzono związki siarki, których pozbawiony był drugi sorbent. Najskuteczniej usuwanym metalem był ołów, a stopień usuwania Zn, Cu, Ni, Cd zawierał się w przedziałach od 99,8% do 86,4% w zależności od typu sorbentu. Sorbent SMW-5/2k był najskuteczniejszy ze względu na obecność w jego strukturze zarówno substancji alkalicznych, jak i siarczków, wiążących i strącających jony metali ciężkich.

W innych badaniach wykorzystano bentonit pochodzący ze złoża Branany w Czechach oraz ścieki zawierające jony metali Pb(II) oraz Cu(II). Założono początkowe stężenie metali ciężkich to 500, 1000, 1500, 2000 i 2500 mg Pb(II)/l oraz 300, 600, 900, 1200 i 1500 mg Cu²⁺/l. Maksymalny spadek stężenia jonów wyniósł 92,57% dla Cu²⁺ oraz 87% dla Pb²⁺. Stwierdzono, że bentonit i jego modyfikacje są odpowiednimi substancjami do adsorpcji Pb(II) oraz Cu(II) [4].

Z. Sarbak i M. Kramer-Wachowiak przeprowadzili adsorpcję jonów Cr(III) i Zn(II) ze ścieków pochodzących z Fabryki Łożysk Toczných z Poznania na popiołach lotnych z Elektrowni Konin, Turów oraz Bełchatów [3]. Jony Cr(III) zostały całkowicie zaadsorbowane przez popiół krzemianowo-wapniowy pochodzący z Elektrowni Konin. Popioły lotne spowodowały również całkowitą stabilizację kationów cynku (II) [3]. W innych badaniach przeprowadzono adsorpcję jonów Cd(II) i Ni(II) pochodzących ze ścieków z Zakładów Celako z Wierzenicy na popiołach z Elektrowni Kozienice, Jaworzno i Skawina [3]. Zastosowane popioły lotne wykazały 100-procentową wydajność adsorpcji dla pH roztworu 9,5 i 11. Wyniki wskazują na to, że popioły lotne skutecznie adsorbują jony Ni(II) i Cd(II) z roztworów o relatywnie niskich stężeniach w ściekach przemysłowych obu tych jonów [3]. Popioły ze względu na swoje właściwości adsorpcyjne mogą zastąpić surowce mineralne (gliny i materiały ilaste) stosowane w procesach stabilizacji i zestalania zanieczyszczeń chemicznych [3].

W oczyszczalni ścieków Huty Głogów podjęto próbę usuwania As ze ścieków [27]. Zastosowanie perhydrofluorku jako utleniacza zwiększyło skuteczność strącania tego metaloidu. Skutecznymi metodami dla jonów As(III) oraz As(V) okazało się strącanie wapnem, metoda elektroimpulsowa (IE) oraz wykorzystanie odpadowych związków żelaza. Istotą metody elektroimpulsowej (IE) są wyładowania elektryczne

zachodzące w złożu żelaza zredukowanego (94% czystego Fe) w postaci granulatu (okatysz). Część produktów powstałych w wyniku procesu elektroimpulsowego sorbuje zawarty w ściekach arsen. Głównym mechanizmem usuwania arsenu jest jego adsorpcja na okatyszu. W trzeciej metodzie odpadowe związki żelaza pochodzą z procesu trawienia stali przed ocynkowaniem i zawierają wysokie stężenie Fe(II). Odpad ten jest stosowany jako koagulant i skutecznie obniża stężenie As w ściekach [27].

W tabeli 8.5 zestawiono zastosowanie jonitów do usuwania jonów metali ciężkich w ściekach przemysłowych.

Tabela 8.5. Usuwanie jonów metali ciężkich za pomocą jonitów [8]

Metal ciężki	Kationit/anionit/jonit selektywnie usuwający metale ciężkie
Pb (II)	<ul style="list-style-type: none"> – kationity z fosfonowymi lub aminofosfonowymi grupami funkcyjnymi – anionity o słabo zasadowych grupach funkcyjnych – klinoptilolit
Hg (II)	<ul style="list-style-type: none"> – silnie kwaśne kationity – słabo i mocno zasadowe anionity – jonit Imac TMR – jonit Nisso ALM-125 – anionity modyfikowane za pomocą sulfopochodnych organicznych odczynników kompleksujących
Cd(II)	<ul style="list-style-type: none"> – jonity chelatujące – chelatująca żywica Diphonix – żywica chelatująca otrzymana z kopolimeru akrylonitrylu/akrylanu etylu/diwinylobenzen
Ni(II) i V(IV,V)	<ul style="list-style-type: none"> – kationit polistyrenowo-sulfonowy Diaion PK-216 (przemysł obróbki metali) – jonit chelatujący Chelex 100 (ścieki pochodzące z procesów nikielowania i z produkcji związków niklowych) – nieorganiczny wymiennicz jonowy tytanian sodowy Na₄Ti₉O₂₀ (ścieki pochodzenia metalurgicznego)
Cr(III,VI)	<ul style="list-style-type: none"> – kationit Amberlit IR-120Na (typu żelazowego o szkielecie polistyrenowo-diwinylobenzenowym) – silnie zasadowy anionit Amberlit IRA-420 (typu żelazowego o szkielecie polistyrenowo-diwinylobenzenowym) – kwaśny kationit Wofatit KPS (ścieki z przemysłu galwanicznego) – Amberlit IR-120 (ze zużytej kąpieli garbarskiej)
Cu(II)	<ul style="list-style-type: none"> – słabo zasadowy anionit w formie OH⁻ (np. Varion ADAM) – słabo kwaśny kationit w formie H⁺ – modyfikowany tiokarbamidem silnie kwaśny kationit, np. Dowex 50 x 8 – jonit chelatujący Amberlit IRC-718 – amfoteryczne włókna jonowymienne – klinoptilolit (ścieki galwanizacyjne) – jonity karboksylowe na bazie kwasów akrylowego, metakrylowego i fenolokarboksylowego (ze ścieków amoniakalnych) – jonity fenolosulfonowe, polistyrenosulfonowe o mikroporowatej i makroporowatej strukturze szkieletu (ze ścieków amoniakalnych)
Zn(II)	<ul style="list-style-type: none"> – kwaśne kationity karboksylowe – kationity polistyrenosulfonowe – jonit Duolit C-467 – żywica Lewatit OC-1026

Efektywne usunięcie jonów Ni(II) ze ścieków z przemysłu galwanicznego uzyskano metodą nanofiltracji przy ciśnieniu transmembranowym 0,29 MPa [14]. W procesie odwróconej osmozy usunięto 98% jonów Cu oraz 99% jonów Cd. Oba procesy efektywnie usuwają jony metali ciężkich ze ścieków, przy czym nanofiltracja wymaga niższych ciśnień niż odwrócona osmoza [14].

Metodę odwróconej osmozy zastosowano do oczyszczania ścieków zawierających nikiel [11]. Przy użyciu membran z octanu celulozy z modułami spiralnymi o wydajności filtratu 3,78 m³/d przy 4,2 MPa, uzyskano wysoki współczynnik retencji jonów Ni (ponad 99%) z różnych rodzajów kąpieli do niklowania [11]. Procesy elektrodializy znalazły zastosowanie do usuwania Cu ze zużytych roztworów do trawienia w kwasie siarkowym i chromowym oraz zanieczyszczeń metalicznych z kąpieli do chromowania [4]. Usuwanie jonów metali ciężkich z przeróbki rud uranu metodą zobojętniania strąceniowego i sedymentacji zastosowano w stawie osadowym „Kowary” [10]. Badano ścieki przemysłowe (głównie galwanizerskie) oraz wody nadosadowe zawierające Ni i Zn. Z przeprowadzonego rozpoznania wynika, że stosowano głównie zobojętnienie pH ścieków i usuwanie z nich jonów metali ciężkich przez strącanie. Z badań wynika, że stopień wytrącania jonów Cu(II), Fe(III), Cr(III), Zn(II), Ni(II) i Cd(II) w postaci trudno rozpuszczalnych wodorotlenków jest najkorzystniejszy przy pH w przedziale 8,75-9,25 [10]. W końcowym etapie oczyszczania ścieków i wód nadosadowych zastosowano proces sorpcji jonów metali ciężkich na sorbencie mineralno-węglowym, uzyskując skuteczne usunięcie jonów metali ciężkich i doprowadzenie składu ścieków do stanu umożliwiającego ich odprowadzenie do kanalizacji.

Metodę biosorpcji do usuwania miedzi i niklu ze ścieków galwanicznych zastosowały E. Karwowska i M. Łebkowska [30]. Ścieki poddawane oczyszczaniu stanowiły wody popłuczne z procesu miedziowania i niklowania wg technologii bezcyjankowej. Średnie stężenie miedzi wynosiło: 3,3 mg/l Cu, natomiast niklu – 11,8 mg/l Ni. W procesie biosorpcji uzyskano 9% ubytek Cu i 83% Ni ze ścieków. Z kolei H. Jaworowska-Deptuch i inni [31] badali bakterie redukujące siarczany (BRS) i produkujące jony siarczkowe do usuwania metali ciężkich ze ścieków galwanizerskich. Użyto populacji BRS wyizolowanych z osadu pochodzącego z miejskiej oczyszczalni ścieków. Wytrącanie metali w postaci trudno rozpuszczalnych siarczków lub wodorotlenków polegało na dozowaniu roztworu biogennych jonów siarczkowych do reaktorów, do których wprowadzano przeznaczone do oczyszczania ścieki. Do badań użyto ścieki galwanizerskie zawierające jony Ni, Cu, Zn i Cr(VI). Uzyskano wysoki stopień oczyszczenia ścieków, wynoszący ponad 99%. Mikrobiologiczna redukcja siarczanów do siarczków jest prowadzona przez bakterie redukujące siarczany (BRS). Bakterie te są bezwzględnie beztlenowcami wykorzystującymi siarczany jako ostateczny akceptor elektronów w procesie oddychania komórkowego. Donorami elektronów dla redukcji siarczanów, a także źródłem węgla i energii dla BRS mogą być różne małowczątkowe związki organiczne, takie jak mleczań, octany, propioniany, maślany, pirogroniany, mrówczany, wyższe kwasy tłuszczowe, alkohole, cukry, aminokwasy, indol i kwas nikotynowy. BRS

w procesie dysymilacyjnej redukcji siarczanów wytwarzają jony siarczkowe, które reagują chemicznie z zawartymi w ścieku kationami metali ciężkich [31].

Wnioski

Jony metali ciężkich ze względu na swe toksyczne właściwości, niebezpieczne dla środowiska, są najbardziej rozpowszechnionymi zanieczyszczeniami obecnymi w ściekach przemysłowych i wymagają oczyszczenia. Wybór metody zależy od rodzaju ścieków, składu, postaci i stężenia usuwanych zanieczyszczeń oraz wymaganego stopnia oczyszczania. W celu eliminacji jonów metali ze ścieków przemysłowych można zastosować metody fizyczne, chemiczne i biologiczne lub ich kombinacje. Flotacja odznacza się wysoką skutecznością usuwania jonów Zn(II) i Cu(II). Wśród metod chemicznych skutecznymi adsorbentami stosowanymi do usuwania metali ciężkich ze ścieków są: bentonit – skutecznie adsorbuje jony miedzi(II) i ołowiu(II); popioły lotne – są efektywne w usuwaniu jonów Cr(III), Ni(II) i Cd(II) oraz Zn(II). Za pomocą koagulacji, sedymentacji i flokulacji można usunąć ze ścieków galwanizerskich jony Cu(II), Fe(II), Cr(III), Zn(II), Ni(II) oraz Cd(II). Skuteczne usuwanie jonów As(III) oraz As(V) ze ścieków przemysłu obróbki metali uzyskano poprzez strącenie wapnem, metodą elektroimpulsową (IE) oraz wykorzystanie odpadowych związków żelaza. Wymiana jonowa zapewnia selektywne usuwanie jonów Pb(II), Hg(II), Cd(II), Ni(II), V(IV, V), Cr(III, VI) oraz Zn(II) ze ścieków pochodzących z przemysłu metalurgicznego, galwanicznego i obróbki metali. Zaletą metod biologicznych, będących alternatywą dla metod konwencjonalnych, jest wysoka wydajność przy krótkim czasie zastosowania oraz skuteczność usunięcia Cu i Ni ze ścieków galwanizerskich. Nie jest możliwy wybór jednej optymalnej metody oczyszczania, każdorazowo metodę dobiera się indywidualnie do problemu zanieczyszczenia ścieków w danym przedsiębiorstwie.

Badania naukowe zostały sfinansowane z subwencji statutowej Wydziału Infrastruktury i Środowiska Politechniki Częstochowskiej.

Literatura

- [1] Ochrona Środowiska, GUS, Warszawa 2021.
- [2] Bartkiewicz B., Oczyszczanie ścieków przemysłowych, Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa 2006.
- [3] Sarbak Z., Kramer-Wachowiak M., Wykorzystanie popiołów lotnych jako adsorbentów metali ciężkich, Przemysł Chemiczny 2012, 91, 2, 189-192.
- [4] Fusova L., Cechlova K., Cablik V., Badanie procesu sorpcji jonów Pb i Cu na bentonicie, Inżynieria Mineralna 2011, 12, 1, 11-18.
- [5] Janosz Rajczyk M., Badania wybranych procesów oczyszczania ścieków, Wydawnictwo Politechniki Częstochowskiej, Częstochowa 2008.

- [6] Kurniawan T.A., Chan G.Y.S., Lo W., Babel S., Physicochemical treatment techniques for wastewater laden with heavy metals, *Chemical Engineering Journal* 2006, 118, 83-98.
- [7] Ruffer H., Rosenwinkel K., *Oczyszczanie ścieków przemysłowych*, Bydgoszcz 1998.
- [8] Dąbrowski A., Hubicki Z., Podkościelny P., Robens E., Selective removal of the heavy metal ions from waters and industrial wastewater by ion-exchange method, *Chemosphere* 2004, 56, 91-106.
- [9] Peternele W.S., Winkler-Hechenleitner A.A., Gomez Pineda E.A., Adsorption of Cd(II) and Pb(II) onto functionalized formic lignin from sugar bagasse, *Bioresources Technology* 1999, 68, 95-100.
- [10] Grabas K., Steininger M., Usuwanie metali ciężkich ze ścieków przemysłowych z wykorzystaniem modyfikowanych adsorbentów mineralno-węglowych „Hydrosorb”, *Przemysł Chemiczny* 2005, 84, 3, 179-183.
- [11] Polat H., Erdogan D., Heavy metal removal from waste waters by ion flotation, *Journal of Hazardous Materials* 2007, 148, 267-273.
- [12] Pagnanelli F., Maineli S., Veglio F., Toro L., Heavy metal removal by olive pomace: biosorbent characterization and equilibrium modeling, *Chemical Engineering Sciences* 2003, 58, 4709-4717.
- [13] Rengaraj S., Yeon K.H., Moon S.H., Removal of chromium from water and wastewater by ion exchange resins, *Journal of Hazardous Material* 2001, 87, 273-287.
- [14] Sablani S.S., Goosen M.F.A., Al-Belushi R., Wilf M., Concentration polarization in ultrafiltration and reverse osmosis: a critical review, *Desalination* 2001, 141, 269-289.
- [15] Madaeni S.S., Mansourpanah Y., COD removal from concentrated wastewater using membranes, *Filtration and Separation* 2003, 5, 6, 586-598.
- [16] Piekarski J., Picuch T., Wykorzystanie ziarnistego węgla aktywnego do oczyszczania ścieków poprodukcyjnych przemysłu przetwórstwa drewna, *Inżynieria Mineralna* 2002, 3, 1, 31-46.
- [17] Demirbas A., Sari A., Isildak O., Adsorption thermodynamics of stearic acid onto bentonite, *Journal of Hazardous Materials* 2006, 135, 226-231.
- [18] Demirbas A., Pehlivan E., Gode F., Altun T., Arslan G., Adsorption behavior of Cu(II), Zn(II), Ni(II), Pb(II), and Cd(II) from aqueous solution on Amberlite IR-120 synthetic resin, *Journal of Colloid Interface Science Surface* 2005, 282, 16-21.
- [19] Shammam N.K., Coagulation and flocculation, [w:] Wang L.K., Hung N.K., Shammam N.K., *Physicochemical Treatment Processes*, Humana Press, New Jersey 2004, 103-140.
- [20] Juttner K., Gall U., Schmieder H., Electrochemical approaches to environmental problems in the process industry, *Electrochimica Acta* 2000, 45, 2575-2594.
- [21] Filipiuk D., Fuks L., Majdan M., Biosorpcja jako metoda usuwania i odzysku metali ciężkich z wodnych ścieków przemysłowych, *Przemysł Chemiczny* 2006, 85, 6, 417-422.
- [22] Urbańska M., Kłosowski G., Algi jako materiał biosorpcyjny – usuwanie i odzysk metali ciężkich ze ścieków przemysłowych, *Ochrona Środowiska i Zasobów Naturalnych* 2012, 51, 62-77.
- [23] Kwiatkowska-Marks S., Wójcik M.J., Kopiński L., Biosorpcja metali ciężkich na granulach alginianowych, *Przemysł Chemiczny* 2011, 13, 2, 54-56.
- [24] Basso M.C., Cerrella E.G., Cukierman A.L., Lignocellulosic materials as potential biosorbents of trace toxic metals from wastewater, *Industrial Engineering Chemical Resources* 2002, 41, 3580-3585.
- [25] Shin E.W., Rowell R.M., Cadmium ion sorption onto lignocellulosic biosorbent modified by su

- [26] Ifonation: the origin of sorption capacity improvement, *Chemosphere* 2005, 60, 1054-1061.
- [27] Park D., Yun Y.S., Jo J.H., Park J.M., Biosorption process for treatment of electroplating wastewater containing Cr(VI): laboratory-scale feasibility test, *Industrial Engineering Chemical Resources* 2006, 45, 5059-5065.
- [28] Dziubek J., Badania technologiczne nad usuwaniem związków arsenu ze ścieków przemysłowych, *Ochrona Środowiska* 2006, 28, 41-44.
- [29] Kawalec-Pietrenko B., Konopacka-Łyskawa D., Rybarczyk P., Porównanie przebiegów równoległe zachodzących flotacji jonów cynku i miedzi, *Inżynieria i Aparatura Chemiczna* 2011, 5, 50-51.
- [30] Hashm H.M., Adsorption of lead ions from aqueous solution by okra waste, *International Journal of Physical Sciences* 2007, 2, 178-184.
- [31] Karwowska E., Łebkowska M., Usuwanie miedzi i niklu ze ścieków galwanizerskich metodą biosorpcji, [w:] *Mikrozanieczyszczenia w środowisku w świetle przepisów Unii Europejskiej*, Wydawnictwo Politechniki Częstochowskiej, Częstochowa 2000, 137-142.
- [32] Jaworowska-Deptuch H., Białek A., Majoch A., Ochal Z., Usuwanie metali ciężkich ze ścieków galwanizerskich za pomocą jonów siarczkowych wytwarzanych przez bakterie redukujące siarczany, *Przemysł Chemiczny* 2011, 6, 1212-1214.

METHODS OF REMOVAL HEAVY METAL IONS FROM SELECTED INDUSTRIAL WASTEWATER

Abstract: The pollution of industrial wastewater depends on the production process of a given enterprise and the technology used. Industrial wastewater containing heavy metal ions with toxic properties needs to be eliminated or reduced. Industrial wastewater treatment processes are based on physical, chemical and biological methods or a combination thereof. The choice of method depends on the type and composition of industrial wastewater, the form and concentration of heavy metals and the required degree of wastewater treatment. The chapter presents a synthetic review of methods of treatment of selected industrial wastewater, taking into account the following methods: physical – flotation; chemical – adsorption, ion exchange, chemical precipitation, membrane processes, coagulation, flocculation and biological – biosorption, bioaccumulation and immobilization. The chapter compares the advantages and disadvantages of individual methods and gives selected examples of their application in practice.

Keywords: biological, physical, chemical treatment of industrial wastewater, heavy metals, industrial wastewater

Rozdział 9

WYBRANE ASPEKTY BIOŁUGOWANIA METALI Z ODPADÓW

Tomasz KAMIZELA, Mariusz KOWALCZYK, Małgorzata WORWAĞ

Politechnika Częstochowska, Wydział Infrastruktury i Środowiska
e-mail: tomasz.kamizela@pcz.pl

Streszczenie: Bioługowanie jest to proces ługowania mikrobiologicznego, który określa się jako proces o niskiej szkodliwości dla środowiska i w niewielkim stopniu powodujący zużycie zasobów. Ogólnie dominuje stwierdzenie, że proces bioługowania będzie stanowił alternatywę dla ługowania chemicznego. Należy jednak nadmienić, że proces bioługowania nie jest obecnie na szeroką skalę stosowany i nie ma wyraźnych przykładów zastosowania komercyjnego. Istotną zmienną decydującą o komercjalizacji bioługowania są przeszkody natury ekonomicznej oraz nie w pełni gotowe technologie. Przydatność i efektywność procesu bioługowania badana jest w szerokim zakresie substratów. Dotyczy to zwłaszcza odpadów, które można poddać procesowi bioługowania w miejscu ich powstawania bądź utylizacji. Zastosowanie tej metody jest badane głównie pod kątem ekstrahowania metali z odpadów stałych, między innymi popiołów po spaleniu odpadów, odpadów elektronicznych, baterii litowo-jonowych, wykorzystanych katalizatorów, ale też w kierunku oczyszczania skażonej gleby. Wydaje się, że postęp w badaniach nad bioługowaniem metali z odpadów pozostaje na poziomie poszukiwań substratu, który umożliwi przejście w fazę zaawansowanych badań przemysłowych i dalej badań rozwojowych. Bioługowanie metali z odpadów przemysłowych pozostaje zatem jedną z potencjalnych opcji ich przetwarzania.

Słowa kluczowe: bioługowanie, oczyszczanie gleby, odpady przemysłowe, odpady elektroniczne, przeróbka osadów ściekowych, zużyte akumulatory i baterie, żużle hutnicze

Wprowadzenie

Bioługowanie jest to proces ługowania mikrobiologicznego, który określa się jako proces o niskiej szkodliwości dla środowiska i w niewielkim stopniu powodujący zużycie zasobów. Wspominany niewielki stopień wynika z konieczności stosowania pożywek dla mikroorganizmów bioługujących oraz zastosowania bioreaktorów – ogrzewanych, mieszanych, wytrząsanych lub napowietrzanych.

W większości publikacji naukowych dominuje stwierdzenie, że proces bioługowania będzie stanowił alternatywę dla bioługowania chemicznego. Należy nadmienić, że proces bioługowania nie jest obecnie na szeroką skalę stosowany i nie ma wyraźnych przykładów zastosowania komercyjnego. Istotną zmienną decydującą o komercjalizacji bioługowania są przeszkody natury ekonomicznej, a także nie

w pełni gotowe technologie. Kolejną zmienną jest czas procesu, który niestety w stosunku do technologii chemicznej nadmiernie wydłuża się do kilkunastu dób procesowych. Technologia bioługowania ma również pewny wspólny element z procesem chemicznym, a jest nim wytrącanie wyługowanych metali w formie nierozpuszczalnej i dalsze oczyszczanie oraz zagospodarowanie. Kolejna wspólna cecha procesu chemicznego i bioługowania to wspólny cel dotyczący odzysku pierwiastków, zarówno metali ciężkich, jak i lekkich, które będą powtórnie wykorzystane do produkcji artykułów użytkowych.

Przydatność i efektywność procesu bioługowania badana jest w szerokim zakresie substratów. Dotyczy to zwłaszcza odpadów, które można poddać procesowi bioługowania w miejscu ich powstawania bądź utylizacji. Zastosowanie tej metody jest badane głównie pod kątem ekstrahowania metali z odpadów stałych, między innymi popiołów po spaleniu odpadów, odpadów elektronicznych, baterii litowo-jonowych, wykorzystanych katalizatorów, ale też w kierunku oczyszczania skażonej gleby. Metoda ta wykorzystuje naturalne zdolności mikroorganizmów do procesów transformacji metali występujących w postaciach stałych do postaci rozpuszczonych.

9.1. Podstawy procesu bioługowania

Mikroorganizmy środowiska naturalnego posiadają zdolność wykorzystania bardzo wielu pierwiastków. Do makroelementów zalicza się między innymi: azot, węgiel, wodór, tlen, sód, potas, wapń, magnez, fosfor czy też siarkę. Do mikroelementów wliczane są m.in.: miedź, żelazo, cynk, kobalt, chrom, mangan, nikiel, selen, wanad, molibden. Istnieje również grupa pierwiastków toksycznych dla funkcjonowania mikroorganizmów, do której zalicza się m.in.: kadm, rtęć, ołów, cyna, srebro czy tal. Oddziaływanie toksyczne mogą wykazywać nie tylko te niebezpieczne metale, ale i inne pierwiastki w wysokich stężeniach, przy których metabolizm czy wzrost mikroorganizmów jest hamowany. Specyficzną grupę pierwiastków zarówno pożądaných, jak i szkodliwych dla mikroorganizmów oraz środowiska, ale niezbędnych w gospodarce, stanowią metale ciężkie, m.in.: nikiel, żelazo, kadm, miedź, kobalt, cynk oraz chrom. Ich działanie na mikroorganizmy powoduje głębokie zmiany w komórce, jak zahamowanie metabolizmu czy rozpad błon komórkowych. Toksyczność metalu ciężkiego dla mikroorganizmów zależna jest m.in. do jego stężenia czy biologicznej dostępności. Z drugiej strony mikroorganizmy przyswajają metale ciężkie w stopniu zależnym, np. od pojemności sorpcyjnej czy od czynu środowiska. Co istotne, przy niskich wartościach pH zwiększa się solubilizacja metali i ich dostępność dla mikroorganizmów. Nawet w takich niekorzystnych, toksycznych warunkach możliwy jest wzrost biomasy mikroorganizmów. Wynika to z faktu wytworzenia pewnych mechanizmów obronnych przez mikroorganizmy [1, 2]. Ogólnie mechanizmy obronne działają w dwojaki sposób, mianowicie: blokując wnikanie metali bądź – po wniknięciu do cytoplazmy – powodując detoksykację. Zastosowanie mechanizmów obronnych przez mikroorganizmy nadaje im

przydatność do zastosowania w biotechnologii środowiska, na przykład do oczyszczania terenów zdegradowanych czy w procesie biohydrometalurgicznym, jakim jest bioługowanie [2].

Bioługowanie jest nie tylko procesem biohydrometalurgicznym, ale zachodzi też naturalnie. Podstawowe znaczenie przemysłowego bioługowania zostało wypracowane jako metoda odzysku metali z rud o niskiej zawartości ługowanego pierwiastka. Proces ten związany jest ze wzrostem mikroorganizmów, zazwyczaj przy bardzo niskim pH, utleniających związki siarki do rozpuszczonych siarczanów. Ogólnie grupa drobnoustrojów ługujących to chemolitotrofy, dla których źródłem węgla komórkowego jest pobierany ditlenek węgla. Najczęściej podawanymi w literaturze bakteriami związanymi z bioługowaniem są *Acidithiobacillus thiooxidans* oraz *Acidithiobacillus ferrooxidans*. *A. thiooxidans* są to bakterie utleniające związki siarki jako substratu energetycznego do kwasu siarkowego. *A. ferrooxidans* celem wytworzenia energii prowadzi proces utleniania Fe^{+2} do Fe^{+3} , z wykorzystaniem zarówno związków żelaza, jak i siarki. Finalnie obniżenie pH (nawet w przedziale pH 1,0-3,0) i wytworzenie kwasu siarkowego prowadzi do pożądanej solubilizacji metali, generalnie bez negatywnego wpływu na metabolizm i wzrost tych bakterii. Nie tylko *A. ferrooxidans* i *A. thiooxidans*, ale i inne bakterie z rodziny *Acidithiobacillus* można wykorzystać w bioługowaniu, np. *A. caldus*, lub *A. albertis*. W bioługowaniu przydatne są również bakterie z rodziny *Leptospirillum*, *Sulfobacillus* czy *Picrophilus*. W bioługowaniu można również wykorzystywać grzyby, np. *Penicillium*, *Aspergillus* oraz *Alternaria* [3].

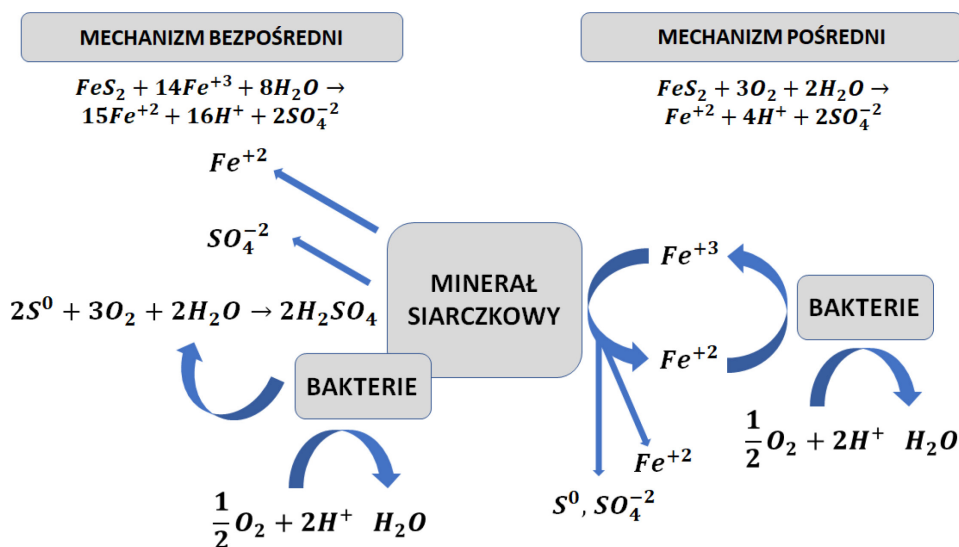
Od strony technicznej i technologicznej bioługowanie nie jest jednak najprostszym procesem. Wysoka wydajność bioługowania/solubilizacji metali wymaga zapewnienia odpowiednich warunków procesowych (tab. 9.1).

Tabela 9.1. Parametry procesowe bioługowania z wykorzystaniem bakterii [4]

Zapotrzebowanie na składniki odżywcze	Wymagane stosowanie różnorodnych składników odżywczych oraz różnorodnych źródeł tlenu, energii i węgla.
Wielkość cząstek substratu	Jeden z najistotniejszych parametrów, który wpływa na rozpuszczenie metali.
Potencjał redox	Wysoki potencjał redox sprzyja wymywaniu metali z odpadów stałych i ubogich rud.
Gęstość pulpy	Jest stosunkiem masy ciała stałego do objętości cieczy, podczas zwiększania gęstości pulpy zaczyna maleć wydajność procesu bioługowania.
Temperatura	Parametr ten jest zależny od rodzaju wykorzystywanych mikroorganizmów.
pH	Zależne od rodzaju mikroorganizmów, większość metali ulega redukcji przy niskich wartościach pH.

Bioługowanie można przeprowadzać na dwojaki sposób: metodą pośrednią lub bezpośrednią (rys. 9.1). Prowadzenie bioługowania metodą bezpośrednią, np. przy

wykorzystaniu bakterii z rodzaju *A. thiooxidans*, oznacza obecność szczepu w kontakcie z siarczkiem metalu w próbce i działanie utleniające siarczku metalu do kwasu. Przykładami takich siarczków, które mogą być utleniane do kwasu, są np. NiS, CuS czy ZnS. Prowadzenie reakcji w sposób bezpośredni zachodzi efektywniej niż reakcja prowadzona metodą pośrednią. Bioługowanie przeprowadzane metodą pośrednią polega na tym, że bakterie utleniają siarkę, a następnie utleniają siarkę elementarną lub zredukowane związki siarki obecne w próbce do kwasu siarkowego. Odczyn (bardzo niskie pH) odgrywa ważną rolę w rozpuszczaniu oraz we wzroście mikroorganizmów ługujących [5].



Rys. 9.1. Mechanizm bakteryjnego rozpuszczania siarczków metali [6]

9.2. Bioługowanie metali z odpadów

Proces bioługowania odegrał dużą rolę, zwłaszcza w XX wieku, w odzyskiwaniu cennych metali z różnych minerałów siarczkowych lub rud o niskiej jakości. Obecnie idea tego bioprocesu przesuwa się w kierunku zastosowania bioługowania do odzysku metali, zwłaszcza Ag, Au, Cd, Co, Cr, Cu, Li, Mo, Ni, Pb, Sn, V i Zn z różnych odpadów przemysłowych. Wyraźny wzrost zainteresowania tą metodą wynika z faktu, że bioługowanie uważane jest za proces niskonakładowy oraz technologię ograniczającą zużycie zasobów środowiska i o mniejszym potencjale wytwarzania produktów ubocznych. Nie bez znaczenia jest fakt powiązania bioługowania z zagadnieniami i wdrażaniem gospodarki cyrkulacyjnej. Większość odpadów przemysłowych zawierających cenne metale stanowi źródło toksycznych zanieczyszczeń. Bioługowanie jest jednak metodą, która umożliwia odzysk pierwiastków, ale i niweluje ich toksyczne właściwości [7]. Kluczowym zagadnieniem dla tej technologii jest fakt, że zazwyczaj „cenne” odpady nie zawierają źródeł energii dla bakterii

biołogujących takich jak jony żelaza i siarka elementarna. Ponadto zazwyczaj alkaliczny charakter próbek, na przykład popiołów lotnych, ogranicza wzrost bakterii, a zatem konieczne staje się dodatkowo zakwaszenie próbek. Należy również wspomnieć o aspekcie właściwej adaptacji mikroorganizmów i odpowiednich warunkach procesowych [6, 8].

Do tej pory wykazano, że zastosowania biołogowania może być zasadne w przypadku kilku grup odpadów (tab. 9.2).

Tabela 9.2. Odpady przemysłowe, które można poddać odzyskowi pierwiastkowemu metodą biołogowania [6]

Rodzaj odpadów	Odzysk metali	Mikroorganizmy
Popiół lotny	Al, Zn, Cu, Cd	<i>Acidithiobacillus sp.</i> , <i>Aspergillus niger</i>
Osad ściekowy	Cu, Mn, Zn, Ni	<i>At. thiooxidans</i>
Osady rzeczne	Cr, Cu, Zn	<i>At. thiooxidans</i>
Osad garbarski	Cr	<i>At. thiooxidans</i>
Złom elektroniczny	Cu, Ni, Sn, Al, Zn	<i>Acidithiobacillus sp.</i> , <i>Sulfobacillus</i> , <i>Aspergillus niger</i>
Zużyta bateria	Co, Li, Ni, Cd	<i>Acidithiobacillus sp.</i>
Zużyte katalizatory rafineryjne	Co, Ni	<i>Acidithiobacillus sp.</i>
Zużyte katalizatory naftowe	V, Ni, Mo	<i>Acidithiobacillus sp.</i>
Zużyte katalizatory krakingu	Al, Mo, V	<i>Aspergillus niger</i>
Zużyte urządzenie elektryczne	Au	<i>Chromobacterium violaceum</i>
Odpady jubilerskie, katalizatory samochodowe	Ag, Pt, Au	<i>Chromobacterium violaceum</i> , <i>Pseudomonas fluorescens</i> , <i>Bacillus megaterium</i>

9.2.1. Biołogowanie odpadów – popioły i żużle

B. Mikoda, A. Potysz i E. Kmieciak w swojej pracy badali efektywność biołogowania kobaltu, molibdenu i wanadu oraz pierwiastków ziem rzadkich z żużli z hutnictwa miedzi. W badaniach wykorzystano *A. thiooxidans*, a zmiennymi operacyjnymi eksperymentu była wielkość cząstek i gęstość dozowanej pulpy żużlowej. Wyniki badań potwierdziły, że biołogowanie było skuteczną metodą obróbki różnego rodzaju żużli, niezależnie od ich składu i struktury. Niemniej proces zakwalifikowano jako nieekonomiczny. Konieczność zastosowania substratu o możliwe małych cząstkach i silnie rozcieńczonego wraz z małą zawartością metali w żużlach stanowił o niskim stopniu uzysku metali przy dużych kosztach [9].

Trudności procesowe w biołogowaniu miedziowych żużli hutniczych odnotowano także w badaniach A. Potysz i in. [10]. Dla utrzymania wysokiej sprawności biołogowania konieczne było rozdrobnienie cząstek do wielkości < 0,3 mm przy

niewielkim 1-procentowym udziale pulpy żuźlowej w objętości reaktora oraz prowadzenie 21-dobowego procesu. Ponadto wkład zastosowanych bakterii *Pseudomonas fluorescens* w bioługowanie metali (skuteczność solubilizacji miedzi wynosząca 10%) był marginalny w porównaniu z *A. thiooxidans* (skuteczność solubilizacji miedzi i cynku wynosząca około 80%). Autorzy stwierdzili, że skuteczność bioługowania była istotnie ograniczona tolerancją bakterii na metale i dłuższym czasem obróbki w porównaniu z ługowaniem chemicznym. Ponadto wysoką wydajność ekstrakcji metali można osiągnąć jedynie wówczas, gdy warunki procesu są utrzymywane na optymalnym poziomie dla wysokiej aktywności mikrobiologicznej.

9.2.2. Bioługowanie odpadów ciekłych – osady ściekowe

Wiele badań nad bioługowaniem metali z osadów ściekowych bazuje na wykorzystaniu bakterii *A. thiooxidans*. Efektywność bioługowania metali z osadów ściekowych czy odciekach jest zależna od pH, stężenia ciał stałych, stężenia siarki, stężenia inokulum oraz rodzaju i właściwości osadów. Bardzo istotne znaczenie ma również zastosowanie mechanizmów pośredniego lub bezpośredniego ługowania. Według Y.-M. Wen i innych bioługowanie metali z osadów ściekowych za pomocą mechanizmu bezpośredniego jest korzystniejsze [11].

A. Pathak, M.G. Dastidar i T.R. Sreekrishnan analizowali kosztocłonność procesu bioługowania metali z osadów ściekowych pod kątem pełnowymiarowych instalacji przemysłowych [12]. Autorzy określili, że proces bioługowania może być równie wydajny, co metody konwencjonalne. Oszacowano, że bioługowanie wymaga tylko 1/5 kosztów chemikaliów wymaganych do ługowania i odzysku metali w porównaniu z tradycyjnymi metodami chemicznymi. Wśród istotnych zmiennych kształtujących kosztocłonność bioługowania wyszczególniono czas procesowy wynoszący około 16-20 dób oraz konieczność ciągłego mieszania i napowietrzania. Nie bez znaczenia pozostają również koszty związane z budową dużych bioreaktorów i zbiorników technologicznych czy też koszty związane z wykwalifikowaną obsługą operacyjną. Autorzy zwracają uwagę, że całkowity koszt bioługowania metali powinien obejmować koszty preparowania i odwadniania osadu (biomasy) oraz dalsze koszty związane z odzyskiem metali z kwaśnego filtratu po odwadnianiu. Co istotne, stwierdzono, że bioługowanie faktycznie jest mniej kosztowne z uwagi na sam proces solubilizacji, natomiast po uwzględnieniu kosztów kapitałowych, energii oraz konserwacji analiza ekonomiczna może świadczyć na niekorzyść procesu ługowania biologicznego. Pewnym rozwiązaniem prowadzącym do obniżenia kosztów i zwiększenia wydajności procesu ługowania może być integracja procesów biologicznych i chemicznych w formie technologii hybrydowej. Odnotowano również, że wydajność bioługowania metali jest wyższa przy wyższym stężeniu części stałych osadu. Oznacza to, że w określonym czasie i objętości reaktora można przetworzyć więcej osadu, co ostatecznie poprawia ekonomikę procesu. Z drugiej strony wzrost stężenia ciał stałych może doprowadzić do zmniejszenia solubilizacji metali. Efekt ten wynika ze zwiększonej pojemności buforowej i zwiększonej zawartości materii organicznej w osadzie. Autorzy zwrócili również uwagę na bardzo ważny problem w biologicznym ługowaniu osadów, a mianowicie utratę składników

odżywczych z osadu, co ogranicza jego wartość nawozową. Szacuje się, że nawet 75% składników odżywczych może zostać wypłukana z osadów. Ponadto w warunkach niskiego pH z silnie utleniającym środowiskiem następuje utlenienie materii organicznej [12].

