

WYDZIAŁ BUDOWNICTWA
I NAUK O ŚRODOWISKU
POLITECHNIKI BIAŁOSTOCKIEJ



POLSKIE ZRZESZENIE
TECHNIKÓW
I INŻYNIERÓW
SANITARNYCH



INNOVATIONS – SUSTAINABILITY – MODERNITY – OPENNESS
WODA I ŚRODOWISKO

pod redakcją
Iwony Skoczko
Doroty Anny Krawczyk
Ewy Szatyłowicz

SERIA MONOGRAFII
TOM 41

Białystok 2020

Patronat



*Politechnika
Białostocka*



*Politechnika
Śląska*



*Wydział Budownictwa
i Nauk o Środowisku
Politechniki Białostockiej*



*Studenckie Koło
Polskiego Zrzeszenia
Techników i Inżynierów
Sanitarnych*



*Polskie Zrzeszenie
Techników i Inżynierów
Sanitarnych*



*Studenckie Koło Polskiego
Zrzeszenia Techników
i Inżynierów Sanitarnych*



*Wydział Inżynierii
Środowiska i Energetyki
Politechniki Śląskiej*

INNOVATIONS – SUSTAINABILITY – MODERNITY – OPENNESS

WODA I ŚRODOWISKO

TOM 41

**pod redakcją
Iwony Skoczko
Doroty Anny Krawczyk
Ewy Szatyłowicz**

Oficyna Wydawnicza Politechniki Białostockiej
Białystok 2020

Recenzenci:

dr hab. Zenon Łotowski

dr inż. Edyta Kudlek

Redakcja i korekta językowa:

Katarzyna Duniewska

Redakcja techniczna, skład:

Oficina Wydawnicza Politechniki Białostockiej

© Copyright by Politechnika Białostocka, Białystok 2020

e-ISBN 978-83-66391-32-1 (PDF)
DOI 10.24427/978-83-66391-32-1

978-83-66391-38-3 (EPUB)



Publikacja jest udostępniona na licencji Creative Commons

Uznanie autorstwa-Użycie niekomercyjne-Bez utworów zależnych 4.0 (CC BY-NC-ND 4.0).

Pełną treść licencji udostępniono na stronie

creativecommons.org/licenses/by-nc-nd/4.0/legalcode.pl.

Publikacja jest dostępna w Internecie na stronie Oficyny Wydawniczej PB.

Spis treści

Miasto i woda – woda w mieście <i>Zuzanna Siemieniuk, Paulina Sołowiej, Anna Siemieniuk</i>	7
Charakterystyka popiołów ze spalania biomasy <i>cow dung</i> <i>Aneta Szymajda, Grażyna Łaska, Maciej Majewski</i>	21
Przegląd popularnych metod dezynfekcji ścieków <i>Eliza Hawrylik, Sebastian Szatyłowicz</i>	29
Zarządzanie dokumentacją z wykorzystaniem narzędzi teleinformatycznych a zrównoważony rozwój <i>Bożena Koszel-Pleskaczuk, Krzysztof Pleskaczuk</i>	43
Analiza wielokryterialna w ocenie oddziaływania na środowisko biogazowni rolniczej <i>Natalia Taraszkiewicz</i>	55
Korelacja stężenia pyłów zawieszonych PM10 i PM2,5 w domu jednorodzinnym <i>Monika Załuska</i>	67
Ocena zawartości manganu w organach roślin i osadach dennych rzeki Ełk <i>Emilia Zamojska, Małgorzata Krasowska</i>	79
Analiza i ocena metod wytwarzania węgla aktywnych z różnych surowców <i>Łukasz Wincone, Remigiusz Gumiński</i>	93

Autorzy

mgr inż. Remigiusz Gumiński – Politechnika Białostocka, Wydział Budownictwa i Nauk o Środowisku

mgr inż. Eliza Hawrylik – Politechnika Białostocka, Wydział Budownictwa i Nauk o Środowisku, Katedra Chemii, Biologii i Biotechnologii

dr Bożena Koszel-Pleskaczuk – Politechnika Białostocka, Archiwum Uczelniane i Centrum Historii

Małgorzata Krasowska – Politechnika Białostocka, Wydział Budownictwa i Nauk o Środowisku

dr hab. Grażyna Łaska, prof. nzw. PB – Politechnika Białostocka, Katedra Inżynierii Rolno-Spożywczej i Kształtowania Środowiska

mgr inż. Maciej Majewski – Politechnika Warszawska, Katedra Instalacji Budowlanych, Hydrotechniki i Inżynierii Środowiska

mgr Krzysztof Pleskaczuk – Politechnika Białostocka, Dział Jakości Kształcenia

dr inż. Anna Siemieniuk – Politechnika Białostocka, Wydział Budownictwa i Nauk o Środowisku

Zuzanna Siemieniuk – studentka Wydziału Architektury Politechniki Białostockiej

Paulina Sołowiej – studentka Wydziału Architektury Politechniki Białostockiej

mgr inż. Sebastian Szatyłowicz – Politechnika Białostocka, Wydział Budownictwa i Nauk o Środowisku, Katedra Chemii, Biologii i Biotechnologii

mgr inż. Aneta Szymajda – Politechnika Białostocka, Katedra Inżynierii Rolno-Spożywczej i Kształtowania Środowiska

mgr inż. Natalia Taraszkiewicz – Politechnika Białostocka, Wydział Budownictwa i Nauk o Środowisku, Katedra Inżynierii Rolno-Spożywczej i Kształtowania Środowiska

mgr inż. Łukasz Wincone – Politechnika Białostocka, Wydział Budownictwa i Nauk o Środowisku

mgr inż. Monika Załuska – Politechnika Białostocka, Wydział Budownictwa i Nauk o Środowisku, Katedra Ciepłownictwa, Ogrzewnictwa i Wentylacji

Emilia Zamojska – Politechnika Białostocka, Wydział Budownictwa i Nauk o Środowisku

Miasto i woda – woda w mieście

słowa kluczowe: zielone ściany i dachy, ogrody deszczowe, retencja

Streszczenie

Istotnym problemem występującym na terenach zurbanizowanych jest zaburzenie naturalnego obiegu wody. Jest to bezpośredni skutek postępującego rozwoju zarówno cywilizacyjnego, jak i urbanistycznego. Istnieje wiele różnych perspektyw postrzegania wody w przestrzeni miejskiej: od wykorzystywania jej potencjału, poprzez kształtowanie przyjaznych przestrzeni publicznych, po stosowanie wody w sztuce publicznej. Jednak zarządzanie wodą nie może być wyłącznie przedmiotem planowania sektorowego (branżowego), ale wymaga pełnej współpracy pomiędzy gospodarką przestrzenną, urbanistyką oraz architekturą, ponieważ sposób zagospodarowania terenu ma decydujący wpływ na możliwości gospodarowania wodą w obrębie zlewni.

Wprowadzenie

Nasza cywilizacja od zawsze nierozzerwalnie związana jest z wodą. Jej obecność w otoczeniu człowieka była, jest i będzie zawsze bardzo istotna. Woda stanowi jeden z wiodących elementów niezbędnych do istnienia miast, dlatego bezsprzecznie jest również podstawowym elementem przy projektowaniu architektonicznym. Z jednej strony jest niezbędna do życia dla przyszłych użytkowników budynków, z drugiej jednak stanowi wielkie zagrożenie dla wszystkich budowli. Budynek może być zagrożony wodą gruntową, której poziom jest bardzo zmienny i może zagrozić fundamentom, ekstremalną płynącą wodą powierzchniową, która przy nawalnych opadach może wtargnąć do wnętrza, jak również wodą napierającą na budynek od góry (deszczem, śniegiem i lodem). I właśnie przed tymi wszystkimi okolicznościami każdy budynek trzeba dobrze zabezpieczyć.

Należy tu również podkreślić, iż zawsze i wszędzie zachodzą ścisłe relacje pomiędzy środowiskiem miejskim, a środowiskiem wodnym. Wzajemne oddziaływania obu tych środowisk są różne, mogą być pozytywne, ale mogą być również negatywne – i właśnie te należy likwidować lub chociaż minimalizować. Różnokierunkowość gospodarki wodnej, od ujęcia wody, przez proces

uzdatniania i dystrybucji, po systemy kanalizacji i oczyszczalnie ścieków, nakładając na nas konieczność wnikliwej analizy złożoności tych zjawisk.

Wraz ze wzrostem przestrzeni miejskiej rośnie również zapotrzebowanie na wodę i właśnie dlatego należy obserwować, jak miasto zarządza, a jak mogłoby zarządzać tym środowiskiem. Niewątpliwie powiązane jest to w pewien sposób z jakością życia w mieście, czyli z wielkością zużycia wody, ilością odprowadzanych ścieków, a także ryzykiem zanieczyszczenia wód powierzchniowych i podziemnych [1].

Burzliwy rozwój urbanistyczny w ostatnich dziesięcioleciach pokrywa się także z obserwowanymi zmianami klimatycznymi, które stanowią przyczynę zjawisk ekstremalnych, takich jak: fale upałów, powodzie, susze, a także gwałtowne zawirowania mas powietrza. To właśnie ich wpływ ma bezpośredni związek z utrzymaniem warunków realizacyjnych inwestycji, a także planowaniem urbanistycznym i poprawnym kształtowaniem przestrzeni. Miasta i tereny zurbanizowane to obecnie najważniejsze ogniwo rozwoju zarówno naszej cywilizacji, jak i kultury. W miastach żyje ponad połowa populacji świata i to właśnie tu skupia się większość produkcji i usług, które nie mogą się obejść bez wody. W związku z tym w miastach obserwuje się zaburzenia funkcjonowania gospodarki wodnej, ponieważ wskaźnik wykorzystania zasobów wodnych jest bardzo wysoki. Środowisko miejskie jest przestrzenią silnie przekształconą antropogenicznie, co wpływa na zaburzenia naturalnego cyklu obiegu wody. Antropopresja prowadzi również do gwałtownego zwiększenia ilości spływów w krótkim okresie, zaś zjawisko zabetonowania miast, czyli zagospodarowanie coraz większej ilości terenów, prowadzi do ciągłego zmniejszania powierzchni zielonych, czyli zredukowania zatrzymania wody w mieście.

Uszczelnienie terenu powoduje zmianę bilansu wodnego zlewni. Na obszarach zurbanizowanych wskutek uszczelnienia powierzchni dochodzi do ograniczenia wielkości bioretencji oraz infiltracji efektywnej. Wraz ze wzrostem uszczelnienia zlewni następuje skrócenie czasu odpływu wód ze zlewni oraz wzrasta ilość odpływających wód powierzchniowych. Według Królikowskiej i Królikowskiego przyspieszenie spływu wód opadowych zakłóca naturalny obieg wody w przyrodzie, w tym ogranicza zasilanie zasobów wód podziemnych. Wzrost intensywności spływu stwarza równocześnie zagrożenie dla odbiorników wód opadowych. Wody opadowe powinny być chronione przed zanieczyszczeniami oraz spożytkowane na obszarach zurbanizowanych. Zarządzanie wodą pochodząca z opadów jest jednym z bardziej istotnych czynników warunkujących efektywną gospodarką wodną na terenach zlewni [2].

Odpowiednie gospodarowanie wodami opadowymi jest jednocześnie jednym z podstawowych wyzwań dla większości współczesnych miast, których zabudowa stale się zagęszcza. W konsekwencji mieszkańcy zostają pozbawieni terenów biologicznie czynnych, czyli zieleni i wody. Nadmiar wody na po-

wierzchni szczelnie pokrytej „szarą” infrastrukturą (ulice, chodniki, parkingi, budynki, place miejskie, utwardzona i zdegradowana gleba) nie może wsiąkać. Podczas deszczu lub roztopów woda płynie po powierzchni gruntu, powodując podtopienia i powodzie często paraliżujące miasto [3].

Jednak nigdy wcześniej nie występowało tak duże zainteresowanie ekologicznym wpływem budynków, jak ma to miejsce obecnie. Stanowi to istotny fakt w procesie poszukiwania odpowiedzialnych i „zrównoważonych” metod budownictwa oraz walki o kontrolę zanieczyszczeń. To właśnie budynki są jednymi z największych konsumentów zasobów naturalnych i odpowiadają za znaczną część emisji gazów cieplarnianych wpływających na zmiany klimatu. Ponieważ globalne ocieplenie stanowi obecnie znaczący problem, sama architektura musi również się zmieniać – styl i kwestie estetyczne znajdują się obecnie na drugim miejscu, za kwestiami zrównoważonego rozwoju. Bycie „zielonym” oznacza świadomość odpowiedzialności za budowę i użytkowanie nowoczesnych budynków. Najciekawsze nowe budynki są dzisiaj w znacznej większości przyjazne dla środowiska, zrównoważone i zaprojektowane tak, aby zużywały mniej energii niż kiedykolwiek wcześniej [4].

Znaczenie zasobów wodnych

Zasoby wodne są w ciągłym ruchu i zmieniają swoje formy – od stanu ciekłego, poprzez gazowy do stałego i na odwrót. Obieg wody trwa stale i zależne jest od niego całe ziemskie życie [5]. Ich ilość i jakość zależą natomiast od stanu środowiska i sposobu użytkowania obszaru zlewni, dlatego też powinniśmy dążyć do zrównoważenia gospodarki wodnej oraz eliminacji źródeł zanieczyszczeń w zlewniach zurbanizowanych. Aby ograniczać kryzysy wodne w miastach należy efektywnie gospodarować zasobami wodnymi na każdym etapie: od zaopatrzenia w czystą wodę, poprzez różne jej zastosowania przez konsumentów, aż po usuwanie jej w postaci ścieków. Działania w tym zakresie powinny obejmować zmniejszanie zużycia wody oraz odkrywanie nowych sposobów jej gromadzenia i wykorzystywania na nowo.

Zagospodarowanie wód opadowych w miejscu ich powstawania

Woda deszczowa to nie ściek, ale cenny zasób, którym powinniśmy mądrze gospodarować zarówno w celu zmniejszenia ryzyka podtopień oraz powodzi, jak i przeciwdziałania suszy czy poprawy jakości życia na terenach zurbanizowanych.

Miasto oddziałuje na obieg wody poprzez zwiększanie powierzchni terenów pokrytych materiałem nieprzepuszczalnym (asfalt, beton). Obszary te ograniczają proces infiltracji, zwiększając jednocześnie wielkość spływu powierzch-

niowego, co jest zjawiskiem niebezpiecznym [6]. Poza tym w miastach stosowane są najczęściej tradycyjne metody gospodarowania wodami opadowymi, czyli kanalizacja deszczowa lub ogólnospławna, która usprawnia proces odprowadzania wód z aglomeracji. My jednak musimy zaakceptować obecność wody w mieście i zaplanować przestrzeń specjalnie dla niej, np. poprzez spowolnienie i redukcję odpływu powierzchniowego. Aby jednak przywrócić wodę naturze, należy myśleć o zatrzymaniu jej i stosowaniu m.in. ogrodów deszczowych, zielonych dachów czy otwartych zbiorników zatrzymujących wodę. Te mechanizmy zagospodarowania wody mogą i powinny stanowić element kompozycji krajobrazu zintegrowanego z zagospodarowaniem urbanistycznym terenu.

W Anglii ważnym elementem miejskiej gospodarki wodami opadowymi są zrównoważone systemy drenażu (SUDS – *Sustainable Urban Drainage Systems*), których głównym celem jest zagospodarowanie wody w miejscu powstawania opadu, a tym samym redukcja odpływu powierzchniowego i zmniejszenie zagrożenia powodzią. W skład systemów wchodzi urządzenia do zbierania oraz transportu wód opadowych (rynny, muldy, rowy), infiltracji wody do gruntu (niecki, rowy i studnie chłonne, zbiorniki infiltracyjne, skrzynki rozsączające itp.), a także urządzenia do retencji i oczyszczania (zielone dachy, niecki filtracyjne, zbiorniki retencyjne, pasaże roślinne i biotopy podczyszczające). Systemy te obejmują zarówno przestrzenie publiczne osiedli i miast, jak i prywatne domy oraz ogrody [7].

Wykorzystanie „zielonej infrastruktury”

Robocza unijna definicja zielonej infrastruktury brzmi: „strategicznie zaplanowana sieć obszarów naturalnych i półnaturalnych z innymi cechami środowiskowymi, zaprojektowana i zarządzana w sposób mający zapewnić szeroką gamę usług ekosystemowych. Obejmuje ona obszary zielone (lub niebieskie w przypadku ekosystemów wodnych) oraz inne cechy fizyczne obszarów lądowych (w tym przybrzeżnych) i morskich. Na lądzie zielona infrastruktura jest obecna na obszarach wiejskich i w środowisku miejskim” [8]. Elementami składającymi się na zieloną infrastrukturę w wymiarze miejskim są: obszary chronione i inne obszary naturalne, siedliska odtworzeniowe, korytarze ekologiczne, zielone mosty, przepławki, ściany i dachy oraz inne obszary wielofunkcyjne [9]. Elementy zielonej infrastruktury obniżają temperaturę powietrza oraz zwiększają jego wilgotność. Zieleń neutralizuje część zanieczyszczeń występujących w atmosferze, m.in. poprzez proces fotosyntezy, asymilację związków przez rośliny czy wytrącanie pyłów fizycznymi barierami (naturalne filtry). Jednym z elementów zielonej infrastruktury, który świetnie spisuje się w ograniczaniu zjawiska miejskiej wyspy ciepła, są zielone dachy. Same w sobie nie powodują obniżania się temperatury powietrza, ale ograniczają nagrzewanie się budynków, które posiadają ogromną pojemność cieplną. Zieleń cechuje

większe albedo niż sztuczną powierzchnię dachu, zatem pokrycie takie pełni funkcję izolatora dla budynku, zmniejszając tym samym zapotrzebowanie na energię niezbędną do ogrzania i chłodzenia jego pomieszczeń [10]. Zastosowanie roślinności do gospodarowania wodami opadowymi jest powiązane z kolejną korzyścią, stanowiącą efekt usług regulacyjnych pełnionych przez ekosystemy. Mówimy tu o wykorzystywaniu roślinności jako „filtra” przeciwdziałającego przenikaniu zanieczyszczeń do wód powierzchniowych i podziemnych, a przez to poprawie jakości wód [11].

Gdy zmiany klimatu, zrównoważona architektura, a także zielone technologie stają się obligatoryjne, wtedy bez niepokoju możemy mówić o zrównoważonym rozwoju miasta. Projekty uwzględniające wymogi zrównoważonej architektury to takie, które powinny być atrakcyjne pod względem formy, komfortowe w użytkowaniu, a także dostępne ekonomicznie i sprzyjające środowisku naturalnemu. Bez wątpienia takie ekologiczne podejście jest pilnie potrzebne zarówno jako środek zaradczy dla współczesnego miasta, jak i zasada organizacyjna dla nowych miast [12]. Odpowiednio zaprojektowana „przestrzeń ekologiczna” niewątpliwie ma wpływ na sterowanie zmianami w zagospodarowaniu przestrzennym miast, a także obszarów zurbanizowanych. Według Zuziaka [13] ekologiczne definiowanie urbanistyki to odnoszenie przesłanek i skutków decyzji urbanistycznych do przestrzeni ekologicznej i jej związków z architekturą krajobrazu.

Aby przywrócić wodę naturze należy coraz częściej myśleć o stosowaniu ogrodów deszczowych, zielonych dachów, a także otwartych zbiorników zatrzymujących wodę. Jednak nie wystarczy tylko tę wodę retencjonować, a następnie z opóźnieniem odprowadzać do odbiornika – należy nią odpowiednio gospodarować i zarządzać. Zrównoważone gospodarowanie wodą ma na celu zamknięcie obiegu wody na terenie zlewni zurbanizowanej [14, 15].

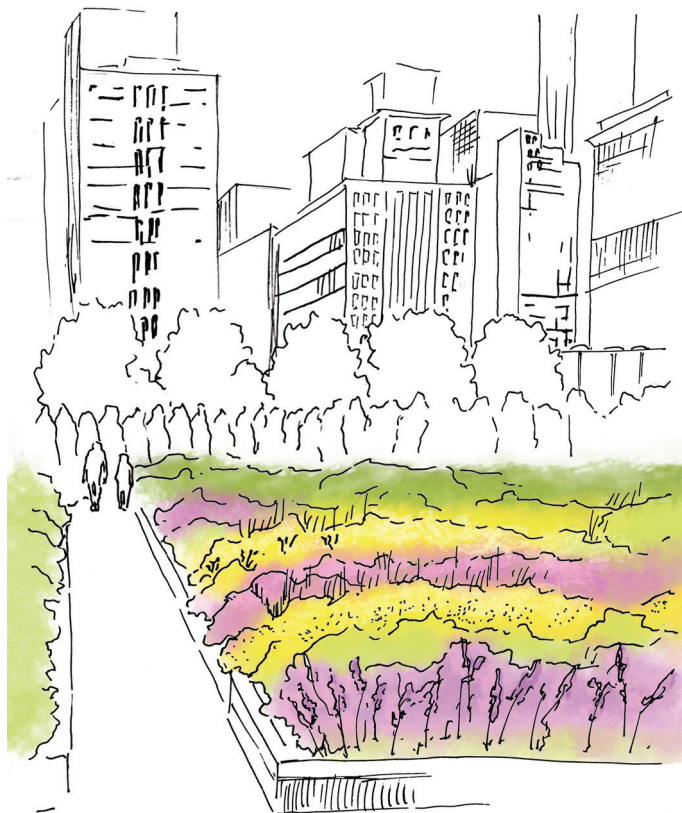
Główne założenia zrównoważonego zagospodarowania wodami deszczowymi można przedstawić następująco [14, 15, 16]:

- ograniczanie zrzutów wód deszczowych z terenów zurbanizowanych do kanalizacji oraz do wód powierzchniowych;
- oczyszczanie spływów deszczowych odprowadzanych do wód powierzchniowych;
- ponowne wykorzystanie wód opadowych, np. do podlewania ogrodów;
- kształtowanie krajobrazu miejskiego oraz tworzenie miejsc wypoczynku i rekreacji poprzez odpowiednie wkomponowanie urządzeń do zagospodarowania wody deszczowej.

Ogrody deszczowe

Ogrody deszczowe (rys. 1) to enklawa z roślinnością o różnych kolorach i kształtach. Są nie tylko estetyczne i dekoracyjne, ale przynoszą też korzyści ekologiczne oraz ekonomiczne. Podstawową funkcją ogrodów deszczowych

jest infiltracja wody do gruntu. Dzięki ich obecności więcej wody jest zatrzymywane w środowisku, a mniej odprowadzane systemem kanalizacyjnym. Proces wchłaniania wody zachodzi w podobny sposób jak na łące lub w lesie [17].



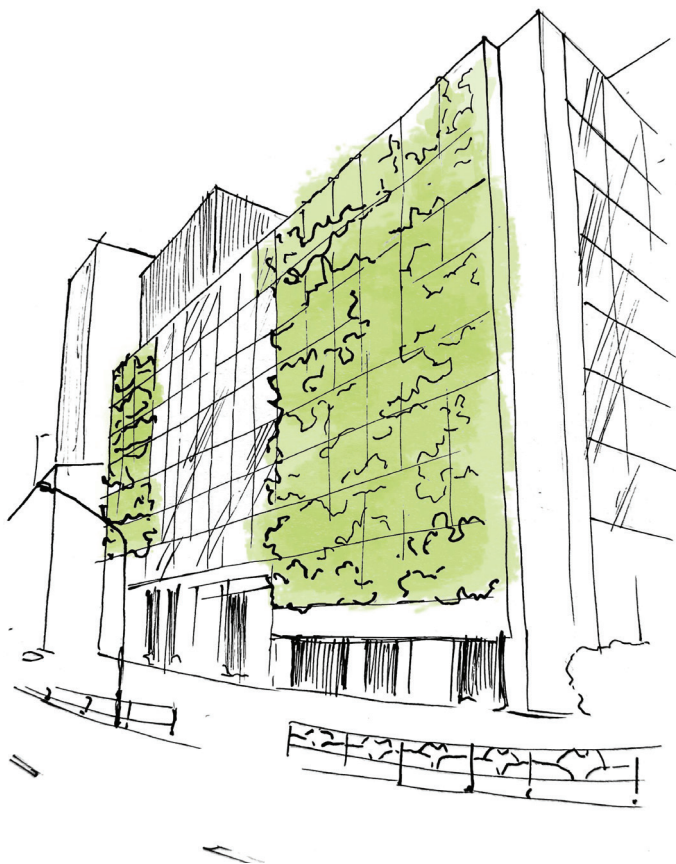
Rysunek 1. Ogród deszczowy w mieście

Źródło: opracowanie własne.

Zielone ściany i dachy

Wzrost zainteresowania zielonymi dachami i żyjącymi ścianami (rys. 2, 3), które coraz częściej pojawiają się w wielu miastach, jest rezultatem licznych korzyści wynikających z ich instalowania oraz wynika z potrzeby zrównoważonego gospodarowania wodami opadowymi. Zielone dachy i ściany coraz częściej wykorzystywane są przez inwestorów z powodu roli, jaką odgrywają w ekosystemie miejskim, jak również ze względów estetycznych. Ich zastosowanie pozwala na zwiększenie powierzchni biologicznie czynnej oraz może przyczynić się

do podniesienia komfortu życia społeczności [18]. Zielone dachy pokryte roślinnością w naturalny sposób pochłaniają wodę deszczową i mogą pomagać chronić miasto przed powodzią. Ponadto ogrody na dachach zapobiegają przepełnieniu kanalizacji deszczowej, neutralizują skutki kwaśnych deszczy i usuwają azot z wody deszczowej.



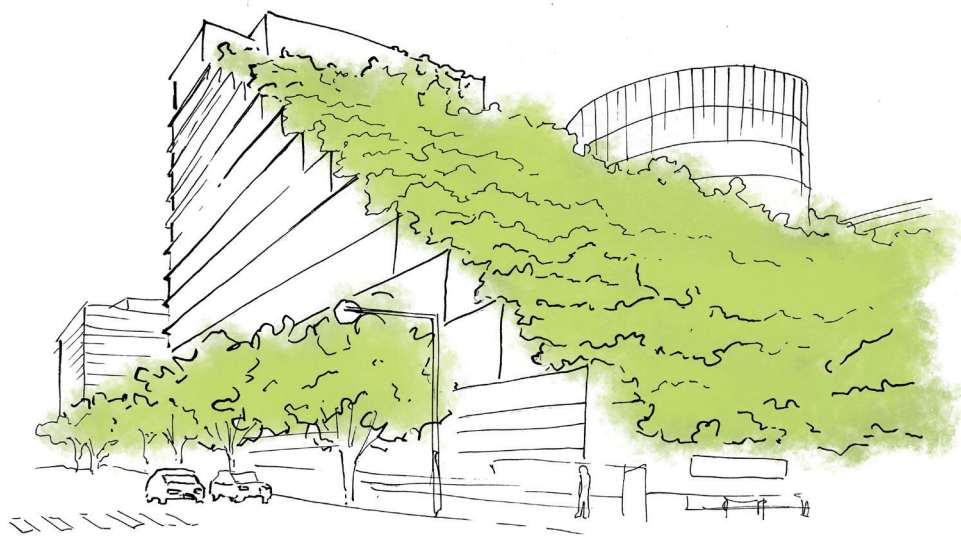
Rysunek 2. Zielone ściany

Źródło: opracowanie własne.

Więcej zieleni zamiast betonu

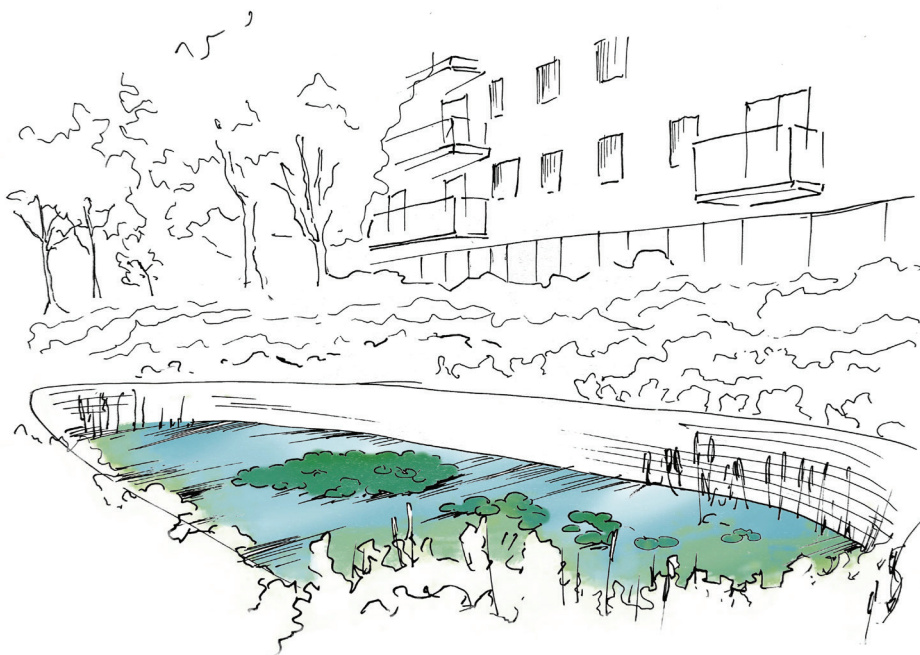
Współczesne miasta w znacznym stopniu pokryte są powierzchniami nieprzepuszczającymi wody. Niestety, im więcej wokół nas powierzchni nieprzepuszczalnych, tym więcej wody opadowej gwałtownie spływa do kanalizacji, a następnie do rzek. Tracimy w ten sposób bezcenne zasoby wilgoci, która jest

niezbędna do życia dla roślin. Prostem i niewymagającym specjalnych instalacji sposobem chronienia zasobów wodnych jest ułożenie zamiast szczelnych nawierzchni takich, które są przepuszczalne. Przykładem mogą być np. kratownice betonowe układane na parkingach i placach zabaw, dzięki którym woda spływająca wsiąka w glebę. Trzeba tu dodać, iż przestrzeń zielona w miastach ma olbrzymie znaczenie zarówno dla komfortu życia mieszkańców, ich zdrowia, jak i poczucia estetyki. Sformułowanie „nowoczesne miasto” nabiera obecnie innego znaczenia – jest to obszar, gdzie znajduje się dużo zieleni, a nie beton, szkło czy stal. „Zielona infrastruktura” to również drzewa pełniące w mieście wiele funkcji – od podstawowej, czyli produkcji tlenu, oczyszczania powietrza i zatrzymania wody oraz obniżania temperatury, po estetyczną, cieszącą oko okolicznych mieszkańców. Jedną z najważniejszych funkcji drzew jest neutralizacja wytwarzanych przez człowieka zanieczyszczeń atmosferycznych. Inną korzyścią wynikającą z obecności drzew w naszym otoczeniu jest to, że obniżają one temperaturę powietrza. Liście drzew działają natomiast jak swoiste filtry. Jednak drzewa nie powinny rosnąć na betonie, tylko na zielonej nieutwardzonej przestrzeni i właśnie ten fakt powinny uwzględniać miejscowe plany zagospodarowania przestrzennego.



