

Innowacje w gospodarce odpadami

Zagadnienia wybrane



Pod redakcją Andrzeja Białowca



Innowacje w gospodarce odpadami

Innowacje w gospodarce odpadami

Zagadnienia wybrane



Pod redakcją Andrzeja Białowca



Autorzy:

Andrzej Białowiec, Emilia den Boer, Jan den Boer,
Adam Cenian, Arkadiusz Dyjakon, Sebastian Koziółek
Arkadiusz Lewicki, Katarzyna Michniewska, Marek Mysior,
Bartosz Pietrzykowski, Jakub Pulka, Sylwia Stegenta, Paweł Stępień,
Łukasz Szalata, Jerzy Zwoździak

Opiniodawca

dr inż. Piotr Manczowski

Redaktor merytoryczny

prof. dr hab. inż. Zygmunt Owskiak

Opracowanie redakcyjne i korekta

Elżbieta Winiarska-Grabosz

Łamanie

Halina Sebzda

Projekt okładki

Paweł Wójcik

Zdjęcie na okładce dzięki uprzejmości firmy CONTENUR POLSKA SP. Z O.O.

Monografie CCX

DOI 10.30825/1.3.2018

© Copyright by Uniwersytet Przyrodniczy we Wrocławiu, Wrocław 2018

ISSN 2083-5531

ISBN 978-83-7717-278-0

WYDAWNICTWO UNIwersYTETU PRZYRODNICZEGO WE WROCLAWIU

Redaktor Naczelny – prof. dr hab. inż. Andrzej Kotecki

ul. Sopocka 23, 50-344 Wrocław, tel. 71 328 12 77

e-mail: wydawnictwo@upwr.edu.pl

Publikacja w wersji elektronicznej dostępna m.in. na platformach:
Dolnośląska Biblioteka Cyfrowa oraz e-Publikacje Nauki Polskiej.

Wydrukowano 50+2 egz. Ark. wyd. 12,6 Ark. druk. 10,5

Spis rozdziałów

Przedmowa (Andrzej Białowiec).....	7
1. Nowoczesne systemy mechaniczno-biologicznego przetwarzania odpadów (Emilia den Boer).....	13
2. Innowacyjne systemy produkcji i wykorzystania biogazu z bioodpadów zgodne z dyrektywami Unii Europejskiej (Adam Cenian, Bartosz Pietrzykowski)	25
3. Wykorzystanie technik bioaugmentacji w biostabilizacji odpadów (Sylwia Stegenta, Jakub Pulka, Andrzej Białowiec)	47
4. Problemy techniczne i technologiczne oraz potencjał aplikacyjny toryfikacji odpadów (Paweł Stępień, Marek Mysior, Andrzej Białowiec)	59
5. Wykorzystanie energii odnawialnej w gospodarce odpadami (Arkadiusz Dyjakon)	79
6. Innowacyjne metody projektowania obiektów mechanicznych w gospodarce odpadami (Sebastian Koziółek)	95
7. Współczesne metody wykrywania odorów wraz z modelowaniem ich przestrzennego rozkładu w systemach gospodarki odpadami (Jerzy Zwoździak, Łukasz Szałata)	115
8. Nowoczesne systemy gospodarki odpadami: „Płać Za Tyle Ile Wyrzucasz” (Jan den Boer, Emilia den Boer, Arkadiusz Dyjakon).....	131
9. Technologie inteligentnego zarządzania gospodarką odpadami wykorzystujące architekturę Internetu rzeczy (Arkadiusz Lewicki)	141
10. Koncepcja „Zero Odpadów” jako zmiana paradygmatu w gospodarce odpadami (Katarzyna Michniewska)	157

Andrzej Białowiec

*Uniwersytet Przyrodniczy we Wrocławiu, Wydział Przyrodniczo-Technologiczny,
Instytut Inżynierii Rolniczej, ul. Chelmońskiego 37, 51-630 Wrocław
Zakład Niskoemisyjnych Źródeł Energii i Gospodarki Odpadami
Andrzej.Bialowiec@upwr.edu.pl*

Przedmowa

Gospodarkę odpadami rozpatrywać można na trzech poziomach: systemu, supersystemu i podsystemu.

Funkcjonowanie obecnego systemu gospodarki odpadami komunalnymi polega na:

- wytwarzaniu odpadów przez mieszkańców,
- zbiórce odpadów, która ma charakter nieselektywny bądź selektywny,
- transporcie odpadów z miejsc gromadzenia do instalacji przetwarzania,
- przetwarzaniu odpadów w kierunku ich przygotowania do odzysku, w tym do recyklingu oraz do unieszkodliwienia,
- unieszkodliwianiu odpadów poprzez ich składowanie.

Obecny supersystem gospodarki odpadami komunalnymi obejmuje:

- zobowiązania gmin w zakresie zapewnienia odbioru odpadów komunalnych od mieszkańców, w tym również w sposób selektywny,
- zobowiązania gmin w zakresie osiągnięcia wymaganych poziomów recyklingu odpadów komunalnych,
- zobowiązania gmin w zakresie ograniczenia masy składowanych odpadów biodegradowalnych,
- rozwój gospodarczy i demograficzny miast oraz wsi powodujący wzrost wskaźników produkcji odpadów, ogólnej ilości produkowanych odpadów, rozwój urbanistyczny, rozwój przemysłowy,
- wzrost oczekiwań społecznych w zakresie prawa do życia w czystym środowisku,
- globalny rozwój gospodarki środowiskowej, poprzez legislację, politykę władz i aktywność społeczną organizacji pozarządowych,
- dostępność technologii.

Podsystem obejmuje wszystkie procesy technologiczne oraz zarządzanie strumieniem odpadów. W zakres procesów technologicznych wchodzić mogą:

- technologia zbiórki i transportu odpadów (np. liczba pojemników, rodzaje pojemników, wielkość pojemników, częstotliwość wywozu odpadów, rodzaje zbieranych odpadów, zarządzanie transportem, ewidencja zbieranych odpadów),
- technologia przetwarzania odpadów w instalacji, w tym jednostkowe procesy takie jak: ważenie i identyfikacja rodzajów odpadów (ewidencja) w instalacji,
- kierowanie danego strumienia odpadów do właściwego ciągu technologicznego przetwarzania,
- jednostkowe procesy przetwarzania odpadów,
- zagospodarowanie odpadów poprocesowych,
- gospodarka wodno-ściekowa (odcieki),

- gospodarka powietrzem poprocesowym,
- gospodarka biogazem,
- inne.

Na wszystkich wymienionych poziomach występować mogą warunki, potrzeby do wdrażania innowacyjnych rozwiązań, technicznych, technologicznych, procesowych, organizacyjnych. Zmieniające się potrzeby rynku kreować mogą dogodne warunki do powstania nowych produktów. Funkcjonowanie gospodarki odpadami oparte jest na pewnym, stopniowo rozwijającym się poziomie techniki i technologii, przy czym opracowane dawniej innowacyjne rozwiązania zastępowane są nowymi.

Z czasem, każdy wynalazek czy też technologia przestają być innowacją, a dodatkowo wciąż zmieniające się warunki eksploatacji zasobów rynku powodują często pogorszenie efektywności działania dotychczasowych rozwiązań. Możemy mówić o pogorszeniu użyteczności systemu. Utrzymanie wysokiego poziomu użyteczności systemu (np. technologii przetwarzania odpadów komunalnych) w dłuższej perspektywie związane jest z utrzymaniem jego stabilnego poziomu idealności. Idealność ta definiowana jest jako stosunek mierzalnych efektów zastosowania funkcji użytecznych systemu oraz kosztów ich zastosowania w systemie. We wdrożonym i eksploatowanym systemie proporcja funkcji użytecznych do bezużytecznych jest zmienna. Wynika to ze zmiany potrzeb eksploatacji tego systemu, co związane jest ze zmiennością popytu i podaży tego rozwiązania oraz częściowej zmiany jego założeń projektowych. W praktyce objawia się to nieustanną lokalną adaptacją elementów danego obiektu technicznego, systemu do nowych założeń projektowych lub też nowych warunków środowiska otaczającego. W sytuacji gdy adaptacja ta przestaje być możliwa bądź jest zbyt kosztowna, pojawia się następstwo technologiczne poprzez wdrożenie nowej technologii. Innymi słowy, dana funkcja systemu, technologii będąca dotychczas funkcją użyteczną staje się bezużyteczną. W efekcie poziom idealności systemu maleje.

Definicja użyteczności funkcji systemu jest zmienna, uwarunkowana w dużej mierze procesami gospodarczymi i społecznymi, co przedstawiono w rozdziale pierwszym, na przykładzie ewolucji technologii mechaniczno-biologicznego przetwarzania odpadów (MBP). W związku z tym, w celu utrzymania stabilnego poziomu idealności technologia ta podlega nieustannym modyfikacjom, utrzymując stały poziom idealności przy zmiennej definicji funkcji użytecznej systemu. O ile klasyczne instalacje MBP oparte są w części biologicznej na tlenowej stabilizacji odpadów biodegradowalnych, to obecnie formuła ta ulega wyczerpaniu jako nieefektywna procesowo i energetycznie i jest zastępowana stopniowo przez procesy beztlenowej stabilizacji z produkcją i energetycznym wykorzystaniem biogazu. Rozwój technologii fermentacji metanowej odpadów komunalnych, wraz z otoczeniem technicznym i technologicznym (przygotowanie surowca, przetwarzanie poreagentu, oczyszczanie i wykorzystanie biogazu), został szeroko omówiony w rozdziale drugim. W obu przypadkach, stabilizacji tlenowej i beztlenowej odpadów organicznych, podstawowym wyzwaniem jest wysoka efektywność pozwalająca z jednej strony na uzyskanie wymaganego poziomu stabilizacji w najkrótszym możliwym czasie, co skutkować może poprawą ekonomiki związaną ze zwiększeniem przepustowości instalacji oraz zmniejszeniem zapotrzebowania terenu pod inwestycję. Jednym z kierunków utrzymywania idealności tego systemu jest stosowanie bioaugmentacji – zaszczipiania odpadów zdefiniowanymi, w tym zmodyfikowanymi genetycznie mikroorganizmami. Podejście to omówiono w rozdziale trzecim.

Większość funkcji systemu stanowiących atrybut atrakcyjności w początkowej fazie cyklu życia technologii, tzn. będących innowacją dla użytkownika, odbierane są z czasem jako

cechy jakości liniowej. Oznacza to, że samo istnienie tych funkcji nie wystarczy, użytkownicy z czasem oczekują coraz większej efektywności parametrycznej funkcji, wcześniej odbieranej jako innowacja. W końcowej fazie cyklu życia technologii większość cech stanowi jedynie wymagania podstawowe użytkowników, mimo tego że w początkowej fazie cyklu większość z tych cech była innowacją. Zjawisko to wyraźnie obserwuje się w przypadku składowisk odpadów, przy czym technologie MBP oraz termicznego przekształcania odpadów – spalania odpadów wchodzi właśnie w fazę stagnacji, wyczerpuje się potencjał rozwoju tych technologii.

Utrzymanie stałej idealności systemu z czasem staje się coraz trudniejsze, bowiem nowe modyfikacje nie przynoszą już pożądanego efektu. Kiedy udoskonalanie produktu staje się nieopłacalne, oznacza to właściwy moment wdrożenia nowej technologii czy nowego innowacyjnego produktu (wynalazku). Z tego względu z końcem lat 90. XX wieku, jako alternatywa dla składowania odpadów, gwałtownemu rozwojowi uległa technologia mechaniczno-biologicznego przetwarzania odpadów. Rozwijano także technologie termicznego przekształcania odpadów, przy czym w tym przypadku obserwuje się stopniowe zastępowanie technologii spalania poprzez coraz liczniejsze wdrożenia zgazowania i pirolizy odpadów. Kolejnym, nowym otwarciem technologicznym jest toryfikacja odpadów, będąca metodą pozwalającą na przetworzenie odpadów w wysokojakościowe paliwa stałe o parametrach znacząco przewyższających dotychczas wytwarzane paliwa z odpadów metodami mechanicznymi. Technologia ta posiada oczywiście potencjał wdrożeniowy, ale także ograniczenia, które na etapie projektowania powinny być eliminowane. Zagadnienia te zaprezentowano w rozdziale czwartym.

Z przetwarzaniem odpadów związane jest zapotrzebowanie na energię. Celem do osiągnięcia w tym zakresie jest uzyskanie energetycznie samowystarczalnego zakładu przetwarzania odpadów. Jednym z kierunków jest biologiczna konwersja odpadów w biogaz, innym przetworzenie odpadów w procesach termicznych w paliwa gazowe, ciekłe oraz stałe. Odpady, w tym odpady komunalne, charakteryzują się organiczną naturą. Posiadają zatem potencjał do bezpośredniego energetycznego wykorzystania lub do konwersji w paliwa, które następnie mogą być efektywnie oraz zgodnie z zasadami ochrony środowiska wykorzystane na cele energetyczne. Odpady mogą być również rozważane w kontekście wytwarzania energii pochodzącego ze źródła odnawialnego. Z drugiej strony, w systemie gospodarki odpadami zarówno na etapie zbiórki, transportu, jak i przetwarzania w celu poprawy efektywności energetycznej stosuje się energię elektryczną, ciepło wytworzone ze źródeł odnawialnych. Liczne przykłady takich rozwiązań przedstawiono w rozdziale piątym.

Ważnym czynnikiem wspierającym wdrażanie efektywnych systemów i technologii gospodarki odpadami jest to, aby już na etapie projektowania technologii i techniki przewidywać ich potencjał do ulegania awariom, możliwości naprawy, ponownego użycia, recyklingu tak, aby maksymalizować utrzymanie stabilnego poziomu idealności urządzenia czy też technologii. Zagadnienia te zaprezentowano w rozdziale szóstym.

Jednym z typowych problemów związanych z gospodarką odpadami jest zanieczyszczenie atmosfery, w tym również uciążliwość zapachowa. Występowanie uciążliwości zapachowej występuje na skutek silnej negatywnej relacji pomiędzy ludnością zamieszkującą oraz czasowo przebywającą w otoczeniu obiektów związanych z gospodarką odpadami a obecnością gazów o przykrym zapachu w powietrzu. Istotą problemu jest występowanie konfliktów w relacjach wewnątrzsystemowych oraz międzysystemowych gospodarki odpadami. Wszystkie rodzaje konfliktów mogą być rozwiązane przez zmianę bądź modernizację technologii, natomiast konflikty międzysystemowe wymagają dodatkowego zbadania czynników

zewnętrznych wpływających na system gospodarki odpadami. Oprócz potencjalnego konfliktu w relacji system-supersystem możliwą przyczyną problemu jest również konflikt w relacji system-podsystem, przy czym podsystem obejmuje wszystkie procesy technologiczne oraz zarządzanie. Niezwykle istotnym jest, aby już na etapie planowania przestrzennego przewidzieć możliwe konflikty związane z planowanymi inwestycjami w zakresie gospodarki odpadami. W tym przypadku z pomocą przychodzą zaawansowane metody matematycznego modelowania rozprzestrzeniania się zanieczyszczeń w atmosferze. Stosowanie innowacyjnych, coraz bardziej dopasowanych modeli matematycznych, pozwala na przewidywanie potencjalnych uciążliwości, wyznaczenie stref o podwyższonych poziomach występowania zanieczyszczenia oraz wskazanie źródła zanieczyszczenia – emitora, który wywiera największy wpływ na stan atmosfery w otoczeniu instalacji. Problematyka wykorzystania zaawansowanych narzędzi matematycznych do modelowania wpływu gospodarki odpadami na stan atmosfery, a co za tym idzie, ogólny odbiór społeczny tej dziedziny życia omówione zostały w rozdziale siódmym.

Innowacje mogą być wdrażane nie tylko na poziomie podsystemu gospodarki odpadami – technologii i techniki, ale także na poziomie systemu – zarządzania, organizacji elementów składowych gospodarki odpadami, czyli wytwarzania, zbiórki, transportu, odzysku i unieszkodliwiania. Przykładowo, w obecnie funkcjonującym systemie koszty zagospodarowania odpadów pokrywa społeczeństwo, uiszczając opłaty za odbiór odpadów. Wielkość tej opłaty powinna pozwolić na pokrycie wszystkich kosztów zagospodarowania odpadów. Obecnie, opłaty te naliczane są w sposób zryczałtowany, najczęściej w zależności od liczby mieszkańców danej nieruchomości czy też powierzchni danej nieruchomości. Nie stosuje się tak jak w przypadku opłat za inne media, jak woda, gaz, prąd, ciepło, stawek za jednostkę zużytej. Stąd też, stosowanie stawek zryczałtowanych prowadzić może do trudności z optymalizacją systemu gospodarki odpadami i powodować niską efektywność w wyniku niedoszacowania stawek lub też zbyt duże obciążenie fiskalne mieszkańców poprzez przeszacowanie proponowanych kwot za odbiór odpadów. Jednym z rozwiązań jest wdrożenie systemu, w którym pobierane opłaty są ściśle skorelowane z masą wytwarzanych odpadów. Zalety oraz zagrożenia związane z wdrożeniem takiego systemu omówiono w rozdziale ósmym. Sukces nowego systemu zarządzania opłatami za odbiór odpadów w dużym stopniu zależy od implementacji technik informatycznych pozwalających na precyzyjne zarządzania danymi o produkcji i przestrzennej dystrybucji odpadów w jednostkach zurbanizowanych.

Naturalną konsekwencją rozwoju technologii oraz organizacji gospodarki odpadami jest coraz większe wsparcie poprzez stosowanie technik informacyjnych. W dobie rewolucji informatycznej, również w gospodarce odpadami, w coraz większym zakresie stosowane są różnorodne techniki pozyskiwania informacji o dynamice ilościowej i jakościowej wytwarzanych odpadów, optymalizacji systemu zbiórki i transportu odpadów, optymalizacji procesów przetwarzania i synchronizacji technologicznej, ekonomicznej i środowiskowej całego systemu. Informatyzacja gospodarki odpadami jest obecnie najszybciej rozwijającą się gałęzią branży gospodarki odpadami. To właśnie na tej płaszczyźnie stosowane są nowoczesne systemy monitoringu, zbioru i magazynowania danych, przetwarzania danych czy też podejmowania decyzji. Problematyka ta została szczegółowo omówiona w rozdziale dziewiątym, przy czym na uwagę zasługuje zagadnienie tzw. Internetu rzeczy, a więc trendu, który przyczynić się może do całkowitej zmiany paradygmatu gospodarki odpadami.

Dotychczasowy system gospodarki odpadami polegał na filozofii końca rury, w którym intensywnie rozwijano technologie pozwalające na efektywną zbiórkę oraz przetwarzanie

wytwarzanych odpadów. Kolejnym krokiem było odwrócenie priorytetów zgodnie z filozofią początku rury, która polega na minimalizacji wytwarzania odpadów, recyklingu i odzysku odpadów, by ostatecznie poddać unieszkodliwianiu stosunkowo niewielką masę odpadów. W obu przypadkach warunkiem funkcjonowania systemu jest wytworzenie odpadu oraz dalsze jego przetwarzanie. W ostatnich latach promowana jest koncepcja „zero waste” czy też gospodarki cyrkulacyjnej, w której odcięty zostaje pierwszy element systemu gospodarki odpadami – produkcja odpadów, dzięki czemu wszystkie pozostałe są zbędne lub zmarginalizowane. Koncepcja ta wydaje się być interesująca, gdyż z punktu widzenia innowacji otwiera zupełnie nowe możliwości wdrożeń rozwiązań organizacyjnych, technicznych i technologicznych, których efektem będzie eliminacja produkcji odpadów. Oczywiście może to spowodować negatywne skutki dla obecnego systemu, jednakże przyczynić się może do rozwoju dotychczas nieznanymi rozwiązań zarówno dla gospodarstw domowych, jak i przemysłu. Zagadnienia te omówiono w rozdziale dziesiątym jako zwieńczenie wszystkich zawartych w monografii zagadnień, które w pierwszych rozdziałach wskazują na innowację i modernizację obecnie stosowanych rozwiązań technicznych, technologicznych zarówno w zakresie efektywności procesowej, energetycznej, jak i środowiskowej, z uwzględnieniem innowacyjnych metod projektowania. Kolejno przedstawiono możliwości zmiany sposobu organizacji systemu zbiórki odpadów i opłat za odbiór odpadów, co umożliwić może optymalizację stosowanych rozwiązań. Rozwój omawianych technologii i zarządzania gospodarką odpadami wymaga stosowania coraz bardziej zaawansowanych systemów informatycznych, przy czym informatyzacja gospodarki odpadami może być jednym z kół zamachowych zmiany podejścia do gospodarki odpadami, do wdrożenia gospodarki bezodpadowej. Dysponujemy dziś odpowiednią wiedzą o procesach, technice, technologiach, stosujemy różnorodne rozwiązania wspierające, pozwalające na projektowanie, optymalizację systemu, predykcję uciążliwości środowiskowej. Posiadamy odpowiednie narzędzia techniczne i informatyczne, aby przejść do gospodarki bezodpadowej. Stopniowo wdrażane są przepisy prawne sprzyjające zmianie paradygmatu. Wiele jednak zależy od aspektów społecznych, od naszego nastawienia, akceptacji. Gospodarka bezodpadowa kształtuje się na poziomie konsumenta, który podejmując decyzję o wyborze dóbr czy usług, powodować może wytworzenie odpadu. Stąd też, również niniejsza monografia stanowi otwarcie na gospodarkę bezodpadową. Przewidziano bowiem, iż do niezbędnego minimum ograniczone zostanie wydanie wersji tradycyjnej, papierowej, na rzecz wersji elektronicznej („bezodpadowej”).

Wraz z rozwojem technicznym kolejne lata przyniosą nowe rozwiązania techniczne, technologiczne, organizacyjne, dostępne będą nowe narzędzia matematyczne, informacyjne, zmieniać się będzie charakterystyka ilościowa i jakościowa odpadów, rozwiązania prawne stymulować będą rozwiązania ograniczające produkcję odpadów. Stąd też zaproponowana monografia stanowi początek cyklicznego wydawnictwa, które w kolejnych tomach przybliżać będzie intensywnie zmieniające się rozwiązania w gospodarce odpadami. Zapraszam do zapoznania się z przedłożonym wydaniem oraz szerokiej dyskusji, poprzez kontakt z Autorami poszczególnych rozdziałów lub redaktorem monografii.

Emilia den Boer

*Politechnika Wrocławska, Wydział Inżynierii Środowiska,
Zakład Technologii Odpadów i Remediacji Gruntów,
ul. Wybrzeże Wyspiańskiego 27, 50-370, Wrocław
EmiliadenBoer@pwr.edu.pl*

1. Nowoczesne systemy mechaniczno-biologicznego przetwarzania odpadów

1.1. Wstęp

Mechaniczno-biologiczne przetwarzanie (MBP) jest technologią przetwarzania zmieszanych (reszkowych) odpadów komunalnych, której celem jest wydzielenie frakcji nadających się do odzysku (w tym recyklingu) oraz przetworzenie pozostałych odpadów przed składowaniem. Koncepcja technologii MBP została opracowana w odpowiedzi na obowiązek ograniczenia składowania odpadów ulegających biodegradacji (OUB) wdrożony dyrektywą w sprawie składowisk (1999/31/EC), mający na celu zmniejszenie emisji do atmosfery i odcieków ze składowisk odpadów komunalnych. Dodatkowym bodźcem, który wpłynął na rozwój technologii MBP, było w wielu krajach wdrożenie opłat za składowanie odpadów. Na obecnym etapie rozwoju technologii MBP stawia się następujące cele [Döing 2016, Bayard i in. 2010, Velis i in. 2010]:

- odzysk materiałów zawartych w reszkowych odpadach, takich jak tworzywa sztuczne, metale, szkło, papier w celu poddania ich procesom recyklingu,
- wydzielenie frakcji paliwowej obejmującej odpady palne o niskiej wartości materiałowej, w celu poddania ich odzyskowi energii,
- biologiczna stabilizacja frakcji ulegających biodegradacji.

1.2. Status mechaniczno-biologicznego przetwarzania w Unii Europejskiej

Technologia MBP wywodzi się z Niemiec, gdzie była wdrażana od 1999 roku. Okres największego rozwoju technologii MBP w Europie przypadł na lata 2005–2006, kiedy to powstało 80 nowych instalacji MBP, o łącznej przepustowości 9 mln Mg-rok⁻¹. Rozwój technologii w tym okresie wynikał z pierwszego terminu ograniczenia składowania odpadów ulegających biodegradacji i zakazu składowania nieprzetworzonych odpadów, który zgodnie z dyrektywą (1999/31/EC) w większości państw UE przypadał na rok 2006. W tym okresie powstawały instalacje głównie w Niemczech, Austrii, Włoszech i Hiszpanii. W latach 2011–2012 funkcjonowało łącznie 330 instalacji, o łącznej przepustowości ok. 33 mln Mg-rok⁻¹ [ECOPROG 2011]. Natomiast pod koniec 2015 r. w Europie eksploatowano już ok. 490 instalacji MBT, o przepustowości ok. 47 mln Mg-rok⁻¹ [Döing 2016]. W ostatnich latach obserwuje się znaczny spadek liczby budowanych instalacji MBP – w 2015 r. uruchomiono ich trzynaście, o przepustowości ok. 2,2 mln Mg-rok⁻¹. Rynek technologii MBT przesunął się również geograficznie – po roku 2006 inwestycje realizowane były głównie w Wielkiej Brytanii, a następnie w Europie Wschodniej. Obecnie, Włochy i Polska są krajami, gdzie funkcjonuje najwięcej instalacji

MBP. We Włoszech są to 133 instalacje o mocy przerobowej ponad 15 mln Mg rocznie [Döing 2016]. W Polsce funkcjonuje 127 instalacji MBP o statusie regionalnych instalacji przetwarzania odpadów komunalnych (RIPOK) o łącznych mechanicznych mocach przerobowych ok. 9,4 mln Mg-rok⁻¹, zaś biologicznych ok. 4,1 mln Mg-rok⁻¹ [KPGO 2022, 2016].

W Hiszpanii eksploatowane są 84 instalacje MBP o przepustowości 10,5 mln Mg-rok⁻¹, przy czym jest to największy rynek instalacji opartych na fermentacji [Arsova 2015]. We Francji i Niemczech funkcjonuje odpowiednio 50 i 46 instalacji MBP (w Niemczech o przepustowości ok. 6 mln Mg-rok⁻¹ [Arsova 2015]. W Austrii pozostało 13 instalacji MBT o łącznej przepustowości zaledwie ok. 625 tys. Mg-rok⁻¹, z czego wykorzystywane jest ok. 528 tys. Mg-rok⁻¹. Znaczny udział przetwarzanych tu odpadów stanowią pozostałości z sortowania [Jędrzak i den Boer 2015].

Dalszy rozwój technologii nie jest pewny. Będzie on dotyczył wyłącznie państw, gdzie wciąż składowane jest znaczne ilości odpadów komunalnych. W krajach o zaawansowanej gospodarce odpadami rozwój technologii MBP nie jest przewidywany. MBP nie jest pożądaną technologią w ramach koncepcji gospodarki o obiegu zamkniętym (GOZ) (COM/2015/595), która kładzie główny nacisk na selektywną zbiórkę i recykling.

1.3. Podstawy prawne mechaniczno-biologicznego przetwarzania w Polsce

Konieczność przetworzenia odpadów przed składowaniem wynikająca z dyrektywy składowiskowej została implementowana w Art. 105. Ust. 1. ustawy z dnia 14 grudnia 2012 r. o odpadach (Dz.U. 2013 poz. 21). W Polsce gospodarka zmieszanych odpadami komunalnymi, pozostałościami z sortowania odpadów komunalnych oraz pozostałościami z procesu mechaniczno-biologicznego przetwarzania odpadów komunalnych, o ile są przeznaczone do składowania, jak również odpadami zielonymi podlega regionalizacji. Regionalną instalacją do przetwarzania odpadów komunalnych (RIPOK) może, w przypadku odpadów zmieszanych, być zakład zapewniający mechaniczno-biologiczne przetwarzanie zmieszanych odpadów komunalnych i wydzielanie ze zmieszanych odpadów komunalnych frakcji nadających się w całości lub w części do odzysku. Alternatywą dla instalacji MBP są ponadregionalne spalarnie odpadów lub inne instalacje wykorzystujące tzw. nowe dostępne technologie. Odpady wymagające unieszkodliwienia po procesie MBP podlegają składowaniu na regionalnym składowisku. Instalacja MBP składa się z mechanicznego i biologicznego przetwarzania odpadów, połączonych w jeden zintegrowany proces. Standard procesów MBP w Polsce zdefiniowano w nieobowiązującym już rozporządzeniu Ministra Środowiska z dnia 11 września 2012 r. w sprawie mechaniczno-biologicznego przetwarzania zmieszanych odpadów komunalnych (Dz.U. 2012 poz. 1052). Mimo że rozporządzenie przestało obowiązywać w styczniu 2016 r., do tej pory większość instalacji MBP funkcjonuje na podstawie decyzji administracyjnych (głównie pozwoleń zintegrowanych) wydanych w okresie obowiązywania rozporządzenia. Do najistotniejszych ogólnych wymagań technologii MBP należał obowiązek mechanicznego wydzielenia z odpadów zmieszanych frakcji 0–80 mm (tzw. biofrakcji) w celu poddania jej biologicznemu przetwarzaniu w warunkach tlenowych lub beztlenowych (biostabilizacja). Przy składowaniu odpadów spełniających końcowe kryteria stabilizacji umownie uznaje się, że nie zawierają już one frakcji ulegającej biodegradacji. W przypadku stabilizacji wymagany czas przetwarzania wynosił zasadniczo 8–12 tygodni, ale mógł być skrócony pod warunkiem spełnienia kryteriów stabilizacji. Najważniejsze wymogi poszczególnych sposobów biologicznego przetwarzania odpadów zostały przedstawione w kolejnym podrozdziale.

Ponadto, ogólne wytyczne dotyczące mechanicznego i biologicznego przetwarzania odpadów oraz technologii MBP zostały zawarte w dokumentach referencyjnych BREF [2006]. W opracowaniu są konkluzje BAT, które na mocy Dyrektywy o Emisjach Przemysłowych (2010/75/UE) określają minimalne wiążące wymagania dla tych technologii.

Z punktu widzenia technologii MBP istotne jest rozporządzenie Ministra Gospodarki z dnia 16 lipca 2015 r. w sprawie dopuszczania odpadów do składowania na składowiskach (Dz.U. 2015 poz. 1277). Załącznik 4 określa kryteria dopuszczania odpadów komunalnych oraz pozostałości z sortowania/balastu końcowego (o kodzie 19 12 12) do składowania na składowisku odpadów innych niż niebezpieczne i obojętne. Wartości graniczne dotyczą ogólnego węgla organicznego (<5% s.m.), straty prażenia (<8% s.m.) oraz ciepła spalania (<6 MJ·kg s.m.⁻¹).

1.4. Systematyka technologii MBP

Technologia MBP stanowi kombinację procesów:

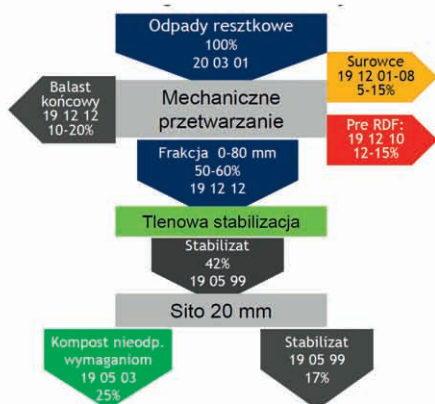
- mechanicznego przetwarzania, składającego się z szeregu operacji jednostkowych: rozrywania worków, separacji manualnej i automatycznej, przesiewania, rozdrabniania itd. oraz
- biologicznego przetwarzania, które dzieli się na procesy stabilizacji i suszenia.

W **technologii biologicznej stabilizacji** frakcja zawierająca OUB, odseparowana mechanicznie z odpadów zmieszanych, jest poddana przetwarzaniu przy udziale mikroorganizmów, co prowadzi do jej częściowego rozkładu, z wydzieleniem energii i gazów. Pozostały stabilizat może być składowany przy ograniczonym oddziaływaniu na środowisko. Stabilizacja może być prowadzona w warunkach tlenowych lub w procesie beztlenowym, połączonym z dojrzwaniem w warunkach tlenowych. W przypadku tlenowej stabilizacji nieobowiązujące już rozporządzenie (Dz.U. 2012 poz. 1052) nakładało obowiązek powadzenia procesu przez min. 2 tygodnie w zamkniętym reaktorze lub hali, z aktywnym napowietrzaniem, ujmowaniem i oczyszczaniem powietrza procesowego, aż do spełnienia pośredniego parametru stabilizacji $AT4 < 20 \text{ mg O}_2 \cdot \text{g s.m.}^{-1}$, po tym okresie odpady mogły być dalej przetwarzane na placu dojrzwania. W przypadku beztlenowej stabilizacji w warunkach mezofilowych minimalny czas procesu wynosił 20 dni, a w warunkach fermentacji termofilowej 12 dni. Po stabilizacji beztlenowej wymagany był drugi stopień tlenowy przez min. 2 tygodnie w zamkniętym reaktorze lub hali, z ujmowaniem i oczyszczaniem powietrza lub w przyzmacach, napowietrzanych przez przerzucanie, przez co najmniej 3 tygodnie.

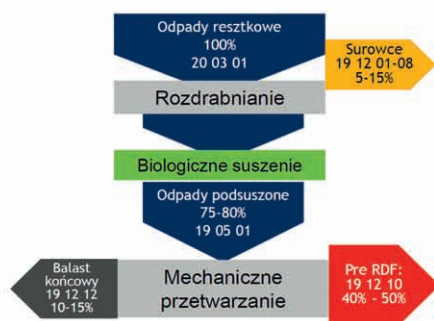
W **technologii biologicznego suszenia** głównym celem jest obniżenie wilgotności odpadów, co ma na celu poprawę właściwości wytwarzanego paliwa z odpadów [Velis i in. 2009, 2010]. Proces biologicznego przetwarzania jest w tym przypadku poprzedzony rozdrabnianiem odpadów. Po biologicznym suszeniu następuje oddzielenie frakcji paliwowej od pozostałych odpadów wymagających dalszego przetwarzania i składowania. Głównym wymogiem formalnym było prowadzenie procesu w zamkniętym reaktorze lub hali przez co najmniej 7 dni z ujmowaniem i oczyszczaniem gazów oraz stabilizacją pozostałości po wydzieleniu frakcji palnych w warunkach określonych powyżej. Wytworzone paliwo powinno spełniać wymagania odbiorcy.

Schematy procesów przetwarzania w poszczególnych technologiach, wraz z klasyfikacją powstających w nich odpadów, przedstawiono na rysunku 1.1.

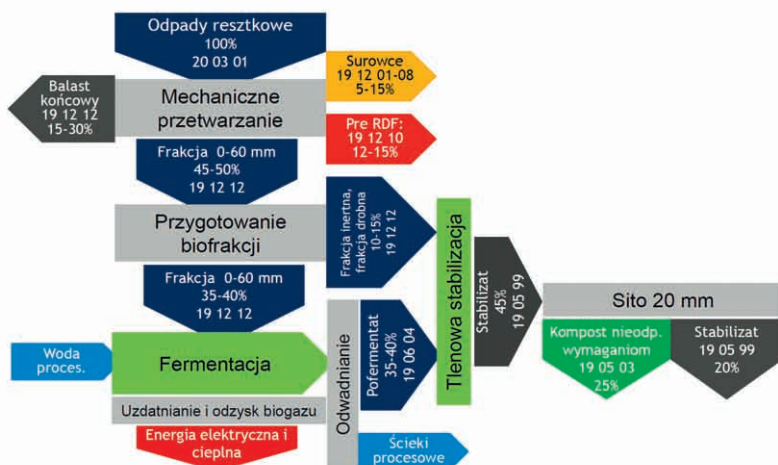
Biologiczna stabilizacja w warunkach tlenowych



Biologiczne suszenie



Biologiczna stabilizacja w warunkach beztlenowych



Rys. 1.1. Mechaniczno-biologiczne przetwarzanie zmieszanych odpadów komunalnych z zastosowaniem procesów tlenowych i beztlenowych wraz z przykładowymi bilansami masowymi

1.5. Ewolucja technologii MBP

Początkowo głównymi celami realizowanych w latach 1999–2005 instalacji MBP w Europie były redukcja OUB przed składowaniem, spełnienie wymogów prawnych dotyczących kryteriów składowania, a w niektórych krajach (np. Niemcy) również rygorystycznych norm emisyjnych (30.BimSchV). Prawie wszystkie instalacje realizowały proces mechaniczno-biologicznej stabilizacji [Nelles i in. 2012]. Z czasem realizowane koncepcje technologiczne poddawane były modernizacji i optymalizacji w kierunku zwiększenia udziału wydzielanych frakcji do odzysku – głównie frakcji kalorycznej.

W części instalacji proces stabilizacji zastąpiono biosuszeniem, mającym na celu przygotowanie jak największej ilości odpadów palnych do odzysku. Wysoka efektywność odzysku energii z frakcji palnych ma decydujący wpływ na uzyskanie korzystnego bilansu ekologicznego i ekonomicznego technologii MBP.

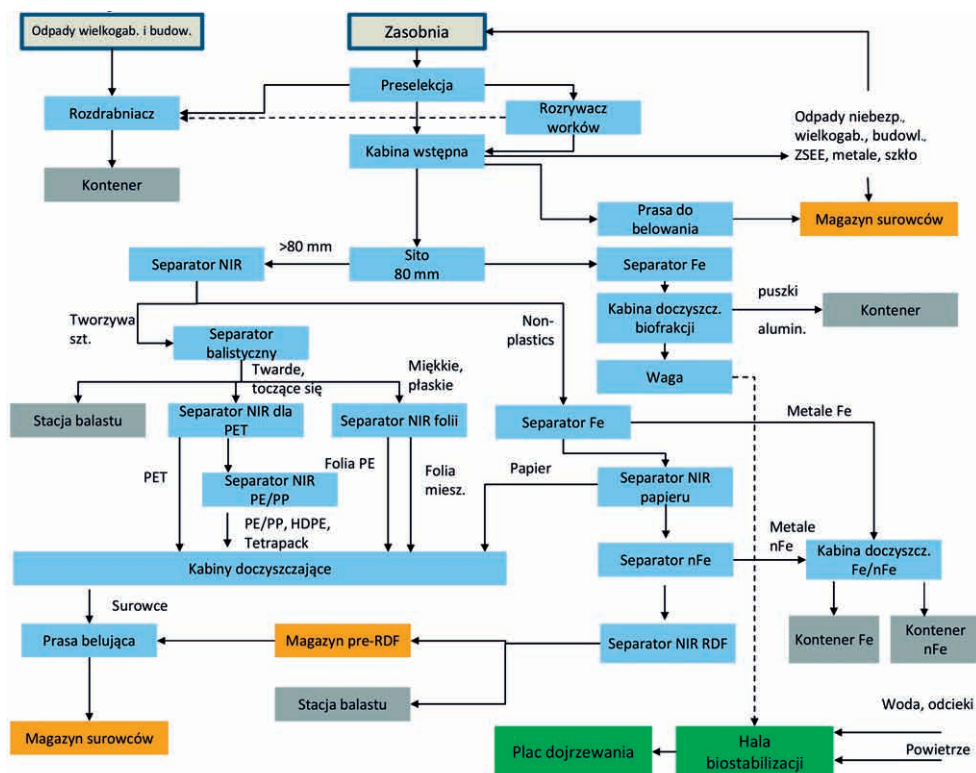
W Polsce w ostatnim dziesięcioleciu powstało szereg nowych instalacji MBP, a istniejące zostały rozbudowane i zmodernizowane. W tym czasie zaobserwować można podobne tendencje rozwoju technologii.

1.6. Mechaniczne przetwarzanie

Jedynym celem mechanicznego przetwarzania odpadów było wydzielenie frakcji wymagającej biologicznego przetwarzania (tzw. frakcji podsitowej, najczęściej <80 mm). Frakcja nadsitowa poddawana była głównie zgrubnemu sortowaniu, a stosowane urządzenia ograniczały się do separatorów metali żelaznych. Odpady frakcji nadsitowej w większości były składowane jako tzw. balast końcowy. Jednak oczekiwania w stosunku do technologii MBP ulegają zmianie. Związane jest to ze wzrostem wymaganych poziomów recyklingu, które w roku 2017 wynoszą już 20% wytwarzanych surowców, a w kolejnych latach będą corocznie wzrastały o 10 punktów procentowych od 20 aż do 50% w 2020 roku. Przy wciąż niskich efektach selektywnej zbiórki gminy w coraz większym stopniu polegają na dodatkowych surowcach wysortowanych w RIPOKach z odpadów zmieszanych. Ponadto, 1 stycznia 2016 roku weszły w życie dodatkowe kryteria składowania wybranych frakcji odpadów, które praktycznie eliminują możliwość składowania balastu końcowego (Dz.U. 2015 poz. 1277). W odpowiedzi na te zmiany część instalacji MBP w Polsce zmodernizowała i rozbudowała część mechaniczną, w celu poprawy efektów wydzielenia frakcji do recyklingu i wytwarzania paliw z odpadów zmieszanych. Biorąc pod uwagę konieczność 2,5-krotnego wzrostu ilości odpadów poddawanych recyklingowi w ciągu najbliższych lat, konieczna będzie dalsza intensyfikacja sortowania odpadów zmieszanych, w których wciąż obecne są surowce. W celu zwiększenia efektywności sortowania odpadów część mechaniczną instalacji wyposaża się w dodatkowe urządzenia, do których zaliczyć można:

- rozrywacze worków lub rozdrabniacze wstępne umożliwiające uwolnienie i rozluźnienie odpadów;
- separatory magnetyczne i indukcyjne służące wydzieleniu metali żelaznych i nieżelaznych;
- separatory optopneumatyczne umożliwiające rozpoznanie i wydzielenie ze strumienia odpadów określonych materiałów (np. poszczególne rodzaje tworzyw sztucznych, sortowanie według barwy);
- separatory balistyczne służące rozdzielaniu materiałów o różnych kształtach, gęstości, sprężystości itd., np. rozdzielanie tworzyw sztucznych na toczące się butelki/pudełka oraz płaskie folie;
- separatory powietrzne umożliwiające oddzielenie materiałów lekkich od materiałów ciężkich, stosowane głównie do oddzielenia lekkiej frakcji paliwowej od ciężkiej frakcji mineralnej.

Przeгляд efektów osiągniętych w 20 instalacjach MBP w Polsce, w ramach ekspertyzy [Jędrzak i den Boer 2015], jednoznacznie wskazuje, że ilościowy efekt segregacji materiałów do recyklingu wzrasta proporcjonalnie do liczby urządzeń stosowanych w procesie sortowania. Rysunek 1.2 przedstawia przykład zaawansowanej sortowni wdrożonej w ramach instalacji MBP.



Rys. 1.2. Przykład ciągu technologicznego części mechanicznej instalacji MBP [na podstawie Jędrzak i den Boer 2015]

Automatyzacja pozwala zwiększyć przede wszystkim szybkość procesu sortowania, jednak wbrew początkowym oczekiwaniom wciąż nie eliminuje ona pracy ludzkiej. Sortowanie manualne stosowane jest przede wszystkim w kabinach wstępnych, gdzie są usuwane materiały przeszkadzające, takie jak duże kartony, folie, szkło, odpady niebezpieczne oraz w końcowych kabinach doczyszczających, gdzie wydzielane są pominięte na wcześniejszych etapach surowce ze strumienia balastu końcowego oraz kontrola/doczyszczanie poszczególnych strumieni surowców. Modernizacja części mechanicznej instalacji MBP umożliwia również zwiększenie efektywności doczyszczania surowców zbieranych selektywnie. Surowce (głównie frakcja obejmująca tworzywa sztuczne, odpady wielomateriałowe i metale) podlegają w wielu instalacjach sortowaniu na tej samej linii co odpady zmieszane, w celu doczyszczania i rozdzielenia na poszczególne materiały.

1.7. Biologiczne przetwarzanie

Zdecydowana większość instalacji MBP w Polsce realizuje proces **biologicznej stabilizacji w warunkach tlenowych**, jednak podobnie jak w innych krajach coraz częściej wdrażany jest proces biologicznego suszenia, który prowadzi do wytworzenia większej ilości paliw z odpadów, a tym samym ogranicza składowanie frakcji balastowej. Spośród tlenowych technologii przetwarzania najczęściej stosowane są żelbetowe reaktory ze stropem żelbetowym (techno-

logie M-U-T Kyberferm, Strabag, Compostino, Nova-Komp, Entsorga, Herhof), lokalizowane w hali lub na zewnątrz; żelbetowe reaktory ze stropem z tworzywa sztucznego lub dachem membranowym (Biodegma, Compost-System, Hanstch); przyzmy/tunele w hali z automatycznym załadunkiem i przerzucaniem (Biofix), reaktory stalowe (Kneer) [AK Nova 2013]. Rzadziej stosowane są reaktory obrotowe (biostabilizator czy tzw. komposter). Jako proste rozwiązania o znacznie niższych kosztach inwestycyjnych stosuje się też tzw. rękawy foliowe (np. technologia Bio-Com®) lub przyzmy przykryte membranami półprzepuszczalnymi (np. technologia Equipo z membranami GORE® Cover). Proces dojrzewania stabilizatu prowadzony jest z reguły w otwartych przyzmach na placu, z okresowym przerzucaniem.

Za pomocą **biologicznego suszenia** można poprawić właściwości paliwowe wybranych frakcji odpadów zawierających OUB, wytwarzając paliwo o podwyższonej zawartości biomasy. Jakość tego rodzaju paliwa z odpadów zmieszanych o roboczej wartości opałowej na poziomie 11–13 MJ·kg⁻¹ jest zbyt niska dla cementowni, będących obecnie głównym odbiorcą paliw z odpadów wymagających od paliw o wartości opałowej wyższej niż 20 MJ·kg⁻¹. Z drugiej strony, w kontekście obowiązującego od 1 stycznia 2016 r. zakazu składowania palnych frakcji odpadów niezbędnym działaniem w Polsce jest budowanie rynków zbytu dla paliw niskiej jakości [den Boer 2017, Błachowicz 2016].

W ostatnich latach powstało w Polsce kilka instalacji MBP realizujących proces stabilizacji w **warunkach beztlenowych**. Najczęściej stosowanym sposobem fermentacji odpadów komunalnych jest fermentacja sucha, o zawartości suchej masy przekraczającej 30%. Fermentacja sucha realizowana jest głównie w reaktorach o przepływie tłokowym – poziomym z mieszaniem mechanicznym (np. technologia Kompogas lub Strabag) bądź pionowym (np. technologia Dranco) [Krasuska i Oniszk-Popławska 2013]. Technologicznie proces fermentacji jest znacznie bardziej skomplikowany niż tlenowa stabilizacja. Biofrakcja wydzielana z odpadów zmieszanych wymaga dodatkowego doczyszczenia z odpadów mineralnych i frakcji drobnej zawierającej piasek i popiół. W tym celu najczęściej stosowane są dodatkowe separatory balistyczne i sita. W dalszej części oprócz samej komory fermentacji wymaganych jest szereg urządzeń towarzyszących, m.in. zbiornik buforowy na odpady z automatyczną nadawą i systemem przenośników, pomp itd. umożliwiającymi ciągłe zasilanie komory; układ odprowadzania i odwadniania pofermentatu obejmujący prasy, wirówki, zbiorniki ścieków technologicznych oraz ewentualnie podczyszczalnię ścieków technologicznych, które są silnie zanieczyszczone. Powstający w komorze fermentacji biogaz wymaga oczyszczenia z siarkowodoru oraz usunięcia pary wodnej. Biogaz może być magazynowany w zbiorniku lub bezpośrednio wykorzystywany w agregatach prądotwórczych. Komory fermentacyjne posiadają kilkustopniowe zabezpieczenia przed nadmiernym wzrostem ciśnienia gazu. Ponadto, wymagany jest układ ogrzewania komory zapewniający stałą temperaturę procesu fermentacji. Finalnie, po zakończeniu fermentacji wymagany jest drugi etap – tlenowej stabilizacji, który w celu zapewnienia skutecznej higienizacji oraz ograniczenia uciążliwości odorowej powinien odbywać się w reaktorze zamkniętym. Produktywność biogazu zależy od wykorzystanego substratu, dla biofrakcji wydzielanej z odpadów reszkowych kształtuje się na poziomie 80–130 m³·Mg⁻¹ odpadów kierowanych do komory. Zaletami technologii fermentacji są możliwość odzysku energii z bioodpadów, wykorzystanie energii elektrycznej i ciepła na własne potrzeby lub ich sprzedaży.

Instalacje MBP oparte na beztlenowej stabilizacji biofrakcji powstały ostatnio również w innych krajach UE, np. instalacja w Ljubljanie czy instalacja w Maghtab na Malcie, oddane do użytku odpowiednio w latach 2015 i 2016. Instalacja w Ljubljanie została zaprojektowana

na 171 000 Mg·rok⁻¹ komunalnych odpadów resztkowych, odpadów przemysłowych, wielkogabarytowych, a także selektywnie zbieranych bioodpadów z regionu. Instalacja zapewnia w pełni automatyczne sortowanie surowców wtórnych, wytwarza paliwo z odpadów dla zewnętrznych odbiorców, a biofrakcja i bioodpady są poddawane suchej fermentacji w technologii LARAN® firmy STRABAG. Koszt budowy kompleksu wyniósł 112 mln euro [Strabag 2017]. Instalacja na Malcie została zaprojektowana na 66 000 Mg resztkowych odpadów komunalnych, około 47 000 ton odpadów wielkogabarytowych oraz, ponadto co ciekawe, współfermentacji ma być poddawanych około 39 000 Mg odchodów zwierzęcych. Biologiczne przetwarzanie odbywa się w technologii mokrej fermentacji firmy BTA [BTA International 2017]. Koszt budowy instalacji wyniósł 50 mln euro.

Należy podkreślić, że koszt inwestycyjny instalacji fermentacji jest bardzo wysoki w porównaniu ze stabilizacją tlenową, instalacje te budowane są wyłącznie przy wysokim dofinansowaniu ze środków unijnych.

1.7.1. Kryteria stabilizatorów i wymagany czas stabilizacji odpadów zmieszanych

Na podstawie dotychczasowych przepisów proces stabilizacji uznawano za zakończony, gdy:

- straty prażenia stabilizatu są mniejsze niż 35% suchej masy, a zawartość węgla organicznego jest mniejsza niż 20% suchej masy lub
- ubytek masy organicznej w stabilizacie w stosunku do masy organicznej w odpadach mierzonej stratą prażenia lub zawartością węgla organicznego jest większy niż 40%, lub
- wartość AT4 jest mniejsza niż 10 mg O₂·g s.m.⁻¹.

Dane empiryczne pokazują, że proces biologicznego rozkładu odpadów można opisać równaniem kinetycznym dla reakcji I rzędu [Scaglia i in. 2013], co oznacza, że rozkład substancji organicznej jest najszybszy w pierwszym okresie, a z czasem tempo rozkładu maleje. Scaglia i in. [2013] na podstawie analizy danych literaturowych z wielu źródeł zaproponowali następujący ogólny wzór charakteryzujący proces rozkładu biologicznego w technologii MBP w czasie w odniesieniu do wskaźnika jednostkowej produkcji biogazu:

$$JPB = 78,516 \cdot e^{-0,0123 \cdot t}$$

gdzie:

JBB – jednostkowy potencjał biogazu, wyrażony jako % jego początkowej wartości, 78,516, 0,0123 – oszacowane wartości parametry kinetyczne JPB, przy wartości współczynnika determinacji R²=0,8,

t – czas trwania procesu w dobach [d].

Zgodnie z powyższym wzorem po 28 dniach stabilizacji końcowy potencjał produkcji biogazu wynosi ok. 50% wartości początkowej. Podobnego trendu można się spodziewać dla wskaźnika AT4, który jest blisko skorelowany z JPB [Jędrzak i den Boer 2015, Cossu i Raga 2008].

W tabeli 1.1 przedstawione zostały średnie wyniki badań biofrakcji przed i po dwóch etapach biologicznej stabilizacji, na podstawie przeglądu 20 instalacji w Polsce. Badania w ramach ekspertyzy prowadzone były w okresie zimowym. Udział OUB (oznaczony metodą segregacji) w biofrakcji kierowanej do biologicznego przetwarzania w tym okresie mieścił się w zakresie od 28,2 do 82,5%, z wartością średnią 59,9±16,6%. Niska średnia strata prażenia (41,6%) świadczy o podwyższonej zawartości frakcji mineralnej w biofrakcji w tym okresie. W odniesieniu do ogólnego węgla organicznego (OWO) i straty prażenia średnie wartości dla stabilizatorów po pierwszym etapie przetwarzania spełniają już wymagania dla stabilizatu końcowego. Średnie wartości AT4 nieznacznie przekraczają wymagany próg 10 mg O₂·g s.m.⁻¹.

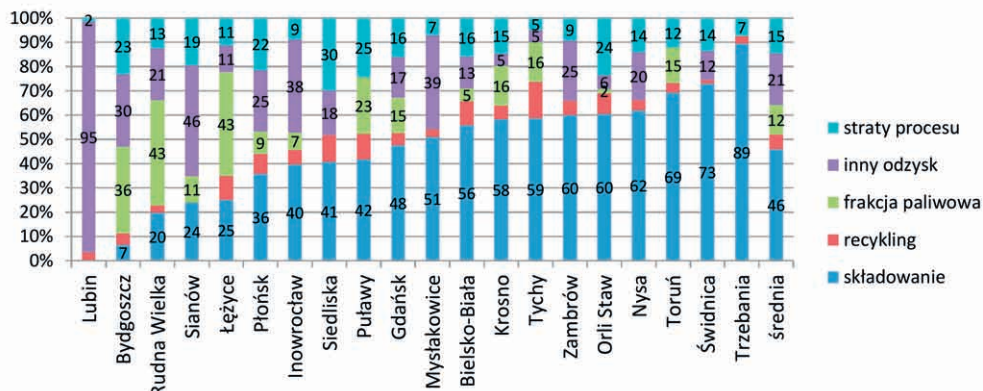
Tabela 1.1. Średnie parametry biofrakcji oraz stabilizatów na podstawie badań w 20 instalacjach MBP w Polsce [Jędrzak i den Boer 2015]

Rodzaj odpadu	Parametr			
	Wilgotność [%]	Strata prażenia [% s.m.]	OWO [% s.m.]	AT ₄ [mg O ₂ ;g s.m. ⁻¹]
Wsad – biofrakcja	38,4	41,6	24,3	
Stabilizat po I stopniu	37,2	31,6	19,9	12,5
Stabilizat po II stopniu	28,6	29,6	16	6,5

Przedstawione wartości pokazują, że średnio w okresie zimowym wszystkie parametry końcowego stabilizatu mogą zostać osiągnięte już po 3–4-tygodniowym okresie stabilizacji. Doświadczenia instalacji fermentacji pokazują również, że często już po etapie beztlenowej stabilizacji stabilizat spełnia warunki końcowe. Umożliwia to skrócenie formalnie wymaganego okresu biologicznej stabilizacji. Wyniki innych badań również pokazują, że biofrakcja kierowana do biologicznego przetwarzania w Polsce charakteryzuje się stosunkowo niską zawartością OUB [den Boer i in. 2017]. Oznacza to, że w wielu instalacjach możliwe jest przynajmniej okresowe skrócenie czasu stabilizacji. Wolna przepustowość reaktorów może być wykorzystywana do przetwarzania selektywnie zbieranych bioodpadów czy biologicznego suszenia wybranych frakcji palnych.

1.8. Efekty osiągnięte w instalacjach MBP w Polsce

Wykonany w ramach ekspertyzy [Jędrzak i den Boer 2015] bilans zagospodarowania odpadów w poszczególnych instalacjach (rys. 1.3) pozwala ocenić średnią (dotychczasową) efektywność odzysku odpadów w instalacjach MBP w Polsce.



Rys. 1.3. Udziały poszczególnych opcji zagospodarowania i strat procesowych w masie odpadów przyjętych do instalacji [Jędrzak i den Boer 2015]

Średni wskaźnik recyklingu odpadów wyniósł 6,1% (zakres: 0,04–15,0%). Najwyższe wskaźniki recyklingu stwierdzono w instalacjach w Tychach i Siedliskach, gdzie separacja frakcji materiałowych jest bardzo mocno zautomatyzowana (odpowiednio: 8 i 6 szt. separato-

ów optopneumatycznych). Średni udział odzysku frakcji paliwowej w masie odpadów kierowanych do instalacji dla wszystkich instalacji wyniósł 12,0%. Paliwa wydzielano w trzynastu instalacjach, biorąc pod uwagę tylko te, w których się to odbywało – średni udział tej frakcji w odpadach kierowanych do instalacji to 18,6%. Najwyższy udział odzysku frakcji paliwowej wyniósł 43,4%. Średni poziom składowania wyniósł 45,9% (zakres od 6,5 do 89,4%). Spośród składowanych odpadów stabilizat stanowił ok. 40%, a pozostałe odpady składowane stanowiła frakcja nadsitowa. Od 2016 roku ta frakcja nie może być kierowana na składowiska z uwagi na obowiązujące kryteria składowania (Dz.U. 2015 poz. 1277).

1.9. Perspektywy rozwoju technologii MBP

Projekty zmian dyrektyw dotyczących odpadów w ramach pakietu Gospodarki o Obiegu Zamkniętym (GOZ) kładą zdecydowany nacisk na zwiększenie poziomu recyklingu. Według projektu zmian dyrektyw w sprawie odpadów i składowiskowej z 2 grudnia 2015 r. (COM/2015/595 i COM/2015/594) do roku 2030 aż 65% masy odpadów komunalnych powinno zostać poddanych recyklingowi, a składowanie powinno zostać ograniczone do 10% masy odpadów komunalnych. Jednocześnie w ramach koncepcji GOZ wskazuje się na konieczność zdecydowanej poprawy efektów selektywnej zbiórki. Krajowy Plan Gospodarki Odpadami [KPGO 2022] uwzględniający projektowane zmiany dyrektyw wskazuje na konieczność przekształcania instalacji MBP w instalacje doczyszczające odpady selektywnie zbierane oraz przeznaczanie części biologicznej do przetwarzania odpadów zielonych i innych ulegających biodegradacji. Oznacza to, że instalacje MBP w najbliższych latach będą musiały zostać dostosowane do zmieniającego się strumienia odpadów – zmniejszającego się strumienia odpadów zmieszanych i zwiększającego się strumienia selektywnie zbieranych surowców i bioodpadów. Nowoczesne instalacje MBP będą musiały osiągać wysoką skuteczność w zakresie wydzielenia materiałów do odzysku i recyklingu. Do odzysku powinny trafiać odpady składowane dotąd jako balast końcowy. Obowiązujący zakaz składowania odpadów palnych, w połączeniu ze wzrostem opłat za składowanie frakcji po MBP, zgodnie z rozporządzeniem Rady Ministrów z dnia 6 marca 2017 r. (Dz.U. 2017 poz. 723) stanowi bodziec do zwiększenia wydzielenia odpadów palnych z frakcji balastowej i stabilizatu. Jakość paliw z odpadów komunalnych może być poprawiona przez suszenie, do czego zwłaszcza w przypadku instalacji MBP opartych na fermentacjach można wykorzystywać własne ciepło. Jednocześnie w Polsce musi zostać zbudowany rynek dla paliw z odpadów różnej jakości, gdyż bez tego rynku zasadność prowadzenia procesów MBP jest wątpliwa.

1.10. Podsumowanie

Celem nowoczesnego systemu mechaniczno-biologicznego przetwarzania odpadów jest umożliwienie odzysku (w tym recyklingu) frakcji wydzielanych z odpadów zmieszanych, a co za tym idzie – ograniczenie składowania odpadów. Biologiczne przetwarzanie frakcji zawierającej OUB ogranicza jej oddziaływanie na środowisko na etapie składowania. Sama technologia MBP nie jest już innowacyjna, gdyż funkcjonuje od kilkudziesięciu lat. Innowacje dotyczą poszczególnych procesów i urządzeń stosowanych w ciągu technologicznym. Dotyczy to zwłaszcza technologii separacji materiałów, które są podstawą ich dalszego efektywnego zagospodarowania. Technologia MBP traktowana jest najczęściej jako alternatywa dla spalania odpadów resztkowych, jednak należy podkreślić, że w odróżnieniu od termicznego przetwarzania MBP nie stanowi końcowej technologii zagospodarowania odpadów. Odpady

wydzielane w instalacji MBP (surowce do recyklingu, paliwo RDF, stabilizat oraz balast końcowy) wymagają dalszego zagospodarowania. Dla wydzielanych tu surowców i paliwa gorszej jakości niezbędne są stabilne rynki zbytu. W najbliższych latach instalacje MBP wymagać będą dalszej modernizacji i dostosowania do przetwarzania selektywnie zbieranych frakcji surowcowych i bioodpadów. Dużą zaletą technologii MBP jest niewątpliwie jej elastyczność i możliwość dostosowania do zmieniających się wymogów rynku.