Tradycyjnie prowadzony proces bioługowania jako hodowla okresowa może być modyfikowany, np. poprzez katalizę srebrem, jak wykonali to S.-Y. Chen i J.-G. Lin [13]. W tych badaniach wykorzystano dwa szczepy: *A. thiooxidans* CCRC 15612 i *T. thioparus* CCRC 15623. Jakkolwiek eksperyment uznano za efektywny względem stopnia solubilizacji metali, to wspomaganie procesu dodatkiem jonów katalitycznych spowodowało tylko nieznaczne przyspieszenie wzrostu bakterii bioługujących.

9.2.3. Bioługowanie odpadów – zużyte akumulatory i baterie

Każdego roku na świecie zwiększa się podaż i popyt na baterie litowo-jonowe. Równolegle zwiększa się udział tego rodzaju odpadów. Zużyte akumulatory litowo-jonowe zawierają wagowo 5-15% kobaltu i 2-7% litu, które to stanowią aktywny materiał katodowy. Kobalt stanowi najcenniejszy i najdroższy pierwiastek w stosunku do innych składników baterii, natomiast lit znajduje szerokie zastosowanie w wielu gałęziach przemysłu. Bioługowanie metali ze zużytych akumulatorów i baterii jest obecnie najbardziej rozpowszechnionym kierunkiem badań na świecie.

Wyniki, które uzyskał przez D. Mishra i inni [14], potwierdzają możliwość solubilizacji metali ze zużytego materiału katodowego akumulatorów litowo-jonowych przy użyciu bakterii *A. ferrooxidans* (ATCC 19859). Wyniki wykazały, że bakterie *A. ferrooxidans* mogą wytwarzać kwas siarkowy do pośredniego ługowania metali. Stwierdzono ponadto, że solubilizacja kobaltu przebiegała zdecydowanie szybciej niż litu. Ogólnie szybkość bioługowania wykazywała ograniczenia z uwagi na rosnący udział masowy proszku z odpadów katodowych w bioreaktorze, co ograniczało aktywność, a nawet działało toksycznie na bakterie bioługujące [14].

Odzysk metali z wykorzystaniem *A. thiooxidans* ze zużytych baterii litowo-jonowych był przedmiotem badań T. Naseri i innych [15]. Badaniom poddano proszek powstały w wyniku zmielenia części anodowych i katodowych zużytych baterii (< 75 µm). Eksperymenty prowadzono m.in. w procesie jednoetapowym, który polegał na inokulowaniu bakterii do pożywki hodowlanej zawierającej badany proszek. Ten sposób prowadzenia eksperymentu niestety nie umożliwił wzrostu bakterii i efektu solubilizacji metali. Zdecydowanie korzystniejszy był proces dwuetapowy, polegający na dodawaniu proszku anodowo-katodowego do reaktora dopiero w fazie wzrostu logarytmicznego bakterii. Efektywność bioługowania w stosunku do Li, Co i Mn wynosiła odpowiednio 99, 60 i 20%, przy czym dawka substratu nie mogła przekraczać 30 g/L. Co istotne, przeprowadzone badania porównawcze między bioługowaniem a ługowaniem chemicznym wykazały, że zastosowanie *A. thiooxidans* może zwiększyć ilość wyługowanych metali. Autorzy przeprowadzili również

testy toksyczności proszku po bioługowaniu, które wykazały, że może być zagospodarowany, nie stwarzając większego zagrożenia dla środowiska [15].

9.2.4. Bioługowanie odpadów – zużyty sprzęt elektroniczny

Jednym z elementów zużytego sprzętu elektrycznego i elektronicznego są płytki obwodu drukowanego. Sumaryczną zawartość metali w takim elemencie szacuje się na około 28% (w tym Cu: 10-20%, Pb: 1-5%, Ni: 1-3%). Pozostałe składniki płytek drukowanych to tworzywa sztuczne, brom i ceramika, których udział masowy wynosi odpowiednio: 19, 4, 49%. Płytki obwodu drukowanego zawierają w swoim składzie również takie metale szlachetne, jak złoto, srebro i platyna o łącznej zawartości szacowanej na 0,3-0,4%. Płytki zawierają również substancje organiczne, takie jak żywice akrylowe czy fenole. Z ekonomicznego punktu widzenia ilość metali, zwłaszcza miedzi, czyni złom elektroniczny, w tym płytki drukowane, interesującym surowcem. Z drugiej strony jest to odpad o charakterze niebezpiecznym dla środowiska, który musi być unieszkodliwiany.

W badaniach J. Wang i inni poddali analizie efektywność odzysku metali z płytek drukowanych z wykorzystaniem kultur *A. ferrooxidans*, *A. thiooxidans* oraz kultury mieszanej [16]. Wyniki badań wykazały, że odzysk metali był silnie uzależniony od frakcji sitowej płytek poddanych bioługowaniu, a zalecane jest rozdrobnienie do jak najmniejszych rozmiarów. Miedź, jako główny metal wchodzący w skład płytek drukowanych, została prawie całkowicie rozpuszczona w roztworze. Mniejszą efektywnością charakteryzowało się bioługowanie ołowiu i cynku. Z uwagi na zastosowane inokulum najbardziej efektywna była kultura mieszana, następnie czysta kultura *A. ferrooxidans* i jako ostania czysta kultura *A. thiooxidans*. Co istotne, ten typ substratu wymagał jedynie 5, a maksymalnie 9 dob procesowych standardowej hodowli. Autorzy stwierdzają ponadto, że uzyskane wyniki są na tyle obiecujące, że wykorzystanie mikroorganizmów do odzysku metali ze zużytego sprzętu elektronicznego mogłoby stanowić ekonomiczną alternatywę dla procesów pirometalurgicznych, hydrometalurgicznych lub procesów przetwarzania mechanicznego.

Podobne badania nad bioługowaniem metali z płytek drukowanych przeprowadzili H. Nie i inni, wykorzystując *A. ferrooxidans* szczep Z1 [17]. Zmienną w tych badaniach było stężenie jonów Fe^{+2} stanowiących źródło energii dla bakterii bioługujących. Autorzy stwierdzili, że przy wysokim stężeniu jonów Fe^{+2} (rzędu 12g/l) efektywność ekstrakcji miedzi wynosiła nawet 95% przy maksymalnie 7-dobowej hodowli okresowej.

Bioługowanie może być również przydatnym procesem w odzysku metali z diod elektroluminescencyjnych. W tym celu F. Pourhossein i S.M. Mousavi zaproponowali proces pośredniego bioługowania z użyciem tzw. biogenicznego czynnika żelazowego [18]. Wspominany czynnik to płyn – roztwór pożywki zebrany z zaadaptowanych bakterii *A. ferrooxidans*, będących w fazie wzrostu logarytmicznego. Wyniki eksperymentu wykazały, że stopień odzysku miedzi, niklu i galu wynosił odpowiednio: 83%, 97% i 84%, przy czasie solubilizacji 15 dob procesowych [18].

Problematyka ekstrakcji metali z odpadów elektronicznych w technologii ługowania chemicznego i biologicznego była przedmiotem analiz D. Panta i innych [19]. Autorzy stwierdzają, że celem zachowania wysokiej szybkości i efektywności solubilizacji metali optymalne jest zastosowanie techniki hybrydowej. Dzięki zastosowaniu pewnych specyficznych ligandów (metoda chemiczna) i drobnoustrojów (metoda biologiczna) możliwe jest uzyskanie wydajności odpowiadającej wymaganiom prowadzenia procesu w skali przemysłowej. W samej metodzie biologicznej odzysku metali w odpadów elektronicznych wykorzystuje się głównie bakterie *A. ferrooxidans* i *A. thiooxidans* oraz grzyby *Aspergillus Niger* i *Penicillium simplicissimum*.

Tabela 9.3. Mikroorganizmy wykorzystywane w odzysku metali z odpadów elektronicznych [19]

Metal	Mikroorganizm
Au	<i>Chromobacterium violaceum</i> , <i>Pseudomonas fluorescens</i> , <i>Desulfovibrio desulfuricans</i> , <i>Acidithiobacillus sp.</i> , <i>Leptosprillum thiooxidans</i> , <i>Ferromicrobium</i> , <i>Acidiphilium</i>
Ag	<i>Acidithiobacillus sp.</i> , <i>Leptosprillum sp.</i> , <i>Ferromicrobium</i> , <i>Acidiphilium</i>
Cu	<i>Acidithiobacillus ferrooxidans</i> , <i>Acidithiobacillus thiooxidans</i> , <i>Aspergillus niger</i> , <i>Penicillium simplicissimum</i> , <i>Gallionella sp.</i> , <i>Leptosprillum sp.</i>
Al	<i>Bacillus circulans</i> , <i>Bacillus mucilaginosus</i> , <i>Acidithiobacillus thiooxidans</i> , <i>Acidithiobacillus Ferrooxidans</i> , <i>Aspergillus niger</i> , <i>Penicillium simplicissimum</i>
Pb	<i>Acidithiobacillus Ferrooxidans</i> , <i>Acidithiobacillus thiooxidans</i> , <i>Aspergillus niger</i> , <i>Penicillium simplicissimum</i>
Zn	<i>Acidithiobacillus Ferrooxidans</i> , <i>Acidithiobacillus thiooxidans</i> , <i>Aspergillus niger</i> , <i>Penicillium simplicissimum</i>
Ni	<i>Acidithiobacillus Ferrooxidans</i> , <i>Acidithiobacillus thiooxidans</i> , <i>Aspergillus niger</i> , <i>Penicillium simplicissimum</i>
Cd	<i>Aspergillus niger</i>

9.2.5. Bioługowanie odpadów – oczyszczanie gleb

W przedmiotowej literaturze wiele uwagi poświęca się zastosowaniu bakterii bioługujących celem usuwania metali ciężkich ze skażonych gleb. Wskazuje się, że powszechnie stosowane procesy fizykochemiczne są nie tylko drogie, ale również w pewnych warunkach nieefektywne. Ponadto proponuje się zastosowanie bioługowania jako procesu bioremediacji skażonych gleb.

Przykładem remediacji przez bioługowanie mogą być badania R. Naresh Kumara i innych, którzy oczyszczali skażoną glebę z terenów garbarni [20]. W doświadczeniach wykorzystano czystą kulturę *A. thiooxidans*, a zakładano, że stężenie siarki jest kluczowym parametrem decydującym o efektywności bioługowania ze skażonej gleby. Przeprowadzone badania potwierdziły, że zakres usuwania metali z badanej gleby zależał głównie od ilości kwasu wytwarzanego przez bakterie utleniające siarkę. Uzyskano wyniki wskazujące na to, że niski stosunek masowy siarki do gleby wynoszący w przedziale 0,03-0,13 nie zapewnił warunków sprzyjających efektywnemu bioługowaniu. Stosunek siarki do gleby wynoszący 0,17 (optymalnie) powodował bardzo wysoki poziom rozpuszczalności metali. Stwierdzono również,

że zwiększanie ilości dozowanej siarki może prowadzić do ograniczenia efektywności, zwiększenia kosztów, ale i degradacji gleby przez zakwaszenie.

S.-Y. Chen i P.-L. Lin stwierdzają, że bioługowanie można zakwalifikować jako wydajną i opłacalną alternatywę dla fizykochemicznych technologii oczyszczania gleby [21]. Przedstawione doświadczenia dotyczyły usuwania zanieczyszczeń z gleb skażonych odpadami z przemysłu galwanicznego z wykorzystaniem *A. ferrooxidans*, *A. thiooxidans* oraz *T. tioparus*. Co istotne, podczas eksperymentu nie było regulowane pH badanej gleby, a jej zakwaszenie było wynikiem bakteryjnego utleniania wprowadzonej do gleby siarki elementarnej. Ta prosta metoda wykazała jednak pewne ograniczenia. Siarka dodawana do oczyszczanych gleb nie ulegała całkowitemu utlenieniu podczas bioługowania, co równoznaczne było ze zwiększeniem kosztów i zakwaszeniem gleb. Zaobserwowano ponadto, że wydajność solubilizacji metali była zależna od chemicznej specjacji metali w glebie. Metale we frakcjach wymiennych, związanych węglanami i tlenkami Fe/Mn, są bardziej mobilne i biodostępne, co stwarzało większe ryzyko dla środowiska. Z drugiej strony materia organiczna/metale związane siarczkami są stabilne i mają mniejszą biodostępność. Autorzy wnioskowali, że maksymalną wydajność solubilizacji metali, wynoszącą ponad 80%, można uzyskać w warunkach zawartości części stałych w glebie 1,0% (m/v – masa/objętość) i dawki siarki 0,1% (m/v – masa / objętość) [21].

Badania, które przeprowadzili R. Naresh Kumar i R. Nagendran, skupiały się na zmianach profilu żywieniowego gleby poddanej bioługowaniu za pomocą *A. thiooxidans* [22]. Badania miały na celu monitoring i ocenę zmian zawartości azotu, fosforu i potasu podczas bioługowania gleby zanieczyszczonej ściekami garbarskimi. Co istotne, w doświadczeniach zastosowano rdzenne bakterie *A. thiooxidans* wyizolowane ze skażonej gleby. Na podstawie wyników badań stwierdzono, że efektywność rozpuszczania chromu, kadmu, miedzi i cynku z gleby wyniosła ponad 90%. Równocześnie utrata azotu, fosforu i potasu z gleby wyniosła odpowiednio 30%, 70% i 68%. Autorzy wnioskowali, że pomimo dużego potencjału usuwania metali ciężkich ze skażonej gleby bioługowanie powoduje niepożądane rozpuszczanie/utratę podstawowych składników odżywczych roślin. Kolejne badania tych autorów dotyczyły wpływu bioługowania za pomocą *A. thiooxidans* na frakcjonowanie metali ciężkich w skażonej glebie [23]. Na podstawie uzyskanych wyników stwierdzili, że metale występujące w skażonych glebach w formach mało reaktywnych można z powodzeniem przekształcić podczas bioługowania w formy łatwo usuwalne (> 90%). Niemniej jednak niemożliwe jest pełne usunięcie metali ze skażonej gleby, a pewna ilość metali, np. kadmu, miedzi, cynku, ołowiu i żelaza, zostaje związana we frakcji resztkowej albo z innymi trudno ruchliwymi frakcjami gleby.

9.2.6. Wykorzystanie grzybów w technologii bioługowania

W pewnej grupie eksperymentów nad bioługowaniem metali z odpadów, szczególnie popiołów lotnych, wykorzystuje się grzyby, zwłaszcza *Aspergillus niger*, ale też: *Penicillium simplicissimum*, *Penicillium notatum*, *Penicillium rubens*, *Trichoderma viride*, *Aspergillus funigatus*, *Penicillium rubens*, *Penicillium chrysogenum* [27].

Przykładem wykorzystania grzybów może być zastosowanie *Aspergillus niger* i *Penicillium simplicissimum* w procesie przeróbki/bioługowania złomu elektronicznego. W badaniach przeprowadzonych przez H. Brandla, R. Bossharda i M. Wegmanna potwierdzono, że etap przygotowania złomu elektronicznego do przeróbki stanowi kluczowy, choć często niedoceniany element tej technologii. Autorzy stwierdzają, że populacja zastosowanych grzybów była wysoce skuteczna w ługowaniu glinu, miedzi, ołowiu, niklu cyny oraz cynku. Warunkiem tej skuteczności była jednak faza rozdrabniania materiału do frakcji pylistej o średnicy mniejszej niż 0,5 mm [24].

Skład pierwiastkowy ogniw słonecznych nie wskazuje na to, że stanowią one bogate źródło cennych pierwiastków, niemniej zwiększająca się ilość odpadowych ogniw słonecznych wymaga wypracowania odpowiedniego sposobu ich zagospodarowania, uwzględniającego odzysk pierwiastków lub unieszkodliwianie. M. Chakankar, C.H. Su i H. Hocheng uznali za zasadny odzysk pierwiastków z ogniw słonecznych z uwagi na czystość jakościową półprzewodników stosowanych w tego rodzaju elektronice użytkowej. Autorzy stwierdzają też, że grzyby *Penicillium chrysogenum* oraz *Penicillium simplicissimum* były efektywne w odzysku metali (B, Mg, Si, V, Ni, Zn, Sr oraz Te) ze zużytych ogniw. Ponadto autorzy precyzują, że sprawność bioługowania była w sposób kluczowy zależna od temperatury hodowli, możliwe największego rozdrobnienia miazgi otrzymanej z procesu kruszenia ogniw oraz stężenia wagowego miazgi dozowanej do bioreaktora [25].

Tabela 9.4. Główne składniki elementarne badanych ogniw słonecznych [25]

Składnik	Zawartość, µg/g	Składnik	Zawartość µg/g	Składnik	Zawartość µg/g
Al	84200,0 ± 0,55	Mg	821 ± 0,36	Si	516 ± 0,59
Zn	237 ± 0,14	Ag	164 ± 1,05	B	141 ± 0,95
Pb	54,2 ± 0,57	Te	43,9 ± 0,11	Cu	10,3 ± 0,08)
Sr	42,7 ± 0,16	V	9,81 ± 0,09	Mn	4,45 ± 0,16
Ni	4,28 ± 0,81	Cr	3,44(± 0,37	Co	0,22 ± 0,04

W technologii odzysku pierwiastków z baterii litowo-jonowych znalazły zastosowanie szczepy *Aspergillus niger* MM1 i SG1. B.K. Biswal i inni stwierdzili, że zastosowanie grzybów do bioługowania kobaltu i litu może być wydajniejsze niż w przypadku zastosowania bakterii *Acidithiobacillus*, a nawet ługowania z wykorzystaniem kwasów nieorganicznych [26]. W eksperymencie najkorzystniejsza efektywność bioługowania kobaltu wynosiła 88-100% (siarczki kobaltu, szczawian kobaltu, wodorotlenki kobaltu), a litu około 74% (węglanu litu). Co istotne, badania przeprowadzono w skali laboratoryjnej w warunkach aseptycznych, w hodowli okresowej, a bioługowany proszek z baterii litowo-jonowych otrzymano w wyniku

bardzo dokładnej separacji oraz rozdrobnienia do wielkości poniżej 300 mikrometrów oraz przemywany w celu usunięcia wszelkich elektrolitów [26].

L. Dusengemungu i inni w swojej publikacji przedstawili postępy w bioługowaniu metali z odpadów kopalnianych i elektronicznych, zużytych katalizatorów i niskogatunkowych rud przy użyciu grzybów strzępkowych [27]. Grzyby te są wykorzystywane w bioługowaniu ze względu na ich zdolność do wydzielania kwasów organicznych i ułatwiania solubilizacji jonów metali z fazy stałej roztworu. Istotnym czynnikiem wpływającym na efektywność bioługowania przy pomocy tych grzybów jest charakterystyka próbki i macierzy środowiskowej. Przewaga grzybów strzępkowych polega na ich możliwości wzrostu w różnych, w tym zasadowych czy kwaśnych warunkach środowiska. Technologia bioługowania wykorzystująca grzyby strzępkowe znajduje się w najmniej zaawansowanej fazie rozwoju. Wynika to ze złożoności mechanizmu bioługującego grzybów strzępkowych i braku możliwości ekstrakcji metali z komórki po bioakumulacji/biosorpcji metali w biomacie grzybów.

Wnioski

Przedstawione wyniki badań zawsze wnoszą o skuteczności bioługowania. Jest to słuszne stwierdzenie, biorąc pod uwagę procentową solubilizację metali wynoszącą często ponad 90%. Droga jednak do osiągnięcia wysokiej efektywności bioługowania jest nie tylko czasochłonna, ale wymaga starannego doboru mikroorganizmów, warunków hodowli i sposobów przygotowania próbek. Problematyczny wydaje się poziom gotowości zaproponowanych technologii. Można zaobserwować, że nie wszystkie komponenty technologii zostały zintegrowane, co szczególnie dotyczy zagadnienia zagospodarowania przyrastającej kwaśnej biomasy. Kolejne etapy procesowe zmierzające do właściwego odzysku metali nie są natomiast problematyczne. Można je realizować za pomocą sprawdzonych metod separacji, neutralizacji i strącania. Wydaje się zatem, że technologia odzysku metali z różnych odpadów przemysłowych musi być technologią hybrydową: biotechnologiczno-chemiczną. To, co stoi na drodze komercjalizacji tej technologii, to ekonomia, szczególnie w zderzeniu z zazwyczaj niską zawartością cennych metali w odpadach. Czy zatem bioługowanie jest potencjalną technologią odzysku metali? Czy technologia ta ma potencjał? Na tym etapie, pomimo wieloletnich badań, nie dokonano demonstracji prototypu technologii w warunkach operacyjnych. Bioługowanie metali z odpadów przemysłowych pozostaje zatem jedną z potencjalnych opcji ich przetwarzania.

Badania naukowe zostały sfinansowane z subwencji statutowej Wydziału Infrastruktury i Środowiska Politechniki Częstochowskiej.

Literatura

- [1] Klimiuk E., Łebkowska M., *Biotechnologia w ochronie środowiska*, Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa 2008.

- [2] Oleńska E., Małek W., Mechanizmy oporności bakterii na metale ciężkie, *Postępy Mikrobiologii* 2013, 52, 4, 363-371.
- [3] Błaszczak M.K., *Mikroorganizmy w ochronie środowiska*, Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa 2007.
- [4] Gu T., Rastager S.O., Mousavi S.M., Li M., Zhou M., Advances in bioleaching for recovery of metals and bioremediation of fuel ash and sewage sludge, *Bioresource Technology* 2018, 261, 428-440.
- [5] Xu Y., Zhang C., Zhao M., Rong H., Zhang K., Chen Q., Comparison of bioleaching and electrokinetic remediation processes for removal of heavy metals from wastewater treatment sludge, *Chemosphere* 2017, 168, 1152-1157, doi: 10.1016/j.chemosphere.2016.10.086.
- [6] Mishra D., Rhee Y.H., Current research trends of microbiological leaching for metal recovery from industrial wastes, *Current Research, Technology and Education Topics in Applied Microbiology and Microbial Biotechnology* 2010, 2, 1289-1292.
- [7] Yang L., Zhao D., Yang J., Wang W., Chen P., Zhang S., Yan L., *Acidithiobacillus thiooxidans* and its potential application, *Applied Microbiology and Biotechnology* 2019, 103, 7819-7833, doi: 10.1007/s00253-019-10098-5.
- [8] Jadhav U.U., Hocheng H., A review of recovery of metals from industrial waste, *Journal of Achievements in Materials and Manufacturing Engineering* 2012, 54, 2, 159-167.
- [9] Mikoda B., Potysz A., Kmiecik E., Bacterial leaching of critical metal values from Polish copper metallurgical slags using *Acidithiobacillus thiooxidans*, *Journal of Environmental Management* 2019, 236, 436-445.
- [10] Potysz A., Lens P.N.L., Vossenbergh J., Rene E.R., Grybos M., Guibaud G., Kierczak J., Hullebusch E.D., Comparison of Cu, Zn and Fe bioleaching from Cu-metallurgical slags in the presence of *Pseudomonas fluorescens* and *Acidithiobacillus thiooxidans*, *Applied Geochemistry* 2016, 68, 39-52.
- [11] Wen Y.-M., Wang Q.-P., Tang C., Chen Z.-L., Bioleaching of heavy metals from sewage sludge by *Acidithiobacillus thiooxidans* – a comparative study, *Journal of Soils and Sediments* 2012, 12, 900-908, doi: 10.1007/s11368-012-0520-2.
- [12] Pathak A., Dastidar M.G., Sreerishnan T.R., Bioleaching of heavy metals from sewage sludge: A review, *Journal of Environmental Management* 2009, 90, 2343-2353.
- [13] Chen S.-Y., Lin J.-G., Enhancement of metal bioleaching from contaminated sediment using silver ion, *Journal of Hazardous Materials* 2009, 161, 893-899.
- [14] Mishra D., Kim D.-J., Ralph D.E., Ahn J.-G., Rhee Y.-H., Bioleaching of metals from spent lithium ion secondary batteries using *Acidithiobacillus ferrooxidans*, *Waste Management* 2008, 28, 333-338.
- [15] Naseri T., Bahaloo-Horeh N., Mousavi S.M., Environmentally friendly recovery of valuable metals from spent coin cells through two-step bioleaching using *Acidithiobacillus thiooxidans*, *Journal of Environmental Management* 2019, 235, 357-367.
- [16] Wang J., Bai J., Xu J., Liang B., Bioleaching of metals from printed wire boards by *Acidithiobacillus Ferrooxidans* and *Acidithiobacillus thiooxidans* and their mixture, *Journal of Hazardous Materials* 2009, 172, 1100-1105.
- [17] Nie H., Yang C., Zhu N., Wu P., Zhang T., Zhang Y., Xing Y., Isolation of *Acidithiobacillus ferrooxidans* strain Z1 and its mechanism of bioleaching copper from waste printed circuit boards, *Journal of Chemical Technology and Biotechnology* 2015, 90, 714-721, doi: 10.1002/jctb.4363.

- [18] Pourhossein F., Mousavi S.M., A novel step-wise indirect bioleaching using biogenic ferric agent for enhancement recovery of valuable metals from waste light emitting diode (WLED), *Journal of Hazardous Materials* 2019, 378, 120648, doi:10.1016/j.jhazmat.2019.05.041.
- [19] Pant D., Joshi D., Upreti M.K., Kotnala R.K., Chemical and biological extraction of metals present in E waste: A hybrid technology, *Waste Management* 2012, 32, 979-990.
- [20] Naresh Kumar R., Nagendran R., Parvathi K., Bioleaching of heavy metals from contaminated soil using *Acidithiobacillus thiooxidans*: effect of sulfur/soil ratio, *World Journal Microbiology and Biotechnology* 2008, 24, 8, 1539-1546,
- [21] Chen S-Y., Lin P-L., Optimization of operating parameters for the metal bioleaching process of contaminated soil, *Separation and Purification Technology* 2010, 71, 178-185.
- [22] Naresh Kumar R., Nagendran R., Changes in nutrient profile of soil subjected to bioleaching for removal of heavy metals using *Acidithiobacillus thiooxidans*, *Journal of Hazardous Materials* 2008, 156, 102-107.
- [23] Naresh Kumar R., Nagendran R., Fractionation behavior of heavy metals in soil during bioleaching with *Acidithiobacillus thiooxidans*, *Journal of Hazardous Materials* 2009, 169, 1119-1126, doi:10.1016/j.jhazmat.2009.04.069.
- [24] Brandl H., Bosshard R., Wegmann M., Computer-munching microbes: metal leaching from electronic scrap by bacteria and fungi, *Hydrometallurgy* 2001, 59, 319-326.
- [25] Chakankar M., Su C.H., Hocheng H., Leaching of metals from end-of-life solar cells, *Environmental Science and Pollution Research* 2019, 26, 29524-29531.
- [26] Biswal B.K., Jadhav U.U., Madhaiyan M., Ji L., Yang E-H., Cao B., Biological leaching and chemical precipitation methods for recovery of Co and Li from spent lithium-ion batteries, *ACS Sustainable Chemistry and Engineering* 2018, 6(9), 12343-12352, doi: 10.1021/acssuschemeng.8b02810.
- [27] Dusengemungu L., Kasali J., Gwanama K., Mubemba B., Overview of fungal bioleaching of metals *Environmental Advances* 2021, 5, 100083, doi: 10.1016/j.envadv.2021.100083.

SELECTED ASPECTS OF BIOLEACHING OF METALS FROM WASTE

Abstract: Bioleaching is a microbial leaching process that is defined as having a low environmental impact and low resource consumption. Overall, the dominant view is that the bioleaching process will be an alternative to chemical leaching. It should be noted, however, that the bioleaching process is currently not widely used and there are no clear examples of commercial application. An important variable deciding on the commercialization of bioleaching are obstacles of an economic nature, but also not fully ready technologies. The usefulness and efficiency of the bioleaching process is tested in a wide range of substrates. This especially applies to waste that can be bioleached at the site of its generation or disposal. The application of this method is mainly investigated in terms of metal extraction from solid waste, including waste ash, electronic waste, lithium-ion batteries, used catalysts, but also for the treatment of contaminated soil. It seems that the progress in research on bioleaching of metals from waste remains at the level of searching for a substrate that will enable the transition to the phase of advanced industrial research and further development research. Bioleaching of metals from industrial waste therefore remains one of the potential treatment options.

Keywords: bioleaching, electronic waste, industrial waste, metallurgical slag, used accumulators and batteries, sewage sludge treatment, soil treatment

Rozdział 10

WPŁYW DEZINTEGRACJI MIKROFALOWEJ I PROCESU UTLENIANIA NA BIODEGRADACJĘ OSADÓW NADMIERNYCH

Iwona ZAWIEJA, Dawid MELICH, Joanna RUDNIAK

Politechnika Częstochowska, Wydział Infrastruktury i Środowiska
e-mail: iwona.zawieja@pcz.pl

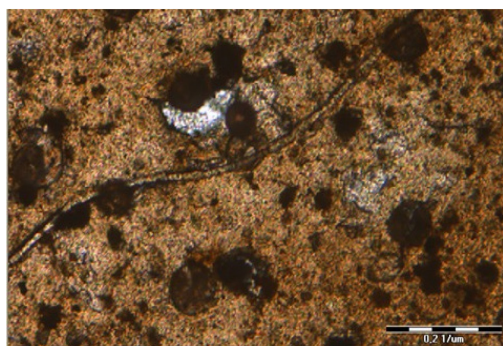
Streszczenie: Osady ściekowe, pomimo rozwoju technologii ich unieszkodliwiania i badań dotyczących nowatorskich metod mających na celu ograniczenie negatywnego wpływu na środowisko gruntowo-wodne, wciąż stanowią wyzwanie pod względem możliwości ich przetwarzania. Tendencja wzrostowa dotycząca generowania osadów jest spowodowana dynamicznym rozwojem demograficznym oraz zastosowaniem nowoczesnych technologii przemysłowych. Powszechną metodą unieszkodliwiania osadów ściekowych poprzez ich stabilizację jest fermentacja metanowa. Skojarzenie z procesem dezintegracji konwencjonalnej fermentacji metanowej wpływa na zwiększenie efektywności procesu. Podstawowym celem dezintegracji osadów ściekowych jest ich wzrost podatności na biodegradację, przejawiający się w zmianie struktury osadów, uwolnieniu substancji wewnątrzkomórkowej do otaczającej cieczy oraz dezaktywacja bytujących w osadach mikroorganizmów chorobotwórczych, patogenów itp. Na szybkość biodegradacji osadów znaczący wpływ wywiera stopień upłynnienia substancji organicznych znajdujących się w osadach. Celem przeprowadzonych badań było określenie wpływu dezintegracji mikrofalowej i procesu utleniania na biodegradację osadów nadmiernych. Przeprowadzono proces dezintegracji samodzielnej osadów z wykorzystaniem promieniowania mikrofalowego, proces utleniania z wykorzystaniem nadtlenu wodoru oraz proces dezintegracji hybrydowej łączącej powyższe metody. Ponadto wykonano obserwację mikroskopową struktury osadów poddanych dezintegracji. Powyższa modyfikacja doprowadziła do uwolnienia substancji organicznych zawartych w komórkach mikroorganizmów tworzących osad nadmierny, w wyniku czego osady cechowały się wyższym poziomem podatności na biodegradację. W efekcie przeprowadzenia samodzielnych metod dezintegracji osadów nadmiernych wybrano najkorzystniejsze wartości rozpuszczonego chemicznego zapotrzebowania na tlen ($ChZT_{rozp.}$), ogólnego węgla organicznego (OWO), stężenia lotnych kwasów tłuszczowych (LKT). W kolejnym etapie badań, który miał na celu dobór optymalnych warunków dezintegracji hybrydowej, zaobserwowano synergiczne działanie skojarzonych metod samodzielnych.

Słowa kluczowe: fermentacja metanowa, nadtlenek wodoru, osady nadmierne, promieniowanie mikrofalowe

Wprowadzenie

Osady nadmierne powstają jako produkt uboczny biologicznego oczyszczania ścieków. W osadach nadmiernych występują mikroorganizmy saprofityczne,

heterotroficzne, chemoautotroficzne i chorobotwórcze. Jak podaje R. Kocwa-Haluch i T. Woźniakiewicz [1] w osadach tych występuje ponad 300 rodzajów mikroorganizmów i stanowią one od 5% do 25% substancji organicznej, a pozostała część to martwe substancje organiczne. W wyniku zastosowania wysokosprawnych metod oczyszczania ścieków osady nadmierne wykazują ograniczoną podatność na proces biochemicznego rozkładu w warunkach beztlenowych. Na rysunku 10.1 przedstawiono strukturę osadów nadmiernych.



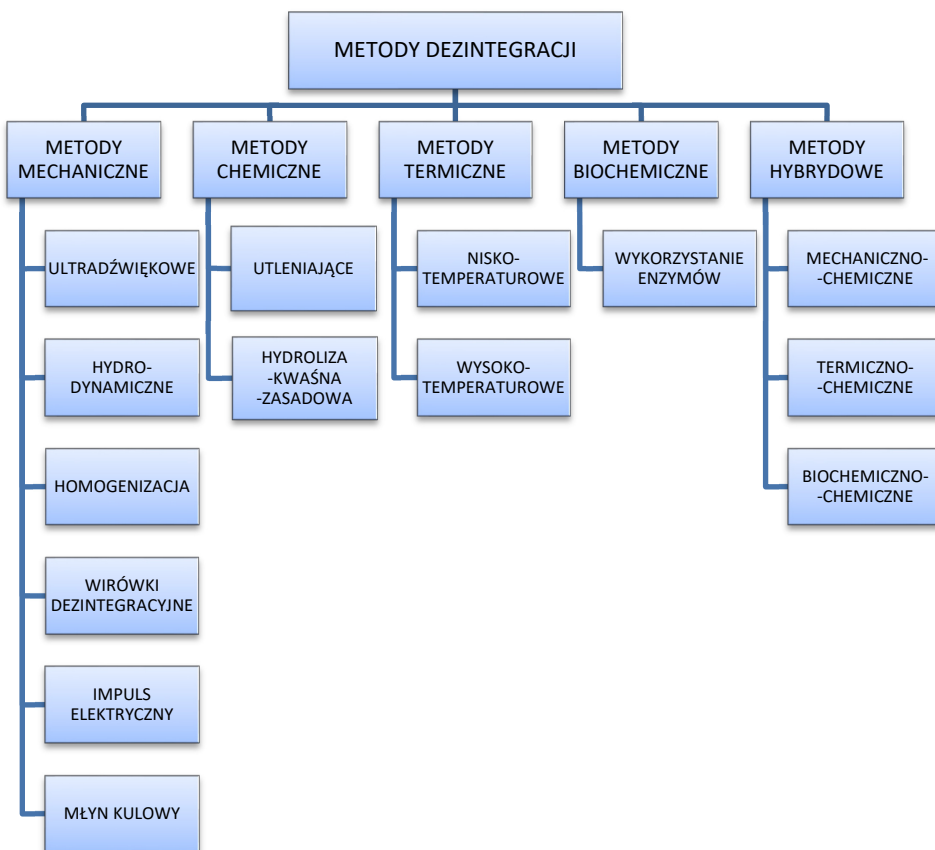
Rys. 10.1. Struktura osadów nadmiernych

Unieszkodliwienie osadów jest nieodłącznym procesem prowadzonym w każdej oczyszczalni ścieków. Metodą wpływającą na zwiększenie efektywności biologicznego unieszkodliwiania osadów w procesie fermentacji metanowej jest dezintegracja. Ideą procesu dezintegracji jest uwolnienie substancji organicznych z komórek mikroorganizmów bytujących w osadach nadmiernych. W efekcie dezintegracji odnotowujemy rozdrobnienie kłaczków osadów, zniszczenie ścian komórkowych mikroorganizmów i uwolnienie substancji wewnątrzkomórkowych do cieczy nadosadowej komórki. Substancja organiczna stanowi substrat dla mikroorganizmów heterotroficznych wykorzystujących go w procesie fermentacji metanowej, która należy do najczęstszych metod unieszkodliwiania osadów w dużych oczyszczalniach ścieków, tj. o przepustowości powyżej 15 tys. m³/d. Największą zaletą procesu fermentacji beztlenowej jest produkcja biogazu, który w swoim składzie zawiera: metan (CH₄) 50÷75% i dwutlenek węgla (CO₂) 25÷45 % [2, 3].

W zależności od metody dostarczenia do osadów energii procesy dezintegracji dzielimy na :

- mechaniczne,
- chemiczne,
- termiczne,
- biochemiczne,
- hybrydowe, które stanowią skojarzenie powyższych metod.

Na rysunku 10.2 przedstawiono metody dezintegracji z ich podziałem na samodzielne oraz skojarzone [2].



Rys. 10.2. Metody dezintegracji osadów ściekowych

Samodzielne metody dezintegracji poprzez zwiększenie stopnia rozdrobnienia osadów, jak również zachodzące procesy o charakterze lizującym, wpływają na wzrost podatności osadów na biodegradację. Należy podkreślić, że efektywność metod samodzielnych jest uwarunkowana skojarzeniem z czynnikami takimi jak temperatura czy ciśnienie. Połączenie metod samodzielnych w jeden ciąg technologiczny pozwala osiągnąć lepsze efekty dezintegracji, niwelując ich wady. Jak podaje Z. Jákó i inni [4], główną zaletą metod fizycznych jest to, że są energooszczędne i łatwe do wdrożenia, i że istnieje możliwość łączenia ich z innymi rodzajami zabiegów.

Do metod dezintegracji hybrydowej zalicza się [5-7]:

- dezintegrację mechaniczno-chemiczną (np. promieniowanie mikrofalowe skojarzone z utlenianiem nadtlenkiem wodoru);
- dezintegrację mechaniczno-termiczną (np. sonifikacja skojarzona z temperaturą);
- dezintegrację chemiczno-termiczną (np. kwas nadoctowy skojarzony z temperaturą).

Promieniowanie mikrofalowe rozchodzące się w postaci przenikających się fal elektrycznych i magnetycznych podlega zjawiskom charakterystycznym dla ruchu

falowego. Promieniowanie mikrofalowe może ulegać odbiciu, pochłonięciu, przepuszczeniu, załamaniu, interferencji oraz polaryzacji. Alternatywą dla termicznej modyfikacji osadów w zakresie niskich temperatur 50-90°C jest promieniowanie mikrofalowe.

Jak podaje J. Czajkowska i M. Kazimierzczak [8], można wyróżnić efekt termiczny i pozatermiczny oddziaływania promieniowania mikrofalowego. Pierwszy z nich jest konsekwencją interakcji zachodzącej pomiędzy zmiennym polem elektrycznym a cząstkami dipolarnymi, co powoduje ich rotację i prowadzi do wzrostu temperatury modyfikowanych osadów. Natomiast konsekwencją efektu pozatermicznego jest zerwanie wiązań wodorowych poprzez zmianę orientacji dipoli w spolaryzowanych łańcuchach bocznych makrocząstek. Ostatecznie obserwowana jest zmiana struktury osadów, rozpad kłaczków oraz zmiany w strukturach białek błony komórkowej mikroorganizmów i dezaktywacja mikroorganizmów.