Rysunek 3. Zielone dachy

Źródło: opracowanie własne.

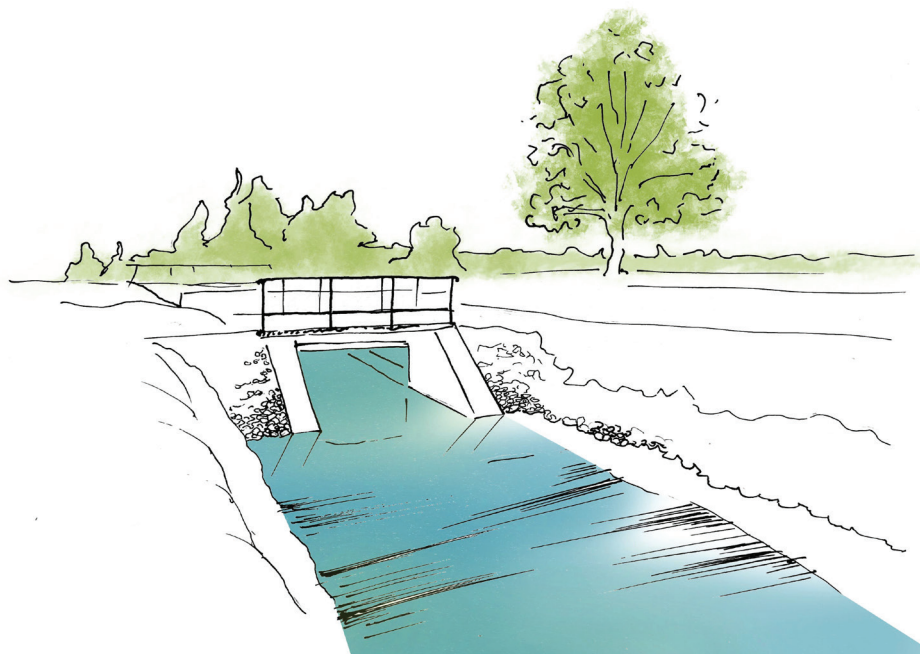


Rysunek 4. Zatrzymanie wody w mieście

Źródło: opracowanie własne.

Retencjonowanie wody

Mała retencja wody możliwa jest również na terenach mocno zurbanizowanych (rys. 4). Dotyczy to spowolnienia lub zatrzymania odpływu zarówno wód powierzchniowych, jak i deszczowych oraz zwiększenia możliwości retencyjnych danego obszaru. Poprawę warunków wodnych miasta można osiągnąć jednak głównie poprzez zwiększenie retencyjności terenu, czyli zdolności do gromadzenia zasobów wodnych w zlewni oraz przetrzymywanie ich przez dłuższy czas w środowisku biotycznym i abiotycznym. Retencjonować można wodę w różnych formach jej występowania: jako wodę płynącą w ciekach, glebie, stagnującą w zbiornikach, w postaci lodu zmagazynowanego w pokrywie lodowej, jako opadu deszczu, śniegu, mgły, rosy, szadzi itp. [19]. Analizując pojęcie retencji wodnej, zazwyczaj rozpatruje się możliwość gromadzenia deszczu lub wód roztopowych w miejscu ich powstawania.

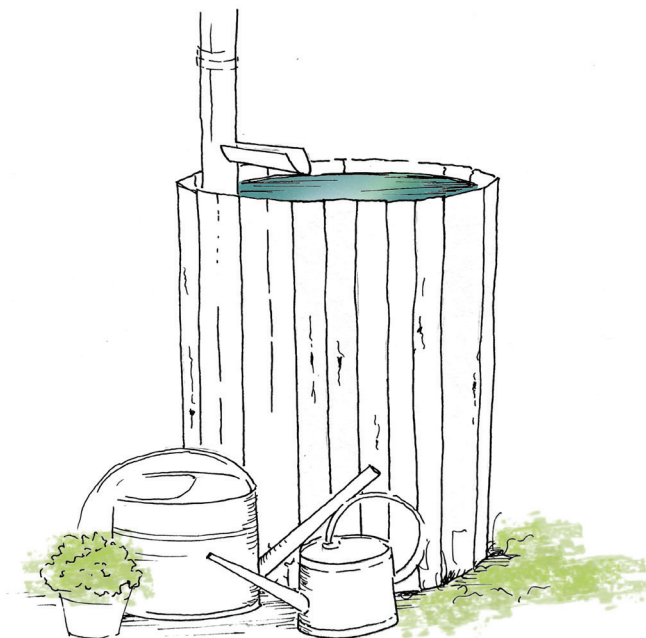


Rysunek 5. Mała retencja

Źródło: opracowanie własne.

Są to wszelkiego typu działania zmierzające do ograniczenia szybkich spływów powierzchniowych i hamowania odpływów rzekami (rys. 5). Zamienia się wtedy szybki spływ wód powierzchniowych na powolniejszy odpływ podziemny. Działania takie na obszarze zlewni rzecznej powodują wzrost pojemności retencyjnej. Wyróżnia się wiele metod retencjonowania wody, głównie poprzez zwiększenie potencjalnych możliwości magazynowania wód powierzchniowych (budowa zbiorników, piętrzenie rzek i jezior), podziemnych (zwiększenie zasilania warstw wodonośnych) i glebowych (poprawa struktury gleb w strefie aeracji). Mała retencja może być rozumiana jako zestaw działań na rzecz odbudowy naturalnej retencji zlewni rzecznej, często zniszczonej w wyniku działalności człowieka [20]. To wszystko można wykonać poprzez pięknie zaprojektowane wewnątrzosiedlowe jeziorka, stawy, oczka wodne, mostki i kaskady, które stanowią atrakcję dla mieszkańców miast. Na nowo powstających osiedlach czy też w kompleksach apartamentowców można stworzyć zbiorniki małej retencji, jak również systemy odprowadzające wodę z dachów wraz z instalacjami ją rozsączającymi.

Zatrzymywanie deszczówki to jeden z łatwiejszych i jednocześnie podstawowych pomysłów na poprawę jakości życia w miastach i nie tylko (rys. 6).



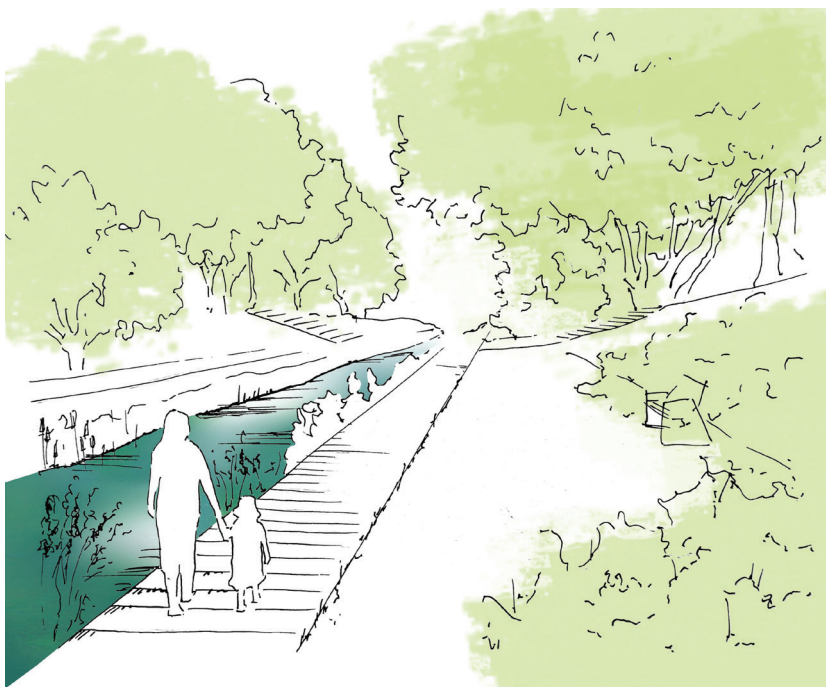
Rysunek 6. Zatrzymanie wody

Źródło: opracowanie własne.

Odbudowa zlewni miejskich i dolin rzecznych

Ekspansja przestrzenna miast oraz zagęszczanie zabudowy były powodem zwężenia dolin rzecznych, a także zasypywania cieków oraz ich przyrodniczej i krajobrazowej degradacji. Najbardziej spektakularnym efektem oddziaływania antropopresji na stosunki wodne, związanym z przekształceniem terenu zlewni, jej uszczelnieniem i kanalizacją, a także przebudową koryt rzecznych i budową zbiorników wodnych oraz przerzutami wody, jest znaczący wzrost zmienności przepływu wód w korytach odwadniających obszary zurbanizowane. Wtedy niżówki stają się głębsze i trwają dłużej, a wezbrania przebiegają gwałtowniej i są większe [21]. Doliny rzeczne są jednak ważną częścią przestrzeni miejskiej, pełnią kluczową rolę w funkcjonowaniu środowiska przyrodniczego oraz w rekreacji mieszkańców miast, dlatego ważne jest, aby zachowały swój dawny charakter i wygląd (rys. 7). Obecnie w wielu miastach w celu poprawy jakości środowiska i walorów rekreacyjnych, a także dla retencjonowania wód i spływów opadowych podejmuje się próby odtwarzania bogactwa sieci hydrograficznej. Doliny rzeczne są szczególnymi obszarami w strukturze miasta – stanowią korytarz ekologiczny i kulturowy oraz funkcjonujący układ krajobrazowy. Są także

elementem więzi społecznej i koncentracji mieszkańców realizujących tu swoje potrzeby kontaktów społecznych, wypoczynku i sportu [22].



Rysunek 7. Rewitalizacja rzeki

Źródło: opracowanie własne.

Podsumowanie

Zarządzanie wodą nie może być wyłącznie przedmiotem planowania branżowego, ale wymaga pełnej współpracy pomiędzy gospodarką przestrzenną, urbanistyką i architekturą, ponieważ to właśnie sposób zagospodarowania terenu ma decydujący wpływ na możliwości gospodarowania wodą w obrębie zlewni. Z tego względu niezwykle ważne jest uwzględnienie w dokumentach z zakresu planowania przestrzennego zaleceń i metod, które mogą przyczynić się do zrównoważonego kształtowania zdolności retencyjnych zlewni rzecznej, w szczególności w celu przeciwdziałania skutkom powodzi i suszy. Proekologiczne systemy zagospodarowania, zarówno wody powierzchniowej, jak i opadowej, mogą i powinny być nie tylko niezbędnym elementem infrastruktury technicznej, ale również cennym narzędziem służącym do kreowania kompozycji miasta i tworzenia społecznie atrakcyjnych przestrzeni publicznych.

Literatura

- [1] Januchta-Szostak A., *Strategie zintegrowanego zarządzania przestrzenią i wodą w miastach. Miasto, woda, jakość życia*, pod red. J. Hausnera, Z. Kundzewicz, J. Zaleskiego, Fundacja Gospodarki i Administracji Publicznej, Kraków 2019, s. 11-36.
- [2] Królikowska J., Królikowski A., *Wody opadowe. Odprowadzanie, zagospodarowanie, podczyszczanie i wykorzystanie*, Wydawnictwo Seidel-Przywecki, Józefosław 2012, s. 65-127.
- [3] Krauze I., Wagner K., *Jak bezpiecznie zatrzymać wodę opadową w mieście? Narzędzia techniczne, Woda w mieście, Zrównoważony Rozwój – zastosowania*, Fundacja Sendzimira, Kraków 2014.
- [4] Jodidio P., *Green Architecture*, Wydawnictwo Taschen, Seria Bibliotheca Universalis, Kolonia 2019.
- [5] Bajkiewicz-Grabowska E., Mikulski Z., *Hydrologia ogólna*, Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa 2008.
- [6] Kowalczak P., *Planowanie przestrzenne a powódzie miejskie*, „Przegląd Budowlany” 2017, r. 88, nr 9, s. 25-29.
- [7] Januchta-Szostak A., *Miasto w symbiozie z wodą*, „Czasopismo Techniczne. Architektura” 2010, r. 107, z. 14, 6-A2, s. 95-103.
- [8] Sprawozdanie Komisji dla Parlamentu Europejskiego, Rady, Europejskiego Komitetu Ekonomiczno-Społecznego i Komitetu Regionów. Przegląd postępów we wdrażaniu strategii UE dotyczącej zielonej infrastruktury, Bruksela, 24.05.2019.
- [9] Janiszek M., *Zielona infrastruktura jako koncepcja rozwoju współczesnego miasta*, „Studia Miejskie” 2015, t. 19, s. 99-108.
- [10] Puzdrakiewicz K., *Zielona infrastruktura jako wielozadaniowe narzędzie zrównoważonego rozwoju*, „Studia Miejskie” 2017, t. 27, s. 155-174.
- [11] Sulczewska B., *Zielona infrastruktura – czy koniec historii?*, PAN Komitet Przestrzennego Zagospodarowania Kraju, Studia 189, Warszawa 2018.
- [12] Mostafavi M., Doherty G., *Urbanistyka ekologiczna*, Lars Muller, współredagowane przez Harvard University Graduate School of Design, s. 12-56, Harvard 2016.
- [13] Zuziak Z.K., *Ekologiczne definiowanie urbanistyki*, „Czasopismo Techniczne” 2007, z. 7-A/2007, s. 9-20.

- [14] Hoyer J., Dickhaut W., Kronawitter L., Weber B., *Water sensitive urban design. Principles and inspiration for sustainable stormwater management in the city of the future manual. Elaborated in the context of the research project SWITCH – Managing Water for the city of the future*, Hamburg: Hafen City Universität 2011.
- [15] Wojciechowska E., Gajewska M., Żurkowska N., Surówka M., Obarska-Pempkowiak H., *Zrównoważone systemy gospodarowania wodą deszczową*, Wydawnictwo Politechniki Gdańskiej, Gdańsk 2015.
- [16] Voltman W.F., Wong T., Schultz B., *Ingeration of drainage, water quality and flood management in rural, urban and lowland areas*, "Irrig. Drain." 2008, no. 56, s. 161-177.
- [17] Pracka J.M., *Ogród deszczowy*, <http://sztuka-krajobrazu.pl/1344/arttykul/ogrod-deszczowy> [dostęp: styczeń 2020].
- [18] Małuszyńska I., Caballero-Frączkowski W.A., Małuszyński M.J., *Zielone dachy i zielone ściany jako rozwiązania poprawiające zdrowie środowiskowe terenów miejskich*, „Inżynieria Ekologiczna”, nr 36, s. 40-52.
- [19] Ciepeliowski A., *Podstawy gospodarowania wodą*, Wydawnictwo SGGW, Warszawa 1999.
- [20] Mioduszeński W., *Small (natural) water retention in rural areas*, "Journal of Water and Land Development" 2014, no. 20, s. 19-29.
- [21] Bartnik A., *Wieloletnie zmiany odpływu małej rzeki miejskiej pod wpływem antropopresji*, „Monografie Komitetu Gospodarki Wodnej PAN” 2016, z. 39, s. 93-113.
- [22] Bernat S., *Rewitalizacja dolin rzecznych w miastach, Doliny rzeczne, Przyroda – Krajobraz – Człowiek*, „Prace Komisji Krajobrazu Kulturowego PTG” 2007, t. 7, s. 255-265.

Charakterystyka popiołów ze spalania biomasy *cow dung*

słowa kluczowe: paliwa stałe, odchody krowie, biomasa, skład chemiczny popiołów, charakterystyczne temperatury topnienia

Streszczenie

Biomasę *cow dung* do badań laboratoryjnych pobierano od stycznia 2019 roku do czerwca 2019 roku. Próbkę do badań przygotowano zgodnie z procedurą techniczną IChPW Q/LP/05/A: 2011 z 16 lutego 2011. Testy prowadzono na próbkach zmielonego biopaliwa o frakcji poniżej 0,42 mm, które poddano spalaniu. Określono skład chemiczny popiołów i charakterystyczne temperatury topnienia w atmosferze utleniającej.

W badaniach stwierdzono, że popioły ze spalania biomasy *cow dung* wykazują różne ilościowe składy chemiczne. Charakteryzują się dużą zawartością pierwiastków alkalicznych (wapnia, potasu) i wysoką zawartością krzemionki, fosforu i magnezu. Zawierają również znaczną ilość siarki i chloru, co może przyczyniać się do występowania procesów korozyjnych w kotłach.

Wprowadzenie

Za jeden z priorytetowych kierunków działań polityki ekologicznej należy uznać poprawę racjonalności wykorzystywania energii oraz wzrost wykorzystania źródeł odnawialnych, w tym przede wszystkim biomasy. Biomasa stanowi trzecie co do wielkości na świecie naturalne źródło energii, a jej wykorzystywanie dotyczy produkcji energii cieplnej, energii elektrycznej oraz paliwa gazowego (biogazu) lub ciekłego [1].

Biomasa jest najbardziej rozpowszechnionym i najczęściej wykorzystywanym odnawialnym źródłem energii, charakteryzującym się najwyższym potencjałem energetycznym. Ma największy potencjał techniczny jako biopaliwo, który szacuje się na 684,6 PJ rocznie, z czego 407,5 PJ to udział biopaliw stałych. Zasoby biomasy obejmują nadwyżkę biomasy uzyskanej w rolnictwie (195 PJ), leśnictwie (101 PJ), sadownictwie (57,6 PJ) i odpadach drzewnych (53,9 PJ) [1].

Spalanie biomasy powoduje powstawanie stałych produktów ubocznych spalania. Szacuje się, że każdego roku na całym świecie można wytworzyć ok. 480 milionów ton popiołu ze spalania i współspalania biomasy, przy założeniu, że ilość spalanej biomasy wynosi 7 miliardów ton rocznie [2].

Właściwości fizykochemiczne popiołów mają wpływ na ich wykorzystanie jako odpadów ze spalania biomasy, których forma w dużej mierze zależy od rodzaju biomasy i technologii spalania. Wszystkie te czynniki powodują, że odpady powstałe po spalaniu biomasy mają bardzo różnorodne i zmienne właściwości. Znaczną część tych odpadów stanowią popioły lotne, których zmienny skład chemiczny i fazowy utrudnia ich zagospodarowanie [3].

Zainteresowanie sektora energetycznego biomasą stale wzrasta. Obecnie prawie wszystkie rodzaje biomasy uważane są za paliwo. Kurczenie się zasobów biomasy pochodzącej z leśnictwa i przemysłu drzewnego oraz przepisy, które wymuszają stopniowe zastępowanie drewna w energetyce biomasą inną niż leśna, zwiększają zainteresowanie biomasą pochodzenia zwierzęcego [11].

W niniejszej pracy przedstawiono wyniki porównawcze badań składu chemicznego popiołów i charakterystycznych temperatur topnienia popiołów ze spalania biomasy w postaci odchodów krowich. Testy przeprowadzono zgodnie z polską normą PN-EN 196-2 i PN-G-04535 Paliwa Stałe – Oznaczenie charakterystycznych temperatur topności popiołu.

Materiały i metody

Biomasę *cow dung* do badań pozyskano z prywatnego gospodarstwa rolnego położonego w województwie podlaskim. Analizę biomasy prowadzono po wysuszeniu surowca w suszarce laboratoryjnej w 40°C. Po zakończeniu procesu suszenia próbkę doprowadzono do stanu równowagi z wilgotnością otoczenia i rozdrobniono do ziarna analitycznego. Aby określić skład chemiczny popiołu, próbkę biomasy spalono w temperaturze 600°C w piecu muflowym.

W badaniach składu elementarnego popiołu wykorzystano: analizator WDXRF Wavelength Dispersive X-Ray Fluorescence – Axios mAX – 4,0 kW Panalytical, stapiarkę elektryczną firmy KATANAX, typ: K2 PRIME (Katanax K2 Prime Electric Fluxer) i wagę analityczną XPE204 mettler Toledo ($d = 0,1\text{mg}$).

Próbki popiołu przygotowano techniką stapiania – zastosowano stosunek próbki do topnika (1:9). Użyty topnik to Lithium tetraborate 66,67%, lithium metaborate 32,83%/0,50% Lithium bromide, PURE.

Zastosowano następujący program temperaturowy: Pre-treatment (oxidation 200°C – 1 min, 350°C – 5 min; decomposition 650°C – 5 min), Fusion (melting and mixing 950°C – 10 min), Cooling.

Skład chemiczny określono za pomocą spektroskopii dyspersyjnej fluorescencji rentgenowskiej WDXRF – Axios mAX – 4,0 kW firmy Panalytical. W spektrometrze próbki wzbudzano lampą rentgenowską Rh SST-mAX 4 kW z anodą

rodową. Dane pomiarowe opracowano z użyciem Application – Omnian fast Total time (s): 299.

Oznaczono również charakterystyczne temperatury topliwości popiołu metodą mikroskopowo-fotograficzną:

- temperaturę spiekania [°C] – temperatura w której rozpoczyna się nadtapianie poszczególnych ziaren popiołu na granicy ich zetknięcia, przy równoczesnym zmniejszaniu się wymiarów próbki (kształtki – stożka, walca lub sześcianu) popiołu, bez zmiany jej początkowej postaci;
- temperaturę mięknięcia [°C] – temperatura w której następuje pierwsza zmiana postaci lub wyglądu kształtki;
- temperaturę topnienia [°C] – temperatura tworzenia półkuli w wysokości równej 2/3 kształtki walcowej lub sześcienniej, przy czym, kształtka w formie stożka przegina się tak, że jej wierzchołek dotyka podstawki;
- temperaturę płynięcia [°C] – temperatura, w której próbka popiołu rozplywa się, tworząc warstwę o grubości 1/3 wysokości półkuli obserwowanej w temperaturze topnienia.

Odpowiednio przygotowaną pastylkę popiołową w postaci walca lub sześcianu ogrzewano w określonym środowisku gazowym (w atmosferze utleniającej). Na podstawie obserwowanych zmian jej kształtu na siatce pomiarowej mikroskopu i na zarejestrowanych zdjęciach fotograficznych wyznaczono tzw. charakterystyczne temperatury topliwości popiołu.

Wyniki i dyskusja

Odpady uzyskane ze spalania biomasy wykazują niezwykle różnorodne i zmienne właściwości. Znaczną ich część stanowią popioły lotne, których zmienny skład chemiczny utrudnia ich zagospodarowanie [4]. Skład chemiczny popiołów ze spalania i współspalania biomasy zależy przede wszystkim od rodzaju biomasy [5]. Popioły te mogą zawierać podstawowe składniki w ilościach od 0,00 do kilkudziesięciu procent [6].

Analizowane popioły wykazały różne ilościowe składy chemiczne. Popioły ze spalania biomasy *cow dung* (tab. 1) charakteryzują się znaczną zawartością pierwiastków alkalicznych, tj. wapnia (28,69%-41,01%) i potasu (3,6%-9,2%). Zawierają również znaczną ilość krzemionki (10,8%-15,8%), magnezu (5,8%-9,5%) i fosforu, co jest typowe dla tego rodzaju odpadów [7]. Maksymalna koncentracja krzemionki Si w popiele wynosi do 15,80%, przy czym jej wartość może być jeszcze większa. Podobnie fosfor P jest jednym z głównych składników popiołu, zawierającym się w przedziale od 16,43% do 19,20%. Zawartość sodu (Na) jest natomiast przeważnie niewielka, najczęściej poniżej 3%.

Tabela 1. Skład chemiczny popiołów ze spalania biomasy *cow dung*

Skład chemiczny popiołu	Styczeń 2019	Luty 2019	Marzec 2019	Kwiecień 2019	Maj 2019	Czerwiec 2019
Zawartość popiołu w próbkach (%)	12,49	8,90	9,25	10,53	8,75	13,90
Na (%)	2,57	3,05	1,02	0,96	3,10	1,50
Mg (%)	7,12	9,48	7,25	6,23	7,88	5,79
Al (%)	1,28	1,10	1,40	0,98	1,16	1,13
Si (%)	15,80	11,94	14,24	11,55	15,75	10,77
P (%)	16,92	19,20	18,82	19,04	16,43	17,74
S (%)	3,46	3,83	3,11	3,00	3,75	3,22
K (%)	7,47	7,99	9,22	6,30	6,37	3,59
Cl (%)	2,08	2,16	2,10	1,81	1,32	0,98
Ca (%)	41,01	32,62	28,69	32,88	29,06	39,33
Fe (%)	0,96	0,98	1,12	0,80	0,87	0,60
Rb (%)	0,04	0,06	0,00	0,04	0,04	0,04
Cu (%)	0,16	0,12	0,16	0,08	0,16	0,10
Zn (%)	0,53	0,48	0,52	0,34	0,53	0,24
Sr (%)	0,06	0,05	0,07	0,04	0,06	0,05
Mn (%)	0,57	0,72	0,72	0,55	0,57	0,37

Źródło: opracowanie własne.

W kotłach bezpośrednio spalających biomasę często występują niekorzystne zjawiska, takie jak: tworzenie się osadów, powstawanie spieków na powierzchniach grzewczych, powstawanie żużla, destabilizacja złoża oraz korozja przegrzewacza. Głównym czynnikiem powodującym te zjawiska jest wysoka zawartość chloru i siarki w składzie chemicznym popiołu [8]. Określona w badanych popiołach zawartość chloru i siarki jest na stosunkowo wysokim poziomie i wynosi 2,16%-3,83%, co może wpływać na korozję urządzeń grzewczych oraz narastanie agresywnych osadów w kotle podczas bezpośredniego spalania biomasy. Korozja wysokotemperaturowa zawsze występuje w kotłach, ale w warunkach normalnej eksploatacji tempo ubywania metalu mieści się w przedziale 8-10 nm/h, co pozwala na bezawaryjną i długoletnią eksploatację kotła. W badaniach stwierdzono, że paliwo typu *cow dung* zawiera chlor w przedziale od 0,98% do 2,16%, co może generować zagrożenie korozyjne. Wskazuje to na fakt, że temperatura spalania wymaga optymalizacji w zakresie wykorzystywanych kotłów i złoża fluidalnego [13].

Zawartość popiołu w odchodach zwierzęcych mieści się w granicach od 11,62% do 32,16%, i jest to wartość o wiele większa niż w biomase pochodze-

nia roślinnego (2,2%-5,3%) [14]. Ponadto skład chemiczny popiołu z biomasy *cow dung* może zmieniać się w zależności od gatunku krowy, jej wieku, diety i jakości pasz, a także stanu zwierzęcia (zła lub dobra kondycja).

Popiół ze spalania biomasy w porównaniu z popiołem ze spalania paliw kopalnych jest bardzo drobny i stanowią go cząsteczki o wielkości kilku μm . Zawarte w popiele związki wapnia i potasu łatwo osadzają się na powierzchniach wymiany ciepła, tworząc osady, które utwardzają się pod wpływem temperatury powyżej 500°C , zwiększając tym samym opory przenikania ciepła. Dlatego w procesach spalania paliw stałych ważnym kryterium oceny paliwa są wskaźniki charakteryzujące zachowywanie się popiołu w wysokich temperaturach. Dodatkowo skład chemiczny i mineralogiczny popiołów, a także charakter atmosfery (utleniającej, redukującej), w której następuje topnienie, determinują wartości charakterystycznych temperatur topnienia. Wysokotopliwe tlenki i pierwiastki zwiększają te wartości, podczas gdy pierwiastki niskotopliwe zmniejszają je. Głównymi wysokotopliwymi składnikami popiołu lotnego są związki krzemu i glinu, natomiast niskotopliwe składniki obejmują związki alkaliczne, m.in. potas i sód, oraz związki organiczne [9].

Popiół z biomasy jest często ciekły już w temperaturze 800°C i topi się w znacznie niższych temperaturach niż popiół węglowy. Może to być jedną z przyczyn spiekania i aglomeracji popiołów, co prowadzi do defluidyzacji złoża fluidalnego [10].

Tabela 2. Charakterystyczne temperatury topliwości popiołów ze spalania biomasy *cow dung*

Charakterystyczne temperatury topliwości popiołów	Styczeń 2019	Luty 2019	Marzec 2019	Kwiecień 2019	Maj 2019	Czerwiec 2019
Temperatura spiekania ($^{\circ}\text{C}$)	1060	1190	1040	1150	1190	1040
Temperatura mięknięcia ($^{\circ}\text{C}$)	1360	1310	1250	1270	1240	1350
Temperatura topnienia ($^{\circ}\text{C}$)	1410	1330	1260	1320	1260	1470
Temperatura płynięcia ($^{\circ}\text{C}$)	1440	1340	1270	1370	1270	1500

Źródło: opracowanie własne.

Popiół uważa się za łatwo topliwy, jeżeli jego temperatura topnienia jest niższa niż 1200°C , a za trudno topliwy, gdy temperatura ta wynosi powyżej 1350°C . Temperatura mięknięcia popiołu z biomasy *cow dung* wynosi od 1240°C do 1360°C , a temperatura topnienia – od 1260°C do 1470°C (tab. 2). Większość badanych popiołów z biomasy *cow dung* wykazuje wysoką odporność na wysokie temperatury.

Wnioski

Wykorzystanie biomasy w Polsce będzie rość ze względu na przyjętą przez Unię Europejską dyrektywę o udziale energii odnawialnej w ogólnej produkcji energii. Aby temu sprostać, trzeba wykorzystywać różne rodzaje biomasy, w tym biomasę zwierzącą *cow dung*.

Zastosowanie biomasy jako odnawialnego źródła energii generuje obecnie i będzie generować w przyszłości uboczne produkty spalania, różniące się właściwościami od tych pozyskiwanych z węgla.

Przeprowadzone badania pozwoliły na porównanie składu chemicznego popiołu oraz charakterystycznych temperatur topliwości popiołu ze spalania biomasy *cow dung* w miesiącach od stycznia do czerwca 2019 roku. Popiół z biomasy *cow dung* dzięki dużej zawartości składników kwaśnych, szczególnie krzemionki, oraz dzięki wysokim temperaturom topliwości popiołu okazał się surowcem o korzystnych parametrach do wykorzystania energetycznego. Jak jednak wykazano, w popiele z biomasy *cow dung* wstępuje chlor, który w połączeniu z potasem stwarza zagrożenie korozją chlorkową oraz zwiększa właściwości paliwa do żużlowania. W związku z tym ważne jest prowadzenie kontroli zawartości tego pierwiastka.

Należy jednak zaznaczyć, że produkty uboczne powstałe w wyniku spalania biomasy *cow dung* nie zawierają substancji toksycznych (w tym szczególnie metali ciężkich) w ilości przekraczającej polskie normy i nie stanowią zagrożenia dla środowiska.

Aby osiągnąć wysoki efekt energetyczny, biopaliwo stałe *cow dung* należy wysuszyć, odpowiednio przygotowywać i spalać w dostosowanych kotłach, pod ciągłą kontrolą laboratoryjną składu chemicznego popiołu. W związku z tym określono podstawowe parametry i właściwości fizykochemiczne popiołów z biomasy *cow dung*, które w dalszych etapach badań będą wymagały zastosowania odpowiednich procedur optymalizacji.