Piśmiennictwo

- AK Nova, 2013. Przegląd instalacji do mechaniczno-biologicznego przetwarzania odpadów istniejących w Polsce oraz opracowanie wytycznych do budowy nowych lub rozbudowy istniejących instalacji mechaniczno-biologicznego przetwarzania odpadów. ETAP II na zlecenie Generalnej Dyrekcji Ochrony Środowiska, Poznań.
- Arsova L., 2015. Waste conversion mechanical biological treatment (MBT) concept for material and energy recovery from mixed MSW, <https://wasteadvantagemag.com/waste-conversion-mechanical-biological-treatment-mbt-concept-for-material-and-energy-recovery-from-mixed-msw/>
- Bayard R., de Araújo Morais J., Ducom G., Achour F., Rouez M., Gourdon G., 2010. Assessment of the effectiveness of an industrial unit of mechanical–biological treatment of municipal solid waste, *Journal of Hazardous Materials*, 175, 1–3, 23–32.
- Błachowicz K., 2016. Odpady kaloryczne – coraz bardziej palący problem. *Przegląd Komunalny*, 10, 8–10.
- BREF dla gospodarki odpadami., 2006. Dokument referencyjny na temat najlepszych dostępnych technik; Przemysł Przetwarzania Odpadów; <http://ippc.mos.gov.pl> (dostęp 05.05.2017).
- BTA International., 2017. <http://www.bta-international.de>
- COM/2015/594 Dyrektywa Parlamentu Europejskiego i Rady zmieniająca dyrektywę 1999/31/WE w sprawie składowisk odpadów. Brussel, COM (2015) 594 final, 2.12.2015.
- COM/2015/595 Dyrektywa Parlamentu Europejskiego i Rady zmieniająca dyrektywę 2008/98/WE w sprawie odpadów, Brussel, COM (2015) 595 final, 2.12.2015.
- Cossu R., Raga R., 2008. Test methods for assessing the biological stability of biodegradable waste, *Waste Management*, 28, 381–388.
- den Boer E., Hryb W., Kozłowska B., 2017. Gospodarka odpadami komunalnymi – szanse, wyzwania i zagrożenia. Wybrane zagadnienia. Monografia naukowa, Texter (w recenzji).
- Döing M., 2016. The market for mechanical biological waste treatment plants in Europe, TK Verlag – Fachverlag für Kreislaufwirtschaft, *Waste Management*, 6, 341–354.
- Dreifßigste Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes (Verordnung über Anlagen zur biologischen Behandlung von Abfällen – 30. BImSchV) 30. BImSchV Ausfertigungsdatum: 20.02.2001.
- ECOPROG Market Study MBT, The European Market for Mechanical Biological Treatment Plants, Cologne, December 2011.
- Jędrzak A., den Boer E., 2015. Raport końcowy III etapu ekspertyzy mającej na celu przeprowadzenie badań odpadów w 20 instalacjach do mechaniczno-biologicznego przetwarzania odpadów, na zlecenie Generalnej Dyrekcji Ochrony Środowiska, Zielona Góra.

- KPGO, 2022. Uchwała Nr 88 Rady Ministrów z dnia 1 lipca 2016 r. w sprawie Krajowego planu gospodarki odpadami 2022 (M.P. 2016 poz. 784).
- Krasuska E., Oniszk-Popławska A., 2013. Recykling organiczny i odzysk energii z segregowanych u źródła bioodpadów pochodzenia komunalnego. Przewodnik przedsiębiorcy, Warszawa, http://www.bioenergiadlaregionu.eu/gfx/bioenergia/userfiles/proakademia/projekty/recykling_organiczny_i_odzysk/prawne.pdf;
- Nelles M., Morscheck G., Grünes J., 2012. MBT in Germany and Europe – Development, Status and Outlook, International 9th ASA Recycling Days.
- Scaglia B., Salati S., Di Gregorio A., Carrera A., Tambone F., Adani F., 2013. Short mechanical biological treatment of municipal solid waste allows landfill impact reduction saving waste energy content, *Bioresource Technology*, 143, 131–138.
- Strabag, 2017. <http://www.strabag-umwelttechnik.com>
- UBA (Umweltbundesamt) <https://www.umweltbundesamt.de/en>
- Velis C.A., Longhurst H., Drew R., Smith R., Pollard S.J.T., 2009. Biodrying for mechanical-biological treatment of waste: a review of process science and engineering, *Bioresource Technology*, 100, 2747–2761.
- Velis C.A., Longhurst H., Drew R., Smith R., Pollard S.J.T., 2010. Production and quality assurance of solid recovered fuels using mechanical-biological treatment (MBT) of waste: a comprehensive assessment. *Crit. Rev. Env. Sci. Technol.*, 40, 979–1105.
- Verordnung über die umweltverträgliche Ablagerung von Siedlungsabfällen (Abfallablagerungsverordnung –AbfAbIV) vom 20.02.2001.

Adam Cenian, Bartosz Pietrzykowski

*Instytut Maszyn Przepływowych PAN im. R. Szewalskiego,
ul. Generała Józefa Fiszera 14, 80-231 Gdańsk
cenian@imp.gda.pl*

2. Innowacyjne systemy produkcji i wykorzystania biogazu z bioodpadów zgodne z dyrektywami Unii Europejskiej

2.1. Wprowadzenie – motywacja, przepisy i propozycje Komisji UE

Motywację do nowych inicjatyw w zakresie zagospodarowania odpadów biodegradowalnych Komisja Unii Europejskiej czerpie z idei gospodarki cyrkulacyjnej („zeroodpadowej”, zrównoważonej, symbiozy gospodarczej) [Chertow 2007] (rys. 2.1) oraz zrównoważonej energetyki (ekoenergetyki, OZE, ...). Z jednej strony ważna jest cyrkulacja wartości nawozowych (w tym fosforu), z drugiej należy ograniczyć zużycie paliw kopalnych, których zasoby kurczą się w szybkim tempie. Ponadto, Komisja wspiera działania mające na celu produkcję biogazu z bioodpadów zarówno miejskich, jak i rolniczych oraz wszelkiego rodzaju przetwórstwa produktów rolnych, rybołówstwa i innych. Celem jest ograniczenie konkurencji na rynku produktów spożywczych i pasz (m.in. w aspekcie dużej zależności produkcji biogazu od kiszzonek kukurydzy).



Rys. 2.1. Schemat gospodarki cyrkulacyjnej (o obiegu zamkniętym)
[za K. Kawczyński, D. Zawadzka 2017]

Specjalną uwagę Komisja UE zwraca na zagadnienie bezpieczeństwa podaży fosforu – pierwiastka o ograniczonej dostępności na Ziemi, niezbędnego surowca do produkcji żywności. Choć zagadnienie to jest już częściowo uwzględnione w wymaganiach Dyrektywy odpadowej poprzez postulat wykorzystania nawozowego kompostu i pofermentu, Komisja planuje dalsze działania legislacyjne w tym zakresie.

Aby wymusić zmiany zgodne z zasadami gospodarki cyrkulacyjnej i zrównoważonej, Komisja sięga po nowe mechanizmy (COM(2014) 398 final), opierając się na wytycznych odnośnie wzrostu poziomu recyklingu (70% w roku 2030) oraz zakazie składowania odpadów o cieple spalania powyżej 6 MJ·kg⁻¹. Dla porównania, w roku 2014 poziom recyklingu w Polsce przekroczył 25%. Wytwarzamy na głowę mieszkańca ok. 800 kg odpadów mniej niż średnia UE i pozostajemy w tyle pod względem ilości spalanych odpadów, 93 kg w 2012 r., tj. o 102 kg mniej niż średnia we Wspólnocie.

Europejską politykę w zakresie gospodarowania odpadami określa Dyrektywa 2008/98/EC o odpadach Parlamentu Europejskiego i Rady z dnia 19 listopada 2008 oraz dokumenty interpretacyjne (Komunikaty i wytyczne Komisji Europejskiej), w tym Komunikat „**Ku gospodarce o obiegu zamkniętym: program ‘zero odpadów’ dla Europy**” opublikowany 2 lipca 2014 r. (COM(2014) 398 final).

Dyrektywa definiuje hierarchię procesów zagospodarowania odpadów, określając priorytety działań, biorąc pod uwagę punkt widzenia ochrony środowiska:

1. zapobieganie powstawaniu odpadów,
2. przygotowywanie do ponownego użycia,
3. recykling,
4. inne metody odzysku, np. odzysk energii,
5. unieszkodliwianie.

Przez „**recykling**” – Dyrektywa 2008/98/EC rozumie „odzysk, w ramach którego odpady są ponownie przetwarzane na produkty, materiały lub substancje wykorzystywane w pierwotnym celu lub innych celach; obejmuje to ponowne przetwarzanie materiału organicznego (recykling organiczny), ale nie obejmuje odzysku energii i ponownego przetwarzania na materiały, które mają być wykorzystane jako paliwa lub do celów wypełniania wyrobisk”. Oznacza to, że o zaliczeniu procesu do recyklingu nie decyduje sam proces technologiczny, ale proces wraz z celem. „Celem recyklingu ma być uzyskanie substancji lub materiału o przeznaczeniu pierwotnym lub innym, ... – o tym, czy dany proces jest recyklingiem, czy nie, decydują jego efekty, czyli uzyskany produkt”. Z powyższej interpretacji wynika, że np. proces polegający na produkcji z odpadów gazu syntezowego (syngazu) i wykorzystaniu go w celu generacji energii elektrycznej i ciepła nie jest recyklingiem, jedynie „odzyskiem energii” (niższym niż recykling procesem w hierarchii); jednak gdy syngaz będzie wykorzystany w przemyśle chemicznym do syntezy chemikaliów, cały proces zyskuje status „recyklingu”. Do recyklingu Dyrektywa wraz z dokumentami interpretacyjnymi zalicza procesy kompostowania lub fermentacji metanowej, pod warunkiem że poferment przestaje być odpadem, a staje się produktem, tzn. może być użyty jako nawóz lub polepszacz gleby w zastosowaniach rolniczych lub rekultywacji terenów zdegradowanych – patrz Art. 2, punkt 6 „Where the target calculation is applied to the aerobic or anaerobic digestion of biodegradable waste, the input to the aerobic or anaerobic treatment may be counted as recycled where that treatment generates compost or digestate which, following any further necessary reprocessing, is used as a recycled product, material or substance for land treatment resulting in benefit to agriculture or ecological improvement”. W tym sensie wykorzystanie kompostu lub pofermentu jako paliwa w instalacjach termicz-

nego przekształcania uniemożliwia zaliczenie odpadów poddanych kompostowaniu lub fermentacji do kategorii recyklingu, przesuując je do kategorii niższej w hierarchii procesów zagospodarowania odpadów, tzn. „inne metody odzysku”.

Tak ambitny cel (70% recyklingu połączonego z odzyskiem wartości nawozowych) to wyzwanie nie tylko dla gmin w Polsce, ale w całej UE, gdzie do tej pory często stawiano na spalanie. Przykład zmian planowanych w gminie Næstved, Dania, gdzie do tej pory spalano ok. 76% odpadów komunalnych, przedstawiono w odrębnej publikacji [Cenian i Pietrzykowski 2016]. Aby podnieść poziom recyklingu, segregowana w gospodarstwach domowych frakcja biodegradowalna (22%) zostanie w 2018 r. skierowana do biogazowni.

W 2014 roku Komisja Europejska opublikowała Komunikat „Ku gospodarce cyrkulacyjnej: program ‘zero odpadów’ dla Europy” [COM(2014) 398 final] adresowany do Parlamentu Europejskiego, Rady, Europejskiego Komitetu Ekonomiczno-Społecznego i Komitetu Regionów. Komunikat odnosi się do takich kryteriów gospodarki zrównoważonej jak: efektywność surowcowa, sprawność energetyczna, ograniczenie emisji gazów cieplarnianych odpowiedzialność socjalna (unikanie konfliktu z produkcją żywności oraz wspieranie lokalnego rynku). Poza postulowanym wzrostem recyklingu do 70% wszystkich odpadów w roku 2030 oraz do 80% w przypadku opakowań – od 1 stycznia 2025 r. nie będzie można składować odpadów nadających się do recyklingu (w tym tworzyw sztucznych, metali, szkła, papieru i tektury oraz odpadów biodegradowalnych). Od stycznia 2030 roku na składowisko będzie można przyjąć nie więcej odpadów niż 5% masy całkowitej odpadów z roku poprzedniego.

Tego typu postulaty stawiają silną barierę dla rozwoju nowych spalarni oraz wymuszają na władzach działania zmierzające do selektywnej zbiórki odpadów biodegradowalnych, ostatnio dość energicznie wdrażane w Polsce. Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 29 grudnia 2016 r. w sprawie szczegółowego sposobu selektywnego zbierania wybranych frakcji odpadów nakłada na właścicieli nieruchomości deklarujących selektywną zbiórkę odpadów komunalnych obowiązek wydzielenia (do dnia 30 czerwca 2021 r.) czterech strumieni odpadów selektywnie zebranych: papier, szkło, metale wspólnie z tworzywami sztucznymi (w tym opakowania wielomateriałowe), odpady ulegające biodegradacji, ze szczególnym uwzględnieniem bioodpadów oraz piątego strumienia odpadów zmieszanych (resztkowych).

Wydzielenie czwartej frakcji bioodegradowalnej stawia branżę biogazową przed dużą szansą na radykalny wzrost produkcji biogazu oraz użytkowego pofermentu – wytwarzany dotychczas w kompostowniach stabilizat z frakcji organicznej odpadów komunalnych (FOOK) nie był dopuszczany do obrotu, ze względu na zanieczyszczenia kawałkami szkła, tworzyw sztucznych, metali, kamieni i innych. Selektywna zbiórka frakcji biodegradowalnej u źródła jej powstawania może w sposób zasadniczy zmienić jakość produkowanego pofermentu. Innym (dużo trudniejszym technicznie) jest segregacja FOOK (w tym hydromechaniczna) w Regionalnych Instalacjach Przetwarzania Odpadów Komunalnych (RIPOK) przed lub po procesie fermentacji metanowej.

2.2. Innowacyjne metody recyklingu odpadów biodegradowalnych

Niniejsza praca jest poświęcona nowym, innowacyjnym technologiom recyklingu i odzysku energetycznego z odpadów biodegradowalnych oraz ocenie tych technologii w świetle obowiązujących i planowanych przepisów UE. Przedstawiona analiza dotyczy takich technik jak (alfabetycznie): autoklawowanie, ciśnieniowe wyciskanie odpadów zmieszanych, depolimeryzacja, fermentacja metanowa i separacja hydromechaniczna. Część z tych technologii

stanowi proces pełnego odzysku (tj. od substratu odpadowego do produktu końcowego), inne stanowią jedynie pewien etap wstępny, choć mogą pozytywnie wpływać na pełen proces technologiczny.

W zakresie fermentacji innowacje koncentrują się na wprowadzaniu procesów wieloetapowych z różnymi obróbkami wstępnymi. W pracy koncentrujemy się na innowacjach bliższych wdrożeniu, w tym wdrażanym obróbkom wstępnym substratu, efektywnym metodom mieszania lub procesom unikającym mieszania pulpy czy technologiom metanizacji CO₂ i wodoru. Ciekawą innowacyjną opcją wydaje się technologia produkcji biowodoru metodą ciemnej fermentacji, którą można traktować jako wstępną fazę fermentacji metanowej [Hsu i Lin 2016]. W pracy krótko omówiona zostanie również innowacyjna polska technologia wzbogacania biogazu metodą SFR.

2.2.1. Technologie pełnego odzysku odpadów

Proces odzysku materiałowego lub energetycznego jest możliwy z wykorzystaniem procesów: fermentacji metanowej, depolimeryzacji czy autoklawowania z sortowaniem (Technologia RotoSTERIL – którą można też traktować jak obróbkę wstępną odpadów zmieszanych).

W przypadku surowych odpadów komunalnych istnieją dwie główne koncepcje ich zagospodarowania w procesie fermentacji:

- a) fermentacja niesortowanych odpadów komunalnych reprezentowana np. przez przyrmy energetyczne, technologię GICON i Strabag lub postulowaną przez firmę VMPRESS fermentację wyciśniętej frakcji FOOK, bądź autoklawowanej i wysegregowanej (Bioelectra Group SA) biodegradowalnej frakcji odpadów;
- b) fermentacja sortowanych u źródła odpadów komunalnych – postulowana w Dyrektywie 2008/98/EC, ze względu na możliwość łatwiejszej utylizacji pofermentu; często termofilowa, połączona z technologią wzbogacania biogazu i skroplenia biometanu do celów transportowych – metoda szczególnie popularna w Szwecji.

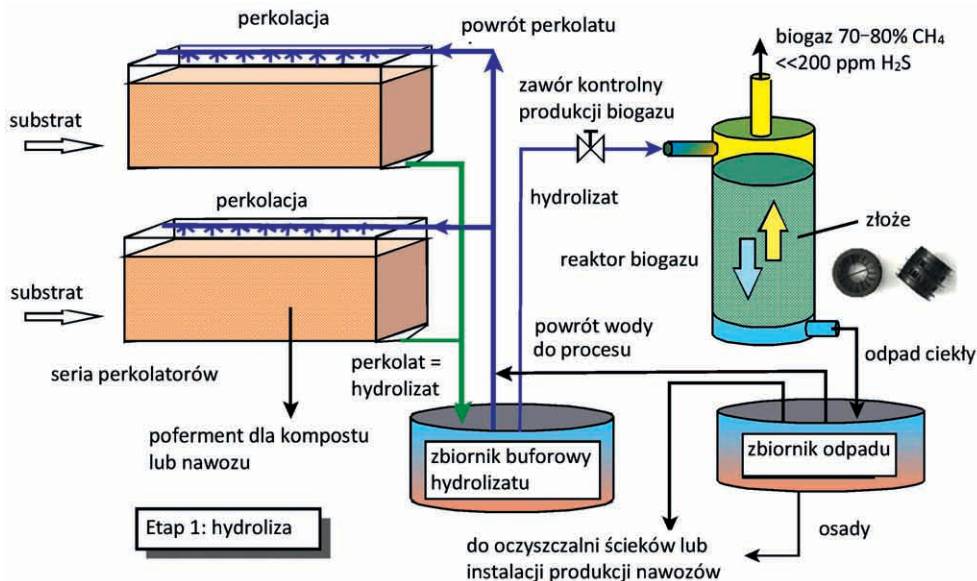
2.2.2. Przegląd technologii

Dwuetapowa technologia GICON [Busch 2014]

Fermentacja wg dwuetapowej technologii GICON jest połączeniem fermentacji suchej (I faza – hydroliza) oraz mokrej (II faza – metanizacja). W fazie hydrolizy wykorzystuje się proces perkolacji, w którym hydrolizat jest zawracany częściowo do zamkniętych komór wypełnionych zmieszanyymi bioodpadami (zawierającymi powyżej 15% s.m.). Zawracana ciecz umożliwia inokulację złoża (ważne jest jego właściwe rozdrobnienie na odcinki ok. 5 cm umożliwiające dobre wnikanie perkolatu/hydrolizatu w złożo, które nie jest mieszane) oraz rozpuszczanie związków organicznych w hydrolizacie (rys. 2.2).

Druga część hydrolizatu przekazywana jest do komory fermentacyjnej, o stosunkowo niewielkich rozmiarach, ze złożem stałym w postaci elementów zwiększających powierzchnię kontaktu hydrolizatu z koloniami bakterii, co umożliwia przyspieszony proces metanizacji w cyrkulującej cieczy (hydrauliczny czas zatrzymania wynosi mniej niż 24 h). Proces hydrolizy w modułowych komorach przebiega w okresie od 14–22 dni, w zależności od substratu (odpady miejskie ulegają szybszej hydrolizie niż np. kiszonka kukurydziana). W przypadku instalacji wielomodułowej – moduły mogą być wypełniane substratem w kolejnych dniach, zapewniając stały dopływ hydrolizatu do komory fermentacyjnej. Zgodnie z deklaracją twór-

ców technologii wytworzony biogaz charakteryzuje wysoka zawartość metanu, ze względu na częściowe usuwanie powstającego w trakcie hydrolizy CO_2 ; koncentracja zmierzona dla kiszonki kukurydzy wyniosła 70%. Proces przebiega stabilnie niezależnie od jakości substratu czy zawartości materii nieorganicznej, a całą instalację charakteryzuje zwartość i modułowość konstrukcji.



Rys. 2.2. Schemat instalacji suchej fermentacji [Busch 2014]

Technologia suchej fermentacji STRABAG

Duże doświadczenie w fermentacji różnych rodzajów bioodpadów miejskich zgromadziła firma Strabag (tab. 2.1). Sucha fermentacja (dla odpadów o suchej masie 15–45%) prowadzona jest w jednostopniowym horyzontalnym reaktorze typu Laran® wyposażonym w szereg urządzeń mieszających, zabezpieczających przed tworzeniem się piany oraz sedymentacją. Zapewniono łatwy dostęp do wszystkich urządzeń w reaktorze. Proces może być prowadzony w warunkach mezo- lub termofilnych.

Instalacja suchej fermentacji FOOK w CTRU Valladolid uruchomiona w roku 2002 umożliwia fermentację ok. 15 tys. ton rocznie. Metale żelazne i nieżelazne zostały odseparowane od substratu, który zawiera jednak sporą ilość (nawet ok. 14%) zanieczyszczeń inertnych. Pewną ilość cyrkulującej wody dodaje się do substratu, aby osiągnąć 40–45% s.m. Poferment po dodaniu odpadów zielonych oraz kompostowaniu jest oczyszczany, aby spełnić wymagania jakościowe dla kompostu. Średnio z tony substratu produkowane jest ok. 103 Nm^3 biogazu o zawartości 65,5% metanu.

Tabela 2.1. Parametry produkcji biogazu w instalacjach firmy Strabag z różnych rodzajów substratów odpadowych gromadzonych w miastach [Chrząstek 2016]

<p>Frakcja organiczna wydzielona ze zmieszanych odpadów komunalnych:</p> <ul style="list-style-type: none"> – wysoka zawartość zanieczyszczeń, materiały opakowaniowe, tworzywa, szkło i inne materiały inertne (w Polsce popiół) – 40–50% s.m. (sucha masa), 60–70% s.m.o. (sucha masa organiczna), 60% b.s.m.o. (sucha biodegradowalna masa organiczna) 	<p>100–110 Nm³·Mg⁻¹ wsadu</p>
<p>Segregowane u źródła bioodpady, zmieszane odpady bio i zielone zbierane w pojemnikach:</p> <ul style="list-style-type: none"> – niska zawartość zanieczyszczeń (typowo 3–5%) – wyższa zawartość trudno rozkładalnych odpadów zielonych – 35–50% s.m., 75–85% s.m.o. i 70–80% b.s.m.o. 	<p>130–140 Nm³·Mg⁻¹ wsadu</p>
<p>Segregowane u źródła odpady żywnościowe i targowiskowe:</p> <ul style="list-style-type: none"> – odpady z restauracji i stołówek, z targowisk, przeterminowana żywność – duża zawartość zanieczyszczeń opakowaniowych – mała ilość odpadów ogrodowych/zielonych – 20–30% s.m., 75–90% s.m.o. i 80–90% b.s.m.o. 	<p>150–190 Nm³·Mg⁻¹ wsadu</p>

Technologia PRV i ATB Potsdam

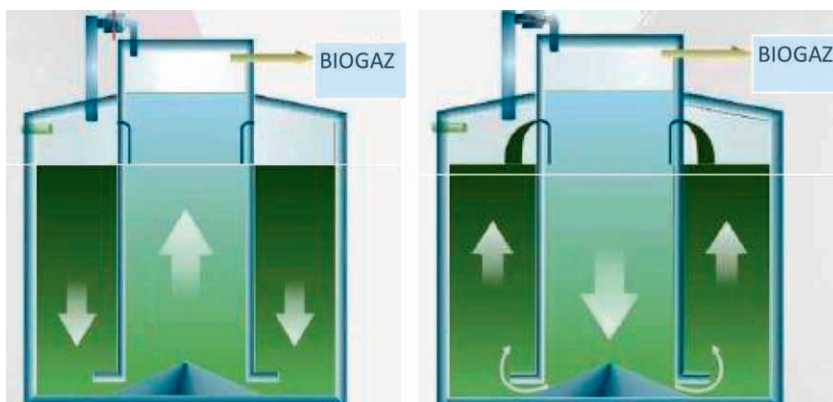
W ATB Poczdam (prof. B. Linke) we współpracy z firmą PRV opracowano wysoko wydajne termofilowe reaktory biogazowe do fermentacji gnojowicy świńskiej oraz buraków pastewnych. Reaktor wykorzystuje regulowane: recyrkulację pulpy z wykorzystaniem pomp i umiejscowienia strumieni powrotnych (rys. 2.3). Reaktor charakteryzują: stosunkowo mała objętość, krótki czas retencji, duża elastyczność zawartości suchej masy w pulpie oraz wysoka efektywność kosztowa.



Rys. 2.3. Reaktor PRV i ATB Potsdam do fermentacji gnojowicy i buraków pastewnych [Vollmer-Heuer 2017]

Technologia HPF (*High organic loading plug-flow digestion system*)

Technologia HPF wykorzystuje gradient ciśnienia w zewnętrznej części komory fermentacyjnej związany z produkcją biogazu, który powoduje wypiętrzenie pulpy w środkowej części reaktora. Otwarcie zaworów powoduje przepływ pulpy bardziej przefermentowanej ze środkowej części i inokulację świeżego substratu (rys. 2.4). Zaletami tego rozwiązania są brak mechanicznego mieszadła, mniejsze zużycie energii, mniejsza awaryjność, efektywne usuwanie kożucha, rozwarstwienie osadów w czasie procesu oraz ograniczenie usuwania świeżego substratu.



Rys. 2.4. Schemat reaktora HPF i zasada działania [Ventury GmbH 2017]

Technologia zunifikowanych reaktorów z centralnym pionowym mieszadłem [Dach 2016]

Instalacje w Jaromierzu, Upałtach i Sieńsku wykorzystujące zunifikowane instalacje z reaktorami stalowymi o pojemności całkowitej 1000 m³ oraz centralnym mieszaniem w pionowych propellerach charakteryzują się dużą stabilnością procesu i bardzo małym zapotrzebowaniem energetycznym na mieszanie oraz ogrzewanie. Innowacyjny system mieszania likwiduje problem tworzenia się kożucha, nawet w przypadku stosowania substratów o dużej zawartości suchej masy. Układ mieszania za pomocą propellera wciąga zarodki kożucha na dno zbiornika, gdzie ulegają rozłożeniu. Prace prowadzone przy udziale Uniwersytetów Przyrodniczych w Poznaniu i Lublinie wykazały, że w instalacjach tych odpowiednio rozdrobiona i zmacerowana słoma umożliwia produkcję na poziomie 600 m³ biogazu z tony słomy.

Technologie fermentacji pomiotu kurzego

Polska jest liderem produkcji drobiu w Europie (ok. 1 mld sztuk/rok). Jednak technologie zagospodarowania pomiotu (i odpadów z ubojni), w tym fermentacja metanowa, natrafiają na duże trudności ze względu na nadmiar azotu. Rozwiązaniem może być kofermentacja z odpowiednio dobranymi kosubstratami (np. kiszonki traw) lub technologia usuwania nadmiaru azotu. Problemem usuwania azotu z pulpy fermentacyjnej zajmuje się wiele ośrodków naukowych na świecie (w tym UP w Poznaniu oraz IMP PAN w Gdańsku) [Dach 2016].

Nadmiar azotu może być usuwany np. za pomocą elektroremediacji, w wyniku czego roztwór przeznaczony do fermentacji posiada obniżoną zawartość azotu, a uzyskana stężona

woda amoniakalna może być przeznaczona do celów nawozowych. Aktualnie trwa budowa prototypowej instalacji o mocy 250 kWe pracującej na oborniku kurzym w miejscowości Marianki (siedzibie firmy Kurczak Lubuski partnera w projekcie z UP Poznań).

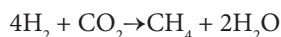
Okresowy Bioreaktor Beztlenowy

Rośnie popularność tzw. Okresowych Bioreaktorów Beztlenowych, w których zachodzi przyspieszona, kontrolowalna fermentacja FOOK odpadów organicznych. OBB tworzone są poprzez jednorazowe lub krótkoterminowe dostarczanie odpadów biodegradowalnych do wnętrza złoża. Następnie reaktor jest szczelnie zamykany, układana jest instalacja odgazowania, nawadniania (recyrkulacji odcieków) oraz urządzenia kontrolno-pomiarowe. Od tego momentu rozpoczyna się eksploatacja, z optymalizacją warunków fermentacji metanowej poprzez odpowiedni odbiór, uzdatnienie i recyrkulację odcieków. W porównaniu z fermentacją w tradycyjnej kwaterze składowiska, gdzie również powstaje biogaz jako efekt zachodzących przemian biologicznych przez ok. 25 lat i dłużej, pełny rozkład biomasy w OBB następuje w okresie do 5 lat [Białowiec i in. 2014].

Po ustaniu intensywnych procesów fermentacyjnych realizowane jest napowietrzanie reaktora, w celu stabilizacji pozostałej materii organicznej oraz likwidacji związków odorotwórczych. Po otwarciu reaktora pozostałe odpady kierowane są do mechanicznego przetwarzania, możliwe jest zastosowanie separacji hydromechanicznej. Pytaniem otwartym jest, czy pozostałość organiczno-mineralna zmieszanych odpadów komunalnych (po oddzieleniu plastików i szkła) będzie nadawać się do wykorzystania nawozowego, co umożliwiłoby zakwalifikowanie procesu jako recykling.

Biologiczna metanizacja dwutlenku węgla

Metanizacja dwutlenku węgla opiera się na egzoenergetycznym procesie SABATIERA [Sabatier 1913] – katalizowanej reakcji chemicznej czy procesie biologicznym, który przebiega zgodnie z następującym równaniem chemicznym:



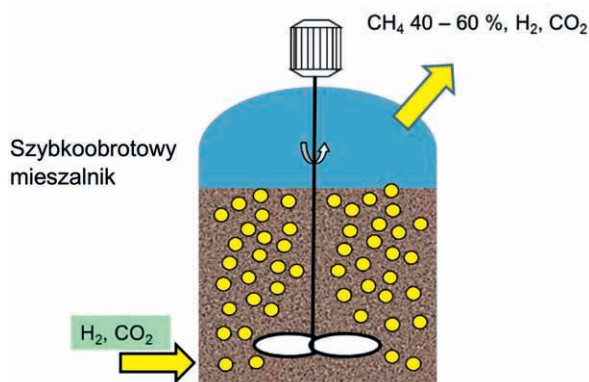
Jest to reakcja wysokotemperaturowa, z użyciem jako katalizatora niklu lub rutenu. Jej zaletami są wysoka szybkość i zwarta konstrukcja reaktora, natomiast wadami – mała stabilność termiczna i wysoka czułość katalizatorów na zanieczyszczenia, zwłaszcza związkami siarki (H_2S). Ilość wyzwolonej energii wynosi $\Delta H^\circ = -165,0$ kJ/mol.

Innym sposobem metanizacji, który pojawia się w połączeniu z technologią produkcji biogazu, jest tak zwana hydrogenotroficzna metanogeneza. Jest to jeden z dwóch podstawowych mechanizmów tworzenia metanu w procesie biogazowym. Ogólne równanie stechiometryczne jest tożsame ze wspomnianym powyżej, ale synteza jest wspomagana enzymem i przebiega jako reakcja wieloetapowa w warunkach ciepłolubnych lub hyperciepłolubnych. W związku z tym szybkość reakcji jest znacznie niższa w porównaniu z procesem SABATIERA. Jednak konstrukcja aparatury i sterowanie procesem są nieskomplikowane, mikroorganizmy potrzebują tylko środowiska wodnego i pewnych mikro- i makroelementów odżywczych. Niezbędne archeowce są powszechnie dostępne, a najlepszą wydajność wykazały monokultury *Methanothermobacter Thermotrophicus* [Smith i in. 1997], *Methanothermobacter (Marburgensis)* [Wasserfallen i in. 2000], *Methanococcus Thermolithotrophicus* [Belay i in. 1986], *Methanosarcina Barkeri* [Balch, 1979], *Methanobacterium Formicicum* [Schnellen, 1947] i *Rhodospirillum Rubrum* [Esmarch 1887]).

Podczas biochemicznej konwersji dwutlenku węgla do metanu pojawia się elementarny problem: zarówno wodór, jak i dwutlenek węgla muszą być rozpuszczone w wodzie, zanim nastąpi synteza. Intensywność metanizacji zależy w związku z tym nie tylko od działania mikroorganizmów, ale przede wszystkim od przekazu masy na granicy gaz/ciecz oraz do mikroorganizmów, i odwrotnie. Szczególnym problemem jest znacznie niższa rozpuszczalność wodoru niż dwutlenku węgla. Badania nad biochemiczną metanizacją koncentrują się zatem głównie na poprawie tego transferu masowego.

Większość prac badawczych skierowana jest na poprawienie kontaktu między substratami i mikroorganizmami, np. poprzez intensywne mieszanie (CSTR) zapewniające zwiększenie transferu masy w warstwie granicznej, podawanie gazu w formie bardzo małych pęcherzyków oraz wyższe ciśnienie systemu (rys. 2.5). Wspólne badania prowadzone przez INBIA, GICON i BTU Cottbus zaowocowały koncepcją dwóch obiecujących technologii.

W jednej metanogeny są unieruchomione jako biofilm na powierzchni materiału złoża, które wypełnia cylindryczny reaktor. Wodny roztwór substancji odżywczych jest rozpylany na złożo, zapewniając wilgotność biofilmu. Mieszanka gazów H_2 i CO_2 jest podawana albo od dołu (przepływ przeciwpądowy w stosunku do cieczy), albo z góry (kierunek współpądowy), tworząc „continuum” wewnątrz reaktora.



Rys. 2.5. Metanizacja w CSTR, zawieszono hydrogenotroficzne metanogeny w wodnym roztworze odżywczym (np. *Methanococcus Thermolithotrophicus*) [Busch i Burkhardt 2016]

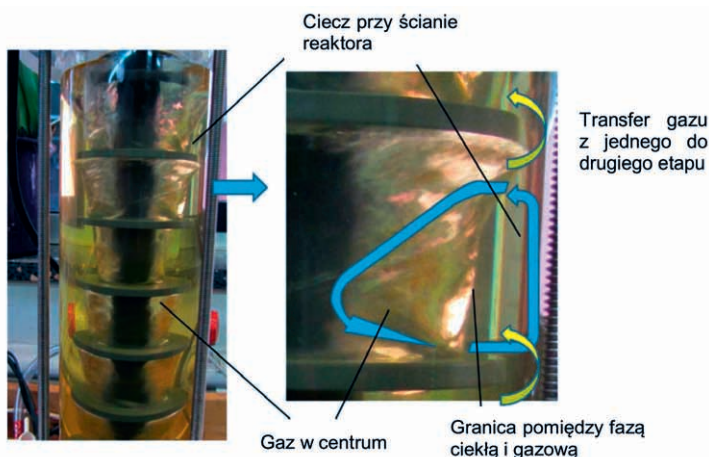
Reaktor ten jest zdolny do wytwarzania biogazu z zawartością ponad 97% metanu. Przy bardziej szczegółowej analizie przebiegu reakcji zauważono, że szybkość metanizacji zmniejsza się znacząco na drodze od wejścia do wyjścia. Można powiedzieć, że 10% reaktora wytwarza 90% metanu, a 90% nawilżanego złoża jest niezbędne do wzrostu stężenia metanu od 90 do ok. 98%.

Co zaskakujące, stężenie metanu po jednym przejściu przez bardzo cienki biofilm przekroczyło 90% [Ziesche 2016]. Jest to dowód na wysoki stopień metanizacji przez metanogeny, jeśli tylko zapewnione są optymalne warunki reakcji. Taki układ może być łatwo przeskalowany do dużych przemysłowych rozmiarów, ponieważ techniczne wzorce projektu, np. filtry, już istnieją.

Metanizacji przy użyciu CSTR zawsze towarzyszy problem wzrostu i skupiania się pęcherzyków gazu, a także uciekanie wraz z metanem mieszaniny CO_2-H_2 z powodu niewystarczającego czasu retencji dla reakcji. W większości opisywanych doświadczeń

otrzymywano stężenie metanu poniżej 65% pomimo bardzo wysokiej wydajności metanu. W związku z tym, w celu uzyskania wyższego stężenia metanu uwolniony gaz powinien być zawracany wiele razy lub należy instalować kaskady CSTR.

Kaskada reaktorów CSTR jest kosztowna zarówno pod względem inwestycyjnym, jak i eksploatacyjnym. W celu uniknięcia tego problemu zainstalowany został układ obracających się tarcz – patrz rysunek 2.6. Przestrzeń pomiędzy dwiema tarczami może być uważana jako CSTR. W konsekwencji, liczba odpowiedników reaktorów CSTR równa się liczbie obracających się dysków minus jeden. Mieszanie cieczy, która jest zawiesiną drobno rozproszonych metanogenów i składników odżywczych, jest spowodowane przez przepływ wirowy podobny do zmodyfikowanego przepływu Taylor-Couette’a [Racina 2008].



Rys. 2.6. Wzorce przepływu pojedynczego wału w kaskadzie reaktorów CSTR [Busch i Burkhardt 2016]

Reaktor został zaszczipiony osadem ściekowym. Biofilm powstał na materiale złoża (Bioflow 40) w ciągu ok. 6 tygodni. Po pewnym czasie adaptacji system produkował biogaz o zawartości ponad 98% metanu z czystego wodoru i dwutlenku węgla.

Ciemna fermentacja

Ciemna fermentacja to proces zbliżony do fermentacji metanowej, w której proces metanogenezy został zatrzymany. Jest to proces anaerobowy, w którym cukry proste ulegają dekompozycji w kwasy organiczne o niskiej masie, wodór oraz CO_2 [Hsu i Lin 2016, Sołowski i in. 2018]. Wspomniane wyżej cukry mogą pochodzić z hydrolizy węglowodanów takich jak skrobia, melasy czy odpady celulozowe. Uzysk wodoru zależy od obciążenia materia organiczną. Ogólnie, ciemna fermentacja glukozy, fruktozy etc. w obecności wody zachodzi zgodnie z reakcją:



gdzie $n = m + z = 5, 6, 12, \dots$; $y = 0,5(n-m)$, $y = 2$ lub 4 ; $z = n-m-1$.

Wodór jest produkowany głównie w etapie acidogenezy w warunkach niskich wartości $\text{pH} < 4$ – patrz poniżej w rozdziale 2.3.1 opis procesu kwaśnej obróbki. Ciemna fermentacja jest wynikiem działań bakterii acidogennych (np. Clostridium), przy czym metano-

geny są inhibitowane poprzez specjalną obróbkę inokulum. Jednocześnie bakterie pracują w warunkach stresu wywołanego różną obróbką wstępną: termiczną, kwaśną, mikrofalową, tlenową, mechaniczną (odwirowanie).

2.3. Metody wstępnej obróbki substratów

Istnieje wiele metod wstępnej obróbki substratów, które umożliwiają zwiększenie produkcji biogazu poprzez lizę polimerów w substracie, w tym obróbki: termiczna, kwaśna, zasadowa, mikrofalowa, ultradźwiękowa i inne. Część z nich znalazła już zastosowanie w budowanych instalacjach biogazowych.

2.3.1. Obróbka kwaśna

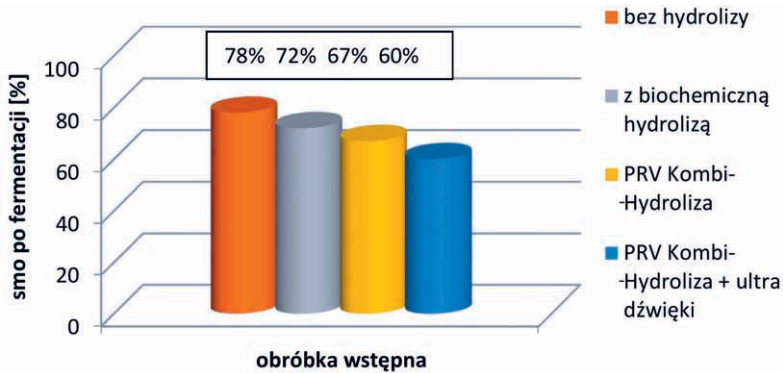
Bardzo dobre efekty wstępnej obróbki kwaśnej zaobserwowano w biogazowni w Międzyrzeczu Podlaskim. Pracuje ona w reżymie trzyetapowym, z wydzieloną wstępną fazą kwaśnej lizy ($\text{pH} < 4$) w temperaturze pokojowej, połączoną fazą kwasogenezy i octanogenezy oraz wydzieloną fazą metanogenezy. Zgodnie z deklaracją właściciela zastosowana technologia charakteryzuje się dużą elastycznością w zakresie zmienności substratów (w wyniku głębokiego rozkładu biopolimerów i dużej unifikacji pulpy fermentacyjnej) oraz wysokim stopniem odfermentowania, na poziomie 98,5% (produkcja pofermentu jest bardzo ograniczona). Instalacja jako jedna z niewielu na świecie umożliwia produkcję wodoru na skalę przemysłową. Testy prowadzone w 2014 roku wykazały, że z odpadów przemysłu mleczarskiego, cukrowniczego i przetwórstwa owoców uzyskano stabilną produkcję na poziomie 2000–2400 m³ wodoru dziennie [Dach 2016].

2.3.2. Obróbka ultradźwiękami

W trakcie obróbki ultradźwiękami efekty kawitacyjne skutkują większym rozdrobnieniem substratu. Zgodnie z doświadczeniami firmy PRV (Planungsbüro Rossow) gęstość energii 1,72 Wh/L jest w pełni wystarczająca, by 50% cząsteczek osiągnęło wielkość mniejszą od 6 μm [Głowacka-Gil i in. 2017]. Rysunek 2.7 przedstawia porównanie efektów różnych obróbek wstępnych opracowanych w firmie Planungsbüro Rossow, w tym biochemicznej hydrolizy, Kombi-Hydrolizy (zintegrowane dozowanie, rozdrabnianie, karmienie oraz biochemiczna hydroliza) i obróbki ultradźwiękami. Po fermentacji metanowej w reaktorze bez biochemicznej hydrolizy 78% s.m.o. pozostaje w pofermencie. Zastosowanie biochemicznej hydrolizy obniża tę wartość do 72%, PRV Kombi-Hydrolizy do 67%, a dołożenie do tego obróbki ultradźwiękowej obniża zawartość s.m.o. do 60% [Vollmer-Heuer 2017].

2.3.3. Technologia wstępnej obróbki Eco Cogen

Układ wstępnej fermentacji oferowany jako przystawka dla już istniejących biogazowni rolniczych pracujących w tradycyjnej technologii Nawaro (na kiszonce z kukurydzy) opracowano w poznańskiej firmie Eco Cogen. Badania realizowane w 2015 roku na dwóch biogazowniach w Brandenburgii pokazały, że zastosowanie tej technologii skutkowało wzrostem produkcji biogazu o 21–28%.



Rys. 2.7. Wpływ wybranych obróbek wstępnych: biochemicznej hydrolizy, PRV Kombi-Hydrolizy oraz obróbki ultradźwiękami na zawartość suchej masy w pofermencie [Vollmer-Heuer 2017]

2.3.3. Technologia RotoSTERIL

Technologia RotoSTERIL firmy Bioelectra Group SA umożliwia pełny recykling zmieszanych odpadów komunalnych i przemysłowych – patrz rysunek 2.8. Pierwszym etapem procesu jest autoklawowanie.

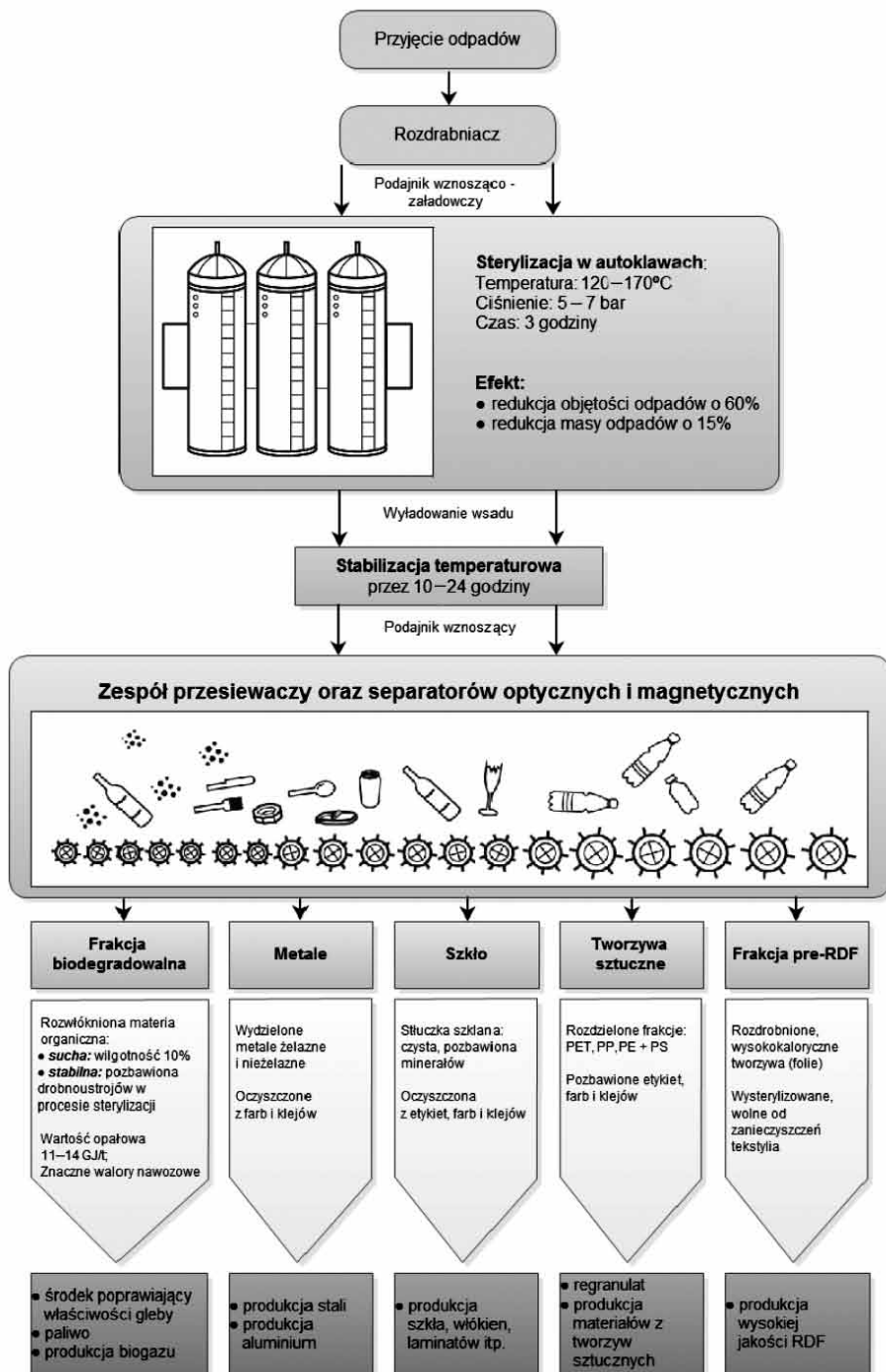
Autoklawowanie

Autoklawowanie odpadów komunalnych jest stosunkowo nową koncepcją, choć autoklaw to technologia znana i praktykowana od wielu lat, a proces został zastosowany do utylizacji odpadów klinicznych, przy sterylizacji (niszczeniu patogenów i biozanieczyszczeń) sprzętu laboratoryjnego oraz medycznego. Technologia ta polega na mechaniczno-ciepłej obróbce odpadów, której zakres jest regulowany w zależności od morfologii odpadów za pomocą trzech czynników fizycznych: temperatury, ciśnienia oraz czasu. Celem jest doprowadzenie „surowych” odpadów komunalnych (SOK) do stanu, w którym można będzie rozdzielić je na elementy składowe. Proces polega na umieszczeniu SOK w hermetycznie zamkniętym bębnie – patrz rysunek 2.9, w którym odpady podlegają procesowi podobnemu do „gotowania”, np. w temperaturze 160°C i ciśnieniu 5,2 bar, celem eliminacji odorów oraz patogenów (Bioelektra).

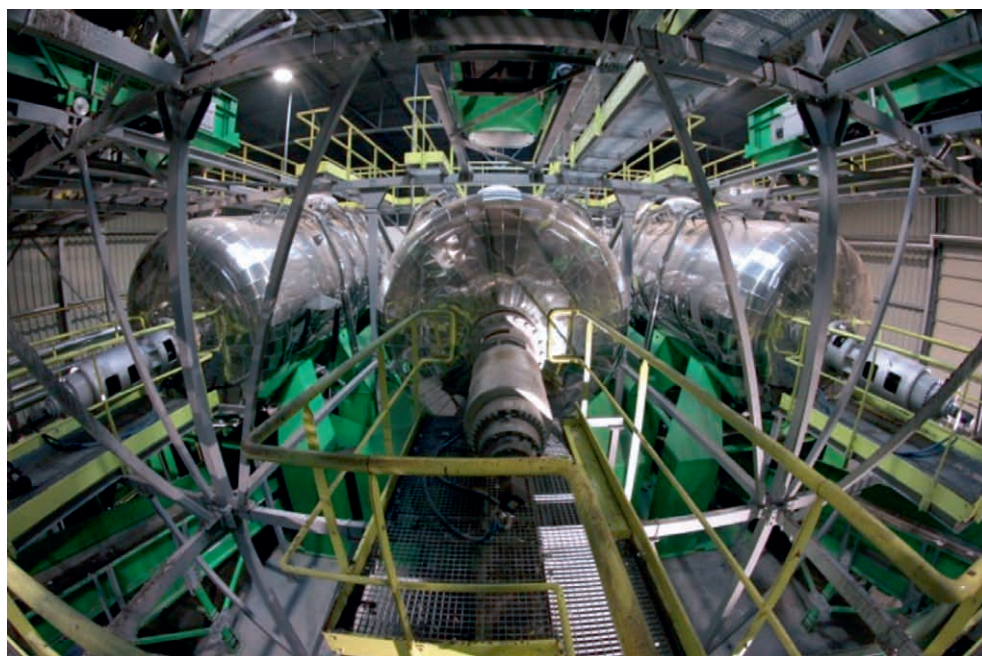
Sz szczególnie ciekawe zastosowanie procesu autoklawowania jest związane z możliwością deaktywowania prionów w temperaturze 132°C i ciśnieniu 1,43 bar przez 90 min lub po zanurzeniu w NaOH przy temperaturze 121°C przez 60 min [CertoClav 2017]. Sam proces autoklawowania nie prowadzi do pełnego odzysku surowców czy produktów niebędących odpadami. Ważnym elementem jest późniejsze mechaniczne sortowanie.

Sortowanie

Po procesie autoklawowania następuje proces sortowania (aluminium, innych metali nieżelaznych, żelaznych, tworzyw sztucznych, szkła, pre-RDF i frakcji biodegradowalnej – patrz rys. 2.8), który dzięki zastosowaniu sorterów optycznych umożliwia odizolowanie szkła różnej barwy i frakcji PET, PP oraz PE+PS. To umożliwia ich racjonalne wykorzystanie jako surowców wtórnych dla różnych technologii chemicznych. Pozostałość biodegradowalna może zostać wykorzystana w procesie fermentacji lub stabilizacji tlenowej (kompostowanie).



Rys. 2.8. Schemat technologii RotoSTERIL Bioelektra Group SA
 (za <http://www.bioelektra.pl/pl/technologie-opis>)



Rys. 2.9. Autoklawy firmy Bioelectra Group SA [za <http://www.bioelektra.pl/pl/technologie-opis>]

Surowce po procesie autoklawowania są czyste, pozbawione etykiet, farb, klejów i innych zanieczyszczeń.

Spośród proponowanych technologii utylizacji frakcji biodegradowalnej, np. termicznej (spalanie lub zgazowanie) i fermentacji metanowej, ta druga technologia jest preferowaną z punktu widzenia prawa UE. Jednak wstępne badania fermentacji metanowej natrafiły na problem związany z osadzaniem się substancji chemicznych na bioodpadach, co skutkuje pewnego stopnia inhibicją procesu. Pozytywne efekty otrzymano natomiast dla fermentacji w pryzmach energetycznych. Jednak zastosowanie pofermentu do celów uzdatniania gleby (warunek konieczny do uznania technologii za recykling) byłoby możliwe po wykonaniu badań związanych z zawartością metali ciężkich i innych szkodliwych substancji chemicznych.

Rozważane jest również bezpośrednio wykorzystanie wysortowanej frakcji biodegradowalnej jako polepszacza gleby – warunkiem jest jednak sprawdzenie chemicznej czystości tej frakcji, jak wspomniano wyżej.

2.3.5. Separacja hydromechaniczna

Proces polega na sortowaniu zmieszanych odpadów w strumieniu wody. Separacja w cieczy wynika z różnic gęstości masy różnych materiałów. Frakcja lekka (np. tworzywa sztuczne) unosi się na powierzchni wody, organika przemieszcza się w toni wodnej, a frakcja ciężka (metale i minerały) opada na dno zbiornika. Tworzywa sztuczne, metale i szkło (odzysk nawet do 90%) poddawane są dalszym procesom recyklingu, a organika może podlegać procesowi fermentacji.

Przykładem wdrożenia tej technologii jest instalacja BTA pulper firmy BTA International (Materiały firmy BTA International). Pulper poza separacją rozdrabnia substancje nierozpuszczalne oraz usuwa piasek metodą hydrocyklonu.

Separacja hydromechaniczna wydaje się procesem koniecznym w ciągu technologicznym dla recyklingu frakcji FOOK.

2.3.6. Ciśnieniowe wyciskanie (ekstruzja) odpadów zmieszanych

Firma **VMPRESS** (Włochy) zaproponowała technologię separacji frakcji ciekłej i suchej z niesortowanych SOK z wykorzystaniem specjalnej komory ciśnieniowej (600–1000 bar) z otworami w zewnętrznej ścianie. Część organiczna odpadów jest wyciśnięta przez otwory i odseparowana fizycznie od frakcji suchej (rys. 2.10). Frakcja mokra może zostać wykorzystana do produkcji biogazu, a sucha do produkcji energii w procesie obróbki termicznej. Sprawność energetyczna procesu wynosi ok. 40%. Pewną wątpliwość budzi możliwość spełnienia wymagań odnośnie poziomu recyklingu. Nie ma informacji na temat wysortowania papieru, tworzyw sztucznych, szkła czy metali.



Rys. 2.10. Ekstruder firmy VMPRESS [za <http://kmhsys.com/gallery/vm-press/>]

2.4. Przetwarzanie pofermentu

2.4.1. Hydrotermalna liza trudno utylizowalnego pofermentu

Poferment pochodzący z odpadów komunalnych (nawet zbieranych selektywnie u źródła) nie cieszy się dużym powodzeniem – jego komercyjną dystrybucją zajmują się w Szwecji wyspecjalizowane firmy. Dlatego w Instytucie Maszyn Przepływowych PAN prowadzone są prace nad zmniejszeniem ilości trudno utylizowalnego pofermentu (w tym osadów ściekowych) oraz zwiększeniem produkcji biogazu z zastosowaniem procesu hydrotermalnej lizy [Cenian i in. 2015].

2.4.2. Toryfikacja

Procesem termicznego przekształcania odpadów, który może być zakwalifikowany jako recykling a umożliwiający utylizację pofermentu gorszej jakości, jest **produkcja biowęgla** w procesie pirolizy, która w odróżnieniu od spalania ogranicza dostęp tlenu do procesu w stopniu dużo większym niż zgazowanie. **Biowęgiel** – zwany również **karbonizatem**, **biokarbonem**, **toryfikatem** – to cenny materiał o właściwościach zbliżonych do węgla drzewnego, powstający w procesie pirolizy różnorodnej biomasy, w tym odpadów leśnych, biomasy rolniczej, odpadów z przetwórstwa rolno-spożywczego, osadów ściekowych, jak również odpadów komunalnych. Produkt ten wykorzystywany jest w rolnictwie w celu poprawy właściwości gleby (w tym zwiększania jej właściwości sorpcyjnych) oraz w ochronie środowiska do usuwania zanieczyszczeń z roztworów wodnych, gazów procesowych oraz w celu rekultywacji zanieczyszczonych gleb.

Szczególnie istotna wydaje się być możliwość produkcji biowęgla z osadów ściekowych, których bezpośrednie wykorzystanie w celu poprawy właściwości gleby natrafia na coraz większe trudności. Proces toryfikacji mógłby być wykorzystany jako końcowy etap obróbki pozostałej biomasy po fermentacji w przyrządach energetycznych omówionych powyżej.

Ostatnio zwraca się uwagę na możliwość wykorzystania biowęgla do zwiększenia efektywności produkcji biogazu. Wyniki prac badawczych Dacha i Malińskiej wskazują, że biowęgiel może przyczynić się do wzrostu tempa mineralizacji materii organicznej i produkcji metanu [Malińska i Dach 2015].

2.4.2. Depolimeryzacja

Proces depolimeryzacji może dotyczyć wysortowanej materii biodegradowalnej lub odpadowych poliolefin. Stosowany jest w celu wykorzystania energii chemicznej zawartej w biopolimerach po ich przetworzeniu w łatwo transportowalne surowce energetyczne.

Proces hydrotermalnej depolimeryzacji (HTDP, czasem oznaczany również symbolem TDP) jest procesem umożliwiającym konwersję materiałów organicznych w produkty, które zazwyczaj pozyskiwane są w trakcie rafinacji ropy naftowej [Demirbas 2005]. Proces w jakimś stopniu imituje naturalne procesy geologiczne, które doprowadziły do wytworzenia paliw kopalnych. Pod wpływem dość wysokich ciśnień oraz temperatur długie łańcuchy polimerowe atomów węgla, wodoru i tlenu podlegają rozkładowi na krótsze odcinki węglowodorów (ok. 18 atomów węgla) i CO₂ przy istotnym udziale cząsteczek wody.

Pierwsza faza procesu HTDP to rozdrabnianie substratów i wymieszanie z odpowiednią ilością wody (w przypadku materiałów suchych) lub odwirowanie w przypadku materiałów zbyt uwodnionych. Otrzymana mieszanina wprowadzana jest do reaktora i ogrzewana standardowo do ok. 500 K przy ciśnieniu do 4 MPa w czasie ok. 15 min. Następnie ciśnienie zostaje gwałtownie obniżone, a para powstała w wyniku gwałtownego parowania oraz większa część powstałej fazy gazowej są usuwane do innego zbiornika i oczyszczane. Pozostałość (węglowodory oraz stałe minerały) jest podgrzewana do temperatury ok. 750 K, co powoduje dalsze skracanie długich łańcuchów.

Wśród potencjalnych substratów należy wymienić: materiały biomasowe (odpady przemysłu papierniczego, spożywczego, rolnego i drzewnego), odpady medyczne oraz osady ściekowe. Wśród produktów trzeba wymienić gazowe (6–16%; głównie metan, propan i butan), ciekłe (26–70%; w tym metylobenzen, metylo-etylo-benzen, cykloheksan, cyklopropan i in.) oraz stałe (5–8%; w tym węgiel, minerały). Produkty oraz ich skład zależą silnie od paramet

trów termodynamicznych procesu oraz organizacji procesu. Jakość produktów, w tym ich wartość opałowa, jest funkcją stosunku ilości węgla i wodoru w materiale substratu. Ilość szczególnie pożądaných ciekłych węglowodorów rośnie z zawartością olejów roślinnych i zwierzęcych, w tym również wszelkich tłuszczów odpadowych. W przeciwieństwie rosnąca ilość węglowodanów w materiałach wsadowych zwiększa ilość produktów gazowych i stałych (węgla).

Analizy laboratoryjne pokazują, że produkt końcowy nie zawiera (lub zawiera ilości śladowe) azotu, siarki, chloru, jest więc wartościowym produktem dla wielu branż przemysłowych.

Proces może być zaliczony do recyklingu, w przypadku gdy powstające oleje syntetyczne byłyby wykorzystywane w przemyśle chemicznym do produkcji smarów, parafiny, past przemysłowych i innych, z wyłączeniem paliw drugiej generacji.

Proces wdrożono już w pełnej skali technicznej. Informacje o pełnoskalowej instalacji do utylizacji 200 ton odpadów z przemysłu drobiarskiego (indyki) i produkcji 79 m³ wysokogatunkowego ekwiwalentu ropy naftowej dziennie znaleźć można w <http://discovermagazine.com/2003/may/featoil/>.

2.5. Innowacyjne technologie wzbogacania biogazu

2.5.1. Technologia SFR

Moduł wzbogacania biogazu typu wirującej cieczy (Spinning Fluids Reactor – SFR) był rozwijany w ramach Programu Strategicznego NCBR: Zaawansowane technologie pozyskiwania energii, Zadanie 4. Opracowanie Zintegrowanych Technologii Wytwarzania Paliw i Energii z Biomasy, Odpadów Rolniczych i innych. Transportowalny prototyp instalacji uruchomiony na terenie biogazowni w Międzyrzeczu Podlaskim umożliwia usuwanie kwaśnych składników biogazu (CO₂ i H₂S). Konstrukcja modułowa pozwala na prostą skalowalność układu, przy czym pojedynczy moduł umożliwia wzbogacenie 200 m³·h⁻¹ biogazu zawierającego początkowo 45% CO₂ i mniej niż 2000 ppm H₂S. Wyprodukowany biometan zawierał mniej niż 10% CO₂ oraz 50 ppm H₂S. Zarówno chemiczna, jak i fizyczna absorpcja mogą być użyte do separacji gazów w reaktorze SFR. W przypadku instalacji uruchomionej zastosowano chemiczną absorpcję z wodnym roztworem aminy jako czynnikiem aktywnym. Absorpcja CO₂ ma miejsce w reaktorze SFR, a później w komorze desorpcji CO₂ jest uwolniony po podgrzaniu aminy powyżej 100°C. Ciepło z jednostki kogeneracyjnej w biogazowni może być wykorzystane do ogrzania aminy. Ciepło uwolnione podczas ochładzania aminy może być zastosowane do innych celów (np. ogrzewania komory fermentacyjnej). Dwutlenek węgla uwolniony w komorze desorpcji może być wykorzystany do innych procesów. Układ nie wymaga warunków wysokiego ciśnienia ($\Delta P < 25$ kPa).

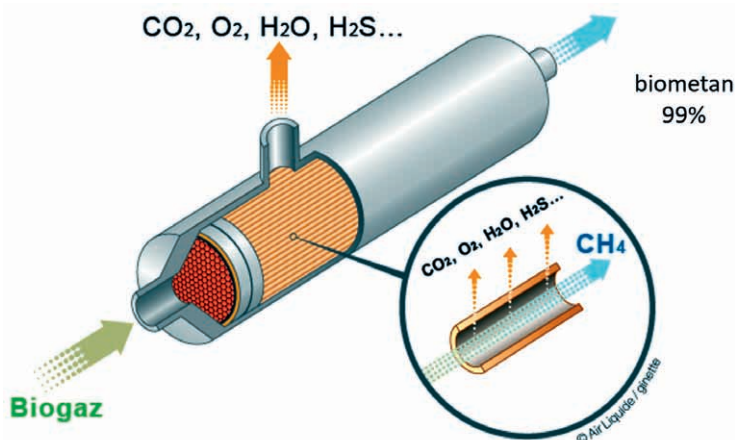
Moduł SFR charakteryzują małe rozmiary, w porównaniu z płuczką wodną wielkość komory absorpcyjnej podobnej wydajności jest 7 razy mniejsza; tzn. SFR system może być umieszczony w kontenerze 40-stopowym (dodatkowy kontener jest potrzebny w celu umieszczenia systemów kontrolnych i pomiarowych). Oznacza to znaczną redukcję ceny urządzenia oraz czasu zwrotu inwestycji (rzędu kilku lat).