Skojarzenie promieniowania mikrofalowego, będącego czynnikiem o charakterze fizycznym, z reagentem chemicznym (nadtlenkiem wodoru) o działaniu utleniającym, wpływa wspomagająco na proces dezintegracji. Efektem zastosowania powyższej metody skojarzonej jest wzrost podatności osadów na biodegradację, wyrażony przyrostem wartości rozpuszczonego chemicznego zapotrzebowania na tlen, stężenia lotnych kwasów tłuszczowych, wartości całkowitego węgla organicznego [6, 9, 10]. Nadtlenek wodoru jest czynnikiem genotoksycznym, rozkład nadtlenku wodoru powoduje uwalnianie rodników hydroksylowych (OH⁻). Zgodnie z reakcją Fentona szybsze uwalnianie rodników uzyskuje się w środowisku kwaśnym o pH w zakresie 3÷5. Wolne rodniki hydroksylowe odznaczają się silnym potencjałem redoks (2,8 V), powodują w osadzie pękanie nici DNA mikroorganizmów. Wolne rodniki powodują również permeabilizację błony komórkowej, uszkodzenie 20 różnych par zasad w DNA, zmianę płynności błony i indukcję apoptozy [6, 11]. W wyniku skojarzenia promieniowania mikrofalowego i procesu utlenienia reaktywność nadtlenku wodoru wzrasta, co jest spowodowane dezaktywacją enzymu katalazy, rozkładającego nadtlenek wodoru do wody i tlenu. W wyniku powyższego skojarzenia katalaza staje się stopniowo nieaktywna. Według Y. Wanga i innych [10] zjawisko to zachodzi w temperaturze powyżej 40°C. Połączenie powyższych metod przyczynia się również do wydzielania amoniaku, co znacząco obniża iloraz PO₄ : NH₃, a w efekcie otrzymujemy mniejsze ilości struwitu [5].

Jak podaje C. Eskicioglu i inni [5], skojarzenie nadtlenku wodoru z oddziaływaniem mikrofalowym w znaczącym stopniu przyczyniło się do redukcji suchej masy organicznej i biopolimerów oraz zwiększenia:

- ilości chemicznego zapotrzebowania na tlen (ChZT),
- rozkładu białek,
- rozkładu cukrów,
- rozkładu kwasów huminowych.

H.W. Ambrose i inni [12] zaobserwowali zwiększenie rozpuszczalności osadów o 33%, a także intensyfikację produkcji biogazu w wyniku poddania dezintegracji hybrydowej łączącej MW-H₂O₂ mieszaniny osadów nadmiernych i odpadów owocowych.

Celem przeprowadzonych badań było określenie wpływu dezintegracji mikrofalowej i procesu utleniania na biodegradację osadów nadmiernych. Zbadano podatność osadów na proces dezintegracji samodzielnej poprzez poddanie osadów działaniu promieniowania mikrofalowego, procesu utleniania i dezintegracji łączącej obie metody. Określono zachodzący w wyniku modyfikacji wzrost stężenia substancji organicznych w formie rozpuszczonej. Zwiększenie stężenia rozpuszczonych substancji organicznych wpływa na intensyfikację fazy hydrolitycznej procesu fermentacji metanowej. Poddanie osadów nadmiernych modyfikacji przed procesem fermentacji metanowej ma na celu zwiększenie stopnia dezintegracji osadów poprzez rozerwanie struktur komórkowych drobnoustrojów i dezintegrację kłaczków osadów. Wykazano, że proces dezintegracji, niezależnie od zastosowanej metody, może prowadzić do zaburzenia struktury osadów, czego efektem jest m.in. wyższa zawartość rozpuszczonej materii organicznej (wyrażona wzrostem rozpuszczonego chemicznego zapotrzebowania na tlen), a w konsekwencji przyspieszenie przebiegu fermentacji kwaśnej [13, 14].

10.1. Materiały, metody i przebieg badań

10.1.1. Charakterystyka substratu badań

W celu przeprowadzenia zaplanowanych badań jako substrat zastosowano osady nadmierne pochodzące z oczyszczalni ścieków o dobowym przepływie ścieków ok. 50 000 m³. Osady nadmierne poddane badaniom pobrano bezpośrednio przed zagęszczeniem mechanicznym. Wykonano trzykrotne powtórzenia wybranych oznaczeń fizyczno-chemicznych, dla których określono odchylenia standardowe. W tabeli 10.1 przedstawiono ogólną charakterystykę osadów nadmiernych.

Tabela 10.1. Ogólna charakterystyka substratu badań

Oznaczenie	Sucha masa	Sucha masa org.	Sucha masa min.	Lotne kwasy tłuszczowe (LKT)	Rozpuszczone chemiczne zapotrzebowanie na tlen (ChZT _{rozp.})	Ogólny węgiel organiczny (OWO)	pH
Jednostka	g/dm ³	g/dm ³	g/dm ³	mg CH ₃ COOH/dm ³	mg O ₂ /dm ³	mg/l	-
Osady nadmierne	21,07 ± 0,8	15,22 ± 0,5	5,85 ± 0,12	69 ± 0,7	138 ± 12	28,81 ± 0,11	6,60 ± 0,1

10.1.2. Warunki dezintegracji osadów nadmiernych

W pierwszym etapie badań przeprowadzono proces dezintegracji osadów nadmiernych o charakterze samodzielnym, tj.:

- nadtlenkiem wodoru,
- polem magnetycznym.

W kolejnym etapie przeprowadzono proces dezintegracji skojarzonej, łączącej modyfikację nadtlenkiem wodoru z polem magnetycznym. W celu oceny efektywności działania dezintegracji chemicznej osadów nadmiernych wybrano 30-procentowy roztwór nadtlenku wodoru (H_2O_2). Każdą próbkę osadów o objętości 250 ml, przed poddaniem działaniu nadtlenku wodoru, zakwaszono do pH 3,0 oraz podgrzewano metodą mikrofalową do temperatury 60°C. Nadtlenek wodoru w dawkach: 1, 2, 3, 5, 6, 10 ml dozowano odpowiednio do podanej powyżej objętości osadów. Osady uprzednio zakwaszono i ogrzano. Dla odniesienia uzyskanych wyników badań proces przeprowadzono również dla osadów niepoddanych działaniu temperatury. Następnie modyfikowane osady mieszano z prędkością 180 obr/min w temperaturze pokojowej przez 1 h.

Oceny skuteczności dezintegracji osadów z wykorzystaniem promieniowania mikrofalowego dokonano na podstawie przeprowadzenia pięciu cykli badawczych, podczas których zastosowano promieniowanie mikrofalowe o następującej mocy: 100, 180, 300, 600 i 800 W. Dla każdej z wymienionych powyżej wartości mocy promieniowania zastosowano czas dezintegracji odpowiednio: 60, 120, 180 s. Fizyczną dezintegrację osadów przeprowadzono z wykorzystaniem generatora mikrofalowego firmy SAMSUNG model MG23K3575AS o maksymalnej mocy 2300 W oraz częstotliwości 2450 MHz. Objętość każdej próbki osadów poddanej dezintegracji wynosiła 250 ml.

Uzyskane najkorzystniejsze wyniki badań dotyczące dezintegracji samodzielnej stanowiły podstawę dla określenia optymalnych warunków dezintegracji skojarzonej. W przypadku metody skojarzonej osady nadmierne o objętości 250 ml zostały w pierwszym etapie badań podgrzane do temperatury 60°C i zakwaszone do pH 3. Następnie tak preparowane osady poddano dezintegracji chemicznej 30-procentowym nadtlenkiem wodoru (H_2O_2) w dawce 3 i 6 ml reagenta na 250 ml osadów. Modyfikowane osady w temperaturze pokojowej mieszano ręcznie przez 1 h, a następnie poddano dezintegracji promieniowaniem mikrofalowym o mocy 600 i 800 W oraz czasie ekspozycji 160 s.

10.1.3. Analiza fizyczno-chemiczna osadów nadmiernych

Dla badanych osadów nadmiernych wykonano następujące oznaczenia fizyczno-chemiczne:

- sucha masa (s.m.) wg PN-EN-12879,
- sucha masa organiczna (s.m.org.) wg PN-EN-12879,
- lotne kwasy tłuszczowe (LKT) metodą destylacji z parą wodną wg PN-75/C-04616/04,

- rozpuszczone chemiczne zapotrzebowanie na tlen (ChZT) metodą dwuchromianową przy użyciu testów do spektrofotometru firmy HACH 2100N IS wg ISO 7027,
- ogólny węgiel organiczny (OWO) metodą spektrofotometryczną w podczerwieni.

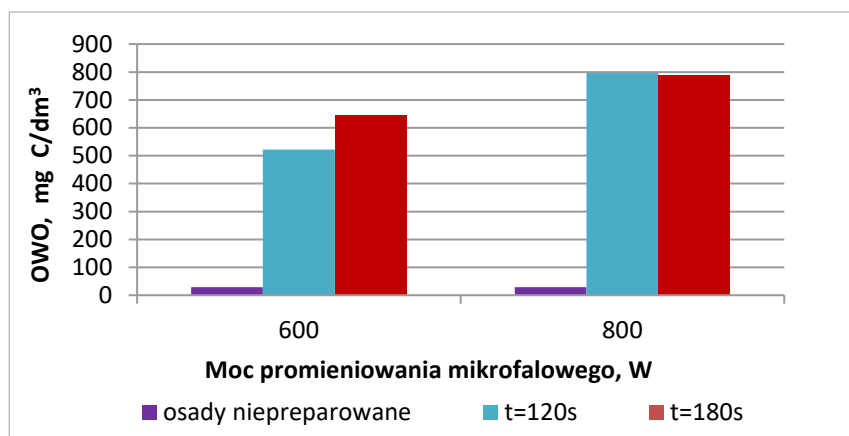
Wartość ogólnego węgla organicznego (OWO) informuje o sumie wszystkich związków organicznych, które występują w analizowanych próbkach. Ogólny węgiel organiczny stanowi sumę dwóch form węgla, tj. rozpuszczonego i zawieszonego [15]. Ogólny węgiel organiczny oznaczano aparaturą TOC Multi NC Analytik Jena.

Ciecz nadosadową, która została użyta w celu wykonania oznaczeń, tj.: LKT, ChZT_{rozp.}, OWO oraz pH, uzyskano przez odwirowanie osadów nadmiernych w wirowce laboratoryjnej, z prędkością 11 200 rcf/min (4000 obr/min). Umieszczone w falkonach osady wirowano przez 15 min, a następnie ciecz nadosadową przesączono przez sączi jakościowe miękkie. Należy zauważyć, że na podstawie danych literaturowych [16] 1 mg H₂O₂ odpowiada 0,25 mg O₂. W związku z tym wyniki uzyskane dla ChZT_{rozp.} zostały skorygowane, biorąc pod uwagę wprowadzoną do osadów dawkę nadtlenu wodoru.

10.2. Wyniki badań i dyskusja

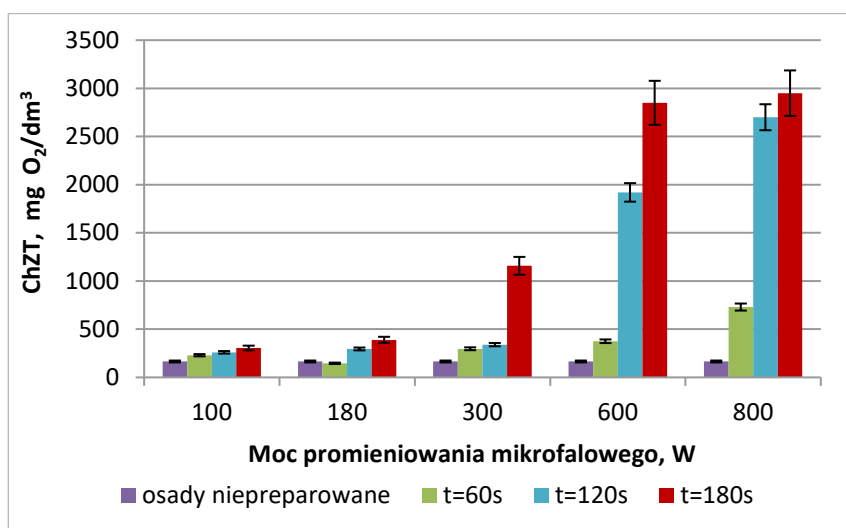
10.2.1. Przeprowadzenie dezintegracji samodzielnej osadów z wykorzystaniem promieniowania mikrofalowego

W celu określenia najkorzystniejszych warunków dezintegracji mikrofalowej określono wzrost stężenia substancji organicznych w cieczy nadosadowej. Przyrost stężenia substancji organicznych po procesie dezintegracji oceniono na podstawie zmian stężenia lotnych kwasów tłuszczowych (LKT), wartości ogólnego węgla organicznego (OWO) oraz rozpuszczonego chemicznego zapotrzebowania na tlen (ChZT_{rozp.}). Na rysunku 10.3 przedstawiono zmiany stężenia lotnych kwasów tłuszczowych (LKT) w zależności od zastosowanych warunków promieniowania mikrofalowego.



Rys. 10.3. Zmiany stężenia lotnych kwasów tłuszczowych w cieczy nadosadowej osadów poddanych dezintegracji mikrofalowej

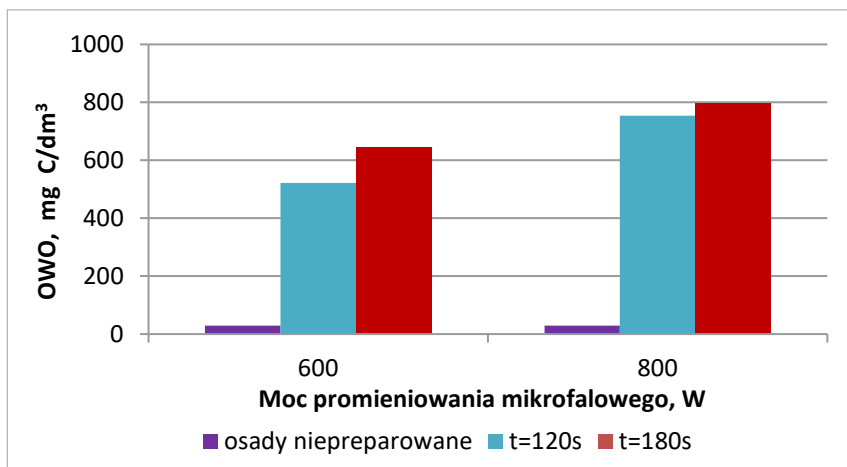
Na podstawie uzyskanych wyników badań zaobserwowano wzrost stężenia lotnych kwasów tłuszczowych wraz ze zwiększaniem mocy promieniowania mikrofalowego i wydłużeniem czasu ekspozycji. Uzyskano wzrost stężenia LKT, co może wskazywać, że dezintegracja fizyczna przyniosła oczekiwane, pozytywne efekty. Najmniejszy wzrost wartości stężenia badanego wskaźnika zanotowano dla czasu ekspozycji 60 s dla mocy promieniowania odpowiednio 180, 300, 600 i 800 W. Natomiast największy przyrost stężenia LKT uzyskano dla mocy 800 W i czasu ekspozycji 180 s. Jedynie dla mocy promieniowania mikrofalowego 100 W i czasu ekspozycji 60, 120 i 180 s uzyskano zbliżoną wartość stężenia LKT, nie odnotowując tym samym przyrostu wartości wskaźnika wraz z wydłużeniem czasu dezintegracji. Na rysunku 10.4 przedstawiono zmiany wartości rozpuszczonego chemicznego zapotrzebowania na tlen ($\text{ChZT}_{\text{rozp.}}$) cieczy nadosadowej osadów poddanych dezintegracji mikrofalowej.



Rys. 10.4. Zmiany wartości rozpuszczonego chemicznego zapotrzebowania na tlen ($\text{ChZT}_{\text{rozp.}}$) cieczy nadosadowej osadów poddanych dezintegracji mikrofalowej

Na podstawie uzyskanych wyników badań zaobserwowano wzrost wartości chemicznego zapotrzebowania na tlen wraz ze zwiększaniem mocy promieniowania mikrofalowego i wydłużeniem czasu ekspozycji. Najmniejszy wzrost wartości badanego wskaźnika zanotowano dla czasu ekspozycji 60 s dla mocy promieniowania odpowiednio 100, 180, 300, 600 i 800 W. W powyższym przypadku najmniejszy przyrost wartości $\text{ChZT}_{\text{rozp.}}$ 146 $\text{mg O}_2/\text{dm}^3$ uzyskano dla mocy 180 W i czasu 60 s. Natomiast największy przyrost wartości $\text{ChZT}_{\text{rozp.}}$ 2950 $\text{mg O}_2/\text{dm}^3$ uzyskano dla mocy 800 W i czasu ekspozycji 180 s. Podobną tendencję zaobserwowali K. Grübel i A. Machnicka [17], stwierdzając, że dezintegracja mikrofalowa osadów powoduje przejście materii organicznej z fazy stałej do fazy ciekłej, wpływając na wzrost wartości $\text{ChZT}_{\text{rozp.}}$.

Analizując uzyskane wyniki badań ,tj. przyrost stężenia lotnych kwasów tłuszczowych oraz wartości chemicznego zapotrzebowania na tlen, za najkorzystniejsze warunki promieniowania mikrofalowego uznano czas ekspozycji 120 i 180 s dla mocy promieniowania mikrofalowego odpowiednio 600 i 800 W. Dla powyższych warunków dezintegracji uzyskano zbliżoną efektywność procesu, czego potwierdzeniem była wartość ogólnego węgla organicznego (OWO). Zmiany wartości OWO dla osadów niepreparowanych oraz osadów poddanych dezintegracji mikrofalowej o czasie ekspozycji 120 i 180 s oraz mocy promieniowania odpowiednio 600 i 800 W przedstawiono na rysunku 10.5.



Rys. 10.5. Zmiany wartości ogólnego węgla organicznego (OWO) cieczy nadosadowej osadów poddanych dezintegracji mikrofalowej

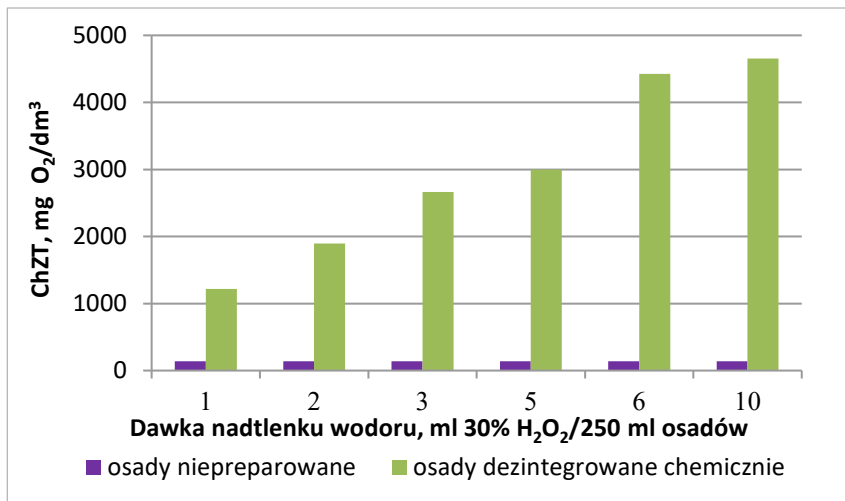
Najwyższą wartość ogólnego węgla organicznego (OWO) 796 mg C/dm³ odnotowano dla mocy promieniowania mikrofalowego 800 W i czasu ekspozycji 180 s, natomiast najniższą 522 mg C/dm³ dla mocy 600 W i czasu ekspozycji 120 s. W związku z tym ostatecznie do dalszych badań wybraną moc promieniowania mikrofalowego 600 i 800 W oraz czas ekspozycji 180 s.

10.2.2. Przeprowadzenie dezintegracji samodzielnej osadów nadmiernych z wykorzystaniem nadtlenu wodoru

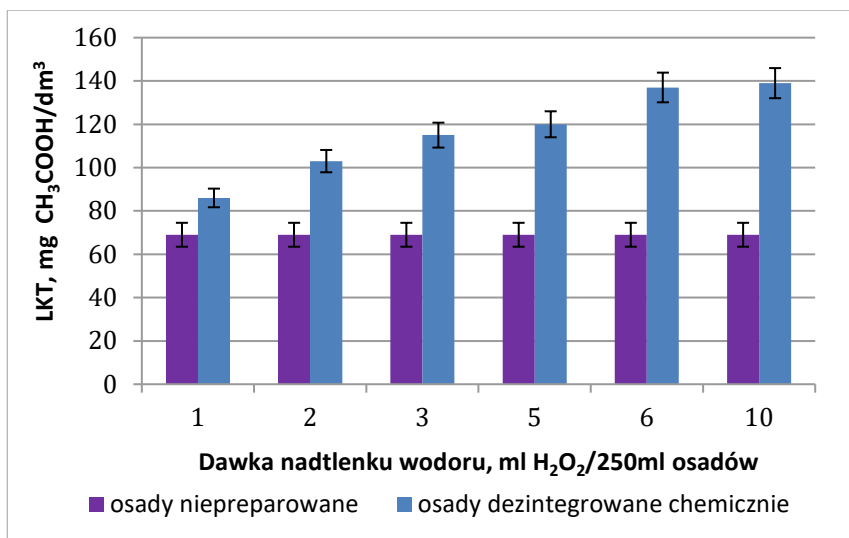
W celu przeprowadzenia procesu dezintegracji chemicznej osadów nadmiernych zastosowano 30-procentowy roztwór nadtlenu wodoru (H₂O₂). Na rysunku 10.6 przedstawiono zmiany wartości rozpuszczonego chemicznego zapotrzebowania na tlen (ChZT_{rozp.}) cieczy nadosadowej osadów poddanych dezintegracji chemicznej nadtlakiem wodoru w środowisku kwaśnym.

Wzrost wartości chemicznego zapotrzebowania na tlen odnotowano już dla najniższej wartości z zastosowanych dawek reagenta. Każda kolejna dawka powodowała intensywniejszy przyrost wartości badanego wskaźnika. Dla ogrzanych wstępnie osadów odnotowano znacznie wyższe wartości ChZT_{rozp.} dla tych samych dawek

reagenta niż dla osadów będących w temperaturze pokojowej. Na rysunku 10.7 przedstawiono zmiany wartości stężenia lotnych kwasów tłuszczowych (LKT) cieczy nadosadowej osadów ogrzanych do 60°C poddanych dezintegracji chemicznej nadtlakiem wodoru w środowisku kwaśnym.



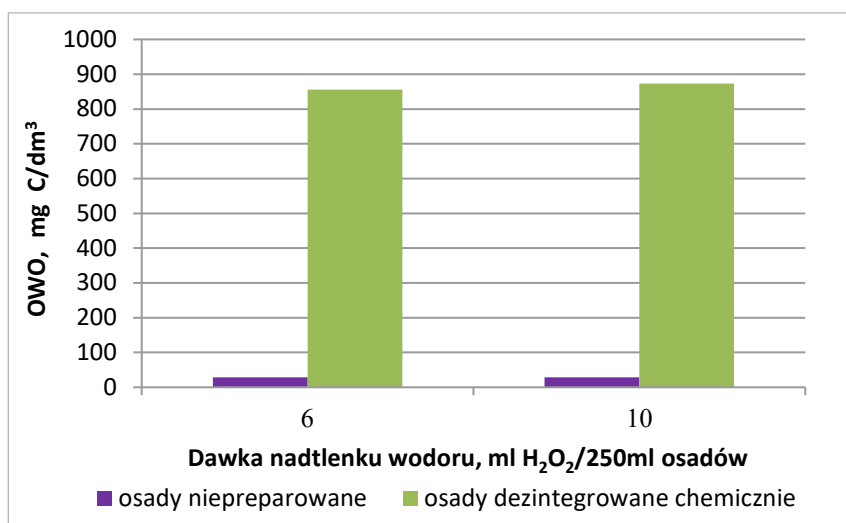
Rys. 10.6. Zmiany wartości rozpuszczonego chemicznego zapotrzebowania na tlen (ChZT_{rozp.}) cieczy nadosadowej osadów poddanych dezintegracji chemicznej nadtlakiem wodoru w środowisku kwaśnym



Rys. 10.7. Zmiany wartości stężenia lotnych kwasów tłuszczowych (LKT) cieczy nadosadowej osadów ogrzanych do 60°C poddanych dezintegracji chemicznej nadtlakiem wodoru w środowisku kwaśnym

Wzrost wartości stężenia lotnych kwasów tłuszczowych (LKT) odnotowano już dla najniższej wartości z zastosowanych dawek reagenta. Każda kolejna dawka powodowała intensywniejszy przyrost wartości badanego wskaźnika. Zbliżoną i najwyższą wartość stężenia LKT 137 i 139 mg $\text{CH}_3\text{COOH}/\text{dm}^3$ uzyskano dla dawki reagenta 6 i 10 ml $\text{H}_2\text{O}_2/250$ ml osadów.

Analizując uzyskane wyniki badań, tj. przyrost stężenia lotnych kwasów tłuszczowych oraz wartości chemicznego zapotrzebowania na tlen, za najkorzystniejsze warunki dezintegracji nadtlenkiem wodoru uznano modyfikację w środowisku kwaśnym osadów uprzednio ogrzanych, do których wprowadzono dawki reagenta 6 i 10 ml $\text{H}_2\text{O}_2/250$ ml osadów. Dla powyższych warunków dezintegracji chemicznej określono wartość ogólnego węgla organicznego (OWO). Zmiany wartości OWO dla osadów niepreparowanych oraz osadów poddanych dezintegracji chemicznej podanymi powyżej dawkami 6 i 10 ml $\text{H}_2\text{O}_2/250$ ml osadów przedstawiono na rysunku 10.8.



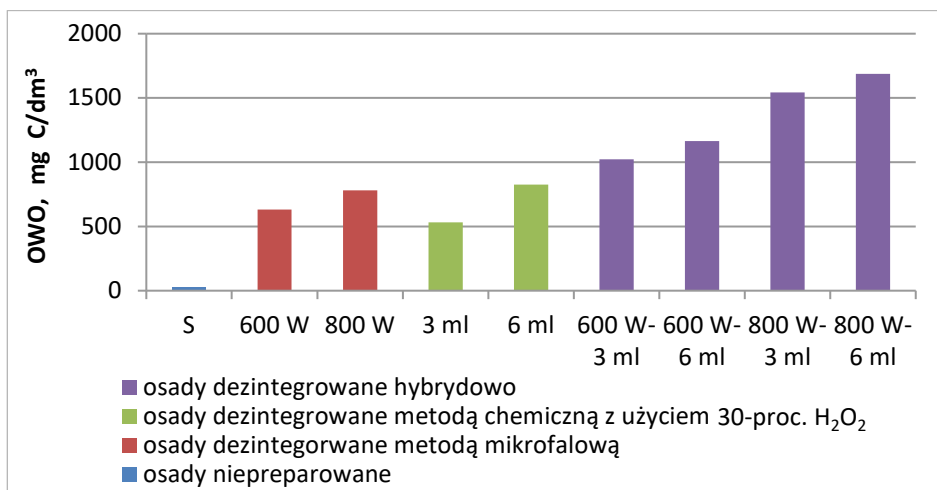
Rys. 10.8. Zmiany wartości ogólnego węgla organicznego (OWO) cieczy nadosadowej osadów poddanych dezintegracji chemicznej

Dla osadów ogrzanych uprzednio do temperatury 60°C , poddanych modyfikacji nadtlenukiem wodoru w dawkach 6 i 10 ml $\text{H}_2\text{O}_2/250$ ml, uzyskano wartość ogólnego węgla organicznego (OWO) 856 i 873 mg C/dm^3 . Dla osadów nadmiernych poddanych działaniu nadtlenu wodoru, które uprzednio ogrzano do temperatury 60°C , uzyskano znacznie wyższe wartości LKT, $\text{ChZT}_{\text{rozp}}$ i OWO niż wartości wskaźników odnotowane dla osadów niepreparowanych. Jest to uwarunkowane uaktywnieniem czynnika obronnego mikroorganizmów, jakim jest enzym katalaza, który w kontakcie z nadtlenukiem wodoru rozkłada go do wody i tlenu. Jego rozkład jest łatwo zauważalny wizualnie, ponieważ osady wydzielające tlen powodują nadmierne puchnięcie powierzchniowej warstwy osadów.

Do dalszych badań wybrano dawkę reagenta wynoszącą 6 ml H_2O_2 /250 ml osadów oraz, biorąc pod uwagę synergiczny wpływ metody skojarzonej na stopień upłynnienia osadów, dla porównania efektywności działania dawkę niższą, tj. 3 ml H_2O_2 /250 ml osadów.

10.2.3. Przeprowadzenie procesu dezintegracji osadów nadmiernych metodą hybrydową, tj. chemiczno-fizyczną

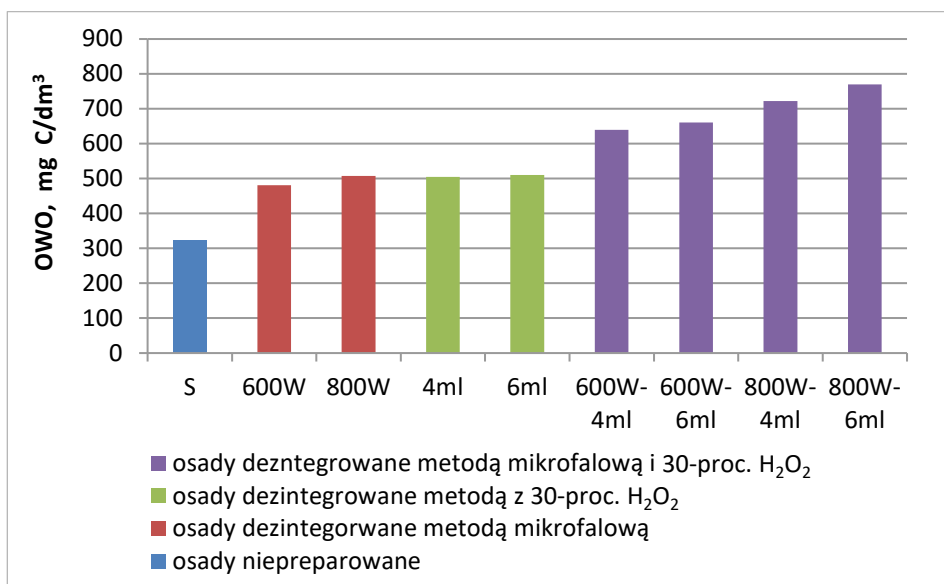
Warunki dezintegracji samodzielnej, tj. utleniania nadtlenkiem wodoru i modyfikacji promieniowaniem mikrofalowym, uznane za najkorzystniejsze, stanowiły podstawę doboru warunków dezintegracji hybrydowej. Na rysunku 10.9 przedstawiono zmiany ogólnego węgla organicznego (OWO) cieczy nadosadowej osadów poddanych dezintegracji samodzielnej z użyciem promieniowania mikrofalowego, jak i dodatkiem 30-procentowego roztworu nadtlenku wodoru. Ponadto na rysunku przedstawiono wartość OWO osadów poddanych działaniu metody skojarzonej, łączącej powyższe metody samodzielne.



Rys. 10.9. Zmiany wartości ogólnego węgla organicznego (OWO) cieczy nadosadowej osadów poddanych dezintegracji metodami mikrofalowymi, 30-procentowym nadtlenkiem wodoru (H_2O_2) i stanowiącą metodę ich skojarzenia

Na podstawie uzyskanych wyników badań można zaobserwować, że wartość ogólnego węgla organicznego (OWO) dla osadów poddanych dezintegracji mikrofalowej oraz samodzielnej dezintegracji chemicznej nadtlenkiem wodoru jest w zakresie od 532 do 825 mg C/dm³. Natomiast dla dezintegracji skojarzonej łączącej działanie nadtlenku wodoru z promieniowaniem mikrofalowym zaobserwowano przyrost wartości ogólnego węgla organicznego (OWO) w odniesieniu do metod samodzielnych. Wartość ta rosła wraz ze wzrostem mocy i dawki nadtlenku wodoru. Dla mocy 800 W i dawki 6 ml 30-procentowego H_2O_2 odnotowano 1687 mg C/dm³. Na rysunku 10.10 przedstawiono zmiany wartości rozpuszczonego chemicznego

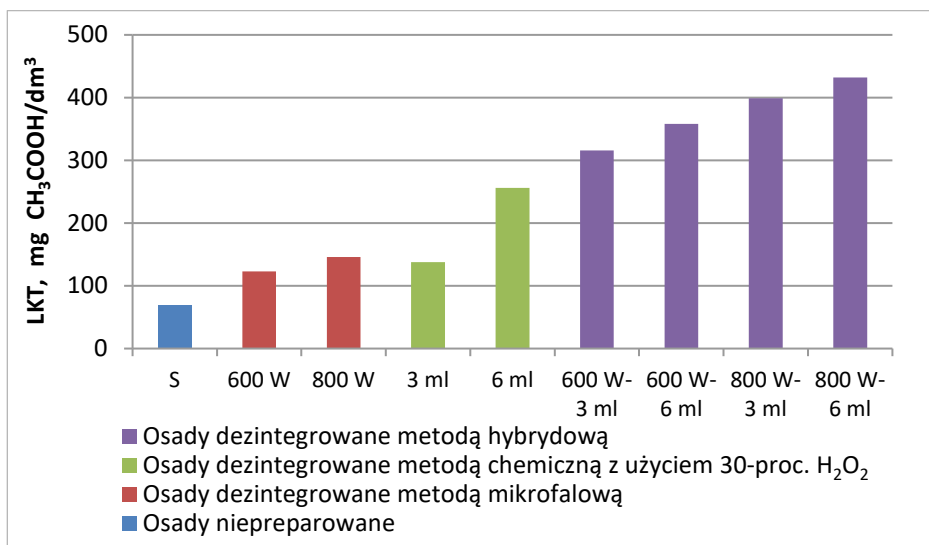
zapotrzebowania na tlen ($\text{ChZT}_{\text{rozp.}}$) cieczy nadosadowej osadów, które poddano dezintegracji samodzielnej z użyciem mikrofal, utlenianiu 30-procentowym roztworem nadtlenu wodoru (H_2O_2) oraz metodzie stanowiącej ich skojarzenie.



Rys. 10.10. Zmiany wartości rozpuszczonego chemicznego zapotrzebowania na tlen ($\text{ChZT}_{\text{rozp.}}$) cieczy nadosadowej osadów poddanych dezintegracji mikrofalowymi 30-procentowym nadtlenu wodoru (H_2O_2) i metodzie skojarzonej

Największy wzrost wartości rozpuszczonego chemicznego zapotrzebowania na tlen ($\text{ChZT}_{\text{rozp.}}$) uzyskano dla metody hybrydowej stanowiącej skojarzenie metody chemicznej i fizycznej, najwyższą wartość $6300 \text{ mg O}_2/\text{dm}^3$ uzyskano dla mocy 800 W i dawki 6 ml 30-procentowego H_2O_2 , natomiast najniższą $2450 \text{ mg O}_2/\text{dm}^3$ odnotowano dla dezintegracji samodzielnej z użyciem promieniowania mikrofalowego o mocy 60 W i czasie ekspozycji 120 s.

Zgodnie z twierdzeniem C. Eskicioglu i innych [5, 18] hybrydowa dezintegracja osadów nadmiernych MW/ H_2O_2 przyczynia się do upłynnienia związków wewnątrz- i zewnątrzkomórkowych, na przykład białek i cukrów. W związku z tym, że H_2O_2 jest związkiem bardzo wrażliwym na ciepło, wskazane jest poddanie osadów modyfikacji termicznej, co intensyfikuje generowanie rodników OH, a tym samym nasila efekt utleniania. Obiecujące wyniki uzyskał Z. Jákói i inni [4], stwierdzając dwukrotny wzrost wartości rozpuszczalnego ChZT (od 5000 mg/l do $10\,000 \text{ mg/l}$) w wyniku poddania osadów nadmiernych dezintegracji stanowiącej kombinację promieniowania mikrofalowego i H_2O_2 . Na rysunku 10.11 przedstawiono zmiany stężenia lotnych kwasów tłuszczowych (LKT) cieczy nadosadowej osadów poddanych dezintegracji samodzielnej z użyciem promieniowania mikrofalowego, 30-procentowego nadtlenu wodoru (H_2O_2) oraz metody stanowiącej ich skojarzenie.



Rys. 10.11. Zmiany stężenia lotnych kwasów tłuszczowych (LKT) cieczy nadosadowej osadów poddanych dezintegracji samodzielnej promieniowaniem mikrofalowym, 30-procentowym nadtlaniem wodorem (H₂O₂) i metodzie skojarzonej

Na rysunku przedstawiono zmiany stężenia lotnych kwasów tłuszczowych (LKT) w zależności od zastosowanej metody dezintegracji. Najwyższe wartości stężenia LKT otrzymano dla metody skojarzonej, tj. mocy promieniowania mikrofalowego 800 W i dawki nadtlenu wodoru 6 ml 30-procentowego roztworu H₂O₂.

Wnioski

Celem przeprowadzonych badań było określenie wpływu dezintegracji mikrofalowej i procesu utleniania na biodegradację osadów nadmiernych. Oceny wzrostu stopnia biodegradowalności osadów nadmiernych dokonano, badając zmiany zachodzące po procesie dezintegracji w cieczy nadosadowej, określając takie wskaźniki jak: rozpuszczone chemiczne zapotrzebowanie na tlen (ChZT_{rozp.}), lotne kwasy tłuszczowe (LKT), ogólny węgiel organiczny (OWO). W przypadku każdej z zastosowanych metod dezintegracji odnotowano wzrost stężenia substancji organicznych zawartych w osadach w formie rozpuszczonej. Biorąc pod uwagę fakt, że wybrane metody modyfikacji w znaczący sposób zwiększyły ilość materii podatnej na biodegradację, należy stwierdzić, że założony cel pracy został osiągnięty. W przypadku praktycznego wykorzystania proponowanego rozwiązania konieczne jest jednak przeprowadzenie dalszych badań mających na celu optymalizację procesu zarówno pod względem technologicznym, jak i ekonomicznym.

Na podstawie uzyskanych wyników badań, dotyczących określenia wpływu dezintegracji mechanicznej i procesu utleniania na biodegradację osadów, sformułowano następujące wnioski:

- 1) Poddanie osadów dezintegracji metodą termiczną, chemiczną i stanowiącą skojarzenie powyższych metod wpłynęło pozytywnie na zwiększenie podatności badanych osadów na biodegradację poprzez wzrost wartości $ChZT_{rozp.}$, OWO i stężenia LKT.
- 2) Proces dezintegracji skojarzonej, tj. połączenie metody chemicznej z termiczną, wykazał synergiczne oddziaływanie na osady. Zaobserwowano, że wzrost temperatury spowodowany promieniowaniem mikrofalowym wpłynął degradująco na osady oraz na enzym katalazę, który znajdował się w osadach, w wyniku czego nadtlenek wodoru zachowywał właściwości utleniające i powodował dalszą dezintegrację osadów.

Badania naukowe zostały sfinansowane z subwencji statutowej Wydziału Infrastruktury i Środowiska Politechniki Częstochowskiej.

Literatura

- [1] Kocwa-Haluch R., Woźniakiewicz T., Analiza mikroskopowa osadu czynnego i jej rola w kontroli procesu technologicznego oczyszczania ścieków, *Czasopismo Techniczne. Środowisko* 2011, 108, 141-162.
- [2] Tytła M., Zielewicz E., Badania wpływu warunków prowadzenia dezintegracji ultradźwiękowej osadów ściekowych na uzyskiwane efekty, [w:] Skoczko I., Piekutin J., Kloza K. (red.), *Inżynieria Środowiska – Młodym Okiem. Ścieki i osady ściekowe*, 5, Oficyna Wydawnicza Politechniki Białostockiej, Białystok 2014, 70-96.
- [3] Stępień M., Krawczyk P., Wołowicz M., Mikołajczak A., Dezintegracja substratów biologicznych przed procesem fermentacji, *Rynek Energii* 2018, 5, 15-19.
- [4] Jákói Z., Lemmer B., Hodúr C., Beszédes S., Microwave and ultrasound based methods in sludge treatment: a review, *Applied Sciences* 2021, 11, 15, 7067, doi: 10.3390/app11157067.
- [5] Eskicioglu C., Prorot A., Marin J., Droste R.L., Kennedy K.J., Synergetic pretreatment of sewage sludge by microwave irradiation in presence of H_2O_2 for enhanced anaerobic digestion, *Water Research* 2008, 42(18), 4674-4682.
- [6] Zawieja I., Wolski P., Effect of hybrid method of excess sludge disintegration on the increase of their biodegradability, *Environment Protection Engineering* 2013, 39, 2, 154-165.
- [7] Zawieja I., Wolski P., Wpływ chemiczno-termicznej modyfikacji osadów nadmiernych na generowanie lotnych kwasów tłuszczowych w procesie fermentacji metanowej, *Rocznik Ochrona Środowiska* 2013, 15, 2054-2070.
- [8] Czajkowska J., Kazimierczak M., Wpływ dezintegracji mikrofalowej na proces tlenowej stabilizacji osadu nadmiernego, *Przegląd Naukowy – Inżynieria i Kształtowanie Środowiska* 2016, 25, 4, 444-452, <http://iks.pn.sggw.pl/PN74/A6/art6.pdf> (dostęp: 15.09.2022).
- [9] Grübel K., Machnicka A., Oddziaływanie promieniowania mikrofalowego na osad czynny, *Nauka. Przyroda. Technologie* 2011, 5, 4, 67.