Kotły w polskich elektrowniach są przystosowane do spalania biomasy, ale brakuje danych w literaturze na temat spalania biomasy *cow dung*. Czy można ją spalać w istniejących instalacjach, czy też należy zaprojektować inne specjalne kotły, uwzględniając jej właściwości potwierdzone badaniami fizyko-chemicznymi? Badania w zakresie składu chemicznego popiołów ze spalania biomasy *cow dung* i temperatur topliwości popiołów z jej spalania stanowią poszukiwanie odpowiedzi na te pytania.

Literatura

- [1] Jagustyn B., Bątopek-Giesia N., Wilk B., *Ocena właściwości biomasy wykorzystywanej do celów energetycznych*, „Chemik” 2011, t. 65, nr 6, s. 557-563.
- [2] Vassilev S.V., Vassileva G.G., Baxter D., *Trace element concentrations and associations in some biomass ashes*, „Fuel” 2014, vol. 129, s. 292-313.
- [3] Rajamma R., Ball R., Tarelho L., Allen G., Labrincha J., Ferreira V., *Characterisation and use of biomass fly ash in cement-based materials*, „Journal of Hazardous Materials” 2009, vol. 172, nr 2-3, s. 1049-1060 .
- [4] Mółka J., Łapczyńska-Kordon B., *Właściwości energetyczne wybranych gatunków biomasy*, „Inżynieria Rolnicza” 2011, t. 15, nr 6, s. 141-147.
- [5] Xing P., Mason P.E., Chilton S., Lloyd S., Jones J.M., Williams A., Nimmo W., Pourkashanian M., *A comparative assessment of biomass ash preparation methods using X-ray fluorescence and wet chemical analysis*, „Fuel” 2016, vol. 182, s. 161-165.
- [6] Kalembasa D., *Ilość i skład chemiczny popiołu z biomasy roślin energetycznych*, „Acta Agrophysica” 2006, vol. 7, nr 4, s. 909-914.
- [7] Parsamehr M., Nilsson N., *Heat generation by cow dung incineration in the north of Iran*, Environmental Engineering Department, Mid Sweden University, Östersund, Sweden 2013.
- [8] Rybak W., *Spalanie i współspalanie paliw stałych*, Oficyna Wydawnicza Politechniki Wrocławskiej, Wrocław 2006.
- [9] Wisz J., Matwiejew A., *Biomasa – badania w laboratorium w aspekcie przydatności do energetycznego spalania*, „Energetyka” 2005, nr 9, s. 631-636.
- [10] Koukouzas N., Wardb C.R., Papanikolaou D., Li Z., Ketikidis C., *Quantitative evaluation of minerals in fly ashes of biomass, coal and biomass-coal mixture derived from circulating fluidised bed combustion technology*, „Journal of Hazardous Materials” 2009, vol. 169, nr 1-3, s. 100-107.
- [11] Kowalczyk-Juśko A., *Źródła biomasy na cele energetyczne*, w: *Bioenergetyka podkarpacka*, pod red. B. Kocik, PWSZ, Jarosław 2007, s. 159-164 .
- [12] Kowalkowski A., Olejarski J., *Możliwości wykorzystania popiołów z biomasy leśnej jako źródła elementów odżywczych*, w: *Biomasa leśna na cele energetyczne*, pod red. P. Gołasa, A. Kaliszewskiego, Wydawnictwo Instytutu Badawczego Leśnictwa, Sękocin Stary 2013, s. 147-176.

- [13] Zahid G.R., Surindra S., *Anaerobic digestion of activated sludge, anaerobic granular sludge and cow dung with food waste for enhanced methane production*, "Journal of Cleaner Production" 2017, vol. 164, s. 557-566.
- [14] Kartikey G., Kamal A., Deepanshu R *Current status of cow dung as a bioresource for sustainable development*, "Bioresources and Bioprocessing" 2016, vol. 3, no. 1, s. 1-11.

Przegląd popularnych metod dezynfekcji ścieków

słowa kluczowe: dezynfekcja, mikroorganizmy, oczyszczanie, ścieki

Streszczenie

Idealna metoda dezynfekcji ścieków powinna gwarantować maksymalną skuteczność w usuwaniu mikroorganizmów chorobotwórczych, bez wytwarzania toksycznych i niepożądanych produktów ubocznych. Ponadto powinna być tania i kompatybilna technologicznie. Istnieją różne znane środki dezynfekcyjne wykorzystywane w przemyśle wodnym, takie jak podchloryn i dwutlenek chloru, które mogą być stosowane w celu zmniejszenia zanieczyszczenia drobnoustrojami, ale ich produkty uboczne stanowią zagrożenie dla środowiska. Wszystkie systemy dezynfekcji, w szczególności te, które obejmują procesy chemiczne, mogą wytwarzać produkty uboczne dezynfekcji w wyniku reakcji utleniających z substancjami występującymi w wodzie; mogą one powodować niekorzystne skutki na różnych poziomach troficznych w ekosystemach wodnych i bezpośrednio lub pośrednio u ludzi. W opracowaniu dokonano przeglądu i porównania metod dezynfekcji ścieków.

Charakterystyka ścieków

Nieodłącznym efektem zaopatrzenia ludności w wodę jest wytwarzanie ścieków. Ustawa z dnia 20 lipca 2017 r. Prawo Wodne (Dz. U. 2020, poz. 310 tj.) mówi o trzech rodzajach wytwarzanych ścieków: bytowych, przemysłowych oraz komunalnych. W myśl zapisów ustawy ścieki bytowe rozumie się jako: ścieki z budynków mieszkalnych, zamieszkania zbiorowego oraz użyteczności publicznej powstające w wyniku ludzkiego metabolizmu lub funkcjonowania gospodarstw domowych oraz ścieki o zbliżonym składzie pochodzące z tych budynków, natomiast ścieki przemysłowe: ścieki niebędące ściekami bytowymi albo wodami opadowymi lub roztopowymi, powstałe w związku z prowadzoną przez zakład działalnością handlową, przemysłową, składową, transportową lub usługową, a także będące ich mieszaniną ze ściekami innego podmiotu,

odprowadzane urządzeniami kanalizacyjnymi tego zakładu. Ścieki komunalne stanowią zaś mieszaninę wyżej wymienionych [1].

Skład chemiczny, a także mikrobiologiczny ścieków zależny jest od wielu czynników. Do najważniejszych z nich z pewnością należą: miejsce powstania (od wyposażenia gospodarstw domowych zależy wielkość zużycia wody), rodzaj kanalizacji oraz ilość ścieków z terenów nieskanalizowanych [2, 3, 4].

Z fizykochemicznego punktu widzenia największe znaczenie mają zanieczyszczenia biogenne, takie jak azot czy fosfor, zwiększające ryzyko wystąpienia zjawiska eutrofizacji wód stanowiących odbiorniki ścieków oczyszczonych. Zgodnie z Rozporządzeniem 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) minimalny procent redukcji azotu ogólnego przy wprowadzaniu ścieków do wód lub do ziemi wynosi 70-80%, zaś dla fosforu jest on równy 80%. Oprócz powyższego ścieki zawierają również szereg innych zanieczyszczeń, takich jak: metale ciężkie, wielkocząsteczkowe substancje organiczne (węglowodany, kwasy tłuszczowe, aminokwasy, alkohole) oraz substancje mineralne. Wskaźniki stosowane w celu scharakteryzowania jakości ścieków, oprócz azotu i fosforu ogólnego, to: ChZT (chemiczne zapotrzebowanie na tlen), BZT (biochemiczne zapotrzebowanie na tlen), OWO (ogólny węgiel organiczny) oraz stężenie zawiesiny ogólnej [6].

Ścieki, jak powszechnie wiadomo, są miejscem występowania wielu mikroorganizmów, w tym wirusów i bakterii chorobotwórczych. Ich liczebność podlega istotnym zmianom w czasie, a uzależniona jest przede wszystkim od składu ścieków surowych dopływających do oczyszczalni [7]. W surowych ściekach komunalnych znaczący procent stanowią ścieki bytowe z gospodarstw domowych – ich skład mikrobiologiczny jest zdeterminowany przez populację mikrobiomu jelitowego człowieka. Liczebność bakterii patogennych w ściekach, które stanowią mniejszość ogólnej liczby bakterii, zależy od liczby chorych w danej populacji, a także od ilości wytwarzanych przez nich ścieków. Do najważniejszych bakterii chorobotwórczych występujących w ściekach należą: *Salmonella spp.*, *Shigella spp.*, niektóre szczepy *Escherichia coli*, *Vibrio cholerae*, *Campylobacter jejuni*, *Yersinia enterocolitica*, *Mycobacterium tuberculosis* oraz *Leptospira spp.* Zdecydowaną większość mikroflory stanowią jednak wirusy. Liczba cząstek wirusów może nawet pięciokrotnie przewyższyć liczbę komórek bakteryjnych. W ściekach komunalnych znajduje się do 140 typów wirusów pochodzenia jelitowego, wywołujących różnorodne zachorowania. Wśród mikroflory ścieków najmniej licznie występują pierwotniaki, które jednak dzięki zdolności do wytworzenia cyst i oocyt przetrwalnikowych cechują się długą przeżywalnością

w niekorzystnych warunkach środowiskowych. Najczęściej spotykane to *Cryptosporidium spp.* oraz *Giardia lamblia* [3, 9, 10].

Szczególnym rodzajem ścieków, których nie wyodrębnia Ustawa z dnia 20 lipca 2017 r. Prawo Wodne (Dz. U. 2020, poz. 310 tj.) są ścieki szpitalne. Fizykochemiczna charakterystyka ścieków szpitalnych w zakresie podstawowych parametrów zbliżona jest do ścieków komunalnych. Jednak obok parametrów podstawowych występują w nich substancje potencjalnie szkodliwe dla środowiska, rzadko obecne w ściekach komunalnych: środki odkażające, specjalistyczne detergenty, substancje pochodzące z laboratoriów analitycznych i radiologicznych, radioaktywne znaczniki i środki kontrastowe zawierające jod, a także inne mikrozanieczyszczenia, tj. środki farmakologiczne i ich metabolity [11]. Ścieki szpitalne charakteryzują się ponadto podwyższoną, w odniesieniu do typowych ścieków komunalnych, liczbą mikroorganizmów patogennych oraz lekoopornych. Obok szczepów bakteryjnych zawierają również jaja pasożytów oraz liczne wirusy, m.in. HIV czy wirusy hepatotropowe odpowiedzialne za zapalenie wątroby [3].

Potrzeba dezynfekcji ścieków

Ilość ścieków odprowadzanych ogółem z każdym rokiem stale wzrasta. Zgodnie z danymi Głównego Urzędu Statystycznego na terenie Polski w 2018 roku odprowadzono 1 330 274,7 dam³ ścieków, z czego oczyszczono 1 328 655,0 dam³. Dla porównania w 2010 roku odprowadzono 1 297 843,3 dam³, zaś oczyszczono 1 242 441,0 dam³ ścieków [12]. Zgodnie z Rozporządzeniem 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) analizę mikrobiologiczną ścieków wykonuje się jedynie w przypadku ich przeznaczenia do rolniczego wykorzystania. Wówczas sprawdza się, czy w ściekach obecne są bakterie z rodzaju *Salmonella* oraz jaja pasożytów jelitowych należących do *Ascaris sp.*, *Trichuris sp.* lub *Toxocara sp.* Dla ścieków wprowadzanych do wód lub ziemi nie są postawione żadne wymagania sanitarne [5].

Należy mieć świadomość, iż odprowadzanie ścieków nieustabilizowanych pod kątem mikrobiologicznym powoduje zagrożenie o zróżnicowanym stopniu nasilenia [12]. Zgodnie z danymi Amerykańskiej Agencji Ochrony Środowiska przeciętna przeżywalność bakterii w glebie czy na powierzchni roślin waha się w granicach od miesiąca do dwóch miesięcy, a maksymalny czas ich życia wynosi rok [13]. Większość stosowanych metod oczyszczania ścieków zapewnia bezpieczeństwo pod kątem zanieczyszczeń fizykochemicznych, nie gwarantując tego samo w odniesieniu do zanieczyszczeń mikrobiologicznych. W przy-

padku stosowania wysokoefektywnych biologicznych metod oczyszczania obniżenie początkowej liczby bakterii wskaźnikowych wynosi ponad 99%, jednak uwzględniając ich wysoką liczbę w ściekach surowych, ich eliminacja jest zdecydowanie niewystarczająca [14].

Dezynfekcja jest celowym procesem niszczenia mikroorganizmów metodami fizycznymi, chemicznymi bądź biologicznymi. Proces ten nie zapewnia całkowitej inaktywacji form przetrwalnikowych drobnoustrojów. Podczas klasycznego oczyszczania ścieków w oczyszczalniach mechaniczno-biologicznych następuje pewien rodzaj „samoistnej dezynfekcji”. W mechanicznej części procesu oczyszczania decydujące znaczenie ma proces sorpcji. Mikroorganizmy zaadsorbowane na powierzchni cząstek zawiesiny usuwane są w procesie sedimentacji w osadniku wstępnym, gdzie skuteczność tego procesu waha się w zakresie 25-75%. W najmniejszym stopniu usuwane są przetrwalniki bakterii, cysty/oocysty pierwotniaków oraz bakterie należące do grupy *coli* [3, 15, 16]. W biologicznym etapie procesu oczyszczania ścieków istotną rolę odgrywają pierwotniaki oraz organizmy wyższe występujące w osadzie czynnym. Wskutek drapieżnictwa maleje liczba bakterii wolnopływających obecnych w strumieniu oczyszczanych ścieków, czego konsekwencją jest eliminacja bakterii kałowych. Obok drapieżnictwa istotną rolę odgrywa również sorpcja na kłaczkach osadu czynnego. Skuteczność usuwania mikroorganizmów wynosi od 90 do 98%. Tradycyjne metody oczyszczania ścieków nie zmniejszają w znaczącym stopniu liczby i żywotności cyst i oocyst pierwotniaków pasożytniczych [3, 4, 17].

Najczęściej stosowane metody dezynfekcji ścieków

Dezynfekcja ścieków oczyszczonych nie jest praktyką szeroko stosowaną. Liczba oczyszczalni stosujących ten proces stanowi jedynie niewielki procent wszystkich oczyszczalni ścieków zarówno w Polsce, jak i w innych krajach [3]. Aktualnie wykorzystywane metody dezynfekcji ścieków różnią się pod względem skuteczności, jak również możliwości wystąpienia skutków niepożądanych oraz kosztów ich stosowania. Do najczęściej stosowanych należą: metody chemiczne (chlorowanie, ozonowanie), metody fizyczne (promieniowanie UV, zastosowanie filtracji membranowej) oraz metody chemiczne alternatywne (użycie kwasu nadmanganowego i nadociowego).

Chlorowanie

Chlorowanie to jedna z najczęściej stosowanych metod dezynfekcji ścieków w ujęciu historycznym. W USA, w połowie lat 60. XX wieku metoda ta była w użyciu w oczyszczalniach odbierających ścieki od ponad 50% mieszkańców [18]. Pod koniec XX wieku metoda zaczęła tracić na wartości ze względu na ne-

gatywny wpływ ubocznych produktów chlorowania na środowisko wodne odbiorników ścieków.

Chlor (Cl_2) wprowadzać można do środowiska w postaci gazowej, ciekłej lub stałej. Do dezynfekcji ścieków najczęściej stosuje się chlor w postaci ciekłej – podchloryn sodu. Wolny chlor wprowadzany do ścieków niezależnie od odczynu pH, tworzy formy o odmiennych właściwościach dezynfekcyjnych (kwas podchloryny, podchloryn, monochloroaminy itp.) [3]. Skuteczność procesu inaktywacji mikroorganizmów zależy w głównej mierze od postaci wprowadzonego chloru oraz charakterystyki ścieków. Subletalne stężenia chloru mogą powodować odwracalne uszkodzenia komórek bakteryjnych – blisko 90% bakterii grupy *coli* może być tylko okresowo uszkodzone i niezdolne do wzrostu. Ponadto w chlorowanych ściekach mogą pozostawać żywe komórki potencjalnie chorobotwórczych bakterii, które nie mają zdolności wzrostu na pożywkach (VBNC, ang. *Viable But Not Culturable*) [19]. Mimo wszystko chlor jest najbardziej skuteczny w odniesieniu do bakterii. Wirusy, przetrwalniki bakteryjne, cysty i oocysty pierwotniaków oraz jaja helmintów są bardziej odporne na działanie chloru [20]. Jak wskazali Ji i inni [21], wolny chlor skutecznie inaktywuje wirusy zapalenia żołądka i jelit.

Dezynfekcja chlorem jest obecnie najczęściej stosowaną metodą awaryjną dezynfekcji. Chlorowanie ścieków to proces, którego skutecznością można z łatwością sterować za pomocą odpowiedniej dawki chloru, jednak należy pamiętać o konieczności dechloracji w przypadku odprowadzania ścieków do wód powierzchniowych [22].

Ozonowanie

Ozon o potencjale utleniającym 2,07 V (przy pH = 7,0) należy do najsilniej działających utleniaczy stosowanych w oczyszczaniu ścieków. Ozon jest gazem bardzo lotnym i bardzo łatwo wchodzącym w reakcje, który nie pozostawia stężenia resztkowego w ściekach [3]. Ozon stanowi skuteczny środek mikrobójczy: niszczy wszystkie drobnoustroje potencjalnie występujące w ściekach, również wirusy oraz cysty/oocysty pierwotniaków. Proces inaktywacji mikroorganizmów przebiega gwałtownie przy niskich stężeniach ozonu (13 mg/l). W stężeniu resztkowym następuje inaktywacja mikroorganizmów odpornych na chlorowanie, tj. wirusów (np. polio typu 3) oraz cyst pierwotniaków (*Giardia* oraz *Cryptosporidium*) [23]. Proces ozonowania jest krótki (do 30 minut), a dawki nie przekraczają 30 mg/l [24].

Zaletą ozonu jest szybkość działania (10-krotnie większa niż w przypadku chloru) oraz niewielki związek wymaganej dawki ozonu z wyjściową liczbą mikroorganizmów w ściekach. W porównaniu do chloru, ozon nie pozostawia produktów rozkładu, a niebezpieczeństwo powstania szkodliwych, ubocznych produktów dezynfekcji jest znikome [25].

Filtracja membranowa

Filtracja membranowa w dezynfekcji ścieków to fizyczne usuwanie mikroorganizmów, które w praktyce odbywa się za pomocą dwóch metod: mikrofiltracji (MF) oraz ultrafiltracji (UF). Obie metody oparte są na efekcie sitowym, w których siłą napędową jest różnica ciśnień po obu stronach membrany. W dezynfekcji ścieków bardzo rzadko stosuje się nanofiltrację i odwróconą osmozę [26, 27].

Wybór metody zależy w głównej mierze od oczekiwanego efektu. W przypadku, gdy nie wymaga się wysokiego poziomu dezynfekcji wystarczająca może okazać się mikrofiltracja, w której stosowane są ciśnienia poniżej 0,2 MPa. Podczas oczyszczania ścieków z zastosowaniem filtracji membranowej, poza efektem dezynfekcyjnym, usuwane są również cząstki nadające mętność (MF) oraz substancje koloidalne i rozpuszczone (UF) [28]. Ultrafiltracja działa jak bariera dla wirusów, bakterii i pierwotniaków, mikrofiltracja natomiast nie usuwa wirusów [29, 30]. Oprócz średnicy membran istotny wpływ na usuwanie mikroorganizmów mają parametry procesu, tj. ciśnienie transmembranowe i mętność nadawy. Metody membranowe są całkowicie niereaktywne i nie wymagają dodatkowej instalacji, z wyjątkiem pomp, ale ich istotną wadą jest wysoki koszt [31].

Promieniowanie UV

Promieniowanie ultrafioletowe to część widma promieniowania elektromagnetycznego o długości fali w zakresie 10-400 nm, które występuje pomiędzy światłem widzialnym a promieniowaniem rentgenowskim. Zastosowanie promieniowania UV w dezynfekcji obejmuje wytworzenie promieniowania o pożądanej długości fali i zdolności transmisji do mikroorganizmów. Efektywność jego działania nie zależy jedynie od właściwości emitowanego promieniowania, ale również od warunków panujących w dezynfekowanym środowisku [3]. Najmniej odporne na działanie promieniowania UV są bakterie vegetatywne, potem zaś kolejno: cysty *Giardia lamblia*, oocysty *Cryptosporidium parvum*, wirusy (głównie adenowirusy) oraz bakterie przetrwalnikowe (najbardziej odporne) [32].

Do głównych zalet zastosowania promieniowania UV w dezynfekcji ścieków należą: brak substancji chemicznych wprowadzanych do układu, niewielkie wymiary urządzeń, wysoka elastyczność technologii w zakresie pożądanej efektywności oraz duża szybkość procesu. Wśród wad należy wymienić: możliwość reaktywacji mikroorganizmów przy niskich dawkach oraz istotny wpływ zawiesiny na efektywność procesu. W praktyce technologicznej uciążliwą wadą metody jest tworzenie powierzchni kwarcowych rur, w których znajdują się promienniki oraz nieorganicznych obrostów [22]. Dezynfekcja promieniowaniem UV to najlepsza, sprawdzona, akceptowana i ekologiczna metoda dezynfekcji ścieków, dająca wysokie efekty w przypadku dobrze oczyszczonych ścieków.

Kwas nadmrówkowy

Kwas nadmrówkowy jest znanym środkiem dezynfekującym w medycynie i przemyśle spożywczym oraz w chirurgii i chemii [33, 34]. W ostatnich latach kwas nadmrówkowy zaczęto stosować do dezynfekcji pierwotnych i wtórnych ścieków. Kwas nadmrówkowy nie jest toksyczny dla fauny wodnej oraz łatwo ulega biodegradacji. Ponadto jest niestabilny i musi być wytwarzany na miejscu zastosowania, w razie potrzeby, jako mieszanina kwasu nadmrówkowego, kwasu mrówkowego, nadtlenku wodoru i wody [33]:



Podaje się, że kwas nadmrówkowy jest środkiem dezynfekującym o szerokim spektrum działania, który może inaktywować wirusy, bakterie i zarodniki bakterii, mykobakterie i mikroskopijne grzyby [33]. Odkąd udokumentowano jego przydatność i niezawodność w dezynfekcji ścieków [35], badano go pod kątem wielu zastosowań. Był skuteczniejszy niż promieniownie UV oraz kwas nadoctowy w zaawansowanej pierwotnej dezynfekcji ścieków [33], bardziej skuteczny niż kwas nadoctowy i podchloryn chloru we wtórnej dezynfekcji ścieków w badaniach laboratoryjnych oraz przy zastosowaniu w pełnej skali [36, 37]. Kwas nadmrówkowy jest silniejszym środkiem dezynfekującym niż kwas nadoctowy i kwas nadpropionowy do ścieków trzeciorzędowych [38]. Ponadto, ze względu na bardzo krótki czas kontaktu wymagany dla skuteczności dezynfekcji, zaproponowano nawet dezynfekcję przelewów z przeciążonych systemów kanalizacji ogólnospławnej [40, 41].

Chociaż badania dotyczące jakościowego wpływu kwasu nadoctowego są ograniczone, kilka z nich odnosi się do słabej zdolności tego peroksykwasu do utleniania substancji organicznych, związków farmaceutycznych lub substancji zaburzających funkcjonowanie układu hormonalnego [39, 42], co może sugerować niską skłonność do tworzenia produktów ubocznych. Ponadto nie wykryto żadnych skutków toksykologicznych na *Vibrio fischeri* ani tworzenia się aldehydów lub bromianów, ani też wahań lotnych związków organicznych z oczyszczonych i nieoczyszczonych ścieków w warunkach pełnej skali przy dawkach kwasu nadmrówkowego od 0,3 do 2,4 mg/l [36].

Kwas nadoctowy

Kwas nadoctowy jest silnym środkiem utleniającym o potencjale oksydacyjnym wyższym niż chlor, co decyduje o jego wysokiej aktywności antymikrobowej [43]. Okazał się skutecznym środkiem w walce z wieloma drobnoustrojami, w tym z bakteriami, wirusami, zarodnikami bakterii i torbielami pierwotniakowymi [44-46], gwarantując brak znaczącego przyrostu drobnoustrojów po procesie dezynfekcji [46]. Ponadto podczas dezynfekcji kwasem nadocto-

wym nie powstają żadne szkodliwe produkty uboczne dezynfekcji [47-50]. Jeśli chodzi o zastosowanie kwasu nadoctowego do dezynfekcji w oczyszczalniach ścieków wstępne stężenie i czas kontaktu były szeroko badane jako najistotniejsze parametry operacyjne dla określenia skuteczności dezynfekcji kwasem nadoctowym wobec mikroorganizmów. W szczególności, w kilku pracach [44,51-53] wykazano, że początkowe stężenia kwasu nadoctowego w granicach od 1 do 15 mg/l oraz czas kontaktu od 15 do 60 minut może doprowadzić do prawidłowej dezynfekcji ścieków pierwotnych, wtórnych i trzeciorzędowych. Kwas nadoctowy ulega jednak szybkiemu rozkładowi w roztworze wodnym, a na szybkość tego procesu duży wpływ ma skład matrycy wodnej [43-55].

Podsumowanie

W powyższym opracowaniu przedstawiono przegląd najpopularniejszych metod dezynfekcji ścieków. Konieczność dezynfekcji ścieków jest oczywista ze względu na to, że powoduje zmniejszenie zagrożenia epidemiologicznego pracowników obsługi sieci kanalizacyjnej i oczyszczalni ścieków, ponadto ogranicza możliwości skażenia drobnoustrojami chorobotwórczymi odbiornika ścieków oczyszczonych, a także ma duże znaczenie dla ochrony naturalnego środowiska wód i ziemi. Dodatkowo niektóre drobnoustroje charakteryzują się dużą odpornością i przeżywalnością, w związku z czym dezynfekcja skutkuje ich eliminacją oraz ochroną przed zagrożeniem dla życia i zdrowia, które powodują. Dezynfekcję ścieków można prowadzić metodami fizycznymi, np. poprzez zastosowanie promieniowania UV, pasteryzacji czy promieniowania jonizującego oraz metodami chemicznymi, głównie przez chlorowanie lub ozonowanie. Skuteczność procesu dezynfekcji ścieków opiera się na kontroli stanu sanitarnego odbiorników ścieków, którymi najczęściej są wody powierzchniowe, takie jak rzeki, zbiorniki wodne czy jeziora. Dezynfekcję ścieków należy uznać za element konieczny w kontroli zagrożeń zdrowia publicznego, bowiem efektywność naturalnych procesów ochrony wód jest często ograniczona przez wzrost populacji, wzrost migracji, rozwój terenów rekreacyjnych oraz wzrost ilości produkowanych przez społeczeństwo ścieków. Wymaga to podniesienia efektywności procesów oczyszczania, a proces dezynfekcji jest ostatnią barierą zabezpieczającą przed rozprzestrzenianiem się chorób.

Literatura

- [1] Ustawa z dnia 20 lipca 2017 r. Prawo Wodne (Dz.U. 2020, poz. 310 tj.).
- [2] Henze M., Comeau Y., *Wastewater Characterization*, w: *Biological Wastewater Treatment: Principles Modelling and Design*, Wydawnictwo IWA Publishing, Londyn 2008.

- [3] Bray R., Jankowska K., Kowal P., Kulbat E., Łuczkiwicz A., Olańczuk-Neyman K., Quant B., Sokołowska A., *Dezynfekcja ścieków*, Wydawnictwo „Seidel-Przywecki” Sp. z o.o., Warszawa 2015.
- [4] Hawrylik E., *Issues of the presence of parasitic protozoa in surface waters*, w: *E3S Web of Conferences*, vol. 30, 2018: s. 1-8, DOI:10.1051/e3sconf/20183001010.
- [5] 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).
- [6] Dymaczewski Z., *Poradnik eksploatatora oczyszczalni ścieków*, Wydawnictwo PZITS, Poznań 2011.
- [7] Hawrylik E., *Ultrasonic Disintegration of Bacteria Contained in Treated Wastewater*, “Journal of Ecological Engineering” 2019, no. 20(9), s. 171-176.
- [8] Bitton G., *Wastewater microbiology*, 4th Edition, Wiley-Blackwell, New York 2011.
- [9] Wu Q., Liu W.T., *Determination of virus abundance, diversity and distribution in a municipal wastewater treatment plant*, “Water Research” 2009, no. 43(4), s. 1101-1109.
- [10] Ye L., Zhang T., *Bacterial communities in different sections of a municipal wastewater treatment plant revealed by 16S rDNA 454 pyrosequencing*, “Applied Microbiology and Biotechnology” 2013, no. 97(6), s. 2681-2690.
- [11] Schuster A., Hadrick C., Kummerer K., *Flow of active pharmaceutical ingredients originating from health care practices on a local, regional and nationwide level in Germany – is Hospital effluent treatment an effective approach for risk reduction?*, “Water, Air, & Soil Pollution” 2008, no. 8, s. 457-471.
- [12] Butarewicz A., *Zastosowanie ultradźwięków do dezintegracji mikroorganizmów w ściekach i osadach ściekowych*, Oficyna Wydawnicza Politechniki Białostockiej, Białystok 2016.
- [13] U.S. Environmental Protection Agency 2003, *Environmental Regulations and Technology: Control of Pathogens and Vector Attraction in Sewage Sludge*, Epa/625/R-92/013, Revised edition, U.S. EPA, Washington, D.C.
- [14] Michałkiewicz M., Jeż-Walkowiak J., Dymaczewski Z., Sozański M., *Dezynfekcja ścieków*, „Inżynieria Ekologiczna” 2011, nr 24, s. 38-51.

- [15] Li D., Craik S.A., Smith D.W., Belosevic M., *The assessment of particle association and UV disinfection of wastewater using indigenous spore-forming bacteria*, "Water Research" 2009, no. 43, s. 481-489.
- [16] Camarillo M.K., Loge F.J., Darby J.L., *Model to Quantify Removal and Inactivation of Microorganisms Occluded in Effluent Wastewater Particles Using Filtration and Disinfection Systems*, "ASCE Journal of Environmental Engineering" 2010, no. 136(10), s. 1153-1160.
- [17] Vaz-Moriera I., Egas C., Nunes O.C., Manaia C.M., *Culture-dependent and culture-independent diversity surveys target different bacteria: a case study in a freshwater sample*, "Antonie van Leeuwenhoek" 2011, no. 100, s. 245-257.
- [18] US EPA, Design Manual: Municipal Wastewater Disinfection, EPA Office of Research and Development, Cincinnati, 1986: EPA/625/1-86/021.
- [19] Olivier J.D., Dagher M., Linden K., *Induction of Escherichia coli and Salmonella typhimurium into viable but non culturable state following chlorination of wastewater*, "Journal of Water and Health" 2005, s. 249-255.
- [20] U.S. Environmental Protection Agency. Environmental Regulations and Technology, *Combine Sewer Overflow. Technology Fact Sheet. Chlorine disinfection*, 1999: Epa/832/F-99/034, U.S. EPA, Washington, D.C.
- [21] Ji Z., Wang X.C., Xu L., Zhang C., Rong C., Rachmadi A.T., Amarasiri M., Okabe S., Funamizu N., Sano D., *Fecal source tracking in a wastewater treatment and reclamation system using multiple waterborne gastroenteritis viruses*, "Pathogens" 2019, no. 8(4), s. 170.
- [22] Fedler C.B., Francis R., Parekh D., Blanchet S., *Review of potential onsite wastewater disinfection technologies*, Texas Onsite Wastewater Treatment Research Council- TCEQ Project, 2012, 582-11-11054.
- [23] Janex M., Savoye P., Roustan M., Do-Quang Z., Lazarova V., *Wastewater Disinfection by ozone: influence of water quality and kinetic modeling*. Ozone, "Science & Engineering" 2000, no. 22(2), s. 113-120.
- [24] U.S. Environmental Protection Agency: *Environmental Regulations and Technology: Wastewater Technology Fact Sheet Ozone Disinfection*. 1999: Epa/832/F-99/063, U.S. EPA, Washington, D.C.
- [25] Ozone Solutions Inc., *Ozone and wastewater disinfection*, 2013.
- [26] Gomez M., Plaza Garron G., Perez J., Gomez M.A., *A comparative study of tertiary wastewater treatment by physico-chemical-UV process and macrofiltration-ultrafiltration technologies*, "Desalination" 2007, no. 202, s. 369-376.