2.5.2. Separacja membranowa

Separacja membranowa usuwania dwutlenku węgla z biogazu oparta jest na zjawisku selektywnej przepuszczalności materiału membrany dla różnych składowych gazów (CH_4 , CO_2 , H_2O , H_2S). Membrana dzieli strumień gazu (nadawę) na strumień gazu przenikający (permeat) oraz strumień zatrzymany (retentat) (rys. 2.11). Siłą napędową procesu dyfuzji cząsteczek gazu przez membranę jest różnica ciśnień po obydwu jej stronach. Podstawowa charakterystyka membrany, jej przepuszczalność, wyznaczona jest własnościami materiału, ale także wartością parametrów roboczych: ciśnienia i temperatury po obu stronach membrany.

Membrany, w których po obu stronach występuje faza gazowa, to tzw. membrany suche. Membrany te dzielą się na membrany wysokociśnieniowe (25–40 bar) oraz niskociśnieniowe (8–10 bar). Separacja molekuł jest wywołana poprzez fakt, że różne molekuły o różnych rozmiarach charakteryzują się różnym stopniem przenikalności przez membranę.

Membrany absorpcyjne są mikroporowatymi ciałami stałymi rozdzielającymi gaz (retentat), który ma być oczyszczony z wybranych składników i ciecz absorbującą (permeat). CO_2 przenika przez pory membrany i ulega rozpuszczaniu w cieczy absorpcyjnej takiej jak np. monoetyloamina. Separacja w takich układach to separacja niskociśnieniowa; proces zachodzi dla ciśnień bliskich ciśnieniu atmosferycznemu. System membranowy gaz-ciecz charakteryzuje się wysokim stopniem selektywności w porównaniu z membranami suchymi.



Rys. 2.11. Przekrój membrany typu włókniastej [https://www.airliquideadvancedseparations.com/our-membranes/biogas]

Typowe membrany stosowane do oczyszczania biogazu z dwutlenku węgla są wykonane z materiałów polimerowych takich jak polisulfon, poliimid lub polidimetylosiloksan [https://www.aile.asso.fr/wp-content/uploads/2012/06/wp3-1-1_technologyreview_english.pdf].

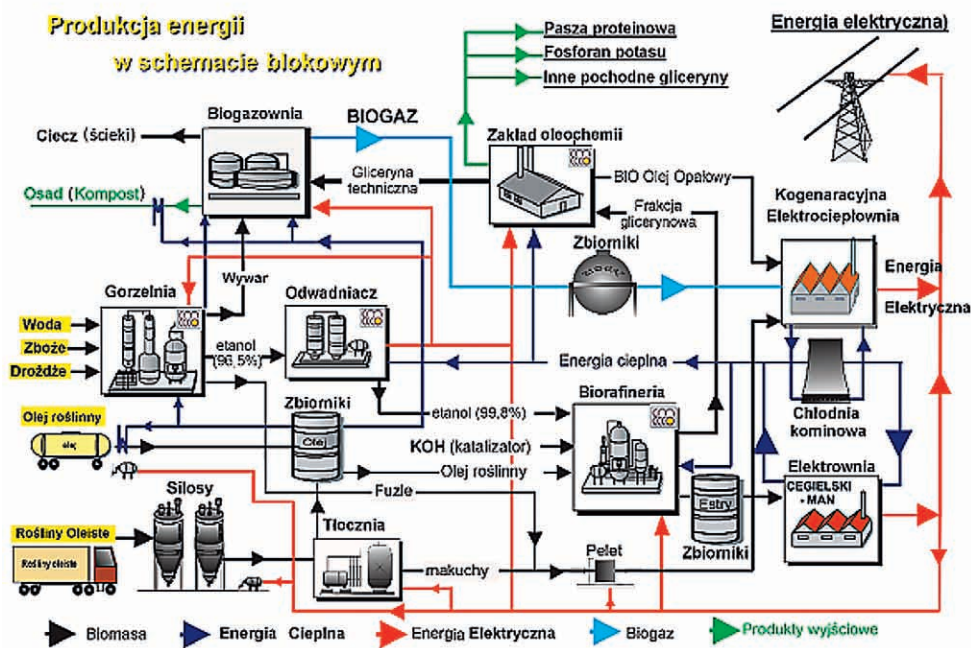
Materiały te wykazują dobrą selektywność rozdzielania metanu i dwutlenku węgla przy znacznej odporności na szkodliwe działania innych śladowych komponentów biogazu surowego. W układach technologicznych oczyszczania biogazu stosuje się najczęściej membrany typu włókniastej (hollow fibers – rys. 2.11).

Membrany stosowane w procesach oczyszczania/wzbogacania biogazu wykonane są z materiałów, które są przepuszczalne dla dwutlenku węgla, wody i amoniaku. Natomiast przepuszczalność dla metanu jest bardzo niska. Membrany takie są przepuszczalne (w niewielkim stopniu) także dla siarkowodoru, tlenu i azotu.

Układ membranowy rozdziela strumień biogazu na strumień bogaty w CO_2 oraz strumień bogaty w CH_4 . Ze względu na ograniczoną selektywność pojedynczego modułu membranowego strumień bogaty w CO_2 może zawierać znaczną ilość metanu (nawet do 25%) [Lems i in 2017]. Straty metanu można znacznie zredukować (do $<0,5\%$) poprzez zastosowanie połączonych w szereg równoległych modułów membranowych. W praktycznej eksploatacji udział metanu po oczyszczaniu waha się w zakresie 92–98%, w zależności od zastosowanego procesu (jedna albo 2 membrany).

2.6. Gospodarka „bezodpadowa”/recykulacyjna

Rysunek 2.12 przedstawia jeden z przykładów centrów przemysłowych spełniających warunki gospodarki recykulacyjnej (bezodpadowej lub niskoodpadowej) opracowany w grupie dr. Andrzeja Vogta z Uniwersytetu Wrocławskiego. Substratami w tej biorafinerii są: zboże, drożdże i rośliny oleiste. Produktami – pasza proteinowa, fosforan potasu, pochodne gliceryny, osad (kompost), energia elektryczna, ciepła i biogaz (który może być zutylizowany w elektrociepłowni). Biogaz produkowany jest z odpadów pogorzelnianych, gliceryny i innych odpadów rafineryjnych. Odpadem z biogazowni jest poferment, który może być wykorzystany na potrzeby glebowe.



Rys. 2.12. Przykładowy schemat gospodarki recykulacyjnej [za A. Vogt]

2.7. Podsumowanie

Przepisy unijne kształtują gospodarkę odpadami, biorąc pod uwagę zasady gospodarki cyrkulacyjnej (zeroodpadowej z zawracaniem wartości nawozowych do gleby) oraz ekoenergetyki. Szybko rosnący poziom recyklingu do 70% w roku 2030 oraz regulacje definiujące proces

recyklingu uniemożliwiają stosowanie łatwych rozwiązań typu „wszystko spalić” czy składować. Jedynie pozostałość, po wysortowaniu możliwie dużej ilości odpadów posiadającej jakąś wartość (tworzyw sztucznych, metali, papieru, tektury, szkła i odpadów biodegradowalnych), może być skierowana do procesów termicznego (energetycznego) przekształcania. Ważne, by instalacje te były dopasowane do potrzeb lokalnych i umożliwiły RIPOK-om osiągnięcie przychodów ze sprzedaży energii elektrycznej i ciepła.

Niezwykle istotne są działania mające na celu zwiększenie strumienia wysortowanej u źródła frakcji biodegradowalnej – stawia to przed branżą biogazową duże wyzwanie. Jedynie tego typu frakcja zapewnia jej wykorzystanie po fermentacji metanowej lub stabilizacji tlenowej do celów nawozowych (warunek konieczny zwiększenia podaży fosforu i zaliczenia całego procesu jako recykling). W przypadku frakcji FOOK wysortowanej w RIPOK należy ją jeszcze poddać procesowi dodatkowej separacji (np. hydromechanicznej) ze względu na występujące zanieczyszczenia w standardowej frakcji 0–80 mm. Opcjonalnym rozwiązaniem może być proces RotoSTERIL zakończony fermentacją metanową frakcji biodegradowalnej.

Podziękowania

Pracę wykonano częściowo w ramach projektu „POMERANIAN BIOGAS MODEL” (akronim: ‘POM-BIOGAS’), współfinansowanego ze środków funduszy norweskich, w ramach programu Polsko-Norweska Współpraca Badawcza, realizowanego przez Narodowe Centrum Badań i Rozwoju.

Piśmiennictwo

- Balch W.E., 1979. *Microbiology and Molecular Biology Reviews.*, 43, 260–296.
- Belay N. i in., 1986. *Applied and Environmental Microbiology*, 52, 1080–1085.
- Białowiec A., Siudak M., Jakubowski B., Wiśniewski D., 2014. Wpływ recyrkulacji odcieków na produkcję i kaloryczność biogazu wytwarzanego w okresowym bioreaktorze beztlenowym, IV Forum Biogazu, IMP PAN Gdańsk, 2014.
- Bioelectra Group S.A. (<http://www.bioelektra.pl/pl/technologie-opis>)
- BTA International (<http://www.bta-international.de/en/der-bta-prozess/schluessselkomponente/bta-abfall-pulper.html>).
- Biomass Program. Agricultural mixed waste biorefinery using Thermal Conversion Process (TCP). U.S. Department of Energy (2006–2008).
- Busch G., 2014. *Eco-Energetics – Biogas. Research, Technologies, Law and Economics in the Baltic Sea Region*, A. Cenian, J. Gołaszewski, T. Noch, ed., GSW Publisher, Gdańsk 2014.
- Busch G., Burkhardt M., 2016. Direct biological methanation of carbon dioxide, w *Eco-Energetics – Biogas. Research, technologies and economics in the Baltic Sea Region*, A. Cenian, J. Gołaszewski, T. Noch, ed., GSW Publisher, Gdańsk.
- Cenian A., Zimiński T., Dach J., Lewicki A., 2015. Hydrothermal lyses as the means to control amount of biogas and digestate production, Conference on Monitoring & process control of anaerobic digestion plants, 17–18 March 2015 in Leipzig.
- Cenian A., Pietrzykowski B., 2016. Innowacyjne metody przetwarzania odpadów komunalnych w świetle obowiązujących i planowanych przepisów UE [w:] *Ekoenergetyka – biogaz. Badania, technologie i ekonomika w rejonie Morza Bałtyckiego*, A. Cenian, J. Gołaszewski, T. Noch, Red., Wyd. GSW, Gdańsk 2016, 107–128.

- CertoClav, 2017. <http://certo.clav.com/en/support/knowledge/show/autoclaving-prions.htm> (30.07.17)
- Chertow M.R., 2007. "Uncovering" industrial symbiosis. *J. Ind. Ecol.*, 11, 11–30.
- Communication from the Commission to the European Parliament, the Council, the European Economic and Social Committee and the Committee of the Regions tackling the challenges in commodity markets and on raw materials (COM (2011) 25 Final) http://ec.europa.eu/prelex/detail_dossier_real.cfm?CL=en&DosId=200119
- Communication from the Commission to the European Parliament, the Council, the European Economic and Social Committee and the Committee of the Regions (COM(2011) 21 final) <http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=COM:2011:0021:FIN:EN:PDF>
- Commission decision (draft): rules and calculation methods, November 2011. <http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:2011:310:0011:0016:EN:PDF>
- Communication from the Commission to the European Parliament, the Council, the European Economic and Social Committee and the Committee of the Regions (COM(2014) 398 final) <http://www.ipex.eu/IPEXL-WEB/dossier/files/download/082dbcc54653729e-014700ae122f61dc.do>
- Chrzęstek J., 2016. Anaerobic digestion of MSW in circular economy – operational experiences in several projects, w *Eco-Energetics – Biogas. Research, technologies and economics in the Baltic Sea Region*, A. Cenian, J. Gołaszewski, T. Noch, ed., GSW Publisher, Gdańsk 2016.
- Dach J., 2016. Specyfika polskiego i niemieckiego rynku biogazu, *Biomasa* 9.
- Demirbas A., 2005. Thermochemical Conversion of Biomass to Liquid Products in the Aqueous Medium, *Energy Sources*, 27 (13), 1235–1243.
- Directive 2008/98/EC of the European Parliament and of the Council of 19 November 2008 on waste and repealing certain Directives. <http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=CELEX:32008L0098:EN:NOT>
- Esmarch E., 1887. *Zentralblatt für Bakteriologie, Parasitenkunde, Infektionskrankheiten und Hygiene. Abteilung I*, 1, 225–230.
- Final report „Techno-ökonomische Studie zur biologischen Methanisierung bei Power-to-Gas Konzepten“, DVGW 2014, www.dvgw.de
- Głowacka-Gil A., Zieliński M., Dębowski M., Rusanowska P., Zielińska M., Cydzik-Kwiatkowska A., 2017. Pre-treatment: Ultrasound and hydrodynamic disintegrator. Technical Workshop on Biomethane Production in Small and Medium Scale Units. Leipzig, March 28th 2017, https://biomethane-map.eu/fileadmin/downloads/presentations/1st_workshop/3_RB-1.Workshop_UWM_-_website.pdf
- Guidelines on the interpretation of key provisions of Directive 2008/98/EC on waste, 2012 http://ec.europa.eu/environment/waste/framework/pdf/guidance_doc.pdf
- Hsu C-W., Lin C-Y, 2016. Commercialization model of hydrogen production technology in Taiwan: Dark fermentation technology applications, *INT. J. Hydrogen. Energ.*, 41, 4489–4497.
- Jerzmański J., 2002. *Ustawa o odpadach. Komentarz*. Wyd. Centrum Prawa Ekologicznego. Wrocław.
- Lems R., Langerak J., Dirkse E.H.M., 2017. Next generation biogas upgrading using highly selective gas separation membranes, *DMT Environmental Technology*, <http://>

- www.dmt-cgs.com/wp-content/uploads/2017/03/EAW-Next-generation-biogas-upgrading_20170322.pdf
- Kawczyński K., Zawadzka D., 2017. Komitet Ochrony Środowiska KIG, http://wz.pollub.pl/files/21/attachment/konferencja_wz_2017/circular_economy.pdf
- Malińska K., Dach J., 2015. Biowęgiel jako materiał pomocniczy w procesie produkcji biogazu, *Inżynieria Ekologiczna*, 41, 117–124.
- Racina A., 2008. Vermischung in Taylor-Couette-Strömung, Dissertation 2008, Universität Fredericana Karlsruhe.
- Sabatier P., 1913. *La Catalyse en Chimie Organique*, Librairie Polytechnique, Paris, 1913, p. 66.
- Schnellen C.G.T.P., 1947. «Onderzoekingen over de methaangisting.» Thesis Technische Hoogeschool Delft, Drukkerij «De Maasstad,» Rotterdam, The Netherlands.
- Smith D.R. i in., 1997. *J. Bacteriol.*, 179(22), 7135–7155.
- Sołowski, G., Shalaby M.S., Abdallah H., Shaban A.M., Cenian A., 2017. Production of hydrogen from biomass and its separation using membrane technology. *Renewable & Sustainable Energy Reviews*, 82 (3), 3152–3167.
- Ventury GmbH, 2017. ERA-NET Bioenergy Project: SE.Biomethane Scope of work and results, Leipzig, 28.03.2017, https://biomethane-map.eu/fileadmin/downloads/presentations/1st_workshop/6_RB-1.Workshop_Ventury_-_website.pdf
- VMPRESS (<http://kmhsys.com/gallery/vm-press/>)
- Vollmer-Heuer G., 2017. High-Performance Digester for pig slurry and fodder beet. Technical Workshop on Biomethane Production in Small and Medium Scale Units. Leipzig, March 28th 2017, https://biomethane-map.eu/fileadmin/downloads/presentations/1st_workshop/5_RB-1.Workshop_PRV_digestion_-_website.pdf
- Wasserfallen A., Nolling J, Pfister P., Reeve J., Conway de Macario E., 2000. *International Journal of Systematic and Evolutionary Microbiology*, 50 (1), 43–53.
- Ziesche A., 2016. Untersuchungen zur gesteigerten Reaktionskinetik der biologischen Methanisierung durch alternative Gasführung. Studienarbeit BTU Cottbus. <https://www.airliquideadvancedseparations.com/our-membranes/biogas>
https://www.aile.asso.fr/wp-content/uploads/2012/06/wp3-1-1_technologyreview_english.pdf

Sylwia Stegenta, Jakub Pulka, Andrzej Białowiec

*Uniwersytet Przyrodniczy we Wrocławiu, Wydział Przyrodniczo-Technologiczny,
Instytut Inżynierii Rolniczej, ul. Chelmońskiego 37, 51-630 Wrocław*

Zakład Niskoemisyjnych Źródeł Energii i Gospodarki Odpadami

Sylwia.Stegenta@upwr.edu.pl

Jakub.Pulka@upwr.edu.pl

Andrzej.Bialowiec@upwr.edu.pl

3. Wykorzystanie technik bioaugmentacji w biostabilizacji odpadów

3.1. Wstęp

Proces biostabilizacji jest jedną z alternatywnych metod zagospodarowania odpadów organicznych, coraz popularniejszą w naszym kraju, dlatego ważne jest jego odpowiednie projektowanie, tak aby duże ilości odpadów mogły być przetwarzane skutecznie, bezpiecznie dla środowiska, a końcowa jakość uzyskanego produktu była jak najwyższa. W ciągu ostatnich trzydziestu lat postęp technologiczny oraz wiedza z zakresu procesu biostabilizacji materii organicznej spowodowały, że proces ten stał się jedną z najbardziej obiecujących technologii biologicznego przekształcania odpadów [Jurado i in. 2014]. Jednakże czas, ilość potrzebnego miejsca czy siła robocza potrzebna do utrzymania procesu są wadami tego rozwiązania [Raut i in. 2008]. Dodatkowo, obserwowane czasami niska skuteczność i niepożądana jakość stabilizatu są spowodowane niewystarczającą ilością lub słabą biodegradacją materii organicznej przez natywną populację drobnoustrojów [Xi i in. 2007]. Inokulacja może mieć pozytywny wpływ na proces kompostowania, szczególnie w pierwszej fazie procesu [Bolta i in. 2003]. Skraca czas kompostowania średnio od dwóch tygodni do nawet dwóch miesięcy [Zeng i in. 2010].

Jedną z technik usprawniających proces biostabilizacji jest dodawanie biologicznych preparatów zawierających specjalnie dobrane szczepy bakterii, grzybów lub ich mieszaniny – bioaugmentacja [Gabhane i in. 2012]. Technika bioaugmentacji polega na wprowadzeniu do środowiska naturalnego lub technicznego mikroorganizmów allochtonicznych lub autochtonicznych w celu intensyfikacji przemian metabolicznych [Nakasaka i in. 1994].

Inną wygodną metodą szczepienia jest dodawanie do stabilizowanego materiału dojrzałego kompostu, który zawiera odpowiednie grupy mikroorganizmów przyczyniające się do przyspieszenia rozkładu materii [Chen i in. 2013, Zhang i in. 2008].

3.2. Wpływ inokulacji na parametry procesowe biostabilizacji odpadów

3.2.1. Procesy tlenowej biostabilizacji odpadów

Jedną z podstawowych metod, mającą na celu poprawę efektywności procesu, jest inokulacja. Inokulacja jest to wprowadzenie, specyficznych wirusów, bakterii, grzybów i innych mikroorganizmów do środowiska, w którym nie występują.

Wiele parametrów jak temperatura, stosunek C:N, zawartość wilgoci czy pH ma zastosowanie do oceny stabilności i jakości końcowego produktu [Fourti i in. 2011]. Inokulacja ma znaczący wpływ na tempo rozkładu materii organicznej. Liczne mikroorganizmy mogą przekształcać główne składniki odpadów roślinnych takie jak skrobia, celuloza i kwasy organiczne w produkt zbliżony do humusu, w którym azot zostanie przetworzony z niestabilnej formy amoniakalnej do stabilnych form organicznych [Tiquia 2005]. Inokulacja odpadów komunalnych wpływa na zmniejszenie masy cząsteczkowej białek i polisacharydów, co przyspiesza proces dojrzewania kompostu w porównaniu z kompostem bez inokulantu [Wei i in. 2007]. Badania wykonane przez Ghaffari i in. [2011] wykazały także zwiększanie aktywności enzymu celulazy oraz biodegradacji materii organicznej. Podobne wyniki uzyskali Zeng i in. [2010] w czasie kompostowania odpadów ogrodowych. Hachicha i in. [2012] potwierdzili, że inokulacja *Trametes versicolor* może zwiększać aromatyzację kwasów humusowych zawartych w odpadach.

Wielu autorów zauważa, że inokulacja grupami mikroorganizmów jest bardziej efektywna niż inokulacja pojedynczymi gatunkami bakterii [Pan i in. 2012, Wei i in. 2007, Xi i in. 2012]. Wei i in. [2007] zaobserwowali, że inokulacja wieloma uzupełniającymi się grupami bakterii (m.in. *Bacillus casei*, *Lactobacillus buchneri* i *Candida rugopelliculosa*) zwiększa stopień humifikacji i dojrzewania.

Uzyskane przez Barrera i in. [2006] wyniki pokazują, że nie ma znaczącej różnicy pomiędzy różnymi dawkami mikroorganizmów używanych do szczepienia odpadu (10^6 , 10^7 , 10^8 jtk g^{-1}), dlatego też uznali oni za optymalną dawkę 10^6 jtk g^{-1} , która pozwala na zmniejszenie czasu kompostowania o połowę, co obniża również znacząco koszty procesu.

Aby zwiększyć efektywność kompostowania, inokulacja powinna być dostosowana do warunków procesu, szczególnie charakter materii organicznej zawartej w kompostowanym materiale oraz temperatura [Xi i in. 2012]. Ohtaki i in. [1998] zauważają, że dodatek mikroorganizmów, co prawda, nie zwiększa znacząco tempa przyrostu temperatury, natomiast wpływa na zwiększenie czasu utrzymywania wysokiej temperatury. Sarkar i in. [2010] zauważyli, że proces biodegradacji może być bardziej efektywny, kiedy kompost jest poddany inokulacji bakteriami termofilnymi (*Geobacillus strains*).

Wykonane przez Ohtaki i in. [1998] badania wskazują, że natywne populacje drobnoustrojów oraz te zaszczone ewoluują w sposób ciągły, co prowadzi do zmian ich populacji w różnych etapach procesu stabilizacji. Większość mikroorganizmów, z wyjątkiem grzybów mezofilnych i drożdży, dobrze toleruje lub nawet ulega proliferacji w fazie termofilnej. Faza termofilna nie wywiera niekorzystnego wpływu na populacje drobnoustrojów, zwłaszcza gdy stosunkowo niskie temperatury, około 50–55°C, przeważają na początku procesu. Późne pojawienie się najbardziej intensywnej fazy termofilowej po 2–3 tygodniach przetwarzania może dać mikroflorze zdolność do lepszego dostosowania się do warunków występujących w przyrodzie. Pod koniec etapu termofilnego, w którym konsumowane są łatwo przyswajalne związki organiczne, namnażają się bakterie z aktywnością proteolityczną, amyloolityczną i celulozolityczną [Chroni i in. 2009]. Z drugiej strony faza termofilna w procesie biostabilizacji jest bardzo ważna, ze względu na zabicie wielu niepożądanych mikroorganizmów [Novinscak i in. 2008].

Zauważono również pozytywny wpływ bioaugmentacji w oczyszczaniu odpadów z metali ciężkich. Zeng i in. [2007] zaobserwowali, że inokulacja grzybami *White rot* (ang.) może skutecznie zmniejszać biodostępność ołowiu (Pb). Wykorzystanie mikroorganizmów współpracujących z wodną rośliną *Vallisneria spiralis* L. pozwoliło na skuteczne usunięcie chromu (Cr) po 21 dniach stabilizacji odpadu [Shukla i in. 2009].

Niektóre prace obrazują brak rezultatów inokulacji. Zwykle przyczyną takich wyników jest już wystarczająca liczba mikroorganizmów w kompostowanym materiale [Faure i Deschamps 1991] czy konkurencja między organizmami autochtonicznymi a inokulantem [Baheri i Meysami 2002].

Nakasaki i in. [1994] donoszą, że bakterie termofilne *Bacillus licheniformis* mogą efektywnie rozkładać białka i chronić przed spadkiem pH podczas procesu, co może stymulować rozpowszechnianie się innych termofilnych bakterii. Inokulacja odpadów żywnościowych bakteriami kwasu mlekowego *P. acidilactici* przyspieszyła proces, rozwiązując problem z niskim pH odpadu. Zaszczepione grzyby wytwarzały w wysokim stężeniu kwas mlekowy, co hamowało wytwarzanie kwasu octowego, który jest toksyczny dla wielu mikroorganizmów. Pozwoliło to na zwiększenie aktywności grzybów zdolnych do rozkładu kwasów organicznych, co w konsekwencji spowodowało zwiększenie poziomu pH i przyspieszenie procesu [Tran i in. 2015].

Proces biostabilizacji jest również źródłem emisji związków azotowych. Szczególna uwaga poświęcona jest emisji amoniaku, który jest jednym z głównych gazów powstających w tym procesie [Pagans i in. 2006]. Usuwanie amoniaku przez mikroorganizmy staje się głównym sposobem walki z tymi emisjami, ze względu na wiele zalet takich jak niskie koszty czy brak dodatkowych zanieczyszczeń [Ho i in. 2008]. Inokulację wykorzystującą bakterie utleniające amoniak jak *Nitrobacter* i *Thiobacillus* opisali Xi i in. [2012]. Uzyskane przez nich wyniki dowiodły, że straty azotu mogą być wyraźne, jeśli kompostowaniu ulega materiał o wysokiej zawartości azotu. Straty te mogą wynosić od 74% w stosunku do materiału wsadowego [Gabhane i in. 2012, Tiquia and Tam 2002] do nawet 84,4% z pomiotu kurzego [Chen i in. 2016]. Dodatkowo liczba skarg na odór towarzyszący procesowi zmniejsza się. Dodatek biopreparatu zmniejszył również emisję $\text{NH}_3\text{-N}$ oraz wpłynął na redukcję masy węgla o 35% [Jiang i in. 2015]. Dodatek 1% objętościowy (10 ml na kg próbki) preparatu zawierającego bakterie amonifikacyjne, azotowe oraz *Azotobacter* wyselekcjonowane z obornika pochodzącego od krów, kur i świń zwiększył o ok. 0,5 początkową oraz końcową wartość pH w porównaniu z próbą kontrolną [Jiang i in. 2015].

3.2.2. Procesy beztlenowej biostabilizacji odpadów

Odpady zawierające dużo frakcji biodegradowalnej takie jak odpady kuchenne, osady ściekowe czy odchody zwierzęce mogą być również przetwarzane w procesach beztlenowych. Również tutaj bioaugmentacja ułatwia usuwanie niepożądanych substancji, intensyfikując naturalne procesy fermentacji [Zhang i in. 2015]. Obserwowany wpływ jest różny zależnie od zastosowanych szczepów. Podczas fermentacji słomy z kukurydzy dodatek bakterii octanowych zwiększył wydajność produkcji metanu o 19–23%, przy czym maksymalną wartość 258,1 ml/g uzyskano przy 10% inokulatu [Zhang i in. 2015]. Zeng i in. [2010] sugerują, że inokulacja *P. chrysosporium* podczas drugiej fazy fermentacji jest bardziej efektywna niż podczas pierwszej fazy. Zwiększenie ilości lub koncentracji inokulantu w postaci osadu ściekowego skraca czas lag-fazy i długość całego procesu fermentacji [Xu i in. 2016]. Badania wykonane przez Zhou i in. [2017] wykazują, że koncentracja inokulantu ma duże znaczenie dla procesu fermentacji. Wysoka koncentracja inokulantu (osadu ściekowego) spowodowała zakwaszenie fermentowanego materiału i spadek pH, podczas gdy rozcieńczenie inokulantu zmniejszyło zakwaszenie, co przeniosło się bezpośrednio na lepszą wydajność procesu nawet przy wysokich obciążeniach substratowych. Wykorzystanie grzybów beztlenowych (*Piromyces* M014, *Orpinomyces* R001 i *Neocallimastix* M010) w procesie fermentacji zwiększyło zawartość suchej masy po skończonym procesie oraz jakość uzyskanej kisonki [Lee i in. 2015].

Enzymy uwalniane przez mikroorganizmy podczas fermentacji również odgrywają ważną rolę w biologicznej i biochemicznej transformacji materii. Enzymy te odpowiadają za rozkład związków organicznych charakteryzujących się złożoną strukturą, wytwarzając związki proste rozpuszczalne w wodzie [Castaldi i in. 2008]. Wielu autorów wykorzystuje szczepienie allochtonicznymi mikroorganizmami, aby uzyskać produkcję enzymu proteazy w procesie fermentacji. El-Bakry i in. [2016] badali wpływ inokulacji bakterii termofilnych *Thermus sp.* na produkcję proteazy w niesterylnych warunkach i odkryli, że produkcja tego enzymu jest bardzo zbliżona do wyników wykonywanych w skali laboratoryjnej.

3.3. Wpływ zaszczepienia odpadu na biorozkładalność trudno rozkładalnych związków organicznych

Surowy materiał pochodzący z rolnictwa często charakteryzuje się wysoką zawartością lignocelulozy, co utrudnia jego rozkład w procesie stabilizacji [Hosseini i Aziz 2013]. Związki te są trudno dostępne dla mikroorganizmów, dodatkowo warunki środowiska mogą być niesprzyjające dla degradacji celulozy. Dlatego bioaugmentacja mikroorganizmami dostosowanymi do warunków procesu kompostownia może być konieczna [López-González i in. 2013]. Frakcja lignocelulozy rozkłada się efektywniej w przyrmach zaszczepionych, w których to ilościowo więcej lignocelulozy zostało przekształcone w związki proste [Jurado i in. 2014].

Zhao i in. [2016] dostrzegli wyraźny trend do wpływu czasu zaszczepienia na rozkład materii organicznej, w tym również celulozy. Według wykonanego przez nich eksperymentu oraz wyznaczonej kinetyki reakcji wynika, iż najkorzystniejszym czasem do aplikacji biologicznego preparatu jest faza chłodzenia przyrmy. Natomiast zauważono znaczne przyspieszenie procesu rozkładu celulozy w pierwszych dniach procesu, kiedy odpad został zaszczepiony na początku procesu.

Xi i in. [2005] zauważyli, że kinetykę procesu inokulacji opisuje dwuetapowe równanie. W pierwszej fazie proces jest limitowany przez niewystarczającą liczbę mikroorganizmów, co można łatwo zmienić, używając inokulantu. W drugiej fazie procesu inokulacja pomaga w stabilizacji produktu, poprawiając jego jakość.

Inokulacja grzybami rozkładającymi celulozę z gatunku *A. fumigatus* F12 spowodowała przyspieszenie wejścia przyrmy w fazę termofitową. Podkreślono rolę tych grzybów w niszczeniu matrycy celulozy, co zwiększa kontakt innych biopolimerów z mikroorganizmami [Cao i in. 2013].

Również zaszczepienie odpadów komunalnych poddanych stabilizacji w procesie biosuszenia zwiększyło stopień rozłożenia lignocelulozy i zwiększyło skuteczność procesu poprzez zmniejszenie ilości wody w końcowym produkcie [Zhang i in. 2008]. Podsumowanie wpływu różnych mikroorganizmów na proces biostabilizacji przedstawiono w tabeli 3.1.

3.4. Stosowanie technik genetyki molekularnej w biostabilizacji odpadów

Techniki genetyki molekularnej pozwalają na modyfikacje organizmów, nadając im cechy niewystępujące w gatunkach obecnych naturalnie w środowisku. Proces ten polega na wklejaniu wektorów zawierających specyficzny fragment kodu materiału genetycznego w łańcuch nukleotydowy organizmu. Umożliwia to nadanie im nowych cech poprzez ekspresję wprowadzonego fragmentu DNA, powodującą np. wydzielenie specyficznego enzymu, pozwalającego na zwiększenie efektywności degradacji trudno rozkładalnych substancji. Techniki genetyki molekularnej mogłyby potencjalnie pozytywnie wpłynąć na proces biostabilizacji odpadów, ze względu na ich bardzo niejednorodny charakter.

W inżynierii środowiska modyfikowane genetycznie organizmy są z powodzeniem wykorzystywane np. w przypadku zwiększenia pobierania metali ciężkich podczas fitoremediacji [Eapen i D'Souza 2005], polepszenia pobierania zanieczyszczeń podczas procesu oczyszczania ścieków czy polepszenia efektywności produkcji energii z materiałów odpadowych [Kleerebezem i van Loosdrecht 2007].

Ciekawym przykładem dotyczącym stabilizacji odpadów pochodzenia rolniczego zawierających duże ilości lignocelulozy jest praca o fermentacji nastawionej na produkcję butanolu – fermentacja typu ABE. Dzięki rekombinacji materiału genetycznego bakterii z rodziny *Clostridium* wpływającej na szlaki metaboliczne oraz ograniczającej inhibicję wzrostu w warunkach kultur mieszanych znacząco zwiększono efektywność degradacji lignocelulozy, co wpłynęło korzystnie na stabilizację materiału jak i na produkcję butanolu [Ezeji i in. 2007].

Innym przykładem związanym ze zwiększeniem efektywności rozkładu polisacharydów jest zastosowanie rekombinowanych grzybów z gatunku *Aspergillus niger*. Zastosowanie połączenia zwiększonego działania enzymów endo-ksylaz i β -ksyloidaz, oraz ferulo esteraz i α -arabinofuranozydaz, spowodowało synergiczny efekt znacznego przyspieszenia degradacji ścian roślin. Autorzy podkreślają, że zastosowanie tych rekombinowanych genetycznie grzybów jest tańszą alternatywą pozwalającą na zwiększenie efektywności biologicznego przetwarzania materiałów lignocelulozowych w rolnictwie czy przy produkcji energii [Levasseur i in. 2005].

W pracy Kiyono i Pan-Hou [2006] badano możliwość polepszenia właściwości akumulacyjnych rtęci poprzez polepszenie właściwości akumulacyjnych rtęci przez bakterie *Pseudomonas K-62*. Przez insercję zrekombinowanego plazmidu nadano bakterii nowych cech pozwalających na jednoczesną ekspresję komórkowego systemu transportu rtęci, enzymu organortęciowej liazy oraz syntezy polifosfatu, znacząco zwiększono bioakumulację i immobilizację rtęci.

Powyższe przykłady wskazują na to, że wykorzystanie technik genetyki molekularnej w znaczący sposób poprawia pewne aspekty związane ze zwiększeniem intensywności procesów biologicznych, które mogłyby mieć zastosowanie w biostabilizacji odpadów. Niestety, stosowanie dedykowanych modyfikowanych genetycznie organizmów jest znacznie korzystniejsze w przypadku monokultur. Jest to spowodowane brakiem konkurencji ze strony innych organizmów oraz możliwością dostosowania warunków optymalnych dla danego organizmu. Niestety, w przypadku biostabilizacji odpadów komunalnych homogeniczne środowisko bakterii jest niemożliwe do zastosowania, ponieważ odpady komunalne zawierają bardzo różnorodną mikrobiocenozę. W takich warunkach organizmy modyfikowane genetycznie nie są w stanie konkurować z heterogeniczną mikrobiocenozą, która skuteczniej będzie się rozwijać, szybciej zużywając dostępne substancje odżywcze [Joutey i in. 2013].

Kolejnym sposobem na wykorzystanie technik genetyki molekularnej jest identyfikacja grup bądź poszczególnych gatunków mikroorganizmów, obecnych w procesie biostabilizacji odpadów. Jest to bardzo istotne z punktu widzenia monitoringu oraz ewaluacji zachodzących procesów. Pozwala to na lepsze poznanie środowiska mikroorganizmów, a co za tym idzie, umożliwia sprecyzowanie kierunku ewentualnej bioaugmentacji.

Jedną z technik umożliwiających identyfikację poszczególnych gatunków występujących w danym środowisku jest technika DGGE (ang. Denaturing Gradient Gel Electrophoresis). W pracy Fernández-Gómez i in. [2012] użyto technologii DGGE w celu weryfikacji różnic pomiędzy różnymi kompostami. Dowiedziono, że skład gatunkowy był silnie uzależniony od składu chemicznego użytych odpadów. Kolejną metodą pozwalającą na identyfikację osob-

ników jest sekwencjonowanie DNA. Metoda ta polega na określeniu kolejności nukleotydów łańcucha DNA, co umożliwia zidentyfikowanie organizmu oraz zbadanie poszczególnych fragmentów łańcucha odpowiedzialnych np. za ekspresję genu powodującego wydzielanie specyficznego enzymu. Metoda sekwencjonowania pozwala zatem na bardzo precyzyjne określenie nie tylko gatunku, ale również szlaków metabolicznych i enzymatycznych organizmów. Metodę sekwencjonowania DNA w swojej pracy wykorzystali Wang i in. [2017]. Dzięki zastosowaniu tej techniki możliwe było dokładne zbadanie nie tylko zróżnicowania mikrobiologicznego, ale również aktywności poszczególnych gatunków.

Tabela 3.1. Efekty inokulacji mikroorganizmami na proces biostabilizacji odpadów

Użyte mikroorganizmy	Rodzaj odpadu	Efekt inokulacji	Źródło
1	2	3	4
<i>Bacillus megaterium</i> <i>Bacillus licheniformis</i> , <i>Bacillus subtilis</i> <i>Saccharomyces cerevisiae</i> , <i>Trichoderma reesei</i> , <i>Aspergillus niger</i>	Odpady komunalne	Zwiększenie aktywności mikroorganizmów w fazie termofilnej, ustalenie optymalnej dawki mikroorganizmów na poziomie 10^6 jtk g ⁻¹	[Barrena i in. 2006]
<i>Sphingomonas</i> sp., CGK-K1 (HM536969) <i>Serratia</i> sp. PT3 (GU458285) <i>Alcaligenes</i> sp. YcX-20 (AY628412)	Mieszanina krowich odchodów i słomy kukurydziej	Zmniejszenie ilości amoniaku od 78 do 84,8%	[Chen i in. 2016]
<i>Bacillus licheniformis</i> , <i>Bacillus licheniformis</i> , <i>Pseudonocardia ammonioxydans</i> , <i>Pseudomonas putida</i> , <i>Klebsiella oxytoca</i>	Odpady z produkcji warzyw i owoców	Skrócenie czasu kompostowania, zwiększenie degradacji składników organicznych, ochrona przed produkcją odoru, zmniejszenie objętości odpadów	[Chen i in. 2013]
<i>Anoxybacillus</i> sp. MGA110	Odpady komunalne	Szybsza biodegradacja materii organicznej i większa redukcja stosunku C:N, zwiększenie aktywności celulazy	[Ghaffari i in. 2011]
<i>Trametes versicolor</i>	Odpady z produkcji kawy, popłuczyny z produkcji oliwy, pomiot kurzy	Zwiększenie stopnia humifikacji materii organicznej	[Hachicha i in. 2012]
<i>Arthrobacter</i> sp.	Przechowywanie odpadów z hodowli trzody chlewnej	Usunięcie 96,8% trimetyloaminy i 97,2% NH ₃	[Ho i in. 2008]
Bakterie amonifikujące, nitrobakteria i azotobacter	Obornik świński ze słomą pszeniczną	Zwiększenie usunięcia organicznego węgla, zwiększenie pH, zmniejszenie emisji NH ₃ -N i strat azotu	[Jiang i in. 2015]
Materiał z dojrzałej przekompostowanej przyzmy	Odpady z produkcji rolniczej ziemniaków	Zwiększenie degradacji lignocelulozy, skrócenie czasu trwania procesu	[Jurado i in. 2014]
<i>Thermoactinomyces vulgaris</i> A31	Odpady żywności	Polepszenie jakości produktu i skrócenie czasu dojrzewania	[Ke i in. 2010]

Tabela 3.1 cd.

1	2	3	4
Inokulum A nazwa handlowa Alles G (Matsumoto laboratory of microorganisms Co. Ltd., Japan); Inokulum B nazwa handlowa Baimu-food (Shimamoto Laboratory of microorganisms Co. Ltd., Japan).	Plastik biodegradowalny	Rozkładalność plastiku zależy od temperatury. Najlepsza temperatura do rozkładu plastiku to 50°C	[Ohtaki i in. 1998]
<i>Bacillus subtilis</i> B1U/1, <i>B. subtilis</i> D3L/1, <i>Pseudomonas</i> sp. RAT/5	Odpady z owoców i warzyw, siano, liście, gazety, słoma pszeniczna, łuski ryżu	Polepszenie jakości kompostu. Inokulacja grupami bakterii okazała się efektywniejsza niż pojedynczymi bakteriami	[Pan i in. 2012]
<i>Geobacillus</i> sp.	Odpady z produkcji warzyw	Wzrost całkowitej liczby bakterii odpowiedzialnej za biodegradację	[Sarkar i in. 2010]
Bakterie będące w interakcji z <i>V. spiralis</i>	Mieszanka biomasy uzyskanej z rośliny <i>Vallisneria spiralis</i> L. z obornikiem krowim	Usunięcie chromu po 21 dniach trwania kompostu	[Shukla i in. 2009]
<i>Pediococcus acidilactici</i> TM14	Karma dla królików „Rabbit Food Timothy”	Zwiększenie pH	[Tran i in. 2015]
<i>Bacillus casei</i> , <i>Lactobacillus buchneri</i> , <i>Candida rugopelliculosa</i> , <i>Trichoderma</i> , Grzyby gatunku „White-rot”	Odpady komunalne	Zmniejszenie ciężaru molekularnego białek, polisacharydów, zwiększenie dojrzewania odpadu	[Wei i in. 2007]
<i>Nitrobacter</i> , <i>Thiobacillus</i> , bakterie utleniające amoniak	Odpady komunalne i sucha trawa	Zwiększenie humifikacji odpadów, zmniejszenie kosztów procesu	[Xi i in. 2012]
<i>B. azotofixans</i> , <i>B. megaterium</i> , <i>B. mucilaginosus</i> , <i>Trichoderma koningii</i> , <i>Streptomyces cellulosa</i> , <i>White-rot fungi</i>	Odpady komunalne	Skrócenie czasu procesu, zmniejszenie odoru, poprawienie jakości produktu	[Xi i in. 2005]
<i>Phanerochaete chrysosporium</i> BKM-F-1767	Słoma pszeniczna z odpadami kuchennymi	Zmniejszenie kosztów procesu, zmniejszenie biodostępności ołowiu (Pb)	[Zeng i in. 2007]
<i>Phanerochaete chrysosporium</i>	Słoma ryżowa, warzywa, otręby i gleba	Zwiększenie degradacji lignocelulozy	[Zeng i in. 2010]
Zaszczepienie dojrzałym stabilizatorem bez szkła, plastiku itp.	Odpady komunalne	Zwiększenie degradacji lignocelulozy, zmniejszenie ilości wody w końcowym produkcie	[Zhang i in. 2008]
<i>A. hydrogenigenes</i> (DSM 24657) <i>Terrimicrobium sacchariphilum</i> (JCM 17479) <i>Clostridium pascui</i> (DSM 10365)	Słoma kukurydziana	Zwiększenie produkcji metanu o 19–23% oraz celulozy i hemicelulozy o 12 i 5%	[Zhang i in. 2015]
<i>Streptomyces</i> sp. JF1b (KP311686) <i>Micromonospora</i> sp. JF15 (KP311685)	Obornik kurczący	Zwiększenie degradacji celulozy i przyśpieszenie procesu	[Zhao i in. 2016]

3.5. Podsumowanie

Efektywność biostabilizacji odpadów można zwiększyć, nie tylko optymalizując parametry eksploatacyjne systemów technologicznych. Coraz częściej jedną z metod zwiększenia efektywności procesów biostabilizacji jest wykorzystanie techniki bioaugmentacji (inokulacji). Technika bioaugmentacji polega na wprowadzeniu do środowiska naturalnego lub technicznego mikroorganizmów allochtonicznych lub autochtonicznych w celu intensyfikacji przemian metabolicznych. Wprowadzenie inokulum do stabilizowanej masy odpadów skraca czas stabilizacji oraz poprawia jakość stabilizatu. Mikroorganizmy wprowadzone do stabilizowanej masy odpadów powinny przyspieszać początkową biodegradację, a powstałe produkty pośrednie przemian powinny wpływać na humifikację.

Zdaniem autorów zastosowanie bioaugmentacji powinno być zsynchronizowane z systemem sterowania, którego algorytm uwzględniać powinien na nowo zdefiniowaną dynamiczną aktywność mikroorganizmów. Algorytmy automatycznej regulacji są powszechnie wykorzystywane w wielu dziedzinach. Zastosowanie w przemyśle automatycznej regulacji pozwala zapewnić odpowiednie cechy produktu w jak najkrótszym czasie. Automatyczna regulacja wykorzystywana jest także w procesach sterowania biostabilizacją odpadów komunalnych. Większość stosowanych obecnie algorytmów regulacji to klasyczne struktury proporcjonalno-całkująco-różniczkujące (PID). Jednak algorytmy PID, choć powszechnie stosowane w wielu dziedzinach, mają kilka wad. Po pierwsze, algorytm PID jest liniowy, a więc nadaje się do regulacji procesów o właściwościach liniowych, podczas gdy proces biostabilizacji jest procesem nieliniowym i niestacjonarnym. Po drugie, nie można liczyć na prawidłową pracę algorytmu, jeżeli proces charakteryzuje się opóźnieniem lub tzw. odwrotną odpowiedzią. Poza tym w podstawowej wersji algorytm przeznaczony jest do regulacji procesów jednowymiarowych, o jednej zmiennej wejściowej i jednej zmiennej wyjściowej, podczas gdy proces biostabilizacji ma charakter wielowymiarowy. Wśród wielu zaawansowanych algorytmów regulacji (bardziej złożonych niż algorytm PID) na szczególną uwagę zasługują algorytmy regulacji predykcyjnej (MPC). W każdej iteracji (powtórzeniu) algorytm wyznacza nie tylko bieżącą wartość sygnału sterującego, ale także całą przyszłą sekwencję sterującą na pewnym horyzoncie czasowym (horyzoncie sterowania). Optymalizator (procedura obliczeniowa) tak dobiera przyszłą sekwencję sterującą, aby prognozowany uchyb regulacji na pewnym horyzoncie czasowym (horyzoncie predykcji), czyli różnica między trajektorią zadaną a prognozowanymi wartościami sygnału wyjściowego, był jak najmniejszy. Przewidywanie (predykcja) wartości zmiennej wyjściowej jest wykonywane na bieżąco na podstawie dynamicznego modelu procesu. Zastosowanie nowoczesnych technik regulacji do procesu biostabilizacji w znaczący sposób może podnieść jakość otrzymywanego produktu, skrócić czas zatrzymania i energochłonność procesu. Szczególną uwagę zwraca możliwość synergii nowoczesnych metod sterowania z innowacyjnymi osiągnięciami biotechnologii środowiskowej, w tym również zastosowania dedykowanych mikroorganizmów w celu optymalizacji procesu biostabilizacji odpadów komunalnych.

Piśmiennictwo

- Baheri H., Meysami P., 2002. Feasibility of fungi bioaugmentation in composting a flare pit soil. *J. Hazard. Mater.*, 89, 279–286. doi:10.1016/S0304-3894(01)00318-1
- Barrena R., Pagans E., Faltys G., Sánchez A., 2006. Effect of inoculation dosing on the composting of source-selected organic fraction of municipal solid wastes. *J. Chem. Technol. Biotechnol.*, 81, 420–425. doi:10.1002/jctb.1418
- Bolta S.V., Mihelic R., Lobnik F., Lestan D., 2003. Microbial Community Structure During Composting With and Without Mass Inocula. *Compost Sci. Util.*, 11, 6–15. doi:10.1080/1065657X.2003.10702104
- Cao W., Xu H., Zhang H., 2013. Architecture and functional groups of biofilms during composting with and without inoculation, *Process Biochemistry*. doi:10.1016/j.procbio.2013.06.015
- Castaldi P., Garau G., Melis P., 2008. Maturity assessment of compost from municipal solid waste through the study of enzyme activities and water-soluble fractions. *Waste Manag.*, 28, 534–540. doi:10.1016/j.wasman.2007.02.002
- Chen C.-Y., Kuo J.-T., Chung Y.-C., 2013. Effect of matured compost as an inoculating agent on odour removal and maturation of vegetable and fruit waste compost. *Environ. Technol.*, 34, 313–320. doi:10.1080/09593330.2012.692721
- Chen W., Yan L., Gao Y., Bao J., Wang Y., Sun Z., Wang W., 2016. The removal characteristics and diversity of a microbial community capable of ammonia removal from compost. *Ann. Microbiol.*, 66, 635–642. doi:10.1007/s13213-015-1141-y
- Chroni C., Kyriacou A., Georgaki I., Manios T., Kotsou M., Lasaridi K., 2009. Microbial characterization during composting of biowaste. *Waste Manag.*, 29, 1520–1525. doi:10.1016/j.wasman.2008.12.012
- Eapen S., D'Souza S.F., 2005. Prospects of genetic engineering of plants for phytoremediation of toxic metals. *Biotechnol. Adv.*, 23, 97–114. doi: 10.1016/j.biotechadv.2004.10.001
- El-Bakry M., Gea T., Sánchez A., 2016. Inoculation effect of thermophilic microorganisms on protease production through solid-state fermentation under non-sterile conditions at lab and bench scale (SSF). *Bioprocess Biosyst. Eng.*, 39, 585–592. doi:10.1007/s00449-016-1540-x
- Ezeji T.C., Qureshi N., Blaschek H.P., 2007. Bioproduction of butanol from biomass: from genes to bioreactors. *Curr. Opin. Biotechnol.*, 18, 220–227. doi: 10.1016/j.copbio.2007.04.002
- Faure D., Deschamps A.M., 1991. The effect of bacterial inoculation on the initiation of composting of grape pulps. *Bioresour. Technol.*, 37, 235–238. doi:10.1016/0960-8524(91)90189-Q
- Fernández-Gómez M.J., Nogales R., Insam H., Romero E., Goberna M., 2012. Use of DGGE and COMPOCHIP for investigating bacterial communities of various vermicomposts produced from different wastes under dissimilar conditions. *Sci. Total Environ.*, 414, 664–671. doi: 10.1016/j.scitotenv.2011.11.045
- Fourti O., Jedidi N., Hassen A., 2011. Comparison of methods for evaluating stability and maturity of co-composting of municipal solid wastes and sewage sludge in semi-arid pedo-climatic condition. *Nat. Sci.*, 3, 124–135. doi:10.4236/ns.2011.32018
- Gabhane J., William S.P., Bidyadhar R., Bhilawe P., Anand D., Vaidya A.N., Wate S.R., 2012. Additives aided composting of green waste: Effects on organic matter degradation, com-

- post maturity, and quality of the finished compost. *Bioresour. Technol.*, 114, 382–388. doi:10.1016/j.biortech.2012.02.040
- Ghaffari S., Sepahi A.A., Razavi M.R., Malekzadeh F., Haydarian H., 2011. Effectiveness of inoculation with isolated *Anoxybacillus* sp MGA110 on municipal solid waste composting process. *African J. Microbiol. Res.*, 5, 5373–5378. doi:10.5897/AJMR11.864
- Hachicha R., Rekik O., Hachicha S., Ferchichi M., Woodward S., Moncef N., Cegarra, J., Mechichi T., 2012. Co-composting of spent coffee ground with olive mill wastewater sludge and poultry manure and effect of *Trametes versicolor* inoculation on the compost maturity. *Chemosphere*, 88, 677–682. doi:10.1016/j.chemosphere.2012.03.053
- Ho K.L., Chung Y.C., Tseng C.P., 2008. Continuous deodorization and bacterial community analysis of a biofilter treating nitrogen-containing gases from swine waste storage pits. *Bioresour. Technol.*, 99, 2757–2765. doi:10.1016/j.biortech.2007.06.041
- Hosseini S.M., Aziz H.A., 2013. Evaluation of thermochemical pretreatment and continuous thermophilic condition in rice straw composting process enhancement. *Bioresour. Technol.*, 133, 240–247. doi:10.1016/j.biortech.2013.01.098
- Jiang J., Liu X., Huang Y., Huang H., 2015. Inoculation with nitrogen turnover bacterial agent appropriately increasing nitrogen and promoting maturity in pig manure composting. *Waste Manag.*, 39, 78–85. doi:10.1016/j.wasman.2015.02.025
- Joutey N.T., Bahafid W., Sayel H., Ghachtouli E., 2013. Involved Microorganisms and Genetically Engineered Microorganisms. *Biodegradation – Life of Science*. ISBN 978-953-51-1154-2, DOI: 10.5772/56194
- Jurado M.M., Suárez-Estrella F., Vargas-García M.C., López M.J., López-González J.A., Moreno J., 2014. Increasing native microbiota in lignocellulosic waste composting: Effects on process efficiency and final product maturity. *Process Biochem.*, 49, 1958–1969. doi:10.1016/j.procbio.2014.08.003
- Ke G.R., Lai C.M., Liu Y.Y., Yang S.S., 2010. Inoculation of food waste with the thermo-tolerant lipolytic actinomycete *Thermoactinomyces vulgaris* A31 and maturity evaluation of the compost. *Bioresour. Technol.*, 101, 7424–7431. doi:10.1016/j.biortech.2010.04.051
- Kiyono M., Pan-Hou H., 2006. Genetic Engineering of Bacteria for Environmental Remediation of Mercury. *J. Health Sci.*, 52, 199–204. doi: 10.1248/jhs.52.199
- Kleerebezem R., van Loosdrecht M.C.M., 2007. Mixed culture biotechnology for bioenergy production. *Curr. Opin. Biotechnol.*, 18, 207–212. doi:10.1016/j.copbio.2007.05.001
- Lee S.M., Guan L.L., Eun J.-S., Kim C.-H., Lee S.J., Kim E.T., Lee S.S., 2015. The effect of anaerobic fungal inoculation on the fermentation characteristics of rice straw silages. *J. Appl. Microbiol.*, 118, 565–573. doi:10.1111/jam.12724
- Levasseur A., Navarro D., Punt P.J., Belaïch J.-P., Asther M., Record E., 2005. Construction of Engineered Bifunctional Enzymes and Their Overproduction in *Aspergillus niger* for Improved Enzymatic Tools To Degrade Agricultural By-Products. *Appl. Environ. Microbiol.*, 71, 8132–8140. doi: 10.1128/AEM.71.12.8132-8140.2005
- López-González J.A., López M.J., Vargas-García M.C., Suárez-Estrella F., Jurado M., Moreno J., 2013. Tracking organic matter and microbiota dynamics during the stages of lignocellulosic waste composting. *Bioresour. Technol.*, 146, 574–584. doi:10.1016/j.biortech.2013.07.122
- Nakasaka K., Fujiwara S., Kubota H., 1994. A Newly Isolated Thermophilic Bacterium, *Bacillus Licheniformis* HA1 to Accelerate the Organic Matter Decomposition in High Rate Composting. *Compost Sci. Util.*, 2, 88–96. doi:10.1080/1065657X.1994.10771142

- Novinscak A., Surette C., Allain C., Filion M., 2008. Application of molecular technologies to monitor the microbial content of biosolids and composted biosolids. *Water Sci. Technol.*, 57, 471–477. doi:10.2166/wst.2008.019
- Ohtaki A., Akakura N., Nakasaki K., 1998. Effects of temperature and inoculum on the degradability of poly- ϵ -caprolactone during composting. *Polym. Degrad. Stab.*, 62, 279–284. doi:10.1016/S0141-3910(98)00008-1
- Pagans E., Barrena R., Font X., Sánchez A., 2006. Ammonia emissions from the composting of different organic wastes. Dependency on process temperature. *Chemosphere*, 62, 1534–1542. doi:10.1016/j.chemosphere.2005.06.044
- Pan I., Dam B., Sen S.K., 2012. Composting of common organic wastes using microbial inoculants. *3 Biotech.*, 2, 127–134. doi:10.1007/s13205-011-0033-5
- Raut M.P., Prince William S.P.M., Bhattacharyya J.K., Chakrabarti T., Devotta S., 2008. Microbial dynamics and enzyme activities during rapid composting of municipal solid waste – a compost maturity analysis perspective. *Bioresour. Technol.*, 99, 6512–9. doi:10.1016/j.biortech.2007.11.030
- Sarkar S., Banerjee R., Chanda S., Das P., Ganguly S., Pal S., 2010. Effectiveness of inoculation with isolated *Geobacillus* strains in the thermophilic stage of vegetable waste composting. *Bioresour. Technol.*, 101, 2892–2895. doi:10.1016/j.biortech.2009.11.095
- Shukla O.P., Rai U.N., Dubey S., 2009. Involvement and interaction of microbial communities in the transformation and stabilization of chromium during the composting of tannery effluent treated biomass of *Vallisneria spiralis* L. *Bioresour. Technol.*, 100, 2198–2203. doi:10.1016/j.biortech.2008.10.036
- Tiquia S.M., 2005. Microbial community dynamics in manure composts based on 16S and 18S rDNA T-RFLP profiles. *Environ. Technol.*, 26, 1101–1113. doi:10.1080/09593332608618482
- Tiquia S.M., Tam N.F.Y., 2002. Characterization and composting of poultry litter in forced-aeration piles. *Process Biochem.*, 37, 869–880.
- Tran Q.N.M., Mimoto H., Nakasaki K., 2015. Inoculation of lactic acid bacterium accelerates organic matter degradation during composting. *Int. Biodeterior. Biodegrad.*, 104, 377–383. doi:10.1016/j.ibiod.2015.07.007
- Wang X., Cao A., Zhao G., Zhou C., Xu R., 2017. Microbial community structure and diversity in a municipal solid waste landfill. *Waste Manage.*, 66, 79–87. doi: 10.1016/j.wasman.2017.04.023
- Wei Z., Xi B., Zhao Y., Wang S., Liu H., Jiang Y., 2007. Effect of inoculating microbes in municipal solid waste composting on characteristics of humic acid. *Chemosphere*, 68, 368–374. doi:10.1016/j.chemosphere.2006.12.067
- Xi B.-D., He X.-S., Wei Z.-M., Jiang Y.-H., Li M.-X., Li D., Li Y., Dang Q.-L., 2012. Effect of inoculation methods on the composting efficiency of municipal solid wastes, *Chemosphere*. doi:10.1016/j.chemosphere.2012.04.032
- Xi B., Zhang G., Liu H., 2005. Process kinetics of inoculation composting of municipal solid waste. *J. Hazard. Mater.*, 124, 165–172. doi:10.1016/j.jhazmat.2005.04.026
- Xi B.D., Huang G.H., Zhang G.J., Wei Z.M., Qin X.S., Liu H.L., 2007. A Temperature-Guided Three-Stage Inoculation Method for Municipal Solid Wastes Composting. *Environ. Eng. Sci.*, 24, 745–754. doi:10.1089/ees.2005.0091
- Xu F., Wang F., Lin L., Li Y., 2016. Comparison of digestate from solid anaerobic digesters and dewatered effluent from liquid anaerobic digesters as inocula for solid state ana-

- erobic digestion of yard trimmings. *Bioresour. Technol.*, 200, 753–760. doi:10.1016/j.biortech.2015.10.103
- Zeng G., Huang D., Huang G., Hu T., Jiang X., Feng C., Chen Y., Tang L., Liu H., 2007. Composting of lead-contaminated solid waste with inocula of white-rot fungus. *Bioresour. Technol.*, 98, 320–326. doi:10.1016/j.biortech.2006.01.001
- Zeng G., Yu, M., Chen Y., Huang D., Zhang J., Huang H., Jiang R., Yu Z., 2010. Effects of inoculation with *Phanerochaete chrysosporium* at various time points on enzyme activities during agricultural waste composting. *Bioresour. Technol.*, 101, 222–227. doi:10.1016/j.biortech.2009.08.013
- Zhang D.Q., He, P.J., Jin T.F., Shao L.M., 2008. Bio-drying of municipal solid waste with high water content by aeration procedures regulation and inoculation. *Bioresour. Technol.*, 99, 8796–8802. doi:10.1016/j.biortech.2008.04.046
- Zhang J., Guo R.-B., Qiu Y.-L., Qiao J.-T., Yuan X.-Z., Shi X.-S., Wang C.-S., 2015. Bioaugmentation with an acetate-type fermentation bacterium *Acetobacteroides hydrogenigenes* improves methane production from corn straw. *Bioresour. Technol.*, 179, 306–313. doi:10.1016/j.biortech.2014.12.022
- Zhao Y., Lu Q., Wei Y., Cui H., Zhang X., Wang X., Shan S., Wei Z., 2016. Effect of actinobacteria agent inoculation methods on cellulose degradation during composting based on redundancy analysis. *Bioresour. Technol.*, 219, 196–203. doi:10.1016/j.biortech.2016.07.117
- Zhou Y., Li C., Nges I.A., Liu J., 2017. The effects of pre-aeration and inoculation on solid-state anaerobic digestion of rice straw. *Bioresour. Technol.*, 224, 78–86. doi:10.1016/j.biortech.2016.11.104

Paweł Stępień¹, Marek Mysior², Andrzej Białowiec¹

¹Uniwersytet Przyrodniczy we Wrocławiu, Wydział Przyrodniczo-Technologiczny,
Instytut Inżynierii Rolniczej, ul. Chelmońskiego 37, 51-630 Wrocław
Zakład Niskoemisyjnych Źródeł Energii i Gospodarki Odpadami

Paweł.Stepien@upwr.edu.pl

Andrzej.Bialowiec@upwr.edu.pl

²Politechnika Wroclawska, Wydział Mechaniczny,

Katedra Konstrukcji i Badań Maszyn,

ul. I. Łukasiewicza 7/9, 50-371 Wrocław

Marek.Mysior@pwr.edu.pl

4. Problemy techniczne i technologiczne oraz potencjał aplikacyjny toryfikacji odpadów

4.1. Toryfikacja

Toryfikacja (prażenie) jest to proces termiczno-chemicznego przetwarzania związków organicznych, w następujących warunkach: temperatura 200–300°C, szybkość nagrzewania wnętrza reaktora $<50^{\circ}\text{C}\cdot\text{min}^{-1}$, czas przebywania wsadu w reaktorze 15–60 minut, brak dostępu tlenu, ciśnienie atmosferyczne [Tumuluru i in. 2011]. Proces toryfikacji można podzielić na pięć faz: ogrzewanie wstępne, suszenie wstępne, suszenie i ogrzewanie przejściowe, toryfikacja, chłodzenie produktu [Bergman i in 2005]. Produktem powstającym w procesie toryfikacji jest biowęgiel.