- [10] Wang Y., Wei Y., Liu J., Effect of H₂O₂ dosing strategy on sludge pretreatment by microwave – H₂O₂ advanced oxidation process, *Journal of Hazardous Materials* 2009, 169, 680-684.
- [11] Skoczko I., Piekutin J., Woroniecka N., Mielniczuk P. (red.), *Inżynieria środowiska – Młodym okiem. Ścieki i osady ściekowe*, 31, Oficyna Wydawnictwo Politechnika Białostocka, Białystok 2017.
- [12] Ambrose H.W., Philip L., Suraishkumar G.K., Karthikaichamy A., Sen T.K., Anaerobic co-digestion of activated sludge and fruit and vegetable waste: Evaluation of mixing ratio and impact of hybrid (microwave and hydrogen peroxide) sludge pre-treatment on two-stage digester stability and biogas yield, *Journal of Water Process Engineering* 2020, 37, 101498.
- [13] Wang Q.H., Kuninobu M., Kakimoto K., Ogawa H.I., Kato Y., Upgrading of anaerobic digestion of waste activated sludge by ultrasonic pretreatment, *Bioresource Technology* 1999, 68, 309-313.
- [14] Pérez-Elvira S., Fdz-Polanco M., Plaza F.I., Garralón G., Fdz-Polanco F., Ultrasound pre-treatment for anaerobic digestion improvement, *Water Science and Technology* 2009, 60, 1525-1532.
- [15] Buszewski B., Kosobucki P., *Fizykochemiczne metody analizy w chemii środowiska*, Wydawnictwo Naukowe Uniwersytetu Mikołaja Kopernika, Toruń 2003.
- [16] Pietrzyk A., Papciak D., *Materia organiczna w wodach naturalnych – formy występowania i metody oznaczania*, *Czasopismo Inżynierii Łądowej, Środowiska i Architektury*, 63, 2016, 241-252.
- [17] Grübel K., Macnicka A., Impact of microwave disintegration on activated sludge, *Ecological Chemistry and Engineering* 2011, 18, 1, 75-82.
- [18] Ersin Y.Y., Haci D., Factors Affecting Decomposition of Hydrogen Peroxide, [w:] *Proceedings of the XIIth International Mineral Processing Symposium*, Cappadocia-Nevşehir, Turkey, 6-8 October 2010.

THE INFLUENCE OF MICROWAVE DISINTEGRATION AND THE OXIDATION PROCESS ON THE BIODEGRADATION OF EXCESS SLUDGE

Abstract: Sewage sludge, despite the development of technology for neutralizing them and research on innovative methods aimed at reducing the negative impact on the soil and water environment, still pose a challenge in terms of the possibility of their treatment. The upward trend in the generation of sludge is due to the dynamic demographic development and the use of modern industrial technologies. Methane fermentation is a common method of neutralizing sewage sludge by stabilizing it. The combination with the disintegration process of conventional methane fermentation increases the efficiency of the process. The main goal of sewage sludge disintegration is to increase its biodegradability, which is manifested in a change in the structure of the sludge, the release of intracellular substances into the surrounding liquid and the inactivation of pathogenic microorganisms, pathogens, etc. residing in the sediments. The aim of the research was to determine the effect of microwave disintegration and the oxidation process on the biodegradation of excess sludge. The sludge disintegration process with the use of microwave radiation, the oxidation process with the use of hydrogen peroxide and the hybrid disintegration process combining the above methods were carried out. Moreover, microscopic observation of the structure

of the sludge subjected to disintegration was performed. The above modification led to the release of organic substances contained in the cells of microorganisms forming the excess sediment, as a result of which the sediment was characterized by a higher level of biodegradability. As a result of carrying out independent methods of disintegration of excess sludge, the most favorable values were selected Soluble Chemical oxygen demand (SCOD), total organic carbon (TOC), concentration of volatile fatty acids (VFA). In the next stage of the research, which was aimed at selecting the optimal conditions for hybrid disintegration, a synergistic effect of the combined independent methods was observed.

Keywords: excess sludge, hydrogen peroxide, methane fermentation, microwave radiation

Rozdział 11

SEPARACJA FAZY STAŁEJ Z OSADÓW ŚCIEKOWYCH W PROCESIE WIROWANIA

Mariusz KOWALCZYK, Joanna RUDNIAK

Politechnika Częstochowska, Wydział Infrastruktury i Środowiska
e-mail: mariusz.kowalczyk@pcz.pl

Streszczenie: W przedstawionym rozdziale dokonano analizy efektywności odwadniania w procesie wirowania osadów ściekowych, kondycjonowanych substancjami chemicznymi (szkło wodne, cement, popiół, gips) oraz metodą łączoną wykorzystującą pole ultradźwiękowe + stosowane komponenty. Wzrost skuteczności odwadniania mechanicznego uzyskano przez zastosowanie w preparowaniu osadów metod łączonych, wykorzystujących wstępne nadźwiękawianie i dawkowanie substancji chemicznych. Dawkowanie substancji obojętnej chemicznie prowadziło do wzrostu zagęszczenia powstałych konglomeratów osadowych. Osad podczas odwadniania mechanicznego zachowywał sztywniejszą strukturę o zmniejszonej ściśliwości, co znacznie zwiększyło jego podatność na odwadnianie. Do badań wytypowano osady preferementowane oraz przyjęto ustalony współczynnik rcf wynoszący 7550*g.

Słowa kluczowe: kondycjonowanie, odwadnianie, osady ściekowe, wirowanie

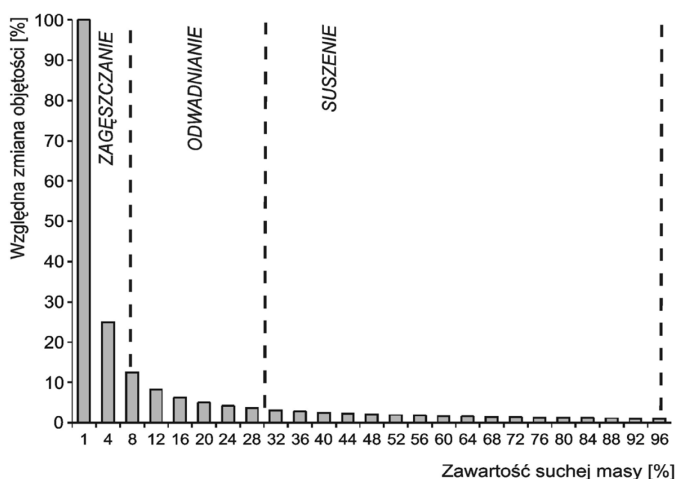
Wprowadzenie

Zmniejszenie objętości osadów ściekowych należy do podstawowych zadań przeróbki osadów. Polega ono na obniżeniu zawartości wody w osadzie, a realizowane jest w procesach zagęszczania, odwadniania i suszenia. Na rysunku 11.1 została pokazana zmiana objętości osadów przy wzroście zawartości suchej masy. Fakt istotnej zmiany objętości osadów podczas usuwania z niego wody wolnej zmusza projektanta do zwrócenia szczególnej uwagi na procesy zagęszczania i odwadniania, gdyż właśnie te procesy i ich efektywność będą mieć poważne skutki ekonomiczne [1]. Różne badania wykazały, że rodzaj osadów i zastosowane urządzenia do odwadniania w znaczny sposób wpływają na efektywność procesów odwadniania [2, 3, 4]. Prasy filtracyjne i wirówki są najczęściej używanymi urządzeniami do odwadniania osadów ściekowych. T. Rehmat i inni [3] zastosowali w skali laboratoryjnej prasę filtracyjną komorową oraz prasę taśmową do odwadniania osadów i odkryli, że stała zawartość suchej masy osadów w placku filtracyjnym przy obu urządzeniach była bardzo zbliżona. Wielu badaczy, aby zwiększyć efekty odwadniania osadów ściekowych, skupia się na dobraniu odpowiednich polimerów oraz optymalnych ich dawek. Jednocześnie ignorują kluczową rolę urządzenia odwadniającego i jego wpływ

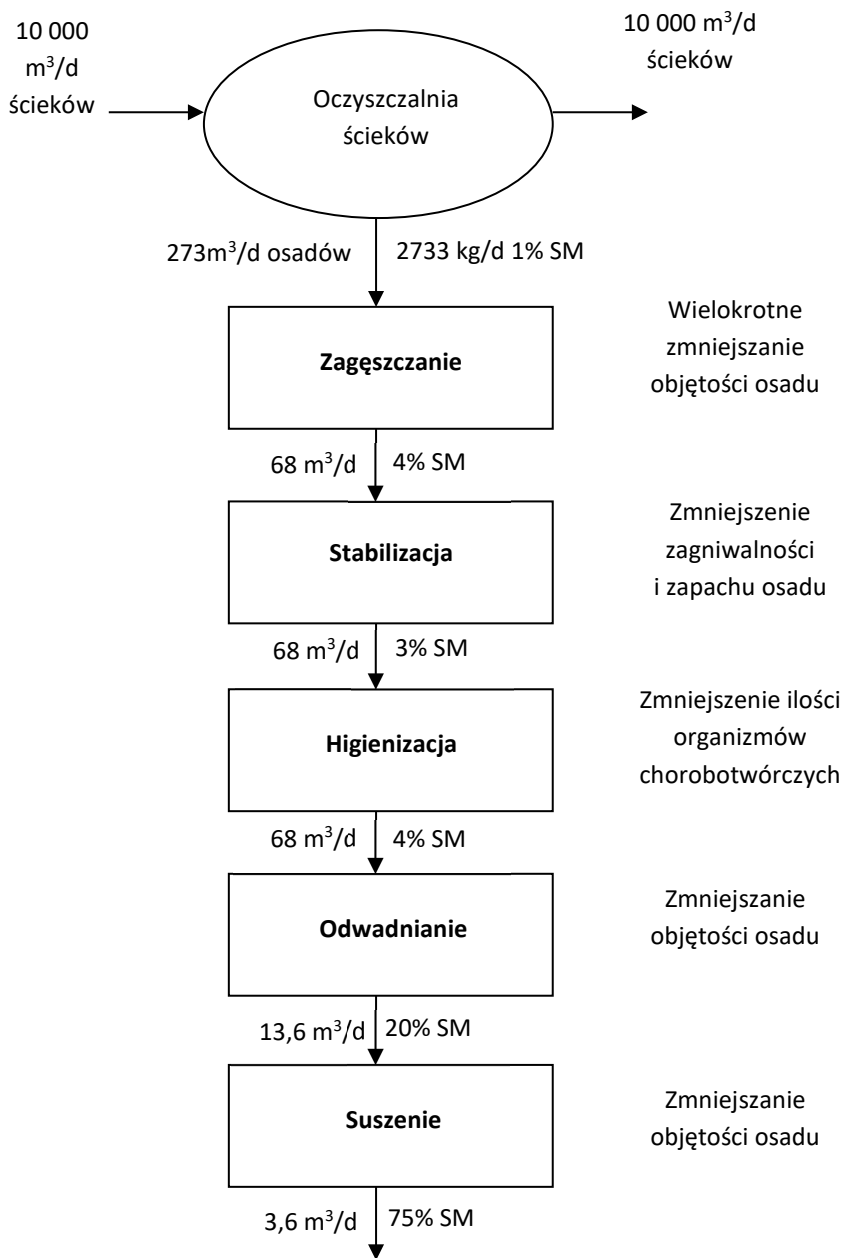
na parametry odwadniania. Na rysunku 11.1 widać, że w ww. procesach przeróbki osadu zachodzą zmiany objętości oraz zmiana suchej masy, która maleje, gdy nie ma np. dodatku wapna w procesie higienizacji [5]. Odwadnianie osadów ściekowych ma na celu obniżenie zawartości wody w osadach (końcowe uwodnienie w zakresie 50-88%, rys. 11.2). Tak więc istotne jest, iż osady zmniejszają swoją objętość podczas tego procesu [6]. Na wybór metody odwadniania mają wpływ warunki lokalizacji oczyszczalni, możliwości inwestora, przeznaczenie osadu, wyniki przeprowadzonej charakterystyki osadu (m.in. badania analityczne takie jak gęstość opór właściwy, potencjał zeta, wielkość cząstek i procentowy udział koloidów i wiele innych) [7]. W procesie zagęszczania grawitacyjnego z osadu usuwana jest głównie woda wolna (niezwiązana z cząstkami stałymi osadu). Woda kapilarna (związana siłami kapilarnymi) jest usuwana w procesie mechanicznego odwadniania lub w warunkach naturalnych. Woda związana (związana siłami napięcia powierzchniowego) jest usuwana w procesach suszenia (rys. 11.2) [8]. Odwadnianie mechaniczne wykorzystuje procesy siły odśrodkowej (wirówki) [9, 10] oraz filtrację cieczy przez warstwę osadu (prasy filtracyjne, prasy filtracyjno-taśmowe, filtry próżniowe, prasy śrubowe) [8]. Wirowanie jest to proces przyspieszonej sedymentacji, gdyż działająca na małej powierzchni siła odśrodkowa jest 1500-3000 razy większa od przyspieszenia ziemskiego. Zaletą wirówek jest małe zapotrzebowanie na powierzchnię, jednakże wadą są duże koszty eksploatacyjne, hałas oraz powstawanie stężonej cieczy osadowej.

Efektywność pracy wirówek zależy od czynników mechanicznych (konstrukcja bębna, szybkości obrotowej), właściwości osadów (uwodnienia, temperatury, lepkości, wielkości cząstek), doboru polimeru (rodzaj, dawka) [6]. Stosowane rodzaje wirówek:

- cylindryczno-stożkowe, zwane ślimakowymi o osi poziomej;
- cylindryczne z bębniem nieperferowanym i mechanicznym usuwaniem osadu;
- talerzowe, zwane też dyskowymi.



Rys. 11.1. Zmiana objętości osadu podczas jego przeróbki [1]



Rys. 11.2. Pełny proces przeróbki osadów [5]

Substancje chemiczne, takie jak siarczan glinu, chlorek żelaza (III), siarczan żelaza (II) i polielektrolity, są zazwyczaj dodawane do osadów w celu poprawy ich odwadnialności. Proponuje się różne alternatywne metody kondycjonowania osadów ściekowych w celu poprawy efektywności odwadniania, w tym dodatek

kwasów i środki powierzchniowo czynne [11], odczynniki Fentona (pogłębione utlenianie) [12, 13], ultradźwięki [14] i ultra-szybkie zamrażanie [15]. Wśród tych metod ultradźwięki są uznawane za skuteczny czynnik kondycjonujący do dezintegracji osadów oraz poprawy biodegradacji osadów [16]. Powszechnie są uważane za narzędzie, którego zastosowanie powoduje wzrost efektywności mechanicznego odwadniania osadów ściekowych ze względu na znikome oddziaływanie na środowisko [17].

Przeprowadzone badania pokazują, że kondycjonowanie osadów ściekowych ultradźwiękami może wpływać zarówno pozytywnie, jak i negatywnie na efekt odwadniania osadów [18]. S. Na i inni [19] zauważyli, że zastosowanie sonifikacji do przygotowania osadów przed odwadnianiem poprawiło odwadnialność, o czym świadczy spadek czasu ssania kapilarnego (CSK) wraz ze wzrostem dawki energii ultradźwiękowej.

Tabela 11.1. Efekty odwadniania osadów na wirówkach [10]

Rodzaj osadu	Zawartość ciał stałych w placku [%]	Współczynnik rozdziału [%]
Surowy wstępny	28-34	90-95
Wstępny przefermentowany	26-34	90-95
Surowy nadmierny osad czynny	14-18	90-95
Nadmierny osad czynny przefermentowany	14-18	90-95
Wstępny + surowy nadmierny osad czynny	18-25	88-92
Wstępny + nadmierny osad czynny przefermentowany	17-24	88-92
Po tlenowej stabilizacji	12-16	85-90

Y.U. Kim i B.I Kim [19] stwierdzili również, że nadźwiękawianie osadów znacznie zwiększa ich podatność na odwadnianie. Efektywność odwadniania jest zróżnicowana i zależy od energii ultradźwięków oraz długości czasu nadźwiękawiania. Natomiast F.Wang, M. Ji i S. Lu wykazali, że efektywność odwadniania osadów zmniejszyła się po dezintegracji ultradźwiękowej, gdzie podczas odwadniania osadów zanotowano wzrost zarówno oporu filtracji, jak i CSK.

11.1. Materiały, metody i przebieg badań

11.1.1. Materiały i metody badań

Do badań wybrano przefermentowane osady pochodzące z komunalnej oczyszczalni ścieków. W tabeli 11.2 zamieszczono charakterystykę substratu badań.

Tabela 11.2. Charakterystyka badanych osadów

Oznaczenie	Jednostka	Osady przefermentowane
Uwodnienie początkowe	%	98,0-98,4
Sucha masa osadu	g/dm ³	20,0-16,0
Zawartość substancji organicznych	g/dm ³	11,0-8,8
Zawartość substancji mineralnych	g/dm ³	9,0-7,2
pH	-	6,8-7,1
CSK	s	865

Na podstawie wykonanych badań określono parametry fizyczne i chemiczne osadów ściekowych takie jak: uwodnienie początkowe osadów ściekowych, sucha masa osadów, pozostałość po prażeniu, strata po prażeniu, pH osadów:

- uwodnienie początkowe, sucha masa osadów według normy PN-EN 12880,
- pozostałość po prażeniu, strata po prażeniu według normy PN-EN 12879,
- pH przy użyciu pH – metru firmy Cole Palmer 59002-00.

Kondycjonowanie

Do kondycjonowania osadów ściekowych użyto następujących substancji wspomagających:

- **Cement** – jest to szary i sypki materiał, będący hydraulicznym spoiwem, który otrzymuje się w wyniku zmielenia surowców mineralnych (wypalonych na klinier w piecu cementowym) z gipsem. Przygotowuje się z niego zaprawy cementowe i betony. W badaniach stosowano dawki 0,25-1,0 g/100 cm³ osadów ściekowych.
- **Gips** – jest to uwodniony siarczan wapnia, który po ogrzaniu traci częściowo wodę i przechodzi w gips palony w temp. 120-130 °C. W takiej postaci łatwo pobiera wodę i twardnieje, dlatego wykorzystywany jest jako materiał zaprawowy. W badaniach stosowano dawki 0,25-1,0 g/100cm³ osadów ściekowych.
- **Popiół** – jest to stała pozostałość otrzymana w wyniku działania wysokich temperatur na substancje organiczne takie jak np. węgiel kamienny – jest produktem wtórnym spalania. W badaniach stosowano dawki 0,25-1,0 g/100cm³ osadów ściekowych.
- **Szkło wodne** – jest to roztwór wodny krzemianów sodu lub potasu. Otrzymywane jest w wyniku reakcji wodnego roztworu wodorotlenku sodu lub wodorotlenku potasu z krzemionką. W badaniach stosowano dawki 1,0 cm³/100 cm³ osadów ściekowych.

Dezintegracja ultradźwiękowa

Do nadźwiękawiania osadów ściekowych używano trzech typów dezintegratorów ultradźwiękowych: UP 400 S, Sonics Vibra cell VCX 134, Sonics Vibra cell VC 750 o parametrach przedstawionych w tabeli 11.3.

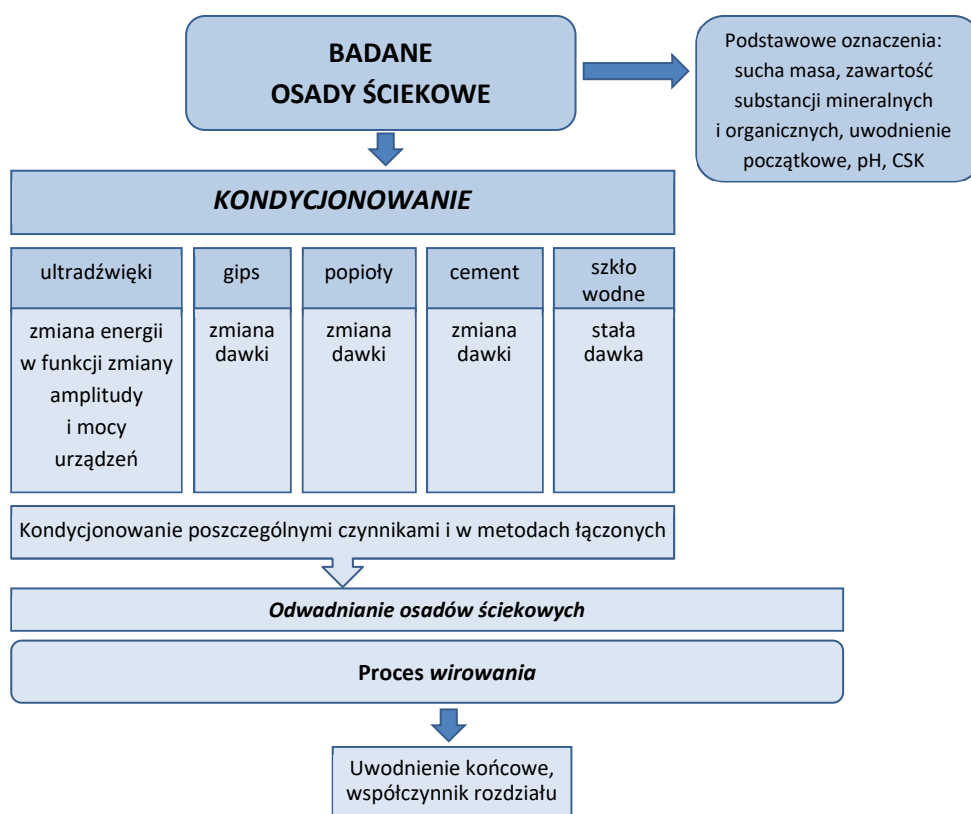
Tabela 11.3. Parametry zastosowanych dezintegratorów ultradźwiękowych

Dezintegrator	Moc [W]	Częstotliwość [kHz]	Amplituda max [μm]
Sonics Vibra cell VCX 134	130	40	120

W badaniach zmiennym parametrem procesu nadźwiękowania była amplituda 60 i 120 μm oraz czas 60, 90 i 120 s w zależności od prowadzonych badań. Każdorazowo nadźwiękowano próby w objętości 100 cm^3 .

11.1.2. Przebieg badań

Na rysunku 11.3 przedstawiono schemat prowadzonych badań

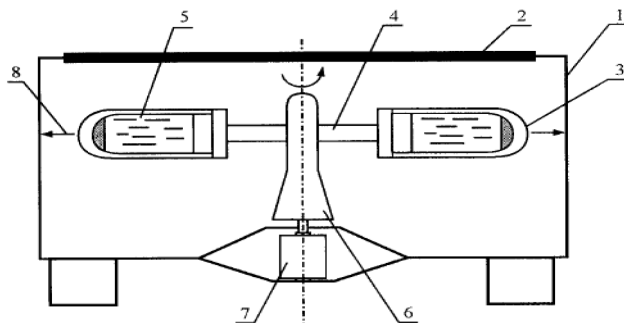


Rys. 11.3. Schemat prowadzenia badań

Odwirowanie

Proces odwirowania prowadzono na wirówce laboratoryjnej typu Centrifuge 5810. Schemat wirówki przedstawiono na rysunku 11.4. Ustalono doświadczalne przeciążenie wirówki w postaci przyjętego współczynnika rcf: 7550*g. Do badania

pobrano próbki dobrze wymieszanego osadu, po 100 ml każda, poddano kondycjonowaniu i odwirowano przy określonym wcześniej przeciążeniu w czasie 5 min. Następnie do uprzednio zważonych parownic zlano wodę nadosadową i przeniesiono osad. Parownice zważono i pozostawiono do wysuszenia (do stałej masy), co było podstawą do wyznaczenia suchej masy, a więc i uwodnienia, a także współczynnika rozdziału. Do obliczeń wzięto wartość uśrednioną z 5 prób.



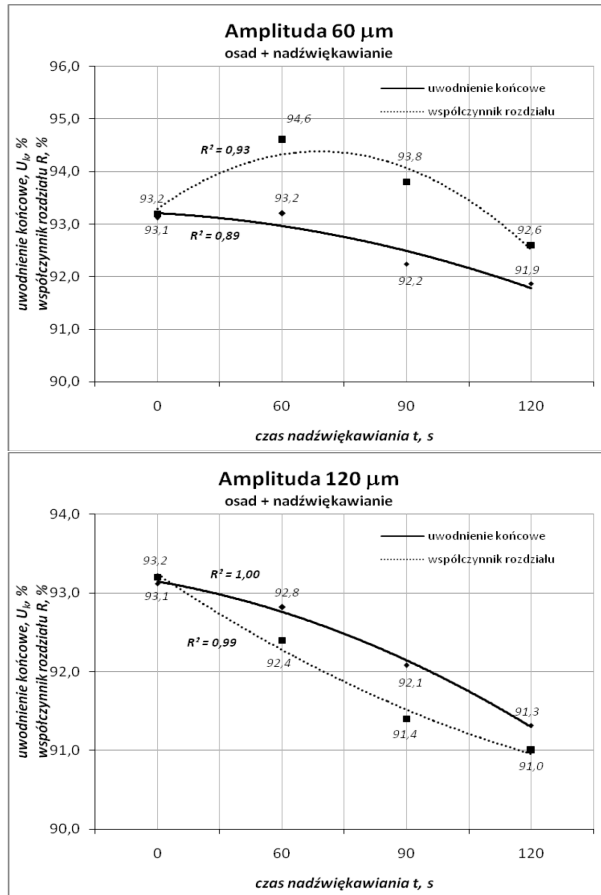
Rys. 11.4. Wirówka sedymentacyjna typu laboratoryjnego: 1 – obudowa wirówki, 2 – przykrywa, 3 – obejmą na naczynia szklane, 4 – wahliwe zamocowanie, 5 – odwirowany osad w szklanym naczyniu, 6 – głowica wirówki, 7 – silnik, 8 – kierunek działania siły odśrodkowej [21]

11.2. Wyniki badań

11.2.1. Osady ściekowe kondycjonowane polem ultradźwiękowym

Zastosowanie jednego czynnika kondycjonującego, jakim było pole ultradźwiękowe, stosując krótkie czasy ekspozycji pola (60, 90, 120 s), prowadziło do zaburzeń w nadźwiękawanym medium. Takie zabiegi doprowadziły do wywołania częściowej homogenizacji zawiesiny osadów, co przedkładało się na uzyskanie obniżenia uwodnienia w stosunku do osadów niepreparowanych o około 1-2% (rys. 11.1 i 11.2). Za taki wynik w znacznej większości odpowiadają procesy sonochemiczne, które są wywołane kawitacją i rezonansem. Zwiększenie wielkości kawitacji poprzez zastosowanie wyższej amplitudy (90 μm) nie wpłynęło znacząco na wzrost efektywności obniżenia uwodnienia końcowego.

Stosowanie wyższej amplitudy spowodowało obniżenie wartości współczynnika rozdziału nawet do granic 91% (przy najdłuższym czasie stosowania pola ultradźwiękowego). Ze względu na zwiększenie stopnia dyspersji osadów wzrosło stężenie zawiesiny w wodzie nadosadowej po procesie odwirowania. Przy zastosowaniu wyższej amplitudy zaobserwowano spadek współczynnika rozdziału. Zmiana stężenia zawiesiny w odcieku była proporcjonalna do wydłużania czasu nadźwiękawiania. Prowadząc nadźwiękawianie i wykorzystując amplitudę 60 μm , uzyskano przy krótszych czasach nadźwiękawiania wzrost współczynnika rozdziału w stosunku do osadów niepreparowanych (rys. 11.5).

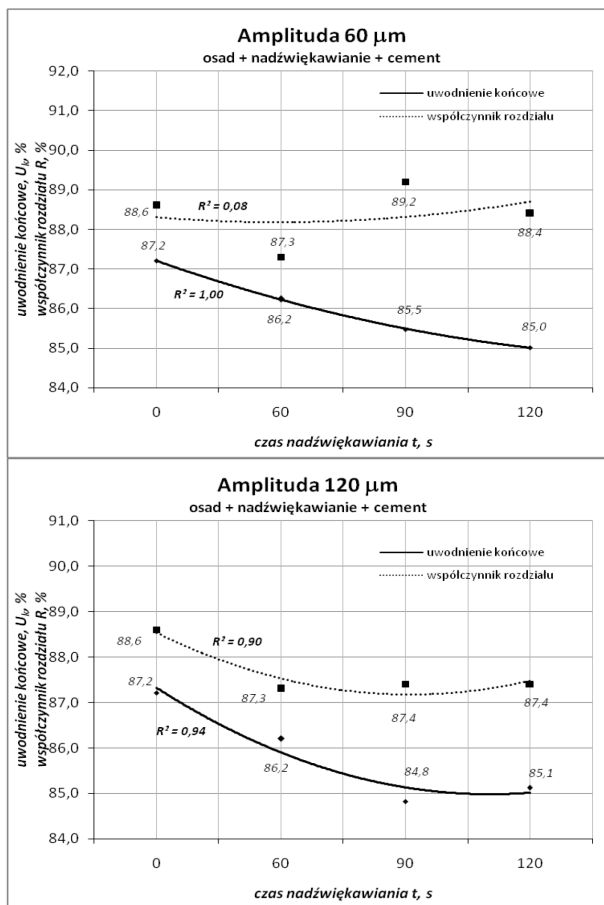


Rys. 11.5. Zmiana uwodnienia końcowego osadów ściekowych kondycjonowanych polem ultradźwiękowym o amplitudzie $A = 60$ i $120 \mu\text{m}$ w procesie odwirowania

11.2.2. Osady ściekowe kondycjonowane polem ultradźwiękowym i cementem

Cement był pierwszym komponentem, który wykorzystano do kondycjonowania osadów ściekowych. Analiza otrzymanych wyników wykazała, że dodatek cementu do osadów ściekowych przed odwirowaniem prowadził do uzyskania uwodnienia końcowego w granicach 87,2% (rys. 11.6). Taka metoda preparowania osadów ściekowych przyniosła o 8,1% obniżenie uwodnienia końcowego w stosunku do osadów niekondycjonowanych. Wraz ze wzrostem efektywności obniżenia uwodnienia końcowego następował wzrost stężenia zawiesiny w odcieku (spadek współczynnika rozdziału R). Skuteczność rozdziału fazy stałej z cieczą spadała nawet do 87,3%. Zastosowanie wstępnego nadźwiewkowania przed dawkowaniem cementu prowadziło do uzyskania uwodnienia końcowego niższego o 2,2% w stosunku do osadów z samym cementem. Najlepsze efekty uzyskano przy nadźwiewkowaniu osadów ściekowych najdłuższym wybranym czasem 120 sekund, niezależnie od zastosowanej amplitudy. Przy tak zestawionej kombinacji preparowania osadów uzyskano

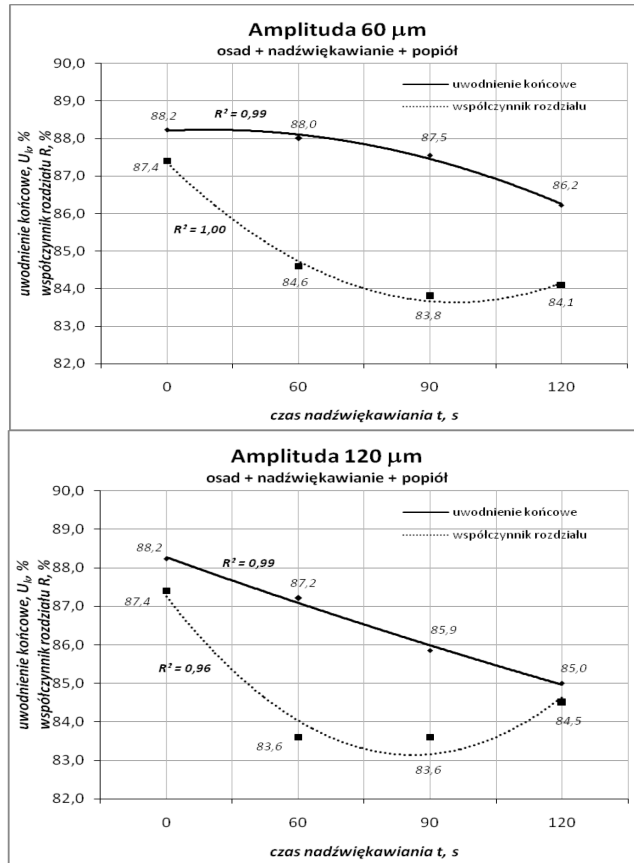
uwodnienie końcowe w granicach 85,0%. Zmiana współczynnika rozdziału była nieregularna i w niewielkim stopniu różniła się od wartości przy zastosowaniu samego cementu (rys. 11.6).



Rys. 11.6. Zmiana uwodnienia końcowego osadów ściekowych kondycjonowanych polem ultradźwiękowym o amplitudzie $A = 60$ i $120 \mu\text{m}$ i cementem w procesie odwirowania

11.2.3. Osady ściekowe kondycjonowane polem ultradźwiękowym i popiołem

Nadźwiękawiając osad, zastosowano zmienną amplitudę i czas nadźwiękawiania oraz dawkowano popiół. Zauważono zmniejszenie poziomu uwodnienia dla osadów przy wyższej amplitudzie i czasie nadźwiękawiania (rys. 11.7). Zaobserwowano, że duże znaczenie przy nadźwiękawianiu stanowi czas stosowania pola, niezależnie od amplitudy. Wydłużenie czasu dla tej samej amplitudy powoduje znaczne (nawet o 1%) obniżenie uwodnienia końcowego. Najkorzystniejszy zastosowany czas to 120 s oraz amplituda $120 \mu\text{m}$. Uwodnienie końcowe dla tych parametrów wynosiło 95,0%, podobnie jak w przypadku kondycjonowania osadów wstępną sonifikacją i dodatkiem cementu.

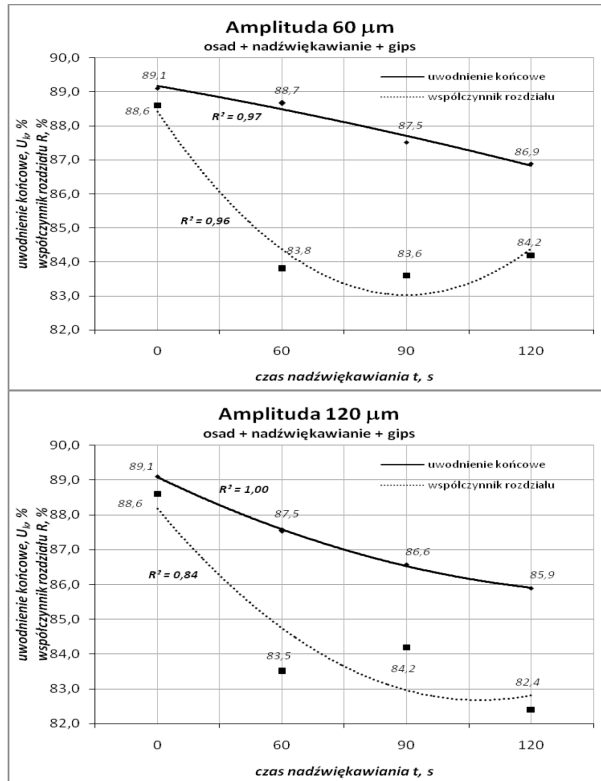


Rys. 11.7. Zmiana uwodnienia końcowego osadów ściekowych kondycjonowanych polem ultradźwiękowym o amplitudzie $A = 60$ i $120 \mu\text{m}$ i popiołem w procesie odwirowania

Badając zmiany współczynnika rozdziału, zaobserwowano przy obu zastosowanych amplitudach spadek wartości tego parametru wraz ze wzrostem czasu nadźwiękawiania, jednakże przy czasie 120 s nastąpił wzrost współczynnika rozdziału (rys. 11.7). Niezależnie od zastosowanej amplitudy drgań wartości R zawierały się w przedziale od 83,6% do 84,6%. Najwyższą wartość współczynnika rozdziału 87,4% uzyskano dla osadów, dla których nie stosowano wstępnej sonifikacji, a dawkowano sam popiół.

11.2.4. Osady ściekowe kondycjonowane polem ultradźwiękowym i gipsem

Kolejnym etapem pracy było przeanalizowanie zmian parametrów procesu wirowania po dodaniu do osadu surowego gipsu i poddaniu go działaniu pola ultradźwiękowego. Po dodaniu do osadu surowego gipsu stwierdzono znaczne obniżenie uwodnienia, dochodzące do 4,0 w stosunku do osadów niepoddawanych preparowaniu. Wykorzystując w preparowaniu osadu ultradźwięki, a następnie dodając gips, uzyskano dalsze obniżenie uwodnienia o kilka procent (rys. 11.8).



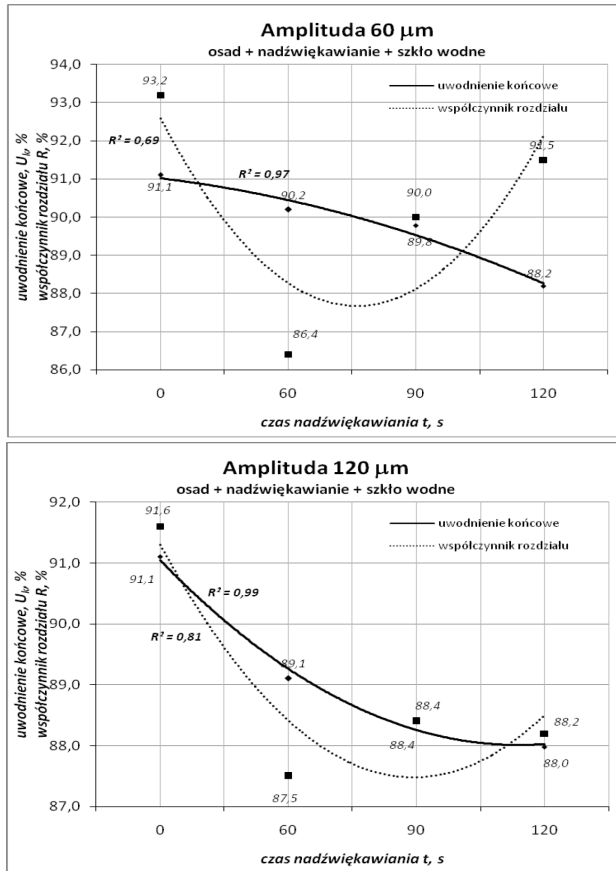
Rys. 11.8. Zmiana uwodnienia końcowego osadów ściekowych kondycjonowanych polem ultradźwiękowym o amplitudzie $A = 60$ i $120 \mu\text{m}$ i gipsem w procesie odwirowania

Najmniejsze uwodnienie końcowe osadów uzyskano przy zastosowaniu największej amplitudy oraz czasu nadźwiękawiania 120 s. Był to najkorzystniejszy efekt odwodnienia przy tym zastosowanym komponencie, dochodzący do 85,9%.

Analizując zmianę współczynnika rozdziału dla wyżej wymienianych przypadków (rys. 11.8), stwierdzono spadek wartości tego parametru o bardzo podobnym charakterze zmian jak w przypadku komponentu, jakim był popiół. W każdym przypadku współczynnik rozdziału miał wartości dużo niższe niż osad niepreparowany (surowy), dochodzące do 83,5% – były to wartości nawet o 10% niższe. Nie zauważono w przypadku obniżenia współczynnika żadnej prawidłowości zależnej od amplitudy czy czasu ekspozycji. Osad osadzający się na naczyniu ze względu na plastyczne właściwości gipsu był zbity i bardzo dobrze oddzielał się od ścianek, ułatwiając tym samym przeniesienie go do analizy masowej.