- [27] Kowal A., Świdorska-Brzóz M., *Oczyszczanie wody*, Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa 2009.
- [28] Bray R., Jankowska K., Kubalt E., Łuczkiwicz A., Sokołowska A., Quant B., *Zastosowanie mikrofiltracji do doczyszczania komunalnych ścieków oczyszczonych*. W: *Membrany I Procesy Membranowe w Ochronie Środowiska*, „Monografie Komitetu Inżynierii Środowiska PAN” 2012, nr 65, s. 87-99.
- [29] Gitis V., Hankins N., *Water treatment chemicals: Trends and challenges*. „Journal of Water Process Engineering” 2018, no. 25, s. 34-38.
- [30] Bodzek M., Konieczny K., Rajca M., *Membranes in water and wastewater disinfection – review*, “Archives of Environmental Protection” 2019, no. 1(45), s. 3-18.
- [31] Wintgens T., Melin T., Schafer A., Khan S., Muston M., Bixio D., Thoeye C., *The role of membrane process in municipal wastewater reclamation and reuse*, “Desalination” 2005, no. 178, s. 1-11.
- [32] Sobsey M., *ENVR 133 Water and wastewater disinfection*, 2006.
- [33] Gehr R., Chen D., Moreau M., *Performic acid (PFA): tests on an advanced primary effluent show promising disinfection performance*, “Water Sci. Technol.” 2009, 59(1), s. 89-96.
- [34] Heinonen-Tanski H., Miettinen H., *Performic acid as a potential disinfectant at low temperature*, “J. Food Process Eng.” 2010, no 33(6), s. 1159-1172.
- [35] Ragazzo P., Chiucchini N., Bottin F., *The use of hyproform disinfection system in wastewater treatment: batch and full scale trials*, w: Hahn H.H., Hoffmann, E., Odegaard, H. (eds.), *Chemical Water and Wastewater Treatment IX*, IWA Publishing, London, UK 2007, s. 267-275.
- [36] Ragazzo P., Chiucchini N., Piccolo V., Ostoich M., *A new disinfection system for wastewater treatment: performic acid full-scale trial evaluations*, “Water Sci. Technol.” 2013, no. 67(11), s. 2476-2487.
- [37] Karpova T., Pekonen P., Gramstad R., Ojstedt U., Laborda S., Heinonen-Tanski H., Chavez A., Jimenez B., *Performic acid for advanced wastewater disinfection*, “Water Sci. Technol.” 2013, no. 68(9), s. 2090-2096.
- [38] Luukkonen T., Heyninck T., Reameo, J., Lassi, U., *Comparison of organic peracids in wastewater treatment: disinfection, oxidation and corrosion*, “Water Res.” 2015, no. 85, s. 275-285.
- [39] Gagnon C., Lajeunesse A., Cejka P., Gagne F., Hausler R., *Degradation of selected acidic and neutral pharmaceutical products in a primary-treated wastewater by disinfection processes*, “Ozone Sci. Eng.” 2008, no. 30(5), s. 387-397.

- [40] Chhetri R.K., Flagstad R., Munch E.S., Hørning C., Berner J., Kolte-Olsen A., Thornberg D., Andersen, H.R., *Full scale evaluation of combined sewer overflows disinfection using performic acid in a sea-outfall pipe*, "Chem. Eng. J." 2015, no. 270, s. 133-139.
- [41] Chhetri R.K., Thornberg D., Berne, J., Gramstad R., Ojstedt U., Sharma A.K., Andersen H.R., *Chemical disinfection of combined sewer overflow waters using performic acid or peracetic acids*, "Sci. Total Environ." 2014, no. 490, s. 1065-1072.
- [42] Luukkonen T., Pehkonen S.O., *Peracids in water treatment: a critical review*, *Crit. Rev.*, "Environ. Sci. Technol." 2016, s. 1-39.
- [43] Kitis M., *Disinfection of wastewater with peracetic acid: a review*, "Environ. Int." 2004, no. 30, s. 47-55.
- [44] Koivunen J., Heinonen-Tanski H., *Peracetic acid (PAA) disinfection of primary secondary and tertiary treated municipal wastewaters*, "Water Res." 2005, no. 39, s. 4445-4453.
- [45] Luukkonen T., Teeriniemi J., Prokkola H., Rämö J., Lassi U., *Chemical aspects of peracetic acid based wastewater disinfection*, "Water SA" 2014, no. 40, s. 73-80.
- [46] Antonelli M., Rossi S., Mezzanotte V., Nurizzo C., *Secondary effluent disinfection: PAA long term efficiency*, "Environ. Sci. Technol." 2006, no. 40, s. 4771-4775.
- [47] Nurizzo C., Antonelli M., Profaizer M., Romele L., *By-products in surface and reclaimed water disinfected with various agents*, "Desalination" 2005, no. 176, s. 241-253.
- [48] Dell'Erba A., Falsanisi D., Liberti L., Notarnicola M., Santoro D., *Disinfection byproducts formation during wastewater disinfection with peracetic acid*, "Desalination" 2007, no. 215, s. 177-186.
- [49] Richardson S.D., *Disinfection by-products and other emerging contaminants in drinking water*, "TrAC – Trends Anal. Chem." 2003, no. 22, s. 666-684.
- [50] Monarca S., Zani C., Richardson S.D., Thruston A.D., Moretti M., Feretti D., Villarini M., *A new approach to evaluating the toxicity and genotoxicity of disinfected drinking water*, "Water Res." 2004, no. 38, s. 3809-3819.
- [51] Lefevre F., Audic J.M., Ferrand F., *Peracetic acid disinfection of secondary effluents discharged off coastal seawater*, "Water Sci. Technol." 1992, 25, s. 155-164.

- [52] Lazarova V., Janex M., Fiksdal L., Oberg C., Barcina I., Pommepuy M., *Advanced wastewater disinfection technologies: Short and long term efficiency*, "Water Sci. Technol." 1998, no. 38, s. 109-117.
- [53] Wagner M., Brumelis D., Gehr R., *Disinfection of wastewater by hydrogen peroxide or peracetic acid: development of procedures for measurement of residual disinfectant and application to a physicochemically treated municipal effluent*, "Water Environ. Res." 2002, no. 74, s. 33-50.
- [54] Liu D., Steinberg C., Straus D.L., Pedersen L., Meinelt T., *Salinity, dissolved organic carbon and water hardness affect peracetic acid (PAA) degradation in aqueous solutions*, "Aquacult. Eng." 2014, no. 60, s. 35-40.
- [55] Pedersen L.F., Meinelt T., Straus D.L., *Peracetic acid degradation in freshwater aquaculture systems and possible practical implications*, "Aquacult. Eng." 2013, no. 53, s. 65-71.

Zarządzanie dokumentacją z wykorzystaniem narzędzi teleinformatycznych a zrównoważony rozwój

słowa kluczowe: dokumentacja, system EZD, zrównoważony rozwój

Streszczenie

Zintegrowanie rozwoju cywilizacji z właściwym funkcjonowaniem środowiska naturalnego jest trudne. Właściwym rozwiązaniem wobec takiego stanu rzeczy powinna być kontynuacja rozwoju cywilizacyjnego z uwzględnieniem zasad zrównoważonego rozwoju. Prowadzić to może bowiem do szeregu działań umożliwiających ochronę środowiska i gwarancję bezpieczeństwa trzech składowych rozwoju, którymi są rozwój społeczny, przyrodniczy i gospodarczy. Musi nastąpić przewartościowanie obecnego sposobu myślenia i działania bez spowolnienia rozwoju cywilizacji.

Zarządzanie dokumentacją elektroniczną pełni ważną funkcję w funkcjonowaniu administracji publicznej, ponieważ daje szansę na wyeliminowanie zużycia papieru produkowanego na dużą skalę, możliwość rozwoju społeczeństwa informacyjnego i zarządzanie informacją. W pracy omówiono narzędzia teleinformatyczne w postaci systemu Elektronicznego Zarządzania Dokumentacją (system EZD), by zaprezentować, jak obecnie kształtuje się proces informatyzacji administracji publicznej. Przywołany w opracowaniu program rządowy pokazuje, jakie działania podejmuje państwo, aby usprawnić e-administrację, a jednocześnie wpłynąć na rozwój cyfryzacji i w pewnym stopniu na ochronę środowiska.

Wprowadzenie

Jednym z czynników określających dotychczasowy i przyszły poziom rozwoju społecznego jest cyfryzacja. Zmiany zachodzące w społeczeństwie prowadzą do coraz częstszego wykorzystywania wiedzy i informacji stanowiących autonomiczną wartość, co w efekcie prowadzi do ewolucji w strukturze gospodarczej

i społecznej. Informatyzacja jest procesem, który umożliwia w sposób racjonalny wykorzystanie wprowadzonych uprzednio do systemu informatycznego danych w formie informacji. Stosowanie narzędzi informatycznych generuje korzyści w postaci zarządzania informacją poprzez jej pozyskanie, obieg, przetwarzanie, upowszechnianie i gromadzenie w formie elektronicznej [8]. Zastosowanie narzędzi informatycznych do zarządzania informacją nie powinno jednocześnie być obciążeniem dla środowiska i zapewniać efektywne wykorzystanie zgromadzonych danych. Nowe technologie przyjazne środowisku ujmują system w sposób całościowy, uwzględniając urządzenia, procedury oraz czynności zmierzające do ograniczenia złego wpływu zmian cywilizacyjnych na otoczenie [19].

Wdrażając rozwiązania informatyczne dąży się do rozwoju społeczno-gospodarczego. Technologia informacyjno-komunikacyjna (ITC) umożliwia społeczeństwu równy dostęp do różnorodnych aspektów życia codziennego. Obserwuje się dążenie do urzeczywistnienia „wizji zrównoważonego społeczeństwa informacyjnego” [3]. Zrównoważony rozwój opiera się na zmierzaniu do uzyskania optymalnych wyników ekonomicznych, przy uwzględnieniu dobra środowiska naturalnego i społecznego rozwoju [14]. Technologie ITC mają bezpośredni wpływ na formowanie ładu ekonomicznego, środowiskowego i społecznego, m.in. poprzez zmiany, jakie wprowadza się za ich pośrednictwem w pozyskiwaniu, przetwarzaniu, przekazywaniu i gromadzeniu informacji.

Joanna Ejdys w swoich badaniach wskazuje e-administrację (elektroniczną administrację publiczną) jako jeden z obszarów zastosowania technologii ICT odnoszący się do społeczeństwa informacyjnego. Dzięki użyciu narzędzi informatycznych w pracy administracji publicznej możliwe staje się załatwianie spraw drogą elektroniczną [8]. Informatyzacja zatem jest procesem prowadzącym do przekształcenia gospodarczego i społecznego tradycyjnego społeczeństwa w społeczeństwo informacyjne, gdzie informacja stanowi najwyższą wartość. Informatyzacja umożliwia usprawnienie pracy administracji sektora publicznego poprzez zwiększanie zastosowania systemów informatycznych. Narzędzia teleinformatyczne, które powstały w efekcie rozkwitu technologii informacyjno-komunikacyjnych to systemy warunkujące funkcjonowanie e-administracji.

Systemy teleinformatyczne wykorzystywane w pracy administracji pozwalają na zminimalizowanie zużycia papieru podczas działań aparatu administracyjnego. Konsekwencją przyjmowania w instytucji rozwiązań informatycznych do zarządzania dokumentacją jest realizacja założeń zrównoważonego rozwoju w aspekcie środowiskowym. Niższy poziom zużycia papieru przekłada się na mniejsze zużycie światowych zasobów drewna. Celem zrównoważonego rozwoju jest wykorzystywanie zasobów w sposób racjonalny, bez zbędnego ingerowania w otoczenie [15, 23].

Istota zrównoważonego rozwoju a postęp technologiczny

Koncepcja zrównoważonego rozwoju została w literaturze niejednokrotnie podjęta i szczegółowo scharakteryzowana. Antoni Skowroński wskazuje na koncepcję zrównoważonego rozwoju jako „nową formę świadomego, odpowiedzialnego życia indywidualnego i społecznego, na zasadzie rozwoju z otoczeniem społecznym i przyrodniczym z uwzględnieniem ograniczeń ekologicznych i oczekiwań społecznych” [24]. Wyróżnia on dwa kierunki trwałego rozwoju. Pierwszy odnosi się do ochrony i wpływu na kształtowanie środowiska, co przekłada się na jego ekonomiczny charakter. Tak przedstawione zagadnienie jest rozumiane jako korelacja tradycyjnego wzrostu gospodarczego z warunkami ekologicznymi. Drugi kierunek zrównoważonego rozwoju ma istotę ideologiczno–historiozoficzną. To postrzeganie kontestuje obowiązujące wzorce rozwoju cywilizacyjnego. Ukierunkowane jest na odkrywanie nowych zachowań i celów społecznych, w odniesieniu do nowych form rozwoju cywilizacyjnego. Barbara Pionek zrównoważony rozwój wiąże z holistycznym ujęciem poszczególnych elementów cywilizacji. Odnosi się on bowiem do gospodarowania zasobami przyrody, ekonomii i ludności, zarządzania przestrzenią, rozwiązań instytucjonalnych, sfery moralnej, kształtowania świadomości bądź wyboru modelu życia [18]. Uściślając, chodzi zatem o poszukiwanie nowych form najlepszej ekologicznie i zadowalającej społecznie wizji cywilizacji.

Ogólną, a jednocześnie uproszczoną definicję zrównoważonego rozwoju przedstawił Marcin Gerwin. Wskazuje on, że jest to swoiste dążenie do polepszania jakości życia przy jednoczesnym zachowaniu społecznej równości, różnorodności biologicznej oraz bogactwa zasobów naturalnych. Formułując cel istnienia tej doktryny, wyraża pogląd brzmiący następująco: „by dążąc do dobrego życia, nie zniszczyć przyrody, od której uzależnione jest życie na Ziemi, nie wyczerpać wszystkich zasobów naturalnych (...), ani też dążąc do poprawy własnego życia, nie skazywać na biedę innych” [10].

W analizowanej literaturze widoczne jest rozumienie koncepcji zrównoważonego rozwoju poprzez nawiązanie do normatywów prawa i ochrony środowiska we wszystkich aspektach działalności publicznej. W opinii Adama Krzywonia zasada zrównoważonego rozwoju jest dyrektywą zawierającą wskaźniki działań prawotwórczych nakładających na prawodawcę wymóg „ciągłej optymalizacji całego systemu prawa, tak aby w odpowiednim do danych okoliczności stopniu i z poszanowaniem zasady proporcjonalności uwzględnił on jednocześnie potrzebę ciągłego rozwoju (...) oraz wartości ogólnospołeczne, w szczególności ochronę środowiska” [13].

Artykuł 5 Konstytucji Rzeczypospolitej Polskiej, który brzmi: „Rzeczpospolita Polska strzeże niepodległości i nienaruszalności swojego terytorium, zapewnia wolności i prawa człowieka i obywatela oraz bezpieczeństwo obywateli, strzeże

dziedzictwa narodowego oraz zapewnia ochronę środowiska, kierując się zasadą zrównoważonego rozwoju” [12] skłonił Marcina Stoczkiewicza do opracowania na jego podstawie definicji. Według niego koncepcja zrównoważonego rozwoju jest normą nakładającą na organy państwowe obowiązek dążenia do zrównoważonego rozwoju. Stoczkiewicz postrzega to dążenie w sposób bardzo ogólny, jako obowiązujące nieprzerwanie i we wszelkich podejmowanych działaniach [25].

Marcin Roliński natomiast koncepcję zrównoważonego rozwoju ściśle wiąże z ochroną środowiska. Autor podkreśla, iż opieranie pojęcia legalnej ochrony środowiska o koncepcję zrównoważonego rozwoju przyczyniło się do zmiany charakteru działań ochronnych podejmowanych przez państwo. Zatem zadania ochronne należy rozumieć przez pryzmat podmiotowości, a mianowicie zapewnić takie formy ochrony środowiska, które będą przede wszystkim chronić zdrowie i życie ludzkie [22].

Z analizy przedstawionego materiału wynika zatem, że szeroko rozumiane działania skutkujące ochroną środowiska obejmują szereg czynności, a więc także aparat administracji publicznej. O sukcesie zrównoważonego rozwoju we wskazanej dziedzinie niewątpliwie decydować będzie globalny dostęp do nowych technologii, które będą przyjazne środowisku. Chcąc osiągnąć sukces podczas wdrażania zasad zrównoważonego rozwoju, należy podjąć działania zmierzające do zmodyfikowania dominującego systemu wartości. Skowroński stwierdza, że: „przyszłe pokolenia będą żyły w silnie z informatyzowanym środowisku – co jest też jednym z założeń ekorozwoju – i dlatego muszą się uczyć kreatywnego myślenia (...). Niezbędny jest więc rozwój edukacji i promowanie rozwoju gospodarki opartej na wiedzy i informacji” [24].

Rozwój technologiczny determinuje podniesienie znaczenia infrastruktury informacyjno-komunikacyjnej. Aktualnie technologie mają bezpośredni wpływ na rozwój każdej płaszczyzny życia, a zatem i zasad funkcjonowania e-administracji. Między innymi dzięki stosowaniu najnowszych technologii możliwe jest udoskonalanie, a także modernizacja procesu zużycia zasobów naturalnych, ponadto na znaczeniu zyskują relacje międzyludzkie. Przykładem działań podejmowanych przy zastosowaniu rozwiązań technologicznych w procesie zrównoważonego rozwoju jest „wdrażanie rozwiązań ICT w celu usprawnienia procesów publicznych, wykorzystanie rozwiązań informatycznych w obszarach takich, jak działalność socjalna, ochrona zdrowia, funkcjonowanie urzędów (...)” [5]. Szukanie środków, które umożliwią wypracowanie równowagi na płaszczyźnie cywilizacja-racjonalizacja zużycia zasobów naturalnych stanowi główny problem postępu współczesnej cywilizacji. Należy jednak pamiętać, że przyjmowanie rozwiązań informacyjno-komunikacyjnych nie warunkuje obniżenia popytu na zasoby naturalne – przyczynia się jednak do optymalizacji ich zużycia w sposób znaczący. Rozwiązania technologii ICT wpływają w zasadniczy sposób na rozwój różnych sfer życia, w tym e-administracji.

Narzędzia teleinformatyczne do elektronicznego zarządzania dokumentacją

Wśród narzędzi stosowanych w procesie informatyzacji administracji publicznej należy wskazać m.in. system elektronicznego zarządzania dokumentacją (dalej EZD). System EZD bowiem w sposób decydujący wpływa na funkcjonowanie e-administracji w Polsce. Praca z wykorzystaniem systemu EZD niesie za sobą określone zasady postępowania z dokumentacją, która w efekcie staje się dokumentacją elektroniczną. Obieg dokumentacji odbywa się w sposób elektroniczny. Oryginał dokumentu wpływający do instytucji zostaje odwzorowany cyfrowo, jednak zachowuje się go także w celach dowodowych. Justyna Adamus-Kowalska wskazuje, że „podstawowym narzędziem pracy w systemie EZD jest odpowiednio zaprojektowany system teleinformatyczny, służący do rejestracji i obiegu dokumentów oraz ich gromadzenia w postaci elektronicznych akt spraw, a następnie ich archiwizacji” [2]. System EZD służy m.in. do prowadzenia wszelkich czynności kancelaryjnych.

Zakres informatyzacji administracji publicznej określony został w Ustawie z dnia 17 lutego 2005 r. o informatyzacji działalności podmiotów realizujących zadania publiczne (Dz.U. 2005, nr 64, poz. 565). Przepisy ustawy zawierają zapisy o minimalnych wymogach dla systemów teleinformatycznych stosowanych podczas realizacji zadań administracji, a także wymiany informacji w formie elektronicznej z instytucjami publicznymi. W celu usprawnienia prac z dokumentem elektronicznym podjęto działania zmierzające do ujednolicenia polityki z zakresu informatyzacji. Określono Krajowe Ramy Interoperacyjności, w których wskazano minimalne wymagania dla rejestrów publicznych i wymiany informacji w postaci elektronicznej oraz minimalne wymagania dla systemów teleinformatycznych [16]. Przed przystąpieniem do prac nad Programem Zintegrowanej Informatyzacji Państwa obserwowano wdrażanie systemu teleinformatycznego klasy EZD w poszczególnych instytucjach publicznych. Władze państwowe przyjęły bowiem za cel daleko idącą modernizację administracji publicznej oraz poprawę funkcjonowania państwa poprzez wykorzystanie technologii cyfrowych. W założeniach programu widać dążenie do podniesienia jakości komunikacji społeczeństwa z administracją publiczną.

Istotą realizowanej transformacji cyfrowej pozostają zatem systemowe przeobrażenia wszystkich sektorów gospodarki opartych na technologii stosującej cyfrową postać informacji/danych/dokumentu. Gospodarka oparta na cyfryzacji, a także większe zaangażowanie państwa w postęp technologii cyfrowych może mieć wpływ na przyspieszenie gospodarcze. Ważne zadanie ma w tym względzie administracja publiczna, która po wdrożeniu systemów teleinformatycznych może stanowić poważny czynnik eskalacji i wzrostu konkurencyjności rodzimej gospodarki dzięki podwyższeniu skuteczności obsługi i wsparcia społeczeństwa. „Wdrożenie jednolitego elektroniczne-

go zarządzania dokumentacją dla administracji publicznej będzie fundamentem wszelkich działań związanych z jej usprawnianiem, podnosząc transparentność i otwartość polskich urzędów” (Program Zintegrowanej Informatyzacji Państwa). Głównym założeniem w ramach prac nad wdrożeniem jednolitego systemu zarządzania dokumentacją jest przygotowanie dla administracji publicznej systemu EZD RP. Zakłada się, że poprzez tego typu rozwiązanie wprowadzony zostanie jednolity schemat postępowania z dokumentem elektronicznym w polskich urzędach (Elektroniczne Zarządzanie Dokumentacją w systemie EZD RP).

Kwestię transparentności w pracy administracji publicznej podnosi także Ejdys. Wskazuje, że stosowanie systemów teleinformatycznych powinno służyć zapewnieniu przejrzystości administracji, a także wszelakich procesów demokratycznych, co wpłynęłoby na poprawę ich skuteczności i wzmocniło relacje ze społeczeństwem. Nawiązując zatem do ewolucji zachodzącej w społeczeństwie należy zauważyć, że „rozwiązania w zakresie e-administracji mające zastosowania na wszystkich poziomach administracyjnych (rządowym, samorządowym), powinny odpowiadać oczekiwaniom obywateli, zapewniając efektywne wykorzystywanie zasobów i dóbr publicznych” [8]. Autorka zwraca również uwagę na sprawy międzynarodowe, odnosząc je do działań administracji, pisząc że „jednym z obszarów w ramach e-administracji powinno być (...) rozwijanie inicjatywy współpracy międzynarodowej w celu zagwarantowania przejrzystości, odpowiedzialności i wydajności działań na wszelkich szczeblach administracji” [8].

Niejednolity poziom stosowania i transformacji rozwiązań administracji elektronicznej przez populację w różnych częściach świata jest związany ze zdolnością przełamywania barier rozwojowych, tak na etapie projektowym, jak i w fazie upowszechniania, wdrożenia i ostatecznie stosowania rozwiązań technologicznych. Na sukces wprowadzenia w administracji publicznej rozwiązań technologicznych ma wpływ wiele czynników, a mianowicie sprawne zarządzanie zmianą, czynnik ludzki, ekonomiczny czy kulturowy. Osiągnięcie rozwoju społeczno-gospodarczego dzięki zapewnieniu społeczeństwu efektywnych e-usług może nastąpić poprzez przejście od administrowania do zarządzania rozwojem, rozszerzenie usług e-administracji w stosunku do większej grupy odbiorców korzystających z internetu, budowę większego zaufania do cyfryzacji, a także wprowadzenie spójnego, logicznego i wydajnego systemu informacyjnego. Realizacja powyższych założeń będzie możliwa dzięki przełamaniu barier o charakterze wewnętrznym i zewnętrznym. Bariery mające charakter wewnętrzny odnoszą się do odbiorców danych usług, zaś bariery zewnętrzne są związane z użytkownikami [20].

Wdrożenie systemu EZD w administracji publicznej nastąpiło w oparciu o wymogi stawiane przez prawodawcę w Rozporządzeniu Prezesa Rady Ministrów z dnia 18 stycznia 2011 r. w sprawie instrukcji kancelaryjnej, jednolitych rzeczowych wykazów akt oraz instrukcji w sprawie organizacji i zakresu działania archiwów zakładowych (Dz.U. 2011 nr 14 poz. 67). Normatywy nie za-

wierają jednak wytycznych co do obowiązku zachowania jednolitości systemów stosowanych w różnych urzędach.

System służący do elektronicznego zarządzania dokumentacją jest wdrażany w administracji publicznej kraju od 2011 roku. Autorem systemu jest Podlaski Urząd Wojewódzki w Białymstoku, dlatego też system EZD formalnie w swej nazwie zawiera skrót urzędu – EZD PUW. Jednostki organizacyjne, które wykorzystują system teleinformatyczny do pracy z dokumentacją to m.in. urzędy wojewódzkie, ministerstwa, archiwa państwowe, uczelnie wyższe, urzędy centralne, samorządy, sądy czy publiczne zakłady opieki zdrowotnej [26]. Stale poszerza się zasięg zastosowania systemu, a podmioty, które go wdrażają, przyczyniają się do jego wzmocnienia [6].

W 2018 roku ukazała się publikacja pt. *Procedury elektronicznego zarządzania dokumentacją w administracji*. Jest to pierwsza tego typu książka, która nie tylko porusza zagadnienie zarządzania dokumentacją elektroniczną, ale stanowi również wykładnię dobrych praktyk podczas pracy z systemem EZD. E-administracja jest na etapie ciągłego rozwoju, zaś elektroniczne zarządzanie dokumentacją odgrywa w niej coraz większą rolę. Wspomniana praca traktuje zarówno o procesie szeroko pojętego załatwiania spraw elektronicznie, jak i metod postępowania z dokumentacją [1]. W recenzji niemniejszej książki autorstwa Doroty Drzewickiej odnajdujemy następujące stwierdzenie: „Publikacja ta zyskuje miano podstawowego podręcznika zarówno dla zainteresowanych studiowaniem teoretycznych zasad postępowania z dokumentacją w administracji, jak i dla osób, których na co dzień dotyczą problemy związane z prawidłowym wykonywaniem czynności kancelaryjnych” [7].

Różnice systemowe i brak współpracy między administracją publiczną przyczynił się do powstania projektu EZD RP. System ten ma stanowić nowoczesne i uniwersalne narzędzie służące elektronicznemu zarządzaniu dokumentacją. Umożliwi całościowe dokumentowanie przebiegu załatwiania spraw oraz ich rozstrzygania w jednostkach organizacyjnych administracji publicznej. 22 grudnia 2017 roku podpisano trójstronne porozumienie między Ministrem Cyfryzacji, Podlaskim Urzędem Wojewódzkim w Białymstoku a NASK Państwowym Instytutem Badawczym dotyczące realizacji projektu, który ma polegać na utworzeniu i utrzymaniu jednolitego systemu teleinformatycznego na potrzeby administracji publicznej. „Głównym celem projektu jest usprawnienie funkcjonowania jednostek administracji rządowej poprzez budowę oraz udostępnienie nowoczesnych i uniwersalnych rozwiązań cyfrowych back-office w obszarze elektronicznego zarządzania dokumentacją, będących odpowiedzią na rzeczywiste potrzeby biznesowe administracji” [9]. Przewidywany czas utworzenia systemu EZD RP to 2021 rok, natomiast początek wdrażania przewidziany został na rok 2022. Będą mogły z niego skorzystać nie tylko jednostki administracji rządowej, ale także wszystkie te instytucje, które będą zainteresowane wykorzystaniem tego systemu w swojej działalności.

Podsumowanie

Zaprezentowana zasada zrównoważonego rozwoju nadal lepiej prezentuje się w teorii aniżeli w praktyce. Istnieje bowiem szereg barier odnoszących się do mentalności, polityki czy ekonomii, które hamują dynamikę realizowania wspomnianej koncepcji. Niezbędna jest przede wszystkim dobra wola ludzi nauki, polityków, ludzi zasiadających w rządach na różnych szczeblach w skali krajowej i międzynarodowej. Wymagana jest również konieczność nieprzerwanego rozwoju intelektualnego, który doprowadzi do właściwego zrozumienia założeń zrównoważonego rozwoju. Ponadto w społeczeństwie musi wykształcić się świadomość i poczucie odpowiedzialności zarówno za środowisko życia, jak i pogłębiający się rozwój cywilizacyjny.

Wdrażanie nowych metod komunikacji i nowoczesnych form świadczenia usług przez administrację publiczną jest efektem transformacji społeczno-kulturowej i gospodarczej, a także realizowanej polityki państwowej w przedmiocie dążenia do powstania społeczeństwa informacyjnego. W myśl określonych założeń rozwój cywilizacyjny ma umożliwić stworzenie warunków dla usprawnienia i integracji administracji publicznej, a także obniżenia jej kosztów. Systemy teleinformatyczne, które są coraz nowocześniejsze, pozwalają na znoszenie barier, aczkolwiek „skostnienie” jednostek organizacyjnych wdrażających nowe systemy i zbyt silne przywiązanie do papieru generuje wśród pracowników administracji niechęć i nieufność wobec dokumentu elektronicznego. W efekcie powstaje dysproporcja w informatyzacji zarówno społecznej, jak i gospodarczej. Tworzenie nowych technologii informacyjno-komunikacyjnych oraz aktualizacja przepisów prawa sprawiła, że w instytucjach zaczęto wprowadzać obowiązek stosowania narzędzi teleinformatycznych i świadczenia usług publicznych za pośrednictwem internetu. Państwo zmierza bowiem do zaspokojenia potrzeb i oczekiwań społeczeństwa, które koncentrują się wokół sprawnie działającej administracji. System EKD stanowi nowoczesne narzędzie w pracy administracji publicznej, zatem jego wdrażanie przyczyni się do realizacji tego postulatu.