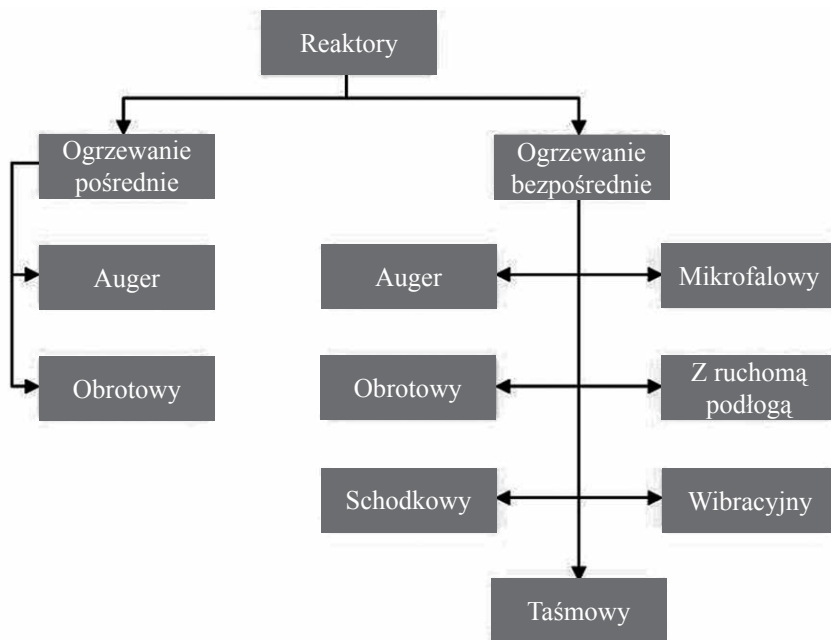
Biowęgiel cechuje się wysoką gęstością energii, zwiększoną wartością opałową, nabywa właściwości hydrofobowych oraz w porównaniu z substratem łatwiej poddaje się procesowi przemiału [Tumuluru i in. 2016, Bergman i in. 2004].

4.2. Reaktory toryfikacyjne

Reaktory do toryfikacji można podzielić ze względu na sposób ogrzania substratu na dwie główne grupy – reaktory z ogrzewaniem pośrednim i bezpośrednim. Reaktory z ogrzewaniem pośrednim można podzielić na obrotowe i ślimakowe (tzw. auger). Natomiast z ogrzewaniem bezpośrednim podzielić można dodatkowo ze względu na zawartość tlenu w medium grzewczym na trzy podgrupy:

- reaktory, w których medium grzewcze nie zawiera tlenu,
- reaktory, w których medium grzewcze zawiera niewielką ilość tlenu,
- inne.

Do pierwszej grupy maszyn można zaliczyć reaktory ślimakowe, obrotowe, mikrofalowe, wibracyjne, schodkowe, taśmowe oraz z ruchomą podłogą (rys. 4.1). Ta grupa reaktorów stosowana jest najczęściej.



Rys. 4.1. Podział reaktorów do toryfikacji [Stępień i in. 2017]

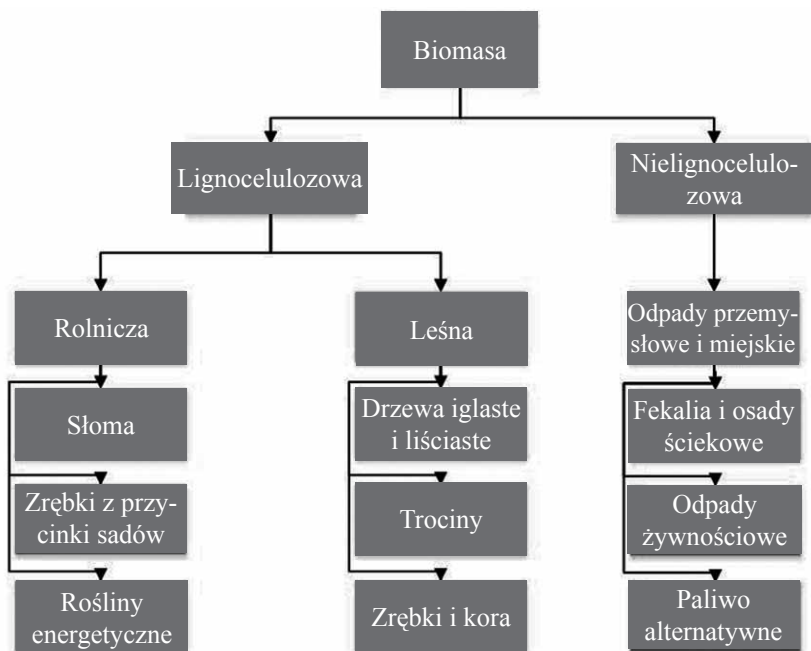
Przeprowadzona przez Stępień i in. [2017] analiza wykazała, że reaktory do toryfikacji różnią się głównie rozwiązaniami związanymi z:

- przepływem materiału,
- mechanizmem nagrzewania substratu,
- źródłem ciepła,
- obróbką torogazu.

Każdy rodzaj reaktora ma swoje wady i zalety. Część z rozwiązań jest tania, prosta w budowie i działaniu. Niektóre wykazują problemy związane z przepływem materiału oraz transportem ciepła, co wpływa na równomierne ogrzewanie substratu. Część z zaproponowanych urządzeń dobrze sprawdza się w skali laboratoryjnej, inne natomiast w przemysłowej. Jednakże na tym etapie rozwoju technologii toryfikacji odpadów trudno jest jednoznacznie zalecić odpowiedni typ reaktora.

4.3. Substraty toryfikacji

Substratami do procesu toryfikacji są materiały sklasyfikowane jako biomasa. Należą do nich ulegające biodegradacji części produktów, odpadów oraz pozostałości pochodzenia biologicznego z rolnictwa, leśnictwa, przemysłu związanego z rolnictwem i leśnictwem oraz biodegradowalne części odpadów przemysłowych i komunalnych (Dz.U. UE L 09.140.16, Dz.U. 2008 nr 156 poz. 969). Ponadto, biomasę można podzielić na lignocelulozową i nielignocelulozową (rys. 4.2) [Acharya i in. 2012, Białowiec i in. 2013].



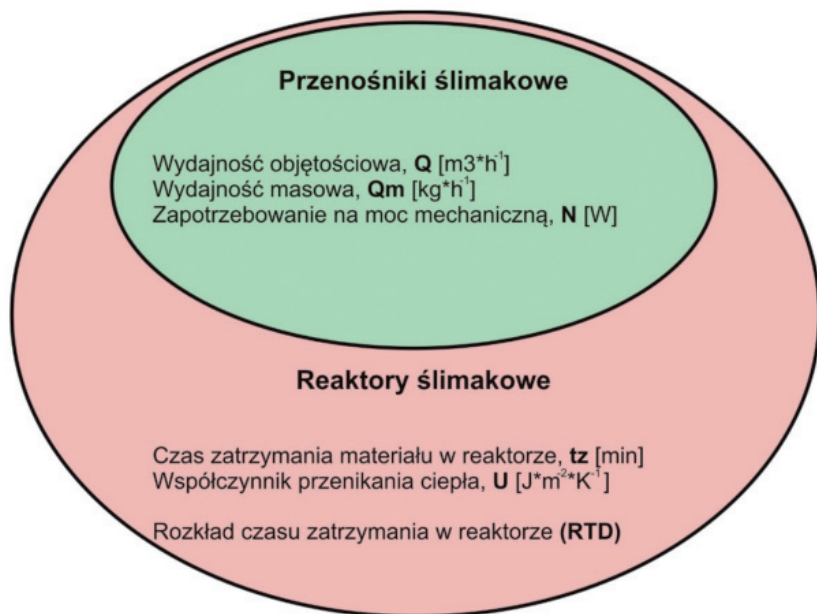
Rys. 4.2. Podział substratów do procesu toryfikacji

Do pierwszej z grup można zakwalifikować biomasę pochodzenia rolniczego i leśnego. Dodatkowo, biomasę rolniczą można podzielić na odpadową (produkty uboczne z uprawy roli), np.: słoma pszeniczna, żytnia, materiał pozostały po zbiorach roślin, zrębki z przycinki sadów) oraz biomasę uprawianą specjalnie na cele energetyczne, np.: topola, wierzba energetyczna. Do biomasy pochodzenia leśnego zaliczyć należy przede wszystkim drewno iglaste i liściaste oraz odpady powstające z ich obróbki: trociny, zrębki i korę drzewną [van der Stelt i in. 2011]. Biomasa lignocelulozowa zawiera w swojej budowie masowej głównie związki celulozy (polimeru zbudowanego z cząsteczki glikozy), hemicelulozy (polimeru zbudowanego z glukozy, ksylozy, mannozy, galaktozy, arabinozy i kwasu glukuronowego), ligniny (polimeru związków organicznych – pochodnych alkoholi fenolowych) oraz związków nieorganicznych [Chen i Peng 2015]. Przykładowo, w drewnie iglastym występuje 42% celulozy, 27% hemicelulozy, 3% ligniny, a w drewnie liściastym stosunek ten wynosi: 45% celulozy, 20% hemicelulozy, 5% ligniny [Peng i in. 2012]. Drugą grupę biomasy tworzą substancje o niskiej zawartości związków lignocelulozowych. Zaliczyć do niej należy głównie odpady przemysłowe i miejskie takie jak fekalia, osady ściekowe, odpady żywnościowe czy też paliwo alternatywne wytworzone z odpadów komunalnych [Longo i in. 2015, Poudel i in. 2015a,b, Serio i in. 2014]. Odpady nielignocelulozowe zbudowane są głównie z kwasów tłuszczowych oraz białek, a w znacznie mniejszym stopniu z celulozy, hemicelulozy i ligniny, których zawartość wynosi około 15% [Acharya i in. 2015]. Przykładowo, paliwo alternatywne wytworzone z odpadów komunalnych zawiera następujące materiały: papier, tekturę, tworzywa sztuczne, tekstylia, drewno, gumę. Jak podają Seo i in. [2010], materiały te zbudowane są głównie z polietylenu małej oraz wysokiej gęstości, chlorku winylu, kauczuku i lignocelulozy.

4.4. Parametry procesowe reaktorów ślimakowych

Reaktory ślimakowe są głównym obiektem zainteresowania w projektowaniu przemysłowych instalacji toryfikacyjnych, z uwagi na ciągły charakter procesu, co jest ich niewątpliwą zaletą [Strandberg i in. 2015]. Swoją budową oraz zasadą działania przypominają przenośniki ślimakowe, stąd też przy ich projektowaniu wykorzystuje się bogatą wiedzę i doświadczenie, podparte wynikami symulacji komputerowych oraz badań fizycznych [Jones i Kocher 1995, Barwicki i Romaniuk 2008, Saade i Dubljevic 2013, Roegiers i in. 2016]. Ich zasada działania polega na transporcie materiału przez obracający się ślimak, który dzięki odpowiedniej geometrii pozwala na ruch materiału transportowanego wzdłuż osi przenośnika. W literaturze można znaleźć wiele informacji dotyczących wyznaczania podstawowych parametrów przenośników ślimakowych [Barwicki i Romaniuk 2008]. Do parametrów tych należą głównie: wydajność objętościowa i masowa ($\text{m}^3\cdot\text{h}^{-1}$ oraz $\text{kg}\cdot\text{h}^{-1}$), zużycie energii mechanicznej koniecznej do transportu materiału (W). Parametry te są istotnie uzależnione od konstrukcji ślimaka oraz koryta, w tym od jego wymiarów gabarytowych, skoku wstęgi ślimaka, jak również prędkości obrotowej wału [Jones i Kocher, 1995, Barwicki i Romaniuk 2008].

Reaktory toryfikacyjne różnią się tym od przenośników ślimakowych, że oprócz realizacji funkcji transportu materiału muszą one zapewnić odpowiedni profil temperaturowy, który warunkuje efektywność procesu toryfikacji. W tym aspekcie konieczne jest skwantyfikowanie dodatkowych aspektów procesu, takich jak zagadnienia związane z przenikaniem ciepła, grzaniem, homogenicznością produktu oraz transportem produktu. W literaturze można znaleźć wiele informacji dotyczących zastosowania przenośników ślimakowych w procesach suszenia materiałów [Waje i in. 2006, 2007], a obecnie coraz więcej informacji pojawia się z zakresu toryfikacji biomasy lignocelulozowej [Saade i Dubljevic 2013, Strandberg i in. 2015, Roegiers i in. 2016, Nachenius i in. 2015b]. Opisując parametry reaktorów ślimakowych, konieczne jest zdefiniowanie dodatkowo efektywności cieplnej instalacji, współczynnika przenikania ciepła oraz jednorodności wydajności objętościowej i masowej na wyjściu reaktora [Waje i in. 2007]. Proces toryfikacji substratów wymaga spełnienia określonych wymagań dotyczących parametrów fizyczno-chemicznych procesu. Z uwagi na charakter procesu toryfikacji bardzo istotnym parametrem procesu jest czas zatrzymania materiału w reaktorze [Nachenius i in. 2015a]. Dla przenośników ślimakowych czas, jaki dana partia materiału znajduje się wewnątrz urządzenia, nie jest tak istotny jak wydajność objętościowa czy też zapotrzebowanie na moc mechaniczną. Nachenius i in. [2015a] zaprezentowali model matematyczny pozwalający na wyznaczenie średniego czasu zatrzymania materiału w reaktorze, opierając się na znajomości geometrii reaktora oraz jego wydajności objętościowej. Okazuje się, że stopień wypełnienia koryta materiałem ma wpływ na czas zatrzymania materiału w reaktorze. Niemniej jednak dla małych wartości intensywności podawania materiału czas ten przyjmuje wartości zbliżone do teoretycznych wyliczeń opartych na ruchu wstęgi ślimaka [Nachenius i in. 2015a]. Syntezę parametrów reaktorów z przenośnikami ślimakowymi przedstawiono na rysunku 4.3.



Rys. 4.3. Parametry warunkujące eksploatację przenośników oraz reaktorów ślimakowych

4.5. Cel i zakres pracy

Obecnie, coraz większy nacisk kładziony jest na proces toryfikacji odpadów organicznych. Działania firm z branży zagospodarowania odpadów koncentrują się na pirolizie paliw alternatywnych (www1) oraz innych form odpadów, w tym na odpadach komunalnych (www2). Dostępne rozwiązania technologiczne są przeznaczone do toryfikacji biomasy lignocelulozowej, która charakteryzuje się małą zmiennością składu, a zachowanie tego typu materiału zostało już dobrze poznane. Jednakże brak jest rozwiązań odpowiednich dla obróbki biomasy odpadowej pochodzenia przemysłowego i komunalnego. Ważnym czynnikiem w tym zakresie jest wysoka heterogeniczność substratu, co może niekorzystnie wpływać na stabilność prowadzonego procesu. Co więcej, spora część informacji z zakresu toryfikacji biomasy lignocelulozowej bazuje na toryfikacji przeprowadzonej w reaktorach porcjowych, a nie z przepływem ciągłym, co stanowi dodatkową trudność [Strandberg i in. 2015]. Jednakże problemy te muszą być rozwiązane, gdyż jedynie uzyskanie ciągłej produkcji biowęgla daje szansę na implementację tej technologii w przemyśle, w instalacjach o znacznych przepustowościach ($>2 \text{ Mg}\cdot\text{h}^{-1}$).

Istotne jest zatem określenie kierunków rozwoju branży przetwórstwa odpadów i ich konwersji w wysokojakościowe paliwa stałe poprzez stworzenie modelu funkcyjnego procesu toryfikacji oraz identyfikację głównych barier, ograniczeń a także szans, znanych obecnie rozwiązań technologicznych, pozwalających na otrzymanie biowęgla o możliwie najkorzystniejszych własnościach. Na bazie obecnie posiadanych informacji z zakresu toryfikacji biomasy opracowany został model funkcyjny procesu wg IDEF0 (Icam DEFINITION for Function Modeling), który ma na celu identyfikację głównych wyzwań i problemów tej technologii w kontekście toryfikacji paliw alternatywnych oraz biomasy nielignocelulozowej.

4.6. Charakterystyka wybranych odpadów organicznych

Odpady organiczne można scharakteryzować pod względem materiałów je budujących, jak i właściwości fizykochemicznych, do których zaliczyć należy:

- zawartość wilgoci,
- skład masowy C, H, N, O, S,
- zawartość części lotnych,
- zawartość popiołu,
- ciepło spalania.

Na podstawie wyżej wymienionych kryteriów scharakteryzowano wybrane odpady organiczne, które zostały poddane procesowi toryfikacji. Jednym z odpadów, który poddawany jest toryfikacji, są odpady żywnościowe. Właściwości fizykochemiczne odpadów żywnościowych przedstawiono w tabeli 4.1. Wignarajah i in. [2008], w sposób sztuczny w celu zapewnienia powtarzalności wyników, przygotowali próbkę fekaliiów do badań nad toryfikacją. Skład wypreparowanej próbki był następujący: 14,3% celulozy, 7,1% glikolu polietylenowego, 28,6% oleju z orzechów, 42,9% białko, 5,7% chlorku potasu oraz 1,4% chlorku wapnia. Właściwości fizykochemiczne uformowanej próbki przedstawiono w tabeli 4.2. Innym odpadem wykorzystywanym w badaniach nad toryfikacją są osady ściekowe. Osady ściekowe są materiałem wysoce niejednorodnym, a ich właściwości zależą od metod, sposobu ich przetwarzania oraz pory roku [Środa i in. 2012]. Graniczne wartości fizykochemiczne osadów ściekowych przedstawiono w tabeli 4.3. Coraz większym zainteresowaniem cieszy się toryfikacja paliwa wytworzonego z odpadów komunalnych, np. RDF. Paliwo alternatywne powstaje wskutek wyselekcjonowania poszczególnych frakcji odpadów komunalnych o wysokiej wartości opałowej, do których zaliczyć należy tworzywa sztuczne, tekstylia, drewno i gumę. Ich wzajemny stosunek zależy od zastosowanej technologii oraz od przetwarzanego strumienia odpadów [Caputo i Pelagagge 2002]. W analizowanej literaturze zostały przedstawione paliwa alternatywne o zróżnicowanym składzie morfologicznym (tab. 4.4). W zależności od pochodzenia i składu właściwości fizykochemiczne paliwa alternatywnego również ulegają zmianie. Graniczne wartości poszczególnych parametrów przedstawiono w tabeli 4.5.

Tabela 4.1. Właściwości fizykochemiczne odpadów żywnościowych

Cecha		Wilgotność [%]	Części lotne [%]	Popiół [%]	C [%]	H [%]	N [%]	S [%]	O [%]	HHV [MJ·kg ⁻¹]
Źródło	[Poudel i in. 2015b]	79,0	18,7	2,3	47,57	6,76	2,61	0,01	36,19	19,52
	[Hyunsook i Deawon 2015]	77,1	20,2	1,1	48,26	5,68	2,55	0,39	42,02	–

Tabela 4.2. Właściwości fizykochemiczne fekaliiów

Cecha		Wilgotność [%]	Części lotne [%]	Popiół [%]	C [%]	H [%]	N [%]	S [%]	O [%]
Źródło	[Wignarajah i in. 2008]	19	75,60	13,35	49,70	7,77	0,97	0,06	28,15

Tabela 4.3. Graniczne wartości fizykochemiczne osadów ściekowych [Atienza-Martinez i in. 2013, Huang i in. 2015, Poudel i in. 2015a, Pulka i in. 2016, Huang i in. 2017]

Cecha	Wilgotność [%]	Części lotne [%]	Popiół [%]	C [%]	H [%]	N [%]	S [%]	O [%]	HHV [MJ·kg ⁻¹]
Wartość	82–85	50–77	15–39	29,50–51,58	4,60–8,23	5,27–8,79	0,01–1,31	20,20–31,41	14–19

Tabela 4.4. Skład morfologiczny paliwa alternatywnego wyprodukowanego ze zmieszanych odpadów komunalnych

Grupa morfologiczna		Tekstyliia [%]	Papier [%]	Tworzywa sztuczne [%]	Drewno [%]	Pozostałe [%]
Źródło	[Cepeliogullar i in. 2016]	66	17,7	13,3	–	–
	[Seo i in. 2010]	10,3	47,9	30,8	9,2%	7,8
	[Miskolczi i in. 2011]	33,7	–	59,8	–	6,5
	[Akdag i in. 2016]	60	20	20	–	–
	[Materazzi i in. 2015]	9,9	22,2	41,2	–	26,7
	[Kruger i in. 2014]	20,0	10,0	22,2	1,0	47,0
	[Kara 2012]	66,0	17,1	16,9	–	–

Tabela 4.5. Graniczne wartości fizykochemiczne paliwa alternatywnego [Seo i in. 2010, Singh i in. 2012, Whyte i in. 2015, Akdag i in. 2016, Cepeliogullar i in. 2016]

Cecha	Wilgotność [%]	Części lotne [%]	Popiół [%]	C [%]	H [%]	N [%]	S [%]	O [%]	HHV [MJ·kg ⁻¹]
Wartość	1,6–7,1	60,16–81,8	12,9–22,1	37,40–58,5	4,8–21,5	0,5–1,50	0,1–0,45	17,73–44,68	17,20–29,00

4.7. Porównanie właściwości biomasy lignocelulozowej i odpadów organicznych

W celu porównania dwóch rodzajów biomasy przeanalizowano wyniki charakterystyki fizykochemicznej następujących materiałów: dębu, sosny, topoli, słomy pszenicznej i jęczmiennej [Kordylewski 2008]. Zauważono, że w biomase lignocelulozowej poziom wilgotności waha się w przedziale od 12 do 40%. Wartość ta jest niższa niż w przypadku odpadów organicznych z wyjątkiem paliwa alternatywnego, którego wilgotność osiągnęła nawet 1,6%. Zawartość części lotnych była zbliżona i mieściła się w przedziale od 82,2 do 87,1%. Znaczne różnice w składzie procentowym zauważono w przypadku zawartości popiołu. W biomase leśnej i rolniczej wartość ta wynosiła od 0,7 do 6,0%, przy czym w materiale odpadowym minimalna zawartość popiołu osiągnęła wartość 12,9% (wyjątkiem były odpady żywnościowe, które posiadały w swoim składzie 1,1%). Maksymalny udział wyniósł 39% (osady ściekowe). Ciepło spalania drewna oraz słomy wynosiło od 12 do 22 MJ·kg⁻¹. Wartość ta pokrywa się z wartościami ciepła spalania odpadów organicznych. Wyjątkiem jest paliwo alternatywne, które osiąga wartość od 19 do 29 MJ·kg⁻¹ [Kordylewski 2008, Hyunsook i Daewon 2015, Poudel i in. 2015b, Akdag i in. 2016, Cepeliogullar i in. 2016].

Opierając się na podstawowych właściwościach fizykochemicznych, zauważyć można, że oba rodzaje biomasy posiadają zbliżone cechy. Parametrem różniącym jest zawartość popiołu oraz udział materiałów wchodzących w ich budowę. Biomasa lignocelulozowa posiada w swojej budowie tylko trzy komponenty: celulozę, ligninę oraz hemicelulozę [Peng i in. 2012]. W zależności od jej rodzaju ulegnie zmianie tylko stosunek pomiędzy wymienionymi polimerami. W przypadku odpadów organicznych ich skład jest w większym stopniu rozbudowany, co zostało przedstawione powyżej.

4.8. Modelowanie funkcyjne procesu toryfikacji biomasy

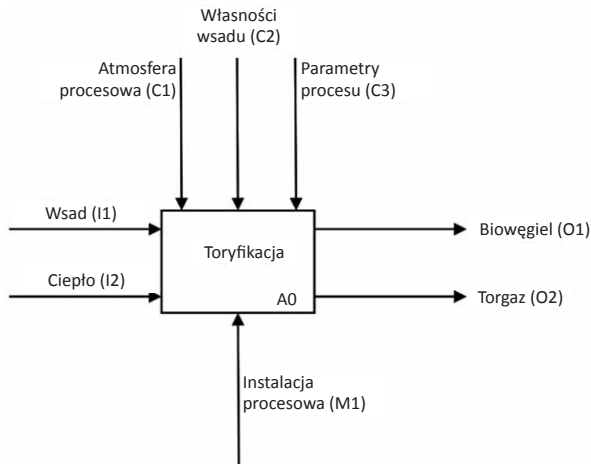
Istotnym elementem zrozumienia procesu oraz poszczególnych jego etapów jest jego odpowiedni opis. To dzięki właściwemu zobrazowaniu poszczególnych kroków danego procesu czy technologii możliwa jest identyfikacja zjawisk oraz zależności mających wpływ na wynik działania danego systemu. Na podstawie zdefiniowanych trendów rozwoju branży podjęto próbę zdefiniowania barier w rozwoju technologii toryfikacji komunalnych odpadów organicznych oraz paliw alternatywnych RDF (ang. refuse derived fuel). W tym celu opracowano model funkcyjny procesu toryfikacji zgodnie z metodologią IDEF0. Toryfikacja to „termochemiczny proces obróbki wsadu w atmosferze o zredukowanej zawartości tlenu w temperaturze od 200 do 300°C, który przy jak najkrótszym czasie zatrzymania materiału w reaktorze pozwala na uzyskanie możliwie jak największej ilości biowęgla” [Acharya i in. 2012]. Definicja ta, pomimo że odnosi się do biomasy, może być z powodzeniem rozszerzona również na inne materiały, w tym na paliwa alternatywne oraz odpady komunalne, jednak przy założeniu pewnych zmian dotyczących przebiegu temperatury. Dzięki bogatej literaturze możliwe jest zbudowanie modelu funkcyjnego procesu, opierając się na metodologii IDEF0, w celu dogłębnej analizy relacji poszczególnych funkcji składowych systemu. Diagram IDEF0 procesu toryfikacji przedstawiony został na rysunku 4.4.

Główną funkcją realizowaną przez analizowany system jest toryfikacja, której efektem jest powstanie biowęgla (O1), z określonego wsadu (I1), przy użyciu określonej ilości ciepła dostarczonego (I2), w warunkach atmosfery o zredukowanej zawartości tlenu (C1), przy zastosowaniu odpowiedniej instalacji procesowej (M1). Dodatkowym produktem procesu jest torgaz (O2). Proces toryfikacji warunkowany jest dodatkowo przez własności wsadu (C2), które mają istotne znaczenie zarówno z punktu widzenia transportu materiału w reaktorze, jak i jego ogrzewania. Przebieg toryfikacji warunkują również inne parametry (C3), takie jak: czas zatrzymania, stopień wymieszania materiału, przebieg temperaturowy itd. Realizując proces toryfikacji, nie można również zapomnieć o zapewnieniu odpowiedniego bezpieczeństwa eksploatacji instalacji procesowej (C4), zwłaszcza z uwagi na ryzyko zapłonu w przypadku dostania się powietrza atmosferycznego do wnętrza instalacji.

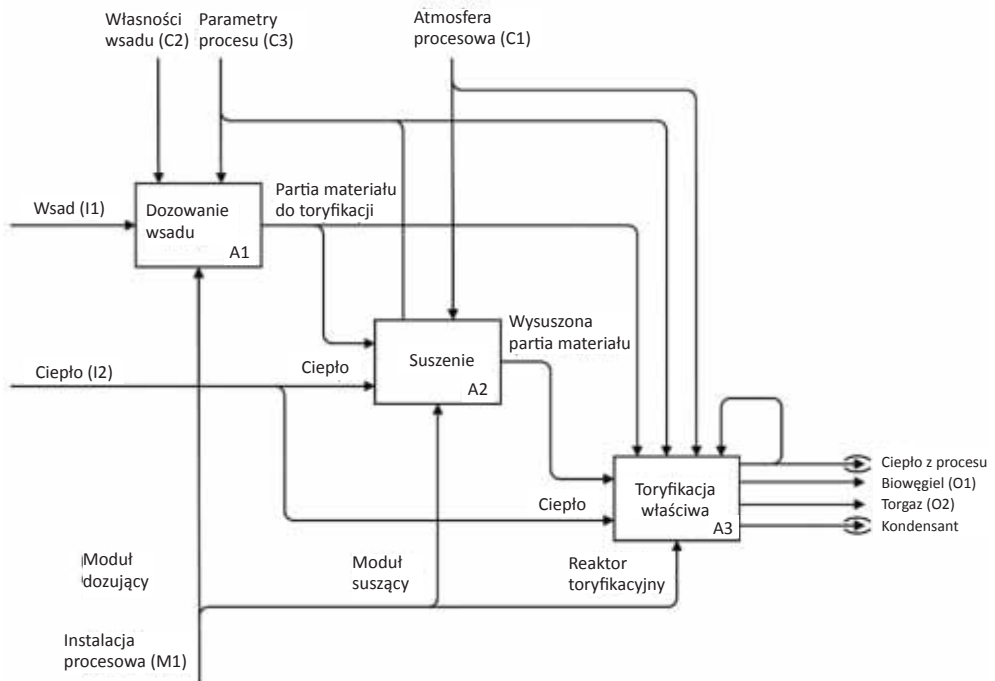
Dzięki zastosowaniu semantyki IDEF0 możliwe jest stopniowe uszczegółowianie procesu toryfikacji, przedstawiając poszczególne jego etapy oraz relacje między nimi w przejrzysty, systematyczny sposób. Dlatego też na kolejnym poziomie szczegółowości przedstawiono podział toryfikacji na trzy etapy: dozowanie wsadu (A1), suszenie (A2) oraz toryfikację właściwą (A3) (rys. 4.5).

W pierwszym etapie wsad poddawany jest dozowaniu, który ma na celu zapewnienie równomiernego dostarczenia materiału do dalszych etapów procesu. Funkcja ta realizowana jest najczęściej przez różnego rodzaju systemy dozujące, jak na przykład dozowniki ciekłe bądź też podajniki ślimakowe. Kluczowymi parametrami procesu warunkującymi ten etap są:

intensywność podawania materiału, która powinna być możliwie jak najbardziej równomierna oraz zapotrzebowanie na energię mechaniczną. Efektem dozowania jest partia materiału wsadowego, która poddawana jest procesowi suszenia, którego głównym zadaniem jest usunięcie wilgoci oraz tym samym zapewnienie odpowiednich właściwości wsadu do procesu toryfikacji. Jeżeli wykorzystywany jest ten sam materiał do suszenia oraz toryfikacji, konieczne jest zapewnienie atmosfery procesowej już na etapie suszenia dozowanego wsadu. Jeśli oba procesy są realizowane w niezależnych instalacjach, taki wymóg nie jest konieczny na etapie suszenia.



Rys. 4.4. Diagram IDEF0 procesu toryfikacji odpadów



Rys. 4.5. Uszczegółowiony diagram IDEF0 procesu toryfikacji

Następnie wysuszona partia materiału poddawana jest toryfikacji, która warunkowana jest głównie przez ilość ciepła dostarczonego do substratu, jak również czas zatrzymania w reaktorze. Rozkład czasu zatrzymania warunkuje homogeniczność własności otrzymanego biowęgla, dlatego konieczne jest ściśle kontrolowanie parametrów procesu na tym etapie. Jest to szczególnie trudne, gdyż w systemie pojawia wewnętrzne źródło ciepła pochodzące z egzotermicznych procesów rozkładu materii organicznej. Końcowym efektem jest nie tylko biowęgiel, lecz również torgaz oraz inne związki ciekłe (kondensat), które wymagają zagospodarowania.

Często w opisie procesu zawiera się dodatkowo etap czwarty, tj. chłodzenie biowęgla, gdyż tuż po procesie toryfikacji posiada on temperaturę powyżej 200 stopni Celsjusza, co stwarza zagrożenie poparzeniem bądź też samozapłonem w kontakcie z tlenem w powietrzu atmosferycznym.

W dalszej części rozdziału scharakteryzowany zostanie każdy etap z punktu widzenia barier oraz trudności procesowych, które mogą wyniknąć.

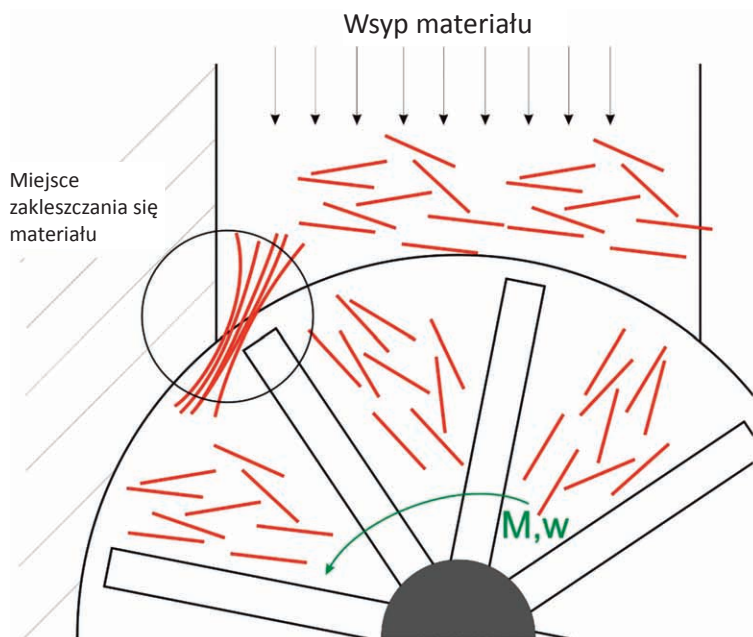
4.9. Dozowanie wsadu

Pierwszym krokiem toryfikacji jest dozowanie materiału. W tej operacji wsad jest odpowiednio podawany do kolejnych etapów procesu w sposób powtarzalny oraz uporządkowany. Efektywność tego kroku ma istotny wpływ na czas zatrzymania materiału w reaktorze, co natomiast przekłada się na wartość opałową biowęgla, będącą miarą efektywności działania całego systemu na etapie toryfikacji właściwej [Nachenius i in. 2015a]. Dlatego też zaprojektowanie odpowiedniego systemu realizującego funkcję dozowania wsadu do procesu toryfikacji jest bardzo istotnym elementem warunkującym efektywność całego systemu. Najczęściej w literaturze spotyka się rozwiązania oparte na zastosowaniu dozowników ślimakowych [Nachenius i in. 2015a,b, Solar i in. 2016], jednak niejednokrotnie stosowane są również dozowniki celkowe [Fassinou i in. 2009, Strandberg i in. 2015]. W przypadku dozowania biomasy lignocelulozowej oba rozwiązania stosowane są z powodzeniem, a decyzja o użyciu konkretnego rodzaju dozownika zależy głównie od oczekiwanej wydajności masowej dostarczanego materiału oraz objętości materiału w zasobniku. Natomiast w przypadku toryfikacji odpadów organicznych mogą pojawić się określone trudności wynikające z geometrii wsadu. Bazując na danych literaturowych [Jenike i in., 1960, Schwedes 1996, Ganesan i in. 2008], można stwierdzić, że istotny problem w transporcie stanowi materiał cechujący się strukturą płatkową, tj. którego poszczególne cząstki mają dwa wymiary gabarytowe dużo większe niż trzeci. Przykładem takiego materiału jest paliwo alternatywne RDF.

Problem, jaki występuje dla tego typu materiałów, objawia się gwałtownym spadkiem efektywności transportu wraz ze wzrostem siły transportującej powodującej ubicie materiału. Innymi słowy, materiał w formie luźnej jest dobrze transportowalny, natomiast jakakolwiek forma jego ubicia powoduje trudności w jego przemieszczaniu [Jenike i in. 1960]. Obserwując zachowanie RDF podczas dozowania w dozowniku celkowym, można zauważyć częste blokowanie się wirnika wskutek zakleszczenia materiału na krawędzi zewnętrznej łopatki (rys. 4.6).

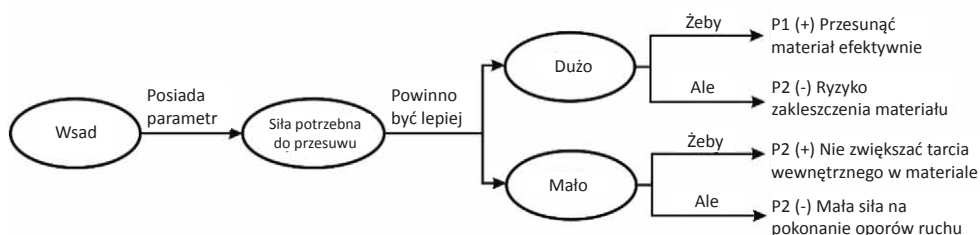
Analizując ten problem przy zastosowaniu metodologii TRIZ (Teoria Rozwiązywania Innowacyjnych Zadań) [Altschuller 2007], można zdefiniować sprzeczność parametryczną polegającą na tym, że siła konieczna do przemieszczenia materiału powinna być odpowiednio duża, żeby przezwyciężyć opory ruchu oraz tarcie wewnętrzne w materiale, lecz jednocześnie

na tyle mała, żeby nie powodowała ubicia materiału oraz zwiększenie tarcia pomiędzy cząstkami RDF, co stwarza konieczność dalszego zwiększania siły transportującej (rys. 4.7).



Rys. 4.6. Zakleszczenie się materiału o strukturze płatkowej w dozowniku celkowym

Problem ten można uogólnić do innych odpadów organicznych, gdyż w większości charakteryzują się one obecnością dużej ilości płaskich cząstek (płatków), które stwarzają istotny problem w transporcie. Projektując zatem układ dozowania materiału wsadowego, należy zapewnić możliwie jak największą stałość intensywności podawania materiału w czasie, jak również zminimalizować ryzyko zatrzymań procesu wynikających z nagłego zwiększenia siły tarcia w materiale następujących wskutek występowania siły normalnej do powierzchni płatków, która znacznie zwiększa tarcie wewnętrzne materiału, które w efekcie zwiększa sumaryczną siłę wymaganą do transportu materiału.



Rys. 4.7. Sprzeczność parametryczna na bazie TRIZ dla dozownika celkowego z uwagi na problem zakleszczania się materiału

4.10. Suszenie i toryfikacja

Kolejnym krokiem procesu jest suszenie wsadu po dozowaniu. Na tym etapie materiał jest podawany do procesu w równomiernych partiach. Intensywność podawania materiału, wyrażana w $\text{kg}\cdot\text{h}^{-1}$, jest stała w czasie dla zadanych parametrów procesu, dzięki czemu możliwa jest kontrola procesu suszenia oraz ilości dostarczonego ciepła do układu. Kluczowymi z punktu widzenia efektywności suszenia parametrami procesowymi są: wydajność masowa, zużycie energii mechanicznej, wydajność termiczna oraz równomierność podawania wysuszonego wsadu do instalacji procesowej odpowiedzialnej za toryfikację właściwą [Waje i in. 2007]. Według Fassinou i in. [2009] największy wpływ na własności kaloryczne biowęgla dla biomasy lignocelulozowej w procesie ciągłej toryfikacji w reaktorze ślimakowym posiadają temperatura procesu oraz czas zatrzymania w reaktorze. W przypadku suszenia oraz toryfikacji odpadów organicznych w formie FOOK (Fracji Organicznej Odpadów Komunalnych), frakcji nadsitowej bądź RDF niejednorodna struktura materiału może okazać się istotnym problemem warunkującym prawidłowy przebieg procesu w reaktorach ślimakowych [Schweddes 1996, 2002, Schulze 2008]. W związku z tym, oprócz występujących wcześniej parametrów takich jak prędkość obrotowa ślimaka bądź wymiary geometryczne reaktora, konieczne staje się uwzględnienie formy geometrycznej przesuwanego materiału oraz zmienności własności materiału wynikającej z jego morfologii. Ma to bezpośrednie przełożenie na transport materiału, jak również na rozkład czasu zatrzymania oraz stopień wymieszania wsadu podczas suszenia. Materiał mający tendencję do owijania się wokół wału ślimaka (cząstki włókniste takie jak ręczniki, długie fragmenty ubrań itd.) może istotnie wpływać na własności ruchowe reaktora, zmieniając parametry procesu. Istotnym elementem warunkującym prawidłową pracę reaktora toryfikacyjnego jest przebieg procesu toryfikacji właściwej. Literatura zawiera wiele informacji oraz wyników badań przeprowadzonych dla toryfikacji biomasy [Bates i Ghoniem 2014, Saade i Dubljevic 2013, Gucho i in. 2015, Chen i Peng 2015, Doassans-Carrère i in. 2014]. Brakuje jednak materiałów z zakresu toryfikacji odpadów komunalnych oraz paliw alternatywnych. Wiąże się to z brakiem informacji na temat szczegółowego przebiegu procesu, jego parametrów oraz szans i zagrożeń wynikających z przetwarzania odpadów komunalnych, a także paliw alternatywnych typu RDF w biowęglu.

4.11. Właściwości odpadów organicznych wpływające na proces toryfikacji

Wpływ na wykorzystanie odpadów organicznych do procesu toryfikacji będą miały ich właściwości fizykochemiczne. Cechy te nie tylko określają przebieg procesu, ale również na ich podstawie można ocenić opłacalność inwestycji. Charakterystyka biomasy w dużym stopniu zależy od jej pochodzenia. Ogólnie rzecz biorąc, najważniejszymi właściwościami biomasy wpływającymi na proces toryfikacji są zawartość wilgoci, popiołu, rozmiar przetwarzanej cząstki i jej współczynnik przewodności ciepła, gęstość materiału [Wang 2015].

Woda zawarta w substracie podzielona jest na trzy rodzaje [Colin i Gazbar 1995]:

- Woda związana chemicznie, która usuwana jest w procesie suszenia w 105°C .
- Woda związana fizycznie. Są to grupy hydroksylowe wchodzące w skład polimerów budujących substancję. Jej odłączenie zachodzi w wyższych temperaturach i związane jest z depolimeryzacją cząstek.

Woda związana mechanicznie. Znajduje się ona w mikro- oraz makropilarach i może zostać usunięta poprzez silne naprężenia mechaniczne.

Największą część wody w materiale stanowi woda związana chemicznie. Jej zawartość w odpadach organicznych może być na poziomie od kilku do kilkudziesięciu procent. Jej zawartość wpływa na czas trwania etapu suszenia w procesie toryfikacji. Wraz ze wzrostem jej zawartości proces toryfikacji zostanie wydłużony, co niekorzystnie wpłynie na energochłonność. Badania dotyczące czasu suszenia paliwa alternatywnego z poziomu 14% wilgotności do 0% w temperaturze 90°C wskazują, iż konieczne jest 50-minutowe przetrzymanie odpadu w reaktorze [Zawadzki 2016]. W przypadku toryfikacji czas suszenia ulegnie skróceniu ze względu na wyższą temperaturę prowadzenia procesu, jednakże w literaturze naukowej nie opisano czasu trwania etapu suszenia i jego wpływu na proces samej toryfikacji.

Zawartość wody związanej chemicznie może wywołać również korozję części reaktora wykonanych z żelaza lub jego stopów (np. stali) [Wranglen 1985]. Proces ten jest niepożądany, ponieważ będzie powodować wzrost kosztów eksploatacyjnych reaktora związanych z wymianą poszczególnych podzespołów. Wysoka zawartość wilgoci związanej chemicznie będzie powodować również obniżenie wartości opałowej powstającego w procesie torgazu.

Zawartość popiołu odnosi się do ilości nieorganicznych substancji w materiale. Popiół można podzielić na dwa rodzaje: taki, który jest związany fizycznie z materią organiczną występującą w materiale oraz drugi rodzaj, który można usunąć metodami fizycznymi i chemicznymi. Ilość i zawartość popiołu zależą od rodzaju materiału lub metody jego wytwarzania. Na przykład zawartość materii nieorganicznej w paliwie alternatywnym zależy od zastosowanych urządzeń sortowniczych w linii technologicznej [Caputo i Pelagagge 2002].

Wysoka zawartość popiołu negatywnie wpływa na wartość ciepła spalania, ponieważ jest ona miarą zawartości części niepalnych w materiale. Z punktu widzenia toryfikacji substrat powinien cechować się małą zawartością części mineralnych, ponieważ po procesie prażenia, gdy następuje częściowe odgazowanie części lotnych, stosunek masowy popiołu do całej masy cząstki wzrośnie [Tumuluru i in. 2011]. W przypadku dużej zawartości popiołu w materiale wartość opałowa może ulec obniżeniu po procesie toryfikacji, co jest zjawiskiem niepożądanym. Zjawisko to zaobserwowano w przypadku toryfikacji osadów ściekowych, gdzie dla temperatur w zakresie od 200 do 300°C wartość ciepła spalania mieściła się w zakresie od 14,9 do 15,5 MJ·kg⁻¹ (wartość nieprzetworzonego osadu ściekowego wyniosła 14.7 MJ·kg⁻¹). Po obliczeniu bezpopiołowej wartości ciepła spalania zauważono, że jego wartość wzrosła do około 26 MJ·kg⁻¹ [Pulka i in. 2016].

Czas zatrzymania wsadu w reaktorze do toryfikacji związany jest z wielkością przetwarzanych cząstek. Rozmiar warunkuje czas nagrzewania wsadu, na który istotny wpływ mają pole powierzchni wymiany ciepła oraz współczynnik przewodności ciepła [Wiśniewski i Wiśniewski 2000]. Wraz ze wzrostem przekroju poprzecznego cząstki i niskim współczynnikiem przewodności ciepła czas potrzebny do równomiernego jej ogrzania rośnie. Odpady organiczne mogą charakteryzować się dużą niejednorodnością pod względem materiałowym i wielkościowym, dlatego z punktu technologicznego bardzo ważne jest zhomogenizowanie substratu przed przetworzeniem poprzez wstępne zmielenie i wymieszanie w celu uniknięcia nierównomiernego ogrzewania.

Gęstość przetwarzanego materiału w procesie toryfikacji ma wpływ na transport oraz napełnianie reaktora do toryfikacji. Zbyt niska lub zbyt wysoka wartość omawianego parametru może wpływać niekorzystnie na proces toryfikacji. W przypadku niskiej wartości gęstości materiału trudniej transportuje się wewnątrz reaktora, ponadto niewielkie i lekkie cząstki są narażone na wywiewanie z reaktora wraz z powstającym w procesie torgazem. Wysoka gęstość materiału może spowodować blokowanie podajników śrubowych i przenośników pneumatycznych [Koppejan i in. 2012].

Ponadto, badania modelowe przeprowadzone na cząstce paliwa alternatywnego wykazały, iż gęstość materiału nie wpływa w sposób istotny statystycznie na parametr technologiczny, jakim jest czas oraz temperaturę toryfikacji [Stępień i Białowiec 2017].

4.12. Synergia technologii toryfikacji z fermentacją metanową w pasywnym energetycznie zakładzie przetwarzania odpadów

Toryfikacja jest jedną z technologii, która może spowodować wysoki stopień odzysku odpadów, szczególnie gdy może być skonfigurowana wraz z biologicznym przetwarzaniem odpadów w warunkach beztlenowych. Toryfikacja wymaga znacznego wkładu energetycznego na osuszenie odpadu oraz podgrzanie do zadanej temperatury. Kaloryczność wytworzonego gazu toryfikacyjnego nie pokrywa zazwyczaj w pełni zapotrzebowania energetycznego procesu. W związku z tym, poszukiwane są alternatywne źródła ciepła. Jednym z potencjalnych rozwiązań jest zastosowanie biogazu wytworzonego w procesie fermentacji metanowej. Substratem może być frakcja organiczna odpadów komunalnych (FOOK). W takim układzie występuje efekt synergii procesów technologicznych, w których wytwarzane jest paliwo gazowe zużywane na potrzeby innego procesu, dzięki czemu globalny efekt środowiskowy jest wyższy niż w każdym z procesów osobno. W tej części rozdziału przedstawiono wyliczenia bilansu masy i energii połączonych procesów mechanicznego przetwarzania, biologicznego przetwarzania oraz toryfikacji w jednym ciągu technologicznym. Celem wyliczeń jest przedstawienie wstępnych założeń do koncepcji przykładowej typowej dla warunków polskich instalacji przetwarzania odpadów komunalnych, w kierunku zwiększenia efektywności odzysku odpadów przy jednoczesnej poprawie efektywności energetycznej instalacji.

4.12.1. Dane wejściowe

Strumień zmieszanych odpadów komunalnych:

- odpady dostarczane do instalacji: $58\,600 \text{ Mg}\cdot\text{rok}^{-1}$.
Odpady wytwarzane w wyniku mechanicznego przetwarzania:
- frakcja podsitowa: $33\,772 \text{ Mg}\cdot\text{rok}^{-1}$,
- odpady surowcowe: $4803 \text{ Mg}\cdot\text{rok}^{-1}$,
- frakcja nadsitowa: $19\,187 \text{ Mg}\cdot\text{rok}^{-1}$.
Strata masy w wyniku odparowania wody na urządzeniach sortowni: $838 \text{ Mg}\cdot\text{rok}^{-1}$.
Zużycie energii:
- zainstalowana moc instalacji: 0,5 MW,
- zakładając 250 dni pracy oraz 2-zmianowy system pracy, roczne zużycie energii elektrycznej wyniesie: $500 \text{ kW}\cdot 250 \text{ d}\cdot 16 \text{ h} = 200\,000 \text{ kWh}$.

4.12.2. Opis procesu technologicznego

Odpady w pierwszej kolejności rozdzielane są na sicie na dwie frakcje: podsitową (FOOK) oraz nadsitową. Frakcja nadsitowa kierowana jest do kabiny sortowniczej oraz separatorów Fe i nFe celem wydzielenia odpadów surowcowych. Pozostały materiał bogaty w odpady organiczne: papier, tekstylia, tworzywa kierowany jest następnie do toryfikacji.

Frakcja podsitowa bogata w rozkładalną materię organiczną kierowana jest do bioreaktora beztlenowego, gdzie poddawana jest fermentacji metanowej. Zakładając średni uzysk biogazu z tony odpadów na poziomie $61,5 \text{ m}^3\cdot\text{Mg}^{-1}$, przy kaloryczności biogazu na poziomie $20 \text{ MJ}\cdot\text{m}^{-3}$, uzyskać można $41\,540 \text{ GJ}$ energii chemicznej rocznie. Stąd, przy założeniu ciągłej

pracy reaktora beztlenowego (8760 godzin w roku), dostępna energia chemiczna w biogazie w ciągu godziny wynosi 4742 MJ, co odpowiada 1317 kWh. Zakładając, iż zainstalowany zostanie układ kogeneracyjny o sprawności elektrycznej 38%, to moc elektryczna wyniesie około 0,5 MW. Natomiast moc cieplna to około 0,6 MW. Roczna produkcja energii elektrycznej wyniesie zatem 4380 MWh, a ciepła 18 921,6 GJ. Wytworzona energia elektryczna w całości pokrywa zapotrzebowanie energetyczne instalacji. Ciepło natomiast może zostać wykorzystane na potrzeby procesu torfikacji.

4.12.3. Obliczenia bilansu cieplnego torfikacji

Poniżej przedstawiono obliczenia zapotrzebowania na energię cieplną procesu torfikacji w rozbiciu na proces suszenia oraz właściwą torfikację.

Suszenie

Założono skład wilgotnych odpadów frakcji nadsitowej:

- substancje organiczne zmieszane – papier, drewno, celuloza, lignina: 45%,
- poliolefiny (polietylen, polipropylen, polistyren): 20%,
- substancje nieorganiczne – piasek, złom, gruz itp.: 5%,
- woda: 30%.

Do obliczeń zostały przyjęte następujące ciepła właściwe poszczególnych surowców:

- substancje organiczne zmieszane: $2,3 \text{ kJ}\cdot\text{kg}^{-1}$,
- poliolefiny $2,5 \text{ kJ}\cdot\text{kg}^{-1}$,
- substancje nieorganiczne: $0,85 \text{ kJ}\cdot\text{kg}^{-1}$,
- woda: $4,2 \text{ kJ}\cdot\text{kg}^{-1}$,
- ciepło parowania wody: $2257 \text{ kJ}\cdot\text{kg}^{-1}$.

Założono także, iż z odpadami do części suszącej wprowadzone zostanie powietrze – do obliczeń przyjęto ok. 250 m^3 , czyli około 300 kg powietrza.

Założono, iż aby wysuszyć odpady, należy je podgrzać od temperatury na poziomie 10°C do temp. 100°C , czyli o 90° .

Obliczenia przeprowadzone zostały dla 1 tony odpadów, które zawierają:

- 300 kg wody,
- 450 kg organiki,
- 200 kg poliolefin,
- 50 kg nieorganiki.

Ciepło niezbędne do podgrzania wody do temp. wrzenia:

$$Q_p = 300 \text{ kg} \cdot 4,2 \text{ kJ}\cdot\text{kg}^{-1} \cdot 90^\circ\text{C} = \mathbf{113\ 400 \text{ kJ}}$$

Do odparowania wody potrzeba:

$$Q_{op} = 300 \text{ kg} \cdot 2\ 257 \text{ kJ}\cdot\text{kg}^{-1} = \mathbf{677\ 100 \text{ kJ}}$$

W trakcie suszenia podgrzaniu ulegają inne składniki odpadów:

substancje organiczne

$$Q_{og} = 450 \text{ kg} \cdot 2,3 \text{ kJ}\cdot\text{kg}^{-1} \cdot 90^\circ\text{C} = \mathbf{93\ 150 \text{ kJ}}$$

poliolefiny

$$Q_{po} = 200 \text{ kg} \cdot 2,5 \text{ kJ}\cdot\text{kg}^{-1} \cdot 90^\circ\text{C} = \mathbf{41\ 400 \text{ kJ/kg}}$$

substancje nieorganiczne

$$Q_{sn} = 50 \text{ kg} \cdot 0,85 \text{ kJ}\cdot\text{kg}^{-1} \cdot 90^\circ\text{C} = \mathbf{3825 \text{ kJ}}$$

powietrze

$$Q_{pow} = 300 \text{ kg} \cdot 1 \text{ kJ}\cdot\text{kg}^{-1} \cdot 90^\circ\text{C} = \mathbf{27\ 000 \text{ kJ}}$$

Razem do wysuszenia 1000 kg odpadów należy dostarczyć **955 875 kJ** ciepła. Zakładając zatem roczną masę frakcji nadsitowej 19 187 Mg odpadów, na procesy suszenia potrzeba **18 340 374 MJ ciepła**.

Po wysuszeniu masa frakcji nadsitowej wynosi 70% masy początkowej, co stanowi 13430,9 Mg-rok⁻¹.

Toryfikacja

Kolejnym etapem jest właściwa toryfikacja wysuszonego i podgrzanego do temperatury około 100°C odpadu.

Przyjęto, iż wysuszony odpad ma następujący skład:

- substancje organiczne: 64%,
- poliolefiny: 29%,
- nieorganika: 7%,
- wilgotność: 0%.

Odpady podgrzewane są z temperatury o 100 do 300°C, a więc o 200°C.

W trakcie toryfikacji podgrzaniu ulegają składniki odpadów:

substancje organiczne

$$Q_{og} = 640 \text{ kg} \cdot 2,3 \text{ kJ} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot 200^\circ\text{C} = \mathbf{294\ 400 \text{ kJ}},$$

poliolefiny

$$Q_{po} = 290 \text{ kg} \cdot 2,5 \text{ kJ} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot 200^\circ\text{C} = \mathbf{14\ 5000 \text{ kJ/kg}},$$

substancje nieorganiczne

$$Q_{sn} = 50 \text{ kg} \cdot 0,85 \text{ kJ} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot 200^\circ\text{C} = \mathbf{8500 \text{ kJ}}.$$

Razem do storyfikowania 1000 kg odpadów należy dostarczyć **447 900 kJ ciepła**. Zakładając zatem roczną masę frakcji nadsitowej, po wysuszeniu na procesy toryfikacji 13430,9 Mg odpadów potrzeba **6 015 700 MJ ciepła**. Łączne zapotrzebowanie na ciepło procesu suszenia i toryfikacji wynosi **24 356 074 MJ**, przy czym suszenie wymaga 75,3% zapotrzebowania na ciepło, a sam proces toryfikacji 24,7%.

Zaznaczyć trzeba, iż w trakcie toryfikacji około 30% masy ulega przekształceniu w gaz toryfikacyjny, co stanowi około 4029 Mg, a w przeliczeniu na objętość 3 357 725 m³ gazu toryfikacyjnego rocznie. Zazwyczaj kaloryczność takiego gazu przyjmuje wartość 6 MJ·m⁻³. Stąd też energia chemiczna zawarta w gazie toryfikacyjnym wynosi **20 146 350 MJ**. Pokrywa to w 82,7% całkowite zapotrzebowanie na ciepło. Pozostałe zapotrzebowanie może zostać uzupełnione ciepłem uzyskanym ze spalania biogazu w jednostce kogeneracyjnej.

4.13. Podsumowanie

Obecnie, wysiłki firm branży przetwórstwa odpadów koncentrują się na opracowaniu technologii toryfikacji odpadów organicznych, a głównie paliw alternatywnych oraz odpadów komunalnych. Wiąże się to z szeregiem barier technologicznych związanych z właściwościami przetwarzanego materiału.

Porównując właściwości biomasy nie- i lignocelulozowej, główną barierą w zastosowaniu toryfikacji, jako metody przetwarzania tego materiału, jest jego duża niehomogeniczność. Odpady organiczne zbudowane są nie tylko z celulozy, ligniny i chemocelulozy (jak biomasa lignocelulozowa), lecz również zawierają tłuszcze, białka oraz różnego rodzaju tworzywa sztuczne. Stwarza to liczne problemy natury procesowej związane z nierównomiernością ogrzewania cząstki, która może spowodować niecałkowite przetworzenie substratu w produkt o zadanych właściwościach.

Równie istotnym problemem dotyczącym toryfikacji odpadów organicznych jest forma geometryczna cząstek. Efekt ten w przypadku toryfikacji biomasy lignocelulozowej nie jest aż tak znaczący z uwagi na niewielkie różnice w zachowaniu toryfikowanego materiału, dlatego też literatura jest uboga i informacje oraz modele uwzględniające formę geometryczną wsadu. W przypadku odpadów organicznych, jak na przykład paliwa alternatywnego typu RDF czy odpadów komunalnych, parametr ten staje się szczególnie istotny z uwagi na płatkową budowę materiału wykazującą trudności w transporcie z uwagi na tendencję do blokowania mechanicznego procesu wynikającego z dużego tarcia między poszczególnymi płatkami. Dodatkowym problemem może okazać się zachowanie tworzyw sztucznych oraz innych składników odpadów w wysokich temperaturach, co może powodować upłynnianie tych materiałów, czego konsekwencją będą trudności związane z transportem, dozowaniem materiału oraz jego toryfikacją.

Proces toryfikacji odpadów nielignocelulozowych jest na wstępnym etapie badań. W pracy przedstawiono bariery i problemy, które wskazują potencjalny kierunek badań. Po wyeliminowaniu tych czynników można spodziewać się, że toryfikacja stanie się jednym z głównych procesów waloryzacji paliw z odpadów.

Wyczerpanie bilansu energetycznego wskazują, iż sam proces toryfikacji, wraz z suszeniem, nie jest autotermiczny. Możliwe jest jednak sprzężenie technologii toryfikacji z produkcją biogazu z frakcji podsitowej odpadów komunalnych. Rozwiązania te są obecnie rozwijane.

Piśmiennictwo

- Acharya B., Sule I., Dutta A., 2012. A review on advances of torrefaction technologies for biomass processing. *Biomass Conversion and Biorefinery*, 2, 349–369.
- Akdag A.S., Atimtay A., Sanin F.D., 2016. Comparison of fuel value and combustion characteristics of two different RDF samples. *Waste Manage*, 47, 217–224.
- Altschuller G.S., 2007. The Innovation Algorithm. TRIZ, Systematic Innovation and Technical Creativity II.
- Archarya B., Dutta A., Minaret J., 2015. Review on comparative study of dry and wet torrefaction. *Sustainable Energy Technologies and Assessments*, 12, 26–37.
- Atienza-Martinez M., Fonts I., Abrego J., Ceamanos J., Gea G., 2013. Sewage sludge torrefaction in a fluidized bed reactor. *Chem. Eng. J.*, 222, 534–545.
- Barwicki J., Romaniuk W., 2008. Teoretyczne aspekty przebiegu procesu transportu materiałów rolniczych za pomocą przenośników śrubowych. *Problemy Inżynierii Rolniczej*, 16, 63–68.
- Bates R.B., Ghoniem A.F., 2014. Modeling kinetics-transport interactions during biomass torrefaction: The effects of temperature, particle size, and moisture content. *Fuel*, 137, 216–229.
- Bergman P.C.A., Boersma A.R., Kiel J.H.A., 2004. Torrefaction for entrained-flow gasification of biomass. The 2nd World Conference and Technology Exhibition on Biomass for Energy, Industry and Climate Protection, Roma, Italy 10–14.05.2004.
- Bergman P.C.A., Boersma A.R., Zwart R.W.R., Kiel J.H.A., 2005. Torrefaction of biomass existing coal-fired power stations. ECN publication ECN-C-05-013.
- Białowiec A., Pulka J., Wiśniewski D., 2013. Toryfikacja – recykling organiczny odpadów. *Przegląd Komunalny*, 12, 36–38.