11.2.5. Osady ściekowe kondycjonowane polem ultradźwiękowym i szkłem wodnym

Przeprowadzono również badania dla osadu kondycjonowanego szkłem wodnym. Szkło wodne miało stanowić zamiennik dla polielektrolitu. Wyniki przedstawiono w formie graficznej na rysunku 11.9.



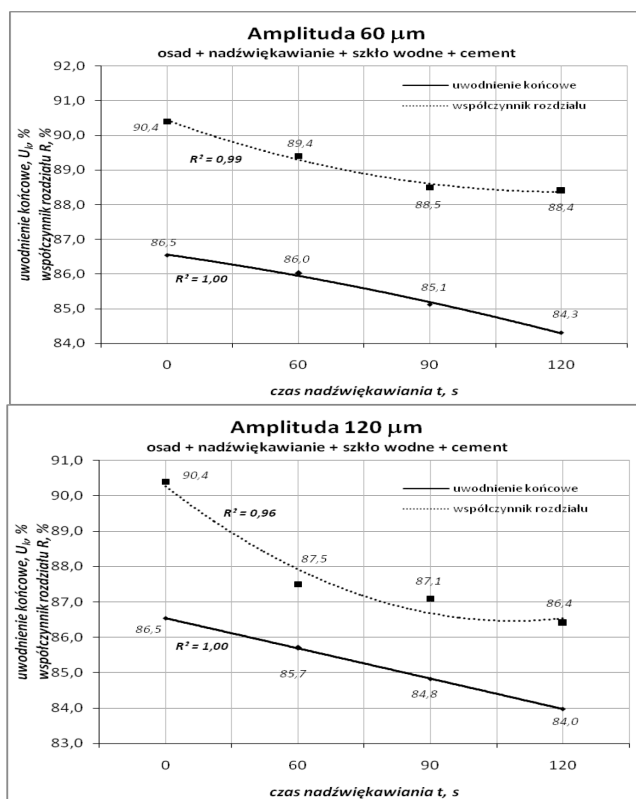
Rys. 11.9. Zmiana uwodnienia końcowego osadów ściekowych kondycjonowanych polem ultradźwiękowym o amplitudzie $A = 60$ i $120 \mu\text{m}$ i szkłem wodnym w procesie odwirowania

Stosując szkło wodne do preparowania osadów ściekowych, uzyskano niewielkie efekty obniżenia uwodnienia końcowego (o 2%) w stosunku do osadów niepreparowanych. Wspomagając działanie szkła wodnego wstępną sonifikacją osadów, odnotowano wzrost efektów obniżenia uwodnienia nawet o 5% w stosunku do osadów surowych. Najniższe uwodnienie końcowe 88,0% przy tej metodzie kondycjonowania uzyskano dzięki nadźwiękowieniu osadów amplitudą $120 \mu\text{m}$ w czasie 120 s.

Należy dodać, że pozytywnemu efektowi odwirowania osadów nie zawsze towarzyszył podobny rezultat zmian współczynnika rozdziału. We wszystkich przypadkach współczynnik rozdziału nie osiągnął wartości 95% (granica, powyżej której można mówić o bardzo dobrym rozdziale faz). Najwyższą wartość 91,5% (rys. 11.9) zanotowano dla osadów sonifikowanych przy amplitudzie $60 \mu\text{m}$ i czasie 120 s. Obniżenie wartości współczynnika zachodziło niezależnie od dawki oraz amplitudy czy też czasu nadźwiękawiania, nie zaobserwowano żadnej zależności liniowej zmian.

11.2.6. Osady ściekowe kondycjonowane polem ultradźwiękowym, szkłem wodnym i cementem

W kolejnej fazie badań wykorzystano trzy czynniki kondycjonujące (pole ultradźwiękowe, szkło wodne i cement). Przy kondycjonowaniu polem ultradźwiękowym zastosowano, tak jak we wcześniejszych metodach łączonych, zmienną amplitudę oraz czas nadźwiękawiania. Analizując wyniki otrzymane dla osadów preparowanych szkłem wodnym i cementem, zanotowano znaczną, około 6,6-procentową redukcję wartości uwodnienia w stosunku do osadu niepreparowanego (rys. 11.10).



Rys. 11.10. Zmiana uwodnienia końcowego osadów ściekowych kondycjonowanych polem ultradźwiękowym o amplitudzie $A = 60$ i $120 \mu\text{m}$, szkłem wodnym i cementem w procesie odwirowania

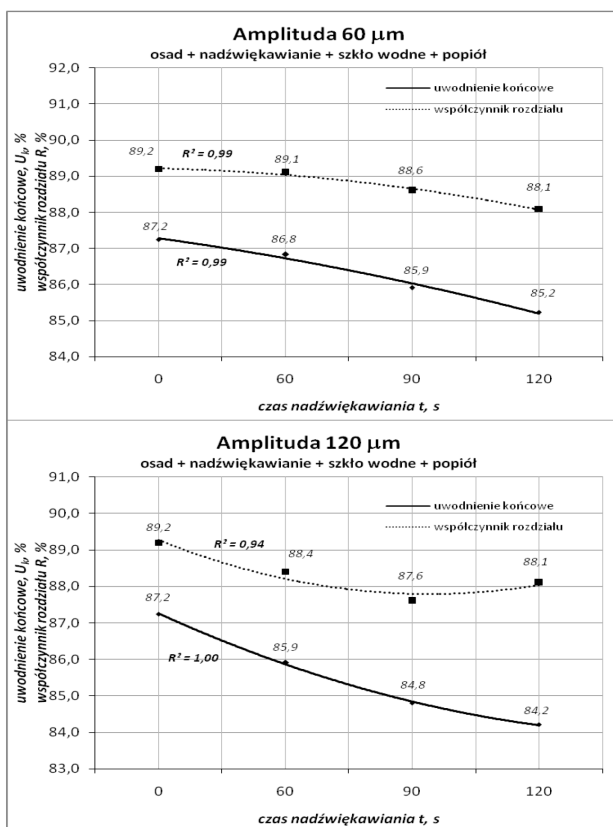
Jednocześnie obserwowano spadek wartości współczynnika rozdziału o średnio 2,8%. Nadźwiękawiając osad, a następnie dodając szkło wodne i cement, stwierdzono, że najniższe uwodnienie uzyskano przy stosowaniu najdłuższego czasu i największej amplitudy (rys. 11.10). Przy tak preparowanym osadzie otrzymano uwodnienia na poziomie 84,0%. W stosunku do osadów kondycjonowanych szkłem wodnym i cementem była to redukcja uwodnienia końcowego o 2,5%. Zauważono,

że wydłużając czas – niezależnie od stosowanej amplitudy – uzyskano obniżenie wartości badanego parametru.

Wspomagając kondycjonowanie osadów szkłem wodnym i cementem i stosując wstępną sonifikację osadów ściekowych, obniżano wartość współczynnika rozdziału nawet o kilka procent (rys. 11.10). Uzyskując mniejsze wartości uwodnienia, otrzymywano większą ilość zawiesiny w wodzie nadosadowej. Wynikiem tego mogą być trudno opadające cząstki substancji mineralnych zawierających się w składzie cementu. W każdym przypadku uzyskano wartość współczynnika niższą od wymaganego progu 95%.

11.2.7. Osady ściekowe kondycjonowane polem ultradźwiękowym, szkłem wodnym i popiołem

W kolejnej fazie badań zmieniono czynnik kondycjonujący z cementu na popiół. Rysunek 11.11 przedstawia analizę otrzymanych wyników dotyczących tej metody kondycjonowania.

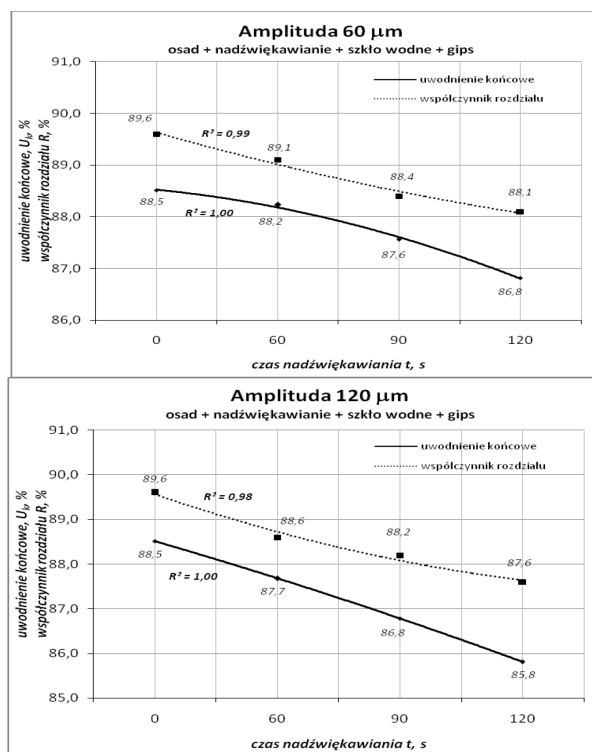


Rys. 11.11. Zmiana uwodnienia końcowego osadów ściekowych kondycjonowanych polem ultradźwiękowym o amplitudzie A = 60 i 120 μm, szkłem wodnym i popiołem w procesie odwirowania

Na podstawie otrzymanych wyników zauważamy prawidłowość, że ze wzrostem czasu i amplitudy uzyskujemy obniżenie wartości uwodnienia. Zmiana komponentu na popiół natomiast nie przyniosła większych efektów obniżenia uwodnienia końcowego w porównaniu z cementem. Najniższe wartości uwodnienia 84,2% otrzymano, stosując najwyższe parametry nadźwiękawiania. W każdym analizowanym przypadku nastąpiło obniżenie wartości współczynnika rozdziału w stosunku do osadów niepreparowanych. Przy analizie zmian współczynnika rozdziału uzyskanego, kondycjonując osady amplitudą 60 μm , zauważono zależność między spadkiem współczynnika R a wydłużaniem czasu sonifikacji. Dla obu amplitud najniższe wartości współczynnika rozdziału oscylowały w granicach 88,0%. Odwodniony osad charakteryzował się dużą plastycznością oraz idealnie odrywał się od ścianek naczynia.

11.2.8. Osady ściekowe kondycjonowane polem ultradźwiękowym, szkłem wodnym i gipsem

Przeprowadzono również badania, wykorzystując do preparowania osadów szkło wodne i gips jako samodzielne czynniki kondycjonujące oraz w metodach łączonych z polem ultradźwiękowym. Stosując szkło wodne i gips do kondycjonowania osadów, uzyskano obniżenie uwodnienia 85,5%, co w porównaniu z uwodnieniem osadów niepreparowanych dało rezultat około 4,6%.



Rys. 11.12. Zmiana uwodnienia końcowego osadów ściekowych kondycjonowanych polem ultradźwiękowym o amplitudzie $A = 60$ i $120 \mu\text{m}$, szkłem wodnym i gipsem w procesie odwirowania

Zanotowano również zmiany (nieprzekraczające 3,0%) obniżenia współczynnika rozdziału. Łącząc czynniki kondycjonujące – pole ultradźwiękowe, szkło wodne i gips – otrzymano dalsze obniżenie uwodnienia (rys. 11.12).

Przy takim kondycjonowaniu osadów najlepsze wyniki obniżenia uwodnienia otrzymano przy zastosowaniu najdłuższego czasu nadźwiękawiania i amplitudy 120 μm . Uzyskano redukcję uwodnienia na poziomie 2,7% w stosunku do użycia szkła wodnego i gipsu. Zastosowanie pola ultradźwiękowego pogarsza rozdział osadu od wody, wyrażony spadkiem współczynnika rozdziału do wartości 87,6%. Wynikiem tego mogą być znajdujące się w gipsie lekkie cząstki mineralne unoszące się na powierzchni.

11.3. Dyskusja wyników

Metody doboru odpowiednich parametrów kondycjonowania osadów ściekowych oraz ich odwirowania, opartych na danych doświadczalnych przedstawionych w pracy, mogą pozwolić na optymalizację linii odwadniania osadów w małych i dużych oczyszczalniach ścieków. Optymalizacja procesu odwadniania ma znaczący wpływ na środowisko i gospodarce korzyści, co w konsekwencji powoduje spadek kosztów mocy, flokulantów oraz przetwarzania osadów, a przede wszystkim przyczynia się do zmniejszenia negatywnego wpływu na środowisko. Wykorzystanie w preparowaniu osadów ściekowych ultradźwięków wpływa na poprawę efektów ich odwadniania w procesie odwirowania, wyrażonych uzyskanymi wartościami uwodnienia końcowego. Zastosowanie najwyższej amplitudy 120 μm i czasu sonifikacji 120 s przyczyniło się do uzyskania niższego uwodnienia o 1,9% w stosunku do wartości zanotowanych dla osadów surowych. Przy tych parametrach nadźwiękawiania zanotowano spadek współczynnika rozdziału do wartości 91% i w porównaniu z osadami surowymi był o 2,1% niższy. Znacznie niższe uwodnienie końcowe uzyskano, stosując do preparowania osadów komponenty (popiół, gips, cement). Najniższe uwodnienie 87,2% uzyskano, gdy dodawano do osadów popiół i cement, i było to w porównaniu z osadami niepreparowanymi o 5,9% niższe uwodnienie. Znacznie pogorszył się efekt rozdziału faz, gdzie współczynnik rozdziału nie osiągnął wartości 89%. Duża liczba cząstek zawieszonych zostawała w wodzie nadosadowej. Wzrost efektów odwadniania uzyskano przez zastosowanie wstępnego nadźwiękawiania, a następnie dawkowania komponentów. Uzyskano o około 2% niższe uwodnienie w stosunku do dawkowania samych komponentów przy największych parametrach nadźwiękawiania. Efekty obniżania uwodnienia końcowego rosły wraz z wydłużaniem amplitudy i długością czasu sonifikacji. Niestety zaobserwowano wzrost stężenia zawiesiny w wodzie nadosadowej. Współczynnik rozdziału ponownie uległ zmniejszeniu i osiągnął wartość na poziomie nieprzekraczającym 84%. Może to być powodowane dyspergującym działaniem ultradźwięków oraz małych cząstek komponentów, które podczas wirowania zostają w formie zawieszonyj i pod wpływem siły odśrodkowej nie osadzają się. Wprowadzenie do osadów

ściekowych szkła wodnego, jako alternatywy użycia polielektrolitu, powoduje obniżenie uwodnienia końcowego do wartości 91,1% (2,1% niższe w porównaniu z uzyskanym podczas odwirowania osadów surowych). Współczynnik rozdziału miał wartość zbliżoną do uzyskanego podczas wirowania osadów niepreparowanych. Zastosowanie wstępnego nadźwźwiękowania o najwyższej energii ultradźwięków prowadziło do obniżenia uwodnienia końcowego do wartości 88,2%. Wraz z wykorzystaniem sonifikacji odnotowano spadek wartości współczynnika rozdziału nawet do 86,4%. Najniższe uwodnienie końcowe po odwirowaniu uzyskano, stosując przy kondycjonowaniu metodę łączoną wykorzystującą wstępne nadźwźwiękowanie, szkło wodne oraz komponenty. Najlepiej działającymi komponentami był cement i popiół, po ich zastosowaniu uzyskano uwodnienie końcowe o wartości około 84,0%. Współczynnik rozdziału mieścił się w granicach od 86,4% do 89,6%.

Wnioski

1. Najniższe uwodnienie 87,2 % uzyskano, dodając do osadów popiół i cement – uwodnienie było wówczas o 5,9% niższe w porównaniu z osadami niepreparowanymi. Znacznie pogorszył się efekt rozdziału faz, gdzie współczynnik rozdziału nie osiągnął wartości 89%.
2. Wraz z wykorzystaniem sonifikacji odnotowano spadek wartości współczynnika rozdziału nawet do 86,4%.
3. Efekty obniżania uwodnienia końcowego rosły wraz z wydłużaniem amplitudy i długością czasu sonifikacji. Niestety zaobserwowano wzrost stężenia zawiesiny w wodzie nadosadowej.

Badania naukowe zostały sfinansowane z subwencji statutowej Wydziału Infrastruktury i Środowiska Politechniki Częstochowskiej.

Literatura

- [1] Fukas-Płonka Ł., Kuś K., Janik M., Charakterystyka właściwości fizycznych osadów mechanicznie zagęszczonych, Sympozjum Ogólnokrajowe Hydroreprezentacje IX'2006, NOT, Ustroń 2006.
- [2] Chu C.P., Lee D.J., Three stages of consolidation dewatering of sludge, Journal of Environmental Engineering 1999, 125, 959-965.
- [3] Rehmat T., Branion R., Duff S., Groves M., A laboratory sludge press characterizing sludge dewatering, Water Science and Technology 1997, 35, 2-3, 189-196.
- [4] Nellenschulte T., Kayser R., Change of particle structure of sewage sludges during mechanical and biological bprocesses with regard to the dewatering result, Water Science and Technology 1997, 36, 4, 293-306.
- [5] Oleszkiewicz J.A., Gospodarka osadami ściekowymi. Poradnik decydenta, Kraków 1998.
- [6] Bień J.B., Osady ściekowe teoria i praktyka, Wydawnictwo Politechniki Częstochowskiej, Częstochowa 2007.
- [7] Mizera A., Osady ściekowe odpadem (nie)bezpiecznym, Green World – Ochrona Środowiska. Ekologia 2002.

- [8] Sozański M.M., Dymaczewski Z. (red.), *Wodociągi i kanalizacja w Polsce. Tradycja i współczesność*, Polska Fundacja Ochrony Zasobów Wodnych, Poznań – Bydgoszcz 2002.
- [9] Ginisty P., Mailler R., Rocher V., Sludge conditioning, thickening and dewatering optimization in a screw centrifuge decanter: Which means for which result?, *Journal of Environmental Management* 2021, 280, 111745.
- [10] *Poradnik gospodarki osadami. Osady ściekowe*, 7, Wydawnictwo Verlag Dashofer, Warszawa 2000.
- [11] Chen L.C., Chian C.Y., Yen P.S., Chu C.P., Lee D.J. High-speed sludge freezing, *Water Research* 2001, 35(14), 3502-3507.
- [12] Lu M.C., Lin C.J., Liao C.H., Huang R.Y., Ting W.P., Dewatering of activated sludge by Fenton's reagent, *Advances in Environmental Research* 2003, 7, 667-670.
- [13] Chang G.R., Liu J.C., Lee D.J., Co-conditioning and dewatering of chemical sludge and waste activated sludge, *Water Research* 2001, 35, 786-794.
- [14] Na S., Kim Y.U., Khim J., Physiochemical properties of digested sludge with ultrasonic treatment, *Ultrasonic Sonochemistry* 2007, 14, 281-285.
- [15] Parker P.J., Collins A.G., Ultra-rapid freezing of water treatment residuals, *Water Research* 1999, 33, 10, 2239-2246.
- [16] Tiehm A., Nickel K., Zellhorn M., Neis U., Ultrasonic waste activated sludge disintegration for improving anaerobic stabilization, *Water Research* 2001, 35, 2003-2009.
- [17] Bougrier C., Albasi C., Delgenes J.P., Carrere H., Effect of ultrasonic, thermal and ozone pre-treatments on waste activated sludge solubilisation and anaerobic biodegradability, *Chemical Engineering and Processing* 2006, 45, 711-718.
- [18] Bień J., Kowalczyk M., Kamizela T., Wpływ parametrów warstwy filtracyjnej oraz sposobu preparowania osadów ściekowych na efekty ich odwadniania, 5, *Gospodarka Opadami Komunalnymi*, Komitet Chemii Analitycznej PAN, Koszalin 2009.
- [19] Kim Y.U., Kim B.I., Effect of ultrasound on dewaterability of sewage sludge, *Japanese Journal of Applied Physics* 2003, 1, 42, 5898-5899.
- [20] Wang F., Ji M., Lu S., Influence of ultrasonic disintegration on the dewaterability of waste activated sludge, *Environmental Progress* 2006, 25, 257-260.
- [21] Boruszko D., *Przeróbka i unieszkodliwianie osadów ściekowych. Ćwiczenia laboratoryjne*, Politechnika Białostocka, Białystok 2001.

SOLID PHASE SEPARATION FROM SEWAGE SLUDGE IN THE CENTRIFUGATION PROCESS

Summary: In the presented chapter, the dewatering efficiency was analyzed in the process of centrifugation of sewage sludge conditioned with chemical substances (water glass, cement, ash, gypsum) and the combined method using the ultrasonic field + the components used. The increase in the effectiveness of mechanical dewatering was achieved by the use of combined methods in the preparation of sludge, using preliminary sonication and dosing of chemical substances. Dosing chemically inert substances increased the concentration of the formed sedimentary conglomerates. Then, the sludge, during mechanical dewatering, retained a stiffer structure with reduced compressibility, which significantly increased its susceptibility to dewatering. Digested sludge was selected for the research and the established ref coefficient of 7550*g was adopted.

Keywords: centrifugation, conditioning, dewatering, sewage sludge

Rozdział 12

NOWE KIERUNKI UNIESZKODLIWIANIA I ZAGOSPODAROWANIA OSADÓW ŚCIEKOWYCH

Małgorzata WORWAĞ, Mariusz KOWALCZYK, Tomasz KAMIZELA

Politechnika Częstochowska, Wydział Infrastruktury i Środowiska
e-mail: malgorzata.worwag@pcz.pl

Streszczenie: Wprowadzenie wysokoefektywnych procesów oczyszczania ścieków przyczyniło się do wzrostu ilości produkowanych osadów ściekowych. Wytwarzaniu osadów ściekowych nie można zapobiec, a przyrost szacowany jest na około 2% w skali roku. Sposób unieszkodliwiania oraz zagospodarowania jest ściśle związany z charakterystyką osadów ściekowych, zwłaszcza pod względem obecności szkodliwych substancji czy organizmów patogennych, jak również zawartości substancji biogennej i możliwości ich odzysku albo przekształcenia osadów w paliwo lub produkt o potencjalnie komercyjnym zastosowaniu. W przedstawionym rozdziale dokonano przeglądu nowych kierunków zagospodarowania osadów ściekowych z uwzględnieniem aspektów ekologicznych, ekonomicznych oraz prawnych.

Słowa kluczowe: kompostowanie, metody termiczne przekształcania osadów ściekowych, osady ściekowe, zagospodarowanie osadów ściekowych

Wprowadzenie

Składowanie odpadów było przez dziesięciolecia główną metodą unieszkodliwiania osadów ściekowych w Polsce. Przystąpienie Polski do Unii Europejskiej (UE) przyczyniło się do wielu inwestycji mających na celu zapewnienie lepszego dostępu do wody wodociągowej, jak również do odbioru i oczyszczania ścieków komunalnych. Rosnąca produkcja osadów ściekowych jest wynikiem uporządkowania gospodarki wodno-ściekowej oraz stosowania wysokosprawnych procesów oczyszczania ścieków. W związku z powyższym przeróbka oraz zagospodarowanie osadów ściekowych należy do kluczowych działań w dziedzinie zrównoważonej gospodarki odpadami [1].

Surowe osady ściekowe traktowane są jako odpad o kodzie 19 08 99, mogą zostać poddane przeróbce w ramach tej samej instalacji funkcjonującej na oczyszczalni ścieków. Jeśli po przeróbce spełniają określone warunki, osady ściekowe mogą zmienić klasyfikację na kod 19 08 05 – ustabilizowane osady ściekowe. Surowe osady ściekowe mogą zostać przerobione poza oczyszczalnią ścieków w specjalistycznych zakładach przetwórczych. Przetwarzanie osadów ściekowych prowadzi przede wszystkim do ich unieszkodliwiania lub odzysku. Procesy unieszkodliwiania

obejmują: składowanie odpadów z termicznego przekształcania na składowiskach odpadów niebezpiecznych oraz składowanie osadów po ich stabilizacji na składowiskach odpadów niebezpiecznych. Należy dodać, iż składowanie jest zabronione, jeżeli ciepło spalania tych osadów wynosi powyżej 6 MJ/kg suchej masy. Procesami odzysku są natomiast: użytkowanie jako biomasy; zastosowania przemysłowe; zastosowanie w rolnictwie i rekultywacji lub kompostowanie; oraz przetwarzanie poza oczyszczalnią [2, 3]. Ogromnym zainteresowaniem cieszyły się procesy odzysku, zwłaszcza w zakresie zastosowania w rolnictwie i rekultywacji, czy proces kompostowania. Jednak w ostatnich latach obserwuje się intensywny wzrost udziału metod termicznych w końcowym zagospodarowaniu osadów ściekowych. Nowszymi trendami w zakresie termicznej utylizacji osadów ściekowych są: piroliza, zgazowanie oraz mokre utlenianie. Korzyści płynące z metod termicznych to przede wszystkim znaczące zmniejszenie objętości osadów ściekowych, wadą są powstające popioły zawierające w swym składzie metale ciężkie. Dodatkowym ograniczeniem metod termicznych mogą być wysokie nakłady inwestycyjne oraz eksploatacyjne. Zgodnie z przyjętą w Unii Europejskiej strategią ograniczenia unieszkodliwiania odpadów o 50% do 2050 roku promowane są działania umożliwiające przekształcenie osadów w paliwo lub produkt o potencjalnie komercyjnym zastosowaniu. Ciągła potrzeba poszukiwania nowych metod utylizacji osadów ściekowych, najlepiej bezodpadowych, skutkuje rozwojem prac badawczych w zakresie gospodarki odpadami. Czynnikiem mającym duży wpływ na poszukiwanie nowych rozwiązań jest wdrażanie gospodarki cyrkulacyjnej – osady ściekowe stały się więc surowcem, a nie odpadem [4-8].

Specyficzna charakterystyka osadów, zawartość w nich substancji biogenych, ale również obecność szkodliwych substancji i organizmów patogennych, determinują konieczność odpowiedniego doboru finalnej metody ich zagospodarowania, która zapewni maksymalizację wykorzystania wartościowych składników zawartych w osadach przy jednoczesnej minimalizacji szkodliwego wpływu na środowisko. Znane są przykłady badań nad zastosowaniem osadów ściekowych w sektorze budowlanym do produkcji cegieł, płytek ceramicznych oraz kruszyw w drogownictwie, produkcji paliw typu biodiesel czy nowej generacji mieszanek asfaltowych na bazie osadów ściekowych. W rozdziale przedstawiono nowe kierunki i możliwości zagospodarowania osadów ściekowych. Zastępowanie konwencjonalnych materiałów na rzecz ubocznych produktów pochodzenia komunalnego stanowi nowy aspekt w wielu dziedzinach gospodarki, przy jednoczesnym spełnieniu kryteriów ekologicznych, ekonomicznych i prawnych [9-14].

12.1. Osady ściekowe jako produkt oczyszczania ścieków oraz surowiec

Osady ściekowe, jako produkt oczyszczania ścieków, są biologicznie aktywną mieszaniną wody, materii organicznej (pochodzącej z odpadów ludzkich, odpadów

spożywczych itp.), martwych i żywych mikroorganizmów (w tym patogenów) oraz nieorganicznych i organicznych zanieczyszczeń toksycznych (np. metalicznych pierwiastków śladowych, WWA). Ten „surowy” osad zazwyczaj zawiera 97-98% wody, toteż aby mógł znaleźć zastosowanie, musi być odpowiednio przetworzony. Zarówno technologie oczyszczania ścieków – generujące osady ściekowe, jak i procesy ich późniejszego przetwarzania powinny umożliwić pełny recykling materii organicznej i zmniejszenie potencjalnego ryzyka związanego z obecnością zanieczyszczeń. Ponadto, pomimo że osady ściekowe stanowią kilka procent całkowitej objętości przetwarzanych ścieków, koszty związane z ich przetwarzaniem stanowią 50% wszystkich kosztów operacyjnych w oczyszczalni ścieków [10]. Odwodnione osady ściekowe (suche), w zależności od procesów stabilizacji, zawierają średnio 50-70% materii organicznej, a 30-50% składników mineralnych (w tym 1-4% węgla nieorganicznego), 3,4-4,0% N, 0,5-2,5% P oraz znaczne ilości innych składników pokarmowych, w tym mikroelementów [11].

Osady ściekowe mają zróżnicowany stopień zagrożenia sanitarnego (najmniejszy dla osadów poddanych higienizacji, a największy dla surowych wstępnych osadów), zawierają bakterie, wirusy, robaki pasożytnicze, grzyby, pierwotniaki i inne drobno-ustroje, stanowiące sanitarne cechy osadów, w zależności od pochodzenia posiadają różną zawartość metali ciężkich. Zawartość metali ciężkich oraz skażeń mikrobiologicznych stanowi podstawowe kryterium przydatności osadów ściekowych do wykorzystania w rolnictwie. Źródłem metali ciężkich w oczyszczalni ścieków są dopływające ścieki przemysłowe. Wprowadzenie przepisów w sprawie warunków odprowadzania ścieków przemysłowych w niektórych krajach spowodowało zmniejszenie strumienia metali ciężkich i tym samym ich zawartości w osadach ściekowych. W Polsce bardzo istotnym aktem prawnym jest Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 6 lutego 2015 r. w sprawie komunalnych osadów ściekowych. Określa ono: szczegółowe warunki stosowania komunalnych osadów ściekowych, w tym dawki tych osadów, które można stosować na gruntach; oraz zakres, częstotliwość i metody referencyjne badań komunalnych osadów ściekowych i gruntów, na których te osady mają być stosowane [12-17]. Dopuszczalną zawartość metali ciężkich w komunalnych osadach ściekowych, określoną w wyżej wymienionym rozporządzeniu, przedstawiono w tabeli 12.1.

Według rozporządzenia komunalne osady ściekowe mogą być stosowane na gruntach, jeżeli spełniają następujące wymagania mikrobiologiczne: w przypadku stosowania tych osadów w rolnictwie i do rekultywacji gruntów na cele rolne nie wyizolowano bakterii z rodzaju *Salmonella* w reprezentatywnej próbce osadów o masie 100 g; łączna liczba żywych jaj pasożytów jelitowych *Ascaris sp.*, *Trichuris sp.*, *Toxocara sp.* w 1 kg suchej masy osadów przeznaczonych do badań stosowanych w rolnictwie oraz do rekultywacji gruntów na cele rolne wynosi 0, a stosowana do innych celów jest nie większa niż 300 [17].

Tabela 12.1. Dopuszczalna zawartość metali ciężkich w komunalnych osadach ściekowych wg Rozporządzenia Ministra Środowiska z dnia 6 lutego 2015 r. w sprawie komunalnych osadów ściekowych

Maksymalna zawartość metali ciężkich w suchej masie osadów [mg/kg] przy stosowaniu komunalnych osadów ściekowych			
Metale	w rolnictwie oraz do rekultywacji gruntów na cele rolne	do rekultywacji terenów na cele nierolne	przy dostosowywaniu gruntów do określonych potrzeb wynikających z planów gospodarki odpadami, planów zagospodarowania przestrzennego lub decyzji o warunkach zabudowy i zagospodarowania terenu, do uprawy roślin przeznaczonych do produkcji kompostu, do uprawy roślin nieprzeznaczonych do spożycia i produkcji pasz
Kadm (Co)	20	25	50
Miedź (Cu)	1000	1200	2000
Nikiel (Ni)	300	400	500
Ołów (Pb)	750	1000	1500
Cynk (Zn)	2500	3500	5000
Rtęć (Hg)	16	20	25
Chrom (Cr)	500	1000	2500

12.2. Metody przeróbki osadów ściekowych

Konwencjonalne kierunki gospodarki osadami ściekowymi (rys. 12.1) uwzględniają przeróbkę pierwotną, która ma na celu przygotowanie osadów do ich zagospodarowania i zwykle jest realizowana na terenie oczyszczalni ścieków. Należą do niej procesy: zagęszczanie (zarówno mechaniczne, jak i grawitacyjne), kondycjonowanie, stabilizacja i odwadnianie. Po przeróbce pierwotnej mamy do czynienia zazwyczaj z osadem odwodnionym, co w przeliczeniu na realną masę do dalszej przeróbki lub zagospodarowania daje ok. 2,5-3 mln Mg/rok obecnie, a docelowo ok. 4 mln Mg/rok. Jest to jeden z największych strumieni odpadów produkowanych w Polsce [18].

Przeróbka ta jest problemem nabierającym coraz większego znaczenia, gdyż coraz trudniej znaleźć odbiorców i drogę do ostatecznego zagospodarowania dla źle ustabilizowanych i słabo odwodnionych osadów. Aktualnie w oczyszczalniach ścieków prowadzi się wiele prac modernizacyjnych usprawniających procesy pierwotne, aby możliwe było zagospodarowanie osadów ściekowych. Jeśli nie udaje się tego osiągnąć, osady ściekowe poddawane są bardziej zaawansowanym procesom przeróbki wtórnej [19-24].

Przeróbka wtórna to przede wszystkim procesy, które przygotowują osady ściekowe do praktycznie dwóch docelowych kierunków: recyklingu energetycznego oraz recyklingu organicznego i nawozowego. W przypadku recyklingu energetycznego i materiałowego jako przeróbkę wtórną traktuje się np. suszenie i spalanie osadów. Natomiast recykling organiczny obejmuje wapniowanie, kompostowanie oraz biologiczne lub mechaniczne przetwarzanie [25].

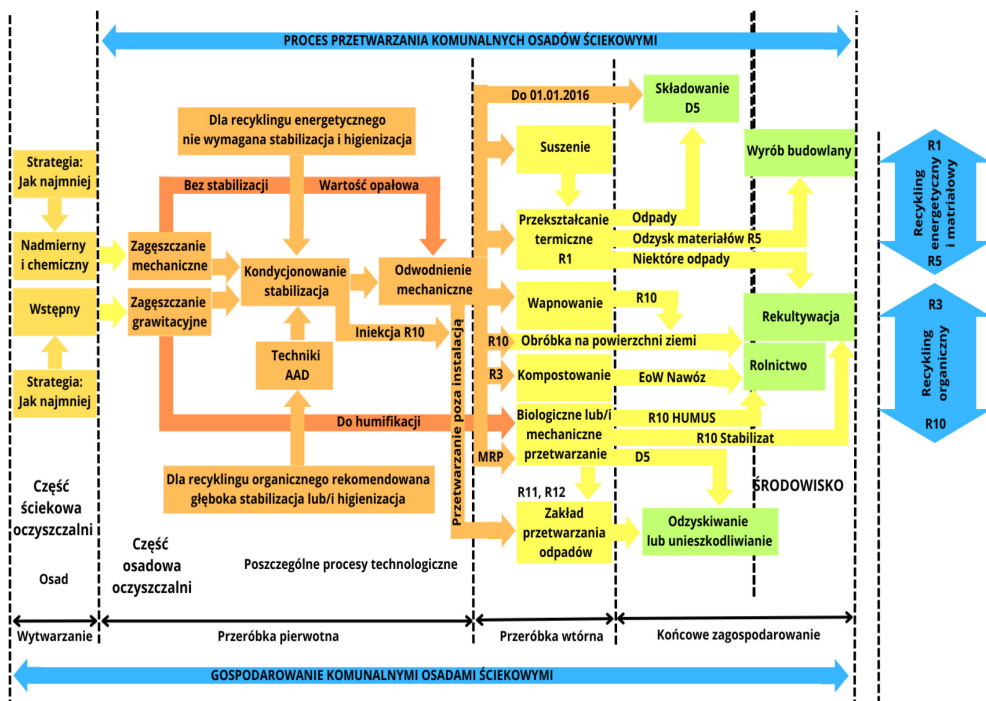
Dobór metody unieszkodliwiania i zagospodarowania osadów ściekowych powinien być poprzedzony dokładną analizą, zarówno ekonomiczną, jak i techniczną. Sposób przeróbki i zagospodarowania zależy przede wszystkim od ilości i jakości osadów. Zazwyczaj ocena poszczególnego procesu przeróbki i – później – zagospodarowania osadów zależy od wskaźników ekonomicznych, czyli połączenia uzyskanego efektu z kosztami i ryzykami [25].

12.2.1. Termiczne zagospodarowanie osadów ściekowych – źródłem energii

Recykling energetyczny oraz materiałowy związany jest z wykorzystaniem właściwości paliwowych oraz substancji mineralnych zawartych w osadach. Termiczne zagospodarowanie osadów najczęściej dotyczy dużych oczyszczalni ścieków. Osady ściekowe przekształcane są termicznie poprzez monospalanie, polegające na skierowaniu osadów do spalania w instalacjach termicznego przekształcania przeznaczonych dla osadów jako podstawowego wsadu dla instalacji. Źródłem energii może być również biogaz powstający podczas beztlenowej stabilizacji osadów ściekowych. Koszty inwestycyjne oraz eksploatacyjne spalania osadów można obniżyć przez współspalanie osadów ściekowych z różnymi rodzajami paliw bądź odpadów. W krajach Unii Europejskiej rozpowszechnione jest współspalanie osadów w spalarniach odpadów komunalnych, zakładach energetyki zawodowej i cementowniach

[25, 26]. Zagospodarowanie osadów ściekowych podczas współspalania może być realizowane:

- w cementowniach – wykorzystanie właściwości paliwowych osadów w instalacjach zapewniających pełny recykling mineralny osadów, np. do produkcji klinkieru lub wyrobów budowlanych;
- biogazowniach;
- w energetyce (elektrowniach, elektrociepłowniach, kotłowniach itp.) – skierowanie osadu do instalacji przeznaczonej do wytwarzania energii elektrycznej lub/i ciepłej w celu wykorzystania właściwości paliwowych osadów w procesach współspalania z innymi paliwami;
- w spalarniach odpadów – skierowanie osadu do spalania w instalacjach termicznego przekształcania w celu wykorzystania właściwości paliwowych osadów w procesach współspalania z innymi odpadami;
- alternatywne metody termiczne – wykorzystanie osadu do produkcji paliw w procesach takich jak piroliza, quasi-piroliza, zgazowanie itp.



Rys. 12.1. Kierunki przetwarzania i zagospodarowania komunalnych osadów ściekowych [25]

Wymienione procesy determinują sposób końcowego zagospodarowania przetworzonych osadów. Uzupełnieniem mogą być procesy pośrednie wprowadzające dodatkowy etap przeróbki (mechaniczny i/lub biologiczny), umożliwiający

skierowanie przetworzonego osadu dalej do recyklingu organicznego, energetycznego, materiałowego lub do składowania [27-29].

Najnowsze trendy w procesach termicznego przekształcania osadów ściekowych związane są ze zwiększeniem bezpieczeństwa ekologicznego oraz zmniejszeniem energochłonności procesów. Prowadzone są prace badawcze nad opracowaniem nowych lub modyfikacją już funkcjonujących rozwiązań. Najnowsze technologie termicznego przekształcania osadów ściekowych prowadzą do powstania pozbawionego zanieczyszczeń gazu, który może być wykorzystany na cele energetyczne. Przykładem może być zastosowanie technologii plazmowej w unieszkodliwianiu osadów ściekowych. Proces charakteryzuje się mniejszą szkodliwością dla środowiska w porównaniu z innymi procesami termochemicznymi, co wynika z minimalizacji toksycznych związków zawartych w odpadach [30]. Według danych literaturowych proces charakteryzuje się wysoką skutecznością usuwania i rozkładu mikrozanieczyszczeń takich jak WWA czy PCB do produktów gazowych, m.in. do H₂ i CO [31, 32]. Kolejnym przykładem jest proces gazyfikacji odwrotnej, tzw. *downdraft gasification*, który może być stosowany na małą skalę do przetwarzania różnej biomasy oraz odpadów. Produktem procesu jest pozbawiony zanieczyszczeń gaz, który można zastosować do suszenia osadów ściekowych, tworząc rodzaj obiegu zamkniętego. Proces gazyfikacji odwrotnej realizowany jest dwustopniowo, celem przekształcenia odpadów lub biomasy w wartościowe paliwo przy jednoczesnym ograniczeniu powstawania i emisji toksycznych związków. Zastosowanie technologii plazmowej zapewnia również uzyskanie gazu o wyższej jakości oraz wartości energetycznej względem klasycznych metod zgazowania [32]. Lepsze efekty gazyfikacji odwrotnej uzyskuje się, stosując mieszaninę osadów ściekowych z innym odpadem czy biomasą podczas zgazowania [33]. W pierwszym etapie procesu, prowadzonym w temperaturze około 800÷900°C, uzyskany gaz jest chłodzony do temperatury około 500°C oraz oczyszczany przy użyciu cyklonów. Następnie otrzymany gaz kierowany jest do reaktora plazmowego, który warunkuje rozkład oraz destrukcję węglowodorów ciężkich. Finalny produkt zgazowania z użyciem plazmy jest następnie chłodzony do temperatury około 300°C z zastosowaniem wymiennika ciepła oraz oczyszczany przy pomocy elektrofiltrów [34, 31, 35]. Zaletą metody jest pełna automatyzacja, jednak ograniczenia metody związane są z wysokim zużyciem energii elektrycznej.