Koncepcja zrównoważonego rozwoju doczekała się dogłębnej analizy naukowej. Zarządzanie dokumentacją z wykorzystaniem systemów teleinformatycznych w konsekwencji sprowadza się do realizacji czynności kancelaryjnych oraz ich dokumentowania w ramach omawianego systemu. Możemy zatem mówić o elektronicznym zarządzaniu dokumentacją. O dokumencie elektronicznym i zarządzaniu nim była mowa już w 2011 roku, jednak mimo upływu lat problem elektronicznego zarządzania dokumentacją nie został ostatecznie zbadany pod względem wykładni teoretycznej i praktyki stosowania rozwiązań teleinformatycznych.

Literatura

- [1] Abgarowicz G. Perłakowska E. Prasal A., *Procedury elektronicznego zarządzania dokumentacją w administracji*, Warszawa 2018.
- [2] Adamus-Kowalska J., *Polityka państwa polskiego w zakresie postępowania z dokumentacją elektroniczną oraz wdrażanie systemu elektronicznego zarządzania dokumentacją (EZD) w kontekście informatyzacji*, „Nowa Biblioteka. Usługi, Technologie Informacyjne i Media” 2019, nr 2(33), s. 49-63.
- [3] Brzozowska A. Grabińska A. Imiołczyk J., *Informatyzacja jako element zrównoważonego rozwoju kraju*, „Zeszyty Naukowe Politechniki Częstochowskiej. Zarządzanie” 2016, t. 1, nr 23 s. 56-64.
- [4] Chen, J.V. Jubilado, R.J.M. Capistrano, E.P.S. Yen, D.C., *Factors affecting online tax filing-An application of the IS Success Model and trust theory*, “Computers in Human Behavior” 2015, no. 43, s. 251-262.
- [5] Chomiak-Orsa I., *Znaczenie technologii informacyjno-komunikacyjnych w zrównoważonym rozwoju miast*, „Zeszyty Naukowe Politechniki Częstochowskiej. Zarządzanie” 2016, t. 1, nr 23, s. 36-45.
- [6] Czerniak S. Orszulak J., *Dokument elektroniczny. Katalog dobrych praktyk*, Warszawa 2017.
- [7] Drzewicka D., Abgarowicz G, Perłakowska E., Prasal A., *Procedury elektronicznego zarządzania dokumentacją w administracji*, Archeion 2019, t. CXX, s. 412.
- [8] Ejdyś J., *Zaufanie do technologii w e-administracji*, Białystok 2018, s. 5.
- [9] EZD RP – Elektroniczne Zarządzanie Dokumentacją w Administracji Publicznej, <https://www.nask.pl/pl/projekty-ue/3821,EZD-RP-Elektroniczne-Zarzadzanie-Dokumentacja-w-Administracji-Publicznej.html> [dostęp: 30.07.2020].
- [10] Gerwin M., *Plan zrównoważonego dostępu dla Polski. Lokalne inicjatywy rozwojowe*, Sopot 2008.
- [11] Explore scientific, technical, and medical research on ScienceDirect, <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0747563214005962?via%3Dihub> [dostęp: 30.07.2020].
- [12] Konstytucja Rzeczypospolitej Polskiej z dnia 2 kwietnia 1997 r. uchwalona przez Zgromadzenie Narodowe w dniu 2 kwietnia 1997 r., przyjęta przez Naród w referendum konstytucyjnym w dniu 25 maja 1997 r., podpisana przez Prezydenta Rzeczypospolitej Polskiej w dniu 16 lipca 1997 r. (Dz.U. 1997 nr 78 poz. 483), <http://isap.sejm.gov.pl/isap.nsf/DocDetails.xsp?id=WDU19970780483> [dostęp: 29.07.2020].

- [13] Krzywoń A., *Konstytucja RP a środowisko*, „Państwo i Prawo” 2012, nr 8, s. 3-7.
- [14] Latoszek E., *Koncepcja zrównoważonego rozwoju w teorii i praktyce ONZ*, w: *Zrównoważony rozwój a globalne dobra publiczne w teorii i praktyce organizacji międzynarodowych*, pod red. E. Latoszek, M. Proczek, M. Krukowskiej, Warszawa 2016, s. 25-65.
- [15] *Nowe zarządzanie publiczne w polskim samorządzie terytorialnym*, pod red. A. Zalewskiego, Warszawa 2007.
- [16] Obwieszczenie Prezesa Rady Ministrów z dnia 9 listopada 2017 r. w sprawie ogłoszenia jednolitego tekstu rozporządzenia Rady Ministrów w sprawie Krajowych Ram Interoperacyjności, minimalnych wymagań dla rejestrów publicznych i wymiany informacji w postaci elektronicznej oraz minimalnych wymagań dla systemów teleinformatycznych (Dz.U. 2017, poz. 2247).
- [17] Olender-Skorek M., Sylwestrzak M., Bartoszevska B., Czarnecki R., *Bariery rozwoju e-administracji w Polsce – analiza sytuacji na przykładzie projektów 7 osi POIG*, „Ekonomiczne Problemy Usług” 2016, nr 123, s. 169-177.
- [18] Pionek B., *Koncepcja rozwoju zrównoważonego i trwałego Polski*, Warszawa 2002.
- [19] Płaczek E., *Zrównoważony rozwój – nowym wyzwaniem dla współczesnych operatorów logistycznych*, „Prace Naukowe Politechniki Warszawskiej” 2012, nr 84, s. 79-92.
- [20] Program Zintegrowanej Informatyzacji Państwa, załącznik do Uchwały nr 109/2019 Rady Ministrów z dnia 24 września 2019 r. zmieniającej uchwałę w sprawie przyjęcia programu rozwoju „Program Zintegrowanej Informatyzacji Państwa”, Ministerstwo Cyfryzacji, wrzesień 2019, s. 34-36.
- [21] Program Zintegrowanej Informatyzacji Państwa, <https://www.gov.pl/web/cyfryzacja/program-zintegrowanej-informatyzacji-panstwa> [dostęp: 29.07.2020].
- [22] Roliński M., *Ewolucja pojęcia prawnego „środowiska” i „ochrona środowiska”*, „Studia Iuridica Lublinensia” 2005, nr 6, s. 145-155.
- [23] Sadowski A., *Zrównoważony rozwój z perspektywy logistyki zwrotnej*, „Problemy Ekorozwoju” 2008, nr 2, s. 129-130.
- [24] Skowroński A., *Zrównoważony rozwój perspektywą dalszego postępu cywilizacyjnego*, „Problemy Ekorozwoju” 2006, 2, s. 47-57.

- [25] Stoczkiewicz M., *Zasada zrównoważonego rozwoju, jako zasada prawna*, „Prawo i Środowisko” 2001, nr 1, s. 25-38.
- [26] Zestawienie instytucji wdrażających system EZD PUW na podstawie porozumienia z wojewodą podlaskim, <https://ezd.gov.pl/www/ezd/partnery> [dostęp: 30.07.2020].
- [27] Zestawienie instytucji wdrażających system EZD PUW na podstawie porozumienia z wojewodą podlaskim, <https://ezd.gov.pl/www/ezd/partnery> [dostęp: 30.07.2020].

Analiza wielokryterialna w ocenie oddziaływania na środowisko biogazowni rolniczej

słowa kluczowe: ocena oddziaływania na środowisko, biogazownia rolnicza, MCDA, TOPSIS

Streszczenie

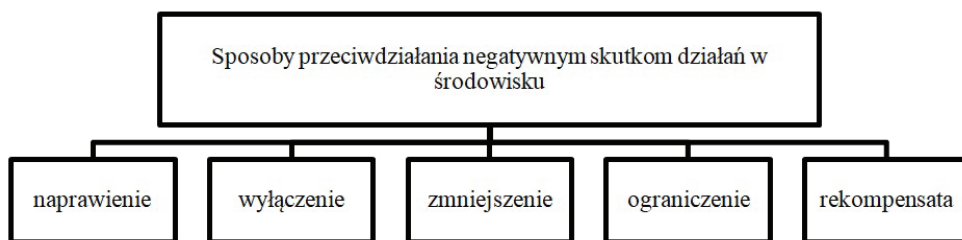
Ocena oddziaływania na środowisko składa się z wielu elementów. Wśród nich bardzo ważnym jest wybór opcji inwestycyjnej. Wybór ten może dotyczyć lokalizacji inwestycji bądź też jej wariantu technologicznego. Istnieje wiele metod wyboru najkorzystniejszej opcji, w tym metody MCDA, które umożliwiają wielokryterialną ocenę alternatyw inwestycyjnych. Celem niniejszego opracowania jest ocena alternatyw technologicznych i wybór najlepszej z nich na przykładzie biogazowni rolniczej zlokalizowanej w miejscowości Łuby-Kurki w gminie Miastkowo. Warianty technologiczne inwestycji zostały poddane ocenie z perspektywy trzech różnych punktów widzenia. Najpierw poddano analizie warianty według kryteriów o jednakowych wagach, następnie zastosowano podejście ekonomiczne, w którym większą wagę przypisuje się kryteriom związanych z finansami, a na końcu środowiskowe, gdzie to kryteria związane z ochroną środowiska wyróżniają się większą istotnością. Wagi kryteriów wykorzystane w analizie zostały wyznaczone za pomocą rankingu istotności. Wszystkie pomiary przeprowadzono przy użyciu metody TOPSIS. Pozwoliło to określić zróżnicowanie pomiędzy wynikami analizy ze względu na punkt widzenia inwestora, jak również wybrać najlepszy wariant inwestycyjny spośród wszystkich badanych.

Wstęp

Ocena oddziaływania na środowisko (OOS) jest znana jako procedura oparta na ocenie i interdyscyplinarnej identyfikacji wpływu różnego rodzaju inwestycji na środowisko, a także na wszystkie zachodzące w nim procesy. Oceny oddzia-

ływania na środowisko są stałą procedurą wykonywaną przy przygotowywaniu każdej inwestycji mogącej potencjalnie oddziaływać na środowisko. Taka ocena zwykle jest długą, wieloaspektową procedurą analizy wpływu na środowisko jej elementów składowych, a także powiązań między nimi [1]. Należy także podkreślić, że OOS jest postępowaniem administracyjnym przeprowadzanym w sprawie planowanej inwestycji, podczas którego udział społeczeństwa jest zapewniony [2].

Środowiskiem można nazwać całokształt elementów naturalnych, jak również tych powstałych w wyniku działalności człowieka, które nas otaczają oraz są połączone ze sobą wzajemnymi zależnościami w taki sposób, że tworzą razem funkcjonalną całość. Natomiast oddziaływania według ustawy Prawo ochrony środowiska (POŚ) można podzielić na pozytywne lub negatywne, bezpośrednie lub pośrednie, krótko oraz długoterminowe, skumulowane, a także odwracalne i nieodwracalne. W związku z występowaniem negatywnych oddziaływań na środowisko naturalne należy im przeciwdziałać poprzez ich naprawienie, czyli przywrócenie środowiska do stanu pożądanego, wyłączenie, które związane jest z wyłączeniem spod inwestycji określonych obszarów szczególnie cennych, zmniejszenie, które wiąże się z podjęciem kroków ochronnych, ograniczenie, czyli np. zmniejszenie skali inwestycji, a w końcu rekompensowanie, które należy rozpatrzyć jedynie w przypadku wykluczenia wszystkich pozostałych możliwości (rys. 1)[3].



Rysunek 1. Sposoby przeciwdziałania negatywnym skutkom działań w środowisku

Źródło: [3].

OOS jest wieloetapowym postępowaniem prawnym, które umożliwia kompleksową ochronę środowiska przed jego degradacją, zagrożeniami zdrowia ludzi i wyczerpywaniem zasobów naturalnych. Jest to proces związany z każdym etapem życia inwestycji, jej projektowaniem, realizacją, eksploatacją oraz likwidacją.

W przypadku wszystkich założonych celów ocena oddziaływania na środowisko (OOS) polega na rozpatrywaniu przyszłych skutków danej decyzji. Większość pracy związanej z OOS oparta jest na badaniu alternatywnych przyszłości w sposób zapewniający dostarczenie przydatnych informacji decydentom. Ważnym elementem tych działań jest opieranie się na znanych już skutkach określonych inwestycji i doświadczeniach z przeszłości, a zarazem gromadze-

niu informacji o inwestycji na każdym etapie jej życia, gdyż zostaną one później wykorzystane w kolejnych ocenach. Ponadto prognozy oddziaływania na środowisko muszą być mocno zakorzenione empirycznie w teraźniejszości w oparciu o używaną technologię itp. Ze względu na to, że wszystkie decyzje dotyczą bezpośrednio przyszłości, nie należy przyjmować ich za bezdyskusyjnie pewne, zatem OOŚ polega na informowaniu decydentów o prawdopodobnych konsekwencjach środowiskowych alternatywnych rozwiązań rozwojowych [4].

Mimo tego, że istnieje wiele metod oceny oddziaływania na środowisko, to właśnie metody wielokryterialnej analizy decyzyjnej są często używane do rozpatrywania zarówno wariantów technologicznych, jak i lokalizacyjnych badanej inwestycji.

Istnieje wiele typów biogazowni rolniczych, dlatego też wiele różnych ich wariantów jest rozpatrywanych podczas wyboru najlepszej alternatywy decyzyjnej. Zgodnie z opracowanym programem Ministerstwa Gospodarki „Innowacyjna Energetyka – Rolnictwo Energetyczne” coraz więcej takich biogazowni rolniczych powinno być tworzonych w polskich gminach. Biogaz jest tworem powstałym w wyniku transformacji związków organicznych przez beztlenowe mikroorganizmy w trakcie fermentacji metanowej. Odpowiednie warunki dla prawidłowego tworzenia biogazu obejmują stałą, optymalną temperaturę, a także wilgotne otoczenie, warunki beztlenowe i wystarczającą dostępność materii organicznej [5].

Biogaz pozyskiwany jest w sposób proekologiczny, dlatego energia uzyskiwana w biogazowni spowoduje zmniejszenie emisji spalin, w przeciwieństwie do energii uzyskiwanej dzięki wykorzystaniu węgla kamiennego. To prowadzi do zmniejszenia zanieczyszczenia smogiem. Proces budowy i eksploatacji takich inwestycji nie powinien jednak mieć negatywnego wpływu na środowisko. Dlatego, zgodnie z Ustawą z dnia 3 października 2008 r. o udostępnianiu informacji o środowisku jego ochronie, udziale społeczeństwa w ochronie środowiska oraz o ocenach oddziaływania na środowisko [6], sporządza się raport z oceny oddziaływania na środowisko biogazowni rolniczej [7].

Zgodnie z zasadą zrównoważonego rozwoju powinien on odbywać się w sposób zachowujący naturalną równowagę, a tym samym zagwarantować przyszłym pokoleniom nie mniejszy dostęp do zasobów naturalnych niż ten, jaki mamy obecnie. Światowe zużycie paliw kopalnych, zanieczyszczenie środowiska i zmiany klimatu są powodem, dla którego naukowcy szukają nowych, proekologicznych sposobów pozyskiwania energii.

Biogazownie rolnicze

Biogazownie rolnicze są rozproszonymi źródłami energii (o relatywnie niewielkiej mocy), które stanowią nowy kierunek rozwoju i dodatkowe źródło dochodu na obszarach wiejskich [8]. Rozwój małoskalowych instalacji OZE

(Odnawialnych Źródeł Energii), w tym również biogazowni, odgrywa coraz większą rolę w produkcji energii w Polsce. Związane jest to ze wspieraniem tych przedsięwzięć przez istniejące przepisy prawa, a także za pomocą dostępnych środków współfinansujących. Coraz większa ilość powstałych biogazowni rolniczych w Polsce jest rezultatem przede wszystkim czynników ekonomicznych (związanych z finansami), jak również obowiązujących rozwiązań prawnych. Kluczową rolę odgrywa tu dokument Unii Europejskiej *Polityka energetyczna Polski do 2030 r.*, który określa ramy krajowej polityki energetycznej i jej wytyczne. Bardzo ważna w dywersyfikacji źródeł OZE i zwiększeniu ilości tego typu inwestycji jest możliwość pozyskania środków finansowych już na pierwszym etapie, czyli podczas budowy tego typu instalacji [9]. Inwestorzy planujący stworzenie biogazowni muszą pamiętać, że do prawidłowego jej funkcjonowania niezbędna jest odpowiednia ilość substratów przy jak najmniejszym możliwym wpływie na środowisko, a także na sam pierwszy sektor gospodarki (rolniczy) [10]. Ze względu na wykorzystywane substraty biogazownie rolnicze można podzielić na trzy grupy [9]:

- wykorzystujące gnojowicę (odpad rolniczy organiczny),
- wykorzystujące substrat zależny od upraw rolniczych (np. kiszonkę z kukurydzy),
- wykorzystujące pozostałości z produkcji rolno-spożywczej inne niż wymienione.

OZE posiadają wiele zalet, jednak niestety ich wykorzystanie często jest związane z warunkami atmosferycznymi bądź, jak w przypadku spalania biomasy, również z ograniczeniem zasobów gruntów ornych, które pierwotnie przeznaczone były na produkcję żywności. Ze względu na wspomniane uwarunkowania dobrym rozwiązaniem jest zatem wytwarzanie biogazu rolniczego z odchodów zwierzęcych. W ten sposób wykorzystuje się odpady organiczne, ale oprócz tego dochodzi także do redukcji emisji tlenków azotu, metanu czy amoniaku. To właśnie te związki stanowią efekt uboczny produkcji rolniczej, a bez ich odpowiedniej utylizacji dochodzi do ich emisji do atmosfery [11].

Analizowana w ramach pracy inwestycja zostanie hipotetycznie zlokalizowana na wcześniej wybranej działce, w centralnej części gminy Miastkowo, w miejscowości Łuby-Kurki. Wyboru tego dokonano na podstawie badania metodą TOPSIS [12] (rys. 1). Biogazownia będzie znajdować się na działce nr 198, która posiada powierzchnię równą 2,5 ha i zlokalizowana jest przy drodze krajowej.



Rysunek 2. Wybrana lokalizacja inwestycji, działka nr 189 we wsi Łuby-Kurki

Źródło: [12,13].

Analizę rozpoczęto od wytyczenia trzech wariantów technologicznych biogazowni rolniczej. Pierwsze dwa zakładają realizację biogazowni rolniczej o mocy równej w przybliżeniu 0.999 MW. Pierwsza alternatywa (W1) wykorzystuje jako substrat głównie odpady z rzeźni, podczas gdy alternatywa druga (W2) – wyłącznie substraty roślinne, głównie kiszonkę z kukurydzy. Trzecim wariantem jest brak inwestycji, czyli utrzymanie stanu początkowego. Z racji wstępnego wykluczenia trzeciego wariantu, dalsza analiza będzie opierała się jedynie na wyborze najlepszego rozwiązania spośród alternatyw pierwszej i drugiej (W1 i W2).

Metody MCDA w wyborze wariantu inwestycji

Celem badań jest wybór najlepszego spośród dwóch wariantów technologicznych biogazowni rolniczej, zgodnie z trzema różnymi podejściami. Pierwszy z nich wykorzystuje równe wagi wybranych kryteriów (podejście bezstronne), drugi natomiast koncentruje się na wpływie takich inwestycji na środowisko. Ostatnie podejście – ekonomiczne – skupia się na stratach i zyskach finansowych. Drugi i trzeci punkt widzenia wykorzystują różne wagi kryteriów, aby pokazać, czy i w jaki sposób cel inwestora może wpłynąć na wybraną optymalną alternatywę.

Pośród wielokryterialnych metod decyzyjnych zastosowano metodę TOPSIS (*Technique for Order Preference by Similarity to Ideal Solution*) do przeprowadzenia oceny przy użyciu wag rankingowych opracowanych przez decydenta.

Wszystkie metody MCDA składają się z trzech etapów [14]:

- definiowania atrybutów i wariantów,
- wyboru wariantów i kryteriów (podział kryteriów na stymulanty oraz destymulanty),
- wartości przetwarzania i rankingu alternatyw.

Metoda TOPSIS jest powszechnie stosowana w przypadku problemów decyzyjnych z wieloma kryteriami, w których wybrane alternatywy są porównywane z rozwiązaniem antywzorcowym, a także wzorcowym, idealnym [15]. TOPSIS jest metodą odległościową, ponieważ warianty są oceniane przez wyznaczenie ich odległości od rozwiązań, do których należy się odnieść. Ciąg preferencyjny wymaga uwzględnienia wag kryteriów, a następnie ujednolicenia oceny alternatyw w świetle wspomnianych atrybutów [16,17,18]. Na koniec tworzona jest wartość miernika syntetycznego, czego rezultatem jest ranking wariantów i wybór najlepszego z nich [15].

Kryteria wyselekcjonowane do oceny rozwiązań alternatywnych powinny być wybierane z rozwagą, gdyż mają one stanowić reprezentację całej grupy kryteriów i zawierać w sobie wiele informacji. Zazwyczaj atrybuty te można podzielić na grupy, tj.: przestrzenne, środowiskowe, ekonomiczne i inne. W procesie oceny stosować można zarówno kryteria niemierzalne, niedające się bezpośrednio wyrazić liczbowo, jak i kryteria mierzalne, wyrażone wielkościami liczbowymi. Kryteria niemierzalne podlegają kwantyfikacji i ostatecznie wyrażone są również wielkościami liczbowymi, co pozwala na ich porównanie i ocenę. W tym celu wprowadza się przyjętą arbitralnie skalę ocen. Spośród wstępnie wybranych dziesięciu kryteriów po ewaluacji wyznaczono cztery z nich. Zostało to osiągnięte za pomocą macierzy, na podstawie której zbudowano graf kryteriów. W nim określono zależności między atrybutami i informacje, jakie ze sobą niosą. Do ostatecznego zbioru kryteriów zostały zakwalifikowane te, które stanowią najlepszą reprezentację pozostałych z danej grupy.

Podczas procesu selekcji w badaniach wybrano następujące kryteria:

- 1) całkowity roczny dochód z inwestycji (K1) – stymulanta;
- 2) cena zakupu substratów (K2) – destymulanta;
- 3) ilość wytwarzanego biogazu (K3) – stymulanta;
- 4) całkowita wydajność (energia elektryczna i ciepło) biogazowni rolniczej (K4) – stymulanta.

Przy użyciu wspomnianych alternatyw technologicznych oraz z wykorzystaniem wybranych kryteriów utworzono tabelę decyzyjną. Tabela 1 ukazuje, w jaki sposób każdy analizowany wariant zmienia się zgodnie z przedstawionymi atrybutami wyboru. Można zauważyć, że chociaż pierwsza alternatywa generuje większy dochód rocznie (K1), jest ona mniej wydajna niż drugi wariant. Będzie to miało wpływ na całkowitą ocenę wariantów.

Początkowa macierz decyzyjna (tab. 1) stanowi wstęp do dalszej analizy. Po jej utworzeniu procedura TOPSIS rozpoczyna się od normalizacji macierzy decyzyjnej, natomiast w jej następnym kroku następuje skorygowanie ocen znormalizowanych, a zarazem określenie pozytywnych oraz negatywnych idealnych rozwiązań. To prowadzi do obliczenia miary separacji dla każdej alternatywy. Procedura kończy się obliczeniem względnego współczynnika bliskości. Zbiór alternatyw można zatem uszeregować według malejącej kolejności współczynnika bliskości [20].

Tabela 1. Tabela decyzyjna

W/K	K1 [mln PLN]	K2 [PLN/Mg]	K3 [m ³ /rok]	K4 [%]
W1	7,24	0,00	4169760	51
W2	6,26	2,73	4174218	88

Źródło: opracowanie własne na podstawie [7, 19].

Analizę przeprowadzono w trzech różnych podejściach, które różnicują wagi kryteriów. Pierwsze z nich (TOPSIS 1) to tzw. podejście równości, w którym każdy z analizowanych atrybutów posiada taką samą wagę (tab. 2).

Tabela 2. Wagi kryteriów w TOPSIS 1

Kryterium	K1	K2	K3	K4
Waga	0,25	0,25	0,25	0,25

Źródło: opracowanie własne.

W drugim podejściu (TOPSIS 2) – środowiskowym – metodą rankingową wyznaczono wyższe wagi tych kryteriów, które w znacznym stopniu mają bezpośredni wpływ na środowisko naturalne. Takim sposobem kryteria otrzymały następujące miejsca: K1 – 4 miejsce (najmniej istotne), K2 – 3 miejsce, K3 – 1 miejsce (najważniejsze), K4 – 2 miejsce. Końcowy wynik tych obliczeń prezentuje tabela 3.

Tabela 3. Wagi kryteriów w TOPSIS 2

Kryterium	K1	K2	K3	K4
Waga	0,1	0,2	0,4	0,3

Źródło: opracowanie własne.

Trzecie podejście (TOPSIS 3) – ekonomiczne – zakłada, iż największą wagą będą wyróżniały się atrybuty mające związek z finansami i wydatkami.

Podobnie jak poprzednio, każdemu kryterium przyporządkowano miejsce w rankingu: K1 – drugie, K2 – pierwsze, K3 – czwarte, K4 – trzecie. Na jego podstawie obliczono wagi kryteriów i przedstawiono je w tabeli 4.

Tabela 4. Wagi kryteriów w TOPSIS 3

Kryterium	K1	K2	K3	K4
Waga	0,3	0,4	0,1	0,2

Źródło: opracowanie własne.

Wykorzystując TOPSIS, która jako metoda wzorcowa służy wyznaczeniu wartości syntetycznego miernika rozwoju ze względu na odległości danych obiektów od wzorca (PIS) i antywzorca (NIS) rozwoju [21], dokonano analizy wariantów według kryteriów oceny. W każdym badaniu postępowano zgodnie z procedurą metody TOPSIS, by wyznaczyć oceny skorygowane i określić rozwiązania PIS i NIS.

Tabela 5. Skorygowane oceny znormalizowane z równymi wagami w metodzie TOPSIS 1 (na zielono – wzorce, na niebiesko – antywzorce)

W/K	K1 [mln PLN]	K2 [PLN/Mg]	K3 [m³/rok]	K4 [%]
W1	0,1891117	0,00	0,176682	0,125356
W2	0,1635137	0,25	0,176871	0,216300

Źródło: opracowanie własne.

Tabela 6. Skorygowane oceny znormalizowane z wagami w podejściu środowiskowym w metodzie TOPSIS 2 (na zielono – wzorce, na niebiesko – antywzorce)

W/K	K1 [mln PLN]	K2 [PLN/Mg]	K3 [m³/rok]	K4 [%]
W1	0,075645	0,0	0,282692	0,150427
W2	0,065405	0,2	0,282994	0,259561

Źródło: opracowanie własne.

Tabela 7. Skorygowane oceny znormalizowane z wagami w podejściu ekonomicznym w metodzie TOPSIS 3 (na zielono – wzorce, na niebiesko – antywzorce)

W/K	K1 [mln PLN]	K2 [PLN/Mg]	K3 [m³/rok]	K4 [%]
W1	0,226934	0,0	0,070673	0,100285
W2	0,196216	0,4	0,070748	0,173040

Źródło: opracowanie własne.

Pomimo odmiennych wag kryteriów w każdym z badanych punktów widzenia wzorce oraz antywzorce wariantów, które zostały wyselekcjonowane wśród ocen skorygowanych we wszystkich analizowanych przypadkach, dotyczą dokładnie tych samych komórek macierzy decyzyjnych (tab. 5, tab. 6, tab. 7). Odległość poszczególnych wariantów od rozwiązania idealnego i antyidealnego przyczyniła się do wyznaczenia ocen globalnych i stworzenia ostatecznego rankingu wariantów.

Za pomocą metody TOPSIS wybrano jedną z dwóch alternatyw jako najlepszą, czyli najkorzystniejszą w każdym podejściu. Zostało to wykonane zgodnie ze wszystkimi wybranymi kryteriami (finansowymi, jak również środowiskowymi).

Oceny globalne w każdym podejściu różnią się między sobą. Jak przedstawiono w tabeli 8, największe rozbieżności ocen globalnych pomiędzy alternatywami są widoczne w TOPSIS 2 – podejściu środowiskowym – najmniejsze natomiast w TOPSIS 3 (ekonomiczny punkt widzenia).

Tabela 8. Oceny globalne w TOPSIS1, TOPSIS2 i TOPSIS3

Ranking	TOPSIS 1	TOPSIS 2	TOPSIS 3
W1	0,734275	0,647268	0,846485
W2	0,818102	0,80049	0,869126

Źródło: opracowanie własne.

Przeprowadzona analiza podzieliła warianty na dwie frakcje –najlepszy wariant, czyli ten, który został wybrany, i gorszy wariant, czyli nieco mniej korzystna opcja. Jak pokazano w tabeli 9, wszystkie oceny przeprowadzono za pomocą wag rankingowych, które zostały zmienione w stosunku do celu inwestora. Obie alternatywy były podobne, więc w każdym podejściu wartości miernika syntetycznego są do siebie zbliżone, niemniej, jak pokazano w tabeli 9, najkorzystniejszą opcją w każdej ocenie był wariant drugi, czyli biogazownia rolnicza z substratami pochodzenia organicznego – głównie kiszonką z kukurydzy.

Tabela 9. Ostateczny ranking alternatyw przy użyciu metody TOPSIS: TOPSIS 1 – przy użyciu bezstronnego podejścia, TOPSIS 2 – przy użyciu podejścia środowiskowego, TOPSIS 3 – przy użyciu podejścia ekonomicznego

Ranking	TOPSIS 1	TOPSIS 2	TOPSIS 3
1 – najlepszy wariant	W2	W2	W2
2 – gorszy wariant	W1	W1	W1

Źródło: opracowanie własne.

Wybór wariantu technologicznego danej inwestycji jest skomplikowaną procedurą, wymagającą podejścia kompleksowego. W ocenie oddziaływania na środowisko takiego przedsięwzięcia należy przewidzieć możliwie wszystkie jego skutki. Biogazownia rolnicza posiada wiele korzyści i zalet, m.in. środowiskowych, społecznych czy ekonomicznych, dotyczących nie tylko inwestorów, ale także mieszkańców danej miejscowości. Niemniej samo uzyskanie stosownych pozwoleń na realizację biogazowni rolniczej jest procesem czasochłonnym – zdarza się nawet, że niemożliwym do osiągnięcia, zwłaszcza w przypadku protestującej społeczności lokalnej (ze względu na emisję hałasu i odorów z instalacji). Nie ma jednak wątpliwości, że inwestycje OZE są potrzebne i stanowią świetną alternatywę dla tradycyjnych metod pozyskiwania energii, z wykorzystaniem zasobów naturalnych. Właśnie dlatego tak ważne są programy wspomagające inwestorów, zwłaszcza pod względem finansowym.

Podsumowanie

Społeczno-ekonomiczne zjawiska i procesy w danym regionie mają duży wpływ na realizację koncepcji zrównoważonego rozwoju. Rozwój i zwiększenie ilości inwestycji OZE, w tym biogazowni rolniczych, są związane z obowiązującymi rozwiązaniami prawnymi, do których należy także dokument UE *Polityka energetyczna Polski do 2030 r.*

Metoda TOPSIS jest często stosowana w analizie oceny oddziaływania inwestycji na środowisko. W opracowaniu przedstawiono dwa różne typy technologiczne biogazowni rolniczej, które są odmienne pod względem zastosowanych w nich substratów, do tego różnią się one także wydajnością i całkowitym rocznym dochodem z inwestycji. Obie opcje są powszechnie stosowane, niemniej jednak, jak ukazała analiza, w badanym przypadku alternatywa wykorzystująca substraty pochodzenia roślinnego jest korzystniejszą opcją zarówno pod względem ekonomicznym, jak i środowiskowym.