- Caputo A.C., Pelagagge P.M., 2002. RDF production plants: I Desing and costs. *Appl. Therm. Eng.*, 22, 423–437.
- Cepeliogullar O., Haykiri-Acma H., Yaman S., 2016. Kinetic modeling of RDF pyrolysis: Model-fitting and model-free approaches. *Waste Manage*, 48, 275–284.
- Chen W.H., Peng J., 2015. A state of the art review of biomass torrefaction, densification and applications. *Sust. Energ. Rev.*, 44, 847–866.
- Colin F., Gazbar S., 1995. A study on torrefaction of various biomass materials and its impact on lignocellulosic structure simulated by a thermogravimetry. *Water Res.*, 35, 2000–2005;
- Doassans-Carrère N., Muller S. Mitzkat M., 2014. REVIEW – a new industrial technology for biomass torrefaction: pilot studies. *Fuel Process Technol*, 126, 155–162.
- Dyrekytwa Parlamentu Europejskiego i Rady 2009/28/WE.
- Fassinou W.F.L. van de Steene L., Toure S., Volle G., Girard P., 2009. Pyrolysis of Pinus pinaster in a two-stage gasifier: Influence of processing parameters and thermal cracking of tar. *Fuel Process Technol*, 90, 75–90.
- Ganesan V., Rosentrater K.A., Muthukumarappan, K., 2008. Flowability and handling characteristics of bulk solids and powders – a review with implications for DDGS. *Biosystems Engineering*, 101, 425–435.
- Gucho E.M., Shahzad K., Bramer E.A. Brem G., 2015. Experimental study on dry torrefaction of beech wood and miscanthus. *Energies*, 8, 3903–3923.
- Hyunsook K., Daewon P., 2015. *Environmental Science and Sustainable Development*. World Scientific, Bangkok, s. 268.
- Huang Y., Shih Ch., Chiueh P., Lo S., 2015. Microwave co-pyrolysis of sewage sludge and rice straw. *Energy*, 87, 638–644.
- Huang Y., Sung H., Chiueh P., Lo S., 2017. Microwave torrefaction of sawage sludge and leucaena. *J. Taiwan. Inst. Chem. E.*, 70, 236–243.
- Jenike A.W., Elsey P.J., Wooley R.H., 1960. Flow properties of bulk solids. *Proc. American Soc. Testing Materials*, 60, 1168.
- Jones D.D., Kocher M.F., 1995. Auger design for uniform unloading of granular material. *Transactions of the ASAE*, 38, 1157–1162.
- Kara M., 2012. Environmental and economic advantages associated with the use of RDF in Istanbul, Turkey. *Waste Manage*, 29, 2976–2982.
- Kordylewski W., 2008. *Spalanie i paliwa*. OWP, Wrocław, s. 453.
- Koppejan J., Sokhansanj S., Melin S., Madrali S., 2012. Status overview of torrefaction technologies. IEA Bioenergy Task 32 raport, Enschede.
- Kruger B., Mrotzek A., Wirtz S., 2014. Separation of harmful impurities from refuse derived fuels (RDF) by a fluidized bed. *Waste Manage*, 34, 390–401.
- Longo A., Nobre C., Goncalves M., Vilarinho C., Araujo J., Mendes B., 2015. Upgrading og industrial rdf using torrefaction. 3rd International Conference. *Wastes: Solutions, Treatments and Opportunities*, 14–16 września 2015, Guimaraes.
- Materazzi M., Lettieri P., Mazzei L., Tolyor R., Chapman C., 2015. Fate and behavior of inorganic constituents of RDF in two stage fluid bed-plasma gasification plant. *Fuel*, 150, 473–485.
- Miskolczi N., Borsodi N., Buyong F., Angyal A., Williams P.T., 2011. Production of pyrolytic oils by catalytic pyrolysis of Malaysian refuse-derived fuels in continuously stirred batch reactor. *Fuel. Process. Technol.*, 92, 925–932.

- Nachenius R.W., van de Wardt T.A., Ronsse F., Prins W., 2015a. Residence time distributions of coarse biomass particles in a screw conveyor reactor. *Fuel Process Technol.*, 130, 87–95.
- Nachenius R.W., van de Wardt T.A., Ronsse F., Prins W., 2015b. Torrefaction of pine in a bench-scale screw conveyor reactor. *Biomass Bioenerg.*, 79, 96–104.
- Peng J.H., Bi X. T., Lim J., Sokgansanj S., 2012. Development of torrefaction kinetics for British Columbia softwoods. *Int J. Chem. React. Eng.*, 10, 1542–6580.
- Poudel J., Ohm T., Lee S., Oh S. Ch., 2015a. A study on torrefaction of sewage sludge to enhance solid fuel qualities. *Waste Manage.*, 40, 112–118.
- Poudel J., Ohm T., Oh S. Ch., 2015b. A study on torrefaction of food waste. *Fuel*, 140, 275–281
- Pulka J., Wiśniewski D., Gołaszewski J., Białowiec A., 2016. Is biochar produced from sewage sludge a good quality solid fuel? *Arch. Environ. Prot.*, 42, 125–134.
- Roegiers J., Pieters J., Ronsse F., 2016. Heat and mass transfer modelling of auger reactors. Praca magisterska. Ghent University.
- Rozporządzenie Ministra Gospodarki z dn. 14 sierpnia 2008 r. w sprawie szczegółowego zakresu obowiązków uzyskania i przedstawienia do umorzenia świadectw pochodzenia, uiszczenia opłaty zastępczej, zakupu energii elektrycznej i ciepła wytworzonych w odnawialnych źródłach energii oraz obowiązku potwierdzania danych dotyczących ilości energii elektrycznej wytworzonej w odnawialnym źródle energii.
- Saade E., Dubljevic S., 2013. Modeling of an Auger Reactor for Biomass Torrefaction. *AIChE Annual Meeting*, 1–17.
- Schulze D., 2008. *Powders and Bulk Solids – Behaviour, Characterization, Storage and Flow*. Springer, s. 35.
- Schwedes J., 2002. Consolidation and flow of cohesive bulk solids. *Chem. Eng. Sci.*, 57, 287–294.
- Schwedes J., 1996. Measurement of flow properties of bulk solids. *Powder Technol.*, 88, 285–290.
- Seo M.W., Kim S.D., Lee S.H., Lee J.G., 2010. Pyrolysis characteristics of coal and RDF blends in non-isothermal and isothermal conditions. *J. Anal. Appl. Pyrol.*, 88, 160–167.
- Serio M.A., Cosgrove J.E., Wójtowicz M.A., 2014. Torrefaction Processing of Spacecraft Solid Wastes. 44th International Conference on Environmental Systems, 13–17 lipca 2014, Tucson.
- Singh S., Wu Ch., Williams P.T., 2012. Pyrolysis of waste materials using TGA-MS and TGA-FTIR as complementary characterization techniques. *J. Anal. Appl. Pyrol.*, 94, 99–107.
- Solar J., de Marco I., Caballero A., Lopez-Uriónabarrenechea A., Rodriguez N., Agirre I., Adrados A., 2016. Influence of temperature and residence time in the pyrolysis of woody biomass waste in a continuous screw reactor. *Biomass Bioenerg.*, 95, 416–423.
- Strandberg M., Olofsson I., Pommer L., Wiklund-Lindstrom S., Aberg K., Nordin A., 2015. Effects of temperature and residence time on continuous torrefaction of spruce wood. *Fuel Process Technology*, 134, 387–398.
- Stępień P., Białowiec A., 2017. Modelowanie matematyczne toryfikacji paliwa pochodzącego z odpadów. *Przem. Chem.*, 5, 1000–1004.
- Stępień P., Pulka J., Białowiec A., 2019. Organic waste torrefaction – a review: reactor systems, and the biochar properties. *INTECH d. o. o., Rijeka*.

- Środa K., Kijo-Kleczkowska A., Otwinowski H., 2012. Termiczne unieszkodliwianie osadów ściekowych. *Inżynieria Ekologiczna*, 28, 67–81.
- Tumuluru S.J., Shahab S., Richard H.J., Wright Ch.T., Boardman R.D., 2011. REVIEW: A review on biomass torrefaction process and product properties for energy applications. *Industrial Biotechnology*, 7, 384–401.
- Tumuluru J.S., Sokhansanj S., Hess J.R., Wright Ch.T., Boardman R.D., 2011. A review on biomass torrefaction process and product properties for energy applications. *Biotechnology*, 7, 384–401.
- van der Stelt M.J.C., Gerhauser H., Kiel J.H.A., Ptasiński K.J., 2011. Biomass upgrading by torrefactions for the production of biofuels: a review. *Biomass Bioenerg.*, 9, 3748–3762.
- Waje S.S., Thorat B.N., Mujumdar A.S., 2007. Screw Conveyor Dryer: Process and Equipment Design. *Dry Technol.*, 25, 241–247.
- Waje S.S., Thorat B.N., Mujumdar A.S., 2006. An Experimental Study of the Thermal Performance of a Screw Conveyor Dryer. *Dry Technol.*, 24, 293–301.
- Werle S., Dudziak M., 2014. Analysis of Organic and Inorganic Contaminants in Dried Sewage Sludge and By-Products of Dried Sewage Sludge Gasification. *Energies*, 7, 462–476.
- Wang M., 2015. Effect of mechanical fractionation and torrefaction on the biomass composition. Praca magisterska. Delft University of Technology.
- Wignarajah K., Hogan J.A., Fisher J.W., Delzeit, L., 2008. Evaluation of the Microwave Enhanced Freeze Drying Technology for Processing Solid Wastes. 38th International Conference on Environmental Systems, Bellevue, Washington.
- Wiśniewski S., Wiśniewski T.S., 2000. Wymiana ciepła. WNT, Warszawa, s. 37.
- Whyte H.E., Loubar K., Awad S., Tazerout M., 2015. Pyrolytic oil production by catalytic pyrolysis of refuse-derived fuels: Investigation of low cost catalysis. *Fuel Process Technol.*, 140, 32–38.
- Wranglen G., 1985. Podstawy korozji i ochrony metali. WNT, Warszawa, s. 5.
- Zawadzki M., 2016. Wpływ warunków na kinetykę i energochłonność suszenia paliwa RDF o różnym składzie. Uniwersytet Przyrodniczy we Wrocławiu.
- www1 <http://www.ept.umelblag.pl/attachments/article/385/3> dostęp 30.04.2017.
- www2 <http://www.ept.umelblag.pl/attachments/article/385/4> dostęp 30.04.2017.

Arkadiusz Dyjakon

*Uniwersytet Przyrodniczy we Wrocławiu, Wydział Przyrodniczo-Technologiczny,
Instytut Inżynierii Rolniczej, ul. Chelmońskiego 37, 51-630 Wrocław
Zakład Niskoemisyjnych Źródeł Energii i Gospodarki Odpadami
Arkadiusz.Dyjakon@upwr.edu.pl*

5. Wykorzystanie energii odnawialnej w gospodarce odpadami

5.1. Wprowadzenie

Zastosowanie odnawialnych źródeł energii do produkcji energii elektrycznej i/lub ciepła to sposób nie tylko na ograniczenie emisji zanieczyszczeń do atmosfery (zwłaszcza CO₂) i zużycia paliw kopalnych, ale również na poprawę efektywności i bilansu energetycznego procesów technologicznych. Z uwagi na intensywnie rozwijającą się w wielu kierunkach gospodarkę odpadami, także ukierunkowaną na ochronę środowiska i ograniczenie zużycia energii pochodzącej ze źródeł konwencjonalnych, poszukuje się różnych możliwości i rozwiązań dla aplikacji źródeł odnawialnych.

W praktyce, wykorzystanie odnawialnych źródeł energii w szeroko rozumianej gospodarce odpadami może być realizowane w sposób niezwiązany lub powiązany z procesem, technologią czy funkcjonowaniem przedsiębiorstwa. W układzie niezwiązanym energia produkowana jest niezależnie, ale znajduje zastosowanie w gospodarce odpadami. Przykładem może być bezpośrednie kupowanie energii elektrycznej od elektrowni wiatrowej, wodnej czy bioelektrowni zlokalizowanej poza obszarem działania przedsiębiorstwa. W układzie powiązanym – produkowana energia ze źródła odnawialnego powstaje na terenie funkcjonowania przedsiębiorstwa i jest wykorzystywana w procesie technologicznym.

Obecnie, najczęściej wykorzystywane energie odnawialne w gospodarce odpadami to energia słoneczna oraz biomasa. W przypadku energii słonecznej stosowane są zarówno kolektory słoneczne (do produkcji ciepła), jak i panele fotowoltaiczne (do produkcji energii elektrycznej). W odniesieniu do biomasy są to zazwyczaj odpady organiczne pochodzenia roślinnego i zwierzęcego, z których wytwarzany jest biogaz (rolniczy, składowiskowy itp.) zasilający układ kogeneracyjny. W tego typu układach energia elektryczna jest odprowadzana do sieci, ale ciepło odpadowe może być wykorzystane w wielu działach gospodarki odpadami.

5.2. Energia słoneczna w gospodarce odpadami

5.2.1. Składowiska odpadów

Jedną z opcji zastosowania paneli fotowoltaicznych (PV) w obszarze gospodarki odpadami jest budowa farmy fotowoltaicznej na zrehabilitowanych terenach po zamkniętych składowiskach odpadów komunalnych. Jest to zasadnicza zmiana sposobu zagospodarowania tego typu terenów, które w ostatniej fazie były dotychczas przysypywane jedynie ziemią i pokrywane trawą. Ważną zaletą obniżającą w pewnej części nakłady inwestycyjne jest wykorzystanie uformowanego na etapie rekultywacji korzystnego dla efektywnej pracy instalacji PV

kąta wzgórza. Istnieje jednak kilka sposobów rozwiązania problemu montażu paneli PV. Interesującym rozwiązaniem jest zastosowanie odpowiednio wytrzymałej geomembrany, która oprócz standardowych funkcji jest również podstawą montażową dla paneli fotowoltaicznych. Pierwszą na świecie instalacją wykonaną w tej technologii jest farma fotowoltaiczna w Stanach Zjednoczonych (Georgia), gdzie na wzgórzu pozostałym po składowisku (The Hickory Ridge Landfill) o powierzchni prawie 20 ha pokrytej geomembraną zamontowano ponad 7000 sztuk cienkowarstwowych paneli fotowoltaicznych o łącznej mocy znamionowej ponad 1 MW_p (rys. 5.1).

a) widok ogólny



b) cienkowarstwowe panele PV



Rys. 5.1. Farma fotowoltaiczna na geomembranie pokrywającej zrehabilitowane składowisko odpadów komunalnych [www.hdrinc.com]

a) składowisko w trakcie rekultywacji



b) układanie membrany ze sztucznej trawy



c) widok farmy fotowoltaicznej



d) posadowienie paneli PV



Rys. 5.2. Farma fotowoltaiczna na zrehabilitowanym składowisku odpadów komunalnych [www.watershedgeo.com]

Inny sposób został opracowany przy montażu instalacji fotowoltaicznej na eksploatowanym przez ponad 70 lat składowisku odpadów The Hartford Landfill (USA, Connecticut) o powierzchni prawie 40 ha. Do przykrycia składowiska wykorzystano membranę geosynteptyczną imitującą sztuczną trawę, a panele fotowoltaiczne zostały posadowione na konstrukcji stelażowej obciążonej blokami betonowymi (rys. 5.2). Instalacja pokrywająca płaską część powierzchni składowiska ma moc znamionową ponad 1,3 MW_p, a jej uruchomienie nastąpiło w 2014 roku [www.agruamerica.com].

Podobne rozwiązanie zrealizowano także w Polsce, wykorzystując fakt, że farmy fotowoltaiczne nie są budowlami w rozumieniu prawa budowlanego (Dz.U. z 2010r, nr 243, poz. 1623 z późn. zm), ale urządzeniami budowlanymi i nie podlegają opodatkowaniu podatkiem od nieruchomości. Przepis ten jest bardzo istotny z punktu widzenia dalszych kierunków zagospodarowywania nieczynnych składowisk odpadów, na których obowiązuje zakaz wznieszenia wszelkiego rodzaju budowli przez kolejne 50 lat od chwili zamknięcia składowiska. Stworzenie możliwości praktycznego wykorzystania obszaru do produkcji energii odnawialnej wpisuje się bardzo dobrze w strategię zrównoważonego rozwoju gmin.

W Polsce pierwsza innowacyjna taka farma fotowoltaiczna na zrekultywowanym składowisku odpadów została uruchomiona w 2015 r. w gminie Ustronie Morskie (rys. 5.3).



Rys. 5.3. Farma fotowoltaiczna na zrekultywowanym składowisku śmieci (wieś Kukinka, gmina Ustronie Morskie) [www.portalsamorzadowy.pl]

Budowa farmy fotowoltaicznej wymagała jednak odpowiedniego przygotowania terenu pod inwestycję (rys. 5.4). Najważniejsze prace z tym związane to wałowanie i zagęszczenie śmieci, budowa systemu odgazowania i odwodnienia nieczynnego składowiska oraz naniesienie odpowiednich warstw ekranowych i wzmacniających. Na tak zrekultywowanym i ustabilizowanym terenie posadowiono właściwe płyty betonowe stanowiące podstawę pod bezpośrednio konstrukcje i elementy instalacji fotowoltaicznej.

Instalacja zajmuje obszar o powierzchni prawie 2 ha, a jej moc znamionowa wynosi 1 MW_p. Wyprodukowana energia elektryczna pokrywa 80–90% zapotrzebowania gminy [Kołakowski 2015].

a) wałowanie



b) ekranowanie



c) odgazowanie i odwodnienie



c) geowłóknina



d) geokrata



e) płyty betonowe



f) stelaże montażowe



g) montaż paneli PV



h) gotowa instalacja PV



Rys. 5.4. Etapy budowy farmy fotowoltaicznej w gminie Ustronie Morskie [Kołakowski 2015]

5.2.2. Spalarnie odpadów

Innym z przykładów zastosowania odnawialnych źródeł energii w postaci instalacji fotowoltaicznej w gospodarce odpadami jest Elektrownia *Lakeside Energy from Waste (EfW)*, w której spalane są odpady komunalne w ilości $410\ 000\ \text{Mg}\cdot\text{rok}^{-1}$ (wydajność znamionowa $27\ \text{Mg}\cdot\text{h}^{-1}$). Moc elektryczna elektrowni wynosi $37\ \text{MW}_e$, a roczna produkcja energii elektrycznej z odpadów $250\ 000\ \text{MWh}$. W celu wykorzystania potencjału energii słonecznej na dachu elektrowni (rys. 5.5) została zamontowana instalacja fotowoltaiczna składająca się z 1000 paneli PV. Roczna produkcja energii elektrycznej przez panel PV wynosi $230\ 000\ \text{kWh}$, co pozwala na redukcję emisji CO_2 do atmosfery w ilości $137\ 000\ \text{Mg}\cdot\text{rok}^{-1}$ [www.belectric.co.uk, www.viridor.co.uk].



Rys. 5.5. Spalarnia odpadów *Lakeside Energy from Waste* (Colnbrook, Wielka Brytania) z zainstalowanymi panelami PV [www.ManchesterHistory.net, www.belectric.co.uk]

5.2.3. Zbiórka odpadów

Uliczne pojemniki na odpady w mieście są niezbędne do utrzymania odpowiedniej czystości i umożliwienia przechodniom wyrzucenia zużytych opakowań czy drobnych śmieci. W dużych miastach i miejscach o dużym natężeniu ruchu osób pojemniki na odpady zapełniają się szybko, co skutkuje koniecznością częstego ich opróżniania i wysokimi kosztami z tym związanymi. Innowacyjnym rozwiązaniem ograniczającym częstotliwość opróżniania takich pojemników jest zmniejszenie objętości odpadów zawartych w pojemniku na śmieci poprzez ich automatyczne zagęszczanie (kompaktowanie) za pomocą odpowiedniej prasy zamontowanej w jego wnętrzu. Zainstalowane wewnątrz pojemnika odpowiednie czujniki odpowiadają za uruchomienie prasy zgniatającej. Niestety, prasa zgniatająca wymaga zasilania energią elektryczną. Energię elektryczną można jednak pozyskać za pomocą panelu fotowoltaicznego zainstalowanego na jego pokrywie górnej i magazynować w akumulatorze, aby umożliwić jej wykorzystanie w odpowiednim czasie. W celu optymalizacji funkcjonowania takiego pojemnika na odpady może być on wyposażony w układ informujący odpowiednie służby komunalne o konieczności jego opróżnienia. Przykład takiego fotowoltaicznego pojemnika, który pozwala na zmagazynowanie kilkakrotnie większej ilości odpadów na śmieci, przedstawiono na rysunku 5.6.



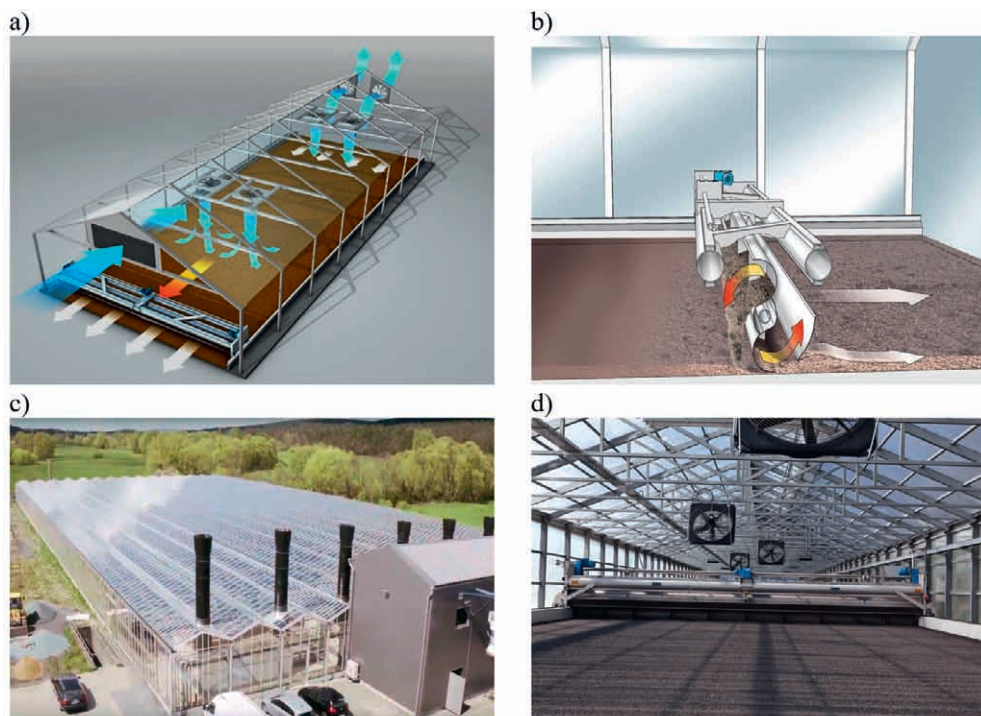
Rys. 5.6. Pojemnik na odpady zasilany energią z paneli fotowoltaicznych [www.bigbelly.com]

5.2.4. Suszarnie odpadów

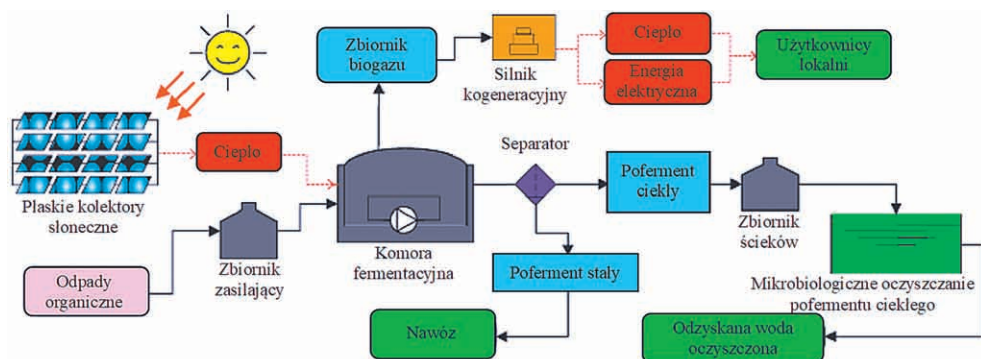
Dużym potencjałem w gospodarce odpadami charakteryzuje się także bezpośrednie promieniowanie słoneczne, którego ciepło może być również wykorzystane w procesach suszenia odpadów, paliwa RDF czy osadów ściekowych (rys. 5.7). Obniżenie zawartości wilgoci w materiale wymaga określonych nakładów energetycznych, które mogą stanowić duży udział w kosztach ogólnych związanych z ich przetwarzaniem. Wykorzystanie energii promieniowania słonecznego pozwala na redukcję objętości materiału [Bux i in. 2002] oraz zużycia energii pierwotnej, zwiększenie efektywności suszenia [Mehrdadi i in. 2007] i obniżenie zawartości wilgoci o 75–85% [www.huber.de, www.degremont-technologies.com].

5.2.5. Przetwarzanie odpadów

Energia odnawialna, zwłaszcza energia słoneczna, może być także wykorzystywana w procesie przetwarzania odpadów z produkcji zwierzęcej i/lub spożywczej w biogazowniach [Ronald Esteban Aguilar Alvarez i in. 2016, Amro i in. 2015]. Ciepło promieniowania słonecznego może służyć do podgrzewania wsadu w komorze fermentacyjnej (czy innych tego typu reaktorach [Rui i in. 2016, Mohammad i in. 2014], co przyczynia się do poprawy bilansu energetycznego procesu (rys. 5.8). Przeprowadzone badania wykazały, że zysk cieplny netto przy wykorzystaniu kolektorów słonecznych w procesie fermentacji był prawie o 50% wyższy w stosunku do instalacji pozbawionej takiego układu [Ronald Esteban Aguilar Alvarez i in. 2016].



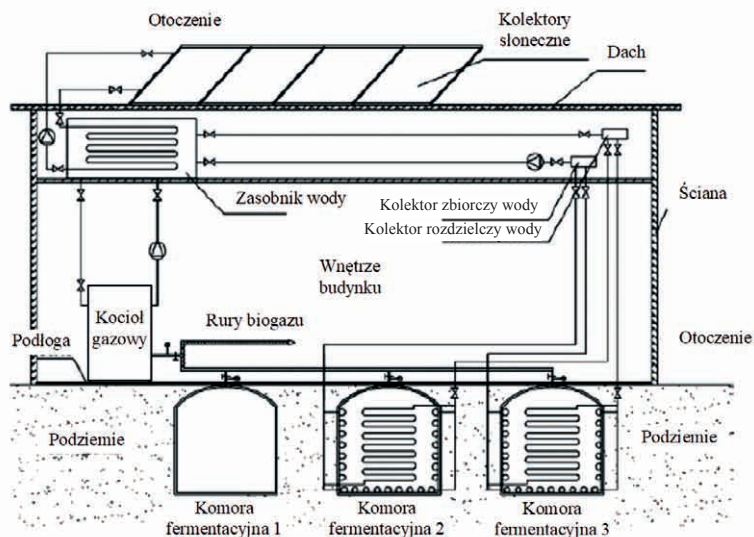
Rys. 5.7. Solarna suszarnia osadów ściekowych (Bayreuth, Niemcy) [www.huber.de]



Rys. 5.8. Schemat ideowy solarno-biogazowej instalacji do utylizacji odpadów organicznych [Ronald Esteban Aguilar Alvarez i in. 2016]

Z kolei, w pracy Tiantian Zhang i in. [2016] wykazano, że wykorzystanie kolektorów słonecznych w procesie fermentacji odpadów spożywczych w małej skali (rys. 5.9), zwłaszcza w okresie niższych temperatur, przyczynia się do zwiększenia wydajności produkcji biogazu.

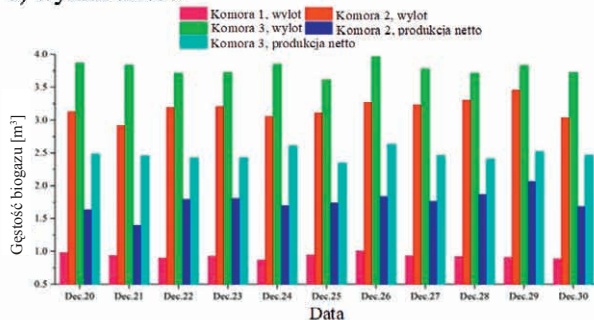
a) schemat instalacji



b) widok instalacji

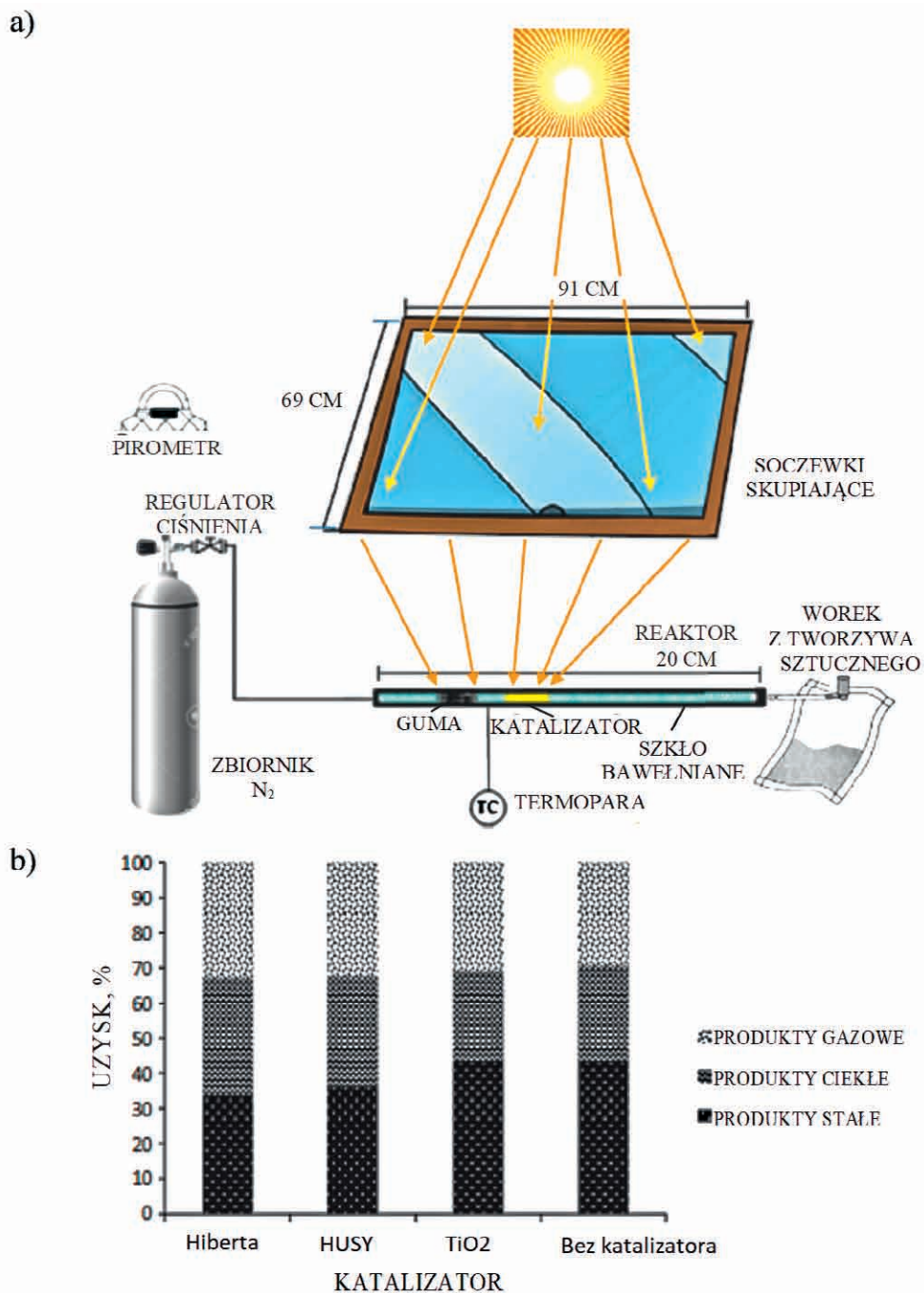


c) wyniki testów



Rys. 5.9. Schemat instalacji oraz wpływ zastosowania kolektorów słonecznych na wydajność produkcji biogazu (Tiantian Zhang i in. 2016)

Prowadzono także badania nad wykorzystaniem skoncentrowanej energii słonecznej do pirolizy/gazyfikacji odpadów przemysłowych czy komunalnych [Zeaiter i in. 2015, Piatkowski i in. 2009]. Jest to innowacyjny sposób na obniżenie kosztów procesu i zużycia energii elektrycznej. W celu zwiększenia potencjału słonecznego zastosowane soczewki skupiające zamontowano na sterownym elektronicznie trakerze [Abdul-lateef 2012], którego zadaniem jest optymalizacja kąta położenia soczewek względem zmiennej pozycji słońca (rys. 5.10). Badania wykazały efektywne nagrzewanie gumy z opon samochodowych oraz skuteczny rozkład termiczny materiału do produktów gazowych, ciekłych i stałych [Zeaiter i in. 2015].

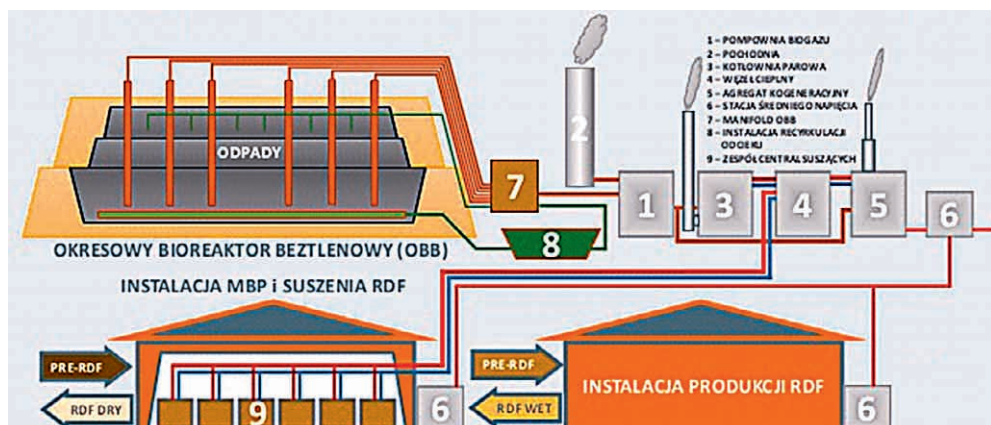


Rys. 5.10. Piroliza solarna zużytych opon [Zeaiter i in. 2015]: a) schemat stanowiska, b) rozkład uzyskanych produktów z pirolizy opon samochodowych w temperaturze 550°C

5.3. Energia z biogazu w gospodarce odpadami

5.3.1. Suszenie odpadów i paliw alternatywnych

Innowacyjną metodę przetwarzania odpadów w cyklu zamkniętym (rys. 5.11), w którym wyprodukowana energia ze spalania biogazu stosowana jest do produkcji paliwa RDF, opracowała firma NOVAGO. Proces polega na użyciu części frakcji odpadów o wysokim potencjale energetycznym. Wykorzystywaną frakcję stanowią odpady organiczne, z których podczas zachodzących procesów biologiczno-mechanicznych w złożach odpadów organicznych (bio-reaktorze) w warunkach beztlenowych wydziela się biogaz zawierający wysokokaloryczny metan. Powstały biogaz zasila elektrociepłownię kogeneracyjną, która jest źródłem energii elektrycznej i ciepła na potrzeby własne zakładu przetwarzania odpadów. Wyprodukowana energia wykorzystywana jest do produkcji wysokokalorycznego paliwa alternatywnego RDF z frakcji odpadów palnych (tworzywa sztuczne, folie, papier, drewno), które następnie jest sprzedawane do zakładów cementowych, energetycznych i przemysłowych. Ciepło ze spalania biogazu znajduje także zastosowanie do podgrzewania powietrza, którego zadaniem jest podsuszenie wytwarzanego paliwa RDF (usunięcie nadmiaru wilgoci) [NOVAGO 2016].

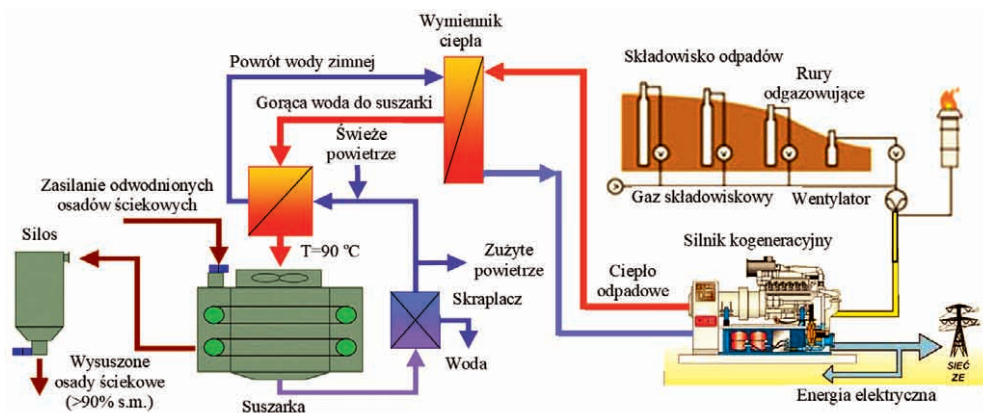


Rys. 5.11. Schemat wykorzystania energii z odpadów komunalnych w ZPOK [NOVAGO 2016]

Takie rozwiązanie zastosowano w Zakładzie firmy Novago Sp. z o.o. w Uniszczach koło Mławy, w którym ciepło odpadowe ze spalania biogazu składowiskowego jest wykorzystywane do suszenia paliwa alternatywnego, a para przegrzana jest wykorzystywana w pobliskim zakładzie mięsny na potrzeby technologiczne.

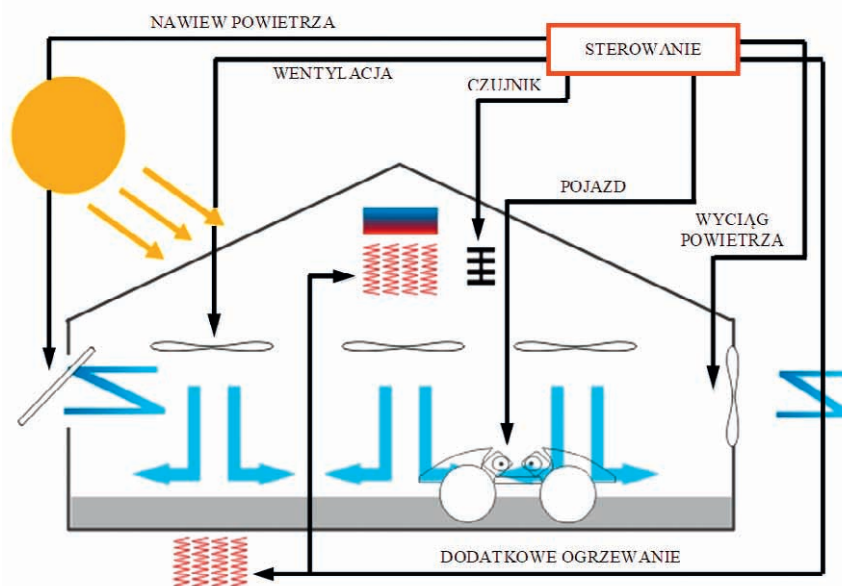
Suszenie paliwa RDF wynika z konieczności podniesienia wartości opałowej paliwa alternatywnego i dostosowania jego parametrów do wymagań cementowni, w których jest spalane (w warunkach polskich nie ma obecnie możliwości zbytu paliwa RDF o niskiej jakości) [den Boer 2013].

Źródłem ciepła dla procesu suszenia osadów ściekowych może być także gorąca woda pochodząca z układu kogeneracyjnego spalania biogazu (rys. 5.12), która za pomocą wymiennika płytowego podgrzewa czynnik suszący (powietrze). W efekcie uzyskuje się osad ściekowy o zawartości suchej masy powyżej 90%, co pozwala na jego odpowiednie magazynowanie i dalsze wykorzystanie [HUBER 2017].



Rys. 5.12. Suszenie osadów ściekowych ciepłem ze spalania biogazu składowiskowego

W celu ograniczenia strat i stosowania dodatkowych wymienników osady ściekowe (a także masę pofermentacyjną) można również suszyć bezpośrednio spalinami pochodzącymi ze spalania biogazu, np. w mikro turbinach gazowych. Przykładem jest rozwiązanie suszarni pofermentu zaproponowane przez *Agro Energie Hohenlohe GmbH* we współpracy z *Thermo-System Industrie & Trocknungstechnik GmbH*. Suszarnia składa się ze szczelnej betonowej wanny wysokości około 120 cm, na której ściankach zamontowana jest lekka konstrukcja szkieletowa hali, która przykryta jest specjalną termiczną folią. Do wnętrza suszarni doprowadzane są specjalnym kanałem spaliny oraz powietrze, które z wykorzystaniem systemu nawiewu suszą znajdujący się w wannie poferment (rys. 5.13).

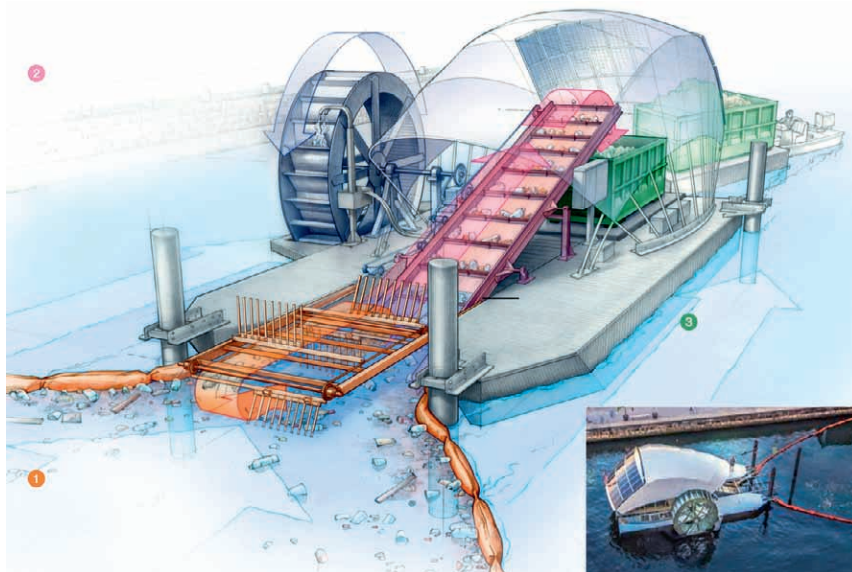


Rys. 5.13. Suszarnia masy pofermentacyjnej spalinami ze spalania biogazu [www.iteo.pl]

W celu zapewnienia efektywnego i jednolitego suszenia oraz równomiernego rozprządzenia płynnej masy pofermentu po całej powierzchni hali jest on pompowany bezpośrednio ze zbiornika pofermentacyjnego. Napełnianie odbywa się całkowicie automatycznie za pomocą pomp i układu sterowania. Maksymalna wysokość napełnienia wynosi do 50 cm. Ciepłe powietrze znajdujące się w hali wprowadzane jest w ruch za pomocą wentylatorów. Klapy wlotu i wylotu powietrza sterowane są automatycznie, a wymiana powietrza odbywa się sposobem grawitacyjnym. Dodatkowo, w hali po suszonej masie pofermentacyjnej porusza się w sposób dowolny pojazd o masie 400 kg, którego zadaniem jest zapobieganie powstawania zwartej warstwy (skorupy), która mogłaby powstrzymać odparowanie wody z niższych warstw. Dla rozpatrywanej suszarni (wymiary: długość hali 52 m, szerokość 15 m, wysokość hali w szczycie 6,4 m) zapotrzebowanie na moc elektryczną wynosi około 10–20 kW na tonę wsadu [www.iteo.pl].

5.4. Układy hybrydowe w gospodarce odpadami

Kolejnym innowacyjnym przykładem wykorzystania odnawialnych źródeł w gospodarce odpadami jest projekt *Water Wheel* (rys. 5.14).



Rys. 5.14. Idea funkcjonowania urządzenia do zbierania odpadów z rzeki zasilanego energią odnawialną – Projekt *Water Wheel* [www.news.nationalgeographic.com]

Jest to pływająca po rzece jednostka, która zasilana jest przez zainstalowane na jego pokładzie panele fotowoltaiczne o mocy znamionowej $2,5 \text{ kW}_p$ oraz koło wodne napędzane siłą przepływającej rzeki napierającej na jej łopatki (rys. 5.15). Unoszące się na powierzchni wody specjalne belki wymuszają napływ pływających śmieci w kierunku części roboczej urządzenia. W efekcie, obracające się na specjalnej konstrukcji łopaty w kształcie widel wyciągają (przechwytyują) śmieci i przerzucają je na taśmociąg, którym są transportowane do znajdującego się na pokładzie pływającej platformy kontenera na odpady o dużej pojemności (długość ok. 16 m, szerokość ok. 2,5 m). Taśmociąg napędzany jest przez koło wodne, którego ruch

wymuszony jest przez prąd rzeczny oraz pompy wodne o wydajności $20 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$ zasilane energią elektryczną z paneli fotowoltaicznych. Po zapełnieniu kontenera platforma jest odłączona od urządzenia i odholowywana do brzegu, gdzie kontener jest wymieniany na nowy. Kontener ze śmieciem jest następnie wywożony do zakładu termicznego przekształcania odpadów, w którym energia z odpadów zamieniana jest na energię elektryczną. Urządzenie jest w stanie w ciągu doby zebrać ponad 20 Mg różnych odpadów i śmieci znajdujących się w rzece.

a) panele fotowoltaiczne



b) koło wodne



c) wygarniacze odpadów



d) pływaki nagarniające



e) bateria akumulatorów



f) inwertery



g) pojemnik na zebrane odpady



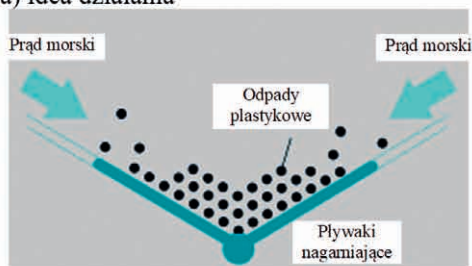
h) przenośnik taśmowy odpadów



Rys. 5.15. Projekt Water Wheel (Baltimore, Maryland) [www.inhabitat.com, www.hakaimagazine.com]

Energia słoneczna i wodna może być także wykorzystana do oczyszczania z pływających zanieczyszczeń mórz i wód oceanicznych. Przykładem jest projekt koncepcyjny Ocean Cleanup Array, którego idea działania polega na naprowadzeniu zanieczyszczeń do specjalnego urządzenia (rys. 5.16), za pomocą pływających barier utrzymujących się na powierzchni wody. Wychwycone przez urządzenie zanieczyszczenia są następnie odpowiednio przetworzone i magazynowane czasowo w dużym pojemniku przed ich dalszym procesem zagospodarowania.

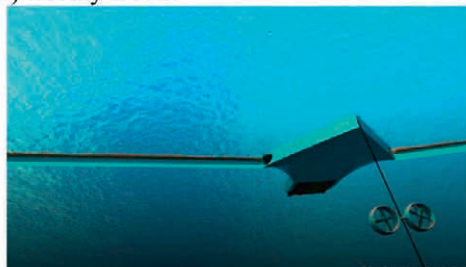
a) idea działania



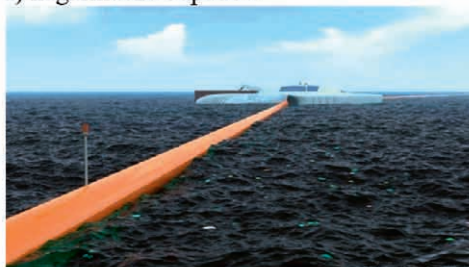
b) pokładowy magazyn odpadów



c) turbiny wodne



d) nagarniacze odpadów



Rys. 5.16. Projekt koncepcyjny Ocean Cleanup Array
[www.inhabitat.com, www.theoceancleanup.com]

Energia do napędu układów elektrycznych i komunikacji jest produkowana przez małe turbiny wodne zainstalowane na linii kotwicznej oraz panele fotowoltaiczne zamontowane na platformie.

5.5. Podsumowanie

Z uwagi na wzrost zainteresowania ekologicznego pozyskiwania ciepła i energii elektrycznej do procesów technologicznych czy zasilania urządzeń energetycznych odnawialne źródła energii znajdują coraz więcej zastosowań w różnych dziedzinach gospodarki, w tym także w gospodarce odpadami. Wykorzystanie energii odnawialnej w procesach zbierania, przetwarzania i unieszkodliwiania odpadów pozwala często na poprawę bilansu energetycznego i ograniczenie użycia energii ze źródeł konwencjonalnych, co przekłada się w wymierny sposób na pozytywny efekt środowiskowy, zwłaszcza w zakresie redukcji emisji CO₂ do atmosfery. Co więcej, niektóre rozwiązania odnawialnych źródeł energii w szeroko rozumianej gospodarce odpadami stwarzają możliwość nie tylko autonomicznego zasilania urządzeń bez konieczności ich podłączenia do sieci elektroenergetycznej, ale także ich pracy w miejscach odległych od podstawowych źródeł energii. W efekcie, na rynku pojawia się wiele nietypo-

wych, nowatorskich czy innowacyjnych rozwiązań zarówno w dużej, jak i małej skali, które wspierają procesy przetwarzania odpadów, a w szczególnych przypadkach są nawet jedynym źródłem ich zasilania energią elektryczną.

Należy przypuszczać, że w najbliższej przyszłości udział energii odnawialnej w gospodarce odpadami będzie wzrastać, co wynika z ich dużego i nadal niewykorzystywanego w pełni potencjału energetycznego oraz obserwowanego trendu firm i przedsiębiorstw zajmujących się gospodarką odpadami do stosowania technologii przyjaznych dla środowiska naturalnego.

Piśmiennictwo

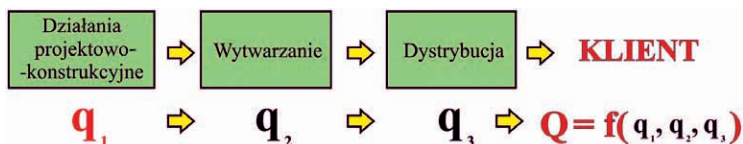
- Abdul-lateef K.I., 2012. A low cost single-axis sun tracker system using pic-microcontroller. *Diyala J. Eng. Sci.*, 05(01), 65–78.
- Amro A.M. Hassanein, Ling Qiu, Pan Junting, Ge Yihong, Freddy Witarsa, A.A. Hassanain, 2015. Simulation and validation of a model for heating underground biogas digesters by solar energy, *Ecological Engineering*, 82, 336–344.
- Bux M., Baumann R., Quadt S., Pinnekamp J., Mühlbauer W., 2002. Volume reduction and biological stabilization of sludge in small sewage plants by solar drying, *Drying Technology*, Vol. 20, Issue 4–5, 829–837.
- Den Boer E., 2013. Jak zwiększyć kaloryczność RDF. <http://e-czytelnia.abrys.pl/dodatek-specjalny/2013-10-709/zeszyt-specjalny-8218/jak-zwiekszyz-kalorycznosc-rdf-16814>
- HUBER SE, 2017. Use of heat from biogas cogeneration for sludge drying, <http://www.huber.de/huber-report/ablage-berichte/sludge-treatment/use-of-heat-from-biogas-cogeneration-for-sludge-drying.html>
- Joseph Zeaiter, Mohammad N. Ahmad, David Rooney, Bechara Samneh, Elie Shammas, 2015. Design of an automated solar concentrator for the pyrolysis of scrap rubber, *Energy Conversion and Management*, 101, 118–125.
- Kołąkowski J., 2015. Gminna Energia Ustronie Morskie sp. z o.o. – Budowa farmy fotowoltaicznej o łącznej mocy do 1 MW w Ustroniu Morskim, Konferencja naukowa Czysta Energia – Techniczne, ekonomiczne i społeczne aspekty funkcjonowania farm fotowoltaicznych, 13–14 października 2015, Ustronie Morskie.
- Mehrdadi N., Joshi S. G., Nasrabadi T., Hoveidi H., 2007. Application of solar energy for drying of sludge from pharmaceutical industrial waste water and probable reuse. *Int. J. Environ. Res.*, 1 (1), Winter 2007, 42–48.
- Mohammad U.H. Joardder, Halder P.K., Rahim A., Paul N., 2014. Solar Assisted Fast Pyrolysis: A Novel Approach of Renewable Energy Production, Hindawi Publishing Corporation, *Journal of Engineering*, Volume 2014, Article ID 252848, 9 pages.
- NOVAGO, 2016. Wykorzystanie energii zawartej w odpadach na potrzeby energetyki rozproszonej, II Konferencja Naukowo-Techniczna z serii Sieci i instalacje plynowe technologie energetyczne – paliwa odnawialne i konwencjonalne, PWSZ Ciechanów 28.04.2016.
- Piatkowski N., Wieckert Ch., Steinfeld A., 2009. Experimental investigation of a packed-bed solar reactor for the steam-gasification of carbonaceous feedstocks, *Fuel Processing Technology*, 90, 360–366.
- Ronald Esteban Aguilar Alvarez, Mauricio Bustamante Roman, Dana Kirk, Jose Alberto Miranda Chavarria, Daniel Baudrit, Jose Francisco Aguilar Pereira, Werner Rodriguez Montero, Dawn Reinhold, Wei Liao, 2016. Technical and economic feasibility of a so-

- lar-bio-powered waste utilization and treatment system in Central America, *Journal of Environmental Management*, 184, 371–379.
- Rui Li, Kuo Zeng, Jose Soria, Germ an Mazza, Daniel Gauthier, Rosa Rodriguez, Gilles Flament, 2016. Product distribution from solar pyrolysis of agricultural and forestry biomass residues, *Renewable Energy*, 89, 27–35.
- Tiantian Zhang, Yufei Tan, Xuedan Zhang, 2016. Using a hybrid heating system to increase the biogas production of household digesters in cold areas of China: An experimental study. *Applied Thermal Engineering*, 103, 1299–1311.
- Zeaiter J., Ahmad M.N., Rooney D., Samneh B., Shammam E., 2015. Design of an automated solar concentrator for the pyrolysis of scrap rubber, *Energy Conversion and Management*, 101, 118–125.
- [www1] <http://www.hdrinc.com/portfolio/hickory-ridge-landfill-solar-energy-cover>
- [www2] <http://agruamerica.com/wp-content/uploads/2015/03/CaseStudy-Hartford1-Agru1.pdf>
- [www3] <http://watershedgeo.com/watershed-geosynthetics-closure-turf-assists-hartford-landfill-transform-into-a-model-of-renewable-energy-innovation/>
- [www4] www.bigbelly.com (dostęp 15.03.2017)
- [www5] http://inhabitat.com/baltimores-solar-powered-water-wheel-devours-50000-pounds-of-harbor-trash-every-day/waterwheel-baltimore_-21-2/
- [www6] <https://www.hakaimagazine.com/article-short/baltimores-garbage-wheel>
- [www7] <http://news.nationalgeographic.com/2017/02/mr-trash-wheels-professor-trash-wheels-baltimore-harbor-ocean-trash-pickup/>
- [www8] <http://www.iteo.pl/?suszarnie,16>
- [www9] <http://inhabitat.com/19-year-old-student-develops-ocean-cleanup-array-that-could-remove-7250000-tons-of-plastic-from-the-worlds-oceans/>
- [www10] <https://www.theoceancleanup.com/>

6. Innowacyjne metody projektowania obiektów mechanicznych w gospodarce odpadami

6.1. Wstęp

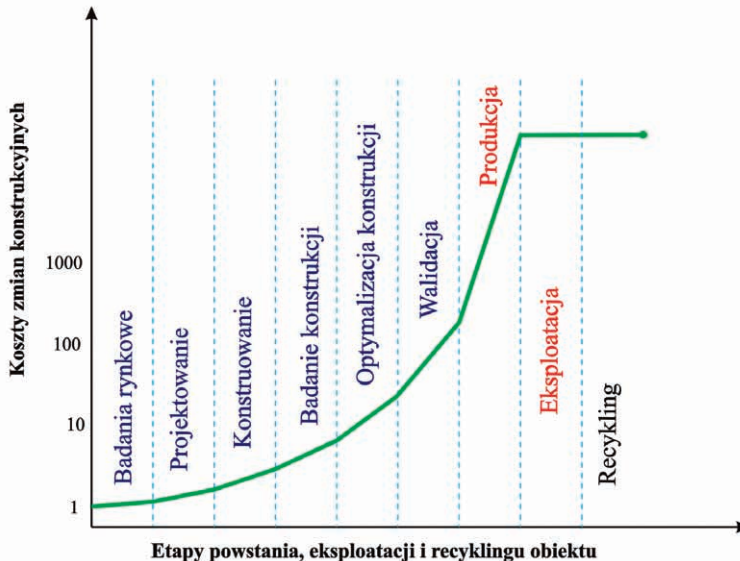
„Jakość to coś, co zadowala, a nawet zachwyca, to sposób myślenia, który powoduje, że stosuje się i bez przerwy poszukuje najlepszych rozwiązań” (Edward Deming). Jakość to doskonałość, ideał i wzorzec (Platon, Arystoteles (poietes), Cyceron (qualitas)). Doskonalenie jakości dotyczy wyrobów z każdego sektora współczesnej gospodarki, jednak na szczególną uwagę zasługują te, które bezpośrednio wpływają na bezpieczeństwo i życie ludzkie. Jednym z największych sektorów współczesnej gospodarki, w których wytwarzane są obiekty obciążone dużym ryzykiem użytkowania, jest przemysł gospodarki odpadami. Czy jednak wysoka jakość procesu przetwarzania odpadów jest warunkiem wystarczającym do tego, aby stwierdzić, że obiekt techniczny jest wyrobem innowacyjnym? Zanim odpowiedź zostanie jednoznacznie sformułowana, warto zauważyć, że częstym powodem nieoczekiwanego działania instalacji przetwarzania odpadów są błędy popełnione w procesie projektowania. Główną przyczyną tych błędów są niewłaściwie zdefiniowane założenia projektowe oraz specyfikacja techniczna. Projektanci często koncentrują się głównie na rozwiązywaniu problemów w ujęciu technicznym bądź technologicznym. Jednak w rzeczywistości, oprócz tych czynników, istotny wpływ na błędnie zdefiniowane założenia projektowe mają zmiany ekonomiczne, społeczne oraz środowiskowe. Zatem spełnienie oczekiwanych potrzeb odbiorców jest podstawą projektowania, w których aspekt jakości odnosi się do oczekiwanych parametrów technicznych projektowanego systemu. Należy jednak pamiętać, że projektowanie obiektów mechanicznych w gospodarce odpadami, mimo zastosowania najlepszych technologii oraz zaangażowania najbardziej wykwalifikowanych specjalistów, może okazać się niewystarczające bez wnikliwej analizy rynku zarówno na poziomie alternatywnych systemów, jak również rozwoju materiałów i ich dostępności. Zatem w myśl stwierdzenia „łatwiej zapobiegać niż leczyć” zapewnienie jakości obiektów mechanicznych w gospodarce odpadami powinno mieć miejsce już na etapie projektowania koncepcyjnego, utrzymując wysoki i stabilny poziom jakości procesu projektowo-konstrukcyjnego q_1 . Jakość obiektu mechanicznego, jaka interesuje inwestora, należy zidentyfikować jako funkcję zmiennej jakości procesu projektowo-konstrukcyjnego q_1 , procesu przetwarzania q_2 oraz dystrybucji q_3 (rys. 6.1).



Rys. 6.1. Funkcja jakości globalnej Q procesu powstawania i dystrybucji obiektów mechanicznych

W ocenie jakości instalacji przetwarzania odpadów znana jest najczęściej tylko wartość Q określająca poziom spełnienia *wymagań zasadniczych*, w tym wydajności i bezpieczeństwa. Wymagania te obejmują wszystkie świadome i nieświadome oczekiwania inwestorów. Te pierwsze określone są przez klientów w sposób bezpośredni, definiując swoje potrzeby (innowacja popytowa), natomiast nieświadome definiowane są najczęściej przez normy, przepisy, inne dokumenty normatywne, wyniki z dotychczasowych badań, tradycję itp. Spośród wymienionych zmiennych jakościowych (q_1, q_2, q_3) w cyklu powstawania obiektu mechanicznego najbardziej istotną wydaje się być jakość procesu projektowo-konstrukcyjnego, ze względu na wpływ jaki wywiera na jakość pozostałych procesów w cyklu powstawania i dystrybucji systemu. Ciągłe doskonalenie produkcji jest warunkiem koniecznym do osiągnięcia wysokiej jakości globalnej wyrobu, niemniej jednak najwyższe koszty są skutkiem błędów konstrukcyjnych zidentyfikowanych w fazie produkcyjnej lub co gorsza, podczas eksploatacji. Wobec tego podstawą poprawy jakości obiektów mechanicznych jest ciągłe monitorowanie i doskonalenie procesu projektowo-konstrukcyjnego, który bezpośrednio wpływa na wzrost jakości q_2 poprzez opracowanie i zastosowanie sprawdzonych technologii przetwarzania oraz czytelnością i zrozumiałą dokumentacją techniczną.

Zjawiskiem niezwykle niebezpiecznym, zbyt często spotykanym w praktyce, jest eksploatacja obiektów technicznych zbudowanych na podstawie konstrukcji niespełniającej *wymagań zasadniczych*. Eliminacja błędów konstrukcyjnych eksploatowanego obiektu zwykle jest bardzo trudna i kosztowna [Dudek i Babiarsz 2007], co zaobserwowano na podstawie badań zilustrowanych na rysunku 6.2. Analiza obejmuje etapy badania rynku, konstruowania, badania konstrukcji, optymalizacji oraz produkcji. Największy przyrost kosztów eliminacji błędów konstrukcyjnych zarejestrowano w fazie produkcji. Podstawowym wnioskiem z przeprowadzonych badań jest potrzeba opracowania metody zapewnienia jakości konstrukcji zaprojektowanego obiektu mechanicznego w celu ograniczenia awarii wynikających z błędów konstrukcyjnych oraz ułatwienie weryfikacji projektu już na etapie jego realizacji.



Rys. 6.2. Koszty zmian konstrukcyjnych obiektu mechanicznego

Nowa koncepcja projektowania obiektów mechanicznych reprezentuje innowacyjne podejście do zagadnień związanych z konstruowaniem, w której podstawą jest ciągłe doskonalenie procesu projektowo-konstrukcyjnego. Miarą jakości konstrukcji danego obiektu mechanicznego jest efektywność i bezpieczeństwo stosowanych narzędzi i metod projektowania oraz zespołu konstruktorów. Zastosowanie nowej metody oceny procesu projektowo-konstrukcyjnego w aspekcie jakości, oprócz ograniczenia awarii wynikających z błędów konstrukcyjnych, ma na celu standaryzację i poprawę efektywności działań związanych z konstruowaniem. Ciągłe doskonalenie procesu projektowo-konstrukcyjnego poprzez ocenę jego jakości gwarantuje osiągnięcie najlepszych wyników w dążeniu do spełnienia wymagań zasadniczych [Morkowski 2004] oraz eliminacji potencjalnych błędów konstrukcyjnych.