Osady ściekowe poddane procesowi pirolizy z innymi odpadami mogą być substratem do produkcji biowęgla [36], charakteryzującym się wysoką zawartością węgla oraz niską wymywalnością metali ciężkich. Zaletą zastosowania procesu pirolizy w utylizacji mieszaniny osadu i biomasy jest również rozkład związków organicznych na skutek wysokiej temperatury [37]. Wadą metody może być niekiedy wysoka zawartość metali ciężkich w uzyskanym biowęgla, co ogranicza możliwość jego dalszego zastosowania.

Kolejnym przykładem technologii zagospodarowanie osadów ściekowych jest produkcja biodisla [38]. Produkcja paliwa typu biodiesel z tłuszczu zawartych w osadach ściekowych jest ekonomicznie opłacalna ze względu na powszechną

dostępność surowca, niskie koszty pozyskiwania oraz wysoką wydajność procesu (nawet powyżej 80%) [39]. Proces oparty jest na transestryfikacji tłuszczów, może być realizowany różnymi metodami. Jedną z nich polega na reakcji cząstek triglicerydów zawartych w osadach z małowcząsteczkowymi alkoholami w obecności kwasów lub zasad jako katalizatorów [40]. Alkoholem stosowanym w transestryfikacji tłuszczu może być metanol lub etanol, z kolei jako katalizator stosowana jest z reguły zasada potasowa. Końcowym produktem procesu jest biodiesel, który po destylacji można zastosować jako paliwo. Z kolei odzyskana gliceryna po odpowiednim oczyszczeniu może wykazywać przydatność w sektorze kosmetycznym. Inna metoda obejmuje transestryfikację połączoną ze wstępną ekstrakcją frakcji lipidowej przy udziale heksanu [41]. Stosując oba etapy, można dodatkowo skrócić czas reakcji oraz zmniejszyć ilość rozpuszczalnika. Czynnikiemami zwiększającymi efektywność procesu produkcji biodiesla z osadów jest również wysoka temperatura oraz dodatek enzymów [40]. Skuteczność metod jest związana z rodzajem użytych osadów, warunkami procesu oraz rodzajem technologii [41].

W gospodarce osadowej priorytetem nie są rozwiązania techniczne, ale aspekty prawne, szczególnie związane z jakością osadów, determinujące możliwość zastosowania danego rozwiązania technicznego. Kierunek modelowania gospodarki osadowej na podstawie aspektów jakościowych jest widoczny w różnych regulacjach. Rozróżnienie klas sanitarnych osadów i przypisanie im możliwości zagospodarowania końcowego, propozycja systemu trójdrogowego, kryteria utraty statusu odpadów, to wskazówki do planowanych zmian przepisów w UE, a tym samym do wyznaczenia nowych algorytmów decyzyjnych w gospodarce osadowej w Polsce.

12.2.2. Nawozy mineralno-organiczne na bazie osadów ściekowych

Recykling organiczny związany z wykorzystaniem potencjału nawozowego (azot i fosfor) i glebotwórczego osadów realizowany jest m.in. przy rolniczym wykorzystaniu osadów, rekultywacji terenów zdegradowanych czy kompostowaniu. Stosowane do rekultywacji osady (w różnych formach) mają na celu przywracanie lub nadanie nowych wartości użytkowych gruntom zdegradowanym lub zdewastowanym. Podobne działanie mają komposty otrzymane ze stabilizacji tlenowej osadów z dodatkami. Powyższe zastosowanie ustabilizowanych osadów dotyczy zwykle mniejszych oczyszczalni ścieków. Aktualnie zagospodarowywanie osadów w ten sposób stanowi niewielki procent [25, 26]. Poszukuje się jednak nowych metod otrzymywania nawozów lub dodatków doglebowych na bazie osadów ściekowych, na przykład nawozy chelatowe zawierające śladowe ilości metali czy kapsulacja osadów ściekowych w nośniku hydrożelowym [30, 24]. Otrzymywanie nawozów chelatowych z osadów ściekowych jest procesem wieloetapowym, w wyniku którego dochodzi do separacji białek z osadów oraz wzbogacenie w metale śladowe. Kapsulacja osadów ściekowych w nośniku hydrożelowym zabezpiecza przed uszkodzeniami mechanicznymi. Wytworzony granulata z osadów ściekowych może być łatwo

transportowany, magazynowany, a jednocześnie zminimalizowane zostaje zjawisko powstawania bioaerozoli i uciążliwości zapachowej [24].

12.2.3. Zastosowanie osadów ściekowych w budownictwie

Poszukuje się metod utylizacji osadów ściekowych poprzez zastosowanie w różnych dziedzinach gospodarki, zwłaszcza w budownictwie, gdzie można użyć osadów odwodnionych oraz – bardziej popularnych w tym sektorze – popiołów otrzymywanych ze spalania osadów ściekowych. Termiczne przetwarzanie osadów ściekowych jest jedną z metod unieszkodliwiania osadów ściekowych, jednak problem stanowią powstające popioły. Poważnym problemem zarówno z punktu widzenia ochrony środowiska, jak i ekonomii jest prawidłowa utylizacja popiołów powstających w wyniku spalania osadów ściekowych [42, 43]. Ze względu na wdrażanie gospodarki cyrkulacyjnej i zrównoważonego rozwoju gospodarki odpadowej produkty uboczne powstające ze spalania osadów ściekowych wykazują przydatność w sektorze budownictwa, w tym w budownictwie drogowym [44], oraz w produkcji, m.in. cegieł, płytek, płyt chodnikowych, ceramiki i lekkich kruszyw budowlanych [45].

Podsumowanie

Popularne dotychczas zastosowanie osadów ściekowych jako substratu do nawożenia i rekultywacji gleby, przy zachowaniu wymaganej odpowiedniej jakości produktu, jest na obecną chwilę coraz częściej zastępowane technologiami termicznymi. Uwzględniając jeszcze aspekt wzrostu globalnego zapotrzebowania na energię odnawialną i materię organiczną, osady ściekowe mogą być jednym z dostępnych zasobów wykorzystywanych do tego celu. Substrat ten może być stosowany jako surowiec energetyczny do produkcji energii elektrycznej i ciepła przy użyciu konwencjonalnych i powstających technologii. Takie ponowne wykorzystanie osadów ściekowych jest opłacalne ekonomicznie i zrównoważone środowiskowo w porównaniu z zagospodarowaniem i składowaniem odpadów. Potencjalne korzyści środowiskowe wynikające z istniejących rozwiązań obejmują redukcję emisji gazów cieplarnianych, poprawę warunków glebowych oraz zmniejszenie zużycia paliw kopalnych. Potencjał ekonomiczny tkwi w kompensacji kosztów związanych z tradycyjnymi metodami przetwarzania odpadów, zmniejszeniu kosztów zdrowotnych dzięki odpowiedniemu przetwarzaniu odpadów oraz zmniejszeniu kosztów energii dzięki wykorzystaniu biogazu i biopaliw, które mogą częściowo zastąpić tradycyjne paliwa.

Aby osiągnąć te cele, operacje oczyszczania ścieków wymagają starannego zarządzania osadami ściekowymi nie tylko po ich usunięciu z oczyszczalni, ale także w trakcie procesu oczyszczania. Nowe strategie powinny wpisywać się w trend ekoinnowacji, aby spełnić główną koncepcję Komisji Europejskiej „reduce, reuse,

recycle”, rozumianej obecnie jako najbardziej preferowana hierarchia zarządzania odpadami.

Badania naukowe zostały sfinansowane z subwencji statutowej Wydziału Infrastruktury i Środowiska Politechniki Częstochowskiej.

Literatura

- [1] Agrafioti E., Bouras G., Kalderis D., Diamadopoulos E., Biochar production by sewage sludge pyrolysis, *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis* 2013, 101, 72-78.
- [2] Amin Sh.K., Abdel Hamid E.M., El-Sherbiny S.A., Sibak H.A., Abadir M.F., The use of sewage sludge in the production of ceramic floor tiles, *HBRC Journal* 2017, www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1687404817300214 (dostęp: 11.09.2022).
- [3] Bagreev A., Bashkova S., Locke D.C., Bandosz T.J., Sewage sludge-derived materials as efficient adsorbents for removal of hydrogen sulfide, *Environmental Science and Technology* 2001, 35, 1537-1543.
- [4] Baruzzo D., Minichelli D., Bruckner S., Fedrizzi L., Bachiorrini A., Maschio S., Possible production of ceramic tiles from marine dredging spoils alone and mixed with other waste materials, *Journal of Hazardous Materials* 2006, 134, 1-3, 202-210.
- [5] Capodaglio A.G., Callegari A., Feedstock and process influence on biodiesel produced from waste sewage sludge, *Journal of Environmental Management* 2018, 216, 176-182.
- [6] Chen Z., Li J.S., Poon C.S., Combined use of sewage sludge ash and recycled glass cullet for the production of concrete blocks, *Journal of Cleaner Production* 2018, 171, 1447-1459.
- [7] Cheng Y., Yan B., Li T., Cheng Y., Li X., Guo C.Y., Experimental study on coal tar pyrolysis in thermal plasma, *Plasma Chemistry and Plasma Processing* 2015, 35, 2, 401-413.
- [8] Černatová L., Zamrazilová L., Miškovaá L., Verification of the utilization of fly ash generated by municipal sewage sludge incineration as a pigment in mural painting, *Inżynieria Mineralna – Journal of the Polish Mineral Engineering Society* 2014, 15, 1, 249-258.
- [9] Fytili D., Zabaniotou A., Utilization of sewage sludge in EU application of old and new methods – A review, *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 2008, 12, 116-140.
- [10] He Q., Xie D., Xu R., Wang T., Hu B., The utilization of sewage sludge by blending with coal water slurry, *Fuel* 2015, 159, 40-44.
- [11] Hossain M., Strezov V., Chan K., Ziolkowski A., Nelson P., Influence of pyrolysis temperature on production and nutrient properties of wastewater sludge biochar, *Journal of Environmental Management* 2011, 92, 1, 223-228.
- [12] Huang H.-J., Yang T., Lai F.-Y., Wu G.-G., Co-pyrolysis of sewage sludge and sawdust/ rice straw for the production of biochar, *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis* 2017, 125, 61-68.
- [13] Joan A.C., Lázaro V.C., Environmental effects of using clay bricks produced with sewage sludge: Leachability and toxicity studies, *Waste Management* 2012, 32(6), 1202-1208.
- [14] Käänte U., Zevenhoven R., Backman R., Hupa M., Cement manufacturing using alternative fuels and the advantages of process modelling, *Fuel Processing Technology* 2004, 85, 293-301.

- [15] Kargbo D.M., Biodiesel production from municipal sewage sludges, *Energy and Fuels* 2010, 24, 2791-2794.
- [16] Kokalj F., Arbiter B., Samec N., Sewage sludge gasification as an alternative energy storage model, *Energy Conservation and Management* 2017, 149, 738-747.
- [17] Kartini K., Dahlia Lema A.M., Dyg. Siti Quraisyah A.A., Anthony A. D., Nuraini T., Siti Rahimah R., Incinerated domestic waste sludge powder as sustainable replacement material for concrete, *Pertanika Journal of Science and Technology* 2015, 23(2), 193-205.
- [18] Kończak B., Optymalizacja procesu kapsułkowania osadów ściekowych, *Inżynieria Ekologiczna* 2017, 18(3), 168-174.
- [19] Kułczyński M., Natowska B., Transestryfikacja oleju roślinnego wspomagana energią mikrofalową, *Logistyka* 2015, 5, 283-288.
- [20] Kwon E.E., Yi H., Kwon H.H., Urban energy mining from sewage sludge, *Chemosphere* 2013, 90, 1508-1513.
- [21] Lam C., Lee P., Hsu S., Eco-efficiency analysis of sludge treatment scenarios in urban cities: the case of Hong Kong, *Journal of Cleaner Production* 2016, 112, 3028-3039.
- [22] de Figueiredo Lopes Lucena L.C., Juca J.F.T., Soares J.B., Portela M.G., Potential uses of sewage sludge in highway construction, *Journal of Materials in Civil Engineering* 2013, 26, 9, doi: 10.1061/(ASCE)MT.1943-5533.0000937.
- [23] Lin Y., Zhou S., Li F., Lin Y., Utilization of municipal sewage sludge as additives for the production of eco-cement, *Journal of Hazardous Materials* 2012, 30, 213-214.
- [24] Wójtowicz A., Kierunki rozwoju gospodarki osadowej, *Inżynier Budownictwa* 2014, <https://inzynierbudownictwa.pl/kierunki-rozwoju-gospodarki-osadowej/> (dostęp: 11.09.2022).
- [25] Lu H.L., Zhang W.H., Wang S.Z., Zhuang L.W., Yang Y.X., Qiu R.L., Characterization of sewage sludge-derived biochars from different feedstocks and pyrolysis temperatures, *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis* 2013, 102, 137-143.
- [26] Masłoń A., Surowiec z osadów, *Kierunek Wod-Kan* 2015, 3, 613, 60-67.
- [27] Materazzi M., Lettieri P., Taylor R., Chapman C., Performance analysis of RDF gasification in a two stage fluidized bed-plasma process, *Waste Management* 2016, 47, 256-266.
- [28] Pastore C., Lopez A., Lotito V., Mascolo G., Biodiesel from dewatered wastewater sludge: a two-step proces for a more advantageous production, *Chemosphere* 2013, 92, 667-673.
- [29] Pérez J.M., Rincón J.M., Romero M., Effect of moulding pressure on microstructure and technological properties of porcelain stoneware, *Ceramic International* 2012, 38(1), 317-325.
- [30] Pérez-Carrióna M., Baeza-Brotons F., Payáb J., Savala J.M., Zornoza E., Borrachero M.V., Garcésa P., Potential use of sewage sludge ash (SSA) as a cement replacement in precast concrete blocks, *Materiales de Construcción* 2014, 64(313), e002.
- [31] Raport Głównego Urzędu Statystycznego, *Ochrona Środowiska* 2017.
- [32] Rodriguez-Alloza A., Malik A., Lenzen M., Gallego J., Hybrid input-output life cycle assessment of warm mix asphalt mixtures, *Journal of Cleaner Production* 2015, 90, 171-182.
- [33] Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 9 grudnia 2014 r. w sprawie katalogu odpadów (Dz.U. 2014 poz. 1923).
- [34] Safa S., Sourcy G., Liquid and solution treatment by thermal plasma: a review, *International Journal of Environmental Science and Technology* 2014, 11, 1165-1188.
- [35] Żmudzińska-Żurek B., Kożuch B., Rakoczy J., Badanie reakcji transestryfikacji triglicerydów oleju rzepakowego bioetanolem, *Nafta-Gaz* 2009, 65, 4, 338-344.

- [36] Sayed M.H.A., Madany I.M., Buali A.R.M., Use of sewage sludge ash in asphaltic paving in hot regions, *Construction and Building Materials* 1995, 9, 1, 19-23.
- [37] Smol M., Kulczycka J., Henclik A., Gorazda K., Wzorek Z., The possible use of sewage sludge ash (SSA) in the construction industry as a way towards a circular economy, *Journal of Cleaner Production* 2015, 95, 45-54.
- [38] Striūgas N., Valinčius V., Pedišius N., Poška R., Zakarauskas K., Investigation of sewage sludge treatment using air plasma assisted gasification, *Waste Management* 2017, 64, 149-160.
- [39] Suzuki S., Tanaka M., Kaneko T., Glassceramic from sewage sludge ash, *Journal of Material Science* 1997, 32, 7, 1775-1779.
- [40] The statistical office of the European Union, *Sewage sludge production and disposal from urban wastewater*, 2016.
- [41] Thevenieau F., Nicaud J.M., *Microorganisms as sources of oils, Oilseeds and Fats Crops and Lipids* 2013, 20, 6, 1-8.
- [42] Uzunow E., Mazela A., *Lekkie kruszywo sztuczne z osadów ściekowych*, *Ekopartner* 2009, 209, 14-15.
- [43] Wójcik M., Bąk Ł., Stachowicz F., Unconventional materials from sewage sludge with a potential application in a road construction, *Advances in Science and Technology Research Journal* 2018, 12, 4, s. 65-75.
- [44] Yague A., Walls S., Vazquez E., Cushion V., Use of dry sewage sludge from waste water treatment plants as an additive in prefabricated concrete bricks, *Construction and Building Materials* 2002, 267, 31-41.
- [45] Zhang Y., Leng Z., Zou F., Wang L., Chen S.S., Tsang D.C.W., Synthesis of zeolite. A using sewage sludge ash for application in warm mix asphalt, *Journal of Cleaner Production* 2018, 172, 686-695.

NEW DIRECTIONS OF SEWAGE SLUDGE DISPOSAL AND MANAGEMENT

Abstract: The introduction of highly efficient wastewater treatment processes has contributed to an increase in the amount of sewage sludge produced, the generation of sewage sludge cannot be prevented, and the increase is estimated at about 2% per year. The method of disposal and management is closely related to the characteristics of sewage sludge especially in terms of the presence of harmful substances or pathogenic organisms, as well as the content of nutrients and the possibility of their recovery, or the transformation of sludge into a fuel or product with a potential commercial use. The chapter presented here reviews new directions of sewage sludge management, taking into account ecological, economic and legal aspects

Keywords: composting, sewage sludge, sewage sludge management, thermal methods of sewage sludge conversion

Rozdział 13

EPIZODY WYSOKICH POZIOMÓW STĘŻEŃ PM 10 NA OBSZARZE WOJEWÓDZTWA ŚLĄSKIEGO

Rafał JASIŃSKI

Politechnika Częstochowska, Wydział Infrastruktury i Środowiska
e-mail: rafal.jasinski@pcz.pl

Streszczenie: Celem rozdziału była identyfikacja epizodów smogowych interpretowanych jako okresy występowania wysokich poziomów stężeń pyłu zawieszonego PM10. Badania przeprowadzono, wykorzystując średnie jednogodzinne wartości stężeń pyłu zawieszonego PM10, zarejestrowane na wybranych automatycznych stacjach monitoringu powietrza zlokalizowanych na obszarze województwa śląskiego, w latach 2019-2021. Jako epizod smogowy przyjęto sytuację, gdy średniodobowy poziom stężenia PM10 osiągnął wartość co najmniej $75 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Przeprowadzono również analizę częstości występowania poziomu informowania o ryzyku przekroczenia poziomu alarmowego stężenia średniego 24-godzinnego ($100 \mu\text{g}/\text{m}^3$) oraz osiągnięcia poziomu alarmowego stężenia średniego 24-godzinnego ($150 \mu\text{g}/\text{m}^3$). W wyniku przeprowadzonej analizy wskazano obszary województwa śląskiego z największą częstością występowania epizodów wysokich poziomów stężeń pyłu zawieszonego PM10. Do badań wykorzystano dane monitoringowe pozyskane z krajowej bazy danych jakości powietrza JPOAT2.0 udostępnione przez Główny Inspektorat Ochrony Środowiska.

Słowa kluczowe: PM10, Polska, smog, województwo śląskie, zanieczyszczenie powietrza

Wprowadzenie

Problem zanieczyszczenia środowiska jest obecnie przedmiotem zainteresowania społeczeństwa, co przekłada się na coraz większą świadomość zagrożeń środowiskowych. Jednym z głównych komponentów środowiska oddziałujących bezpośrednio na jakość życia jest jakość powietrza na obszarach zurbanizowanych. Zarówno mieszkańcy większych miast, jak i mniejszych miejscowości coraz częściej skarżą się na uciążliwości wynikające z wysokich poziomów stężeń zanieczyszczeń powietrza. W Polsce jednym z głównych zanieczyszczeń powietrza, którego poziomy przekraczają wartości dopuszczalne, jest pył zawieszony. Wysokie poziomy stężenia pyłu zawieszonego występują zwłaszcza w okresach zimowych. Prowadzone są badania nad czynnikami wpływającymi na identyfikację epizodów smogowych w Polsce oraz przyczynami ich powstawania [1, 2, 3].

Pyły mogą powstawać w wyniku procesów naturalnych, jak również wskutek antropogenicznej działalności człowieka, np. spalania paliw kopalnych, transportu

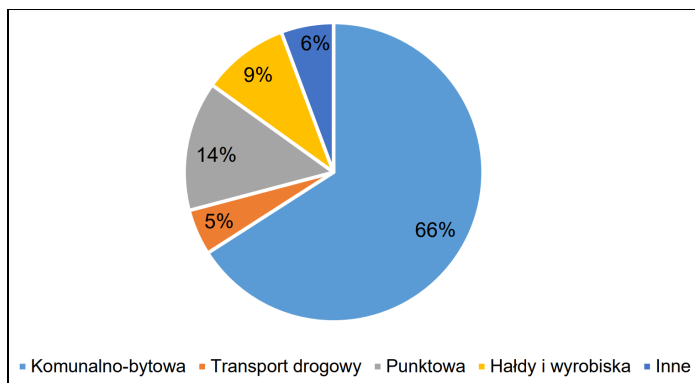
czy unosu materiałów sypkich składowanych na niezabezpieczonych składowiskach odpadów przemysłowych [4÷7]. Zanieczyszczenia znajdujące się w powietrzu oraz produkty ich chemicznych i fotochemicznych przemian przy niekorzystnych warunkach pogodowych tworzą nienaturalne zjawisko atmosferyczne, jakim jest smog. W Polsce przy niskich temperaturach powietrza oraz niskiej prędkości wiatru można zaobserwować występowanie tzw. smogu zimowego. Zjawisko to jest spowodowane głównie niską emisją w połączeniu z niekorzystnymi warunkami meteorologicznymi. Na tworzenie się smogu wpływa również wilgotność powietrza, inwersja termiczna, ukształtowanie terenu oraz stopień urbanizacji terenu. Głównymi zanieczyszczeniami wchodzącymi w skład smogu typu zimowego są pyły oraz zanieczyszczenia gazowe, takie jak: tlenki azotu, tlenek węgla, dwutlenek siarki, wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne oraz lotne związki organiczne [8, 9].

Celem pracy była identyfikacja występowania epizodów wysokich poziomów stężeń pyłu zawieszonego PM10 zarejestrowanych na wybranych automatycznych stacjach monitoringu powietrza zlokalizowanych na obszarze województwa śląskiego. Jest to obszar silnie zurbanizowany i uprzemysłowiony, a co za tym idzie, szczególnie narażony na występowanie ponadnormatywnych poziomów stężeń zanieczyszczeń powietrza, w tym głównie pyłu zawieszonego PM10 [10].

13.1. Metodyka badań

13.1.1. Opis rejonu badań

Województwo śląskie charakteryzuje się dużym zróżnicowaniem geograficznym i krajobrazowym, występują tu góry, tereny wyżynne i nizinne. Region ten obejmuje Beskid Śląski, Żywiecki, Pogórze Beskidzkie, lesiste obszary Niziny Śląskiej oraz zurbanizowany obszar Wyżyny Śląskiej. Województwo śląskie jest regionem o najwyższym wskaźniku gęstości zaludnienia, trzykrotnie przewyższającym średnią dla Polski. Głównym źródłem zanieczyszczenia powietrza na tym obszarze jest emisja antropogeniczna, na którą składa się emisja z sektora komunalno-bytowego, z działalności przemysłowej oraz emisja komunikacyjna (rys. 13.1) [10].

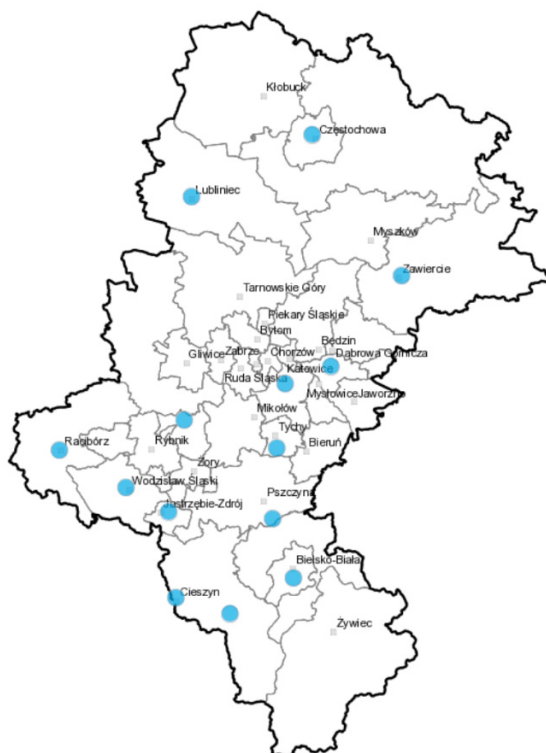


Rys. 13.1. Udział źródeł emisji pyłu PM10 w emisji ogółem w województwie śląskim [10]

13.1.2. Dane pomiarowe

Do badań wykorzystano jednogodzinne wartości stężeń pyłu zawieszzonego PM10 zarejestrowane w latach 2019-2021 na 16 automatycznych stacjach monitoringu powietrza zlokalizowanych w województwie śląskim (rys. 13.2):

1. Bielsko-Biała, ul. Kossak-Szczuckiej;
2. Częstochowa, al. AK /
al. Jana Pawła II;
3. Częstochowa, ul. Baczyńskiego;
4. Dąbrowa Górnicza, ul. Tysiąclecia;
5. Gliwice, ul. Mewy;
6. Katowice, ul. Kossutha;
7. Lubliniec, ul. ks. Szymały;
8. Rybnik, ul. Borki;
9. Sosnowiec, ul. Lubelska;
10. Tychy, ul. Tołstoja;
11. Ustroń, ul. Sanatoryjna;
12. Wodzisław Śląski,
ul. Gałczyńskiego;
13. Zabrze, ul. M. Curie-Skłodowskiej;
14. Zawiercie, ul. K.I. Gałczyńskiego;
15. Złoty Potok, Leśniczówka;
16. Żywiec, ul. Kopernika.



Rys. 13.2. Lokalizacja automatycznych stacji monitoringu powietrza w województwie śląskim [11]

Dane pozyskano z oficjalnej strony internetowej Głównego Inspektoratu Ochrony Środowiska (GIOŚ). Wszystkie stacje pomiarowe pochodzą ze stacji włączonych do Programu Państwowego Monitoringu Środowiska, który nadzoruje GIOŚ – Regionalny Wydział Monitoringu Środowiska w Katowicach [11].

W tabeli 13.1 zamieszczono podstawowe parametry statystyczne jednogodzinnych wartości stężeń pyłu zawieszonego PM10 zarejestrowanych na wybranych automatycznych stacjach monitoringu powietrza w województwie śląskim w latach 2019-2020. Kompletność serii jednogodzinnych wartości stężeń PM10 wahała się od 76,0% do 99,5%. Najwyższe średnie stężenie PM10 zaobserwowano na stacji pomiarowej zlokalizowanej w Rybniku (37,3 $\mu\text{g}/\text{m}^3$). Również w Rybniku zarejestrowano najwyższą jednogodzinną wartość stężenia PM10 (1019,7 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) oraz najwyższe odchylenie standardowe świadczące o dużym odchyleniu zmierzonych wartości stężeń PM10 od średniej arytmetycznej (50,8 $\mu\text{g}/\text{m}^3$). Najniższe średnie stężenia PM10 odnotowano na stacji pomiarowej w Ustroniu (16,7 $\mu\text{g}/\text{m}^3$). Z kolei najniższe z maksymalnych wartości stężeń PM10 odnotowano na stacji pomiarowej w Żłotym Potoku, gdzie również odchylenie standardowe było najniższe (12,0 $\mu\text{g}/\text{m}^3$).

Tabela 13.1. Podstawowe parametry statystyczne jednogodzinnych wartości stężeń pyłu zawieszonego PM10 zarejestrowanych na wybranych automatycznych stacjach monitoringu powietrza w województwie śląskim w latach 2019-2020

Stacja pomiarowa	Kompletność serii [%]	Wartość minimalna [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]	Średnia arytmetyczna [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]	Wartość maksymalna [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]	Odchylenie standardowe [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]
Bielsko-Biała, ul. Kossak-Szczuckiej	99,4%	2,3	27,3	367,2	23,3
Częstochowa, al. AK / al. Jana Pawła II	99,2%	2,1	34,8	614,0	29,2
Częstochowa, ul. Baczyńskiego	99,4%	0,6	25,0	280,1	20,3
Dąbrowa Górnicza, ul. Tysiąclecia	98,1%	2,0	31,5	271,3	25,4
Gliwice, ul. Mewy	99,5%	2,2	30,2	369,2	26,8
Katowice, ul. Kossutha	97,5%	2,4	31,0	231,9	22,6
Lubliniec, ul. ks. Szymały	99,5%	2,4	32,3	339,1	25,9
Rybnik, ul. Borki	99,2%	1,0	37,3	1019,7	50,8
Sosnowiec, ul. Lubelska	99,3%	1,5	28,5	281,1	22,7
Tychy, ul. Tołstoja	98,9%	1,4	29,0	346,4	27,9
Ustroń, ul. Sanatoryjna	99,5%	2,4	16,7	253,4	15,4
Wodzisław Śląski, ul. Gałczyńskiego	99,1%	2,2	37,1	498,4	36,7
Zabrze, ul. M. Curie-Skłodowskiej	99,6%	2,0	35,3	689,2	38,7
Zawiercie, ul. K.I.Gałczyńskiego	79,0%	1,2	35,2	609,7	34,4
Żłoty Potok, Leśniczówka	99,3%	3,0	21,4	130,9	12,0
Żywiec, ul. Kopernika	98,0%	1,5	34,7	568,9	40,6

13.1.3. Metodyka obliczeń

Wartości średnie jednogodzinne zostały uśrednione do wartości średniodobowych. Zgodnie z Rozporządzeniem Ministra Klimatu i Środowiska z dnia 11 grudnia 2020 roku w sprawie dokonywania oceny poziomów substancji w powietrzu [12] uśrednienie danych zostało wykonane pod warunkiem, że udział ważnych danych wynosił powyżej 75% (tj. występowało co najmniej 18 ważnych wartości z 24 w każdej dobie). W pracy przeprowadzono analizę częstości przekroczeń średniodobowej wartości dopuszczalnej stężenia pyłu zawieszonego PM10 ($50 \mu\text{g}/\text{m}^3$) [13]. Następnie zidentyfikowano epizody smogowe, które w niniejszej pracy przyjęto jako przypadki, gdy średnie dobowe stężenie pyłu PM10 było większe lub równe $75 \mu\text{g}/\text{m}^3$, tj. poziom zanieczyszczeń przekroczył 50% dopuszczalnego dobowego poziomu pyłu PM10, który wynosi $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ [13]. Przeprowadzono również analizę częstości występowania poziomu informowania o ryzyku przekroczenia poziomu alarmowego stężenia średniego 24-godzinnego PM10 ($100 \mu\text{g}/\text{m}^3$) oraz osiągnięcia poziomu alarmowego stężenia średniego 24-godzinnego PM10 ($150 \mu\text{g}/\text{m}^3$) [13].

13.2. Wyniki i omówienie wyników

W tabeli 13.2 zamieszczono wyniki analizy częstości występowania wysokich średniodobowych poziomów stężeń PM10 na automatycznych stacjach monitoringu powietrza na obszarze województwa śląskiego w latach 2019-2021. Wyznaczono liczbę dni, w których występowały przekroczenia wartości kryterialnych w ujęciu procentowym w stosunku do całego okresu badań.

Na wszystkich analizowanych stacjach monitoringu powietrza występowały przekroczenia średniodobowego poziomu dopuszczalnego stężenia PM10 ze względu na ochronę zdrowia ludzi ($50 \mu\text{g}/\text{m}^3$). Najczęściej przekroczenia występowały na stacji pomiarowej w Wodzisławiu Śląskim, gdzie przez 215 dni występowało przekroczenie dopuszczalnej średniodobowej wartości stężenia PM10, co stanowiło aż 19,6% wszystkich dni w analizowanym okresie. Również bardzo wysokie częstości przekroczeń dopuszczalnego średniodobowego poziomu stężeń PM10 zaobserwowano w Żywcu (18,5%), Zabrze (18,4%) i Rybniku (18,4%). Najniższe wartości częstości przekroczeń wartości dopuszczalnej występowały na stacjach pomiarowych zlokalizowanych w Ustroniu (1,8%) i Złotym Potoku (2,1%). Na pozostałych stacjach w analizowanym okresie przekroczenia dopuszczalnego średniodobowego poziomu stężeń PM10 mieściły się w zakresie od 6,2% do 15,8% dni.

Na wszystkich stacjach pomiarowych zidentyfikowano występowanie epizodów smogowych. Najwięcej epizodów smogowych zaobserwowano w Rybniku (95 dni, tj. 8,7%), Wodzisławiu Śląskim (91 dni, tj. 8,3%), Zabrze (86 dni, tj. 7,8%) oraz Żywcu (83 dni, tj. 7,6%). Na stacjach pomiarowych zlokalizowanych w Zawierciu, Częstochowie – al. AK/ al. Jana Pawła II, Dąbrowie Górniczej, Gliwicach, Lublińcu występowały nieco niższe, ale również wysokie częstości występowania epizodów smogowych (ok. 4-5% w analizowanym okresie), 2 epizody smogowe zidentyfikowano w Złotym Potoku oraz 11 w Ustroniu.

Tabela 13.2. Częstość występowania wysokich poziomów średniodobowych stężeń PM10 na wybranych stacjach monitoringu powietrza na obszarze województwa śląskiego w latach 2019-2021

Stacja pomiarowa	Jednostka	Poziom dopuszczalny >50 µg/m ³	Epizod smogowy ≥75 µg/m ³	Poziom informowania ≥100 µg/m ³	Poziom alarmowy ≥150 µg/m ³
Bielsko-Biała ul. Kossak-Szczuckiej	Liczba dni	109	27	9	1
	%	9,9%	2,5%	0,8%	0,1%
Częstochowa al. AK / al. Jana Pawła II	Liczba dni	173	54	21	3
	%	15,8%	4,9%	1,9%	0,3%
Częstochowa ul. Baczyńskiego	Liczba dni	68	18	9	0
	%	6,2%	1,6%	0,8%	0,0%
Dąbrowa Górnicza ul. Tysiąclecia	Liczba dni	147	47	13	0
	%	13,4%	4,3%	1,2%	0,0%
Gliwice ul. Mewy	Liczba dni	132	47	17	2
	%	12,0%	4,3%	1,6%	0,2%
Katowice ul. Kossutha	Liczba dni	136	30	9	0
	%	12,4%	2,7%	0,8%	0,0%
Lubliniec ul. ks. Szymały	Liczba dni	152	45	9	1
	%	13,9%	4,1%	0,8%	0,1%
Rybnik ul. Borki	Liczba dni	202	95	61	19
	%	18,4%	8,7%	5,6%	1,7%
Sosnowiec ul. Lubelska	Liczba dni	118	29	7	0
	%	10,8%	2,6%	0,6%	0,0%
Tychy ul. Tołstoja	Liczba dni	129	37	12	5
	%	11,8%	3,4%	1,1%	0,5%
Ustroń ul. Sanatoryjna	Liczba dni	20	11	4	0
	%	1,8%	1,0%	0,4%	0,0%
Wodzisław Śląsk, ul. Gałczyńskiego	Liczba dni	215	91	38	9
	%	19,6%	8,3%	3,5%	0,8%
Zabrze ul. M. Curie-Skłodowskiej	Liczba dni	202	86	44	10
	%	18,4%	7,8%	4,0%	0,9%
Zawiercie ul. K.I.Gałczyńskiego	Liczba dni	141	57	19	1
	%	12,9%	5,2%	1,7%	0,1%
Złoty Potok Leśniczówka	Liczba dni	23	2	0	0
	%	2,1%	0,2%	0,0%	0,0%
Żywiec ul. Kopernika	Liczba dni	203	83	40	10
	%	18,5%	7,6%	3,6%	0,9%

Największą liczbę przekroczeń poziomu informowania o ryzyku przekroczenia poziomu alarmowego stężenia średniego 24-godzinnego PM10 zidentyfikowano na

tych samych stacjach, na których występowały epizody smogowe. Największą liczbę dni, w których przekroczony został poziom alarmowy, zidentyfikowano na stacjach w Rybniku (19 razy), Zabrze (10 razy), Żywcu (10 razy) i Wodzisławiu Śląskim (9 razy). Nie zidentyfikowano przekroczenia poziomów alarmowych na stacjach pomiarowych w Częstochowie – ul. Baczyńskiego, Dąbrowie Górniczej, Katowicach – ul. Kossutha, Sosnowcu, Ustroniu i Złotym Potoku.

Wnioski

Przedstawiona powyżej analiza wykazała, że na większości obszaru województwa śląskiego w latach 2019-2021 występowały warunki sprzyjające do powstawania epizodów smogowych. Wskazano obszary, na których występowały najwyższe częstotliwości przekroczenia wartości dopuszczalnych oraz poziomów informowania i poziomów alarmowych związanych z wystąpieniem wysokich poziomów stężeń PM10 oraz zidentyfikowano największą liczbę dni z epizodami smogowymi, co pozwoliło na wskazanie obszarów w województwie śląskim szczególnie narażonych na występowanie epizodów smogowych. W wyniku przeprowadzonych badań można sformułować następujące wnioski:

1. W latach 2019-2021 na wszystkich analizowanych stacjach pomiarowych zlokalizowanych na obszarze aglomeracji górnośląskiej odnotowano przekroczenia dopuszczalnej średniodobowej wartości stężenia pyłu zawieszonego PM10.
2. Najwięcej epizodów smogowych w latach 2019-2021 w województwie śląskim zidentyfikowano na stacjach pomiarowych w Rybniku, Wodzisławiu Śląskim, Zabrze oraz Żywcu.
3. Największą liczbę przypadków osiągnięcia poziomu informowania o ryzyku przekroczenia poziomu alarmowego oraz liczbę przypadków osiągnięcia poziomu alarmowego stężenia średniego 24-godzinnego PM10 odnotowano na stacji pomiarowej w Rybniku.
4. Spośród automatycznych stacji monitoringu powietrza w województwie śląskim najniższe częstotliwości występowania epizodów smogowych zidentyfikowano w miejscowości Złoty Potok i Ustroń.

Badania naukowe zostały sfinansowane z subwencji statutowej Wydziału Infrastruktury i Środowiska Politechniki Częstochowskiej.

Literatura

- [1] Iwanek J., Strużewska J., Kobus D., Kamiński J., Durka P., Kostrzewa J., Peck T., Analiza wybranych epizodów wysokich stężeń pyłu PM10 z lat 2013-2016, Główny Inspektorat Ochrony Środowiska, Instytut Ochrony Środowiska – Państwowy Instytut Badawczy, Warszawa 2016.
- [2] GIOŚ, Analiza wybranych epizodów wysokich stężeń pyłu PM10 z lat 2013-2016. Etap I. Epizody z lat 2013-2014, Instytut Ochrony Środowiska – Państwowy Instytut Badawczy, Warszawa 2016.