W OOS to dobro środowiska naturalnego ma największą wartość przy wyborze rodzaju inwestycji, jednak w wielu przypadkach preferencje inwestora, który może koncentrować się głównie na zyskach finansowych, mają ogromny wpływ na ostateczną decyzję. Właśnie dlatego tak istotne jest zastosowanie wielokryterialnych metod wspomagania decyzji, gdyż jest to narzędzie pozwalające decydentowi zrównoważyć wszystkie postawy czy dążenia inwestora w celu znalezienia satysfakcjonującego, kompromisowego rozwiązania.

Literatura

- [1] Dąbal A., Łyszczarz M., *Analizy LCA dla dróg i mostów jako narzędzie do szczegółowej i kompleksowej oceny oddziaływania na środowisko*, „Budownictwo i Architektura” 2016, t. 15(1), s. 41-50.
- [2] Gawrońska G., Policht-Latawiec A., *Ocena procedury wydawania decyzji o środowiskowych uwarunkowaniach z udziałem społeczeństwa*, „Acta Sci. Pol., Formatio Circumietus” 2014, t. 13(1), s. 31-44.
- [3] Ustawa Prawo Ochrony Środowiska z dnia 27 kwietnia 2001 r. (Dz.U. nr 62, poz. 627 z późn. zmianami).
- [4] Duinker P.N., Greig L.A., *Scenario analysis in environmental impact assessment: Improving explorations of the future*, “Environmental Impact Assessment Review” 2007, vol. 27, s. 206-219.
- [5] Załuska M., Piekutin J., Magrel L., *Economic and energetic efficiency of biogas plant depending on the substrate applicable*, „Budownictwo i Inżynieria Środowiska” 2018, t. 9(01), s. 51-56, <http://yadda.icm.edu.pl/baztech/element/bwmeta1.element.baztech-9d688089-35ec-41b9-8856-0e0964f0b487> [dostęp: 10.01.2020].
- [6] Ustawa z dnia 3 października 2008 r. o udostępnianiu informacji o środowisku i jego ochronie, udziale społeczeństwa w ochronie środowiska oraz o ocenach oddziaływania na środowisko (Dz.U. 2008 nr 199 poz. 122 z późn. zmianami).
- [7] Igliński B., Buczkowski R., Iglińska A., Cichosz M., Piechota G., Kujawski W., *Agricultural biogas plants in Poland: Investment process, economical and environmental aspects, biogas potential*, “Renewable and Sustainable Energy Reviews” 2012, vol. 16(7), s. 4890-4900.
- [8] Piwowar A., *Biogazownie rolnicze w Polsce – lokalizacja i parametry techniczne instalacji*, „Technika Rolnicza, Ogrodnicza, Leśna” 2014, t. 6, s. 7-9.
- [9] Chodkowska-Miszczyk J., *Biogazownie rolnicze w rozwoju małoskalowych instalacji odnawialnych źródeł energii w Polsce*, „Roczniki Naukowe Ekonomii Rolnictwa i Rozwoju Obszarów Wiejskich” 2015, t. 102(201), s. 97-105.
- [10] Czeakała W., *Agricultural Biogas Plants as a Chance for the Development of the Agri-Food Sector*, “Journal of Ecological Engineering” 2018, vol. 19(2), s. 179-183.

- [11] Sulewski P., Majewski E., Wąs A., Szymańska M., Malak-Rawlikowska A., Fraj A., Trząski A., Wiszniewski A., Amrozy M., *Uwarunkowania ekonomiczno-prawne i opłacalność inwestycji w biogazownie rolnicze w Polsce*, „Zagadnienia Ekonomiki Rolnej” 2016, 1(346), s. 119-143.
- [12] Taraszkiewicz, N. *Agricultural Biogas Plant Location Selection Using MCDA Methods*, “Proceedings” 2019, vol. 16, s. 7.
- [13] <https://miastkowo.e-mapa.net> [dostęp: 10.01.2019].
- [14] Triantaphyllou E., *Multi-Criteria Decision Making Methods. Multi-criteria Decision Making Methods: A Comparative Study. Applied Optimization*, “Springer” 2000, vol. 44, s. 5-21.
- [15] Trzaskalik T. *Multicriteria decision support. Review of methods and applications*, „Zeszyty Naukowe Politechniki Śląskiej” 2014, t. 74/2014, s. 239-263, <http://yadda.icm.edu.pl/baztech/element/bwmeta1.element.baztech-6c7b46fb-8687-459a-a7ef-9ff034166ba7> [dostęp: 29.12.2019].
- [16] Roszkowska E., *Multi-criteria decision making models by applying the TOPSIS method to crisp and interval data*, “Multiple Criteria Decision Making” 2011, vol. 6, s. 200-230.
- [17] Kacprzak D., Rudnik K., *Rozmyta metoda TOPSIS wykorzystująca skierowane liczby rozmyte*, Konferencja Innowacje w Zarządzaniu i Inżynierii Produkcji 2015, Wydawnictwo Polskiego Towarzystwa Zarządzania Produkcją, s. 958-968.
- [18] Broniewicz E., Dziurkowska E., *Multi-criteria methods in balancing socio-economic processes*, “Research Papers Of Wrocław University Of Economics” 2017, vol. 491, s. 53-62.
- [19] Muradin M., Joachimiak-Lechman K., Foltynowicz Z., *Evaluation of Eco-Efficiency of Two Alternative Agricultural Biogas Plants*, “Appl. Sci.” 2018, vol. 8, s. 2083.
- [20] Behzadian M., Otaghsara K. S., Yazdani M., Ignatius J., *A state-of the art-survey of TOPSIS application*, “Expert Systems with Applications” 2012, (39), s. 13051-13069.
- [21] Łuczak A., Wysocki F., *Zastosowanie uogólnionej miary odległości GDM oraz metody TOPSIS do oceny poziomu rozwoju społeczno-gospodarczego powiatów województwa wielkopolskiego*, „Przegląd Statystyczny” 2012, Numer Specjalny 2, s. 298-311.

Korelacja stężenia pyłów zawieszonych PM10 i PM2,5 w domu jednorodzinnym

słowa kluczowe: jakość powietrza, pyły zawieszone, czujniki optyczne, dyfrakcja laserowa

Streszczenie

Celem opracowania jest analiza stężenia zanieczyszczeń powietrza – pyłów zawieszonych PM10 i PM2,5 – w powietrzu wewnątrz domu jednorodzinnego zlokalizowanego w Białymstoku w Polsce. Porównanie zostało wykonane pomiędzy stężeniem zanieczyszczeń w powietrzu atmosferycznym i w powietrzu wewnątrz domu w tym samym czasie. Analiza korelacji PM10 i PM2,5 została przeprowadzona w celu określenia stopnia zależności pomiędzy jakością powietrza na zewnątrz i wewnątrz budynku. Otrzymane wyniki analizy pokazują, że współczynnik korelacji stężeń PM10 i PM2,5 wewnątrz oraz na zewnątrz budynku jest wysoki. Poziom stężenia zanieczyszczeń PM10 i PM2,5 przekroczył dzienne standardy zalecane przez Światową Organizację Zdrowia. Pomiary wykonano przy użyciu niedrogich czujników laserowych (optycznych). Tego rodzaju czujniki są łatwo dostępne i mają niewielkie rozmiary, dzięki czemu mogą być dobrym rozwiązaniem do prowadzenia badań środowiskowych w domach, mieszkaniach i obiektach użyteczności publicznej.

Wstęp

Jakość i czystość środowiska wewnętrznego posiada niebagatelne znaczenie, ponieważ ludzie spędzają większą część doby wewnątrz pomieszczeń. Nie są natomiast świadomi, jak może to wpływać na ich zdrowie i samopoczucie. Obecnie zdrowy tryb życia jest coraz bardziej powszechny, zatem naturalna jest również coraz większa troska o jakość powietrza, którym oddychamy [1]. W powietrzu znajduje się wiele szkodliwych zanieczyszczeń, dlatego też trudno zdefiniować ich dokładną ilość i stężenie. Zanieczyszczenia w powietrzu wewnętrznym mogą pochodzić z materiałów budowlanych czy z organizmów użytkowników, a także przenikać z powietrza atmosferycznego do wewnątrz budynku [2, 3].

Wpływ wielu substancji obecnych w powietrzu na organizm jest niestety wciąż niezbadany. Najpowszechniej występujące zanieczyszczenia, które powodują znaczne obniżenie jakości powietrza to przede wszystkim: pyły zawieszone PM₁₀ i PM_{2,5}, tlenek węgla, tlenki azotu, ozon, lotne związki organiczne (LZO), formaldehyd, mikroorganizmy czy też grzyby i pleśnie pojawiające się wskutek nadmiernej wilgotności powietrza [4, 5, 20].

Długotrwała ekspozycja na wysokie stężenia zanieczyszczeń obecnych w powietrzu powoduje nie tylko obniżenie komfortu pracy i przebywania w pomieszczeniach, ale również jest przyczyną wielu chorób. Według badaczy, pyły zawieszone PM₁₀ i PM_{2,5} są zanieczyszczeniami odpowiedzialnymi za największe obciążenie chorobami spowodowanymi niską jakością powietrza w Unii Europejskiej, które wynosi około 78%. Niska jakość powietrza wiąże się z częstym występowaniem takich chorób, jak: astma, rak płuc, alergie i podrażnienie skóry. Pył o średnicy mniejszej niż 2,5 µm od dziesięcioleci szkodzi zdrowiu publicznemu na całym świecie. Dlatego istnieje konieczność monitoringu stężeń pyłu zawieszonego w celu zapewnienia komfortu ludziom i poprawy jakości powietrza pod względem obniżenia stężenia zanieczyszczeń [6-13, 19]. Monitorowanie stężeń substancji zanieczyszczających powietrze jest również konieczne do przeprowadzenia analizy częstotliwości występowania przekroczeń w danym regionie i wdrożenia odpowiednich środków zapobiegawczych w dziedzinie ochrony zdrowia. Monitoring wykonuje się za pomocą różnego rodzaju urządzeń pomiarowych, a także z wykorzystaniem narzędzi prognostycznych [14, 15]. Oprócz monitorowania poziomu zanieczyszczeń w powietrzu należy wprowadzić środki zapobiegawcze, które przyczynią się do zmniejszenia emisji szkodliwych związków do powietrza, którym oddychamy, np. zastosowanie alternatywnych źródeł energii.

Celem niniejszego opracowania jest analiza zanieczyszczenia powietrza pyłami zawieszonymi PM₁₀ i PM_{2,5} w domu jednorodzinnym w Białymstoku. Dokonano również porównania poziomów zanieczyszczenia powodowanego przez pyły zawieszone w środowisku zewnętrznym i wewnętrznym jednocześnie. Kolejnym krokiem była analiza korelacji między stężeniem PM₁₀ i PM_{2,5} wewnątrz i na zewnątrz w celu określenia stopnia zależności jakości powietrza w pomieszczeniu od powietrza atmosferycznego. To porównanie miało też na celu pokazanie, w jaki sposób stężenie zanieczyszczeń w powietrzu zewnętrznym wpływa na jakość środowiska wewnętrznego, a także na jakość życia użytkownika.

Metodyka badania

Pomiary przeprowadzono za pomocą przenośnego miernika Aeroqual Series 500 z sensorem przeznaczonym do pomiaru cząstek stałych z korekcją wilgotności względnej. Przenośny miernik Aeroqual wyposażono w laserowy licznik cząstek (*laser particle counter* – LPC), który jest bardzo wygodny ze względu

na mały rozmiar i przenośność. Czujnik wykorzystuje zoptymalizowane przetwarzanie sygnału i algorytmy do korygowania zakłóceń spowodowanych np. przez wilgotność powietrza. Jest dedykowany do pomiarów wewnętrznych i działa automatycznie. Stężenie PM₁₀ i PM_{2,5} mierzone jest w mg/m³ (zakres pomiarowy wynosi od 0 do 1,0 mg/m³) i zapisywane w wewnętrznej pamięci urządzenia, a następnie eksportowane za pomocą programu Aeroqual S500 V6.1 w celu odczytu i prezentacji danych w formie tabelarycznej lub graficznej.

Pomiary stężenia cząstek stałych wykonywane były w okresie od 2 października 2019 roku do 1 listopada 2019 roku. Przedmiotem badania było powietrze w pomieszczeniu domu jednorodzinnego na Osiedlu Młodych w Białymstoku (rys. 1). Dom położony jest w dzielnicy, w której dominują budynki jednorodzinne i usługowe. Okres badań zbiega się z początkiem sezonu grzewczego w mieście. Budynki w bezpośrednim sąsiedztwie są ogrzewane przez domowe kotłownie lub podłączone do miejskiej sieci ciepłowniczej.

Dom został wykonany w technologii drewnianej, ma dwa wejścia i trzy oddzielne mieszkania. Okna w budynku są podwójnie oszklone, wykonane z PCV. Badanie przeprowadzono w mieszkaniu na piętrze, które jest niezamieszkałe. Pozwoliło to wyeliminować dodatkowe źródła zanieczyszczenia powietrza w pomieszczeniu, związane z użytkowaniem pomieszczeń przez ludzi. Miernik Aeroqual został zaprogramowany do ciągłego pomiaru z częstotliwością rejestracji wynoszącą 1 godzinę. Stanowisko pomiarowe znajdowało się w pobliżu okna, na parapecie. Wszystkie okna były zamknięte podczas przeprowadzania badań.



Rysunek 1. a) stanowisko pomiarowe, gdzie: 1 – czujnik zewnętrzny Airly (zamontowany na elewacji, przy oknie), 2 – miernik wewnętrzny Aeroqual; b) lokalizacja domu jednorodzinnego na mapie

Źródło: archiwum prywatne.

Stężenie PM10 i PM2,5 w powietrzu zewnętrznym rejestrowano w tym samym czasie co parametry powietrza wewnątrz budynku. Pomiarów dokonano za pomocą niskokosztowego czujnika jakości powietrza Airly (rys. 1). Oprócz frakcji pyłu PM10 i PM2,5 czujnik rejestruje również PM1, temperaturę, ciśnienie i wilgotność względną. Zasada działania czujnika opiera się na metodzie laserowej, a pomiary są przetwarzane na informacje, które są następnie przesyłane do chmury danych przez sieć GSM lub Wi-Fi. Dane z czujnika można odczytać w panelu analitycznym, na interaktywnej mapie oraz w aplikacji mobilnej Airly. Czujnik został zainstalowany na wschodniej ścianie budynku, na wysokości około 4 m nad poziomem gruntu. Urządzenie znajdowało się bezpośrednio przy oknie pomieszczenia, w którym umieszczono czujnik Aeroqual do pomiaru cząstek zawieszonych w powietrzu wewnętrznym (rys. 1.).

Wyniki z obu urządzeń zestawiono w tabeli w Excelu, jednostki przekonwertowano z mg/m^3 na $\mu\text{g}/\text{m}^3$, a następnie poddano analizie statystycznej. Pomiary rejestrowano co 1 godzinę, a następnie uśredniano do 24 godzin. Aby ocenić związek stężeń cząstek PM10 i PM2,5 między powietrzem wewnętrznym a zewnętrznym, zastosowano współczynnik korelacji liniowej (1) [16]:

$$r_{XY} = \frac{C(X,Y)}{\sqrt{S_X^2 \cdot S_Y^2}} = \frac{\sum_{i=1}^n (x_i - \bar{x})(y_i - \bar{y})}{\sqrt{\sum_{i=1}^n (x_i - \bar{x})^2 \cdot \sum_{i=1}^n (y_i - \bar{y})^2}} = \frac{C(X,Y)}{S_X \cdot S_Y} \quad (1)$$

gdzie:

- $C(X,Y)$ – kowariancja między cechami X i Y,
- S_X^2 – wariancja cechy X,
- S_Y^2 – wariancja cechy Y,
- S_X – standardowe odchylenie cechy X,
- S_Y – standardowe odchylenie cechy Y.

Interpretację współczynnika korelacji przedstawiono poniżej [17]:

- $|r_{XY}|=0$ – brak zależności między funkcjami – zmienne nie są skorelowane,
- $0 < |r_{XY}| \leq 0,1$ – korelacja nikła,
- $0,1 < |r_{XY}| \leq 0,3$ – korelacja niska (słaba),
- $0,3 < |r_{XY}| \leq 0,5$ – korelacja umiarkowana (przeciętna),
- $0,5 < |r_{XY}| \leq 0,7$ – korelacja wysoka (silna),
- $0,7 < |r_{XY}| \leq 0,9$ – korelacja bardzo wysoka,
- $0,9 < |r_{XY}| < 1,0$ – korelacja prawie pewna,
- $|r_{XY}|=1,0$ – zależność funkcjonalna (1 – rosnąca funkcja liniowa, -1 – liniowa funkcja malejąca).

Wyniki i dyskusja

Pomiary stężenia pyłów zawieszonych PM10 i PM2,5 rejestrowano co 1 godzinę. Aby porównać wyniki ze standardami WHO [18], uśredniono je do 24 godzin. Wyniki badania przeprowadzonego między 2 października 2019 roku a 1 listopada 2019 roku przedstawiono w tabeli 1.

Tabela 1. Wyniki pomiarów stężeń PM10 i PM2,5 w powietrzu wewnątrz i na zewnątrz budynku

Data pomiaru	PM10 wewnątrz	PM10 na zewnątrz	PM2,5 wewnątrz	PM2,5 na zewnątrz
[µg/m ³]				
2019-10-02	4,93	17,43	2,64	12,29
2019-10-03	6,67	17,04	3,58	11,67
2019-10-04	14,08	31,96	8,54	21,33
2019-10-05	13,67	20,63	7,13	13,96
2019-10-06	5,79	16,54	3,04	10,88
2019-10-07	16,54	31,54	8,79	20,96
2019-10-08	15,33	35,63	8,04	23,00
2019-10-09	9,79	31,25	5,46	20,54
2019-10-10	6,25	21,88	3,63	15,25
2019-10-11	7,50	20,79	3,63	14,42
2019-10-12	6,71	12,04	3,17	8,71
2019-10-13	10,38	24,54	5,96	17,04
2019-10-14	8,71	27,46	5,50	18,79
2019-10-15	9,29	30,33	6,04	20,50
2019-10-16	12,75	31,63	8,17	21,13
2019-10-17	4,38	12,17	2,38	8,92
2019-10-18	9,13	25,08	5,08	17,33
2019-10-19	16,50	44,38	10,29	29,92
2019-10-20	18,08	37,71	10,83	24,96
2019-10-21	17,25	41,54	9,71	28,21
2019-10-22	19,92	49,04	12,17	33,71
2019-10-23	15,13	40,83	9,75	28,13
2019-10-24	15,21	40,33	9,71	27,67
2019-10-25	26,42	57,79	17,67	40,38
2019-10-26	21,71	43,46	13,33	27,75
2019-10-27	12,21	27,75	7,58	18,29
2019-10-28	7,29	19,71	3,29	13,38

Data pomiaru	PM10 wewnątrz	PM10 na zewnątrz	PM2,5 wewnątrz	PM2,5 na zewnątrz
[µg/m ³]				
2019-10-29	6,83	23,88	3,71	16,13
2019-10-30	9,54	22,29	5,04	15,00
2019-10-31	22,42	41,96	11,42	26,67
2019-11-01	13,75	39,05	7,4	25,1
Średnia	12,39	30,25	7,18	20,39
Odchylenie standardowe	5,66	11,34	3,65	7,56
Minimum	4,38	12,04	2,38	8,71
Maksimum	26,42	57,79	17,67	40,38

Źródło: opracowanie własne.

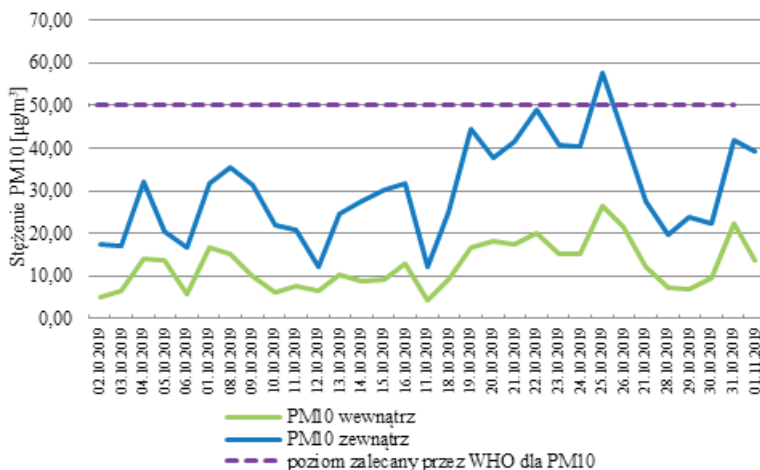
Średnia wartość zmierzona dla frakcji pyłu PM_{2,5} poza budynkiem wynosi 20,39 µg/m³. Podczas badania odnotowano osiem dni ze stężeniem pyłu PM_{2,5} wyższym niż maksymalny poziom zalecany przez WHO, tj. 25,00 µg/m³ [18]. Średnia wartość zmierzona dla frakcji PM₁₀ na zewnątrz budynku wynosi 30,25 µg/m³. Zarejestrowano jeden dzień ze stężeniem PM₁₀ przekraczającym 50 µg/m³.

Analiza wartości odchylenia standardowego pozwala ustalić, że w przypadku stężeń pyłu w powietrzu zewnętrznym wartości w próbce są skoncentrowane wokół średniej, ponieważ wartość odchylenia standardowego oscyluje w granicach 1/3 wartości średniej. W przypadku stężeń w pomieszczeniach wyniki są bardziej zróżnicowane. W przypadku stężeń PM w powietrzu atmosferycznym można zauważyć, że maksymalne wartości przekraczają granice sugerowane przez WHO [18].

Aby lepiej zwizualizować wyniki pomiarów, przedstawiono je na rysunkach 2 i 3.

Wyniki eksperymentu wykazały, że stężenie PM₁₀ nie zawsze było na odpowiednim poziomie w stosunku do standardów zdrowotnych. Zgodnie z zaleceniami WHO stężenie PM₁₀ powinno wynosić poniżej 50 µg/m³ na dobę w powietrzu zewnętrznym. Limity te są zawarte w wytycznych WHO dotyczących jakości powietrza i mogą być również stosowane do powietrza w pomieszczeniach [18].

Na rysunku 2 przedstawiono dobowe wyniki stężenia PM₁₀ na przestrzeni czasu trwania badania. W przypadku 24-godzinnego uśredniania wyników (zgodnie z zaleceniami WHO) przekroczenie zalecanej wartości 50 µg/m³ dla PM₁₀ w powietrzu atmosferycznym nastąpiło 25 października 2019 roku i wyniosło 57,79 µg/m³.

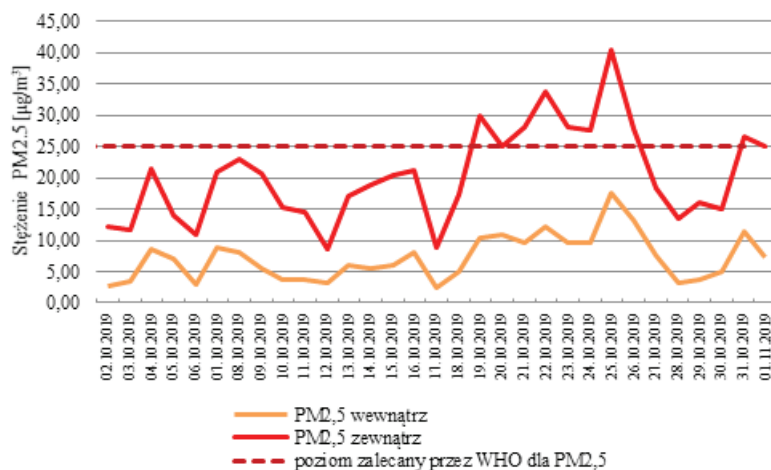


Rysunek 2. Stężenie PM10 w $\mu\text{g}/\text{m}^3$ w powietrzu wewnętrznym oraz w powietrzu atmosferycznym

Źródło: opracowanie własne.

Wartość współczynnika korelacji wynosiła $r_{xy}(\text{PM}_{10}) = 0,914$ dla całego okresu badania i zawierała się w przedziale $0,9 < |r_{xy}| < 1,0$, co niesie informację o bardzo silnej liniowej zależności między dobowymi stężeniami PM10 w pomieszczeniu i powietrzu atmosferycznym. Wartość współczynnika korelacji r jest dodatnia, co oznacza zależność w tym samym kierunku, dlatego jeśli stężenie PM10 wzrasta w powietrzu zewnętrznym, wzrasta ono również w powietrzu w pomieszczeniu. Można stwierdzić, że wysoka zależność korelacyjna jest spowodowana przenikaniem PM10 do budynku przez stolarkę okienną i nieszczelności w powłocie budynku.

Podczas analizy stężenia PM2,5 okazuje się, że przekroczenia były tutaj znacznie częstsze niż dla frakcji PM10. WHO zaleca, aby średnie dzienne stężenie PM2,5 nie przekraczało $25 \mu\text{g}/\text{m}^3$ [18]. Wykres (rys. 3) przedstawia wyniki pomiarów stężenia PM2,5 w powietrzu zewnętrznym oraz w powietrzu w analizowanym pomieszczeniu, uśrednione do 24 godzin. Porównanie wyników z zaleceniami WHO pozwoliło ustalić, że przekroczenia wystąpiły siedem razy w badanym okresie w powietrzu atmosferycznym.



Rysunek 3. Stężenie PM_{2,5} w µg/m³ w powietrzu wewnętrznym oraz w powietrzu atmosferycznym

Źródło: opracowanie własne.

Wartość współczynnika korelacji wyniosła $r_{xy}(\text{PM}_{2,5}) = 0,935$ dla całego okresu badania. Wartość współczynnika korelacji mieściła się w przedziale $0,9 < |r_{xy}| < 1,0$, co pozwala określić zależność między stężeniami PM_{2,5} wewnątrz i na zewnątrz budynku jako bardzo silną.

Wartość współczynnika korelacji dla stężenia pyłu PM_{2,5} wewnątrz i na zewnątrz jest dodatnia. Oznacza to, że wzrost stężenia PM_{2,5} w budynku jest związany ze wzrostem stężenia PM_{2,5} w powietrzu atmosferycznym.

Podsumowanie

Stężenia PM₁₀ i PM_{2,5} w powietrzu wewnętrznym i zewnętrznym są wysoce skorelowane.

Zgodnie z zaleceniami WHO dotyczącymi jakości powietrza stężenie PM₁₀ powinno wynosić poniżej 50 µg/m³ na dobę, a PM_{2,5} poniżej 25 µg/m³ w ciągu doby w środowisku zewnętrznym i wewnętrznym. W trakcie prowadzonych badań odnotowano, że stężenie cząstek stałych przekroczyło zalecenia WHO. Przyczyną tych przekroczeń jest prawdopodobnie wykorzystanie drewna oraz węgla jako paliw do ogrzewania domu – zarówno przez mieszkańców, jak i bezpośrednie sąsiedztwo, w którym dominuje budownictwo jednorodzinne. Dodatkowo, dom jednorodzinny, w którym przeprowadzono analizę, mieści się przy ulicy, gdzie panuje dość duży ruch samochodowy (z wyłączeniem samochodów ciężarowych). Oprócz wymienionych czynników nie zanotowano innych źródeł emisji cząstek stałych, ponieważ pomieszczenie było niezamieszkane, zatem

przenikanie pyłu do badanego pokoju nie zostało zakłócone przez obecność członków gospodarstwa domowego.

Wysoka korelacja stężeń oznacza łatwą infiltrację pyłów zawieszonych do pomieszczeń w analizowanym budynku. Wnikanie pyłu do pomieszczenia może odbywać się przez nieszczelności stolarki okiennej. W rozpatrywanym okresie temperatura powietrza na zewnątrz była stosunkowo wysoka, dlatego ogrzewanie domów w bezpośrednim sąsiedztwie nie było tak intensywne jak w okresie zimowym. Można przypuszczać, że zimą stężenie PM na zewnątrz i wewnątrz budynku będzie znacznie wyższe niż w badanym okresie.

Aby uniknąć negatywnych skutków zdrowotnych przekroczeń, wskazane byłoby rozpoczęcie korzystania z oczyszczacza powietrza. Wyeliminowanie przyczyny przekroczenia stężenia PM w powietrzu wymaga modernizacji systemu grzewczego i zmiany paliwa wykorzystywanego do ogrzewania, np. na gaz ziemny.

Literatura

- [1] Wysocka M., *DALY Indicator as an Assessment Tool for Indoor Air Quality Impact on Human Health*, "E3S Web of Conferences" 2018, vol. 49, no. 00133, s. 1-7.
- [2] Teleszewski T., Gładyszewska-Fiedoruk K., *The concentration of carbon dioxide in conference rooms: a simplified model and experimental verification*, "International Journal of Environmental Science and Technology" 2019, no. 16, s. 8031-8040.
- [3] Cong X., Zhao J., Jing Z., *Indoor particle dynamics in a school office: determination of particle concentrations, deposition rates and penetration factors under naturally ventilated conditions*, "Environmental Geochemistry and Health" 2018, no. 40(6), s. 2511-2524.
- [4] Laska M., Dudkiewicz E., *Research of CO₂ concentration in naturally ventilated lecture room*, "E3S Web of Conferences" 2017, vol. 22, no. 00099, s. 1-8.
- [5] Kim H., Kang K., Kim T., *Measurement of Particulate Matter (PM_{2.5}) and Health Risk Assessment of Cooking-Generated Particles in the Kitchen and Living Rooms of Apartment Houses*, "Sustainability" 2018, vol. 10(3), no. 843, s. 1-13.
- [6] Li P. i in., *Association between particulate matter and its chemical constituents of urban air pollution and daily mortality or morbidity in Beijing City*, "Environmental Science Pollution Research" 2014, no. 22, s. 358-368.
- [7] Buonanno G., Giovenco G., Morawska L., Stabile L., *Lung cancer risk of airborne particles for Italian population*, "Environmental Research" 2015, no. 142, s. 443-451.