6.2. Konstruowanie urządzeń

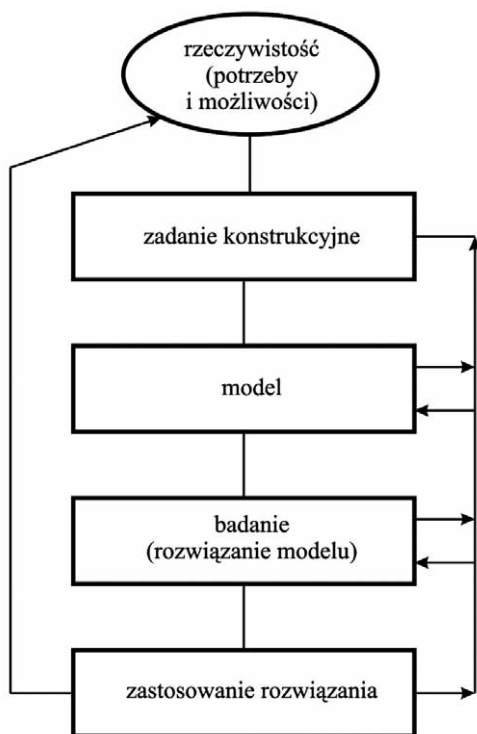
Już od początku dziejów ludzkości wykonywano narzędzia ułatwiające pracę czy zdobywanie pożywienia. Pierwszymi w historii narzędziami były kije, kamienie i kości w postaci naturalnej, dobierane odpowiednio do zamierzeń. Z czasem narzędzia przyjmowały formy lepiej dostosowane do potrzeb. Wraz z narastającymi wymaganiami ewolucji powstawały urządzenia, czyli zespół połączonych ze sobą części stanowiących funkcjonalną całość. Jednak każde z nich przez wieki wykonywane były metodą prób i błędów, aż do epoki renesansu, kiedy to w XV w. Leonardo da Vinci wykonał pierwsze projekty techniczne. Inżynier wszechczasów w swoich projektach oprócz formy opisywał także zjawiska zachodzące podczas eksploatacji danego urządzenia. Nie wszystkie z jego pomysłów zostały zrealizowane, ale nawet dziś na podstawie jego projektów możliwe jest ich wykonanie.

W czasach renesansu konstruowanie było nowatorską metodą planowania i tworzenia nowych obiektów technicznych. Obecnie, konstruowanie jest procesem powszechnie znanym i ustandaryzowanym, dającym o wiele większe możliwości, choćby ze względu na doświadczenie historyczne. Jednak mimo upływu czasu niezmiennie celem konstruowania jest tworzenie nowych obiektów technicznych, spełniających wymagania jakościowe, tzn. sprecyzowane oczekiwania odbiorcy oraz spełnienie obowiązujących norm i wymagań eksploatacyjnych obiektu.

Konstruowanie wynika ze stanu świadomości społeczeństwa, tzn. jego organizacji i struktury ekonomicznej, zasobów materialnych i niematerialnych, sytuacji rynkowej, jak również programów inwestycyjnych [Doroszkiwicz 1975]. Ponadto, należy pamiętać, że wykonanie obiektu technicznego następuje w pewnym odstępie czasowym od momentu zakończenia procesu konstruowania. Technologia wytwarzania oraz dostępność środków, jakie muszą zostać przeznaczone na produkcję, mają największy wpływ na długość całego procesu. Często zdarza się, że od pomysłu do zakończenia produkcji mija nawet wiele lat. W związku z tym podstawą konstruowania powinny być prognozy przyszłych potrzeb. Takie działania obejmujące także analizę marketingową określa *zadanie konstrukcyjne* [Dietrich i in. 1999]. Na tym etapie procesu konstruowania powstaje *model* obiektu technicznego, który symuluje obiekt rzeczywisty w celu przeprowadzenia badań i zastosowania najlepszych rozwiązań konstrukcyjnych. Modelowanie, rozwiązywanie modelu oraz zastosowanie rozwiązań może oddziaływać na etap opracowania specyfikacji technicznej, udoskonalając w ten sposób wyrób finalny procesu konstruowania, jakim jest konstrukcja. Taki proces konstruowania w podejściu ogólnym przedstawiony został na rysunku 6.3. Budowa obiektów technicznych wynika z określonych potrzeb i możliwości ich wykonania, zatem na początku konstruowania należy

rozpoznać potrzebę, a następnie ustanowić proces jej realizacji. Na tym etapie wymagany jest pewnego rodzaju kompromis wypracowany w celu uzyskania możliwie najlepszego wyrobu, spełniając jednocześnie ograniczenia wynikające z procesu technologicznego i eksploatacji obiektu [Dietrich i in. 1999].

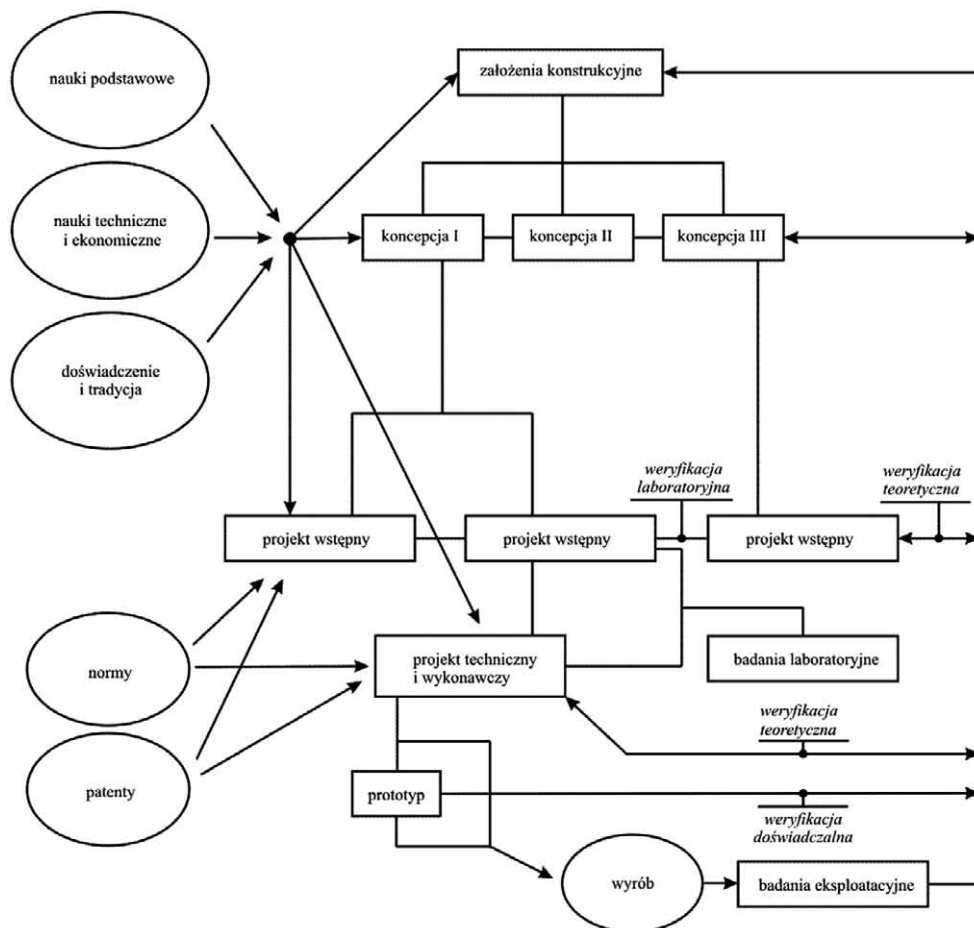
Osiągnięcie wysokiej jakości produktu, oprócz prawidłowo przeprowadzonego procesu produkcyjnego, uwarunkowane jest wykonaniem odpowiedniego projektu konstrukcyjnego. Na etapie konstruowania należy przeprowadzić szereg działań sprawdzających konstrukcję, eliminując tym samym potencjalne błędy konstrukcyjne.



Rys. 6.3. Ogólny schemat procesu konstruowania [Dietrich i in. 1999]

Konstruowanie jest działaniem koncepcyjnym [Wang i in. 2000], jednocześnie trudnym do standaryzacji [Rusiński 2002]. Niemniej jednak proces ten realizowany jest wg określonych zasad (rys. 6.4). Na założenia konstrukcyjne składają się: opis działania konstruowanej maszyny, opis warunków jej wytwarzania i eksploataowania, jak również opis najważniejszych wymagań stawianych maszynie. Przy określaniu założeń konstrukcyjnych należy w wyczerpujący sposób wykorzystać tradycję i doświadczenie konstruktora, ze względu na wagę efektu konstruowania i ogromne straty wynikające z ich zmiany podczas dalszych prac konstruktorskich [Wang i in. 2000]. Bazując na ustalonych już założeniach konstrukcyjnych tworzy się koncepcję maszyny, w zależności od stopnia złożoności założeń, szczegółową bądź bardziej ogólną. Koncepcja powinna zawierać specyfikację i opis podstawowych elementów konstruowanego obiektu oraz charakterystykę materiałów, z których podzespoły i zespoły mają być wykonane. Z reguły koncepcja maszyny przedstawiana jest w kilku wariantach w tym celu,

aby potem przy uwzględnieniu różnych kryteriów (stosując analizę globalną) można było wybrać najlepsze rozwiązanie.



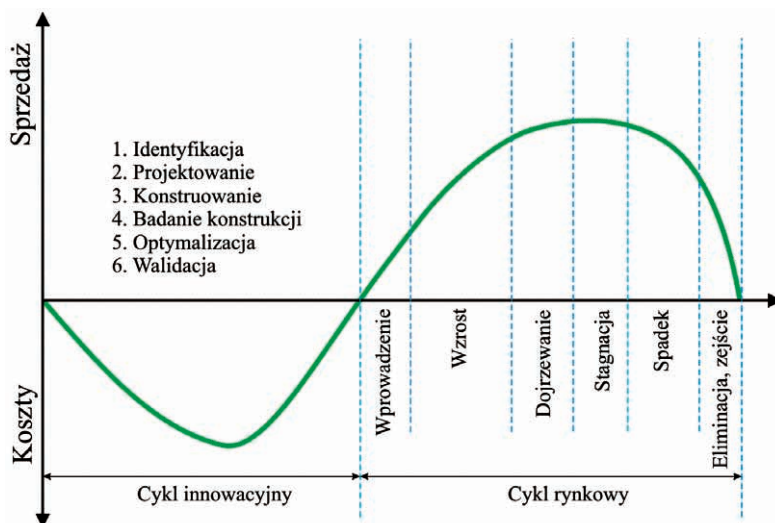
Rys. 6.4. Schemat procesu konstruowania [Dietrich i in. 1999]

Projekt wstępny opracowuje się po dokonaniu wyboru najlepszego wariantu koncepcji maszyny. Zawiera on cechy geometryczne, energetyczne, a także materiałowe zaprojektowanej maszyny. Na tym etapie stosuje się weryfikację teoretyczną (obliczeniową) konstrukcji, obejmującą sprawdzenie m.in. własności kinematycznych, dynamicznych, wytrzymałościowych oraz cieplnych. Oprócz tego dokonuje się również sprawdzenia w sferze niezawodności, trwałości, kosztów wytworzenia i eksploatacji oraz przeprowadza się analizę ergonomiczną, estetyczną i ekologiczną [Dietrich i in. 1999].

Badania laboratoryjne w postaci eksperymentu realizowane są w celu weryfikacji procesów trudnych do zbadania metodami analitycznymi. Badania te mogą koncentrować się na poszczególnych elementach bądź też na całym obiekcie. Informacje będące wynikiem eksperymentu pozwalają na uniknięcie błędów ujawniających się podczas eksploatacji maszyny [Dietrich i in. 1999].

Opracowanie projektu technicznego jest kolejnym etapem procesu konstruowania, który następuje tuż po wyborze określonego wariantu projektu wstępnego. Projekt ten zawiera takie dane obiektu jak: jej wymiary, materiały, sposób obróbki elementów z określeniem jej dokładności, sposób montażu oraz eksploatacji i konserwacji maszyny. Często w przypadku maszyn produkowanych seryjnie buduje się prototyp, oparty na założeniach projektu wykonawczego. Prototyp ten poddawany jest badaniom eksperymentalnym w warunkach zbliżonych do rzeczywistej eksploatacji obiektu. Wówczas dokonuje się sprawdzenia oraz wykrycia ewentualnych błędów popełnionych we wcześniejszych pracach konstrukcyjnych. Jest to etap niezwykle ważny, ponieważ na podstawie otrzymanych wyników udoskonala się już istniejące rozwiązania konstrukcyjne, przy niejednokrotnej zmianie koncepcji lub też założeń konstrukcyjnych. Obserwacja i analiza eksploatacji jest końcowym etapem działań w procesie projektowania, ze względu na fakt, iż dopiero podczas rzeczywistej pracy obiektu w warunkach go otaczających dostrzec można jego wszelkie zalety oraz wady. Ich analiza pozwala na udoskonalenie zarówno egzemplarzy, które już zostały wytworzone, ale także i projektów konstrukcyjnych tych modeli, które czekają na ich realizację. Wnioski te również stanowią źródło wielu potrzebnych informacji, które mogą być wykorzystane przy projektowaniu podobnych maszyn bądź ich elementów.

Zadanie konstrukcyjne jest pewnego rodzaju kompromisem pomiędzy potrzebami potencjalnych klientów oraz możliwościami wykonania nowego produktu [Beiter i in. 2006]. Innowacyjny cykl życia produktu (rys. 6.5), który obejmuje cały proces konstruowania obiektów technicznych, wpływa na czas trwania fazy wzrostu sprzedaży oraz dojrzewania wyrobu wprowadzonego na rynek [Aitken i in. 2003, Chen i in. 2002]. Prawidłowo określone zadanie konstrukcyjne oraz szereg badań potwierdzających osiągnięcie założonych celów mają znaczny wpływ na uzyskanie satysfakcji klienta z zakupionego produktu oraz zwiększenia jego sprzedaży. Zatem warto zainwestować więcej na etapie projektu, aby zwiększyć zyski w fazie sprzedaży wyrobu. Oczywiście cykl życia produktu odnosi się przeważnie do produkcji seryjnej czy też masowej, ale nawet w produkcji jednostkowej trafnie określone zadanie konstrukcyjne może oszczędzić wiele kosztownych przeróbek i czasu, którego zawsze jest zbyt mało.



Rys. 6.5. Cykl życia produktu [Sojkin 2006]

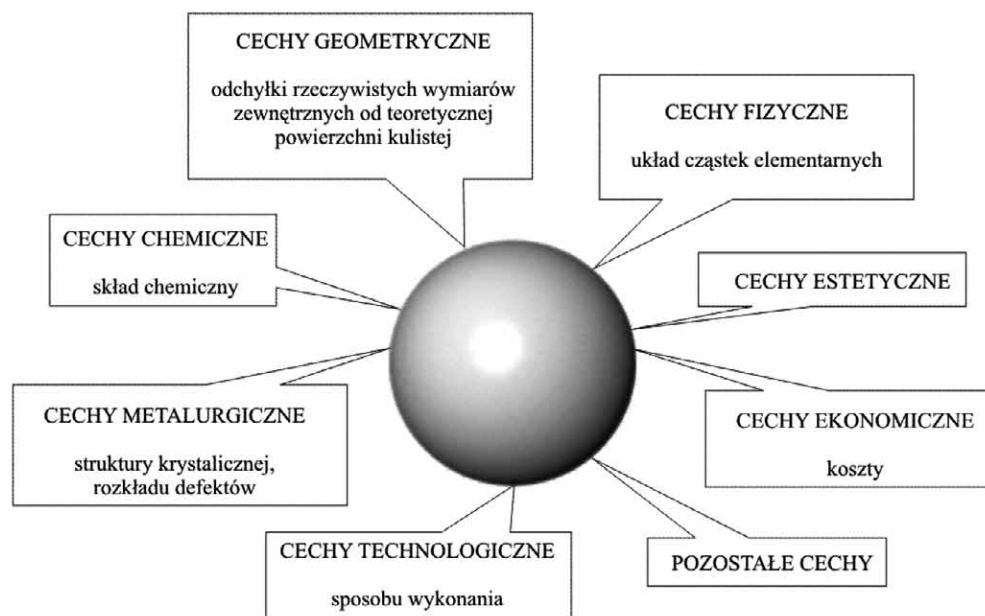
6.3. Modelowanie jako element konstruowania

6.3.1. Identyfikacja parametrów modelu

Parametry modelu konstrukcji nośnej dowolnego obiektu technicznego, takie jak wartości współrzędnych węzłów, pola przekroju prętów, moduł sprężystości materiału, można zmierzyć na istniejącej konstrukcji poddanej analizie bądź założyć na podstawie posiadanej wiedzy ogólnej. Są jednak przypadki inne, gdy parametrów układu nie można zmierzyć bezpośrednio, lecz trzeba je oszacować na podstawie globalnego badania analizowanego obiektu bądź obiektu podobnego. Tak postępuje się w dynamice i sterowaniu maszyn. W zagadnieniach dynamiki do określenia wartości parametrów dyskretnego modelu dynamicznego trzeba wyznaczyć wartości elementów macierzy mas sztywności i tłumień. Najczęściej nie można ich zmierzyć wprost na żadnym realnym obiekcie mechanicznym. Można natomiast wprowadzić obiekt w drgania i wyznaczyć amplitudy przemieszczeń (lub amplitudy prędkości czy przyspieszeń) wybranych punktów układu rzeczywistego i na podstawie tych wyników wyznaczyć poszukiwane wartości elementów macierzy mas, sztywności i tłumień. Postępowanie takie nazywa się *identyfikacją parametrów modelu* [Dietrich i in. 1999, McNeile i Simons 2004].

6.3.2. Klasyfikacja modelu w procesie konstruowania

Opisując dowolny obiekt techniczny, należy pamiętać o jego przeznaczeniu. W tej fazie konstruowania niezbędnym jest dokładne zbadanie otoczenia, w jakim będzie on eksploatowany, bowiem jeśli znany jest cel opisu technicznego, można wyłonić cechy ważne do realizacji tego celu i te które są mniej ważne lub całkowicie nieistotne [Dietrich i in. 1999].

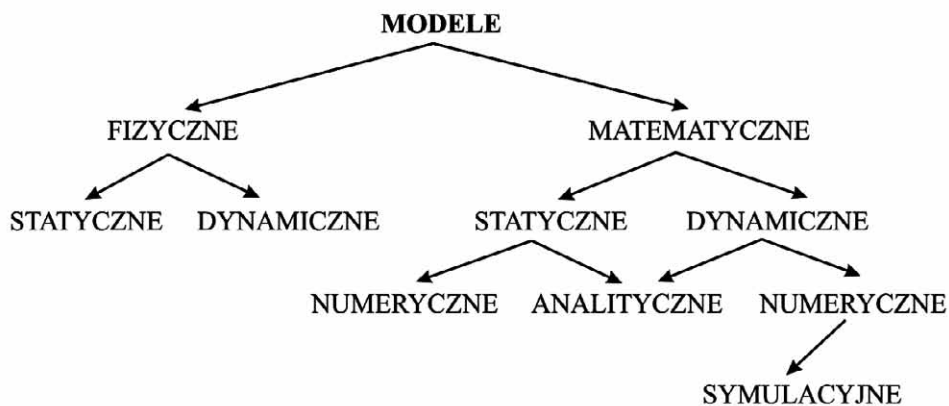


Rys. 6.6. Weryfikacja cech na przykładzie projektu kuli materialnej [Dietrich i in. 1999]

Doskonałym przykładem weryfikacji cech, jaką można przeprowadzić, jest projekt zwykłej kuli materialnej. Jej opis może dotyczyć problemów: geometrycznych, fizycznych, chemicznych, metalurgicznych, technologicznych, ekonomicznych, estetycznych i innych (rys. 6.6). Ogólny opis tej kuli byłby więc długi, trudny, pracochłonny, a przy tym w praktycznych zagadnieniach zbędny. Niezwykle trudno byłoby zająć się jednocześnie całą przedstawioną problematyką. Jeśli jednak wiadomo, że opis kuli materialnej ma służyć sformułowaniu danych do analizy jej ruchu pod działaniem sił (dynamiki), to wystarczy podać tylko bardzo niewiele informacji, na przykład jej średnicę i gęstość materiału, z którego jest wykonana lub czasem nawet tylko jej masę. Można powiedzieć, że tworzy się wtedy model kuli materialnej właściwy do analizy dynamicznej. Gdyby owa kula miała spełniać inne zadanie, na przykład byłaby częścią łożyska tocznego, jej model byłby inny [Dietrich i in. 1999].

Modelem danego rzeczywistego obiektu jest układ dający się wyobrazić lub materialnie zrealizować, który odzwierciedlając lub odtwarzając obiekt, zdolny jest zastępować go tak, że jego badanie dostarcza nowych nadających się do dalszego sprawdzenia informacji o obiekcie [Sztuff 1971]. W procesie konstruowania modelowanie jest jednym z etapów, które w zależności od typu obiektu może być bardzo rozbudowane. W wielu dziedzinach nauki konstruktorzy posługują się różnymi modelami, czasem bardzo prostymi i popularnymi. Tak na przykład mechanika w celu zbadania ruchu ciała posługuje się takimi znanymi modelami jak: *punkt materialny* – charakteryzowany jedynie wartością masy, *ciało sztywne* – określające położenie środka masy i macierzy bezwładności, a także *ciało odkształcalne* – opisane dodatkowo macierzą sztywności. Wytrzymałość materiałów w statycznej analizie naprężeń i odkształceń posługuje się na przykład takim popularnym modelem jak pręt rozciągany, określony położeniem osi geometrycznej oraz polem przekroju poprzecznego. Model ten odpowiada elementowi konstrukcji mającemu jeden wymiar znacznie większy od dwóch pozostałych, w przybliżeniu stałych wzdłuż jego długości i obciążonemu dwiema równoważącymi się siłami działającymi wzdłuż jego osi [Dietrich i in. 1999].

Klasyfikację modeli można przeprowadzić w formie ogólnej (rys. 6.7), ponieważ w praktyce modele, jakie powstają w procesie konstruowania, są często modelami mieszanymi bądź zupełnie unikalnymi. Konstruowanie nowych, bardzo złożonych obiektów technicznych wymaga w wielu przypadkach wykonania kilku albo nawet kilkunastu modeli odzwierciedlających zachodzące zjawiska podczas eksploatacji danego obiektu technicznego.



Rys. 6.7. Przykład klasyfikacji modeli [Ziemia 1994]

Wybór typu modelu lub ich kombinacji może być traktowany jako kryterium poprawności konstruowania, ale ważniejsze jest to, żeby model dostatecznie wiernie odtwarzał badany obiekt rzeczywisty pod wybranym kątem widzenia, a jednocześnie był możliwie prosty i łatwy do badania. Przez pojęcie dostatecznej wierności należy rozumieć dostateczną zgodność wyników badania modelu i obiektu rzeczywistego. Wynika z tego zależność modelu od wymogów stawianych jego badaniu i ścisłości rezultatów. Jeśli wymaga się wyników precyzyjnych (na przykład przy badaniu obiektów niebezpiecznych, drogich), to model musi być bardziej zbliżony, a jego badania bardziej pracochłonne i trudniejsze. Jeśli można się zadowolić wynikami obciążonymi większym błędem (obliczenia wstępne, niezbyt ważne elementy konstrukcji), to stosowane modele mogą być prostsze, łatwiejsze do badania. Zbytne uproszczenie modelu może jednak doprowadzić do niedopuszczalnych nieścisłości, a nawet do pominięcia istotnych własności modelowych obiektu [Dietrich i in. 1999].

6.3.3. Proces modelowania obiektów technicznych

Początek modelowania to zbieranie informacji i ustalenie zakresu wiedzy oraz określanie stopnia niewiedzy o modelowanym obiekcie. Bez wymaganych informacji nie można opracować modelu odpowiedniego do potrzeb. Niezbędną wiedzę o problemie, układzie czy projektowanym systemie można uzyskać z takich źródeł jak techniczne czy ekonomiczne opracowania naukowe, specjalnie przeprowadzone eksperymenty, analiza podobnych problemów oraz tradycja i doświadczenia konstruktorów.

Działanie obiektów technicznych i procesy zachodzące podczas ich eksploatacji są często mniej lub bardziej do siebie podobne. Podobieństwo jest tym większe, im obiekty są bardziej zbliżone do siebie pod względem wykonywanego zadania, rozwiązania konstrukcyjnego czy sposobu eksploatacji. Źródłem informacji o obiekcie jest więc odpowiednia analiza warunków eksploatacyjnych i procesu eksploatacji podobnych obiektów technicznych, ich uszkodzeń, napraw, remontów itd. Wiele informacji można więc uzyskać na podstawie odpowiednio prowadzonej diagnostyki technicznej [Dudek 1994]. Informuje ona o procesach zachodzących w obiekcie oraz o technicznym stanie obiektu. Ponadto, diagnostyka techniczna pozwala na prognozowanie dalszego przebiegu eksploatacji oraz stanu obiektu w przyszłości. Umożliwia też wykrycie przyczyn zaistniałych uszkodzeń czy awarii [Dietrich i in. 1999].

Innymi ważnymi źródłami informacji wymagającymi omówienia są tradycja i doświadczenie konstrukcyjne. Proces rozwoju techniki trwa już kilka tysięcy lat. W tym czasie osiągnięto wiele sukcesów technicznych, popełniono też wiele pomyłek. Wszystko to, ogólnie zwane tradycją wraz z odpowiednim indywidualnym doświadczeniem konstruktora jest źródłem informacji, które nie mogą być praktycznie uzyskane w inny sposób. Wiedza taka, oparta oczywiście na gruntownej wiedzy podstawowej i technicznej, stanowi warunek wyrobienia u konstruktora intuicji konstrukcyjnej niezbędnej w procesie konstruowania. Po zebraniu odpowiednich informacji trzeba podzielić je na istotne i mniej istotne z punktu widzenia badanego problemu i przystąpić do budowania modelu nominalnego [Dietrich i in. 1999].

Podstawową decyzją, jaką należy podjąć przy modelowaniu, jest określenie układu (obiektu) i wydzielenie go z otoczenia (środowiska). Za kryterium takiego podziału przyjmuje się zwykle jednostronność oddziaływania (przepływu informacji). Przyjmuje się, że pomiędzy obiektem a otoczeniem (środowiskiem) zachodzi jednostronny przebieg oddziaływania. Oczywiście otoczenie oddziałuje na układ, a układ oddziałuje na otoczenie; stan układu zależy od stanu otoczenia, a stan otoczenia zależy od stanu układu. Układ wybiera się jednak tak, żeby nie występowało sprzężenie między oddziaływaniem układu na otoczenie a oddziaływa-

niem otoczenia na układ. Kryterium to odnosi się oczywiście do sytuacji wyidealizowanej, po pominięciu wszelkich spraw nieistotnych podczas realizacji celu modelowania. Według tego kryterium wydziela się układ, a wszelkie oddziaływania (sygnały) dzieli się na zewnętrzne, działające na układ niezależne od stanu układu i wewnętrzne zależne od stanu układu. Proces rozdzielania układu i otoczenia musi być przeprowadzony bardzo starannie i wnikliwie, gdyż decydując się na pominięcie pewnych oddziaływań (sprzężeń), można w sposób istotny zniekształcić opis stanu rzeczywistego i doprowadzić do zbudowania modelu prowadzącego do błędnych wyników. Jest jednak rzeczą oczywistą, że im mniejszy wybieramy układ, tzn. im więcej zaliczamy do otoczenia, tym analiza jest prostsza i szybsza [Dietrich i in. 1999].

Następnym etapem modelowania jest analiza przepływu oddziaływań (sprzężeń) wewnątrz układu i ustalenie jego struktury. Prosta budowa modelu ułatwia jego analizę, należy jednak pamiętać, aby model ten umożliwiał badania wszystkich istotnych zjawisk zachodzących podczas eksploatacji. Trzeba więc starać się oddzielić oddziaływania istotne od nieistotnych i te ostatnie pominąć przy ustaleniu struktury układu. W układach mechanicznych najważniejszą jest decyzja co do liczby stopni swobody, w tym decyzja najbardziej ogólna, czy należy traktować układ jako dyskretny (ze skończoną liczbą stopni swobody), czy jako ciągły (z nieskończoną liczbą stopni swobody). W przypadku modeli ciągłych stosowanych na przykład powszechnie w teorii sprężystości, mechanice płynów czy w termodynamice każdemu punktowi przestrzeni przypisuje się określone własności fizyczne. Chcąc więc określić na przykład położenie układu ciągłego, trzeba podać położenie wszystkich jego punktów. W przypadku modeli dyskretnych, stosowanych powszechnie, na przykład w dynamice maszyn, wybiera się skończoną liczbę figur geometrycznych (punktów, linii lub brył) i przypisuje się im pewne własności fizyczne. Do opisu układu wystarczy podać skończoną liczbę informacji, wówczas mowa o układzie o skończonej liczbie stopni swobody. Oba podejścia mają swoje zalety i wady. Modele dyskretny są na ogół prostsze od ciągłych i dlatego są chętnie stosowane. W każdym konkretnym przypadku należy więc zastanowić się nad wyborem właściwego modelu. Często bardzo wygodny jest model dyskretny oparty na pojęciu elementu skończonego, obecnie powszechnie stosowany do badania nawet bardzo złożonych problemów [Rusiński 1994]. Modele dyskretny buduje się wprost na podstawie jakościowej analizy problemu lub też przez dyskretyzację modelu ciągłego. W pierwszym przypadku wyodrębnia się poszczególne elementy układu różniące się od siebie w sposób mniej lub bardziej oczywisty i przypisuje się im określone cechy. Zbiór takich wyróżnionych elementów jest oczywiście skończony. Badając na przykład wahania chwytnika z odpadami podwieszono na suwnicy w spalarni odpadów, można wyodrębnić ładunek (chwytak z odpadami) jako element sztywny charakteryzujący się masą i linię jako element wiotki nieważki. Model fizyczny układu to znane wahadło matematyczne (pod warunkiem że przemieszczenia konstrukcji suwnicy są małe w porównaniu z wahaniami ładunku, długość liny jest duża w porównaniu z wymiarami ładunku itp.). Model ten jest modelem dyskretnym o jednym elemencie sztywnym inercyjnym i jednym wiotkim bezinercyjnym. Przedstawiony podział układu na poszczególne elementy jest oczywiście umowny. W pewnych przypadkach, tak jak w omawianym przykładzie suwnicy, jest dość oczywisty. Druga metoda dyskretyzacji modelu ciągłego przeprowadzana jest zwykle dopiero po zbudowaniu modelu matematycznego i przyjęciu pewnych kryteriów dyskretyzacji. Podział na bryły sztywne i elementy odkształcalne jest czasem mniej, czasem bardziej oczywisty. Często elementy modelu odpowiadają rzeczywistym zespołom konstrukcyjnym maszyny. Tak na przykład w badaniu drgań skrętnych układu wentylatora tłoczącego powietrze do bioreaktora z odpadami napędzanego silnikiem za jeden element sztywny

możemy przyjąć wirnik silnika, a za drugi wirnik wentylatora. Za element podatny można przyjąć wał łączący te wirniki. Jest to uzasadnione tym, że odkształcenia skrętne wirników są zwykle dużo mniejsze niż odkształcenia wału, a z drugiej strony momenty bezwładności wirników są dużo większe niż moment bezwładności wału. Często za elementy odkształcalne przyjmuje się te elementy, które specjalnie taką rolę odgrywają w maszynach. Są to różnego rodzaju sprężyny, podkładki gumowe, amortyzatory itp. Masy tych elementów są zwykle dużo mniejsze niż masy innych elementów maszyn, a podatności dużo większe. Rozpraszanie energii w procesie ruchu następuje we wszystkich poruszających się elementach. W procesie modelowania wybiera się te elementy, w których to rozpraszanie jest najintensywniejsze i modeluje się je jako elementy tłumiące. W ten sposób powstaje klasyczny model dynamiczny, który w najprostszym przypadku składa się z jednego elementu inercyjnego, jednego elementu sprężystego i jednego tłumiącego. Połączenie elementów w system stanowiący układ nakłada więzy na ruch tych elementów i powoduje sprzężenie ruchu elementów masowych. Jeżeli ruch dowolnej masy opisany jedną współrzędną wpływa na ruch tej lub innej masy opisany inną współrzędną, to mówimy, że ruchy te są sprzężone. Fizyczny charakter sprzężeń został już częściowo omówiony. Sprzężenia mogą być wywołane przez elementy sprężyste i tłumiące. Sprzężenie może być również wywołane przez człony masowe (sprzężenie inercyjne), gdy ruch masy wzdłuż jednej współrzędnej wpływa na ruch tej masy wzdłuż innej współrzędnej, gdzie ruchy masy opisane współrzędnymi są wzajemnie zależne lub gdy ruch jednej masy bezpośrednio oddziałuje na ruch innej masy. Przy budowaniu modeli fizycznych trzeba dokonać analizy sprzężeń, usunąć te, które mają mały wpływ na ruch układu, a uwzględnić wszystkie te, które mają wpływ istotny. Ponadto, trzeba jeszcze raz podkreślić, że modelowanie to nie jest operacja jednoznaczna. Jednemu rzeczywistemu zagadnieniu mogą odpowiadać różne modele w różny sposób je opisujące. Wszelkie wyniki badania wybranego modelu fizycznego odpowiadają ściśle co najwyżej temu modelowi, w pewnym zaś przybliżeniu odzwierciedlają rzeczywistość. Adekwatność modelu do rzeczywistości powinna być więc rozsądnie weryfikowana na każdym etapie analizy badanego problemu [Dietrich i in. 1999].

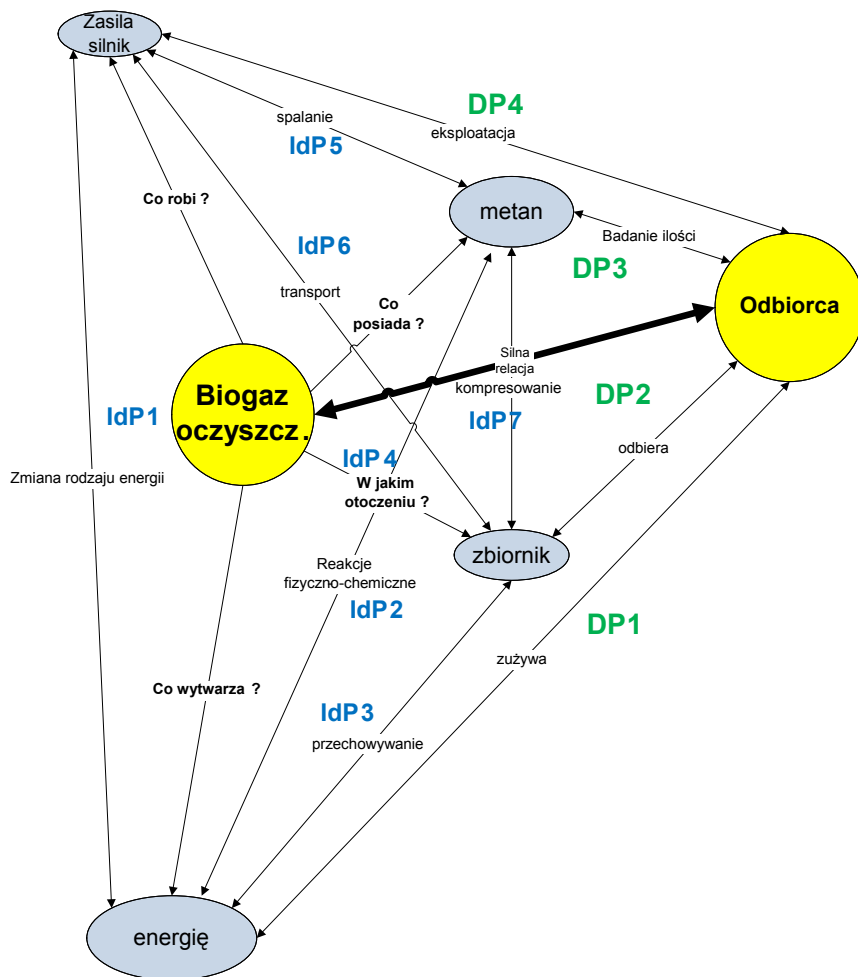
6.3.4. Modelowanie i projektowanie na przykładzie systemów dystrybucji biogazu

Innowacyjne podejście w projektowaniu urządzeń w gospodarce odpadami przedstawiono na przykładzie Mobilnej Stacji Dystrybucji Biogazu wytworzonego z odpadów. Systemy zagospodarowania odpadów związane z wytwarzaniem oraz dystrybucją biogazu stają się coraz bardziej powszechne zarówno w kraju, jak i poza jego granicami [Koziołek i in. 2017]. Rozwój ten związany jest z szeregiem problemów wynikających z właściwości biogazu, jak również z aspektów technologicznych, ekonomicznych, ekologicznych oraz społecznych, które powinny być w odpowiedni sposób zdefiniowane i rozwiązane w celu przygotowania technologii do wdrożenia. W przypadku modelowania systemów dystrybucji biogazu obiektem technicznym (systemem) jest Mobilna Stacja Dystrybucji Biogazu, natomiast jego otoczenie (środowisko) to system transportowy, system energetyczny oraz zakłady zagospodarowania odpadów. Kolejnym krokiem jest określenie zależności oraz zjawisk zachodzących pomiędzy poszczególnymi elementami systemu, jego otoczeniem (supersystemem) oraz elementami składowymi (podsystemem). Skutecznym narzędziem do przeprowadzania tego typu analiz jest mapa hipotez, która umożliwia określenie zjawisk oraz parametrów fizycznych opisujących dany system techniczny. Przykładowa mapa hipotez dla biogazu nieuzdatnionego jest przedstawiona na rysunku 6.8.

Przeprowadzona analiza relacji pozwala na zdefiniowanie parametrów opisujących system techniczny, które stanowią specyfikację techniczną opisywanego rozwiązania technicznego. Wymagane wartości parametrów przedstawiono w tabeli 6.1.

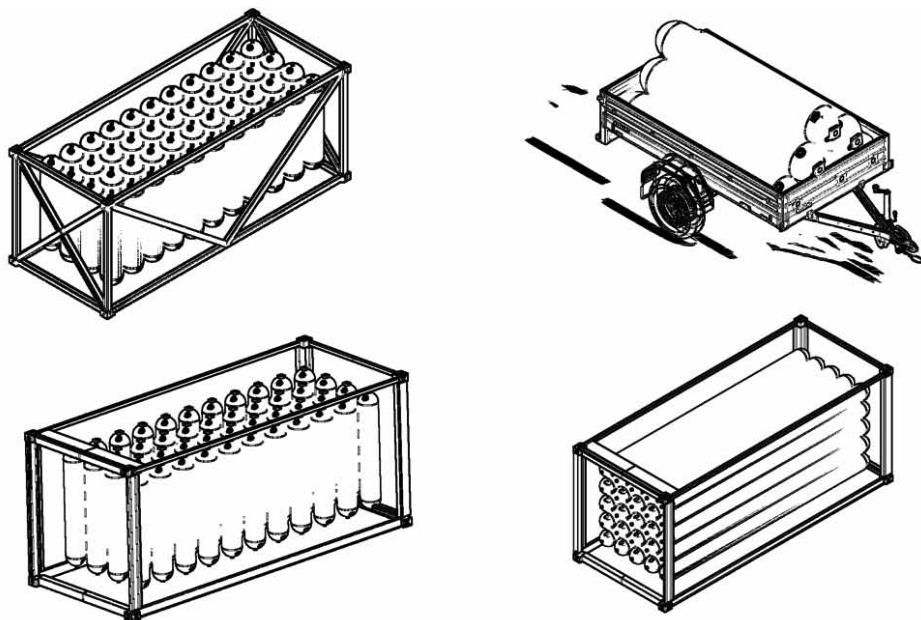
Tabela 6.1. Specyfikacja techniczna Mobilnej Stacji Dystrybucji Biogazu [Koziołek i in. 2017]

Oznaczenie	Relacja	Parametr	Wartość wymagana
DP1	Zużycie	Ilość biogazu w transporcie V_b [Nm ³]	$V_b > 2\,740$ Nm ³
DP2	Odbieranie	Odległość dostawy d [km]	$d < 100$ km
DP3	Badanie ilości CH ₄	Zawartość metanu %CH ₄ [%]	%CH ₄ > 70%
DP4	Eksplloatowanie	Czas tankowania stacji t_t [h] Czas podłączenia t_p [min]	$t_t < 5$ h $t_p < 15$ min



Rys. 6.8. Mapa hipotez dla biogazu oczyszczonego [Koziołek i in. 2017]

Istotnym elementem projektowania i modelowania obiektów technicznych jest proces generowania koncepcji projektowych. Wybrane z nich dla systemów dystrybucji biogazu przedstawiono na rysunku 6.9. Każda z koncepcji powinna zostać poddana ocenie względem założonych kryteriów oceny koncepcji w celu wyboru optymalnego rozwiązania pod kątem technologicznym, ekonomicznym, ekologicznym oraz społecznym.



Rys. 6.9. Wybrane koncepcje Mobilnej Stacji Dystrybucji Biogazu

6.4. Komputerowe wspomaganie projektowania

We współczesnym projektowaniu projektant coraz częściej odwołuje się do różnego rodzaju specjalistów, którzy udzielają mu odpowiedzi na szczegółowe pytania dotyczące specjalistycznych fragmentów projektu, materiałów, procesów, obciążeń, drgań, naprężeń itp. Pytania te wymagają często uruchomienia odrębnych działań analitycznych, badawczych czy eksperymentalnych. W ich wyniku powstaje nowa formacja, ale także nowe koszty. Projektant w większym stopniu niż dawniej staje się organizatorem procesu projektowania, który nie jest już tylko procesem indywidualnym, ale staje się złożoną procedurą wielu podprocesów realizowanych także przez nieprojektantów. Wynikiem podprocesów jest projekt uzyskiwany w określonym czasie i przy ograniczonych z reguły nakładach. Całokształt działań wspierających projektanta w dążeniu do celu nazwano *wspomaganiem projektowania*. Jest to pojęcie ważne, bo wspomaganie decyduje w gruncie rzeczy o możliwościach wywiązania się projektanta z trudnych zadań projektowych. Jest to także pojęcie szerokie, bo mieści w sobie wielość specjalności, technik i metod postępowania, które mogą w projektowaniu znaleźć zastosowanie. Wiedzą wiążącą projektowanie i jego wspomaganie jest metodyka projektowania. Każdy obszar projektowania powinien mieć swoją metodykę, której budowa należy nie tylko do projektanta. Jeżeli lepiej zostanie poznane wspomaganie, wyraźniej będzie widać, jaką metodykę projektowania należy budować [Trafalski 1994].

Wspomaganie komputerowe projektowania mieści się w ogólnym pojęciu wspomaganie projektowania. Niemniej jednak informatyka wprowadza nową jakość do projektowania, przede wszystkim ze względu na szybkie doprowadzenie (za pomocą oprogramowania) nowej wiedzy i nowych metod do tego procesu [Ziemia 1994]. Wprowadzenie komputerów do procesów projektowania powoduje zakłócenia w działaniu systemu projektującego, stąd ważne jest zwrócenie uwagi na czynniki decydujące o sprawności wspomaganie komputerowego. Ważne jest także rozpatrzenie komputeryzacji jako elementu metodyki projektowania, traktując sugestie dotyczące praktycznych działań w tym zakresie jako zachętę do własnej pracy myślowej nad miejscem informatyki w metodyce projektowania [Trafalski 1994].

Projektowanie wspomaganie komputerowo (CAD) maszyn i urządzeń wymaga od konstruktora stosowania szybkich, a zarazem dokładnych metod obliczeniowych [Ziemia 1994]. W wyniku projektowania i symulacji wytwarzania powinny powstać produkty niezawodne w eksploatacji o żądanej trwałości, oszczędne materiałowo oraz tanie. Cel ten osiąga się dzięki wykorzystaniu komputerowego wspomaganie [Chlebus 2000] w każdej fazie powstawania wyrobu na wirtualnych prototypach za pomocą numerycznych symulacji procesorów wytwarzania kontroli i zarządzania wirtualnym przedsiębiorstwem [Rusiński 2002].

Podczas budowy wirtualnych wyrobów wszystkie części, elementy i zespoły, a przede wszystkim cała dokumentacja konstrukcyjno-ruchowa musi być wykonana w zapisie komputerowym 3-D za pomocą profesjonalnych systemów CAD z pełną parametryzacją wszystkich wymiarów [Gendarz 2007].

W drugiej fazie następują montaż i budowa wirtualnego prototypu. W fazie tej sprawdza się wszystkie połączenia i wykrywa ewentualne konflikty wymiarów, połączeń poszczególnych elementów i zespołów. Głównym celem tego etapu jest montaż z poszczególnych detali, elementów i zespołów finalnego produktu, np. przenośnika, młyna, sita czy innej maszyny roboczej. Opracowywana dokumentacja konstrukcyjna poszczególnych detali i zespołów jest w tej fazie wykonywana w zapisie 3-D, przestrzenne modele geometryczne umożliwiają wykonanie złożenia korzystnego wyrobu, a w wyniku tej operacji wykrywane są wszystkie kolizje [Gendarz 2002, Rusiński 2002].

W komputerowym wspomaganie projektowania faza budowy złożów wyrobów w zapisie 3-D przyjęła się od razu, jak tylko możliwości sprzętowe umożliwiły wykonywanie dokumentacji konstrukcyjnej. Obecnie, cała dokumentacja konstrukcyjna powinna być wykonywana w zapisie 3-D. Budowa modeli w zapisie 3-D umożliwia wyeliminowanie kolizji podczas łączenia poszczególnych części i zespołów, ale również daje możliwość optymalnego doboru i rozmieszczenia innych gotowych podzespołów [Rusiński 2002].

Kolejną fazą projektowania wspomaganie komputerowo jest budowa wirtualnego prototypu i poddawanie go numerycznym testom, np. z zastosowaniem metody Elementów skończonych [Rusiński 1994] dla warunków odpowiadających rzeczywistości, tj. symulacja pracy maszyny (analiza kinematyczno-dynamiczna), symulacja procesu eksploatacji, crash-test zderzenia się pojazdu z przeszkodą itp. Zbudowany prototyp wirtualny jest testowany przez poddawanie go normowym obciążeniom, wymuszeniom dla zadanych warunków brzegowych.

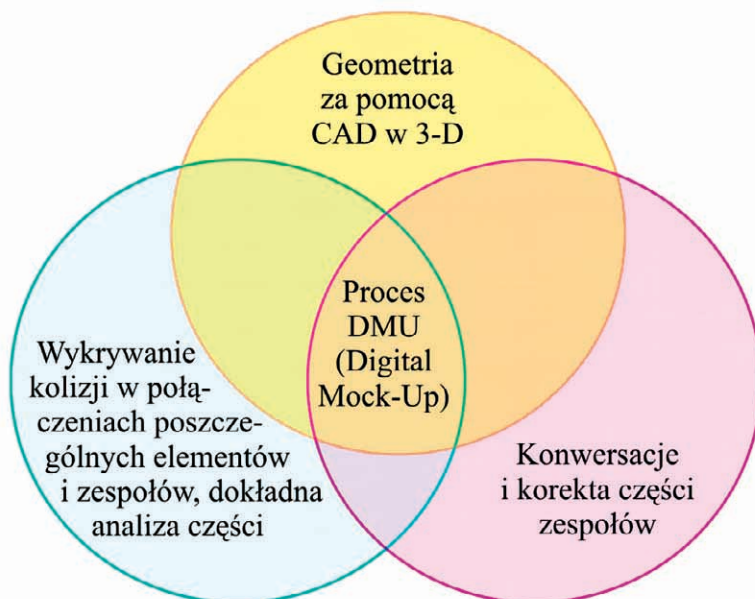
Bardzo ważna jest faza budowy kompletnego systemu w postaci instalacji wirtualnej, zintegrowanej z elementami infrastruktury, w której przeprowadza się symulacje wszystkich procesów, jakie występują w rzeczywistości.

W tej wirtualnej instalacji, oprócz numerycznej symulacji procesów przetwarzania odpadów, stosuje się również metody, które umożliwiają zastosowanie nowoczesnych narzędzi

zarządzania w pracy inżyniera i menedżera. W tej sytuacji następuje integracja zadań i funkcji w dwóch obszarach przedsiębiorstwa, tj. w zarządzaniu i w realizacji produkcji. Podejmowane decyzje opierają się na strategicznych celach przedsiębiorstwa, określanych w różnych horyzontach czasowych.

Komputerowe wspomaganie budowy wirtualnych wyrobów, tj. elementów maszyn i urządzeń w trójwymiarowej przestrzeni 3-D, w skali naturalnej wyrobu 1:1, sprowadza się do trzech podstawowych etapów, które przedstawiono na rysunku 6.10. Zastosowanie systemu DMU (Digital Mock-Up) w przedsiębiorstwie przynosi następujące efekty:

- skrócenie okresu przygotowania wyrobu do produkcji,
- zredukowanie kosztów ponoszonych podczas wprowadzania korekt i zmian w trakcie przygotowania wyrobu do produkcji,
- oszczędności wynikające z niebudowania fizycznego prototypu.



Rys. 6.10. Główne etapy w procesie Digital Mock-Up (DMU) [Rusiński 2002]

Stosowanie wirtualnej technologii komputerowej wpływa korzystnie na przedsiębiorstwo, konstrukcję wyrobu i promowanie sprzedaży oraz inne dziedziny pokrewne. Korzystne wyniki uzyskuje się dzięki bardzo wczesnemu sprawdzeniu dokumentacji projektu pod względem jego możliwości wykonawczych (np. przenikanie brył, swobodne przejścia itp.) oraz funkcjonalności (możliwości montażu, sztywności, wytrzymałości itd.).

W przypadku konstrukcji gotowego wyrobu stosowanie systemu DMU przynosi następujące korzyści:

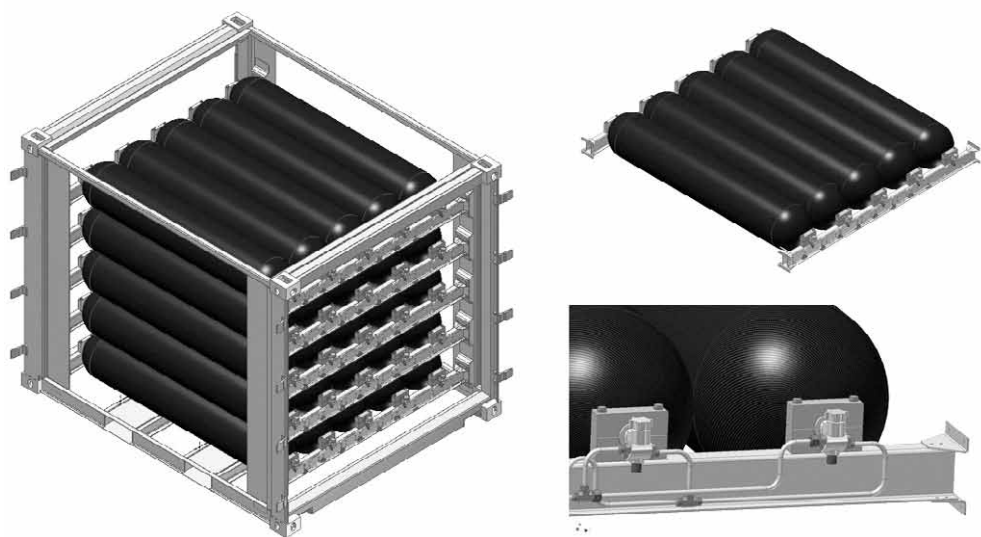
- zredukowanie nakładów pracy podczas przygotowania danych, dzięki dostępowi do centralnej bazy danych dla wszystkich użytkowników;
- wysoka jakość otrzymywania danych z centralnej bazy, opracowanie adekwatnej dokumentacji konstrukcyjno-ruchowej dla projektu (zestawienie współpracujących części) przez strukturę wyrobu DMU oraz poszukiwania przestrzeni;

- znacząca redukcja kosztów ponoszonych na pozyskiwanie danych; opracowanie dokumentacji projektu przez zwykłe sprawdzanie bez kosztownych konsultacji i zdalnego wykonywania dokumentacji konstrukcyjnej;
- wysoka jakość danych, korzystanie z aktualnych baz danych za pomocą systemu DMU;
- wysoka jakość opracowywanych konstrukcji (wyrobów) i na bieżąco sprawdzanie konstrukcji w skali rzeczywistej w trójwymiarowej przestrzeni, pod względem możliwości jej realizacji.

Kolejna grupa korzyści stosowania DMU wynika z doboru potrzebnej przestrzeni do produkcji i promowania sprzedaży, w postaci:

- wysokiej jakości uzyskiwania danych dla każdego etapu przygotowania, planowania i wytwarzania produktu,
- redukcji nakładów finansowych i czasowych przy uzyskiwaniu danych,
- pełnej koncentracji na właściwym zadaniu, co umożliwi zredukowanie operacji niegenerujących dodatkowych zbiorów danych (eliminuje się kopiowanie danych, ich transformację),
- szybkiego zestawienia przestrzeni (pomieszczeń) konstrukcji.

Przykładowe zastosowanie narzędzi CAD w innowacyjnej gospodarce odpadami przedstawiono na bazie Mobilnej Stacji Dystrybucji Biogazu. Opracowane modele CAD 3D stanowią podstawę do opracowania dokumentacji technicznej i technologicznej gotowego obiektu technicznego oraz jego prototypowych wersji, jak również umożliwiają badania numeryczne. Przykładowy model CAD 3D systemu dystrybucji biogazu przedstawiono na rysunku 6.11.



Rys. 6.11. Modele CAD 3D Mobilnej Stacji Dystrybucji Biogazu na bazie kontenera ISO

6.5. Podsumowanie

Zaprezentowane podejście w projektowaniu maszyn i urządzeń ma szczególne znaczenie w rozwoju gospodarki odpadami. Głównym tego powodem jest możliwość dokonania oceny jakości procesu projektowo-konstrukcyjnego maszyn i urządzeń względem znanych w literaturze kryteriów oceny konstrukcji, w tym nie tylko bezpieczeństwa, ekologii i niezawodności, ale również masy, technologiczności, ekonomiki eksploatacji, estetyki oraz ergonomii. Proponowane podejście opisuje również możliwości zastosowania nowego systemu identyfikacji kluczowych elementów obiektu mechanicznego oraz rejestracji błędów konstrukcyjnych. Zaproponowany algorytm budowy bazy danych umożliwia stałe monitorowanie procesu projektowo-konstrukcyjnego oraz identyfikację jego newralgicznych etapów. Podstawą oceny jakości procesu projektowo-konstrukcyjnego są kryteria oceny konstrukcji, które dla różnych typów obiektów mechanicznych przyjmują inny wskaźnik ważności. W związku z tym przeprowadza się badania satysfakcji klienta wybranych obiektów mechanicznych, prezentując tym samym metodę wyznaczania ważności kryteriów oraz współczynników wpływu błędów konstrukcyjnych na jakość procesu projektowo-konstrukcyjnego. Wyniki badań satysfakcji klienta oraz analiza błędów konstrukcyjnych wybranej instalacji pozwalają określić zależność jakości procesu projektowo-konstrukcyjnego i wskaźnika poprawy satysfakcji klienta, dowodząc tym samym, że jakość tego procesu wpływa bezpośrednio na jakość obiektu mechanicznego.

Zaangażowanie zespołu najlepszych konstruktorów, zastosowanie najnowocześniejszych narzędzi i metod może okazać się niewystarczające do osiągnięcia wysokiej jakości obiektu mechanicznego. Często małe zainteresowanie tymi obiektami nie wynika jedynie z ich wadliwości, ale z niewłaściwych założeń funkcji technicznych, jakie dany obiekt powinien spełniać. Błędy konstrukcyjne wynikają także z nieodpowiednio opracowanej specyfikacji technicznej, a to w efekcie wpływa na poziom satysfakcji klienta. Bywa też i tak, że obiekty mechaniczne spełniają o wiele więcej funkcji technicznych, niż oczekiwałby tego klient. Nie jest to bezpośrednią przyczyną braku zainteresowania klientów nowymi obiektami mechanicznymi. Jednak cena tych produktów, ze względu na koszty zastosowania dodatkowych funkcji, jest odpowiednio wyższa, a to zwykle powoduje spadek sprzedaży. Istotą wysokiej jakości obiektów mechanicznych jest optymalny dobór środków do opracowania konstrukcji, spełniając tym samym wymagania klienta. Nowa metoda oceny procesu projektowo-konstrukcyjnego O-DFSS umożliwia jego ciągłe monitorowanie i doskonalenie, optymalizując proces projektowo-konstrukcyjny w celu jego poprawy efektywności i przeciwdziałaniu powstawaniu błędów konstrukcyjnych. Oczywiście wysoka jakość procesu projektowo-konstrukcyjnego nie jest warunkiem wystarczającym do osiągnięcia wysokiej jakości obiektu mechanicznego. Niemniej jednak błędy konstrukcyjne zidentyfikowane w fazie produkcji lub eksploatacji generują największe koszty i stanowią poważne zagrożenie utrzymania się przedsiębiorstwa na rynku. Nowa metoda O-DFSS znajduje swoje zastosowanie w ocenie i optymalizacji procesu projektowo-konstrukcyjnego obiektów mechanicznych tych przedsiębiorstw, których polityka działalności zarządu zorientowana jest na osiągnięcie zysków poprzez ciągłą poprawę jakości projektowanych wyrobów. Zaangażowanie najwyższego kierownictwa jest tutaj bardzo istotne ze względu na podział odpowiedzialności i uprawnień do wdrożenia bądź zmiany istniejącego systemu, w którym rejestrowane są niezbędne dane do stałego monitorowania jakości procesu projektowo-konstrukcyjnego. Ocena jakości procesu metodą O-DFSS jest podstawą do podejmowania przez kierownictwo decyzji o uruchomieniu działań korygują-

cych i zastosowaniu nowych rozwiązań zapobiegających powstawaniu defektów i w efekcie bezpośrednio wpływających na poprawę jakości wyrobu. Doskonalenie jakości procesu projektowo-konstrukcyjnego poprzez wzrost poziomu sigma wpływa w sposób sekwencyjny na poprawę rentowności przedsiębiorstwa. Objawia się to kolejno wysoką jakością konstrukcji, wzrostem poziomu satysfakcji klienta, wysokim popytem, zwiększoną sprzedażą i w efekcie wzrostem poziomu zysków przy zminimalizowanych kosztach powodowanych błędami konstrukcyjnymi [Kwak i Anbari 2006].

Piśmiennictwo

- Aitken J., Childerhouse P., Towill D., 2003. The impact of product life cycle on supply chain strategy, Logistics Systems Dynamics, Group, Cardiff University, ELSEVIER, UK.
- Beiter K.A., Yang T.G., Ishii K., 2006. Preliminary Design of Amorphous Products. ASME 2006 International Design Engineering Technical Conferences and Computers and Information in Engineering Conference, Philadelphia, Pennsylvania, USA.
- Chen J.L., Liu S.J., Tseng C.H., 2002. Technological Innovation and Strategy Adaptation in the Product Life Cycle, Technology Management-Strategies & Applications, National Chiao Tung University.
- Chlebus E., 2000. Techniki komputerowe CAx w inżynierii produkcji, WNT, Warszawa.
- Dietrich M., Kocańda S., Korytkowski B., 1999. Zimowski W., Stupnicki J., Szopa T., Podstawy konstrukcji maszyn, Wydawnictwo Naukowo-Techniczne Warszawa.
- Doroszkiwicz R.S., 1975. Elastooptyka. Warszawa-Poznań, PWN.
- Dudek D., 1994. Elementy dynamiki maszyn górnictwa odkrywkowego: akwizycja sygnałów, analiza układów. Wydawnictwo PWR.
- Dudek D., Babiarz S., 2007. Awarie i katastrofy maszyn podstawowych w górnictwie odkrywkowym. Oficyna Wydawnicza PWR Wrocław.
- Gendarz. P., 2002. Metodologia tworzenia uporządkowanych zbiorów konstrukcji maszyn. Politechnika Śląska, Gliwice.
- Gendarz. P., 2007. Wspomaganie komputerowe CAD/CAM (I-DEAS, UNIGRAPHICS, AutoCAD). Politechnika Śląska.
- Jia-Lin Chen, Shang-Jyh Liu, Ching-Huan Tseng, 2002. Technological Innovation and Strategy Adaptation in the Product Life Cycle, Technology Management-Strategies & Applications, National Chiao Tung University.
- Koziółek S., Białowiec A., Mysior M., Słupiński M., Ptak M., Derlukiewicz D., 2017. Rozproszone systemy dystrybucji biogazu. Badanie, projektowanie i rozwój, Oficyna Wydawnicza Politechniki Wrocławskiej, Wrocław.
- Kwak Y.H., Anbari F.T., 2006. Benefits, obstacles, and future of six sigma approach, The George Washington University, ELSEVIER, USA.
- McNeile A., Simons N., 2004. Methods of Behaviour Modelling. A Commentary on Behaviour Modelling Techniques for MDA. Metamaxim Ltd.
- Morkowski J.S., 2004. Budowa i utrzymanie Systemu Jakości w laboratorium, PCBC, DA/PC/E01-1A/2004.
- Ptak M., Koziółek S., Derlukiewicz D., Słupiński M., Mysior M., 2017. Analysis of the use of biogas as fuel for internal combustion engines, Proceedings of the 13th International Scientific Conference: Computer Aided Engineering / Eugeniusz Rusiński, Damian Pietrusiak (Eds.). Cham : Springer, cop., 441-450.

- Rusiński E., 1994. Metoda Elementów Skończonych, WKŁ.
- Rusiński E., 2002. Zasady projektowania konstrukcji nośnych pojazdów samochodowych, Oficyna Wydawnicza Politechniki Wrocławskiej, Wrocław.
- Sojkin B., 2003. Wprowadzenie nowego produktu na rynek, Poznań.
- Sztuff W., 1971. Modelowanie i filozofia. Warszawa, PWN.
- Trafalski W., 1994. Projektowanie i jego komputerowe wspomaganie, Wrocław.
- Wang L., Shen W., Xie H., Neelamkavil J., Pardasani A., 2000. Collaborative conceptual design – state of the art and future trends, National Research Council of Canada, ELSEVIER, Canada.
- Ziemia S., 1994. Problemy metodologii komputerowego wspomagania projektowania technicznego, Wrocław.