- [3] GIOŚ, Analiza wybranych epizodów wysokich stężeń pyłu PM10 z lat 2013-2016. Etap II. Epizody z lat 2015-2016, Instytut Ochrony Środowiska – Państwowy Instytut Badawczy, Warszawa 2017.
- [4] Hys A., Dumańska J., Tworek K., Stężenie pyłów zawieszonych PM10 w Polsce w 2015 roku – porównanie danych z serwisu CAMS programu Copernicus z danymi Głównego Inspektoratu Ochrony Środowiska, Metrologia i Probiernictwo – Biuletyn Głównego Urzędu Miar 2008, 1, 12-19.
- [5] Juda-Rezler K., Toczko B. (red.), Pyły drobne w atmosferze. Kompendium wiedzy o zanieczyszczeniu powietrza pyłem zawieszonym w Polsce, Biblioteki Monitoringu Środowiska, Warszawa 2016.
- [6] Dmochowska A., Dmochowski D., Kuskowska K., Wolna J., Wpływ emisji cząstek stałych z liniowych źródeł zanieczyszczenia na poziom stężenia pyłu zawieszonego PM10, PM2,5, PM1,0 w miejskim powietrzu atmosferycznym, Zeszyty Naukowe SGSP 2014, 2, 50, 121-131,
- [7] Filonchik M., Yan H., Urban Air Pollution Monitoring by Groud-Based Stations and Satellite Data, Springer International Publishing, China 2018.
- [8] Kucęba R., Kulej-Dudek E., Zarządzanie niską emisją – społecznościowa platforma transferu wiedzy, Zeszyty Naukowe Politechniki Śląskiej 2016, 93, 309-321.
- [9] Zajusz-Zubek E., Filipek J., Mainka A., Wpływ źródeł spalających paliwa stałe na zanieczyszczenia środowiska pyłem PM10 na przykładzie miast Tarnowskie Góry, Inżynieria i Ochrona Środowiska 2018, 22, 1, 15-26.
- [10] GIOŚ, Departament Monitoringu Środowiska, Regionalny Wydział Monitoringu Środowiska w Katowicach, Stan środowiska w województwie śląskim, Raport 2020, Katowice 2020.
- [11] GIOŚ, <https://powietrze.gios.gov.pl/pjp/maps/measuringstation?woj=slaskie&rwms=true> (dostęp: 25.08.2022).
- [12] Rozporządzenie Ministra Klimatu i Środowiska z dnia 11 grudnia 2020 r. w sprawie dokonywania oceny poziomów substancji w powietrzu (Dz.U. 2020 poz. 2279).
- [13] Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 24 sierpnia 2012 r. w sprawie poziomów niektórych substancji w powietrzu (Dz.U. 2012 poz. 1031 z późn. zm.)

EPISODES OF HIGH LEVELS OF PM10 CONCENTRATIONS IN THE AREA OF THE SILESIA VOIVODESHIP

Abstract: The aim of the chapter was to identify smog episodes, i.e. periods of high levels of PM10 concentrations. The research was carried out using the one-hour average values of PM10 concentrations recorded at selected automatic air monitoring stations located in the Silesian Voivodeship in the years 2019-2021. The situation when the average daily level of PM10 concentration reached the value of at least 75 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ was assumed as a smog episode. An analysis of the frequency of the level of informing about the risk of exceeding the alarm level of the average 24-hour concentration (100 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) and of reaching the alarm level of the average 24-hour concentration (150 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) was also carried out. As a result of the analysis, the areas of the Silesian Voivodeship with the highest frequency of episodes of high levels of PM10 concentrations were identified. The research used monitoring data obtained from the national air quality database JPOAT2.0 provided by the Chief Inspectorate for Environmental Protection.

Keywords: air pollution, Silesian Voivodeship, smog, PM10, Poland

Rozdział 14

RODZAJE PRZEBIEGÓW DOBOWYCH STĘŻEŃ PM10 NA WYBRANYCH STACJACH MONITORINGU POWIETRZA

Rafał JASIŃSKI

Politechnika Częstochowska, Wydział Infrastruktury i Środowiska
e-mail: rafal.jasinski@pcz.pl

Streszczenie: Przy pomocy algorytmu grupowania metodą k -średnich utworzono różne, możliwie odmienne skupienia przebiegów dobowych średnich jednogodzinnych wartości stężeń PM10. Przeprowadzono badania nad okresami występowania poszczególnych typów przebiegów dobowych stężeń PM10. Do analizy wybrano dane pochodzące z automatycznych stacji monitoringu powietrza zlokalizowanych w województwie śląskim, na których występowały najwyższe oraz najniższe poziomy stężeń PM10 w latach 2019-2021. Stwierdzono, że w rejonie silnie zurbanizowanym w przebiegach dobowych stężeń PM10 można wyróżnić wyraźne wzrosty stężeń w godzinach nocnych. Na obszarach mniej zanieczyszczonych poziomy stężeń PM10 mają podobny przebieg dobowy w ciągu całego roku kalendarzowego, różnice wynikają głównie z różnych wartości średnich. Do badań wykorzystano dane monitoringowe z lat 2019-2021 pozyskane z krajowej bazy danych jakości powietrza JPOAT2.0, udostępnione przez Główny Inspektorat Ochrony Środowiska.

Słowa kluczowe: PM10, powietrze, przebieg dobowy, zanieczyszczenie

Wprowadzenie

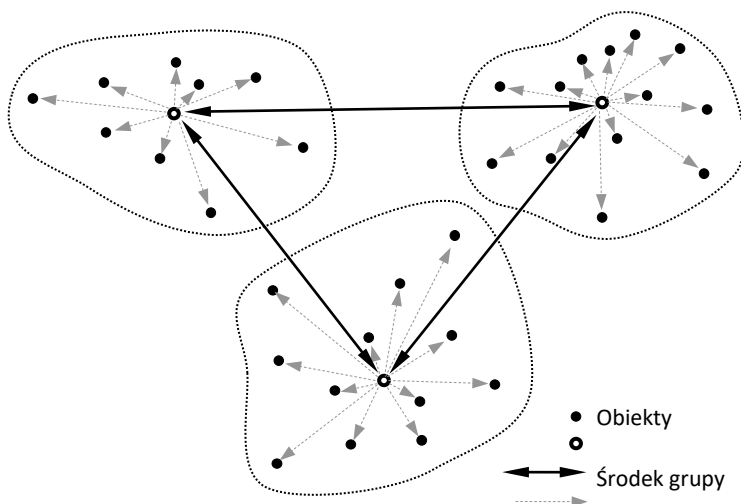
Poziomy stężeń większości zanieczyszczeń powietrza charakteryzują się zmiennością sezonową związaną z warunkami klimatycznymi występującymi na danym obszarze. W okresie zimowym, zwłaszcza w okresach niskiej temperatury powietrza, w wyniku spalania znacznych ilości paliw dla potrzeb grzewczych następuje istotny wzrost stężeń zanieczyszczeń w powietrzu, w tym głównie pyłu zawieszonego [1]. W okresie grzewczym rejestruje się najwięcej przypadków przekroczeń wartości dopuszczalnych stężeń PM10 i PM2,5. Zjawisko to występuje szczególnie na obszarach aglomeracji miejskich, zwłaszcza silnie zurbanizowanych i uprzemysłowionych. Wysokie stężenia pyłu zawieszonego w sezonach grzewczych, szczególnie w rejonach zabudowy mieszkaniowej, wskazują na silny wpływ tzw. niskiej emisji pochodzącej z sektora komunalno-bytowego, gdyż emisje z sektora przemysłowego nie wykazują zwykle znaczących różnic sezonowych. W półroczu letnim, z powodu mniejszej emisji i bardziej korzystnych warunków propagacji zanieczyszczeń w atmosferze, dużo rzadziej dochodzi do kumulacji zanieczyszczeń pierwotnych w powietrzu [2, 3].

W określonym obszarze istnieje prawidłowość w zmienności poziomów stężeń zanieczyszczeń powietrza w powtarzających się cyklach dobowych. Zmienność ta uwarunkowana jest wieloma czynnikami lokalnymi, regionalnymi i globalnymi. Wpływ tych czynników może mieć charakter cykliczny w różnych okresach roku. Jest to uwarunkowane zarówno cykliczną charakterystyką aktywności źródeł emisji, jak i występowaniem regularnych zmian czynników warunkujących rozprzestrzenianie się zanieczyszczeń w powietrzu, związanych z porą doby oraz porą roku. Czynnikiemami tymi są zwłaszcza: zmienność dobową warunków meteorologicznych warunkujących procesy rozprzestrzeniania się zanieczyszczeń w powietrzu oraz zmienność dobową aktywności źródeł emisji, związana z periodycznością procesów technologicznych czy aktywnością mieszkańców. W wyniku powyższych czynników poziomy stężenie zanieczyszczeń w powietrzu w ciągu doby zmieniają się w sposób okresowy, właściwy dla poszczególnych zanieczyszczeń powietrza [4].

14.1. Grupowanie danych

Dane monitoringowe pochodzące z sieci monitoringu powietrza są archiwizowane w postaci obszernych baz danych i przechowywane do dalszych analiz. Jednym z problemów badaczy mających do czynienia z obserwacjami w postaci obszernej zestawów danych jest organizowanie ich w sensowne struktury lub grupy.

Celem metod grupowania danych jest identyfikacja grup rekordów, obserwacji lub przypadków w ten sposób, że podobieństwo wewnątrz grupy jest bardzo duże, podczas gdy podobieństwo do rekordów z innych grup jest bardzo małe. Zatem algorytmy grupowania dążą do utworzenia takich grup rekordów, aby zmienność pomiędzy grupami była duża w porównaniu ze zmiennością wewnątrz grupy (rys. 14.1) [5, 6].



Rys. 14.1. Schemat grupowania obiektów [6]

Grupowanie jest często wykonywane jako krok wstępny do procesu eksploracji danych. Wyniki takiej analizy w postaci wyselekcjonowanych grup mogą być użyte jako dane wejściowe do innej techniki obliczeniowej, np. sieci neuronowych. Z powodu dużego rozmiaru wielu baz danych korzystnie jest przeprowadzić wcześniej analizę grupowania, aby zredukować przestrzeń przeszukiwań dla algorytmów obliczeniowych [6].

Jedną z metod grupowania danych jest analiza skupień. Metoda ta jest szczególnie użyteczna do grupowania danych wielowymiarowych. W przypadku tylko dwóch lub trzech zmiennych, w celu znalezienia struktury czy grup obiektów, wystarczy przyrzeć się wykresowi rozrzutu w układzie współrzędnych kartezjańskich, jak np. na rys. 14.1. W przypadku więcej niż trzech zmiennych można jedynie wyobrazić sobie zestaw danych w postaci obiektów w wielowymiarowej przestrzeni euklidesowej.

Jedną z najpopularniejszych metod grupowania danych jest metoda k -średnich. Metoda ta wymaga na wstępie określenia przez badacza liczby podgrup, na które będzie dzielony zbiór danych wejściowych. Liczba tych skupisk oznaczana jest literą k , stąd nazwa metody. Procedura grupowania rozpoczyna się od wyznaczania k losowych skupień, następnie obiekty przenoszone są między tymi skupieniami w celu minimalizacji zmienności wewnątrz skupień i maksymalizacji zmienności między skupieniami, tak aby otrzymać najbardziej istotne wyniki analizy wariancji. Z punktu widzenia obliczeń metodę k -średnich można traktować jako odwrotność analizy wariancji [7].

Celem rozdziału było wyznaczenie różnego typu przebiegów dobowych stężeń PM10 na wybranych stacjach monitoringu powietrza, stosując algorytm grupowania metodą k -średnich.

14.2. Metodyka badań

Do badań wykorzystano jednogodzinne wartości stężeń PM10 pochodzące z automatycznych stacji monitoringu powietrza zlokalizowanych w województwie śląskim, zarejestrowane w latach 2019-2021. Dane pozyskano z krajowej bazy danych jakości powietrza JPOAT2.0, udostępnione przez Główny Inspektorat Ochrony Środowiska na oficjalnej stronie internetowej, gdzie publikowane są wyniki pomiarów monitoringu powietrza ze stacji włączonych do Programu Państwowego Monitoringu Środowiska nadzorowanego przez GIOŚ – Regionalny Wydział Monitoringu Środowiska w Katowicach [8].

Dane wejściowe uszeregowano do postaci cykli dobowych jednogodzinnych wartości stężeń PM10. Otrzymano macierz o wymiarze 1096×24 , gdzie wiersze stanowiły kolejne doby w przyjętym okresie badań, a kolumny 24 godziny doby. W ten sposób przygotowane dane poddano analizie grupowania metodą k -średnich. Dane grupowano przypadkami (wierszami). Przyjęto $k = 4$ skupienia. Uzyskano podział danych wejściowych na 4 grupy. Środki uzyskanych skupień utworzyły różne, możliwie odmienne punkty w 24-wymiarowej przestrzeni euklidesowej, które po naniesieniu ich na dwuwymiarowy wykres utworzyły 4 możliwie odmienne typy

przebiegów dobowych stężeń PM10, występujących w rejonie lokalizacji stacji pomiarowej.

Zidentyfikowano liczebność przypadków przyporządkowanych poszczególnym skupieniom. Braki danych usuwano przypadkami, tj. do obliczeń pozostawiono tylko te doby, w których występowały wszystkie 24 wartości pomiarowe. Dodatkowo przeprowadzono badania nad okresami występowania poszczególnych typów przebiegów dobowych stężeń PM10 w kolejnych kwartałach roku kalendarzowego w okresie od 2019 do 2021 roku. Do badań wybrano dane pochodzące z automatycznej stacji monitoringu powietrza zlokalizowanej w Rybniku – ul. Borki, gdzie występują najwyższe stężenia PM10 w województwie śląskim, oraz stacji tła regionalnego dla województwa śląskiego zlokalizowanej w Złotym Potoku z dala od źródeł emisji, gdzie występują jedne z najniższych poziomów stężeń PM10 w województwie śląskim [9].

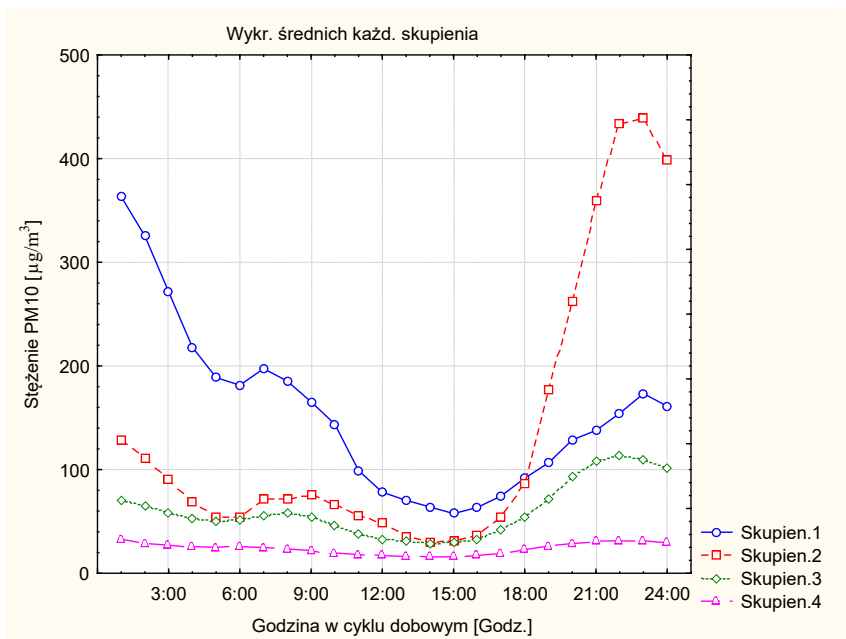
W tabeli 14.1 zamieszczono podstawowe parametry statystyczne jednogodzinnych wartości stężeń pyłu zawieszonego PM10 zarejestrowanych na automatycznej stacji pomiarowej w Rybniku w latach 2019-2020. Kompletność serii jednogodzinnych wartości stężeń PM10 była bardzo wysoka, ponad 99%. Najwyższa wartość stężenia PM10 zaobserwowana na stacji pomiarowej w Rybniku wynosiła 1019,7 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, natomiast na stacji pomiarowej w Złotym Potoku wartość maksymalna wynosiła 130,9 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Odchylenie standardowe jednogodzinnych wartości stężeń PM10 w Rybniku wynosiła 50,8 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, co świadczy o dużym odchyleniu zmierzonych wartości stężeń PM10 od średniej arytmetycznej przy tylko 12,0 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ w przypadku danych pochodzących ze Złotego Potoku.

Tabela 14.1. Podstawowe parametry statystyczne jednogodzinnych wartości stężeń pyłu zawieszonego PM10 zarejestrowanych na automatycznej stacji monitoringu powietrza w Rybniku i Złotym Potoku w latach 2019-2020

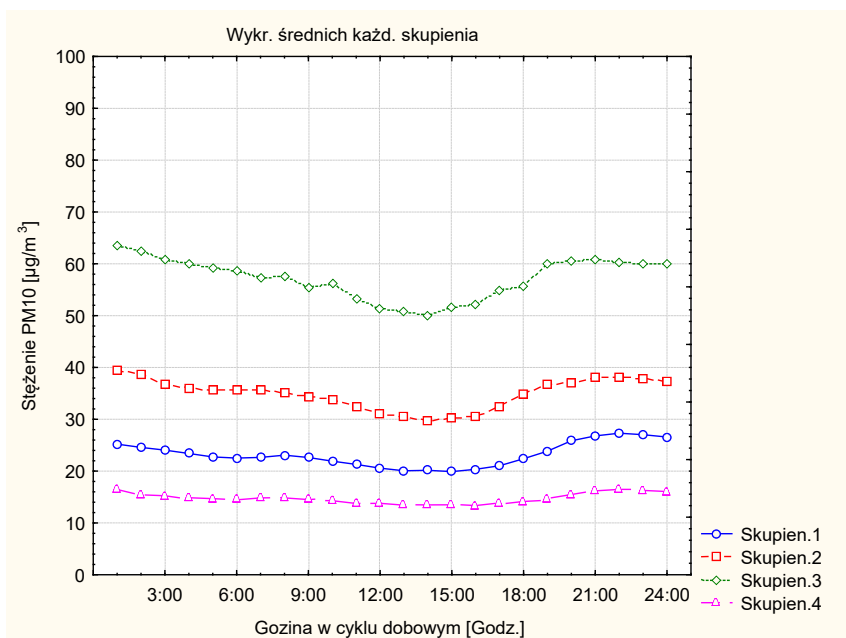
Stacja pomiarowa	Kompletność serii [%]	Wartość minimalna [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]	Średnia arytmetyczna [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]	Wartość maksymalna [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]	Odchylenie standardowe [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]
Rybnik, ul. Borki	99,2%	1,0	37,3	1019,7	50,8
Złoty Potok, Leśniczówka	99,3%	3,0	21,4	130,9	12,0

14.3. Wyniki i omówienie wyników

Na poniższych rysunkach przedstawiono skupienia, które utworzyły 4 typy przebiegów dobowych stężeń PM10, występujące w rejonie lokalizacji stacji pomiarowej w Rybniku (rys. 14.1) i Złotym Potoku (rys. 14.2). Każdy z otrzymanych przebiegów dobowych stanowi środek w 24-wymiarowej przestrzeni euklidesowej dla grupy jednego z 4 skupień. Na wykresach na osi rzędnych naniesiono wartości 24 współrzędnych środka skupienia. Oś odciętych stanowi szereg czasowy w jednogodzinnych odstępach czasowych w cyklu dobowym.



Rys. 14.1. Przebiegi dobowe stężeń PM10 wyznaczone za pomocą algorytmu grupowania metodą k -średnich ($k = 4$) – Rybnik, ul. Borki (2019-2021)



Rys. 14.2. Przebiegi dobowe stężeń PM10 wyznaczone za pomocą algorytmu grupowania metodą k -średnich ($k = 4$) – Złoty Potok, Leśniczówka (2019-2021)

W tabeli 14.2 zamieszczono liczebność przypadków przyporządkowanych poszczególnym skupieniom, sumarycznie dla każdego ze skupień oraz z uwzględnieniem kolejnych kwartałów roku kalendarzowego w latach 2019-2021.

Tabela 14.2. Liczba przypadków (dni) w poszczególnych skupieniach stężeń PM10 – Rybnik, ul. Borki oraz Złoty Potok Leśniczówka (2019-2021)

Stacja pomiarowa	Nr skupienia	Jednostka	Liczba przypadków w skupieniu	Liczba przypadków w skupieniu w roku kalendarzowym			
				I kwartał	II kwartał	III kwartał	IV kwartał
Rybnik, ul. Borki	1	Liczba dni	30	21	0	0	9
		%	2,7%	2,0%	0,0%	0,0%	0,8%
	2	Liczba dni	25	17	0	0	8
		%	2,3%	1,6%	0,0%	0,0%	0,7%
	3	Liczba dni	214	96	32	5	81
		%	19,5%	9,0%	3,0%	0,5%	7,6%
	4	Liczba dni	780	135	232	243	170
		%	71,2%	12,6%	21,7%	22,7%	15,9%
	odrzucone	Liczba dni	47	-	-	-	-
		%	4,3%	-	-	-	-
Złoty Potok, Leśniczówka	1	Liczba dni	335	90	90	40	115
		%	30,6%	8,4%	8,4%	3,7%	10,8%
	2	Liczba dni	139	72	12	2	53
		%	12,7%	6,7%	1,1%	0,2%	5,0%
	3	Liczba dni	32	28	0	0	4
		%	3,0%	2,6%	0,0%	0,0%	0,4%
	4	Liczba dni	490	60	138	201	91
		%	44,7%	5,6%	12,9%	18,8%	8,5%
	odrzucone	Liczba dni	100	-	-	-	-
		%	9,1%	-	-	-	-

Dla danych pochodzących ze stacji pomiarowej w Rybniku poszczególne typy przebiegów dobowych stężeń PM10 różnią się średnimi poziomami stężeń, porą występowania maksimum dobowego oraz okresami występowania w poszczególnych

kwartałach roku kalendarzowego. Najliczniejszą grupą przypadków została przyporządkowana do skupienia nr 4 (71,2%). Przedstawia ono najczęściej występujący w rejonie lokalizacji stacji pomiarowej typ przebiegu dobowego stężeń PM10. Jest to przebieg o niskiej średniej wartości stężeń PM10 (ok. 20-30 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) o niewielkiej amplitudzie dobowej (rys. 14.1). Ten typ przebiegu dobowego stężeń PM10 pojawia się głównie w sezonie ciepłym, najczęściej w II kwartale roku (21,7%) oraz III kwartale roku (22,7%), ale również w okresie wiosenno-letnim i jesienno-zimowym (kwartał I i IV – łącznie 28,5%) (tab. 14.2). Skupienie nr 2 przedstawia typ przebiegu dobowego stężeń PM10 z bardzo wyraźnie zaznaczonym maksimum dobowym występującym w godzinach wieczornych (godz. 21-24), dochodzącym średnio do ok. 440 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Ten typ przebiegu dobowego stężeń PM10 rzadko występuje w badanym rejonie (ok. 2,3%) i pojawia się wyłącznie w okresie chłodnym (I i IV kwartał) (tab. 14.2). Podobnie skupienie nr 1 przedstawia typ przebiegu dobowego stężeń PM10, który występuje przez ok. 2,7% dni w okresie pomiarowym, z wyraźnie zaznaczonym maksimum dobowym (ok. 360 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) występującym w godzinach nocnych. Ten typ przebiegu również występuje wyłącznie w okresie chłodnym (tab. 14.2). Typ przebiegu dobowego stężeń PM10 reprezentowany przez skupienie nr 3 pojawiał się przez 19,5% dni w badanym okresie, głównie w okresie chłodnym (I i IV kwartał – łącznie 16,6%) oraz sporadycznie w okresie ciepłym (II i III kwartał – łącznie 3,5%).

Otrzymane typy przebiegów dobowych stężeń PM10 dla danych pochodzących ze stacji pomiarowej zlokalizowanej w Żłotym Potoku (rys. 14.2) znacznie różnią się od przebiegów uzyskanych dla danych ze stacji pomiarowej zlokalizowanej w Rybniku (rys. 14.1). Zmienność wszystkich otrzymanych przebiegów na stacji pomiarowej w Żłotym Potoku jest niewielka w ciągu doby, z widocznymi niewielkimi wzrostami stężeń PM10 w godzinach nocnych. Poszczególne typy przebiegów różnią się głównie średnimi poziomami stężeń PM10. Najczęściej występującymi przebiegami są przebiegi reprezentowane przez skupienie nr 4 (44,7%) oraz nr 1 (30,6%) (tab. 14.2). Przebieg nr 4 charakteryzuje się najniższymi poziomami stężeń PM10 (ok. 15 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) i występuje w ciągu całego roku kalendarzowego z przewagą w sezonie ciepłym (31,7% łącznie w kwartale II i III) oraz nieco rzadziej w okresie chłodnym (14,1% łącznie w I i IV kwartale). Przebieg reprezentowany przez skupienie nr 1 ze średnimi poziomami stężeń PM10 na poziomie ok. 25 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ również występuje w ciągu całego roku kalendarzowego, z przewagą w sezonie chłodnym (I i IV kwartał łącznie 19,2% przy 12,1% łącznie w II i III kwartale). Przebieg reprezentowany przez skupienie nr 2 przy przeciętnym poziomie stężeń PM10 ok. 35 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ pojawiał się w ciągu 12,7% czasu w badanym okresie, głównie w okresie chłodnym. Natomiast przebieg reprezentowany przez skupienie nr 3 pojawiał się dość rzadko, łącznie 3,0% w badanym okresie i charakteryzował się najwyższymi stężeniami na tej stacji, średnio ok. 60 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, przy czym występował wyłącznie w okresie chłodnym (I i IV kwartał).

Wnioski

Otrzymane skupienia przedstawiają różne typy przebiegów dobowych stężeń PM10 występujące w rejonie o bardzo wysokich poziomach stężeń (Rybnik) oraz w rejonie oddalonym od znaczących źródeł emisji zanieczyszczeń powietrza (Złoty Potok). Oba rejonu badań wyróżniają się odmienną charakterystyką przebiegów dobowych stężeń PM10. W rejonie silnie zanieczyszczonym, oprócz znacznie wyższych przeciętnych poziomów stężeń PM10, można wyróżnić wyraźne wzrosty stężeń w godzinach nocnych oraz wskazać okresy w roku, w których w przeważającej ilości występują poszczególne typy przebiegów dobowych stężeń PM10. Na obszarze mniej zanieczyszczonym poszczególne skupienia mają bardzo podobny przebieg, różnią się jedynie średnimi poziomami i okresami występowania w ciągu roku. W obu rejonach wyższe stężenia PM10 rejestrowane są w okresie chłodnym (I i III kwartał).

W wyniku przeprowadzonych badań można sformułować następujące wnioski:

1. W rejonie silnie zurbanizowanym w przebiegach dobowych stężeń PM10 można wyróżnić wyraźne wzrosty stężeń w godzinach nocnych.
2. Na obszarach mniej zanieczyszczonych poziomy stężeń PM10 mają podobny przebieg dobowy w ciągu całego roku kalendarzowego, o niskiej amplitudzie, różnice wynikają głównie z różnych wartości średnich.
3. Istnieje możliwość wskazania okresów w roku, w których występują poszczególne typy przebiegów dobowych stężeń PM10.
4. W chłodnym okresie roku (I i IV kwartał) rejestrowane są wyższe poziomy stężeń PM10 w porównaniu z okresem ciepłym (II i III kwartał), zarówno na obszarach silnie zurbanizowanych, jak i oddalonych od większych źródeł emisji.

Badania naukowe zostały sfinansowane z subwencji statutowej Wydziału Infrastruktury i Środowiska Politechniki Częstochowskiej.

Literatura

- [1] Iwanek J., Strużewska J., Kobus D., Kamiński J., Durka P., Kostrzewa J., Peck T., Analiza wybranych epizodów wysokich stężeń pyłu PM10 z lat 2013-2016, Główny Inspektorat Ochrony Środowiska, Instytut Ochrony Środowiska – Państwowy Instytut Badawczy, Warszawa 2016.
- [2] GIOŚ, Analiza wybranych epizodów wysokich stężeń pyłu PM10 z lat 2013-2016. Etap I. Epizody z lat 2013-2014, Instytut Ochrony Środowiska – Państwowy Instytut Badawczy, Warszawa 2016.
- [3] GIOŚ, Analiza wybranych epizodów wysokich stężeń pyłu PM10 z lat 2013-2016. Etap II. Epizody z lat 2015-2016, Instytut Ochrony Środowiska – Państwowy Instytut Badawczy, Warszawa 2017.
- [4] Juda-Rezler K., Toczko B. (red.), Pyły drobne w atmosferze. Kompendium wiedzy o zanieczyszczeniu powietrza pyłem zawieszonym w Polsce, Biblioteki Monitoringu Środowiska, Warszawa 2016.

- [5] Hand D., Mannila H., Smyth P., Eksploracja danych, Wydawnictwa Naukowo-Techniczne, Warszawa 2005.
- [6] Larose D.T., Odkrywanie wiedzy z danych, Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa 2006.
- [7] Sokołowski A. (2002), Metody stosowane w Data Mining, https://media.statsoft.pl/_old_dnn/downloads/metody_stosowane_w_data_mining.pdf (dostęp: 31.08.2022).
- [8] GIOŚ, <https://powietrze.gios.gov.pl/pjp/maps/measuringstation?woj=slaskie&rwms=true> (dostęp: 25.08.2022).
- [9] GIOŚ, Departament Monitoringu Środowiska, Regionalny Wydział Monitoringu Środowiska w Katowicach, Stan środowiska w województwie śląskim. Raport 2020, Katowice 2020.

TYPES OF PM10 DIURNAL CONCENTRATION COURSES ON SELECTED AIR MONITORING STATIONS

Abstract: Using the k -means clustering algorithm, various, possibly different, clusters of daily courses of one-hour mean values of PM10 concentrations were created. Studies have been carried out on the periods of occurrence of particular types of daily courses of PM10 concentrations. Data from automatic air monitoring stations located in the Śląskie Voivodeship with the highest and lowest levels of PM10 concentrations in 2019-2021 were selected for the analysis. It was found that in a highly urbanized area in the diurnal courses of PM10 concentrations, clear increases in night-time concentrations can be distinguished. In less polluted areas, the levels of PM10 concentrations follow a similar diurnal course throughout the calendar year, the differences mainly due to different mean values. The research used monitoring data from 2019-2021 obtained from the national air quality database JPOAT2.0 provided by the Chief Inspectorate for Environmental Protection.

Keywords: air, diurnal course, PM10, pollution

Rozdział 15

POTENCJAŁ KORZYŚCI EKOLOGICZNYCH I ENERGETYCZNYCH OGRANICZANIA STRAT CIEPŁA Z OGRZEWANYCH BUDYNKÓW MIESZKALNYCH

Piotr LIS

Politechnika Częstochowska, Wydział Infrastruktury i Środowiska
e-mail: piotr.lis@pcz.pl

Streszczenie: Poszukiwania największych możliwości w zakresie oszczędności i efektywnego wykorzystania energii powinny dotyczyć sektorów gospodarki, w których występuje największe zużycie energii. Budynki odpowiadają przeciętnie za około 41% łącznego zużycia energii w Unii Europejskiej i jest to związane również z emisją zanieczyszczeń powietrza, przyczyniających się między innymi do powstawania zjawiska smogu. Celem przeprowadzonych badań i analiz była charakterystyka w skali całego kraju istotnych dla poruszanej tematyki zagadnień związanych z ogrzewaniem budynków mieszkalnych oraz ilościowa charakterystyka potencjalnych efektów ekologicznych i energetycznych działań ograniczających zapotrzebowanie energii do ogrzewania do poziomu 55 kWh/(m²rok) dla budynków mieszkalnych wielorodzinnych i 60 kWh/(m²rok) dla budynków mieszkalnych jednorodzinnych. Wspomniane cele zrealizowano, wykorzystując studia literaturowe połączone z analizą z wnioskowaniem zebranego materiału, metody identyfikacji, wyselekcjonowania, porządkowania, analizy i syntezy danych statystycznych pochodzących z baz danych GUS, studiów i badań własnych, doboru i obliczenia wielkości i wskaźników ilościowej charakterystyki wielkości związanych z obszarem badań i analiz. Na podstawie wyników można wnioskować, że podjęcie działań tylko w zakresie termoizolacyjności przegród zewnętrznych może zmniejszyć zapotrzebowanie na energię do ogrzewania budynków średnio o około 67% w stosunku do stanu w 2011 roku. W konsekwencji spowoduje to zmniejszenie ogólnej emisji różnych zanieczyszczeń powietrza od około 30% do około 67%. Wnioski z przeprowadzonej analizy mogą być wykorzystane w planowaniu i projektowaniu działań w ramach „Strategii na rzecz Odpowiedzialnego Rozwoju” dla Polski z perspektywą do roku 2030.

Słowa kluczowe: budynki mieszkalne, emisja zanieczyszczeń powietrza, gospodarstwa domowe, ogrzewanie budynków, zużycie energii

Wprowadzenie

Biorąc pod uwagę duże uzależnienie współczesnego świata od różnych postaci energii, wyczerpujące się zasoby konwencjonalnych surowców energetycznych i oddziaływanie procesów ich przetwarzania na środowisko, a ostatnio używanie nośników energii jako narzędzia wspomagającego działania militarne, efektywne użytkowanie energii powinno być przedmiotem szczególnych zabiegów.

Poszukiwania największych możliwości w zakresie oszczędności i efektywnego wykorzystania energii powinny skupić się tam, gdzie występuje największe zużycie energii, a dominującą rolę odgrywa tutaj sektor komunalno-bytowy w części stanowiącej subsektor budynków z większościowym udziałem budynków mieszkalnych. Jest on jednym z głównych konsumentów energii we współczesnych gospodarkach krajów rozwiniętych i to przede wszystkim w fazie eksploatacji tych obiektów. Budynki odpowiadają przeciętnie za około 41% łącznego zużycia energii w Unii Europejskiej, co przekłada się również na emisję setek milionów ton CO₂. Na pozostałe sektory przypada zdecydowanie mniejszy udział w łącznym zużyciu energii przez gospodarke: około 29% na transport, około 27% na przemysł, około 3% na inne cele [1]. Udział zużycia energii w budynkach w stosunku do całkowitego zużycia w danym kraju jest szczególnie wysoki wśród nowych członków Unii Europejskiej (w tym Łotwy, Węgier, Estonii, Polski) i przekracza średni poziom dla wszystkich krajów członkowskich wynoszący 41%. W latach 2000-2030 w Unii Europejskiej, USA i krajach rozwijających się spodziewany jest dalszy wzrost zapotrzebowania na energię związanego z eksploatacją budynków w wysokości 0,6% rocznie [1, 2].

Przytoczone informacje uzasadniają i wzmacniają tezę o dużym znaczeniu zmniejszenia zużycia energii w budynkach dla racjonalnej gospodarki energią i tym samym ograniczaniu emisji zanieczyszczeń do powietrza powstających przy jej konwencjonalnym wytwarzaniu. Dominującą rolę w tym procesie odgrywają budynki mieszkalne (najlicniejsza grupa funkcjonalna i z tego powodu stały się przedmiotem szczególnej uwagi autora).

Analiza możliwości ograniczenia zużycia energii w budynkach mieszkalnych, a tym samym emisji zanieczyszczeń powstających podczas jej wytwarzania wyraźnie wskazuje największy potencjał dla działań podejmowanych w zakresie ogrzewania pomieszczeń. Działania takie mogą być prowadzone:

- w zakresie („ilościowym”) ograniczenia zapotrzebowania na energię do ogrzewania pomieszczeń poprzez dostosowanie do przyszłych wymagań cieplno-energetycznych obowiązujących w Polsce;
- w zakresie („jakościowym”) zmniejszenia lub wyeliminowania emisyjności źródeł wytwarzania energii do ogrzewania (można to osiągnąć, stosując odpowiednio bardziej ekologiczne technologie i paliwa lub wprowadzając na szeroką skalę OZE – odnawialne źródła energii – możliwe do wykorzystania w naszych warunkach klimatycznych do ogrzewania budynków; tego typu działania mają wpływ na ograniczenie emisji zanieczyszczeń do powietrza, ograniczając jednocześnie zużycie energii pierwotnej do ogrzewania, jednak nie mają wpływu na zużycie energii końcowej);
- łącząc w optymalny sposób wymienione wcześniej działania.

Dla określenia szacunkowego poziomu możliwości w tym zakresie dokonano uproszczonej ilościowej charakterystyki potencjalnych efektów energetycznych

i ekologicznych działań ograniczających zapotrzebowanie energii do ogrzewania budynków mieszkalnych wielo- i jednorodzinnych w skali całego kraju. Zostanie ona przedstawiona w dalszej części.

15.1. Przedmiot, metody i przebieg badań i analiz

15.1.1. Przedmiot badań i analiz

Przedmiotem badań, a przede wszystkim analiz są budynki mieszkalne wybudowane w Polsce w różnych okresach, według różnych istniejących tradycji technicznych oraz wprowadzanych od pewnego momentu wymagań ciepłno-energetycznych – budynki mają różną charakterystykę energetyczną. Charakterystyka ta przeciętnie znacznie odbiega od współczesnych standardów w tym zakresie. Jest to powodem dominującego udziału zużycia energii do ogrzewania pomieszczeń w ogólnym zużyciu energii w budynkach oraz bezpośrednią przyczyną ich stosunkowo wysokiej energochłonności eksploatacyjnej [1, 3].

Rozważania i analizy prowadzone w dalszej części odnoszą się do roku 2011 z uwagi na przeprowadzany w tym roku Narodowy Spis Powszechny (w skrócie NSP 2011) i związaną z tym kompletnością niezbędnych danych statystycznych pozostających w dyspozycji Głównego Urzędu Statystycznego. Przeprowadzony w 2021 roku Narodowy Spis Powszechny (NSP 2021) i szczegółowe opracowania jego wyników są dopiero na etapie opracowania.

W 2011 roku istniało w Polsce 6 047 100 budynków z co najmniej jednym mieszkaniem, w tym 5 542 600 to budynki mieszkalne jedno- i wielorodzinne [2]. Z punktu widzenia zużycia energii uwagę skupiono na budynkach mieszkalnych zamieszkałych i ogrzewanych, których było 5 182 330 [2]. Analizowane budynki wybudowano w różnych okresach, w których obowiązywały różne wymagania techniczne odnoszące się do ich projektowania i realizacji.

Szczególnie istotne z punktu widzenia zużycia energii do ogrzewania budynków są tutaj regulacje dotyczące w początkowym okresie wymagań ochrony cieplnej, a ostatnio efektywności energetycznej. Pierwsze z nich pojawiły się w polskim budownictwie dopiero w 1955 roku (norma PN-53/B-02405). Poziom jakościowy tych wymagań odstawał przez wiele lat od ich odpowiedników w krajach Europy Zachodniej o podobnych warunkach klimatycznych i dopiero od 1998 roku Polska zaczęła nadrabiać zaległości w tym zakresie. Opisana sytuacja spowodowała, że wybudowane w różnych okresach budynki mają różną charakterystykę energetyczną, w której dominującą rolę odgrywa zapotrzebowanie na energię do ogrzewania pomieszczeń. Stanowi ono około 70% zużycia energii w budynku i jest bezpośrednią przyczyną stosunkowo wysokiej energochłonności eksploatacyjnej tych obiektów. Charakterystykę ilościową budynków i mieszkań w nich zlokalizowanych przedstawiono w tabeli 15.1 i tabeli 15.2.