- [8] Asikainen A., Carrer P., Kephelopoulous S., de Oliveira Fernandes E., War-gocki P., Hänninen O., *Reducing burden of disease from residential indoor air exposures in Europe (HEALTHVENT project)*, "Environmental Health" 2016, no. 15 (suppl 1).
- [9] Asikainen A., Hänninen O., *Efficient reduction of indoor exposures. Health benefits from optimizing ventilation, filtration and indoor source controls. Report 2/2013* (National Institute of Health and Welfare, Tampere, 2013), <http://www.julkari.fi/handle/10024/110211> [dostęp: 28.06.2020].
- [10] Adães J., Pires J.C.M., *Analysis and Modelling of PM2.5 Temporal and Spatial Behaviors in European Cities*, "Sustainability" 2019, vol. 11(21), no. 6019, s. 1-26.
- [11] Sówka I., Chlebowska-Styś A., Pachurka Ł., Rogula-Kozłowska W., Mathews B., *Analysis of Particulate Matter Concentration Variability and Origin in Selected Urban Areas in Poland*, "Sustainability" 2019, vol. 11(20), no. 5735, s. 1-19.
- [12] Błaszczak B., Widziewicz-Rzońca K., Zioła N., Klejnowski K., Juda-Rezler K., *Chemical Characteristics of Fine Particulate Matter in Poland in Relation with Data from Selected Rural and Urban Background Stations in Europe*, "Applied Science" 2019, vol. 9, no. 98, s. 1-27.
- [13] Kowalska M., Skrzypek M., Kowalski M., Cyrus J., Ewa N., Czech E., *The Relationship between Daily Concentration of Fine Particulate Matter in Ambient Air and Exacerbation of Respiratory Diseases in Silesian Agglomeration, Poland*, "Int. J. Environ. Res. Public Health" 2019, vol. 16(7), no. 1131, s. 1-10.
- [14] Rogulski M., *Low-cost PM monitors as an opportunity to increase the spatiotemporal resolution of measurements of air quality*, "Energy Procedia" 2017, no. 128, s. 437-444.
- [15] Nidzgorska-Lencewicz J., *Application of Artificial Neural Networks in the Prediction of PM10 Levels in the Winter Months: A Case Study in the Tricity Agglomeration, Poland*, "Atmosphere" 2018, vol. 9(6), no. 203, s. 1-14.
- [16] Wijayatunga P., *A geometric view on Pearson's correlation coefficient and a generalization of it to non-linear dependencies*, "Ratio Mathematica" 2016, no. 30, s. 3-21.
- [17] Stanisław A., *Przystępny kurs statystyki*, „StatSoft" 2007, t. 1-3.
- [18] *WHO Air quality guidelines for particulate matter, ozone, nitrogen dioxide and sulfur dioxide. Summary of risk assessment*, <http://www.euro.who.int/en/health-topics/environment-and-health/air-quality/publications/pre2009/air-quality-guidelines-global-update-2005-particulate-matter-ozone-nitrogen-dioxide-and-sulfur-dioxide> [dostęp: 28.06.2020].

- [19] Teleszewski T.J., Gładyszewska-Fiedoruk K., *Characteristics of humidity in classrooms with stack ventilation and development of calculation models of humidity based on the experiment*, "Journal of Building Engineering" 2020, vol. 31, no. 101381, s. 1-9.
- [20] Gładyszewska-Fiedoruk K., Teleszewski T.J., *Modeling of Humidity in Passenger Cars Equipped with Mechanical Ventilation*, "Energies" 2020, vol. 13(11), no. 2987, s. 1-14.

Ocena zawartości manganu w organach roślin i osadach dennych rzeki Ełk

słowa kluczowe: **makrofity, osady denne, mangan, rzeka Ełk**

Streszczenie

Celem pracy była analiza zawartości Mn we frakcjach 1,0-0,2 mm, 0,2-0,1 mm, 0,1-0,063 mm, 0,063-0,02 mm i <0,02 mm osadów rzecznych i we fragmentach roślin wodnych: pałki szerokolistnej (*Typha latifolia*), grążela żółtego (*Nuphar lutea*) i szaleju jadowitego (*Cicuta virosa*). Nie stwierdzono przekroczenia tła geochemicznego zawartości Mn w osadach dennych rzeki Ełk. Największa ilość Mn związana była z najdrobniejszą frakcją, najmniejsza zaś z frakcją najgrubszą. Największą zawartość badanego pierwiastka zaobserwowano w punkcie Ełk Barany, co związane jest z rozwijającym się przemysłem na terenie miasta Ełk. Wszystkie z badanych makrofitów wykazały zawartości Mn znacznie większe od ilości naturalnie występujących w roślinach. Najwięcej Mn związane było z korzeniami roślin, a najmniej z liśćmi. Największa zawartość Mn została zanotowana w przypadku *Nuphar lutea*, a najmniejsza – *Typha latifolia*.

Wstęp

Wody powierzchniowe stanowią istotny element środowiska naturalnego. Zachodzi w nich wiele procesów biologicznych i biochemicznych wpływających na prawidłowe funkcjonowanie ekosystemów wodnych [23, 31]. Zanieczyszczenie środowiska naturalnego metalami ciężkimi jest jednym z poważniejszych problemów środowiskowych na całym świecie [8, 18, 38, 47]. Nie ulegają one degradacji w środowisku, przez co stanowią potencjalne zagrożenie dla zdrowia człowieka [13, 17, 21, 49]. Jednym z metali ciężkich występujących w ekosystemach wodnych jest mangan – pierwiastek naturalnie obecny w przyrodzie, którego zwiększona zawartość w środowisku wodnym może być związana z czynnikami antropogenicznymi i geologicznymi [29]. Mangan zaliczany jest do grupy pierwiastków biofilnych, mających wpływ na prawidłowe funkcjonowanie organizmów żywych. Jedynie w nadmiarze staje się on szkodliwy i niebezpieczny dla

środowiska [9]. Mangan w środowisku wodnym, występując w formie tlenków i wodorotlenków, może wpływać na adsorpcję innych metali [22].

Do oceny zawartości metali w środowisku wodnym wykorzystuje się osady dennie i makrofity [10, 15, 20, 24, 50]. Osady dennie są przydatnym elementem pozwalającym na identyfikację źródeł zanieczyszczeń oraz określenie zmian zachodzących w środowisku naturalnym [4, 32]. Ze względu na swoją specyficzną budowę, również makrofity są materiałem często wykorzystywanym do badań środowiskowych jako bioindykatory akumulujące poszczególne pierwiastki [6, 34, 37, 44]. Badania makrofitytów umożliwiają zidentyfikowanie i zinterpretowanie wyników dotyczących zawartości w nich poszczególnych składników [14, 32, 35]. Zawartość metali ciężkich w komórkach roślinnych może być dużo wyższa niż ich zawartość w środowisku wodnym. Wpływają na to cechy ekologiczne i biologiczne roślin. Bardzo duży wpływ na rozwój i występowanie makrofitytów ma skład fizykochemiczny osadów dennych, z którymi rośliny wodne mają stały kontakt [32]. W wielu pracach badawczych przedstawiono wpływ osadów rzecznych na makrofity [42] oraz roli roślinności wodnej w kształtowaniu właściwości osadów [12, 45].

W związku z powyższym przeprowadzono badania dotyczące oznaczenia manganu w środowisku wodnym, a celem pracy była ocena zawartości manganu oraz wskazanie zależności występowania manganu w wybranych roślinach: *Typha latifolia*, *Nuphar lutea*, *Cicuta virosa* i osadach dennych rzeki Ełk.

Obiekt i metodyka badań

Rzeka Ełk jest głównym ciekim płynącym przez powiat ełcki. Jest to rzeka IV rzędu, będąca dopływem rzeki Biebrzy. Długość rzeki wynosi około 113 km, natomiast powierzchnia zlewni ok. 1525 km². Za początek rzeki uznaje się Szeską Górę w okolicach Gołdapi w województwie warmińsko-mazurskim. Rzeka przepływa kolejno przez obszar powiatu gołdapskiego, oleckiego, Stare Juchy, Ełk i Prostki. W województwie podlaskim natomiast przez powiat grajewski i moniecki. Bieg rzeki kończy się w Osowcu, gdzie wpada ona do odbiornika – rzeki Biebrzy. Koryto dolnego odcinka rzeki Ełk zostało ukształtowane, znacznie skrócone i poprowadzone do Biebrzy Kanałem Kuwasy. Na terenie województwa warmińsko-mazurskiego znajduje się 86 km rzeki, natomiast pozostała jej część położona jest w województwie podlaskim. Rzeka Ełk przepływa przez cztery jeziora: Łażno, Łaśmiady, Straduńskie i Ełckie. Zlewnia rzeki mieści się w trzech mezoregionach: Wzgórza Szeskie, Pojezierze Mazurskie i Nizina Północnopodlaska.

Zlewnia rzeki Ełk została ukształtowana przez zlodowacenie bałtyckie. Zbudowana jest ona głównie z glin zwałowych, piasków i żwirów. Na terenie zlewni wykształciły się gleby brunatne właściwe, wyługowane i płowe wskazujące na niską przepuszczalność. W zlewni badanej rzeki dominują gleby płowe (36%) i brunatne kwaśne (27%) – pozostałe to gleby brunatne właściwe,

czarne ziemie i rdzawe. Rzeźba terenu zlewni nie jest jednorodna, obserwuje się występowanie pagórków i bezodpływowych zagłębień. Gleby na obszarze Pojezierza Ełckiego cechują się kwaśnym odczynem spadającym czasami poniżej $\text{pH} = 5,5$. Znaczną powierzchnię zlewni zajmują lasy i grunty rolne. W dorzeczu badanej rzeki znajdują się dwie oczyszczalnie ścieków. Ścieki oczyszczone odprowadzane są również z mniejszych osiedli mieszkaniowych. Na terenie zlewni dość intensywnie rozwija się przemysł. Zakłady produkcyjne są zlokalizowane w większych miejscowościach, przez które przepływa rzeka Ełk (Ełk, Nowa Wieś Ełcka, Prostki, Grajewo). Pozostałe miejscowości charakteryzują się rozległymi terenami rolniczymi. Produkcja związana jest przede wszystkim z produkcją żywności, rolną i przemysłową. Na terenie zlewni znajduje się fabryka okien i elementów okiennych, zakłady mięsne, mleczarnia, zakład produkcji mrożonek, opraw oświetleniowych, pieców grzewczych, opakowań, płyt wiórowych, a także fabryka chemiczna. Tereny zlewni są średnio zaludnione, obserwuje się też intensywny rozwój turystyki.

Na obiekcie badawczym wyznaczono dziesięć punktów pomiarowych (rys. 1), z których pobrano próbki osadu dennego i trzech roślin wodnych. Próbkę środowiskową pobierano w lipcu 2014 roku. Próbkę osadu dennego pobierano w strefie przybrzeżnej, w wierzchniej warstwie, gdzie dochodzi do osadzania się materiału zawieszonego i kumulowania metali ciężkich [3, 39]. W każdym punkcie pomiarowym pobrano dziesięć pojedynczych próbek osadów dennych z głębokości do 5 cm spod powierzchni wody. Po wymieszanu materiału badawczego otrzymano próbkę reprezentatywną o masie ok. 1000 g. Próbkę wysuszono do stanu „powietrznie suchego”. Próbkę osadu dennego suszono w temperaturze 40°C i przesiano przez sito o średnicy oczek 2,0 mm, 1,0 mm, 0,2 mm, 0,1 mm, 0,063 mm i 0,02 mm. Osady denne zmineralizowano w zamkniętym mikrofalowym systemie CEM [11, 16, 41]. Odważone próbki (1g) zalano w naczyniach teflonowych mieszaniną stężonego HNO_3 (8 ml) i 30% H_2O_2 (2 ml). Próbkę po przesączeniu przeniesiono ilościowo do kolb miarowych o pojemności 50 ml.



Rysunek 1. Lokalizacja punktów pomiarowo-kontrolnych zlokalizowanych na rzece Elk

Źródło: opracowanie własne.

Uzyskane wyniki zawartości manganu podano w odniesieniu do powietrznie suchych osadów i porównano je z danymi literaturowymi. Do oceny stopnia zanieczyszczenia osadów manganem wykorzystano propozycję klasyfikacji osadów wodnych w Polsce [3], a także porównano zawartości badanych metali z tłem geochemicznym zaproponowanym przez Turekiana i Wedepohla (1961). Równocześnie z próbkami osadów dennych pobrano korzenie, łodygi i liście *Typha latifolia* (pałka szerokolistna), *Nuphar lutea* (grązel żółty) i *Cicuta virosa* (szale jadowity). Rośliny wskaźnikowe wybrano ze względu na występowanie ich na całej długości rzeki i liczebność występowania na obszarze całego kraju oraz nagromadzenie dużej ilości pierwiastków, co skutkuje łatwością interpretacji analiz chemicznych pozwalających odtworzyć przestrzenne rozmieszcze-

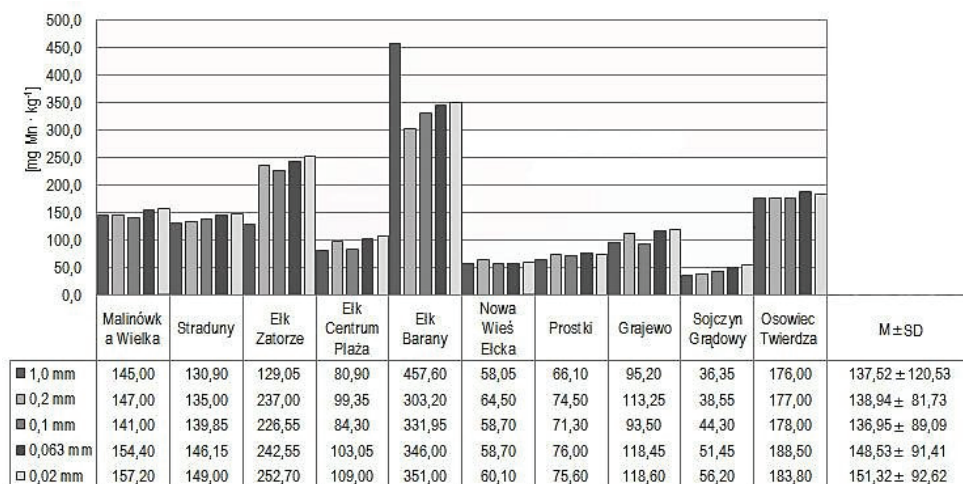
nie zawartości pierwiastków w środowisku wodnym oraz ustalić źródła zanieczyszczenia metali ciężkich.

Zebrane korzenie, łodygi i liście dokładnie umyto wodą wodociągową i spłukano wodą destylowaną. Następnie wysuszono w temperaturze 80°C [24, 30]. Po wysuszeniu próbki korzeni, łodyg i liści poddano homogenizacji i zmineralizowano, wykorzystując mikrofalowy system CEM według metody CEM w mieszaninie H_2O_2 i HNO_3 w wysokiej temperaturze i ciśnieniu. Zawartość manganu oznaczono metodą płomieniową spektrofotometrii absorpcji atomowej na spektrometrze Varian. Błąd pomiarowy oznaczeń określono, porównując uzyskane wyniki oznaczeń z charakterystyką dwóch roślinnych certyfikowanych materiałów odniesienia – mieszaniki traw (ERM-CD281) oraz liści truskawki (LGC7162). Obliczony błąd pomiarowy nie przekraczał 5% wartości certyfikowanej. Fizjologiczną normę zawartości manganu dla roślin podano według danych przedstawionych przez Kabatę-Pendias i Pendias (1999). W analizie wyników badań roślin obliczono współczynnik bioakumulacji (BCF) wyrażony stosunkiem zawartości metalu w korzeniach rośliny do jego zawartości w osadzie dennym [25], a także współczynnik translokacji (TF), który wyrażono stosunkiem zawartości metalu w łodygach i liściach do jego zawartości w korzeniach badanych roślin [48].

Wyniki badań i dyskusja

Obecność związków manganu w środowisku wodnym jest spowodowana zachodzącymi procesami zarówno naturalnymi, jak i antropogenicznymi. W warunkach tlenowych mangan najczęściej występuje w formie nierozpuszczalnych tlenków lub rozpuszczalnych siarczanów. Może on być również absorbowany z wody rzecznej lub jeziornej przez cząsteczki mineralne lub wodorotlenki glinu i żelaza. Związki manganu mogą ulegać sedymentacji wraz ze z asocjowaną zawiesiną [9].

Zawartość manganu we frakcjach osadu dennego mieściła się w przedziale od 136,95 do 151,32 $mg \cdot kg^{-1} s.m.$ (rys. 2). Według Lis i Pasiecznej (1995) naturalna zawartość Mn w osadach wynosi 225 $mg \cdot kg^{-1} s.m.$ Średnia zawartość tego pierwiastka w poszczególnych frakcjach osadu nie przekroczyła naturalnej wartości. Największą zawartość Mn zaobserwowano w najmniejszej frakcji osadu (0,02 mm), zaś najmniejszą we frakcji 0,1 mm. Zawartość Mn w poszczególnych frakcjach mieściła się w następującym zakresie: 36,36-457,60 $mg \cdot kg^{-1} s.m.$ Natomiast Nocoń (2006), badając osad denny rzeki Kłodnicy, stwierdził, że zawartość Mn mieści się w zakresie od 35,0 do 920,0 $mg \cdot kg^{-1} s.m.$ Zdecydowanie większe wartości Mn stwierdził Harguinteguy (2016) w osadach dennych rzeki Citalamochita. Zawartość badanego pierwiastka mieściła się w przedziale od 80,1 do 6352,3 $mg \cdot kg^{-1} s.m.$



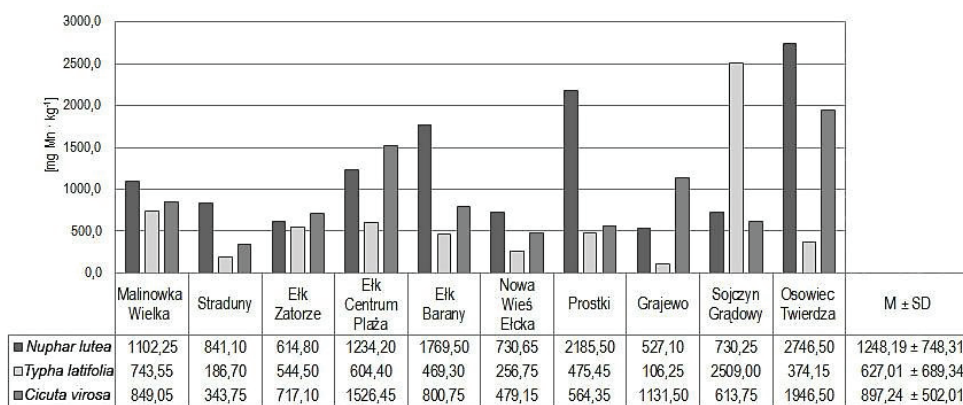
Rysunek 2. Zawartość manganu [$\text{mg Mn} \cdot \text{kg}^{-1}$] we frakcjach osadu dennego rzeki Ełk

Źródło: opracowanie własne.

Zawartość Mn w wyznaczonych punktach poboru próbek osadów dennych nie różniła się znacząco. Największe zawartości Mn obserwowano w osadach dennych pobranych w punkcie pomiarowym Ełk Barany ($303,20\text{--}457,60 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1} \text{ s.m.}$). Przyczyną największych zawartości Mn w próbkach pobranych w tym punkcie może być rozwijający się przemysł na terenie miasta Ełk. Dodatkowo występowanie Mn może mieć źródło naturalne, którym są gliny zwałowe, stanowiące budulec zlewni rzeki Ełk. Najmniejsze zawartości Mn zanotowano w osadach dennych pobieranych w Sojczyń Grądowym ($35,35\text{--}56,20 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1} \text{ s.m.}$). Na obszarze tym występują grunty rolne z przewagą łąk i lasów. W osadach dennych pobranych w prawie wszystkich punktach pomiarowych najwyższą zawartość Mn zanotowano w najdrobniejszych frakcjach osadu dennego (0,063–0,02 mm). Obserwuje się, że najgrubsze frakcje osadu akumulują najmniej Mn, z wyjątkiem osadu dennego pobranego w punkcie pomiarowym Ełk Barany, w którym zawartość badanego pierwiastka we frakcji 1,0 mm wyniosła $457,60 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1} \text{ s.m.}$

Mangan nie jest traktowany jako zanieczyszczenie w środowisku. Istotne jest jednak badanie i kontrolowanie zawartości tego pierwiastka w środowisku naturalnym, ponieważ tlenki manganu są dobrymi sorbentami zanieczyszczeń – również metali ciężkich. Podwyższona zawartość Mn w osadach dennych może świadczyć o dopływie ścieków oczyszczonych do odbiornika [2, 40]. Według Kabaty-Pendias i Pendias (1999) tło geochemiczne Mn wynosi $500 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1} \text{ s.m.}$ Nie stwierdzono przekroczenia tła geochemicznego badanego pierwiastka w osadach dennych pobranych we wszystkich stanowiskach pomiarowych.

Makrofity to organizmy naturalnie zasiedlające ekosystemy wodne, będące elementem środowiska, w którym występują. Z tego względu mogą absorbować znaczne zawartości metali ciężkich z wody i osadów rzecznych [7, 46]. Zdolność bioakumulacji metali przez korzenie i liście czyni je dobrym materiałem służącym do wykrywania zmian w środowisku wodnym [7, 30]. Makrofity są wykorzystywane jako bioindykatory przy ocenie jakości stanu ekosystemów wodnych dzięki szerokiemu zasięgowi występowania, co sprzyja ich łatwemu pozyskiwaniu, dużemu udziałowi części podziemnych, znacznej produkcji biomasy na jednostkę powierzchni oraz zdolności kumulacji pierwiastków śladowych. Ilościowa i jakościowa analiza zbiorowisk roślinnych pozwala na określenie stopnia zanieczyszczenia ekosystemów wodnych m.in. metalami ciężkimi [8, 19, 32, 33, 27].



Rysunek 3. Zawartość manganu [mg Mn·kg⁻¹] w badanych makrofitach

Źródło: opracowanie własne.

Zawartość Mn w badanych roślinach wodnych była zróżnicowana (rys. 3). Największe zdolności bioakumulacji Mn zanotowano w korzeniach roślin, następnie w łodygach i liściach badanych makrofitów (korzeń > łodyga > liść). Według Kabaty-Pendias i Pendias (1999) największą zawartość Mn obserwuje się w częściach nadziemnych roślin wodnych ze względu na jego koncentrację w chloroplastach. Największa zawartość w korzeniach, którą zaobserwowano w roślinach pobieranych wzdłuż rzeki Elka, może dowodzić dużej zdolności pobierania Mn przez rośliny z osadu dennego. Najmniejsza zawartość pierwiastka w liściach może wskazywać na to, że na terenie, na którym rosną analizowane rośliny, występuje małe zanieczyszczenie powietrza i wody rzecznej metalami.

Średnia zawartość Mn w grążelu żółtym (1248,10 mg·kg⁻¹·s.m), pałce szerekolistnej (627,01 mg·kg⁻¹·s.m) i szaleju jadowitym (897,24 mg·kg⁻¹·s.m) była zróżnicowana. Spośród analizowanych gatunków najwięcej Mn oznaczono w grążelu żółtym. W roślinach pobieranych w wyznaczonych punktach pomiaro-

wych zawartość Mn mieściła się w przedziale od 527,10 do 2746,50 mg·kg⁻¹s.m. Największa zawartość Mn w grążelu żółtym została określona w próbkach pobranych w punkcie Osowiec Twierdza, najmniejsza zaś w Grajewie. Zawartość Mn w roślinach pobranych w Osowcu Twierdzy wyniosła 2746,50 mg·kg⁻¹s.m. We wspomnianym punkcie zanotowano jedną z najwyższych zawartości Mn w osadach dennych rzeki Ełk (176 mg·kg⁻¹s.m.) W przypadku szaleju jadowitego pobranego w punkcie Osowiec Twierdza zanotowano największą zawartość Mn (1946,5 mg·kg⁻¹s.m.), a w punkcie Straduny najmniejszą (343,75 mg·kg⁻¹s.m.). Pałka szerokolistna charakteryzowała się najmniejszą zawartością Mn (106,25-2509,00 mg·kg⁻¹s.m.). Największa zawartość Mn w pałce szerokolistnej wystąpiła w próbkach pobranych w punkcie Sojczyn Grądowy, a najmniejsza w Stradunach. Według Kabaty-Pendias i Pendias (1999) naturalna zawartość Mn w roślinach wynosi 10-25 mg·kg⁻¹s.m. Na podstawie zawartości naturalnej zaproponowanej przez wyżej wymienionych autorów stwierdzono znaczne przekroczenie zawartości Mn we wszystkich częściach badanych roślin.

Tabela 1. Podstawowe parametry statystyczne wskaźnika bioakumulacji (BCF) i translokacji (TF) w badanych roślinach

		min.-maks.	M±SD
<i>Nuphar lutea</i>	1,0-0,2 mm	1,31-13,92	5,87±3,83
	0,2-0,1 mm	1,28-12,35	5,36±3,44
	0,1-0,063 mm	1,34-12,90	5,50±3,47
	0,063-0,02 mm	1,25-12,11	5,01±3,21
	< 0,02 mm	1,20-12,17	4,90±3,19
	Ł-K	0,12-0,91	0,52±0,23
	L-K	0,16-1,02	0,63±0,29
<i>Typha latifolia</i>	1,0-0,2 mm	0,46-27,54	4,60±8,17
	0,2-0,1 mm	0,39-25,97	4,00±7,73
	0,1-0,063 mm	0,47-22,60	4,01±6,66
	0,063-0,02 mm	0,37-19,46	3,54±5,71
	< 0,02 mm	0,37-17,81	3,35±5,21
	Ł-K	0,18-0,66	0,41±0,17
	L-K	0,31-0,86	0,60±0,23
<i>Cicuta virosa</i>	1,0-0,2 mm	0,65-11,0	4,00±3,06
	0,2-0,1 mm	0,98-8,96	3,94±2,59
	0,1-0,063 mm	0,90-10,56	4,17±2,93
	0,063-0,02 mm	0,86-8,64	3,68±2,39
	< 0,02 mm	0,85-8,17	3,59±2,28
	Ł-K	0,22-0,82	0,56±0,23
	L-K	0,45-0,92	0,63±0,18

objaśnienia: M – średnia arytmetyczna, SD – odchylenie standardowe (opracowanie własne)

Źródło: opracowanie własne.

Na podstawie wyników dotyczących zawartości manganu w analizowanych roślinach obliczono wskaźnik bioakumulacji (BCF) oraz translokacji (TF) (tab. 1). Wskaźnik bioakumulacji (BCF) policzono, aby określić zdolność przemieszczania się Mn z osadów dennych do korzeni roślin. Uzyskano wysokie wartości współczynnika bioakumulacji Mn w korzeniach wszystkich badanych gatunków roślin. Największe wartości wskaźników zaobserwowano we frakcji 1,0-0,2 mm, a najmniejsze we frakcji < 0,02 mm. Parzych (2016) uzyskała wartość współczynnika bioakumulacji Mn równy 2,5 dla *Sparganium erectum*.

Współczynnik translokacji został obliczony jako iloraz zawartości badanego metalu w korzeniu i łodydze (Ł-K TF) oraz korzeniu i liściu badanych makrofitytów (L-K TF). Analiza uzyskanych wartości tego współczynnika pozwala uzyskać informacje dotyczące transportu badanych składników wewnątrz rośliny. We wszystkich badanych gatunkach średnie wartości wskaźnika translokacji były bardzo zbliżone. Wartości wskaźnika TF badanego pierwiastka z korzeni do łodyg makrofitytów mieściły się w przedziale 0,41-0,56, a z korzeni do liści w zakresie 0,60-0,63. Bonnano (2013) uzyskał dużo niższe wartości TF dla gatunków: *Typha domingensis*, *Phragmites australis* i *Arundo donax*. Wartości współczynnika translokacji Mn w tych roślinach mieściły się w granicach 0,12-0,68. Zbliżone wartości współczynnika translokacji (< 1,0) otrzymali także w swoich badaniach Analuddin i in. (2017) oraz Shen i in. (2017).

Tabela 2. Korelacje pomiędzy współczynnikami bioakumulacji (BCF) i translokacji (TF)

		BCF					TF	
		1,0-0,2 mm	0,2-0,1 mm	0,1-0,063 mm	0,063-0,02 mm	< 0,02 mm	Ł-K	L-K
BCF	1,0-0,2 mm	1	0,98	0,98	0,97	0,96	-0,36	0,16
	0,2-0,1 mm	0,98	1	0,98	0,97	0,96	-0,36	0,23
	0,1-0,063 mm	0,98	0,98	1	0,99	0,98	-0,36	0,19
	0,063-0,02 mm	0,97	0,97	0,99	1	0,99	-0,37	0,24
	< 0,02 mm	0,96	0,96	0,98	0,99	1	-0,36	0,26
TF	Ł-K	-0,36	-0,36	-0,36	-0,37	-0,36	1	0,58
	L-K	0,16	0,23	0,19	0,24	0,26	0,58	1

objaśnienia: Ł – łodyga, L – liść, K – korzeń (opracowanie własne)

Źródło: opracowanie własne.

W tabeli 2 przedstawiono współczynniki korelacji pomiędzy wskaźnikami bioakumulacji dla poszczególnych frakcji osadu dennego i wskaźnikami translokacji. Zależności pomiędzy wskaźnikami bioakumulacji można scharakteryzować jako silną korelację. W przypadku wskaźników translokacji stwierdzono

umiarkowaną zależność pomiędzy wartością uzyskaną dla pary łądoga-korzeń i liść-korzeń. W związku z tym można stwierdzić, że najwięcej manganu było akumulowane w korzeniu badanych roślin wodnych.

Podsumowanie

Na podstawie uzyskanych wyników stwierdzono, że:

- 1) Średnia zawartość manganu w poszczególnych frakcjach osadu nie przekraczała wartości naturalnej. Najwyższą zawartość Mn stwierdzono w najmniejszej frakcji osadu (0,02 mm), a najniższą we frakcji 0,1 mm.
- 2) Najwyższe zawartości Mn zaobserwowano w osadach dennych pobranych w miejscu pomiarowym Ełk Barany, co związane jest z zanieczyszczeniem przemysłowym pochodzącym z zakładów produkcyjnych w mieście Ełk.
- 3) Zawartość Mn w badanych roślinach wodnych była zróżnicowana. Największą wartość współczynnika bioakumulacji Mn stwierdzono w korzeniach roślin.
- 4) Zdolność do bioakumulacji metali przez korzenie i liście sprawia, że makrofity są dobrym materiałem do wykrywania zmian w środowisku wodnym i mogą być wykorzystywane jako bioindykatory w ocenie jakości stanu ekosystemów wodnych.

Badania zostały zrealizowane w ramach pracy nr WZ/WB-IIŚ/3/2020 w Politechnice Białostockiej i sfinansowane z subwencji badawczej przekazanej przez Ministra Nauki i Szkolnictwa Wyższego.

Literatura

- [1] Analuddin K., Sharma S., Septiana A., Sahidin I., Rianse U., Nadaoka K., *Heavy metal bioaccumulation in mangrove ecosystem at the coral triangle ecoregion, Southeast Sulawesi, Indonesia*, "Marine Pollution Bulletin" 2017, no. 125 (1-2), s. 472-480.
- [2] Barbusiński K., Nocoń W., *Zawartość związków metali ciężkich w osadach dennych Kłodnicy*, „Ochrona Środowiska” 2011, nr 33(1).
- [3] Bojakowska I., *Kryteria oceny zanieczyszczenia osadów wodnych*, „Przegląd Geologiczny” 2001, nr 49(3), s. 213-218.
- [4] Bojakowska I., Gliwicz T., *Wyniki geochemicznych badań osadów wodnych Polski w latach 2000-2002*, Biblioteka Monitoringu Środowiska, Warszawa 2003.