Jerzy Zwoździak¹, Łukasz Szalata²

¹ Akademia Wojsk Lądowych im. generała Tadeusza Kościuszki,
Wydział Nauk o Bezpieczeństwie, ul. Piotra Czajkowskiego 109, 51-147 Wrocław
Jerzy.Zwozdziak@awl.edu.pl

² Politechnika Wroclawska, Wydział Inżynierii Środowiska,
ul. Wybrzeże Wyspiańskiego 27, 50-370, Wrocław
Lukasz.Szalata@pwr.edu.pl

7. Współczesne metody wykrywania odorów wraz z modelowaniem ich przestrzennego rozkładu w systemach gospodarki odpadami

7.1. Procesy przetwarzania i składowania odpadów

Krajowe ramy gospodarowania odpadami określa ustawa o odpadach z dnia 14 grudnia 2012 r. (Dz.U. 2013 poz. 21, z późn. zm.). System gospodarki odpadami komunalnymi funkcjonuje, opierając się na wydzielonych w zasięgu granic administracyjnych województw, a ujętych w wojewódzkich planach gospodarki odpadami regionach gospodarki odpadami komunalnymi. W odniesieniu do ustawy region definiowany jest jako obszar liczący co najmniej 150 000 mieszkańców. Odpady z wyznaczonych regionów kierowane są do regionalnych instalacji przetwarzania odpadów komunalnych (RIPOK), rozumianych w myśl zapisów ustawy jako zakład zagospodarowania odpadów, który spełnia wymagania najlepszej dostępnej techniki (BAT) o mocach przerobowych adekwatnych do poziomu przetworzenia odpadów z obszaru zamieszkałego przez 120 000 mieszkańców. W ramach przyjętego systemu wśród głównych możliwości postępowania z odpadami gospodarowania odpadami wyróżnia się poddawanie strumienia odpadów mechaniczno-biologicznemu przetwarzaniu oraz termicznemu przekształcaniu. Zagospodarowując odpady, należy kierować się hierarchią sposobów postępowania z odpadami, tj. w pierwszej kolejności zapobiegać ich powstawaniu, następnie przygotować do ponownego użycia. Kolejne ogniwa stanowią recycling oraz inne procesy odzysku, zaś ostatnim elementem hierarchii jest unieszkodliwianie [Dz.U. 2013 poz. 21 z późn. zm., Kardasz, Dorskocz 2016].

Zgodnie z ustawą odpady komunalne definiowane są jako odpady powstające w gospodarstwach domowych poza pojazdami wycofanymi z eksploatacji oraz odpady, które nie zawierają odpadów niebezpiecznych, pochodzące od innych wytwórców odpadów, będące ze względu na swój charakter lub skład podobnymi do odpadów wytwarzanych w gospodarstwach domowych. Odpady komunalne wykazują zróżnicowane właściwości fizyczno-chemiczne oraz charakteryzują się licznymi niekorzystnymi cechami, tj.:

- zmiennością ilościowo-jakościową w odniesieniu do jednostki czasu;
- niestabilnością związaną z dużą podatnością na zagniwanie zawartej w odpadach frakcji organicznej, co związane jest z emisją substancji uciążliwych zapachowo na etapie powstawania, magazynowania lub unieszkodliwiania odpadów; badania wskazują, iż zawartość substancji organicznej w odpadach komunalnych wytwarzanych w Polsce kształtuje się na

poziomie 40–50%; frakcja biodegradowalna ulega przemianom biochemicznym, oddziałując jednocześnie negatywnie na środowisko poprzez produkty rozkładu, m.in. amoniak, siarkowodór;

- obecnością odpadów niebezpiecznych, np. leków, które utraciły datę ważności oraz zanieczyszczeń niebezpiecznymi substancjami organicznymi i nieorganicznymi, stanowią źródło zagrożeń sanitarno-epidemiologicznych [Lipińska 2016, Dulewska-Rosik 2015, Dz.U. 2013 poz. 21 z późn. zm].

Funkcjonowanie instalacji do odzysku oraz unieszkodliwiania odpadów związane jest z występowaniem odorantów. Ocena możliwości wystąpienia odorów oraz ograniczenia oddziaływania uciążliwości zapachowej w odniesieniu do poszczególnych sektorów gospodarki możliwe są poprzez identyfikację źródeł odorantów [Szynkowska i Zwoździak 2010, Sówka i in. 2008].

Obiekty gospodarki odpadami komunalnymi stanowią istotne, potencjalne źródło emisji substancji złoonych. Według danych literaturowych wśród grup obiektów będących źródłem odorantów wyróżnia się:

- zakłady mechaniczno-biologicznego przetwarzania odpadów;
- składowiska odpadów;
- zakłady termicznego przekształcania odpadów;
- zakłady segregacji odpadów.

Skala problemu w ramach sektora gospodarki komunalnej, które są potencjalnymi źródłami odorów, jest znacząca. Przyczyną uciążliwości zapachowej odorów jest obecność w nich wonych związków organicznych. Związane jest to z aktywnością mikroorganizmów obecnych w odpadach, które uczestniczą w obiegu związków węgla, azotu oraz siarki. Zachodzące przemiany w łańcuchu reakcji mogą prowadzić do wydzielania się substancji zapachowych. Emitowanymi substancjami zapachowoczynnymi, wywołującymi uciążliwość zapachową, charakterystycznymi dla sektora gospodarki komunalnej są: amoniak, siarkowodór, tiole (merkaptany), sulfidy, aminy alifatyczne i aromatyczne (np. indol), aldehydy, ketony oraz niektóre związki z grupy kwasów karboksylowych (kwasy tłuszczowe) [Szynkowska i Zwoździak 2010, Sówka i in. 2008].

Składowiska odpadów komunalnych oraz kompostownie stanowią źródło biogazu, w skład którego wchodzi także odoranty. Podczas produkcji biogazu, na poszczególnych jego etapach, wydzielają się substancje zapachowe, np. na etapie acetogenezy powstają krótkołańcuchowe złoonne kwasy karboksylowe (organiczne) (C_1 - C_6), alkohole oraz aldehydy. Odory charakteryzujące się najbardziej uciążliwym zapachem powstają w fazie trzeciej – beztlenowej, będąc produktami rozkładu aminokwasów [Szynkowska i in. 2009].

Instalacje do przetwarzania odpadów indukują powierzchniową emisję związków uciążliwych zapachowo. Substancje złoonne, stwarzające uciążliwość na obiektach gospodarki komunalnej, przyjmują charakter pierwotny (obecne w dostarczonym odpadzie) oraz wtórny (emitowane na skutek procesów zachodzących podczas unieszkodliwiania) [Sówka i in. 2008].

Ponadto, według danych literaturowych, w składzie emitowanych odorantów obiektów gospodarki komunalnej można wyróżnić: amoniak i jego pochodne (np. lotne amony, pirazyna), siarkowodór, tiole (merkaptany, np. merkaptan metylowy), sulfidy, disiarczki węgla, aminy alifatyczne i aromatyczne (np. indol), niektóre kwasy karboksylowe (lotne kwasy tłuszczowe), aldehydy, ketony, fenole oraz inne węglowodory [Szynkowska i Zwoździak 2010, Lelicińska-Serafin i Kulig 2012].

7.1.1. Zakłady mechaniczno-biologicznego przetwarzania odpadów (MBP)

Gospodarka komunalna jest źródłem strumienia odpadów biodegradowalnych. Ilość wytworzonych oraz zebranych odpadów komunalnych ogółem w odniesieniu do 2014 r. wynosiła 10,3 mln Mg, tj. 268 kg na mieszkańca, zaś około 1,2 mln Mg odpadów poddano biologicznym procesom przetwarzania (kompostowanie, fermentacja) [Bochenek 2015, Adamczyk i in. 2015].

Mechaniczno-biologiczne przetwarzanie odpadów polega na mechanicznej obróbce odpadów komunalnych z wydzieleniem frakcji ulegającej biodegradacji oraz frakcji poddawanej odzyskowi surowcowemu, a także energetycznemu. Cele procesu to rozkład związków organicznych zawartych w odpadach komunalnych, przygotowanie do obróbki termicznej, jak i zmniejszenie zawartości wody [Lipińska 2016].

Zgodnie z badaniami potencjalnych źródeł odorantów w gospodarce komunalnej, prowadzonymi przez Szynkowską i Zwoździak [2010], odnosząc się do opracowania *Współczesna problematyka odorów*, liczba zinwentaryzowanych obiektów biologicznego przetwarzania mas odpadów komunalnych w Polsce wynosi 87, zaś zbadanych – 29. Wśród 29 przebadanych obiektów 19 z nich stanowiły instalacje przetwarzające zebrany selektywnie wsad ulegający biodegradacji (kompostowanie, recykling organiczny) oraz pozostałe 10 obiektów to zakłady mechaniczno-biologicznego przetwarzania odpadów (MBP), do których przyjmowane są odpady biodegradowalne, lecz w niesegregowanym strumieniu odpadów komunalnych. Ponadto, wyniki wskazują, iż w jednym zakładzie odzysk biologiczny prowadzony jest przy zastosowaniu procesów tlenowo-beztlenowych. W pozostałych zakładach biologiczne przetwarzanie strumienia odpadów komunalnych odbywa się przy zastosowaniu technologii opartej na procesach tlenowych. Przeprowadzona ocena uciążliwości zapachowej wskazuje na obecność związków złownych. Za podstawowe źródło uciążliwości zapachowej uznano zakłady biologicznego przetwarzania odpadów [Szynkowska i Zwoździak 2010].

Mechaniczne przetwarzanie odpadów

Emisje pochodzące z zakładów biologicznego przetwarzania odpadów ściśle zależą od charakteru materiału wsadowego, w tym zawartości składników lotnych oraz ilości i rodzaju odpadów poddawanych obróbce. Zmieszane odpady komunalne przetwarzane w zakładach MBP stanowią potencjalne źródło szerokiego spektrum emisji. Wśród składników gazów emitowanych z MBP można wyróżnić: fluoroalkany i halogenoalkany, amoniak, tlenek azotu (I) N_2O , metan, rtęć oraz inne związki. Częściowo podczas mechanicznego przetwarzania, lecz głównie podczas biologicznego przekształcania odpadów wytwarzane są gazy spalino-we, które mogą zawierać: propanon (aceton), etanal (acetaldehyd), etanol, metanol, butanol i inne związki krótkołańcuchowe, rozpuszczalniki (benzen, toluen, ksylen), terpeny aromatyczne (np. limonen, alfa- oraz beta-pinen) oraz węglowodory olejów mineralnych. Dla instalacji MBP charakterystyczne są przede wszystkim emisje amoniaku. Stężenie amoniaku w surowym gazie obiektów MBP kształtuje się na poziomie 10–560 mg·Nm⁻³, gdzie podczas wstępnej biodegradacji jego ładunek może osiągnąć 1000 mg·Nm⁻³. Emisje odorów mogą powstawać także w wyniku magazynowania odpadów czy też transportu, lub nagromadzenia mas, zawierających lotne związki organiczne oraz pozostałe substancje złownne [Dokument referencyjny nt. najlepszych dostępnych technik: Przemysł Przetwarzania Odpadów 2006].

Biologiczne przetwarzanie odpadów

W wyniku reakcji biochemicznych zachodzących podczas biologicznego przetwarzania masy organicznej (kompostowania) uwalniane są substancje aktywne zapachowe, wywołujące uciążliwość zapachową. Według literatury przedmiotu stężenie odorów w gazie wydzielającym się w trakcie kompostowania często przekracza $180,000 \text{ ou} \cdot \text{m}^{-3}$. Podstawowym, uciążliwym oraz nieprzyjemnym związkiem złownym identyfikowanym w zanieczyszczonym powietrzu zakładów komunalnych jest amoniak (NH_3). Poziom emisji amoniaku uwalnianego w wyniku biochemicznego rozkładu materiału organicznego oscyluje w granicach od 18 do $150 \text{ g NH}_3 \cdot \text{Mg}^{-1}$ odpadów. W momencie, gdy temperatura procesu osiąga poziom powyżej 45°C , następuje wówczas uwalnianie amoniaku. Najwyższe stężenie tego związku identyfikowane jest w pierwszych 2–3 tygodniach obróbki biologicznej. W trakcie kompostowania wydzielane są również związki odorowe takie, jak: siarkowodór (H_2S), niektóre związki z grupy kwasów karboksylowych (lotne kwasy tłuszczowe), aminy, terpeny, sulfidy (siarczki organiczne) i siarczki nieorganiczne, inne węglowodory aromatyczne i alifatyczne. Przy dużej zawartości w kompostowanej masie celulozy oraz pektyn wydzielają się także niektóre ketony. Skład oraz ilość uwalnianych na poszczególnych etapach procesu przetwarzania gazów uwarunkowane są przyjętą technologią kompostowania i składem materiału wejściowego. Odoranty powstają na każdym etapie technologicznym prowadzącym do kompostowania, tj. od operacji wejścia strumienia odpadów do układu, aż po obróbkę biologiczną prowadzącą do wytworzenia kompostu (transport, składowanie, sortowanie, homogenizacja i strukturyzacja, kompostowanie, dojrzewanie, konfekcjonowanie, przerzucanie). Ponadto, emisja poszczególnych grup związków złownych determinowana jest przemianami zachodzącymi w obrębie 4 faz aerobowej biodegradacji mas odpadów: mezofilnej (kompostowanie wstępne), termofilnej (intensywne kompostowanie), ochładzania i przebudowy, zwanej kompostowaniem właściwym oraz dojrzewania (kompostowanie wtórne). W trakcie tych procesów uwalniane są związki zawarte w materiale wejściowym, m.in.: wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne (WWA), polichlorowane bifenyle (PCB), polichlorowcowane dibenzodioksyny i dibenzofurany (PCDD/PCDF), chlorofenole, metale ciężkie. Ilość oraz skład emitowanych substancji zapachowoczynnych ulega zmianie na skutek osiągnięcia przez strumień wejściowy odpadów parametrów fazy następczej. Podczas przejścia z jednej fazy do drugiej następuje także istotna zmiana aparatu mikrobiologicznego, który jest odpowiedzialny za rozkład biomasy. Wielkość emisji zależy od przyjętej technologii procesu (stopień hermetyzacji, automatyzacji) oraz od właściwości fizykochemicznych poddawanego obróbce biologicznej materiału. Kluczowym czynnikiem wpływającym na odorogenność kompostowania jest temperatura procesu. Jednym z dwóch charakterystycznych związków, determinującym zapach podczas kompostowania w wysokim zakresie temperatur, jest HDMF (4,5-dimetylo-3-hydroksy-2(5H)-furanon). Kompostowanie w pryzmach bez napowietrzania stanowi źródło dużej uciążliwości zapachowej, ponieważ wytworzone gazy uwalniane są bezpośrednio do atmosfery. Wykorzystując inną technologię kompostowania, np. pryzmy z napowietrzaniem czy też w reaktorach, wielkość emisji odorów ulega zmniejszeniu, ponieważ instalacje te wyposażone są w urządzenia technologiczne do ujmowania gazów odlotowych [Wieczorek 1998, 2005, Szyrkowska i Zwoździak 2010, KwarciaKozłowska i Bańka 2014].

Według danych literaturowych w fazie wstępnego kompostowania (mezofilnej) wydzielają się głównie niektóre węglowodory aromatyczne i alifatyczne. Faza termofilna charakteryzuje się pojawieniem głównie amoniaku, amin oraz niektórych kwasów karboksylowych

(kwasów tłuszczowych). W pozostałych zaś fazach powstają alkohole, aldehydy, ketony, furany i terpeny [Szykowska i Zwoździak 2010].

Wieczorek [2005] w emisji związków lotnych wyróżnia fazę kwaśną, termofilną oraz ochładzania tlenowego przetwarzania odpadów. Wśród emitowanych podczas kompostowania substancji zapachowych wyróżnia: alkohole, fenole, kwasy karboksylowe, estry, etery, ketony, terpeny, sulfidy, aminy i niektóre węglowodory alifatyczne i aromatyczne oraz ich chlorowcopochodne. Dotychczas przeprowadzone badania wskazują na obecność w gazach odlotowych znacznej liczby substancji, nawet do 500 substancji, w tym o około 100 związków aktywnych zapachowo, które wytwarzane są podczas biologicznej obróbki odpadów. Wieczorek [2005] w swojej pracy przedstawia listę niektórych związków chemicznych identyfikowanych podczas kompostowania, powołując się na wiele źródeł literaturowych. Rodzaj emitowanej substancji oraz wielkość emisji zależą od rodzaju wsadu, technologii kompostowania, jak i parametrów zachodzącego procesu. Wieczorek [1998] omawia także pracę, w której przedstawiono składniki gazów odlotowych pochodzących z kompostowni, określając 32 substancje. Wyszczególniono następujące grupy związków, będące reprezentatywnymi dla emitowanego zapachu:

- kwasy karboksylowe (kwasy tłuszczowe): propanowy (propionowy), butanowy (masłowy), pentanowy (walerianowy);
- aldehydy i ketony: 3-hydroksy-2-butanon (acetoina), butanodion (diacetyl), 2-butenal (aldehyd krotonowy), pentanal (aldehyd walerianowy) oraz butanal (aldehyd masłowy), propanon (aceton);
- alkohole: n-pentanol (alkohol amyłowy);
- związki azotu (pirydyna) oraz siarki: metanotiol (merkaptan metylowy), butanotiol, sulfid dietylowy oraz nieorganiczne: amoniak, siarkowodór.

7.1.2. Składowiska odpadów

Rozwijająca się gospodarka kraju generuje wzrost ilości wytwarzanych odpadów komunalnych. Czynnikiem ten w odniesieniu do przyjętej regulacjami unijnymi oraz przepisami prawa krajowego, tj. dyrektywą Parlamentu Europejskiego i Rady 2008/98/WE z dnia 19 listopada 2008 r. w sprawie odpadów oraz uchylającą niektóre dyrektywy i ustawą z dnia 14 grudnia 2012 r. o odpadach (Dz.U. 2013 poz. 21 z późn. zm.) hierarchii sposobów postępowania z odpadami, znacznie ogranicza możliwości skutecznego zapobiegania powstawaniu odpadów. Powstające odpady są istotnym zagrożeniem dla środowiska, w wyniku czego coraz większy strumień masy odpadów poddawany jest procesom odzysku (recykling, kompostowanie), minimalizując tym samym masę odpadów unieszkodliwianych poprzez składowanie. Krajowy system gospodarki odpadami komunalnymi stanowić ma narzędzie efektywnego zarządzania gospodarką odpadami zgodnie z przyjętymi zasadami zrównoważonego rozwoju [Lipińska 2016, Małycka 2016].

Składowanie odpadów komunalnych uległo w ostatnich latach znacznemu ograniczeniu. Zapisy projektu dyrektywy w sprawie składowania odpadów z dnia 2 grudnia 2015 r. wskazują na zmniejszenie składowania strumienia masy odpadów komunalnych do poziomu maksymalnie 10% ilości odpadów wytworzonych w 2030 roku. Niemniej jednak, powyższe założenia są trudne do zrealizowania, ponieważ w polskim systemie gospodarki odpadami dominującą technologią odzysku odpadów są instalacje do mechaniczno-biologicznego przetwarzania. Pozostałością po procesie są masy odpadów przeznaczone do składowania [Den Boer 2016].

Uciążliwość zapachowa generowana jest na każdym etapie systemu funkcjonowania gospodarki odpadami. Źródło istotnej uciążliwości zapachowej w systemie stanowią instalacje przetwarzające odpady zawierające związki organiczne, ulegające biodegradacji oraz składowiska odpadów komunalnych. Czynniki takie, jak: temperatura, czas, opad deszczu towarzyszące podczas zbierania, transportu, a także przeładunku masy odpadów są przyczyną rozkładu materii organicznej zawartej w odpadach przed zdeponowaniem mas na składowisku odpadów. Wielkość i ilość emitowanych zanieczyszczeń, w tym odorów, dyspersja, jak również wytwarzanie zależne są od charakterystyki morfologicznej materiału organicznego ulegającego biodegradacji, stopnia wilgotności odpadów, bryły i typu składowiska, warunków meteorologicznych, przebiegu poszczególnych operacji przetwarzania, składowania i przykrywania mas odpadów, a także przyjętego sposobu rekultywacji. Wśród głównych źródeł odorów pochodzących ze składowisk odpadów wyróżnia się: biogaz, system pasywnego odgazowania, transport i przyjęcie odpadów, odbiór oraz gromadzenie odcieków w zbiorniku na odcieki, operacje dotyczące umieszczania odpadów na kwaterze składowiska oraz ich zagęszczanie, skarpy i wierzchowina omawianego obiektu posiadające wierzchnie warstwy nieprzykrytych odpadów, zagłębione partie składowisk, gdzie brak jest uszczelnienia lub zostało ono przerwane, operacyjne, odkryte miejsca deponowania świeżej masy odpadów [Kośmider i in. 2012, McKendry i in. 2008, Kodeks przeciwdziałania uciążliwości zapachowej, projekt, Departament Ochrony Powietrza i Klimatu, Warszawa 2016].

Składowisko odpadów komunalnych stanowi rodzaj swoistego bioreaktora, w którym podczas procesów fizycznych, chemicznych oraz biologicznych następuje rozkład złożonych odpadów. Masy organiczne rozkładane są w wyniku aktywności mikroorganizmów tlenowych oraz beztlenowych.

Uciążliwość zapachowa składowisk odpadów związana jest z wytwarzaniem podczas procesów rozkładu masy organicznej związków azotu oraz siarki, tj. amin, amoniaku, tioli, sulfidów i disulfidów. Rolę odorotwórczą odgrywają także aldehydy, ketony, alkohole i kwasy karboksylowe. Wśród grupy związków chemicznych potencjalnie uciążliwych zapachowo, wydzielających się ze świeżej masy odpadów, wyróżnia się estry oraz alkohole, zaś ze strumienia odpadów uległych dekompozycji wydzielają się tiole (merkaptany) i sulfidy.

Zgodnie z badaniami dotyczącymi oceny zanieczyszczeń powietrza na terenie składowiska odpadów innych niż niebezpieczne i obojętne (obiekt o powierzchni 20 ha), poza innymi zanieczyszczeniami będącymi przedmiotem badań, wykazano m.in. emisję siarkowodoru odorów z terenu badanego obiektu. Analizy wykonano w trzech seriach: I – kwiecień, II – maj, III – listopad. Na podstawie wykonanych analiz chemicznych stwierdzono, iż najwyższe stężenia emisji m.in. siarkowodoru pochodzą ze zbiorników na odcieki (I: 0,529 mg·m⁻³, II: 0,693 mg·m⁻³, III: 0,417 mg·m⁻³) oraz samego obiektu – składowiska (I: 0 mg·m⁻³, II: 0,172 mg·m⁻³, III: 0,431 mg·m⁻³) [Miaśkiewicz-Pęska i Szyłak-Szydłowski 2015].

Opierając się na pracach innych autorów, analizy przeprowadzone na 34 składowiskach w Polsce wykazały narastającą skalę problemu związaną z emisją odorów oraz gazów toksycznych. Biogaz składowiskowy stanowi źródło m.in. siarkowodoru, amoniaku, cyjanowodoru. Dyspersja związków złoonych determinowana jest w szczególności warunkami atmosferycznymi oraz ukształtowaniem terenu.

Reasumując, składowiska odpadów komunalnych stanowią potencjalne źródło emisji do atmosfery substancji zapachowo czynnych. Uciążliwość zapachowa związana z procesami biochemicznymi zachodzącymi podczas składowania odpadów jest przyczyną obniżenia jakości życia mieszkańców, a także może powodować negatywne skutki zdrowotne [Dinçer 2007].

7.1.3. Termiczne przekształcanie odpadów

Ustawa o odpadach z dnia 14 grudnia 2012 r. definiuje termiczne przekształcanie odpadów jako spalanie poprzez ich utlenianie, a także inne procesy termicznego przetwarzania odpadów, tj. pirolizę, zgazowanie, jak i proces plazmowy. Proces ten może być prowadzony wyłącznie w spalarniach lub współspalarniach odpadów. Obecnie, w Polsce funkcjonuje 6 spalarni odpadów komunalnych (Warszawa, Kraków, Bydgoszcz, Konin, Białystok, Poznań), jedna jest na etapie budowy (Szczecin). Szacuje się, iż łączne moce przerobowe istniejących oraz powstających spalarni będą wynosić około 1 mln Mg odpadów komunalnych rocznie. Omawiana metoda unieszkodliwiania odpadów komunalnych jest popularna w Japonii, gdzie masa spalanych odpadów kształtuje się na poziomie 75% całkowitej masy odpadów wytworzonych. Porównując, w Danii oraz Szwecji wielkość ta wynosi 52%. Wobec przyjętych strategii termicznemu przekształceniu powinny podlegać te masy odpadów, które utraciły właściwości do poddania procesom odzysku, lecz mogą być wykorzystane jako surowiec energetyczny. Instalacje służące termicznemu przekształceniu odpadów komunalnych stanowią obecnie istotne ogniwo systemu gospodarki odpadami. Głównymi etapami procesu spalania są suszenie i odgazowanie, piroliza oraz gazyfikacja, jak i utlenianie. Wśród źródeł wystąpienia uciążliwości zapachowej w zakresie unieszkodliwiania poprzez termiczne przetwarzanie wyróżnia się: sortowanie, rozdrabnianie, suszenie, magazynowanie w nieuszczelnionych zbiornikach lub magazynach oraz transportowanie odpadów do paleniska za pomocą przenośników taśmowych lub ślimakowych. Literatura przedmiotu wśród substancji występujących w gazach odlotowych, pochodzących z termicznego przekształcania odpadów, wyróżnia: chlorowódz, fluorowódz, polichlorowane dibenzo-p-dioksyny i dibenzofurany, bromowódz, amoniak, fenol, polichlorowane bifenyle, wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne, jak i ich chloro- i nitropochodne [Dz.U. 2013 poz. 21 z późn. zm., Kodeks przeciwdziałania uciążliwości zapachowej, projekt, Departament Ochrony Powietrza i Klimatu, Warszawa 2016, Dulewska-Rosik 2015, Lipińska 2016, Oleniacz 2015, Wielgosiński i Namiecińska 2016, Mazur i in. 1997, Zintegrowane Zapobieganie i Ograniczanie Zanieczyszczeń (IPPC). Dokument Referencyjny nt. najlepszych dostępnych technik dla spalania odpadów, Komisja Europejska, sierpień 2006].

W odniesieniu do przeprowadzonych badań dotyczących emisji lotnych związków organicznych pochodzących z zakładów termicznego przekształcania odpadów komunalnych stwierdzono obecność następujących grup związków organicznych: węglowodory aromatyczne oraz alifatyczne, chlorowcopochodne, estry, aldehydy, ketony, kwasy karboksylowe, alkohole [Jay i Stieglitz 1995].

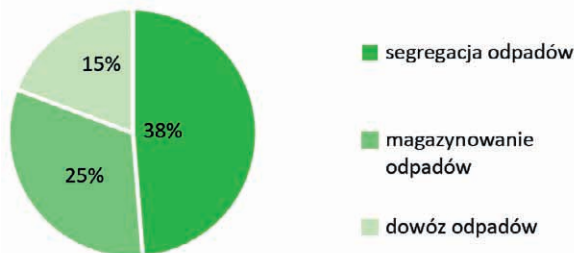
Emisja odorów obniża komfort życia oraz wpływa na zdrowie człowieka poprzez nasilenie objawów psychosomatycznych [Sówka i in. 2008, Szyrkowska i Zwoździak 2010].

7.1.4. Zakłady segregacji odpadów

Wśród obiektów gospodarki odpadami komunalnymi, jako źródło emisji substancji potencjalnie uciążliwych zapachowo, wyróżnić należy także zakłady segregacji odpadów. Szyrkowska i Zwoździak [2010] w opracowaniu *Współczesna problematyka odorów* dokonują oceny uciążliwości zapachowej zakładów segregacji odpadów. Badaniami ankietowymi objęto 114 instalacji, w tym:

- zakłady segregacji, które wspomagają selektywną zbiórkę odpadów komunalnych (podczyszczanie, wtórna segregacja), stanowiące 53% ogółu badanych obiektów,
- zakłady segregacji zmieszanych odpadów komunalnych ukierunkowanych na produkcję paliw z odpadów, obejmujące 47% badanych obiektów [Szyrkowska i Zwoździak 2010].

Główne źródła emisji odorów, powstających na terenie obiektów segregacji odpadami, przedstawia rysunek 7.1.



Rys. 7.1. Źródła uciążliwości zapachowej zakładów segregacji odpadów
Źródło: Opracowanie własne na podstawie [Szyrkowska i Zwoździak 2010]

Analizując powyższy wykres, procesy segregacji odpadów stanowią grupę obiektów o największym potencjale emisji substancji złoonych (38%) wobec magazynowania odpadów (25%) oraz dowozu odpadów (15%). Zasięg oddziaływania zapachowego zakładów segregacji na obszary sąsiednie określono jako brak (54%) lub mało uciążliwe (41%). Jeden obiekt ze 114 poddanych badaniom oceniono jako bardzo uciążliwy, zaś cztery obiekty z ogółu badanych oddziaływał w sposób uciążliwy. Podsumowując, 46% analizowanych zakładów segregacji odpadów charakteryzuje się podwyższonym stopniem intensywności oddziaływania zapachowego w granicach ich lokalizacji [Szyrkowska i Zwoździak 2010].

Wśród substancji złoonych wydzielających się podczas operacji sortowania odpadów komunalnych wyróżnia się przede wszystkim amoniak, siarkowodor, sulfidy, tiole, kwas mrówkowy, octowy, propionowy, metanol, etanol, n-butanol, dimetyloamina, trimetyloamina. Źródłem odorów są procesy rozkładu obecnej organicznej masy odpadów dostarczanej w strumieniu odpadów do zakładów segregacji [Makles i Domański 2010].

Wartości progów wyczuwalności węchowej wybranych substancji złoonych wydzielających się w sortowniach przedstawia tabela 7.1.

Tabela 7.1. Progi wyczuwalności węchowej wybranych substancji złoonych powstających w zakładach segregacji odpadów [Makles i Domański 2010]

Lp.	Substancja złoonna	Próg wyczuwalności węchowej [mg m^{-3}]
1.	Amoniak	3,68
2.	Butanotiol	0,00364
3.	Dimetylosulfid	0,00595
4.	Dietylosulfid	0,0150
5.	Dietylodisulfid	0,0136
6.	Etanol	160,94
7.	kwas propionowy	0,108
8.	Metanol	133,30
9.	n-butanol	2,558
10.	Siarkowodor	0,0113
11.	Trimetyloamina	0,00108

7.2. Rola modelowania rozprzestrzeniania się odorów w ocenie uciążliwości zapachowej

Obecnie, jednym z lepszych modeli dostępnych na rynku jest CALMET/CALPUFF, opracowany przez Sigma Research Corporation (SRC), stanowiącą część Earth Tech. Inc. z Kalifornii. Model CALPUFF jest to Lagrange'owski model obłoku ostatniej generacji [Zwoździak 2017], który w obliczeniach dyspersji zanieczyszczeń uwzględnia rzeźbę terenu oraz czasową i przestrzenną zmienność warunków meteorologicznych w trzech wymiarach, co powoduje, iż opis procesu jest zdecydowanie dokładniej odwzorowany niż przy zastosowaniu obecnie obowiązującej metodyki referencyjnej. Właśnie ta cecha decyduje o zasięgu modelu określanym od kilkudziesięciu metrów do kilkuset kilometrów odległości źródło – receptor.

Model CALMET/CALPUFF przygotowano również z myślą o analizie rozprzestrzeniania się odorów. Odznacza się on bowiem dużą wrażliwością na przestrzenne charakterystyki środowiska oraz zmienność pola meteorologicznego. Wizualizacja informacji na poszczególnych poziomach przetwarzania jest wykonywana z wykorzystaniem technologii GIS. Model CALMET/CALPUFF w badaniach mających na celu wyznaczenie zmienności przestrzennej i czasowej stężeń zanieczyszczeń w skalach regionu i ponadregionalnych jest znakomitym narzędziem pozwalającym na uwzględnienie nie tylko dużej ilości emitorów, ale i skomplikowanych charakterystyk środowiska przyrodniczego.

Warunkiem uzyskania wiarygodnej informacji o przestrzennym rozkładzie stężeń jest przygotowanie przede wszystkim:

- dokładnej bazy danych o emisji z analizowanego obiektu lub obszaru,
- sekwencyjnych szeregów czasowych danych meteorologicznych (pochodzących z pomiarów lub z modelu meteorologicznego w większej skali) pozwalających na pełne wykorzystanie preprocesora meteorologicznego CALMET [Earth Tech. 2006b],
- warstw GIS z informacjami o terenie (m.in. rzeźba i użytkowanie terenu) w odpowiedniej rozdzielczości.

7.2.1. Opis modelu

CALMET/CALPUFF jest zaawansowanym systemem modelowania składającym się z trójwymiarowego modelu meteorologicznego – CALMET oraz modelu rozprzestrzeniania się zanieczyszczeń – CALPUFF, który jest wielowarstwowym, niestacjonarnym modelem w układzie Lagrange'a, przygotowanym do obliczania stężeń wielu substancji. Wyznacza on wpływ pól meteorologicznych zmiennych w czasie i w przestrzeni na transport, przemiany i depozycję zanieczyszczeń, w tym również odorów.

Preprocesor CALMET

Częścią systemu modelowania CALMET/CALPUFF, odpowiedzialną za przygotowanie na potrzeby modelu CALPUFF pierwotnej informacji o terenie oraz danych meteorologicznych, jest preprocesor CALMET [Zwoździak 2017].

Obliczenia parametrów meteorologicznych odbywają się w określonej przez użytkownika regularnej siatce (gridzie), obejmującej m. in. obszar z emisją. Użytkownik określa również rozmiar pola siatki, które zależy od skali obszaru badań, np. skala kraju – pole o boku 5–10 km, skala miasta – pole o boku 500–1000 m. W obliczeniach preprocesor CALMET wykorzystuje:

- 1) Pliki z informacją o rzeźbie terenu oraz o użytkowaniu w klasach podanych w instrukcji modelu.
- 2) Dane meteorologiczne pochodzące bądź z wyników pomiarów ze stacji meteorologicznych (zarówno naziemnych, jak i z sondaży aerologicznych) lub z modelu mezometeorologicznego (pola trójwymiarowe), obejmujące następujące parametry:
 - c) na powierzchni:
 - prędkość wiatru,
 - kierunek wiatru,
 - temperatura powietrza,
 - wilgotność względna powietrza,
 - ilość opadu (śnieg lub deszcz), która do modelu wchodzi w dwojaki sposób – jako kod opadu (opad stały lub ciekły) oraz ilościowo,
 - zachmurzenie,
 - podstawa niskich chmur w stopach nad poziomem morza,
 - ciśnienie,
 - d) na poziomach ciśnieniowych:
 - wysokość geopotencjalna,
 - prędkość wiatru,
 - kierunek wiatru,
 - temperatura,
 - wilgotność względna.

Na podstawie powyższych danych wejściowych CALMET tworzy (uszczegóławia) dwu- lub trójwymiarowe pola pewnych parametrów (również wybranych danych meteorologicznych) niezbędnych w obliczeniach dyspersji zanieczyszczeń. Pozostałe parametry meteorologiczne przypisuje do lokalizacji stacji meteorologicznych (lub węzłów siatki modelu meteorologicznego w większej skali), dla których określone były dane wejściowe. Trójwymiarowe pola tworzone są dla temperatury oraz składowych wiatru (U, V oraz W). Parametry takie jak: klasa równowagi atmosfery, długość Monina-Obuchowa, wysokość warstwy inwersji, prędkość tarcia, prędkość konwekcyjna oraz wskaźnik opadu zapisywane są w formie pola dwuwymiarowego. Natomiast w lokalizacjach stacji zapisywane są wartości: temperatury, gęstości powietrza, promieniowania krótkofalowego, wilgotności względnej oraz kod opadu.

Pozyskanie danych meteorologicznych wejściowych do modelu CALMET jest istotnym problemem. Sieć pomiarowa parametrów meteorologicznych na terenie Polski, w szczególności sondaży aerologicznych, jest dość rzadka i opieranie się wyłącznie na wynikach pomiarów dawałoby zniekształcony obraz pól meteorologicznych, co niewątpliwie nie pozostałoby bez wpływu na wyniki obliczeń dyspersji zanieczyszczeń. Stąd w obliczeniach wykorzystuje się dane z amerykańskiego modelu meteorologicznego – WRF [Skamrarock i in. 2008]. Model ten może dostarczać dane zarówno dla klasycznych modeli dyspersyjnych II generacji, jak i dla modeli fotochemicznych.

Model WRF – NCAR Weather Research and Forecasting – jest mezoskalowym numerycznym modelem dynamicznym z asymilacją danych – zaprojektowanym do symulacji i prognozowania cyrkulacji atmosferycznej. Jako dane wejściowe stosowana jest informacja pochodząca z ogólnodostępnego projektu NCEP/NCAR Reanalysis, które to dane uwzględniają wszelkie informacje pomiarowe z sieci pomiarów naziemnych, aerologicznych i opadowych oraz dane z sondaży i obserwacji satelitarnych w skali globu. Dane te są zwalidowane, przez co są obarczone znacznie mniejszym błędem niż dane prognostyczne. Opierając się na

nich, wykonywane są następnie obliczenia modelem WRF w mniejszej skali, tzn. obejmujące obszar centralnej Europy w siatce o rozdzielczości 15 km oraz obszar Polski w zagnieżdżonej siatce o rozdzielczości 5 km. Dopiero te ostatnie stanowią dane wejściowe do preprocesora CALMET. Preprocesor CALMET jest dostosowany do pobierania informacji z modelu WRF poprzez odpowiednio zaprojektowaną nakładkę, która przygotowuje dane z modelu WRF w formacie odpowiednim do wykorzystania przez CALMET.

Model CALPUFF

CALPUFF jest zaawansowanym gaussowskim modelem obłoku II generacji. Odznacza się dużą wrażliwością na przestrzenne charakterystyki środowiska oraz zmienność pola meteorologicznego. Posiada wbudowane moduły umożliwiające m.in. uwzględnienie transportu zanieczyszczeń nad obszarami wodnymi oraz wpływu dużych zbiorników wodnych (morza), omywania budynków, suchej i mokrej depozycji, prostych przemian chemicznych, rozprzestrzeniania się zanieczyszczeń w złożonym terenie oraz uwzględniania warunków brzegowych. Model CALPUFF przyjmuje informacje o emisji ze źródeł:

- punktowych,
- powierzchniowych,
- objętościowych,
- wypornościowych powierzchniowych i liniowych (np. pożary lasów).

Dla wszystkich typów źródeł użytkownik może zastosować współczynniki zmienności czasowej emisji. Dostępnych jest pięć typów współczynników:

- miesięczne – 12 współczynników dla każdego miesiąca po jednym,
- dobowe – 24 współczynniki dla każdej godziny po jednym,
- sezonowe i godzinne – 4 grupy po 24 współczynniki godzinne, przy czym pierwsza grupa to okres od grudnia do lutego,
- zależne od temperatury – 12 współczynników dla poszczególnych przedziałów temperatury,
- zależne od prędkości wiatru i klasy równowagi atmosfery – 6 grup po 6 współczynników.

Dla niektórych typów źródeł model dopuszcza również przygotowanie informacji emisyjnej w postaci cogodzinnych szeregów czasowych.

Model CALPUFF pozwala na przeprowadzanie obliczeń osobno dla każdego rodzaju typu emisji np. powierzchniowej i punktowej lub dla pojedynczych źródeł, a następnie sumowanie wyników z poszczególnych przebiegów CALPUFF'a.

Model CALPUFF wyznacza stężenia wybranych substancji oraz odorów w regularnej siatce pola obliczeniowego lub w receptorach zdefiniowanych przez użytkownika.

W modelu CALMET/CALPUFF na każdym etapie przetwarzania wykorzystywane są czasowe serie cogodzinne danych obliczane dla każdego pola siatki lub danego receptora. Oznacza to, że w każdym polu siatki (receptorze) określone są cogodzinne szeregi czasowe parametrów meteorologicznych i stężeń zanieczyszczeń. Szeregi te są następnie zapisywane do plików wyjściowych i mogą być wielokrotnie przetwarzane przy użyciu specjalnego postprocesora CALPOST lub wielofunkcyjnego programu przygotowanego na potrzeby projektu, ułatwiającego wyznaczenie niezbędnych charakterystyk statystycznych. Wszystkie obliczenia po przetworzeniu są wizualizowane w środowisku GIS.

Stosowanie modeli receptorowych do oceny uciążliwości zapachowej stało się praktyką wśród osób zajmujących się identyfikacją źródeł emisji zanieczyszczeń do atmosfery. Początki zainteresowania tą problematyką sięgają lat 60., kiedy do interpretacji danych pomiarowych jakości powietrza zaczęto wykorzystywać analizę bilansu masowego i różne metody

analizy statystycznej wielowymiarowej. Koncepcja zastosowania ich do określenia udziałów różnych źródeł emisji zanieczyszczeń do powietrza atmosferycznego pojawiła się niezależnie w pracach Winchester i Nifong [1971], którzy określili udziały różnych źródeł emisji metali do atmosfery w zanieczyszczeniu jeziora Michigan oraz Miller'a i in., 1972, którzy oznaczyli udziały źródeł emisji wybranych metali w składzie pyłu z aerozolu atmosferycznego w Pasadena. Natomiast, pojęcie modeli receptorowych zostało rozpowszechnione dzięki pracom Hopke [1985], Zwoździak [1995, 2017]. Wśród ostatnio popularnych modeli jest dodatnia faktoryzacja macierzy (Positive Matrix Factorization – PMF).

PMF jest obecnie rozwijaną techniką analizy danych pomiarowych, zwaną ogólnie analizą czynnikową. Celem jej jest dokonanie dekompozycji macierzy danych pomiarowych X o wymiarach $n \cdot m$ (n – ilość próbek, m – ilość oznaczanych substancji chemicznych) tak, by można było ją wyrazić za pomocą iloczynu dwóch macierzy o określonych własnościach, G i F . G jest macierzą udziałów czynników o wymiarach $n \cdot k$ (k – liczba czynników), a F jest macierzą profili czynników o wymiarze $m \cdot k$. Czynnikiem to typ źródła emisji.

Zastosowania PMF wzrastają w miarę doskonalenia metod pomiarowych i instrumentalnej analizy danych środowiskowych i PMF ma duże szanse stać się nowym narzędziem w zarządzaniu jakością atmosfery. Sprzyja temu rozwój sieci monitoringu atmosfery i systemów kontroli i zapewnienia jakości wyników pomiarów analitycznych. PMF była stosowana w licznych badaniach na całym świecie [m.in. Zhang i in. 2009, Kim i Hopke 2008, Paatero i in. 2014, Brown i in. 2012, 2015, Zwoździak 2017]. Identyfikowano profile i udziały różnych zanieczyszczeń pochodzących zarówno ze źródeł pierwotnych, jak i wtórnych. Najczęściej wskazywanymi pierwotnymi źródłami były: motoryzacja, procesy spalania z obiektów komunalnych i przemysłowych, procesy spalania biomasy, pył pochodzenia naturalnego, w tym sól morską czy gleba i lokalnie procesy hutnicze. Wśród źródeł wtórnych identyfikowano produkty utleniania związków siarki i azotu, jak również produkty konwersji gaz-cząstka przebiegającej na powierzchni unoszonych pyłów z aerozolu atmosferycznego.

Ograniczeniem i jednocześnie mocną stroną PMF jest, że żadna próbka nie ma ujemnego udziału źródeł, co zdarza się w analizie czynnikowej FA, metodzie bilansu masowego czy analizie składowych głównych sprzężonej z analizą regresji wielowymiarowej PCA/MLRA. PMF pozwala na ważenie obserwacji, poprzez nadanie obserwacjom różnych wag zależnych od ufności pomiaru. PMF wymaga do identyfikacji odorów dużej ilości pomiarów, różnych związków organicznych

7.2.2. Zdefiniowanie problemu

PMF jest oparta na równaniu:

$$X = GF + E,$$

gdzie: X – macierz danych pomiarowych o wymiarach $n \cdot m$, G – macierz udziałów czynników o wymiarach $n \cdot k$, F – macierz profili czynników o wymiarach $m \cdot k$, E jest macierzą błędów resztowych o wymiarach $n \cdot m$, jak w macierzy X .

Celem PMF jest minimalizacja funkcji celu Q (object function) wyrażona równaniem:

$$Q = \sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^m \left(\frac{e_{ij}}{u_{ij}} \right)^2$$

gdzie: u_{ij} – niepewność pomiaru stężenia substancji i w próbce j , a

$$e_{ij} = x_{ij} - \sum_{k=1}^p f_{jk} g_{ki}$$

W PMF dąży się do znalezienia minimum zadanej funkcji obiektu/celu Q , metodą gradientu sprzężonego, opartą na szacowanych niepewnościach pomiarowych, u_{ij} . Aproksymującą funkcję obiektu uzupełnia się wartościami z eksperymentu, c_{ij} na podstawie których funkcja została wyznaczona (EPA PMF 5.0).

Poszukiwanie ekstremum zadanej funkcji celu (2) może się odbywać w ograniczonym obszarze – mówimy wówczas o poszukiwaniu ekstremum lokalnego. Może też odbywać się w całej przestrzeni argumentów i wówczas mówimy o poszukiwaniu ekstremum globalnego. Nie zawsze udaje się znaleźć ekstremum globalne, a procedura poszukiwania może się zakończyć w punkcie będącym ekstremum lokalnym. Użytkownik może ocenić, czy minimum Q jest globalne, czy lokalne poprzez wybór różnych punktów startowych w procesie iteracyjnym i porównanie uzyskanych wartości Q minimum. Skuteczność działania takich procedur jest więc w dużym stopniu uwarunkowana wyborem odpowiedniego punktu startowego.

Ponieważ istnieje wciąż duża dowolność w interpretacji wyników analizy, toteż wymagana jest pewna standaryzacja podejścia do tego typu modelowania, by mogło stać się wiarygodnym narzędziem zarządzania jakością powietrza, a w szczególności do oceny oddziaływania odorów.

7.2.3. Ocena niejednoznaczności wyników analizy

Niejednoznaczności są wynikiem różnego rozumienia niepewności pomiarowych, różnego traktowania brakujących danych lub poniżej MDL, jak również tkwią w samej metodzie obliczeń. W ostatniej wersji EPA PMF 5.0 poprawiono procedurę obliczenia sygnału do szumu (S/N) i wprowadzono nowe metody szacowania błędów samej metody. Zawiera ona trzy metody oceny niepewności uzyskanych wyników.

Niepewności analizy PMF wynikają z trzech głównych przyczyn [Paatero i in. 2014]: (1) losowe błędy w wartościach danych wejściowych, wynikające z błędów pomiarowych; (2) niejednoznaczności rotacji, specyficznej własności analizy czynnikowej. Istnieje wiele rozwiązań macierzy F i G z tą samą wartością Q [Henry 1987] i (3) błędów samego modelowania. Błędy modelowania wynikają m.in. z faktu, że przyjęty model stanowi uproszczenie naturalnie przebiegających zjawisk w atmosferze i w związku z tym błędy te mogą wynikać z niespełnienia przyjętych założeń, tj. stałości profilu źródła emisji w czasie, braku przebiegu reakcji chemicznych w atmosferze. Błędy modelowania wynikają również z niewłaściwie przyjętej liczby czynników, niewłaściwie oszacowanej niepewności pomiarów czy niewłaściwie potraktowanych pomiarów odstających.

W EPA PMF 5.0 ocenę uzyskanych rozwiązań (wyników) przeprowadza się trzema metodami: metodą bootstrapu BS (ang. „ciągnięcie za sznurówki”); metodą displacement DISP (przesunięcia granic przedziału) oraz hybrydową, będącą połączeniem obu wspomnianych metod: bootstrapu i displacement, BS-DISP. Wszystkie te metody uwzględniają błędy losowe, natomiast metoda DISP i BS-DISP również błędy wynikające z niejednoznaczności rotacji [Brown i in. 2015].

Metoda Bootstrapu jest popularną metodą szacowania rozkładu błędów estymacji za pomocą wielokrotnego losowania ze zwracaniem próby. EPA PMF 5.0 przeprowadza BS przez losowy wybór rzędów danych (tzw. bloków o zadanej długości, założonej przez software lub użytkownika) z oryginalnej macierzy i i tworzenie nowego pliku danych wejściowych, o tym samym wymiarze (liczbie próbek i badanych cech), co oryginalny zestaw danych. Każdy nowy zestaw danych jest poddawany dekompozycji na macierze profili źródeł emisji i ich udziałów za pomocą PMF. Każdy BS czynnik zostaje przypisany do czynnika bazowego (oryginalnego),

o ile istnieje korelacja, powyżej założonego przez użytkownika progu, między udziałami czynników (G macierz) w tych próbkach, które znalazły się w nowym, z repróbkiowania, zestawie danych. W przeciwnym razie uznaje się ten czynnik za „nieodzwzorowany” (“unmapped”). Proces jest powtarzany tyle razy, ile zadeklaruje użytkownik. W ten sposób oceniona zostanie niepewność udziału każdej zmiennej w wyznaczonych czynnikach.

W metodzie DISP szacuje się niepewności dla każdej zmiennej w dopasowanej macierzy profili źródeł (F macierz) w ten sposób, że wartość jej zmienia się w takich granicach, by funkcja celu Q wzrosła o maksymalnie dozwolony przedział (dQ_{\max}). Każde takie przesunięcie jest interpretowane jako górny i dolny przedział oszacowania zmiennej zakłóconej (zaburzonej, przesuniętej). W metodzie uwzględnia się tylko mocne zmienne.

Metoda BS-DISP jest kombinacją obu metod, w której każdy reprobkiowany zestaw danych podlega dekompozycji na dwie macierze, profile źródeł i ich udziałów, i następnie dopasowane zmienne w macierzy F podlegają przesunięciu (displacement). Metoda ta łączy mocne strony BS, obejmujące oszacowanie błędów danych, z zaletami metody DISP, oceniającej niejednoznaczności rotacji.

Celem analiz odorowych metodą PMF jest ocena możliwości obliczeniowych metody, udziału własnego w wyborze parametrów modelu i interpretacji wyników oraz wskazanie słabych punktów analizy.

7.3. Podsumowanie

Omówione modele nie wyczerpują wszystkich zagadnień związanych z prognozą i analizą stężeń zanieczyszczeń w powietrzu. Dodatkowym aspektem jest to, iż przepływ energii i materii w termodynamicznym układzie atmosfery zależy od wielu czynników. Wiele zjawisk ma charakter przypadkowy. Oznacza to, że procesy przebiegające w atmosferze nie są tylko deterministyczne, ale również zawierają element losowości. Stąd w budowę modeli wprowadza się elementy probabilistyczne, wpływające na poprawę predykcji symulowanych zjawisk. Niemniej jednak, dostępne obecnie narzędzia pozwalają na ocenę rozprzestrzeniania się zanieczyszczeń w atmosferze, jeszcze na etapie przygotowania inwestycji do realizacji oraz na identyfikację źródła zanieczyszczenia w przypadku wystąpienia uciążliwości.

Piśmiennictwo

- Adamczyk I., Różańska B., Sobczyk M., 2015. Infrastruktura Komunalna w 2014 r., Informacje i opracowania statystyczne, GUS, Warszawa.
- Bochenek D., Górka A., Karczewska K., Kielczykowska A., Kowaluk R., Lizuraj M., Pawłowska T., Rudnicka M., Ruman J., Stefaniak K., Sulik J., Ulejczyk A., Wojciechowska M., Wilk K., Żołądkowska K., 2015. Ochrona Środowiska, Informacje i opracowania statystyczne, GUS, Warszawa.
- Brown S.G., Eberly S., Paatero P., Norris G.A., 2015. Methods for estimating uncertainty in PMF solutions: Examples with ambient air and water quality data and guidance on reporting PMF results, *Sci. Total Environ.*, 518–519, 628–635.
- Brown S.G., Lee T., Norris G.A., Robert P.T., Collett Jr. J.L., Paatero P., Worsnop D.R., 2012. Receptor modeling of near-roadway aerosol mass spectrometer data in Las Vegas, Nevada with EPA PMF, *Atmos. Chem. Phys.*, 12, 309–325.
- Den Boer E., 2016. Podstawy technologiczne gospodarki odpadami komunalnymi. Cz. I, *Przegląd komunalny*, 9.

- Dinçer F., 2007. Characteristics and chemistry of odors from selected industrial facilities in Izmir, Dokument referencyjny nt. najlepszych dostępnych technik: Przemysł Przetwarzania Odpadów, 2006.
- Dulewska-Rosik Cz., 2015. Podstawy gospodarki odpadami, Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa.
- Henry R.C., 1987. Current factor analysis receptor models are ill-posed, *Atmos. Environ.*, 21, 1815–1820.
- Jay K., Stieglitz L., 1995. Identification and quantification of volatile organic components in emissions of waste incineration plants, *Chemosphere*, 30(7), 1249–1260.
- Kardasz P., Doskocz J., 2016. Innowacje w Polskiej Nauce – przegląd aktualnej tematyki badawczej, Wydawnictwo Naukowe Sophia, Katowice.
- Kodeks przeciwdziałania uciążliwości zapachowej, projekt, Departament Ochrony Powietrza i Klimatu, Warszawa 2016.
- Kim E., Hopke P.K., 2008. Source characterization of ambient fine particles at multiple sites in the Seattle area, *Atmos. Environ.*, 42, 6047–6056.
- Kośmider J., Mazur-Chrzanowska B., Wyszynski B., 2012. *Odory*, Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa.
- Kwarciak-Kozłowska A., Bańka, B., 2014. Biofiltracja jako metoda unieszkodliwiania odorów powstających podczas kompostowania frakcji biodegradowalnej odpadów komunalnych i przemysłowych, *Inżynieria i Ochrona Środowiska*, t. 17, 4.
- Lelińska-Serafin K., Kulig A., 2012. Uciążliwość zapachowa zakładów gospodarki odpadami komunalnymi w Polsce – część 1. Badania pilotażowe, *Gaz, Woda i Technika Sanitarna*, (11), 512–514.
- Lipińska D., 2016. *Gospodarka odpadowa i wodno-ściekowa*, Wydawnictwo Uniwersytetu Łódzkiego, Łódź.
- Makles Z., Domański W., 2010. Zagrożenia chemiczne i biologiczne – sortowanie odpadów komunalnych (1), *Centralny Instytut Ochrony Pracy – Państwowy Instytut Badawczy, Bezpieczeństwo Pracy*, 03.
- Małycka P., 2016. Analiza ilościowa strumieni odpadów komunalnych wytwarzanych w Polsce oraz prawne i rynkowe możliwości ich utylizacji w spalarniach – perspektywa 2020, *Rynek Energii* czerwiec.
- Mazur M., Oleniacz R., Januszek R., 1997. Spalarnia odpadów Lobbe w Dąbrowie Górniczej, *Aura*, (4).
- McKendry P., Looney J. H., McKenzie A., 2002. Managing odour risk at landfill sites: main report. Millennium Science & Engineering Ltd and Viridis, United Kingdom.
- Mitani, Y., Shoji, Y., Kuriyama, K., 2008. Estimating Economic Values of Vegetation Restoration with Choice Experiments: A Case Study of An Endangered Species in Lake Kasumigaura, Japan, *Landscape Ecol. Eng.*, 4, 103–113.
- Miaśkiewicz-Pęska E., Szyłak-Szydłowski M., 2015. Air pollution in landfill of wastes other than hazardous or inert/Zanieczyszczenia powietrza na składowiskach odpadów innych niż niebezpieczne i obojętne, *Archives of Environmental Protection*, 41(2), 41–46.
- Oleniacz R., 2015. Wpływ instalacji termicznego przekształcania odpadów komunalnych na jakość powietrza, *Nowa Energia*, (2–3 (44–45)), 49–57.
- Paatero P., Eberly S., Brown S.G., Norris G.A., 2014. Methods for estimating uncertainty in factor analytic solutions, *Atmos. Meas. Tech.*, 7, 781–797.

- Skamarock W.C., Klemp J.B., Dudhia J., O.Gill D., Barker D.M., Duda M.G., Huang X.Y., Powers J.G., 2008. A Description of the Advanced Research WRF Version 3. NCAR Technical Note NCAR/TN-475+STR, doi:10.5065/D68S4MVH.
- Sówka I., Zwoździak P., Zwoździak A., Zwoździak J., 2008. Problemy uciążliwości zapachowej wybranych obiektów gospodarki komunalnej, *Ekotoksykologia w Ochronie Środowiska*.
- Szynkowska M.I., Zwoździak J., 2010. Współczesna problematyka odorów, Praca zbiorowa pod redakcją Małgorzaty Iwony Szynkowskiej i Jerzego Zwoździaka Wydawnictwo Naukowo-Techniczne, Warszawa.
- Szynkowska M.I., Wojciechowska E., Węglińska, A., Paryjczak, T., 2009. Odory. Aktualny problem w ochronie środowiska, *Przemysł Chemiczny*, 88(6), 712–720.
- Ustawa o odpadach z dnia 14 grudnia 2012 r. (Dz.U. 2013 poz. 21 z późn. zm.).
- Wieczorek A., 1998. Wpływ emisji lotnych związków organicznych na zapach gazów odlotowych z kompostowni odpadów, *Ochrona Środowiska*, 1 (68).
- Wieczorek A., 2005. Źródła i oddziaływanie odorantów emitowanych z kompostowni odpadów, *Przegląd komunalny*, 11, 104–107.
- Wielgościński G., Namiecińska O., 2016. Spalarnie odpadów komunalnych – perspektywa roku 2020, *Nowa Energia*, 2.
- Winchester J.W., Nifong G.D., 1971. Water pollution in Lake Michigan by trace elements from pollution aerosol fallout, *Water, Air, and Soil Pollution*, 1, 50–64.
- Zhang Y.X., Sheesley R.J., Bae M-S., Schauer J.J., 2009. Sensitivity of a molecular marker based positive matrix factorization model to the number of receptor observations, *Atmos. Environ.*, 41, 4951–4958.
- Zintegrowane Zapobieganie i Ograniczanie Zanieczyszczeń (IPPC). Dokument Referencyjny dla najlepszych dostępnych technik dla spalania odpadów, Komisja Europejska, sierpień 2006.
- Zwoździak J., 2017. Współczesne kierunki w zarządzaniu jakością powietrza atmosferycznego, Instytut Meteorologii i Gospodarki Wodnej – Państwowy Instytut Badawczy, Warszawa.
- Zwoździak J., 1995. Metody prognozy i analizy stężeń zanieczyszczeń w powietrzu w Regionie Czarnej Trójkąta, Oficyna Wydawnicza Politechniki Wrocławskiej, Wrocław.

Jan den Boer¹, Emilia den Boer², Arkadiusz Dyjakon¹

¹Uniwersytet Przyrodniczy we Wrocławiu, Wydział Przyrodniczo-Technologiczny, Instytut Inżynierii Rolniczej, ul. Chelmońskiego 37, 51-630 Wrocław
Zakład Niskoemisyjnych Źródeł Energii i Gospodarki Odpadami
Jan.denBoer@upwr.edu.pl, Arkadiusz.Dyjakon@upwr.edu.pl
²Politechnika Wroclawska, Wydział Inżynierii Środowiska,
Zakład Technologii Odpadów i Remediacji Gruntów,
ul. Wybrzeże Wyspiańskiego 27, 50-370, Wrocław
Emilia.denBoer@pwr.edu.pl

8. Nowoczesne systemy gospodarki odpadami: „Płać Za Tyle Ile Wyrzucasz”

8.1. Wstęp

Za każdą kilowatogodzinę energii elektrycznej wykorzystaną do zasilania urządzeń elektrycznych w gospodarstwie domowym należy zapłacić. Podobnie, opłaty ponosi się za każdy metr sześcienny wody (cieplej i/lub zimnej) zużytej w domu lub w ogrodzie. Także konsekwencją długiej i mroźnej zimy są wyższe opłaty za ogrzewanie mieszkania czy domu. Natomiast ilość odpadów komunalnych, które wytwarza gospodarstwo domowe w Polsce, nie jest mierzona i rozliczana indywidualnie w ramach opłat za gospodarowanie odpadami. Opłata jest stała, niezależnie od rzeczywistej ilości i rodzaju generowanych odpadów.

Według ustawy o utrzymaniu czystości i porządku w gminach opłata za gospodarowanie odpadami komunalnymi dla właścicieli nieruchomości, które zamieszkują mieszkańcy, stanowi iloczyn ustalonej stawki i [Ustawa...2016]:

- liczby mieszkańców zamieszkujących daną nieruchomość lub
- ilości zużytej wody z danej nieruchomości, lub
- powierzchni lokalu mieszkalnego.

W efekcie, rada gminy może uchwalić jedną stawkę opłaty za gospodarowanie odpadami komunalnymi dla gospodarstwa domowego lub zróżnicować stawki opłaty w zależności od powierzchni lokalu mieszkalnego, liczby mieszkańców zamieszkujących nieruchomość, odbierania odpadów z terenów wiejskich lub miejskich, a także od rodzaju zabudowy. Dopuszcza się stosowanie więcej niż jednej metody ustalenia opłat na obszarze gminy.

W przypadku nieruchomości, na których nie zamieszkują mieszkańcy, opłata za gospodarowanie odpadami komunalnymi stanowi iloczyn zadeklarowanej liczby pojemników z odpadami komunalnymi powstającymi na danej nieruchomości oraz stawki opłaty za gospodarowanie odpadami komunalnymi za pojemnik o określonej pojemności.

Z powyższych dopuszczalnych metod ustalenia opłat za gospodarowanie odpadami komunalnymi od gospodarstwa domowego wynika, że:

- Opłaty dla indywidualnych gospodarstw domowych nie zależą bezpośrednio od ilości wytwarzanych odpadów. Zależność wysokości opłat za odpady od liczby mieszkańców, ilości zużytej wody lub powierzchni lokalu sugeruje, że gospodarstwo domowe, które ma

wyższe opłaty za wymienione media czy większą powierzchnię użytkową lokalu, wytwarza prawdopodobnie również więcej odpadów. W praktyce, nie jest to jednak zależność jednoznaczna i oczywista. Dodatkowy mieszkaniec, zamieszkując daną nieruchomość, nie powoduje raczej proporcjonalnego zwiększenia ilości wytwarzanych odpadów. Oprócz tego, koszty stałe (koszty administracyjne, koszty za pojemnik, część kosztów odbierania odpadów) są niezależne od liczby osób. Mieszkaniec zamieszkujący w dużym domu z ogrodem, wykorzystując dużo wody do podlewania ogrodu, niekoniecznie wytwarza znacznie więcej odpadów. Co więcej, ma możliwość zapobiegania powstawaniu odpadów przez kompostowanie odpadów kuchennych w własnym ogrodzie.

- Mieszkańcy nie mają możliwości zmniejszenia opłat przez zapobieganie powstawaniu zmieszanych odpadów komunalnych. Wszelkie starania w ramach segregacji odpadów lub ograniczenia wytwarzania odpadów nie powodują dla nich skutków finansowych.