Tabela 15.1. Budynki i mieszkania wybudowane w Polsce w różnych okresach
(opracowanie własne na podstawie [2, 4, 5, 6])

Okres wzniesienia budynku	Budynki zamieszkałe *1)		Mieszkania zamieszkałe w budynkach mieszkalnych zamieszkałych *2)		Powierzchnia użytkowa mieszkań zamieszkałych w budynkach mieszkalnych zamieszkałych *2)		Przeciętna powierzchnia użytkowa mieszkania zamieszkanego i ogrzewanego
	tys.	%	mln	%	tys. m ²	%	m ²
przed 1918	404,61	7,81	1,12	9,25	68346,09	7,87	61,25
1918-1944	809,22	15,61	1,39	11,54	94086,82	10,84	67,60
1945-1970	1363,48	26,31	3,02	25,05	182847,98	21,06	60,51
1971-1978	654,03	12,62	2,03	16,84	127816,06	14,72	62,93
1979-1988	753,79	14,55	2,12	17,57	160657,69	18,51	75,82
1989-2002	670,65	12,94	1,47	12,16	134916,96	15,54	91,97
2003-2007	321,47	6,20	0,55	4,57	59469,97	6,85	107,80
2008-2011	205,08	3,96	0,36	3,01	39942,52	4,60	109,95
razem	5182,33	100,00	12,06	100,00	868084,10	100,00	—

*1) [2]

*2) [4, 5]

Tabela 15.2. Ogrzewane budynki i mieszkania wybudowane w Polsce w różnych okresach
(opracowanie własne na podstawie [4])

Okres wzniesienia budynku	Liczba mieszkań ogrzewanych		Całkowita liczba mieszkań ogrzewanych	Powierzchnia mieszkań ogrzewanych		Całkowita powierzchnia mieszkań ogrzewanych
	w budynkach jednorodz.	w budynkach wielorodz.		w budynkach jednorodz.	w budynkach wielorodz.	
	mln	mln		mln m ²	mln m ²	
przed 1918	0,45	0,67	1,12	38	30	68
1918-1944	0,56	0,84	1,39	52	42	94
1945-1970	1,20	1,82	3,02	102	81	183
1971-1988	1,66	2,49	4,15	161	128	288
1989-2011	0,95	1,43	2,38	131	103	234
razem	4,81	7,25	12,06	483,73	384,35	868,08

W zamieszkałych w 2011 roku budynkach mieszkalnych znajdowało się 12 060 000 mieszkań (tab. 15.1 i 15.2), które były użytkowane przez 13 568 000 gospodarstw domowych (tab. 15.1 i 15.2, [4, 5]). W tym miejscu należy wspomnieć, że podstawową jednostką poddaną badaniu statystycznemu w NSP 2011 było gospodarstwo domowe i stąd wprowadzenie tego pojęcia do prowadzonych rozważań. Zostało ono zdefiniowane w materiałach GUS jako: „zespół osób zamieszkujących razem i wspólnie utrzymujących się. Osoby samotne utrzymujące się samodzielnie tworzą jednoosobowe gospodarstwa domowe”. „Gospodarstwa domowe wyodrębnia się spośród ludności zamieszkałej w mieszkaniach (bez obiektów zbiorowego zakwaterowania)”.

Zużycie energii w gospodarstwach domowych (łącznie z eksploatowanymi samochodami osobowymi) osiągnęło poziom 1117 PJ [7] i stanowiło ok. 27% [7] krajowej podaży energii. „W ujęciu ilościowym, w ogrzewaniu pomieszczeń wiodącą rolę odgrywały paliwa stałe i ciepło sieciowe. Paliwa stałe są podstawowym nośnikiem energii grzewczej dla domów jednorodzinnych, a ciepło sieciowe dla budynków wielorodzinnych” [7]. Należy dodać, że produkcja ciepła sieciowego również jest oparta w około 75% na paliwach stałych – węglowych [7]. Trzecie miejsce wśród używanych nośników energii zajmował gaz ziemny. To bardziej ekologiczne od węgla paliwo użytkowało jednak tylko 10% gospodarstw domowych, w tym jako nośnik podstawowy wykorzystywany był przez 9,2% gospodarstw, a pozostałe gospodarstwa stosowały gaz ziemny sporadycznie [7]. Wykorzystanie OZE do ogrzewania pomieszczeń stanowi jedynie margines na poziomie do około 0,5% [7]. Opisana sytuacja jest analogiczna do zaspakajania potrzeb energetycznych całej polskiej gospodarki i zdecydowanie odmienna od przeciętnego obrazu UE w tym zakresie [8].

15.1.2. Metoda i przebieg badań i analiz

W przedstawianych analizach wielkością bazową do ich przeprowadzenia był wspomniany już wskaźnik E_{KH} zużycia energii końcowej do ogrzewania, a więc wielkość nieuwzględniająca zużycia energii do przygotowania ciepłej wody. Z tego właśnie względu przyjęto przedział jego wartości otrzymany po zmniejszeniu wskaźnika E_{PH+W} o wartość 10 kWh (m²rok). W uproszczeniu przyjęto, że taka właśnie wartość będzie odpowiadała zużyciu energii do przygotowania ciepłej wody użytkowej. W przybliżeniu odpowiada to około 15-procentowemu udziałowi zużycia energii na wymieniony cel w jej łącznym zużyciu na ogrzewanie i podgrzewanie wody w budynku mieszkalnym.

W pracy uwagę skupiono przede wszystkim na stosunkowo prostych działaniach „ilościowych”, polegających na zwiększeniu termoizolacyjności przegród zewnętrznych i ograniczeniu strat ciepła z ogrzewanych obiektów. Działania „jakościowe” polegające między innymi na poprawie parametrów systemu ogrzewania i wentylacji budynku lub zmianie nośnika energii potraktowano jedynie sygnałnie i będą one przedmiotem późniejszych analiz.

W prowadzonych analizach korzystano z danych statystycznych GUS dostępnych w bazie danych tej instytucji w postaci zestawień tematycznych lub w celu uzupełnienia tzw. metadanych zawartych w pojedynczych plikach. Pochodziły one w znaczącej części z wyników Narodowego Spisu Powszechnego (w skrócie NSP), który przeprowadzono w 2011 roku. Zbiór wyników NSP zawiera najpełniejsze spektrum danych odnoszących się do różnych dziedzin życia gospodarczego i społecznego Polski w ostatnich latach. Z tego powodu punktem odniesienia przeprowadzonych analiz był właśnie rok 2011. Szczegóły metodyki badań statystycznych stosowanej przez GUS są opisane na początku każdej pozycji źródłowej z danymi Głównego Urzędu Statystycznego, z której korzystał autor artykułu, a dodatkowo w [9]. Wspomniane dane zostały wyszukane i zidentyfikowane pod kątem ich przydatności do wcześniej sformułowanego celu zaprezentowanej analizy i stanowiły dane wyjściowe do przeprowadzonych szacunkowych obliczeń. Z uwagi jednak na wykorzystywane i porównywane wielkości, występujące również w procedurze charakterystyki energetycznej budynków, nieodzowne stało się krótkie wprowadzenie zawierające ich „zdefiniowanie”.

W Polsce metodyka wyznaczania charakterystyki energetycznej budynku została przedstawiona w Rozporządzeniu Ministra Infrastruktury i Rozwoju w sprawie metodologii wyznaczania charakterystyki energetycznej budynku lub części budynku oraz świadectw charakterystyki energetycznej (Rozporządzenie Ministra Infrastruktury i Rozwoju z dnia 27 lutego 2015 r.) [10]. Podstawową wielkością wykorzystywaną do wyznaczania wskaźnika charakterystyki energetycznej budynków mieszkalnych E_{PH+W} jest tutaj obliczana wielkość Q_p – rocznego zapotrzebowania na nieodnawialną energię pierwotną dla systemów technicznych w kWh/rok. W metodyce obliczeń tej wielkości uwzględnia się systemy: ogrzewania i wentylacji, przygotowania ciepłej wody, oświetlenia zainstalowanego w sposób trwały (tzw. oświetlenie wbudowane), tworzące tzw. cele użytkowania energii uwzględniane w metodyce charakterystyki energetycznej budynków. W przypadku budynków mieszkalnych oświetlenie wbudowane najczęściej nie występuje.

W rozdziale główną uwagę poświęcono ogrzewaniu budynku. Z tego powodu podstawową wielkością, od której rozpoczęto rozważania, jest $Q_{p,H}$ – roczne zapotrzebowanie na nieodnawialną energię pierwotną dla systemu ogrzewania. Jest ono obliczane z uwzględnieniem współczynnika nakładu nieodnawialnej energii pierwotnej na wytworzenie i dostarczenie nośnika energii lub energii do ogrzewania w_H . Wartość tego współczynnika w dużym stopniu zależy od polityki energetycznej państwa i zniekształca fizyczny wymiar wielkości $Q_{p,H}$. W warunkach polskich wartości współczynnika nakładu w_H mieszczą się w granicach od 0,0 dla źródeł energii odnawialnej, poprzez 1,1-1,3 dla węgla kamiennego, aż do 3,0 dla systemowej sieci elektroenergetycznej [10]. Z tego powodu nie można porównywać obliczonej wielkości $Q_{p,H}$ z obliczonym zapotrzebowaniem na energię lub zmierzonym zużyciem energii do ogrzewania C_H . Mając to na uwadze, zdecydowano, że w rozpatrywanym przypadku najbardziej odpowiednia do wykorzystania będzie wielkość oznaczana w metodyce charakterystyki energetycznej budynków jako $Q_{k,H}$. Jest to roczne

zapotrzebowanie na energię końcową dostarczaną do budynku lub jego części dla systemu ogrzewania w kWh/rok, które uwzględnia jego sprawność. Analogiczne argumenty przemawiają za zastosowaniem jednostkowego wskaźnika E_{K_H} zapotrzebowania rocznego energii końcowej do ogrzewania budynku, będącego ilorazem rocznego zapotrzebowania na energię końcową dostarczaną do budynku dla systemu ogrzewania $Q_{k,H}$ i powierzchni budynku o regulowanej temperaturze powietrza (powierzchni ogrzewanej lub chłodzonej) A_f .

W uzupełnieniu trzeba zwrócić uwagę na wykorzystywanie do charakterystyki energetycznej budynków wymienionego wcześniej zapotrzebowania na energię. Jest to wielkość obliczana i należy ją zaliczyć do wielkości teoretycznych. Wyjątek stanowi wykorzystanie do charakterystyki energetycznej zużycia energii będącego wielkością rzeczywistą, którą otrzymujemy w wyniku bezpośrednich lub pośrednich pomiarów. W przypadku danych statystycznych GUS odnoszących się do ogrzewania pomieszczeń dotyczą one zużycia energii na ten cel (wielkość rzeczywista), a nie zapotrzebowania na energię (wielkość teoretyczna). To ostatnie pojęcie jest niedefiniowane i nieobecne w opracowaniach GUS, np. [7]. Jednocześnie jednak odpowiednia metodyka obliczeń powinna maksymalnie zbliżać teorię do rzeczywistości ogrzewania budynków. Wynika stąd wniosek, że prawidłowo obliczone wartości rocznego zapotrzebowania $Q_{k,H}$ i związanego z nim wskaźnika E_{K_H} powinny być jak najbardziej zbliżone do wartości rocznego zużycia energii C_H i związanego z nim jednostkowego wskaźnika rocznego zużycia energii końcowej do ogrzewania budynku oznaczonego jako $E_{K_{CH}}$. Wskaźnik $E_{K_{CH}}$ to iloraz rocznego zużycia energii końcowej dostarczanej do budynku dla systemu ogrzewania C_H i powierzchni budynku o regulowanej temperaturze powietrza (powierzchni ogrzewanej) A_f .

Z uwagi na dostępność danych statystycznych przyjęto w obliczeniach upraszczające założenie, że powierzchnia budynku lub mieszkania o regulowanej temperaturze powietrza (powierzchnia ogrzewana) A_f jest równa powierzchni użytkowej A_U . Mając na uwadze powyższe, w przypadku dużego podobieństwa wartości można zestawiać i porównywać zapotrzebowanie i zużycie energii do ogrzewania budynków, co ma miejsce w zaprezentowanym w dalszej części materiale.

W kolejnym etapie przyjęto procentowe zmniejszenie całkowitego zapotrzebowania na energię do ogrzewania rozpatrywanych budynków na obliczonym, z uwzględnieniem wcześniejszych uwag, średnim poziomie. Wartość ta pozwoliła na oszacowanie zmniejszenia emisji wybranych zanieczyszczeń do powietrza w wyniku ograniczenia zapotrzebowania na energię do ogrzewania budynków dzięki podniesieniu ich standardu energetycznego. Do obliczeń przyjęto uproszczone założenie, że procentowe ograniczenia zapotrzebowania energii i emisji zanieczyszczeń są sobie równe. Obliczenia realizowano, poczynając od opracowania zdobytych danych dotyczących emisji wybranych zanieczyszczeń do powietrza z ogrzewania i ogółem w gospodarstwach domowych, a kończąc procentowym ich ograniczeniem, będącym efektem obliczanego wcześniej zmniejszenia zapotrzebowania energii do ogrzewania.

15.2. Wyniki badań i analiz

15.2.1. Potencjał ograniczenia zużycia energii do ogrzewania budynków mieszkalnych

W 2011 roku istniało w Polsce 6 047 100 budynków z co najmniej jednym mieszkaniem, w tym 5 542 600 to budynki mieszkalne [4]. Główną uwagę skupiono na grupie budynków mieszkalnych zamieszkałych i ogrzewanych, a w zasadzie na mieszkaniach tam się mieszczących, ponieważ to one biorą udział w analizowanym zużyciu energii do ogrzewania pomieszczeń. Tego typu obiektów było w Polsce 5 182 330, a powierzchnia użytkowa mieszkań tam zlokalizowanych wynosiła łącznie 868 084,1 tys. m² [2]. Charakterystykę ilościową i jakościową rozpatrywanych budynków i mieszkań tam zlokalizowanych przedstawiono w tabeli 15.1.

Wybudowane w różnych okresach budynki mają różną charakterystykę energetyczną, na którą dominujący wpływ ma zapotrzebowanie na energię do ogrzewania pomieszczeń, stanowiące około 70% całkowitego zużycia energii w budynku. Stan ten wraz z przeciętną dla wszystkich budynków niską termoizolacyjnością jest bezpośrednią przyczyną stosunkowo wysokiej energochłonności eksploatacyjnej tych obiektów.

Charakterystykę energetyczną rozpatrywanych obiektów i zużycie energii w grupach budynków i mieszkań w zależności od okresu ich wzniesienia przedstawiono w tabeli 15.3. Wspomnianą charakterystykę energetyczną ograniczono do wskaźników jednostkowego zapotrzebowania na energię końcową. Szczegółowe wyjaśnienie tej kwestii przedstawiono wcześniej przy omawianiu metodyki. Informacje zawarte w tabeli 15.3 i tabeli 15.4 posłużą jako dane wyjściowe do obliczeń efektów energetycznych i ekologicznych związanych z ograniczaniem zużycia energii w budynkach mieszkalnych zamieszkałych. Zostaną one zaprezentowane w dalszej części.

W następnej kolejności przeprowadzono oszacowanie potencjału redukcji zużycia energii do ogrzewania budynków mieszkalnych, które były eksploatowane w 2011 roku w Polsce przy obniżeniu wartości jednostkowego rocznego zużycia energii do ogrzewania do poziomu 60 kWh/(m²rok) w przypadku budynków wielorodzinnych oraz 55 kWh/(m²rok) dla budynków jednorodzinnych. Możliwe do uzyskania oszczędności energii do ogrzewania przy jej redukcji do ww. poziomów przedstawiono w tabeli 15.5 i tabeli 15.6. W obliczeniach bazowano na danych przedstawionych w tabeli 15.3 i tabeli 15.4, a dotyczących całkowitego zużycia energii do ogrzewania w budynkach wybudowanych w analizowanych przedziałach czasowych i powierzchni użytkowych znajdujących się w nich mieszkań. Na tej podstawie obliczono średnie wartości jednostkowego rocznego zużycia energii do ogrzewania 1 m² powierzchni mieszkań w poszczególnych grupach „wiekowych” budynków. Podział na okresy wzniesienia analizowanych budynków (przedstawiony w tabelach 15.1, 15.2, 15.3 i 15.4), a tym samym na ich grupy „wiekowe”, wynika z uporządkowania w analogiczny sposób danych GUS wykorzystywanych w analizach przez autorów.

Tabela 15.3. Budynki i mieszkania wybudowane w Polsce w różnych okresach (opracowanie własne na podstawie [2, 3, 4, 5, 6])

Okres wzniesienia budynku	Budynki zamieszkałe *2)		Mieszkania zamieszkałe w budynkach mieszkalnych zamieszkałych *3)		Powierzchnia użytkowa Pu mieszkań zamieszkałych w budynkach mieszkalnych zamieszkałych *3)		EK *1)	EK *4)
	tys.	%	mln	%	tys. m ²	%	kWh/ (m ² rok)	kWh/ (m ² rok)
przed 1918	404,61	7,81	1,12	9,25	68346,09	7,87	>300	321,89
1918-1944	809,22	15,61	1,39	11,54	94086,82	10,84	260-300	255,08
1945-1970	1363,48	26,31	3,02	25,05	182847,98	21,06	220-260	224,23
1971-1978	654,03	12,62	2,03	16,84	127816,06	14,72	190-220	197,59
1979-1988	753,79	14,55	2,12	17,57	160657,69	18,51	140-190	
1989-2002	670,65	12,94	1,47	12,16	134916,96	15,54	125-160	157,90
2003-2007	321,47	6,20	0,55	4,57	59469,97	6,85	90-120	
2008-2011	205,08	3,96	0,36	3,01	39942,52	4,60		
razem	5182,33	100,00	12,06	100,00	868084,10	100,00	—	—

*1) [3]

*2) [2]

*3) [4, 5]

*4) (Obliczenia własne na podstawie: [4, 6])

Tabela 15.4. Zużycie energii do ogrzewania budynków i mieszkań wybudowanych w Polsce w różnych okresach
(opracowanie własne na podstawie [4, 6])

Okres wzniesienia budynku	Jednostkowe zapotrzebowanie na energię do ogrzewania		Jednostkowe zapotrzebowanie na energię do ogrzewa- nia budynków	Całkowite zapotrzebowanie na energię do ogrzewania		Całkowite zapotrzebowanie na energię do ogrzewania budynków
	w budynkach jednorodz.	w budynkach wielorodz.		w budynkach wielorodz.	w budynkach jednorodz.	
	kWh/(m ² rok)	kWh/(m ² rok)	kWh/(m ² rok)	TWh	TWh	TWh
przed 1918	367,66	264,31	321,89	8	14	22
1918-1944	306,10	191,31	255,08	8	16	24
1945-1970	265,22	172,74	224,23	14	27	41
1971-1988	230,25	156,52	197,59	20	37	57
1989-2011	183,36	125,67	157,90	13	24	37
razem	—	—	—	63,00	118,00	181,00

Tabela 15.5. Zmniejszenie jednostkowego zużycia energii do ogrzewania budynków i mieszkań wybudowanych w Polsce w różnych okresach w wyniku zmniejszenia jednostkowego zapotrzebowania na energię do ogrzewania do poziomu: 60 kWh/(m²rok) dla budynków jednorodzinnych, 55 kWh/(m²rok) dla budynków wielorodzinnych (opracowanie własne na podstawie [4, 6])

Okres wzniesienia budynku	Jednostkowe zapotrzebowanie na energię do ogrzewania		Jednostkowego zapotrzebowania na energię do ogrzewania po zmniejszeniu		Zmniejszenie jednostkowego zapotrzebowania na energię do ogrzewania	
	w budynkach jednorodz.	w budynkach wielorodz.	w budynkach jednorodz.	w budynkach wielorodz.	w budynkach jednorodz.	w budynkach wielorodz.
	kWh/(m ² rok)	kWh/(m ² rok)	kWh/(m ² rok)	kWh/(m ² rok)	kWh/(m ² rok)	kWh/(m ² rok)
przed 1918	367,66	264,31	60	55	307,66	209,31
1918-1944	306,10	191,31	60	55	246,10	136,31
1945-1970	265,22	172,74	60	55	205,22	117,74
1971-1988	230,25	156,52	60	55	170,25	101,52
1989-2010	183,36	125,67	60	55	123,36	70,67

Tabela 15.6. Zmniejszenie zużycia energii do ogrzewania budynków i mieszkań wybudowanych w Polsce w różnych okresach w wyniku zmniejszenia jednostkowego zapotrzebowania na energię do ogrzewania do poziomu: 60 kWh/(m²rok) dla budynków jednorodzinnych, 55 kWh/(m²rok) dla budynków wielorodzinnych (opracowanie własne na podstawie [4, 6])

Okres wzniesienia budynku	Zmniejszenie całkowitego zapotrzebowania na energię do ogrzewania		Zmniejszenie całkowitego zapotrzebowania na energię do ogrzewania w budynkach	Zmniejszenie całkowitego zapotrzebowania na energię do ogrzewania		Zmniejszenie całkowitego zapotrzebowania na energię do ogrzewania w budynkach
	w budynkach jednorodz.	w budynkach wielorodz.		w budynkach jednorodz.	w budynkach wielorodz.	
	TWh	TWh	TWh	%	%	%
przed 1918	11,72	6,34	18,05	83,7	79,2	82,05
1918-1944	12,86	5,70	18,56	80,4	71,3	77,35
1945-1970	20,89	9,54	30,43	77,4	68,2	74,23
1971-1988	27,36	12,97	40,33	73,9	64,9	70,76
1989-2010	16,15	7,31	23,46	67,3	56,2	63,40
dla całego okresu	88,98	41,86	130,84	75,4	66,4	72,29

15.2.2. Potencjał ograniczenia emisji zanieczyszczeń do powietrza w wyniku zmniejszenia zużycia energii do ogrzewania budynków mieszkalnych

Zmniejszenie zużycia energii do ogrzewania rozpatrywanych budynków będzie skutkowało również ograniczeniem emisji zanieczyszczeń do powietrza powstających przy konwencjonalnym wytwarzaniu energii. Sytuację i spodziewane efekty ekologiczne w tym zakresie, z uwzględnieniem gospodarstw domowych, przedstawiono w tabelach 15.7, 15.8 i 15.9.

Tabela 15.7. Emisje zanieczyszczeń do powietrza z ogrzewania i ogółem w gospodarstwach domowych (opracowanie własne na podstawie [11, 12])

Wyszczególnienie	Emisja do powietrza z ogrzewania gosp. dom. w 2011 roku, tys. ton ^{*1), 2)}	Emisja do powietrza z gosp. dom. W 2011 roku, tys. ton ^{*2)}	Emisja do powietrza – ogółem dla 2011 roku, tys. ton ^{*1)}
EMISJA GAZÓW CIEPLARNIANYCH			
Łączna emisja ditlenku węgla CO ₂	49 440,568	62 566,758	330 309
Emisja podtlenku azotu	0,906	1,408	88
Emisja metanu	120,873	122,487	1 692
EMISJA DO POWIETRZA GAZÓW CIEPLARNIANYCH WYRAŻONA W EKWIWALENCIE DWUTLENKU WĘGLA			
Łączna emisja ditlenku węgla CO ₂	49 440,568	62 566,758	330 309
Emisja podtlenku azotu	280,575	435,758	27 241
Emisja metanu	2 538,768	2 572,661	35 538
Emisja wodorofluorowęglowodorów (HFCs)	0,000	487,607	6 211
Emisja perfluorowęglowodorów (PFCs)	0,000	1,622	50
Emisja heksafluorku siarki (SF ₆)	0,000	0,000	41
RAZEM emisja gazów cieplarnianych	49 562,347	63 179,882	405 741
EMISJA DO POWIETRZA WYBRANYCH ZANIECZYSZCZEŃ			
Emisja tlenków azotu NO _x	67,506	117,448	851
Emisja tlenków siarki SO _x	219,180	219,180	910
Emisja amoniaku NH ₃	0,510	0,819	270
Emisja niemetanowych lotnych związków org.	102,769	229,456	652

cd. tabeli 15.7

Emisja tlenku węgla CO	1 622,308	1 873,686	2 916
Emisja pyłu PM ₁₀	103,756	109,877	245
Emisja pyłu PM _{2,5}	61,348	66,813	151
Emisja pyłu (jako suma PM ₁₀ i PM _{2,5})	165,104	176,690	449
Emisja pyłu całkowitego zawieszonego	141,360	x	414
Emisja dioksyn i furanów, g i-TEQ	134,9	x	269
Emisja heksachlorobenzenu (HCB)	2,8	x	14
Emisja polichlorowanych bifenyli (PCB)	0,0004353	x	0,0007246
Emisja wielopierścieniowych węglowodorów aromatycznych (WWA)	0,1230266	x	0,1437719

Tabela 15.8. Emisje zanieczyszczeń do powietrza z ogrzewania i ogółem w gospodarstwach domowych (opracowanie własne na podstawie [11, 12])

Wyszczególnienie	Emisja do powietrza z ogrzewania / emisja ogólna z gospodarstw domowych w 2011 roku, %	Emisja do powietrza z ogrzewania / emisja do powietrza ogółem – w 2011 roku, %
EMISJA GAZÓW CIEPLARNIANYCH		
Łączna emisja ditlenku węgla CO ₂	79,02	14,97
Emisja podtlenku azotu	64,39	1,03
Emisja metanu	98,68	7,14
EMISJA DO POWIETRZA GAZÓW CIEPLARNIANYCH WYRAŻONA W EKWIWALENCIE DWUTLENKU WĘGLA		
Łączna emisja ditlenku węgla CO ₂	79,02	14,97
Emisja podtlenku azotu	64,39	1,03
Emisja metanu	98,68	7,14
Emisja HFCs	0,00	0,00
Emisja PFCs	0,00	0,00
Emisja SF ₆	0,00	0,00
RAZEM emisja gazów cieplarnianych	78,45	12,22

cd. tabeli 15.8

EMISJA DO POWIETRZA WYBRANYCH ZANIECZYSZCZEŃ		
Emisja tlenków azotu NO _x 1)	57,48	14,97
Emisja tlenków siarki SO _x 1)	100,00	1,03
Emisja amoniaku NH ₃	62,30	7,14
Emisja niemetanowych lotnych związków org.	44,79	0,00
Emisja tlenku węgla CO	86,58	0,00
Emisja pyłu PM ₁₀	94,43	0,00
Emisja pyłu PM _{2,5}	91,82	12,22
Emisja pyłu (jako suma PM ₁₀ i PM _{2,5})	93,44	14,97
Emisja pyłu całkowitego zawieszonego	x	1,03
Emisja dioksyn i furanów, g i-TEQ	x	7,14
Emisja heksachlorobenzenu (HCB)	x	0,00
Emisja polichlorowanych bifenyli (PCB)	x	0,00
Emisja WWA	x	0,00

Tabela 15.9. Zmniejszenie emisji z gospodarstw domowych z tytułu zmniejszenia zużycia energii do ogrzewania budynków i mieszkań w wyniku zmniejszenia jednostkowego zapotrzebowania na energię do ogrzewania do poziomu: 60 kWh/(m²rok) dla budynków jednorodzinnych, 55 kWh/(m²rok) dla budynków wielorodzinnych (opracowanie własne na podstawie [11, 12])

Wyszczególnienie	Zmniejszenie emisji z gosp. domowych z tytułu zmniejszenia zużycia energii do ogrzewania mieszkań w gosp. domowych, tys. ton	Zmniejszenie emisji z gosp. domowych z tytułu zmniejszenia zużycia energii do ogrzewania mieszkań w gosp. domowych w stos. do emisji ogólnej z gosp. domowych, %	Zmniejszenie emisji z ogrzewania w gosp. domowych z tytułu zmniejszenia zużycia energii do ogrzewania mieszkań w gosp. domowych w stos. do emisji ogółem w Polsce, %
EMISJA GAZÓW CIEPLARNIANYCH			
Łączna emisja ditlenku węgla CO ₂	35738.35	53.33	10.82
Emisja podtlenku azotu	202.81	43,45	0.74
Emisja metanu	1835.16	66.60	5.16

cd. tabeli 15.

EMISJA DO POWIETRZA GAZÓW CIEPLARNIANYCH WYRAŻONA W EKWIWALENCIE DWUTLENKU WĘGLA			
Łączna emisja ditlenku węgla CO ₂	33367,16	53,33	10,82
Emisja podtlenku azotu	189,36	43,45	0,74
Emisja metanu	1713,40	66,60	5,16
Emisja HFCs	0,00	0,00	0,00
Emisja PFCs	0,00	0,00	0,00
Emisja SF ₆	0,00	0,00	0,00
RAZEM emisja gazów cieplarnianych	33449,35	52,94	8,83
EMISJA DO POWIETRZA WYBRANYCH ZANIECZYSZCZEŃ			
Emisja tlenków azotu NO _x	45,56	38,79	5,74
Emisja tlenków siarki SO _x	147,92	67,49	17,41
Emisja amoniaku NH ₃	0,34	42,04	0,14
Emisja niemetanowych lotnych zw. org.	69,36	30,23	11,39
Emisja tlenku węgla CO	1094,89	58,43	40,22
Emisja pyłu PM ₁₀	70,02	63,73	30,58
Emisja pyłu PM _{2,5}	41,40	61,97	29,29
Emisja pyłu (jako suma PM ₁₀ i PM _{2,5})	111,43	63,06	26,58
Emisja pyłu całkowitego zawieszonego	95,40	x	24,69
Emisja dioksyn i furanów, g i-TEQ	91,04	x	36,25
Emisja heksachlorobenzenu (HCB)	1,89	x	14,88
Emisja polichlorowanych bifenyli (PCB)	0,00	x	43,43
Emisja WWA	0,08	x	61,86

Wnioski

Możliwości w zakresie oszczędności energii w budynkach (głównie mieszkalnych) szacowane są na: 33-60% dla poprawy izolacyjności cieplnej ścian, 16-21% dla modernizacji systemu wentylacji, 14-20% dla poprawy termoizolacyjności

przegród przezroczystych, 10-12% dla regularnych przeglądów i remontów kotłów centralnego ogrzewania, 50-80% dla modernizacji systemu przygotowania ciepłej wody użytkowej z wykorzystaniem OZE [13].

W przedstawionym materiale w wyniku prostych obliczeń oszacowano oszczędności, które można byłoby uzyskać, zakładając obniżenie zużycia energii do ogrzewania budynków mieszkalnych ogrzewanych i eksploatowanych w Polsce w 2011 roku do poziomu 60 kWh/(m²rok) w przypadku budynków jednorodzinnych oraz 55 kWh/(m²rok) dla wielorodzinnych. W metodyce przeprowadzonych obliczeń można oczywiście znaleźć wiele uproszczeń wpływających na dokładność oszacowania. Jednak z uwagi na postawiony cel rozdziału nie wnoszą one istotnych zniekształceń do oszacowanego potencjału oszczędności energii do ogrzewania budynków mieszkalnych w wyniku zwiększenia termoizolacyjności ich przegród zewnętrznych.

Redukując zużycie energii do ogrzewania pomieszczeń do wskazanych wartości, otrzymano oszczędności energii na przeciętnym poziomie 72,3% w stosunku do stanu wyjściowego (tab. 15.6). Dla budynków jednorodzinnych oszczędności te wyniosły 75,4%, a dla wielorodzinnych 66,4% (tab. 15.6). Ujawniona dysproporcja pomiędzy budownictwem jedno- i wielorodzinnym jest spowodowana większymi środkami finansowymi przeznaczanymi w programach poprawy termoizolacyjności i ograniczaniu strat ciepła z ogrzewanych pomieszczeń na budynki mieszkalne wielorodzinne. Potencjał rocznych oszczędności energii w zakresie ograniczenia jej zużycia do ogrzewania budynków wyniósł 130,8 TWh/rok (tab. 15.6), przy tym około 2/3 tej ilości przypada na budynki jednorodzinne. Mają na uwadze, że w 2014 roku całkowite zużycie końcowe energii w Polsce wyniosło 531,4 TWh [8], to oszacowana oszczędność energii stanowi 24,6% wspomnianego zużycia.

Podjęcie takich działań spowoduje jednocześnie zmniejszenie ogólnej emisji zanieczyszczeń powietrza z gospodarstw domowych z tytułu ograniczenia zużycia energii do ogrzewania mieszkań od około 30% do około 67% (tab. 15.9), w zależności od rodzaju zanieczyszczeń. W skali Polski obniży to rozpatrywane w niniejszym rozdziale emisje zanieczyszczeń powietrza od około 0,7% do około 61% w stosunku do krajowych emisji tych zanieczyszczeń w 2011 roku. Należy również zauważyć, że niskie procentowe wartości zmniejszenia w przypadku niektórych emisji krajowych wynikają przede wszystkim z niewielkiego udziału emisji tych zanieczyszczeń z gospodarstw domowych w łącznym rachunku emisji zanieczyszczeń do powietrza Polsce.

Tak duże możliwości w przedmiotowym zakresie mogą zostać jeszcze zwiększone poprzez modernizacje systemów ogrzewania i wentylacji w analizowanych obiektach. Zamiana źródła ciepła dla systemów ogrzewania wykorzystującego paliwa węglowe na źródło zasilane paliwami gazowymi dodatkowo zwiększy sprawność całego systemu ogrzewania, zwiększając otrzymany efekt energetyczny i ekologiczny. Rozwiązanie to jest szczególnie istotne dla budynków jednorodzinnych oraz budynków wielorodzinnych wybudowanych do lat 60. XX wieku. Podobny skutek może przynieść podłączanie istniejących budynków do sieci ciepłej, o ile

istnieją uzasadnione techniczno-ekonomiczne możliwości w tym zakresie (głównie obszary miast). Ponadto mniejsze zużycie energii do ogrzewania to również mniejsze jego koszty, co wpłynie na ograniczenie dostrzeganego ostatnio zjawiska ubóstwa energetycznego.

Podsumowując zaprezentowany materiał, można stwierdzić, że poprawa efektywności energetycznej budynków stwarza w dłuższej perspektywie szanse na rozwój, zaspokojenie potrzeb energetycznych oraz znaczącą poprawę jakości powietrza i może napędzać rozwój polskiej gospodarki. Przedstawione tutaj zagadnienia stanowią jedynie fragment problematyki związanej z efektywnością energetyczną budynków. Jest to jednak fragment istotny, który przy jego uwzględnieniu może znacząco przyczynić się do wykorzystania wspomnianej szansy. Zdaniem autora osiągnięcie oszacowanych efektów w zadawalającej skali i czasie powinno jednak być przedmiotem daleko posuniętego interwencjonizmu państwowego, z uwagi na ograniczenia finansowe przeciętnego gospodarstwa domowego w Polsce w stosunku do zamożniejszych społeczeństw w innych krajach Unii Europejskiej.

Badania naukowe zostały sfinansowane z subwencji statutowej Wydziału Infrastruktury i Środowiska Politechniki Częstochowskiej.

Literatura

- [1] Lis P., Sekret R., Efektywność energetyczna budynków – wybrane zagadnienia problemowe, Rynek Energii 2016, 6, 29-35.
- [2] Matulska-Bachura A. (kier.), Andrusiuk K., Dec A., Knyszewska E., Przybylska M., Różańska B., Sobczyk M., Zamieszkane budynki, Narodowy Spis Powszechny Ludności i Mieszkań 2011, Zakład Wydawnictw Statystycznych GUS, Warszawa 2013, L_zamiesz_k_budynki_nsp_2011.xls; <https://stat.gov.pl/spisy-powszechne/nsp-2011/nsp-2011-wyniki/zamieszkane-budynki-nsp-2011,15,1.html> (dostęp: 03.07.2013).
- [3] Mańkowski S., Szezechowiak E. (red.), Zintegrowany system zmniejszenia eksploatacyjnej energochłonności budynków. Strategiczny projekt badawczy. Zadanie nr 2. I A: Uwarunkowania przekształceń w budownictwie, Warszawa – Poznań 2013.
- [4] Matulska- Bachura A. (kier.), Andrusiuk K., Dec A., Knyszewska E., Przybylska M., Różańska B., Sobczyk M., Mieszkania, Narodowy Spis Powszechny Ludności i Mieszkań 2011, Zakład Wydawnictw Statystycznych GUS, Warszawa 2013, PBS_nsp2011_mieszkania.xls; <https://stat.gov.pl/spisy-powszechne/nsp-2011/nsp-2011-wyniki/mieszkania-narodowy-spis-powszechny-ludnosci-i-mieszkan-2011,18,1.html> (dostęp: 29.06.2013).
- [5] Matulska-Bachura A. (kier.), Andrusiuk K., Knyszewska E., Przybylska M., Różańska B., Sobczyk M., Warunki mieszkaniowe gospodarstw domowych i rodzin, Narodowy Spis Powszechny Ludności i Mieszkań 2011, Departament Handlu i Usług GUS, Zakład Wydawnictw Statystycznych GUS, Warszawa 2014.
- [6] Üрге-Vorsatz D. (kier.), Wójcik-Gront E., Tirado Herrero S., Labzina E., Foley P., Wpływ na rynek pracy programu głębokiej modernizacji energetycznej budynków w Polsce. Raport końcowy 17.01.2012, The Center for Climate Change and Sustainable

- Energy Policy (3CSEP), European Climate Foundation, Central European University, Budapeszt 2012.
- [7] Tkaczyk W., A. Koziel i H. Mikołajuk (kier.), GUS, Departament Produkcji, Ministerstwo Energii, Agencja Rynku Energii S.A. (ARE S.A.), Zużycie energii w gospodarstwach domowych w 2015 r., Zakład Wydawnictw Statystycznych GUS, Warszawa 2015.
- [8] Departament Produkcji GUS, Wydział Bilansów Paliw, Surowców i Materiałów, Energia 2016, Zakład Wydawnictw Statystycznych GUS, Warszawa 2016, <https://stat.gov.pl/files/gfx/portalinformacyjny/pl/defaultaktualnosci/5485/1/4/1/energia2016.pdf> (dostęp: 12.04.2017).
- [9] Kacperczyk G., współpraca: Mikołajuk H. (kier.), Gilecki R., Hassman-Udrycka H., Kacprowska J., Parciński G., Szymańska M., Zasady metodyczne sprawozdawczości statystycznej z zakresu gospodarki paliwami i energią oraz definicje stosowanych pojęć, Departament Statystyki Gospodarczej GUS, Zakład Wydawnictw Statystycznych GUS, Warszawa 2006.
- [10] Rozporządzenie Ministra Infrastruktury i Rozwoju z dnia 27 lutego 2015 r. w sprawie metodologii wyznaczania charakterystyki energetycznej budynku lub części budynku oraz świadectw charakterystyki energetycznej (Dz.U. 2015 poz. 376 z późn. zm.).
- [11] Bochenek D. (kier.), Bancarzewska M., Górską A., Karczewska K., Lizuraj M., Pawłowska T., Reńska A., Sulik J., Wojciechowska M., Wrzosek A., Zagórska K., Zieleźny K., GUS, Ochrona środowiska 2013, Departament Badań Regionalnych i Środowiska GUS, Zakład Wydawnictw Statystycznych GUS, Warszawa 2013.
- [12] Departament Badań Regionalnych i Środowiska GUS, Rachunki ekonomiczne środowiska, GUS, Notatka informacyjna, Załącznik nr 1: Rachunki emisji do powietrza (Plik arkusza kalkulacyjnego Excel), Warszawa 2016, <https://stat.gov.pl/obszary-tematyczne/srodowisko-energia/srodowisko/rachunki-ekonomiczne-srodowiska,7,1.html> (dostęp: 12.04.2017).
- [13] Balaras C.A., Gaglia A.G., Georgopoulou E., Mirasgedis S., Sarafidis Y., Lalas D.P., European residential buildings and empirical assessment of the Hellenic building stock, energy consumption, emissions and potential energy savings, Building and Environment 2007, 42, 1298-1314.

THE POTENTIAL FOR ENVIRONMENTAL AND ENERGY BENEFITS IN REDUCING HEAT LOSS FROM HEATED RESIDENTIAL BUILDINGS

Abstract: Finding the greatest savings and energy efficiency opportunities should be in the sectors with the highest energy consumption. One of the largest consumers of energy is the building sector and associated buildings. Buildings account for an average of around 41% of total energy consumption in the European Union and it is also related to the emission of air pollutants, contributing, among others, to the phenomenon of smog. The aim of the conducted research and analyzes was to characterize the issues related to heating residential buildings (part I) and the quantitative characterization of potential energetic and ecological effects measures limiting the energy demand for heating to the level of 55 kWh/(m²y) for multi-family residential buildings and 60 kWh/(m²y) for single-family residential buildings. The aim of the article was realized by the method of literature studies and analysis from the inference of the collected material, by the method of selecting, organizing, analyzing and synthesizing statistical data from GUS databases, studies and own research, then selecting and calculating the

quantities and indicators relevant to the quantitative characteristics of the volumes related to the topic of the article. Conclusions and relevance to practice: Based on the results, it can be concluded that taking action only in the field of thermal insulation of external partitions can reduce the energy demand for heating buildings by an average of about 72% compared to 2011. Consequently, this will reduce the overall emission of various air pollutants from about 32% to about 72%. Conclusions from the conducted analysis can be used in planning and designing activities under „Strategy for Responsible Development” for Poland with a perspective until 2030.

Keywords: air pollutant emissions, energy consumption, heating buildings, households, residential buildings