- [5] Bonanno G., *Comparative performance of trace element bioaccumulation and biomonitoring in the plant species Typha domingensis, Phragmites australis and Arundo donax*, "Ecotoxicology and Environmental Safety" 2013, no. 97, s. 124-130.
- [6] Bondar-Nowakowska E., Hachoł J., *Wpływ czynników technicznych na stan ekologiczny małych i średnich cieków nizinnych*, „Infrastruktura i Ekologia Terenów Wiejskich” 2010, nr 13, s. 157-166.
- [7] Cardwell A.J., Hawker D.W., Greenway M., *Metal accumulation in aquatic macrophytes from southeast Queensland, Australia*, "Chemosphere" 2002, no. 48, s. 653-663.
- [8] Czamara A., Czamara R., *Metale ciężkie w systemie ekologicznym zbiornika Mściwojów*, „Infrastr. i ekologia terenów wiejskich” 2008, nr 9, s. 283-296.
- [9] Czaplicka A., Ślusarczyk Z., Szarek-Gwiazda A., Bazan S., *Spatial distribution of iron and manganese compounds in bottom sediments of the Goczałkowice dam reservoir*, "Ochrona Środowiska" 2017, nr 39(3), s. 47-54.
- [10] Dong D.M., Li H.L., Li Y., Fang C.S., Li X.H., Xu C.Y., *Distribution of heavy metals in the sediments from the Yitong River: Changchun Section. Research of Soil and Water Conservation*, 2004, no. 11(1), s. 95-96, 136.
- [11] Frančišković-Bilinski S., Bilinski H., Tibljaš D. Andrantitsch G., *Effects of mercury mining regions from NW Dinarides on quality of stream sediments*, "Fresenius Environmental Bulletin" 2005, no. 14(10), s. 913-927.
- [12] Fritioff A., Greger M., *Uptake and distribution of Zn, Cu, Cd, and Pb in an aquatic plant Potamogeton natans*, "Chemosphere" 2006, no. 63, s. 220-227.
- [13] Guan G., Zhicai Z., Jun J., Fan F., Keping, C., *Content available local Disintegration of sludge by a two-stage treatment with hydrogen peroxide and solid-state fermentation by Aspergillus oryzae CGMCC5992*, "Environment Protection Engineering" 2016, no. 42(3), s. 43-54.
- [14] Harguinteguy C.A., Cirelli A.F., Pignata L.M., *Heavy metal accumulation in leaves of aquatic plant Stuckenia filiformis and its relationship with sediment and water in the Suquia river (Argentina)*, "Microchemical Journal" 2014, no. 114, s. 111-118.
- [15] Hejabi A.T., Basavarajappa H.T., *Heavy metals partitioning in sediments of the Kabini River in South India*, "Environmental Monitoring and Assessment" 2013, no. 185, s. 1273-1283.
- [16] Helios-Rybicka E., *Rola minerałów ilastych w wiązaniu metali ciężkich przez osady rzeczne górnej Wisły*, „Zesz. Nauk. AGH, Geologia” 1986, t. 2, s. 1-123.

- [17] Hua M., Zhang S., Pan B., Zhang W., Lv L., Zhang O., *Heavy metal removal from water/wastewater by nanosized metal oxides: A review*, "Journal of Hazardous Materials" 2012, no. 211-212, s. 317-331.
- [18] Ibragimow A., Głosińska G., Siepak M., Walna B., *Heavy metals in sediments of the Odra river flood-plains-introductory research*, "Quaest. Geographicae" 2010, no. 29/1, s. 37-47.
- [19] Kabata-Pendias A., Pendias H., *Biogeochemia pierwiastków śladowych*, PWN, Warszawa 1999.
- [20] Klavins M., Briede A., Rodinov V., Kokorite I. Parele E., Klavina I., *Heavy metals in rivers of Latvia*, "The Science of the Total Environment" 2000, no. 262, s. 175-183.
- [21] Korczak K., Pankiewicz M., Głodniok M., *Zastosowanie metody bioindykacji do oceny oddziaływania ścieków przemysłowych na środowisko wodne*, „Prace Naukowe GIG” 2010, no. 4, s. 29-37.
- [22] Kwapuliński J., Wiechuła D., Loska K., *Migracja miedzi w zbiorniku Goczałkowice*, „Ochrona Powietrza i Problemy Odpadów” 2001, no. 35(3), s. 107-109.
- [23] Lampert W., Sommer U., *Ekologia wód śródlądowych*, PWN Warszawa, 2001.
- [24] Mazej Z., Germ M., *Trace element accumulation and distribution in four aquatic macrophytes*, "Chemosphere" 2009, no. 74, s. 642-647.
- [25] Nguyen H.L., Leermakers M., Osan J., Baeyens W., *Heavy Metals in Lake Balaton: Water Column, Suspended Matter, Sediment and Biota*, "Science of The Total Environment" 2005, no. 340(1-3), s. 213-230.
- [26] Nocoń W., *Zawartość metali ciężkich w osadach dennych rzeki Kłodnicy*, „Ochrona Środowiska” 2006, nr 3, s. 39-44.
- [27] Ociepa-Kubicka A., Ociepa E., *Toksyczne oddziaływanie metali ciężkich na rośliny, zwierzęta i ludzi*, „Inżynieria i Ochrona Środowiska” 2012, nr 15(2) s. 169-180.
- [28] Parzych A., *Content available local Accumulation of Chemical Elements by Organs of Sparganium Erectum L. and Their Potential Use in Phytoremediation Process*, "Journal of Ecological Engineering" 2016, no. 17(1), s. 89-100.
- [29] Pawęska K., Malczewska B., Bawiec A., Bauerek A., *The content of iron and manganese and some heavy metals in wells on the example of water from the wells of Gorzyce community*, "Inż. Ekolog." 2016, nr 49, s. 131-135.

- [30] Peng K., Luo Ch., Lou L., Li X., Shen Z., *Bioaccumulation of heavy metals by the aquatic plants Potamogeton pectinatus L. and Potamogeton malaianus Miq. and their potential use for contamination indicators and in wastewater treatment*, "Science of The Total Environment" 2008, no. 392(1), s. 22-29.
- [31] Podbiera-Matysik K., Gorazda K., Wzorek Z., *Potencial management of waste phosphogypsum with particular focus on recovery of rare earth metals*, "Polish Journal of Chemical Technology" 2015, no. 17(1), s. 55-61.
- [32] Rabajczyk A., Jóźwiak M.A., *Możliwości wykorzystania makrofitów jako bioindykatorów metali ciężkich zdeponowanych w osadach dennych*, „Monitoring Środowiska Przyrodniczego” 2008, nr 9, s. 19-26.
- [33] Romanowska W., *Redukcja związków azotu i fosforu w zbiorniku wstępnym Mściwojów*, AR Wrocław 2002.
- [34] Sadowska U., *Ranga bioindykacji w ekotoksykologii wód*, „Studia Ecologiae et Bioethicae” 2012, nr 10.
- [35] Schilling J.S., Lehman M.E., *Bioindication of atmospheric heavy metal deposition in the Southeastern US using the moss Thuidium delicatulum*, "Journal Atmospheric Environment" 2002, no. 36(10), s. 1611-1618.
- [36] Shen Z.J., Xu D.C., Chen Y.S., Zhang Z., *Heavy metals translocation and accumulation from the rhizosphere soils to the edible parts of the medicinal plant Fengdan (Paeonia ostii) grown on a metal mining area, China*, "Ecotoxicology and Environmental Safety" 2017, no. 143, s. 19-27.
- [37] Singh U.K., Kumar B., *Pathways of heavy metals contamination and associated human health risk in Ajay River basin, India*, "Chemosphere" 2017, no. 174, s. 183-199.
- [38] Sojka M., Siepak M., Gnojska E., *Ocena zawartości metali ciężkich w osadach dennych wstępnej części zbiornika retencyjnego Stare Miasto na rzece Powie*, „Ochrona Środowiska” 2013, nr 15, s. 1916-1928.
- [39] Sun G.X., Wang X.J., Hu Q.H., *Using stable lead isotopes to trace heavy metal contamination sources in sediments of Xiangjiang and Lishui Rivers in China*, "Environmental Pollution" 2011, no. 159, s. 3406-3410.
- [40] Szalińska E., Koperczak A., Czaplicka-Kotas A., *Badania zawartości metali ciężkich w osadach dennych dopływów Jeziora Goczałkowickiego*, „Ochrona Środowiska” 2010, nr 32(1), s. 21-25.
- [41] Świetlik R., Trojanowska M., *Chemical fractionation methods used in environmental studies*, "Monit. Środ. Przyrod." 2008, nr 9, s. 29-36.

- [42] Tam N.F.Y., Wong Y.S., *Spatial variation of heavy metals in surface sediments of Hong Kong mangrove swamps*, "Environmental Pollution" 2000, no. 110, s. 195-205.
- [43] Turekian K.K., Wedepohl K.H., *Distribution of the elements in some major units of the earth's crust* "Am. Geol. Soc. Bull." 1961, no. 72, s. 175-182.
- [44] Vahdati Raad L., Khara H., *Heavy metals phytoremediation by aquatic plants (Hydrocotyle ranocloides, Ceratophyllum demersum) of Anzali lagoon Int.*, "J. Mar. Sci. Eng." 2012, no. 2(4), s. 249-254.
- [45] Vymazal J., Kröpfelová L., Švehla J., Chrastný V., Štichová J., *Trace elements in Phragmites australis growing in constructed wetlands for treatment of municipal wastewater*, "Ecological Engineering" 2009, no. 35, s. 303-309.
- [46] Wang X., Harada S., Watanabe M., Koshikawa H., Geyer H.J., *Modelling the bioconcentration of hydrophobic organic chemicals in aquatic organisms*, "Chemosphere" 1996, no. 32(9), s. 1783-1793.
- [47] Yong L., Wang H., Li X., Li J., *Heavy Metal Contamination of Agricultural Soils in Taiyuan, China*, "Pedosphere" 2015, no. 25(6), s. 901-909.
- [48] Zhang X., Liu X., Wang J., Wang Z., Su P., Zhong Ch., Cao Z., *Contamination characteristics of heavy metals in the water of Daqing Wetlands*, "Journal of Shanghai University" 2010, no. 14(4), s. 262-265.
- [49] Zhao H., Xia B., Fan Ch., Zhao P., Shen S., *Human health risk from soil heavy metal contamination under different land uses near Dabaoshan Mine, Southern China*, "Science of The Total Environment" 2012, no. 417-418, s. 45-54.
- [50] Zurayk R., Sukkariah B., Baalbaki R., *Common hydrophytes as bioindicators of nickel, chromium and cadmium pollution*, "Water, Air Soil Pollut." 2001, nro.127, s. 373-388.

Łukasz WinconeK, Remigiusz Gumiński

Analiza i ocena metod wytwarzania węgli aktywnych z różnych surowców

słowa kluczowe: węgiel aktywny, sorbent węglowy, aktywacja fizyczna, aktywacja termiczna, aktywacja chemiczna

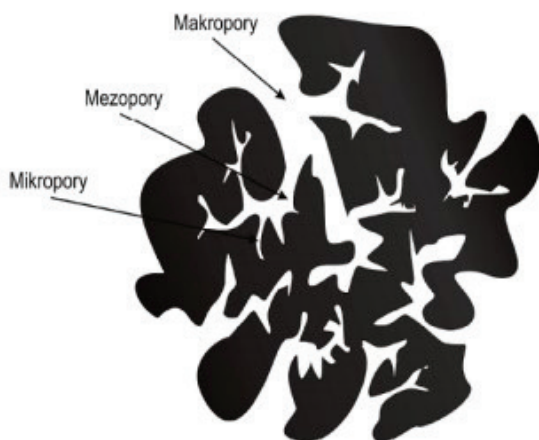
Streszczenie

Niniejsze opracowanie stanowi przegląd i ocenę metod wytwarzania węgla aktywnego, ze szczególnym uwzględnieniem aktywacji fizycznej i chemicznej. Poddano pod dyskusję podstawowe właściwości fizykochemiczne węgla aktywnych, metody ich otrzymywania, a także dedykowane kierunki zastosowania tych materiałów.

Wstęp

Węgiel aktywny (aktywowany) to materiał o silnie rozwiniętej powierzchni właściwej (od 1000-1500 m²/g do nawet 3000 m²/g) oraz rozbudowanej strukturze porowatej o zróżnicowanym rozmiarze i kształcie (najczęściej są to szczeliny oraz kanały o cylindrycznym, stożkowym lub butelkowym kształcie). Węgla aktywne są powszechnie dostępne w postaci pylistej, ziarnistej lub formowanej. Jego bazowym składnikiem jest węgiel pierwiastkowy, który zawiera się w przedziale 85-95% udziału wagowego. Na pozostałe kilka procent składają się wodór, azot, siarka i tlen oraz tlenki i węglany metali. IUPAC (*International Union of Pure and Applied Chemistry* – Międzynarodowa Unia Chemii Czystej i Stosowanej) zaproponował klasyfikację porów, która jest najczęściej stosowana i dzieli je według rozmiaru na: mikropory (pory o średnicy poniżej 2 nm), mezopory (2-50 nm) oraz makropory (powyżej 50 nm) (rys. 1) [1]. Mikropory posiadają największą zdolność do adsorpcji, odgrywając przy tym główną rolę w procesie pochłaniania. Pory przejściowe (mezopory) oprócz funkcji adsorpcyjnej stanowią również kanały do transportu cząsteczek. Makropory pełnią

funkcję arterii transportowych, ponieważ ich zdolność do adsorpcji jest zaniebyszalnie mała. Struktura porowata węgla aktywnego, która wykształca się podczas procesu produkcji (aktywacji) determinuje w późniejszym czasie jego możliwości zastosowania (sorbenty mikroporowate zalecane są do adsorpcji z fazy gazowej, natomiast do fazy ciekłej rekomenduje się węgle mezoporowe i makroporowe) [1-4].



Rysunek 1. Struktura węgla aktywnego

Źródło: opracowanie własne na podstawie: [1].

Węgłe aktywowane stosowane są przede wszystkim w procesach oczyszczania powietrza, uzdatniania wody oraz odzyskiwania lotnych związków z gazów poprodukcyjnych i odlotowych [3-5]. Wykorzystywane są także jako katalizatory, substancje czynne w przemyśle farmaceutycznym oraz jako suplementy diety [3, 5]. Pierwszy raz w postaci produktu handlowego węgiel aktywny pojawił się na początku XX wieku. Ogromny wpływ na rozwój produkcji i doskonalenie technologii otrzymywania sorbentów węglowych wywarło zapotrzebowanie na efektywne filtry masek przeciwgazowych w trakcie I i II wojny światowej [6]. W tamtym czasie powstała wciąż czynna polska fabryka sorbentów węglowych w Hajnówce (obecnie Grand Activated Sp. z o.o.). Literatura określa poziom światowej produkcji różnego typu węgli aktywnych na około 390 000 ton rocznie, ze wzrostem o ok. 7% każdego roku. Do krajów o największym zużyciu węgli aktywnych na osobę należą państwa wysoko rozwinięte, takie jak Japonia oraz Stany Zjednoczone (odpowiednio 2,5 kg oraz 2,0 kg zużyte na osobę w ciągu roku) [2].

Rodzaje surowców stosowanych do produkcji węgla aktywnego

Proces produkcyjny węgla aktywnego opiera się głównie na surowcach organicznych, takich jak węgiel kamienny, węgiel brunatny, torf, drewno, pestki wiśni, pestki arganii czy łupiny orzecha kokosowego. Coraz większym zainteresowaniem cieszy się użycie odpadów, np. syntetycznych polimerów. Jest to atrakcyjny kierunek, bardzo proekologiczny, aczkolwiek także znacznie droższy [6]. Tabela 1 przedstawia udział surowców organicznych w ogólnym zużyciu w masowej produkcji węgla aktywnego.

Tabela 1. Udział poszczególnych surowców w ogólnym zużyciu

Surowiec	Udział w ogólnym zużyciu surowców [%]
Drewno	35
Węgiel kamienny	28
Węgiel brunatny	14
Torf	10
Pestki i łupiny	10
Inne	3

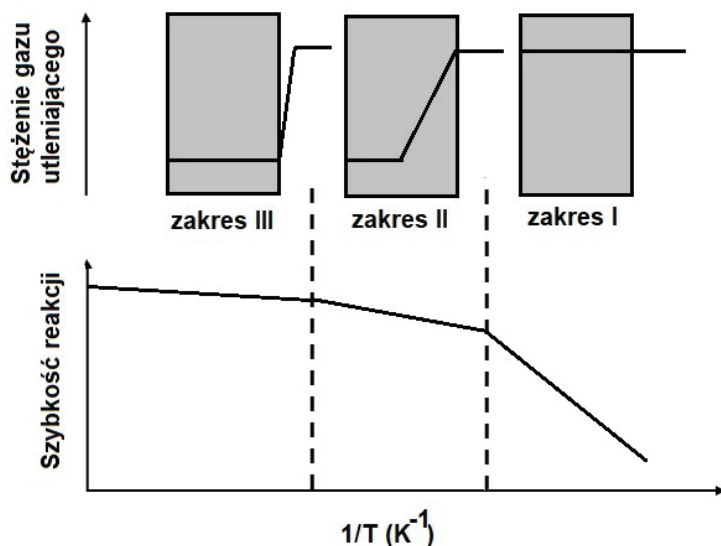
Źródło: [6].

Wybór odpowiedniego surowca do produkcji węgla aktywnego determinuje jego właściwości fizyczne, takie jak: ciężar właściwy, wytrzymałość mechaniczną oraz ścieralność. Obróbka termiczna surowca jest poprzedzona obróbką mechaniczną, uzależnioną od naturalnych właściwości (wielkość ziaren, udział pyłu węglowego), a także od pożądanej formy produktu końcowego (węgiel aktywny w formie pylistej, ziarnistej lub granulowanej) [1, 5, 6]. Węgiel kamienny, łupiny orzechów kokosowych czy węgle antracytowe dają produkty aktywacji o dużej wytrzymałości mechanicznej, stąd ich częsta karbonizacja w formie pierwotnej lub w formie lekko skruszonych, grubych ziaren. Surowce, z których otrzymujemy produkty karbonizacji o małej wytrzymałości mechanicznej (węgiel brunatny, drewno oraz słabo uwęglony węgiel kamienny), są przed procesem formowane lub granulowane z udziałem lepiszcza [6].

Charakterystyka metod wytwarzania węgla aktywnych

Głównym i najpowszechniejszym procesem otrzymywania węgla aktywnego jest proces aktywacji fizycznej (termicznej). Aktywacja fizyczna obejmuje kilka etapów: przygotowanie surowca, suszenie, karbonizację (pirolizę) oraz aktywację przy użyciu pary wodnej oraz dwutlenku węgla. Karbonizacja to pro-

ces, w którym dochodzi do rozerwania najmniej trwałych wiązań chemicznych obecnych w surowcu, dzięki czemu powstaje jednolita masa karbonizatu o wysokiej zawartości węgla pierwiastkowego. Jest to proces wysokotemperaturowy, prowadzony w temperaturze 550-1000°C, w atmosferze beztlenowej lub w obecności gazu reaktywnie obojętnego. W procesie karbonizacji następuje wstępne otwarcie (wytworzenie) systemu porów. Aktywacja polega na działaniu wysoką temperaturą (800-1000°C) w obecności czynnika utleniającego (para wodna) podanego do aparatu pod odpowiednim ciśnieniem. Wyróżnić można również wariant aktywacji fizycznej, w którym obydwa etapy (karbonizacja i aktywacja) są połączone i zachodzą w tym samym czasie, tzw. aktywację bezpośrednią. Proces aktywacji jest typowym przykładem reakcji czynnika gazowego z porowatym ciałem stałym, gdzie z punktu widzenia rozwijania systemu porów fundamentalne znaczenie ma kontrola kinetyki reakcji zgazowania poprzez regulowanie temperatury procesu w aparatach [1, 2, 4, 5]. Rysunek 2 przedstawia wpływ temperatury procesu aktywacji na penetrację aktywatora.



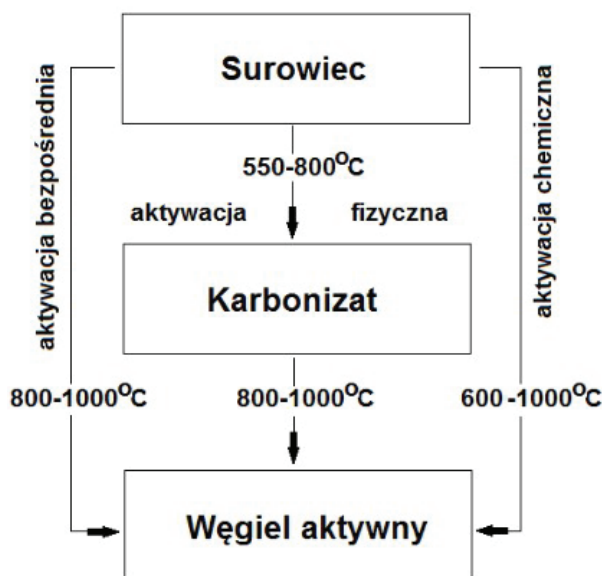
Rysunek 2. Wpływ temperatury na przebieg reakcji zgazowania

Źródło: [6].

Jeśli przedstawimy cały proces aktywacji jako reakcję powierzchni porowatego materiału (węgla aktywnego) z czynnikiem utleniającym, szybkość reakcji będzie zależna od wielkości i reaktywności powierzchni dostępnej dla reagenta. W pewnych ustalonych warunkach na szybkość reakcji wpływają skład i stopień uporządkowania struktury węglowej (wymiary i orientacja wzajemna warstw

grafenowych, występowanie substancji mineralnej oraz defekty w warstwach, takie jak występowanie atomu poza ich strukturą).

Aktywacja chemiczna w odróżnieniu od aktywacji termicznej jest procesem jednoetapowym. Surowiec po przygotowaniu (dodaniu *bądź wymieszaniu* z aktywatorem) poddawany jest obróbce wysokotemperaturowej w atmosferze gazu obojętnego. Na ominięcie etapu karbonizacji surowca oraz na zastosowanie niższych temperatur i skrócenia czasu procesu aktywacji pozwala większa reaktywność stosowanych surowców. Zaletą tej metody jest duża wydajność procesu i wysoce rozwinięta struktura porowata produktu finalnego, przy relatywnie niskiej zawartości popiołu. Wadą natomiast jest wysoki koszt obejmujący zakup aktywatora, zastosowanie aparatów z odpowiednich materiałów (wysoka korozyjność surowców) oraz konieczność „wypłukania” nadmiaru czynnika aktywującego, a następnie wysuszenia węgla aktywnego [1-3]. Rysunek 3 przedstawia schemat otrzymywania węgla aktywnych w zależności od rodzaju aktywacji.



Rysunek 3. Schemat otrzymywania węgla aktywnego w zależności od rodzaju procesu aktywacji

Źródło: [1].

Porównanie metod wytwarzania węgla aktywnych

Struktura porowata węgla aktywnego powoli kształtuje się w procesie pirolizy (karbonizacji), a dalsze jej rozwinięcie następuje już finalnie w trakcie procesu aktywacji. Znaczny wpływ na rozwinięcie struktury porowatej węgla aktywowanego mają: temperatura procesu, reaktywność materiału węglowego oraz aktywność czynnika zgazowującego. Wszystkie te czynniki razem limitują szybkość aktywacji [2, 7]. Tabela 2 przedstawia krótkie porównanie obu metod aktywacji, uwzględniając parametry, które decydują o wyborze danej metody w późniejszym procesie produkcyjnym.

Tabela 2. Porównanie aktywacji fizycznej i chemicznej

Parametr	Aktywacja fizyczna	Aktywacja chemiczna
Ilość etapów w procesie	proces wieloetapowy	proces jednoetapowy
Surowiec główny	drewno, węgiel kamienny	torf, pestki i łupiny
Karbonizacja	tak	nie
Aktywacja	tak	tak
Czas procesu	długi	krótki
Koszt aktywacji jednostkowej	niski	wysoki
Ubytek masy surowca	wysoki	niski
Straty ciepła w procesie	wysokie	niskie
Obecność katalizatora	nie	tak
Powierzchnia właściwa otrzymanego produktu	maks. 1500-1800 m ² /g	powyżej 2000 m ² /g
Wytrzymałość mechaniczna otrzymanego produktu	niska	wysoka
Pory dominujące	mikropory	mezopory
Stopień zaawansowania całego procesu	średniozaawansowany	średniozaawansowany

Źródło: opracowanie własne na podstawie [2, 7].

Podsumowanie

Początki produkcji węgla aktywnego na skalę przemysłową sięgają pierwszej połowy XIX wieku. Początkowo węgiel aktywny był produkowany, aby oczyszczać cukier. W okresie wojennym XX wieku produkowano go z łupin kokosów, a służył jako filtr w maskach przeciwgazowych. Po II wojnie światowej amerykańska korporacja Calgon otrzymała stabilnie mechanicznie aktywne węgle granulowane [5].

Szerokie wykorzystanie węgla aktywnych zawdzięcza się wyjątkowo rozwiniętej strukturze, to znaczy: dużej porowatości materiału, silnie rozwiniętej powierzchni właściwej oraz dużej ilości grup funkcyjnych czy kompleksów zawierających heteroatomy, a w szczególności tlenowe grupy powierzchniowe zarówno o charakterze kwasowym, jak i zasadowym. Grupy te mogą powstawać w procesie aktywacji oraz wskutek chemisorpcji tlenu na powierzchni tych węgla aktywnych. Szkielet węgla aktywnych zbudowany jest z nieregularnie ułożonych sieci sześciocłonowych pierścieni węglowych, do których przyłączone są heteroatomy, takie jak tlen, wodór czy azot, tworzące powierzchniowe grupy funkcyjne [8].

Najpopularniejszymi materiałami naturalnymi, z których otrzymuje się obecnie węgle aktywne są między innymi: torf, lignina, pestki owoców i skorupy orzechów. Natomiast do materiałów syntetycznych wykorzystywanych w tym celu zalicza się polimery, takie jak polichlorek winylidenu czy alkohol polifurfurylowy. Podczas syntezy węgla aktywnych bardzo ważny jest etap aktywacji. Obecnie w celu otrzymania węgla aktywnych o pożądanych właściwościach stosuje się często aktywację łączoną, wykorzystującą zarówno procesy fizyczne, jak i chemiczne [8, 9, 10].

Węgle aktywne są powszechnie stosowanymi adsorbentami do usuwania barwy, odorów i smaku oraz innych organicznych i nieorganicznych zanieczyszczeń z wody pitnej. Stosuje się je także do oczyszczania ścieków przemysłowych (przemysł chemiczny, spożywczy, farbiarski, farmaceutyczny), do oczyszczania powietrza oraz w medycynie do usuwania toksyn i trucizn oraz oczyszczania krwi. Skuteczność adsorpcji zanieczyszczeń substancji organicznych z roztworów wodnych zależy od masy cząsteczkowej substancji adsorbowanej, rozpuszczalności tej substancji, polarności substancji, a także rodzaju grup funkcyjnych w substancji ulegającej adsorpcji oraz na powierzchni węgla aktywnego [5, 11, 12].

Węgle aktywne, które zostały zużyte poddaje się procesowi regeneracji termicznej i chemicznej. Jedną z metod regeneracji chemicznej jest utlenianie przy pomocy nowoczesnych metod utleniania – AOP (*Advanced Oxidation Processes* – Zaawansowane procesy utleniania), do której należy odczynnik Fentona. Powoduje on utlenienie zanieczyszczeń organicznych przy pomocy rodnika hydroksylowego. Węgle aktywne są katalizatorami powstawania rodników hydroksylowych, które jednocześnie utleniają zanieczyszczenia zaadsorbowane na powierzchni węgla [12, 13, 14].

Literatura

- [1] Nowicki P., Pietrzak R., *Węgle aktywne wzbogacone w azot - otrzymywanie, właściwości i potencjalne zastosowanie*, Pracownia Chemii Stosowanej, Wydział Chemii, Uniwersytet im. Adama Mickiewicza, 2012.
- [2] Marsh H., Diez Diaz-Estebanez M.A., *Physical adsorption and porosity in carbons* w *Sciences of Carbon*, Materia Publicaciones Universidad de Alicante, 2000.
- [3] *Węgiel aktywny w ochronie środowiska i przemyśle*, pod red. Z. Dębowskiego, Wydawnictwo Politechniki Częstochowskiej, Częstochowa 2004.
- [4] Jankowska H., Świątkowski A., Starostin L., Ławinienko-Omiecynska J., *Adsorpcja jonów na węglu aktywnym*, Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa 1991.
- [5] Bansal R.C., Goyal M., *Adsorpcja na węglu aktywnym*, WNT, Warszawa 2009.
- [6] *Czysta energia, produkty chemiczne i paliwa z węgla – ocena potencjału rozwojowego*, pod red. T. Borowieckiego, J. Kijeńskiego, J. Machnikowskiego, M. Ściążko, IChPW, Zabrze 2008.
- [7] Jankowska H., Świątkowski A., Choma J., *Węgiel aktywny*, WNT, Warszawa 1985.
- [8] Michalak K., Barczak M., Dąbrowski A. *Otrzymywanie mezoporowatych materiałów węglowych i ich zastosowanie w adsorpcji i katalizie*, [w:] *Adsorbenty i katalizatory wybrane technologie a środowisko*, pod red. J. Ryczkowskiego, Rzeszów 2012.
- [9] Borowiecki T., Kijeński J., Machnikowski J., Ściążko M., *Czysta energia, produkty chemiczne i paliwa z węgla – ocena potencjału rozwojowego*, IChPW, Zabrze 2008.
- [10] Barton T.J., Bull L. M., Klemperer W.G., Loy D.A., McEnaney B., Misono M., Monson P.A., Pez G., Scherer G.W., Vartuli J.C., Yaghir O.M., *Tailored porous materials*, "Chemistry of Materials" 1999, no. 11, vol. 10, s. 2633-2656.
- [11] Lach J., Ociepa E., *Wykorzystywanie węgla aktywnych do sorpcji miedzi z roztworów wodnych*, „Proceedings of ECOpole” 2008, nr 1, t. 2, s. 215-219.
- [12] Bezak-Mazur E., Adamczyk D. *Adsorpcja barwników na świeżym i zregenerowanym węglu WD-extra*, „Rocznik Ochrona Środowiska” 2011, t. 13, s. 951-971.

- [13] Dąbek L., Ozimina E., *Utlenianie zanieczyszczeń organicznych zaadsorbowanych na węglach aktywnych*, „Ochrona Środowiska i Zasobów Naturalnych” 2009, Nr 41, t. 2, s. 427-436.
- [14] Dąbek L., Ozimina E., *Usuwanie zanieczyszczeń organicznych z roztworów wodnych metodą pogłębionego utleniania*, „Ochrona Środowiska i Zasobów Naturalnych” 2009, nr 41, t. 1, s. 369-376.