Wobec tego, obecny ustawowy system opłat za gospodarowanie odpadami komunalnymi od nieruchomości nie stosuje i nie funkcjonuje w myśl zasady „zanieczyszczający płaci” w wymienionej w ustawie Prawo Ochrona Środowiska: „Kto powoduje zanieczyszczenie środowiska, ponosi koszty usunięcia skutków tego zanieczyszczenia” [Ustawa...2017].

Istnieje jednak nowoczesny system, który uwzględnia zasadę „zanieczyszczający płaci” w ramach gospodarki odpadami: system „Płać Za Tyle Ile Wyrzucasz” (z ang. „Pay As You Throw” – PAYT). Biorąc pod uwagę aktualne rozwiązania w zakresie zbiórki odpadów produkowanych przez gospodarstwa domowe w Polsce, system „Płać Za Tyle Ile Wyrzucasz” jest rozwiązaniem innowacyjnym zarówno pod względem procesowym, jak i organizacyjnym.

8.2. Działanie systemu „Płać Za Tyle Ile Wyrzucasz”

„Płać Za Tyle Ile Wyrzucasz” jest systemem opłat za gospodarowanie odpadami, przy czym istnieje korelacja pomiędzy stawkami za gospodarowanie odpadami oraz wytwarzaną ilością odpadów. Jest wiele powodów oraz celów, dla których system „Płać Za Tyle Ile Wyrzucasz” jest wart rozważenia jego wdrożenia, a najważniejsze to:

- zachęcanie do selektywnej zbiórki,
- zmniejszanie ilości odpadów,
- zachęcanie do zapobiegania powstawaniu odpadów,
- zmiana zachowań i nawyków zakupowych mieszkańców,
- nagradzanie dobrych zachowań separacji odpadów lub karanie za złe zachowanie (zanieczyszczający płaci),
- zmniejszanie kosztów za gospodarowanie odpadami komunalnymi.

Istnieją różne wskaźniki bazowe do obliczania opłat w systemie „Płać Za Tyle Ile Wyrzucasz”. Podstawowymi wielkościami są objętość, częstotliwość i masa, które mogą być stosowane samodzielnie lub w połączeniu ze sobą, a mianowicie:

- Objętość. W systemie opartym na objętości gospodarstwo domowe jest rozliczane na podstawie objętości pojemnika do gromadzenia odpadów używanego w gospodarstwie domowym. Mieszkańcy mogą wybrać wielkość kontenera, mogą również ograniczyć wydatki budżetu domowego, używając mniejszego kontenera.
- Częstotliwość. W systemie opartym na częstotliwości gmina obciąża gospodarstwo na podstawie liczby oferowanych opróżnień pojemnika. Istnieją rozwiązania z możliwością wyboru częstotliwości usługi (odbiór odpadów raz, dwa lub cztery razy w miesiącu). Kontenery posiadają różnego koloru pokrywkę, w zależności od wybranej częstotliwości wywozu. Istnieją również systemy z elastycznym wyborem, gdzie opróżniane są kontenery

wystawiane na krawędzi ulicy czy na zewnątrz posesji. W tym przypadku potrzebny jest system monitorowania częstotliwości odbierania.

- Objętość i częstotliwość. W systemie mieszanym opartym na objętości i częstotliwości mieszkańcy mają możliwość wyboru wielkości kontenera oraz częstotliwości jego opróżniania. Wybór częstotliwości może być stały lub elastyczny.
- Masa. W systemie opartym na masie generowanych odpadów, gospodarstwo domowe jest rozliczane na podstawie masy wytwarzanych odpadów. Śmieciarki wyposażone są w wagę i są w stanie monitorować liczbę kilogramów zawartych w danym kontenerze (pojemniku).
- Masa i częstotliwość. W systemie opartym na masie i częstotliwości gospodarstwo domowe jest rozliczane zarówno za ilość odpadów, jak i ilość opróżnień. Wybór częstotliwości może być stały lub elastyczny.
- „Drogi worek”. Szczególnym przypadkiem systemu „objętość i częstotliwość” jest system oparty o tzw. kupny worek, zwany również „drogi worek”. Kto więcej lub częściej generuje odpady, potrzebuje również więcej worków, co przekłada się na proporcjonalnie wyższe opłaty za ich odbiór. Oznakowane worki można kupić w supermarketach w mieście czy w innych punktach sprzedaży.

Systemy „Płać Za Tyle Ile Wyrzucasz” znajdują najczęściej zastosowanie (są wdrażane) w mniejszych gminach. W tych gminach większość gospodarstw domowych posiada własny kontener. W przypadku wspólnych kontenerów, np. w blokach, koszty za gospodarkę odpadami (wywozu odpadów) są rozliczane zbiorowo. Aby umożliwić rozliczanie indywidualne, należy monitorować użytkowanie wspólnych kontenerów przez indywidualne gospodarstwa domowe, co powoduje znaczny wzrost kosztów inwestycyjnych systemu. W praktyce, kontenery są zachowane w tzw. kokonach z systemem monitorującym użytkownika (np. za pomocą specjalnej karty otwierającej pokrywę kontenera). Kokon to obudowa dużego kontenera na śmieci, do którego można wrzucać odpady tylko przez specjalne otwory o ograniczonej objętości (rys. 8.1). Komora pośrednicząca jest niezbędna do pomiaru ilości wrzuconych worków (o zdefiniowanej maksymalnej pojemności) przez wytwarzającego odpady, co umożliwia naliczenie odpowiedniej opłaty. Ponadto, komora pośrednicząca może być opcjonalnie wyposażona w wagę do pomiaru masy wyrzucanych odpadów, co z kolei pozwala na indywidualizowanie opłat za odpady w zależności od ich masy. Dodatkowym celem takiej komory pośredniczącej jest uniemożliwienie wrzucania przedmiotów wielkogabarytowych, które mogłyby utrudniać efektywne wykorzystanie pojemności kontenera. Z uwagi na dużą pojemność kontenera kokon wyposażony jest zazwyczaj w dwa otwory wrzutowe, aby umożliwić jego optymalne wypełnienie. Inną możliwością jest instalowanie kontenerów podziemnych, które są znacznie większe i łatwiej można dopasować do nowego systemu (rys. 8.1). Koszty inwestycyjne kontenerów podziemnych są wyższe, ale dzięki zmniejszeniu częstotliwości jego opróżniania koszty ich eksploatacji są niższe.

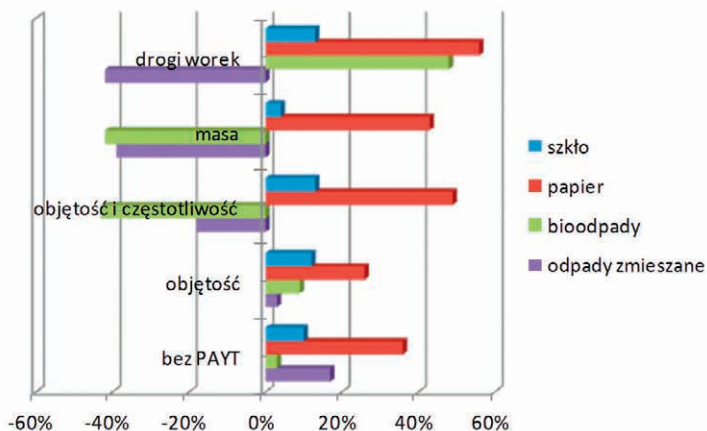
Bez możliwości indywidualnego rozliczania zasada „zanieczyszczający płaci” realizowana jest tylko częściowo. Należy dodać, że w dużych miastach jest również mniejsza kontrola społeczna, co może powodować nadużycia systemu oraz mniejsze efekty zapobiegania powstawaniu odpadów oraz ich segregacji. W Holandii praktykowana jest zasada, że nie warto wdrażać systemu „Płać Za Tyle Ile Wyrzucasz” w gminach z więcej niż 100 000 mieszkańcami.



Rys. 8.1. Kontenery zbiorowe dla systemu „Płać Za Tyle Ile Wyrzucasz”: kontener w kokonie (po lewej) i kontener podziemny (po prawej). Źródło [www.wesoma.de, gemeente Alblisserdam]

8.3. Efekty systemu „Płać Za Tyle Ile Wyrzucasz”

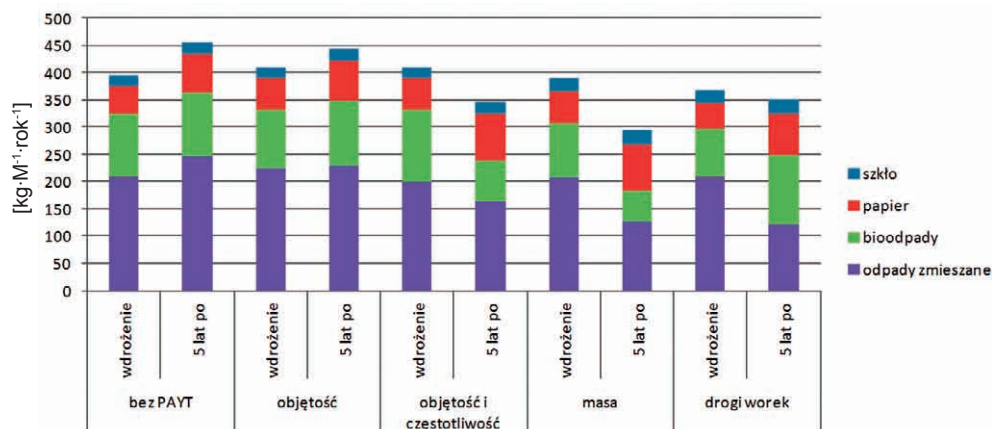
W Holandii, w latach 80. wprowadzono selektywne zbieranie odpadów komunalnych. W latach 90., w wielu gminach wprowadzono również system „Płać Za Tyle Ile Wyrzucasz”. Afvaloverlegorgaan (AOO) wykonało badania mające na celu ustalenie efektów systemu w zakresie wyników selektywnego zbierania oraz ilości wytwarzanych odpadów [2004]. Z gmin, które wprowadziły system „Płać Za Tyle Ile Wyrzucasz” między 1996 r. i 2000 r., porównano ilości zbieranych odpadów w 1995 r. i 2001 r., czyli przed i po wdrożeniu systemu. Pod uwagę wzięto również rodzaj systemu opłat za gospodarowanie odpadów. Jako scenariusz podstawowy przyjęto wyniki z grupy gmin, które miały porównywalną liczbę mieszkańców, jak średnia z badanych gmin. Ponieważ gmin z systemem „masa” i „drogi worek” było niewiele (odpowiednio 10 i 7 gmin), ich wyniki mają charakter tylko poglądowy (orientacyjny). Na rysunku 8.2 porównano relatywne efekty systemów „Płać Za Tyle Ile Wyrzucasz” ze standardowym systemem opłat i rozliczania wywozu odpadów (scenariuszem „bez PAYT”).



Rys. 8.2. Relatywne zmiany w selektywnej zbiórce odpadów w holenderskich gminach przed i po wprowadzaniu systemu „Płać Za Tyle Ile Wyrzucasz”. Na podstawie [AOO 2004]

System „drogi worek” powoduje największy wzrost w selektywnym zbieraniu dla szkła, papieru oraz bioodpadów (rys. 8.2). Dla innych systemów największą poprawę wyników odnotowano dla papieru. Dla systemów „masa” oraz „objętość i częstotliwość” stwierdzono istotne pogorszenie efektywności selektywnego zbierania bioodpadów. Powodem tego był fakt, że wprowadzone stawki opłat w tych systemach dotyczyły zarówno odpadów zmieszanych, jak i bioodpadów. W związku z tym, lepsza segregacja bioodpadów powodowała zwiększone koszty dla mieszkańców.

Na rysunku 8.3 porównano efekty systemów „Płać Za Tyle Ile Wyrzucasz” w przeliczeniu na liczbę przypadających kilogramów odpadów na jednego mieszkańca w ciągu roku.



Rys. 8.3. Ilości selektywnie zbieranych odpadów komunalnych w holenderskich gminach przed i po wprowadzaniu systemu „Płać Za Tyle Ile Wyrzucasz”. Na podstawie [AOO 2004]

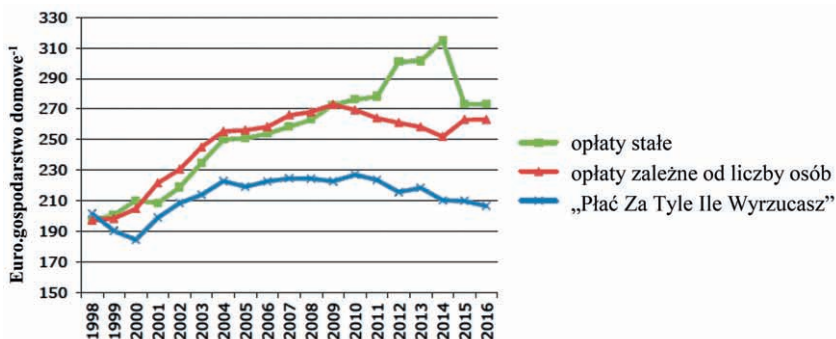
System „objętość” spowodował niewielki wzrost sumy wytworzonych odpadów w odniesieniu do scenariusza zerowego (rys. 8.3). Należy jednak zaznaczyć, że zahamowano (zmniejszono) ogólny ciągły wzrost generowania odpadów zmieszanych. Dla innych systemów można zauważyć wyraźną poprawę selektywnego zbierania oraz zmniejszenia wytwarzania odpadów zmieszanych. Efekt ograniczenia odpadów zmieszanych jest najbardziej widoczny dla systemów „masa” oraz „drogi worek”. Dla przykładu, w gminach bez systemu „Płać Za Tyle Ile Wyrzucasz” wytwarzanie odpadów zmieszanych w okresie 6 lat wzrosło z 209 do 245 $\text{kg}\cdot\text{M}^{-1}\cdot\text{rok}^{-1}$, w systemach „objętość i częstotliwość”, „masa” oraz „drogi worek” odnotowano ich spadek, odpowiednio ze 199 do 163, 207 do 126 oraz 210 do 122 $\text{kg}\cdot\text{M}^{-1}\cdot\text{rok}^{-1}$. Tak wyraźny spadek spowodował znaczne obniżenie kosztów zagospodarowania odpadów zmieszanych. Zatem, pomimo dodatkowych kosztów związanych przede wszystkim z inwestycją, dodatkowym recyklingiem oraz administracją systemu gospodarki odpadami możliwe jest wdrożenie systemu „Płać Za Tyle Ile Wyrzucasz” bez wzrostu średnich opłat za gospodarowanie odpadami.

Zaobserwowano również, że dla gmin bez zmiany w systemie oraz w gminach z systemem „objętość” całkowita ilość wytwarzanych odpadów komunalnych wzrosła w ciągu 6 lat (rys. 8.3). Natomiast w gminach z systemem „objętość i częstotliwość”, „masa” oraz „drogi worek” odnotowano spadek całkowitej ilości wytwarzanych odpadów komunalnych odpowiednio o 63 (15%), 96 (25%) oraz 17 $\text{kg}\cdot\text{M}^{-1}\cdot\text{rok}^{-1}$ (5%). Zatem, w tych gminach, gdzie mieszkańcy mają na bieżąco możliwość uzyskiwania oszczędności na opłatach za gospodarowanie odpadów, wytwarzanych odpadów jest mniej.

Należy jednak zaznaczyć, że przedstawione wyniki nie oznaczają jednoznacznie, że jest to bezwzględnie skuteczny przypadek zapobiegania powstawaniu odpadów zmieszanych. Przyczyny spadku odbieranych odpadów zmieszanych mogą być bowiem różne, a wśród nich:

- Uszczelnienie systemu przeciwko odpadom z działalności gospodarczej. Dla sklepów i innych małych firm nie opłaca się już kierować odpadów do systemu komunalnego, bo w nowym systemie takie działanie podnosi koszty. Ponadto, w nowym systemie tylko odpady z rejestrowanych użytkowników są odbierane. W efekcie, również w przypadku firm opłaca się lepiej segregować odpady.
- Alokacja odpadów do innych wytwarzających, tzw. turystyka odpadowa. Mieszkańcy mogą przynosić odpady do kontenerów w pracy, u rodziny lub u znajomych, na stacjach benzynowych oraz w sąsiednich gminach, które jeszcze nie wprowadziły nowego systemu, a gdzie jest jeszcze więcej ogólnodostępnych kontenerów (pojemników).
- Wyrzucanie odpadów na dzikich wysypiskach (np. w lesie, parkach, terenach niezamieszkałych czy pozbawionych dozoru).
- Zanieczyszczanie selektywnie zbieranych frakcji.
- Zwiększenie ilości odpadów wielkogabarytowych. W badaniach AOO ta droga alokacji odpadów zmieszanych nie została jednoznacznie potwierdzona.

Warto podkreślić, że efekty wdrożenia systemu „Płać Za Tyle Ile Wyrzucasz” są stałe, ilość wytwarzanych odpadów zmieszanych zmniejszyła się, a poziom segregacji odpadów się zwiększył. Pomimo że w trakcie wdrażania systemu świadomość mieszkańców wzrastała, między innymi za sprawą intensywnej kampanii informacyjnej, można zauważyć, że największe efekty były tylko w pierwszym roku, w kolejnych latach efekt redukcji odpadów zmieszanych był stały. Potwierdzają to dane dotyczące średnich opłat za gospodarowanie odpadami (rys. 8.4).



Rys. 8.4. Zmiana średniej opłaty za gospodarowanie odpadami w holenderskich gminach z i bez systemu „Płać Za Tyle Ile Wyrzucasz” w Holandii [Rijkswaterstaat 2016]

Średnie opłaty za gospodarowanie odpadami w gminach z systemem „Płać Za Tyle Ile Wyrzucasz” są na stałe wyraźnie niższe niż w gminach bez tego systemu (rys. 8.4). Co więcej, poziom tych opłat od ok. 15 lat ma tendencję stabilną lub lekko spadającą. Należy dodać, że rysunek 8.4 zawiera dane z wszystkich gmin holenderskich, również z dużych gmin. Duże miasta z reguły nie wprowadziły systemu „Płać Za Tyle Ile Wyrzucasz”, w wyniku czego od-

znaczącą się między innymi znacznie mniejszym poziomem selektywnej zbiórki oraz wyższymi kosztami gospodarowania odpadów. W związku z tym trend pokazany na rysunku 8.4 jest nieco zawyżony.

8.4. Możliwe niekorzystne skutki systemu „Płać Za Tyle Ile Wyrzucasz”

Wdrożenie systemu „Płać Za Tyle Ile Wyrzucasz”, oprócz obniżenia kosztów systemu, zwiększenia poziomu segregacji odpadów oraz zapobiegania powstawaniu odpadów może także powodować szereg niezamierzonych skutków ubocznych. Skutki te dotyczą przede wszystkim wyrzucania odpadów zmieszanych w nieprzeznaczonych do tego miejscach. Można rozróżnić cztery przypadki.

8.4.1. Nie w tym pojemniku

Sposobem, żeby mniej płacić za gospodarowanie odpadów w przypadku, gdy każdy kilogram odpadów zmieszanych (lub bioodpadów) zostanie rozliczony, jest wyrzucanie do pojemnika przeznaczonego do darmowych frakcji. Trudno jednoznacznie określić, jaki będzie wpływ wprowadzenia systemu „Płać Za Tyle Ile Wyrzucasz” na poziom zanieczyszczenia selektywnych frakcji. W VKS [2001] efekt wdrożenia badano w selektywnie zbieranych frakcjach opakowań lekkich w Niemczech. Wyniki wahają się od wzrostu poziomu zanieczyszczenia z 10 do 24–31% w jednym przypadku, do spadku poziomu zanieczyszczenia o 42% w drugim. Jednak były również gminy, w których poziom zanieczyszczeń przed i po wdrożeniu systemu był niezmienny i wynosił około 10%.

Badania pilotażowe w Dreźnie pokazały wysoki poziom wzrostu odpadów zmieszanych w odpadach lekkich przed i po wdrożeniu nowego systemu (ok. 55%), zmienił się jednak udział frakcji zanieczyszczających [Intecus 2000]. Po wdrożeniu udział bioodpadów był znacznie większy, innych frakcji był nieco mniejszy. W bioodpadach poziom zanieczyszczenia zarówno przed, jak i po wdrożeniu był na bardzo niskim poziomie.

W KPMG [1999] wykazano, że problem z zanieczyszczeniem selektywnie zebranych frakcji wystąpił przede wszystkim w systemach „drogi worek” oraz „objętość”.

8.4.3. Nie we własnym pojemniku

Obecnie, mało mieszkańców decyduje się na wyrzucanie odpadów do lasu. Kiedy jednak pojawia się okazja zmniejszenia kosztów gospodarki odpadami, wyrzucając nadal odpady do pojemnika, znacznie więcej obywateli taką okazję wykorzystuje. Przynoszenie odpadów do pojemnika znajdującego się w pracy, na stacji paliw, u rodziców czy wolnego dostępu w sąsiadującej gminie nie wpływa negatywnie na środowisko, ponieważ pojemnik docelowy i tak zostanie odebrany. Szczególnie w gminach, które jako ostatnie w regionie wdrożyły system „Płać Za Tyle Ile Wyrzucasz”, analizy wykazały, że przed wdrożeniem wzrastały ilości odbieranych odpadów zmieszanych przez tzw. turystykę odpadową [AOO 2004]. Z drugiej strony, niektórzy mieszkańcy przestali w ogóle generować odpady. Gmina Veghel, mając już wcześniej wprowadzony system „masa”, w pierwszym roku po jego wdrożeniu odnotowała, że ok. 20% mieszkańców nie korzystało z gminnego systemu gospodarowania odpadami [Bureau Milieu en Werk 2000]. Odpowiednie pismo do tych mieszkańców od władz gminy z gratulacjami, że odkryli sposób na zapobieganie powstawaniu odpadów, spowodowało szybki powrót do systemu dla większości z nich. Później, w ewaluacji systemu w gminie Oostzaan obserwowano, że średnio 12% mieszkańców co kwartał nie wytwarza odpadów w ogóle

[de Jonge Milieu Advies 2012]. Takie zachowanie mieszkańców spowodowało potrzebę wprowadzenia dwóch stawek za gospodarowanie odpadami: stawki ryczałtowej za przystąpienie (włączenie) do systemu oraz stawki właściwej (zmiennej) za każdy kilogram wytwarzanych odpadów. Ponadto, często stawka ryczałtowa zawierała już także minimalną liczbę opróżnień lub kg wytwarzanych odpadów. W tego typu rozwiązaniach istotne jest jednak, aby znaleźć taki stosunek między stawką ryczałtową i zmienną, aby jednostka wytwarzająca odpady nadal miała wystarczająco dużo motywacji do lepszego segregowania, a jednocześnie zniechęcała do nadużyć systemu [Bilitewski i in. 2004].

8.4.3. Przy zamiast w pojemniku

Umieszczenie odpadów przy pojemniku ma miejsce w systemach z, jak i bez „Płać Za Tyle Ile Wyrzucasz”. Jednak, jak pokazały badania prowadzone w Danii, w sytuacji krótko po wdrożeniu nowego systemu ilość nieodpowiednio wyrzuconych odpadów była większa [Bilitewski i in. 2004].

Część tych odpadów pochodziła od osób, które rozmyślnie nadużywały systemu, chcąc w ten sposób oszczędzić na opłatach za gospodarowanie odpadami. Przez uszczelnienie systemu niektórzy już nie mieli możliwości pozbycia się odpadów drogą formalną bez podpisania nowej umowy (np. małe sklepy). Po fazie początkowej ilości te zmalały. Efekt ten był większy w projektach pilotażowych, gdzie było relatywnie więcej możliwości w okolicy na pozbywanie się odpadów niż w przypadku wdrażania systemu w pełnej skali.

Jednak, mogą wystąpić również sytuacje tzw. zmuszonego umieszczenia odpadów przy pojemniku. Takie przypadki mogą mieć miejsce, kiedy pojemniki są pełne, karty dostępu nie działają, otwór do wrzucania się blokuje, otwory nie są osiągalne dla dzieci i osób niepełnosprawnych. W efekcie, produkujący odpady zostawia je przy pojemniku. Poprawy w systemie mogą znacznie polepszyć sytuację.

8.4.4. Nawet nie w pobliżu pojemnika

Dziki wysypiska oraz zaśmiecanie innych obszarów są często wykorzystanym argumentem przeciwko systemom „Płać Za Tyle Ile Wyrzucasz”. Różne badania jednak pokazują (choćby mało jest dowodów bezpośrednich), że ilość odpadów trafiających „do lasu” z powodu nowego systemu jest znacznie mniejsza niż w przypadku turystyki odpadowej [AOO 2004, Weijers i in. 2013]. Większość odpadów trafiających „do lasu” nie podlegała jednak systemowi „Płać Za Tyle Ile Wyrzucasz”, ponieważ stanowiły odpady wielkogabarytowe, które firmy za dodatkową opłatą powinny oddać w Punkcie Selektywnej Zbiórki Odpadów Komunalnych – PSZOK [van Raffe i de Boer 2007]. Według Keep America Beautiful, Inc. powodami takiego zachowania mogą być [Bilitewski i in. 2004]:

- brak poczucia własności i konkretnej przynależności dla lokalizacji tych dzikich wysypisk,
- oczekiwanie, że ktoś później uprzątnie teren,
- przekonanie o małej szkodliwości, gdyż wyrzuca odpady w miejscu już zaśmieconym przez innych (teoria „wybitego okna”, [Kelling i Wilson 1982]).

Oprócz tego, przede wszystkim w lokalizacjach miejskich, dziki wysypiska są również często efektem niedoskonałości działającego nowego systemu. Doświadczenia z gminy Brixen (Włochy) pokazały, że szukanie w wyrzuconych śmieciach adresów osób postępujących z odpadami w sposób niedozwolony (pierwotnych właścicieli odpadów) jest dość skuteczne.

Ze zidentyfikowanych adresów w 80% przypadków sprawa zakończyła się akceptacją rachunku za ich uprzątnięcie (około 50 euro za usługę). W pozostałych przypadkach (20%) sprawa z różnych przyczyn skierowana została do dalszego postępowania policji czy innych upoważnionych organów [Bilitewski i in. 2004].

Kombinacja doskonalenia systemu, szybkiego oczyszczania terenów zaśmieconych, ściągania przestępców oraz edukacji ekologicznej jest w stanie ograniczyć problem do poziomu akceptowalnego [AOO 2004, Weijers i in. 2013]. Warto podkreślić, że wdrożenie nowego systemu przyczynia się do wzrostu czujności oraz reakcji mieszkańców w zakresie dzikich wysypisk. Przejawia się to na przykład zwiększeniem liczby zgłoszeń o miejscach lokalizacji dzikich wysypisk. Należy jednak podkreślić, że nie oznacza to wzrostu liczby wysypisk, jest to raczej efekt większej świadomości społecznej i skali problemu [AOO 2004, Bilitewski i in. 2004].

8.5. Podsumowanie

System „Płać Za Tyle Ile Wyrzucasz” daje, w zależności od wybranej wersji systemu, dużo możliwości do polepszenia wyników w zakresie odpowiedniej gospodarki odpadami (nie biorąc pod uwagę systemu „czystotliwość”, który oferuje mieszkańcom najmniej bezpośredniej zależności opłat od ilości wytwarzanych odpadów), a mianowicie:

- ograniczenie odebranych odpadów zmieszanych od 20 do ponad 40%,
- ograniczenie całkowitej ilości odebranych odpadów komunalnych od 5 do 25%,
- powiększenie ilości segregowanego papieru o ponad 40%, a szkła do 10%,
- stałe obniżenie średniej opłaty za gospodarowanie odpadami.

Zagraniczne doświadczenia pokazują, że najważniejszymi negatywnymi skutkami systemu są turystyka odpadowa oraz zanieczyszczanie selektywnie zebranych frakcji odpadów. Zaśmiecania oraz dzikich wysypisk można w dobrze wdrożonym systemie w znacznej mierze uniknąć czy ograniczyć.

Niestety, wdrożenie systemu „Płać Za Tyle Ile Wyrzucasz” w Polsce w obecnej sytuacji nie jest możliwe. Wynika to przede wszystkim z sytuacji prawnej, która nie pozwala na wdrożenie systemu ustalenia opłaty za gospodarowanie odpadami w zależności od wytwarzanej ilości odpadów. Oprócz tego, biorąc pod uwagę aktualne polskie realia z istniejącymi dużymi szarymi strefami w innych obszarach gospodarki odpadami (np. pojazdy wycofane z eksploatacji, zużyte sprzęty elektryczne i elektroniczne), prawdopodobieństwo nadużycia systemu na większą skalę jest znacznie wyższe, niż obserwowane w innych krajach europejskich.

Piśmiennictwo

AOO, 2004. Eerste hulp bij discussie over diftar / Afval Overleg Orgaan. – Utrecht (AOO 2004-05) ISBN 90-5484-268-7.

Bilitewski B., Werner P., Reichenbach J., 2004. Handbook on the implementation of Pay-As-you-Throw as a tool for urban waste management. Eigenverlag des Forum für Abfallwirtschaft und Altlasten e. V., Pirna, Germany.

Bureau Milieu en Werk, 2000. Evaluatie tariefdifferentiatie-systeem in de gemeente Veghel.

De Jonge Milieu Advies, 2012. Evaluatie rapport Diftar, gemeente Oostzaan.

Intecus, 2000. Erarbeitung eines Gebührenmodells für die Stadt Dresden un Beratung bei der Gebührenkalkulation für die Stadtverwaltung Dresden, Amt für Abfallwirtschaft und Stadtreinigung.

- Kelling G., Wilson J., 1982. Broken windows: the police and neighborhood safety. *Atlantic Monthly*, 1982 Mar, 249(3).
- KPMG, 1999. Tariefdifferentiatie en gedragseffecten: onderzoek naar de feiten. Opgesteld op verzoek van het Ministerie van VROM.
- Rijkswaterstaat, 2016. Afvalstoffenheffing 2016 / Rijkswaterstaat Water, Verkeer en Leefomgeving. – Utrecht : Rijkswaterstaat Water, Verkeer en Leefomgeving, 2016. ISBN 978-94-91750-15-1.
- Ustawa Prawo ochrony środowiska z dnia 27 kwietnia 2001 r. (jednolity tekst z 2017 Dz.U. 2001 Nr 62 poz. 627, tj. Dz.U. 2017 poz. 519).
- Ustawa z dnia 13 września 1996 r. o utrzymaniu czystości i porządku w gminach (jednolity tekst z 2016 Dz.U. 2016 poz. 250).
- Van Raffe J.K, T.A de Boer, 2007. Afvaldumping in de natuur; Een verkennend onderzoek naar de omvang en achtergronden van afvaldumping in de natuur en een inventarisatie van mogelijke oplossingen. Wageningen, Alterra, Alterra-Rapport 1530.
- VKS, 2001. VKS-Dokumentation 41, Verband kommunale Abfallwirtschaft und Stadtreinigung e.V., Köln, 2001.
- Weijers J., van der Spek S., Boots D., 2013. De weg naar betere afvalpreventie en afvalscheidingsresultaten in Boxtel.

Arkadiusz Lewicki

*Wyższa Szkoła Informatyki i Zarządzania w Rzeszowie,
Wydział Informatyki Stosowanej,
Katedra Zastosowań Systemów Informatycznych, ul. Sucharskiego 2, 35-225 Rzeszów
alewicki@wsiz.rzeszow.pl*

9. Technologie inteligentnego zarządzania gospodarką odpadami wykorzystujące architekturę Internetu rzeczy

9.1. Wstęp

Kiedy w 1997 roku organizacja IEEE (ang. Institute of Electrical and Electronics Engineers) opracowała standard tworzenia i eksploatacji bezprzewodowych sieci lokalnych WLAN (ang. Wireless Local Area Network), oznaczając go numerem 802.11, nikt nie przypuszczał wtedy, że tak szybko wkroczymy w erę czwartej rewolucji przemysłowej. Wykorzystanie mikrofal, a także podczerwieni jako medium transferu danych w nielicencjonowanym paśmie 2.4 GHz oraz w paśmie 5 GHz stało się jednak znaczącym krokiem milowym procesu rozwoju technologicznego. Umożliwiło bowiem nie tylko wykorzystywanie elektronicznych i informatycznych systemów automatyzacji procesów, ale także komunikację pomiędzy nimi, tworząc perspektywę nieograniczonych możliwości wykorzystania systemów cyber-fizycznych. W tym samym czasie zaczęła rozrastać się również infrastruktura telekomunikacyjnych sieci szkieletowych GSM (ang. Global System for Mobile Communications) a rosnąca wykładniczo liczba jej użytkowników spowodowała bardzo szybkie przejście z technologii komutacji łączy na technologię związaną z komutacją pakietów GPRS (ang. General Packet Radio Service) oraz EDGE (ang. Enhanced Data Rates for GSM Evolution). Była to telefonia komórkowa generacji 2.5, która stworzyła infrastrukturę niezbędną obecnie do komunikacji urządzeń sensorycznych. Wdrożony następnie w 2002 roku standard UMTS (ang. Universal Mobile Telecommunications System) 3. generacji dał zaś możliwość korzystania z zoptymalizowanych interfejsów sieci radiowych, dzięki którym uzyskano szybki dostęp do Internetu z transferem danych nawet na poziomie $21 \text{ Mb}\cdot\text{s}^{-1}$. Był to dostęp do Internetu, który w kolejnych latach stał się nie tylko Internetem ludzi (w kontekście stworzonych sieci społecznościowych i biznesowych), ale także Internetem danych, Internetem usług, aby stać się w końcu także i Internetem rzeczy [Evans 2011] (IoT – ang. Internet of Things), ponieważ już w 2009 r. liczba urządzeń podłączonych bezpośrednio do sieci globalnej po raz pierwszy w historii ludzkości przekroczyła liczbę mieszkańców naszego globu (do końca zaś roku 2017 ma ona osiągnąć aż 19 mld urządzeń).

Obecnie dążymy do stworzenia w pełni autonomicznej i samoorganizującej się sieci urządzeń sensorycznych. Od tego dzieli nas jeszcze co najmniej dekada, ale coraz bardziej widoczny eksponencjalny wzrost liczby urządzeń mobilnych, przede wszystkim smartfonów i tabletek, wymusił już zmianę jakościową, związaną z nowymi narzędziami i możliwościami. Dzięki temu mamy teraz do czynienia z coraz większą średnią przepustowością sieci szerokopasmowych, nowymi protokołami oraz standardami urządzeń teleinformatycznych i źródeł

zasilania, a także coraz lepszymi mechanizmami bezpieczeństwa. Średnia przepustowość sieci bezprzewodowych, która jeszcze w 2011 r. wynosiła $8,7 \text{ Mb}\cdot\text{s}^{-1}$, w 2012 wzrosła do $11,3 \text{ Mb}\cdot\text{s}^{-1}$, by w 2017 osiągnąć już $39 \text{ Mb}\cdot\text{s}^{-1}$. Ruch globalny generowany zaś przez połączenia związane tylko z komunikacją pomiędzy urządzeniami cyfrowymi, a więc z transferem typu M2M (ang. Machine to Machine), od 2012 r. wzrósł z 197 PB (Petabajtów) do 3.9 EB (Eksabajtów), czyli prawie 20-krotnie. W związku z tym, akwizycja, gromadzenie i przetwarzanie danych w informacje w dobie gospodarki cyfrowej przestały być już tak drogie, jak były jeszcze na początku lat XXI wieku. Obecnie natomiast coraz cenniejsza staje się tzw. wiedza ukryta, a więc mądrość, której nie możemy pozyskać tylko dzięki analizie zdefiniowanych relacji na poziomie danych udostępnianych przez systemy RDBMS (ang. Relational DataBase Management System) czy przy zastosowaniu znanych algorytmów eksploracji danych. Wymaga to bowiem już podejścia niedeterministycznego (opartego na mechanizmach stochastycznych) oraz znajdowania sposobów jak najlepszego odwzorowania w postaci mierzalnych jednostek tego, co badamy. To z kolei jest związane z doбором właściwej metryki, niezależnie od tego, co poddajemy analizie. Może to być już bowiem analiza naszego stanu zdrowia, ilości snu, sposobu dokonywania i opłacalności inwestycji, zachowywania na profilach społecznościowych, a także analiza ruchu miejskiego, preferencji klientów sklepów, tych i tradycyjnych, i internetowych, preferencji żywieniowych, ilości wykorzystanych i niezbędnych zasobów, naszych emocji czy też aktywności sportowej. Obecnie, nawet już obuwie sportowe wyposaża się w sensory, które pozwalają nie tylko na analizę stanu naszej kondycji, ale także na monitorowanie stanu zużycia samego obuwia, by w odpowiednim momencie nas o tym poinformować i zaproponować sprzedaż nowej pary z korzystnym dla nas rabatem.

Analiza danych i jej narzędzia stały się nową dziedziną zastosowania praktycznie każdego użytecznego dla człowieka obszaru. Dotyczy to także wsparcia i optymalizacji procesu zarządzania gospodarką odpadami. Ten obszar w coraz bardziej zintensyfikowanym wyścigu do innowacyjności wpisuje się doskonale w pojęcie „smart city”, które ma na celu wykorzystanie IoT, automatyki, uczenia maszynowego i analityki dostępnych zbiorów danych, do poprawy jakości życia mieszkańców. Nic więc dziwnego, że już w 38 krajach na świecie działająca od 2012 r. firma Enevo wdrożyła swoje niezawodne i odporne na niekorzystne warunki atmosferyczne sensory (przetworniki), które pozwalają mierzyć poziom zapełnienia pojemników na śmieci, tak aby za pośrednictwem sieci komórkowych niezbędne dane mogły zostać przesłane do centrum zarządzania firmy, która jest odpowiedzialna w danej gminie za wywóz śmieci. Dane te mogą być przetwarzane przez systemy czasu rzeczywistego, dzięki którym mamy możliwość optymalizacji planowania trasy odbioru odpadów, z uwzględnieniem nie tylko analizy rzeczywistego stanu zapełnienia wszystkich pojemników, ale także i procesu predykcji, pozwalającego oszacować, kiedy to nastąpi. To przekłada się zaś na lepszą wydajność operacyjną i redukcję kosztów przedsiębiorstwa odpowiedzialnego za świadczenie tego typu usług. Statystyki dowodzą, że osiągnięte w ten sposób oszczędności wynoszą nawet 50% [<http://ecubelabs.com/case-studies>].

Budowa systemów wsparcia decyzyjnego w czasie rzeczywistym nie jest związana już z takimi ograniczeniami, z jakimi mieliśmy do czynienia jeszcze kilka lat temu. Główny problem związany był wtedy bowiem z zapewnieniem wydajnego wsparcia dla rozproszonego transferu danych dla większych odległości, a także z zastosowaniem wydajnego, ale jednocześnie niedrogiego źródła zasilania. Bariery te zniknęły jednak wraz z rozwojem rozległych sieci LPWA (ang. Low Power Wide Area) o niskiej mocy [Xylouris 2017]. Sieci te obecnie związane są z technologiami takimi jak LoRa, SigFox, LTE Cat 1 Narrowband-IoT Release 13

(NB-IoT), 3GPP, ZigBee, Thread, SubGHz, NFC, RPMA czy Z-Wave. Wszystkie je charakteryzuje korzystanie z wąskiego pasma radiowego, zmniejszenie prędkości połączenia kosztem większej liczby jednoczesnych połączeń, a także zwiększenie zasięgu z wysoką sprawnością energetyczną procesu komunikacji.

To pozwala na nieograniczone wykorzystanie niskobudżetowych, nowatorskich technologii (wdrożonych na przykład w projekcie BURBA (www.burbaproject.net) nie tylko we Włoszech, Hiszpanii, Portugalii czy Chinach, ale także i w Polsce). Dzięki tym technologiom możemy kontrolować każde otwarcie pojemnika, monitorować jego przepełnienie, przewrócenie się, nielegalne wyrzucanie odpadów (stosowane są bowiem czujniki kart dostępu), pojawienie się ognia, a również za pomocą telefonu komórkowego utrzymywać bieżącą komunikację z mieszkańcami.

Kolejną innowacją w obszarze wsparcia gospodarki odpadami jest zastosowanie technologii optycznych do identyfikacji rodzaju wyrzucanych śmieci. W tym zakresie szczególnymi sukcesami może pochwalić się poznański start-up Bin-e, który stworzył inteligentny kosz na śmieci. Zainstalowane w koszu kamery identyfikują, czy wyrzucana jest plastikowa butelka, szkło, karton, puszka, czy tzw. odpady zmieszane. Następnie otwiera się jeden z czterech pojemników wbudowanych w kosz, do którego trafia poprawnie rozpoznany obiekt. Dodatkową funkcją takiego kosza jest kompresja śmieci. Papiery i plastik co jakiś czas ugniata tłok w celu ich jak największego sprasowania. Plastik natomiast jest dziurawiony przez specjalne kolce, a następnie ugniata. Ciekawą opcją tego kosza jest również możliwość rozróżniania konkretnego typu butelek, tak aby te zwrótne mogły być umieszczone w innym pojemniku. Na całe szczęście w Europie nie ma jeszcze tak restrykcyjnych przepisów dotyczących segregacji śmieci, jakie obowiązują na przykład w prefekturze Tokushima w Japonii, gdzie mieszkańcy muszą sortować śmieci aż na 34 kategorie, oddzielając na przykład plastikowe korki od butelek czy dzieląc oddzielnie tekturę, gazety i ulotki. Zaprojektowany kosz ma więc realne szanse na duży sukces komercyjacyjny co najmniej w skali europejskiej.

9.2. Architektura IOT i związane z nią standardy

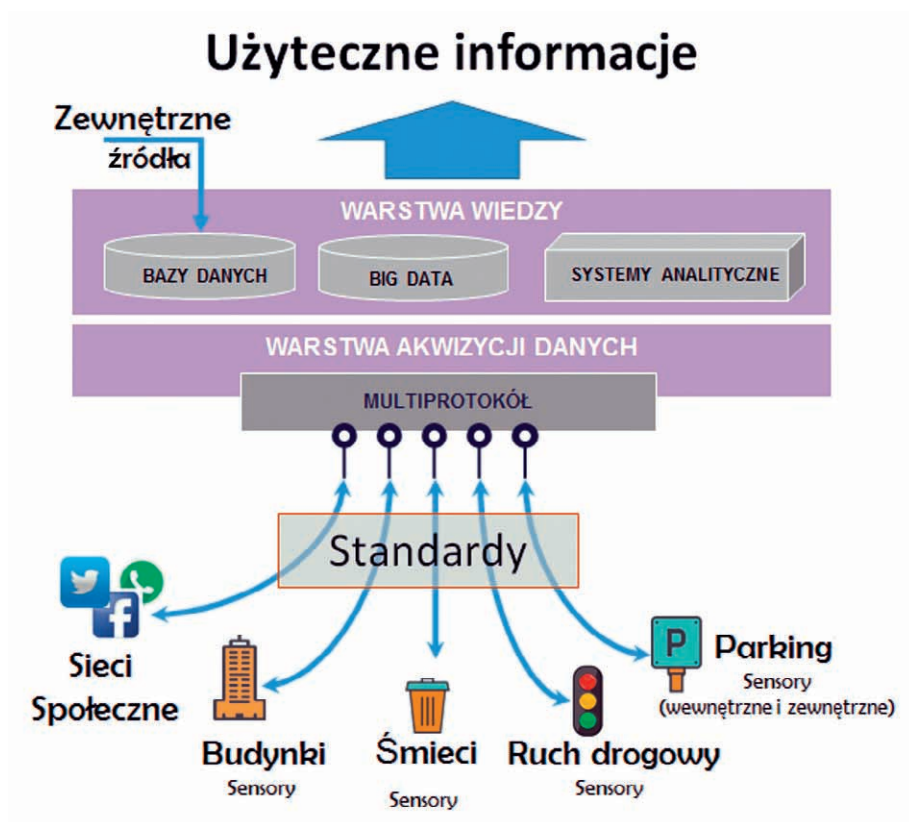
Stworzone w 1999 roku przez Kevina Ashtona, twórcę technologii RFID (ang. Radio Frequency Identification), pojęcie Internetu rzeczy definiuje połączenie urządzeń sensorycznych, wyposażonych w moduł komunikacji bezprzewodowej, z innymi komponentami sieci, z wykorzystaniem chmury danych. Architektura IoT (rys. 9.1) składa się zatem z czterech podstawowych warstw:

- urządzeń wyposażonych w moduł komunikacji sieciowej,
- sieci komputerowej, której zadaniem jest połączenie wielu urządzeń z chmurą danych,
- chmury danych, przetwarzającej i przechowującej dane, a także
- warstwy aplikacji urządzenia końcowego.

Według prognoz firmy Cisco, przedstawionych w Global Cloud Index Study (CISCO), Internet rzeczy do końca kolejnego roku będzie generować już ponad 400 Zettabajtów danych. Te zaś stanowią najbardziej pożądaną wartość, niezależnie od tego jaką dziedzinę zastosowań IoT rozważymy. Dzięki ich akwizycji i analizie możemy bowiem pozyskiwać użyteczne informacje (rys. 9.2), aby móc podejmować trafne decyzje biznesowe, lepiej wykorzystywać posiadane zasoby, a także zwiększać wydajność, co z kolei przekłada się na wymierne korzyści ekonomiczne. Do tych zaś należą większe zyski, redukcja kosztów i znaczące oszczędności.



Rys. 9.1. Internet rzeczy w postaci autonomicznych, komunikujących się ze sobą komponentów z wykorzystaniem warstw architektury IoT



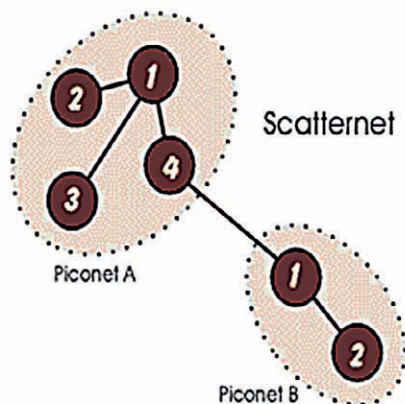
Rys. 9.2. Ideą Internetu rzeczy jest pozyskiwanie i zarządzanie wiedzą na podstawie danych generowanych przez urządzenia podłączone do sieci

Bardzo szybki rozwój Internetu rzeczy jest możliwy dzięki istniejącej już i bardzo rozbudowanej infrastrukturze sieci bezprzewodowych. Sieci te zapewniają transfer danych, wykorzystywanych do monitorowania i optymalizacji procesów, aby można było mówić o wzroście efektywności, oszczędności i produktywności. W kontekście tych korzyści dla producenta i konsumenta jest to już tzw. przemysłowy Internet rzeczy – IIoT (ang. Industrial IoT). Niezależnie jednak od definicji warstwa percepcji związana z sensorami musi zawsze komunikować się z warstwą transportową, która zapewnia procesowanie danych, lokalne przechowywanie i dalszy ich transfer. To wiąże się zaś ze standaryzacją transmisji, w której dąży się do osiągnięcia jak największej efektywności spektralnej rozwiązań. W ostatnich latach opracowano wiele standardów zapewniających niezawodną transmisję radiową. Są one związane z wykorzystaniem pasma nielicencjonowanego 2,4 GHz i 5 GHz (zwanego pasmem ISM – ang. Industrial, Scientific, Medical) przeznaczonych do zastosowań przemysłowych, naukowych i medycznych lub pasma licencjonowanego w zakresie od 400 do 470 MHz. Najbardziej popularnym standardem transmisji bezprzewodowej jest bezsprzecznie WiFi (ang. Wireless Fidelity) [Shuker i Mohamad 2016], który jest oznaczany obecnie jako IEEE 802.11 i występuje w wersji a, b, g, n oraz ac, co oznacza maksymalny możliwy transfer danych oraz zasięg. Standard 802.11a to transfer do $54 \text{ Mb}\cdot\text{s}^{-1}$ z wykorzystaniem częstotliwości 5GHz. 802.11b to transfer rzędu $11 \text{ Mb}\cdot\text{s}^{-1}$ w paśmie 2.4 GHz do 30m w pomieszczeniu i 120 m w otwartej przestrzeni. 802.11g pozwala nam osiągnąć natomiast do $54 \text{ Mb}\cdot\text{s}^{-1}$ w paśmie 2,4 GHz. Wykorzystywany bardzo często przez urządzenia sieciowe zaś standard 802.11n pozwala na przesyłanie danych już do $300 \text{ Mb}\cdot\text{s}^{-1}$ na częstotliwości 5GHz i do $150 \text{ Mb}\cdot\text{s}^{-1}$ na częstotliwości 2,4 GHz. Największe możliwości daje jednak 802.11ac, który umożliwia komunikację z prędkością aż do 1Gb/s. Największą wadą WiFi jest zapotrzebowanie na duży pobór mocy oraz dużą moc obliczeniową [Microchip Technology Inc., Khorov i in. 2015], niezbędną do efektywnego zarządzania stosem protokołów. Aby ominąć te ograniczenia, stworzono dwa kolejne standardy komunikacji bezprzewodowej: Bluetooth oraz ZigBee [Mats 2014, IEEE]. Pierwszy z nich oznaczony numerem 802.15.1 charakteryzuje się małym poborem prądu, niskim poziomem mocy promieniowanej oraz niską ceną. W technologii tej korzystamy z adaptera, który używa fal radiowych w paśmie ISM 2,4 GHz. Wszystkie połączone ze sobą urządzenia tworzą tzw. pikosieć (ang. piconet), składającą się z jednego głównego węzła sieciowego i 7 węzłów współpracujących. W jednym obszarze może istnieć wiele takich pikosieci i mogą być one ze sobą połączone za pomocą wspólnego węzła zwanego bridgem. Wtedy mówimy o scattarnecie (rys. 9.3).

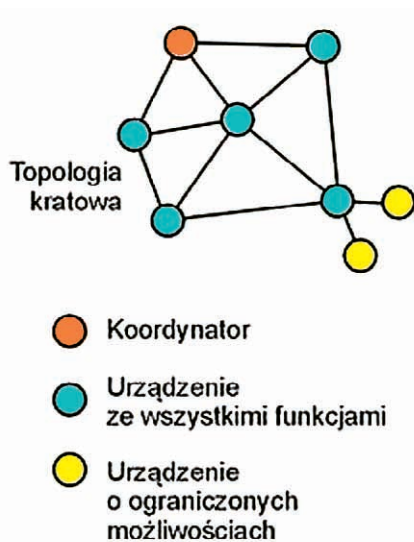
Dzięki temu, że w standardzie Bluetooth nadajniki pracują z bardzo małą mocą (1 mW, 2.5W lub 100 mW, w zależności od standardu), system oparty na technologii zapewnia bardzo dużą odporność na szумы i interferencje. Maksymalny transfer uzyskujemy obecnie dzięki standardowi BLE, czyli Bluetooth w wersji 4.2 LE (Low Energy) [Schatsky i Trigunait 2016]. Wynosi on $1 \text{ Mb}\cdot\text{s}^{-1}$ przy znacząco ograniczonym poborze energii, który umożliwia pracę urządzeń sensorycznych przez kilka miesięcy na jednej baterii. Wadą tego standardu jest jednak mały zasięg komunikacji, wynoszący jedynie 100 m.

Podobnym do Bluetooth standardem oferującym niski pobór mocy, wysokie bezpieczeństwo i niezawodność transmisji jest standard Zigbee, oznaczony jako 802.15.4 [ZigBee Alliance]. Dzięki architekturze typu mesh (rys. 9.4) umożliwia on używanie wielu protokołów komunikacji (między innymi protokołów ISA100, WirelessHART oraz 6LoWPAN) i łączenie wielu sieci sensorycznych o małym poborze mocy (w których jedno urządzenie nadrzędne – koordynator – może adresować aż 255 aktywnych węzłów podrzędnych) w sieć pokrywającą

duży obszar. Do jego zalet należą też praca w trybie uśpienia i synchronizacja modułowa, co określony interwał czasowy. W ten sposób urządzenia pracujące w standardzie ZigBee mogą korzystać ze zwykłych baterii przez kilka lat, bez konieczności ich wymiany. Do komunikacji używa się tutaj nielicencjonowanych pasm transmisyjnych 2,4 GHz, 915 MHz oraz 868 MHz, dla których osiągnięte prędkości transmisji wynoszą odpowiednio: 250 Kb/s, 40 Kb/s oraz 20 Kb/s. Stanowi to zatem największą wadę tej technologii.



Rys. 9.3. Architektura sieci scatternet technologii Bluetooth, umożliwiającej bezprzewodową komunikację pomiędzy urządzeniami



Rys. 9.4. Sposób łączenia urządzeń w topologii typu mesh (kratowej) dla standardu komunikacyjnego Zigbee

Kolejnym standardem komunikacji urządzeń wyposażonych w czujniki w sieci IoT jest stworzony przez 3GPP (ang. 3rd Generation Partnership Project), a więc organizację zrzeszającą firmy telekomunikacyjne, standard NB-IoT (ang. NarrowBand IoT LTE). Jest to tech-

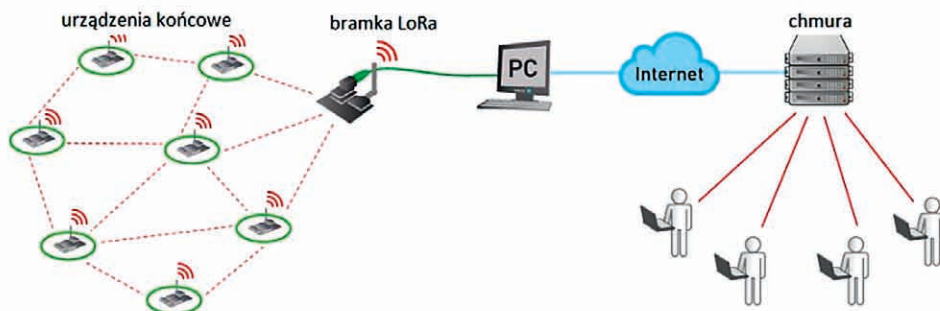
nologia wykorzystująca architekturę sieci telekomunikacyjnych 4G (4 generacji, zwanej LTE – ang. Low Term Evolution) do zoptymalizowanej transmisji danych pakietowych. Standard NB-IoT charakteryzuje ekstremalnie niskie zużycie energii, które pozwala aż na 10 lat użytkowania urządzenia na tej samej baterii. Jest to możliwe dzięki łączności ze stacją bazową przy sygnale o 23 dB niższym niż w przypadku zwykłej komunikacji GPRS/EDGE. Dodatkowo, komunikacja odbywa się tutaj w licencjonowanym paśmie, co gwarantuje zarówno niezawodność, jak i jakość sygnału. Te zalety plus niskie koszty urządzeń, niewymagające koncentratora do wzmocnienia sygnału sieciowego, a także szeroko dostępna infrastruktura komunikacyjna (rys. 9.5), pozwalają na stwierdzenie, że standard ten ma szanse na zdobycie rynku IoT.



Rys. 9.5. Przykładowa stacja bazowa 4G umożliwiająca efektywną komunikację urządzeń Internetu rzeczy z zastosowaniem standardu NB-IoT

Z technologią NB-IoT konkurują obecnie dwa najnowsze standardy: LoRa (ang. Long Range) (LoRa Alliance) oraz Sigfox (Sigfox). Pierwszy z nich umożliwia transmisję danych od 0,3 Kb/s do 50 Kb/s i zasięg nawet do 15 km w obszarze niezabudowanym oraz do 5 km w obszarze zabudowanym, przy zachowaniu żywotności baterii nawet do 20 lat. Architektura tej technologii korzysta z topologii gwiazdy (rys. 9.6), w której węzły (zwane bramkami) odpowiadające za pośrednictwo w komunikacji pomiędzy różnymi sieciami są też pomostami umożliwiającymi transmisję danych pomiędzy urządzeniami końcowymi podłączonymi do sieci a głównym serwerem tej sieci, który przetwarza i przechowuje otrzymane dane. Mimo niskiego zapotrzebowania na energię, korzystania z pasma nielicencjonowanego w zakresie 433 MHz i 868 MHz (co wiąże się z brakiem dodatkowych opłat) oraz bardzo dużego zasięgu w stosunku do innych rozwiązań największymi ograniczeniami tego rozwiązania są szybkość transmisji danych oraz wysoka cena modułów komunikacyjnych.

Ostatnim z najczęściej stosowanych standardów w rozwiązaniach IoT jest standard Sigfox, którego nazwa pochodzi od nazwy francuskiej firmy. Transmisja w tym rozwiązaniu wykorzystuje nielicencjonowane pasmo 868 MHz, a komunikaty przesyłane przez węzły sieci w idealnych warunkach mogą dotyczyć nawet zasięgu rzędu 1000 km. Każda stacja bazowa może zaś obsłużyć nawet 1 mln urządzeń. Ograniczeniem tej technologii jest natomiast możliwość transferu tylko małych pakietów danych o rozmiarze 12 bajtów, przy czym jedno urządzenie może przesłać tylko do 140 komunikatów dziennie. Urządzenia końcowe w sieciach Sigfox używają jednak niedrogich i ogólnie dostępnych układów radiowych. Standard ten nie jest jeszcze jednak rozpowszechniony w Polsce.



Rys. 9.6. Komunikacja urządzeń sieci IoT z zastosowaniem standardu LoRa

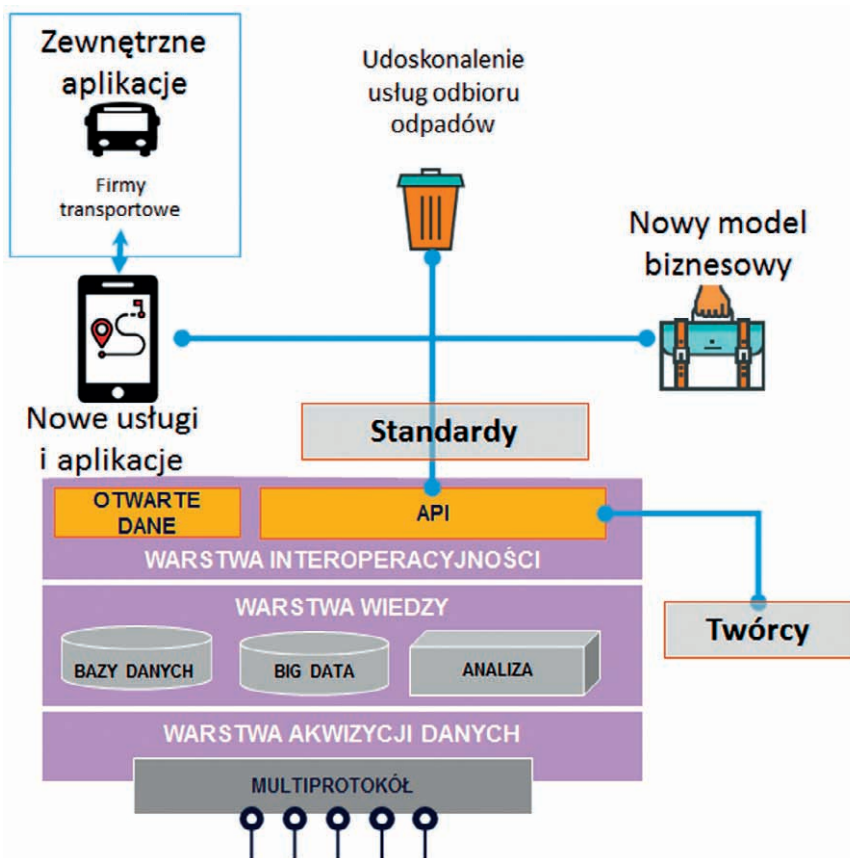
Z zestawienia cech (tab. 9.1) standardu LoRa i Sigfox wynika, że Sigfox ma większą szybkość transmisji, ale za to LoRa nie ma dziennego limitu liczby komunikatów w sieci prywatnej.

Tabela 9.1. Porównanie właściwości standardu LoRa i standardu Sigfox

Rodzaj sieci	Szybkość transmisji	Maksymalna czułość dla dostępnych platform	Maksymalna moc wyjściowa	Obszar aplikacyjny	Dzienna liczba komunikatów
LoRa	od 20 b/s do 41 Kb/s	-148 dBm	do 20 dBm	sieci prywatne i publiczne	sieć publiczna: zależy od umów z operatorem, sieć prywatna: bez limitu
Sigfox	Uplink: 100 b/s Downlink: 600 b/s	-132 dBm -142 dBm	14 dBm (EU) 23 dBm (US)	tylko sieci publiczne	140 uplink, 4 downlink

Przedstawione standardy komunikacyjne dla sieci sensorycznych tworzących Internet rzeczy mają ograniczenia przede wszystkim w zakresie wielkości pakietów przesyłanych danych. Sprawdzą się one jednak zawsze tam, gdzie nie stanowi to istotnej bariery. Jednym z takich obszarów zastosowań jest właśnie zarządzanie odbiorem i wywozem odpadów. W tym celu wystarczy zintegrować z koszem odporny na zanieczyszczenia i uszkodzenia sensor (na przykład firmy Enevo), który wykorzystując jeden z przedstawionych w artykule standardów komunikacji radiowej o dużej efektywności spektralnej, połączy się z serwerem lub serwe-

rami chmury danych za pomocą odpowiedniego protokołu (zapewnionego przez standard), aby można było przetworzyć pozyskane dane w użyteczną wiedzę. Oprogramowanie dostępnych obecnie na rynku czujników dedykowanych temu zastosowaniu udostępnia otwarty interfejs programistyczny, czyli tzw. API (ang. Application Programming Interface), który nie tylko pozwala na własną rozbudowę rozwiązań programistycznych, zależnych czasami od specyficznych wymagań funkcjonalnych i pozafunkcjonalnych zarówno klienta, jak i użytkownika końcowego, ale również zapewnia bezproblemową integrację z innymi rozwiązaniami (wykorzystującymi na przykład kamery przemysłowe itp.), zapewniając w ten sposób warstwę interoperacyjności dla wysokoskalowalnego systemu informatycznego. Rozwiązanie to przedstawia rysunek 9.7.



Rys. 9.7. Architektura wykorzystująca Internet rzeczy w postaci czujników stanowiących inteligentne sieci gwarantujące optymalizację kosztów dostarczania usług wywozu śmieci

Dzięki analizie danych w warstwie wiedzy wdrażanych obecnie rozwiązań firmy świadczące usługi zbiórki odpadów mogą nie tylko zaplanować optymalną trasę przejazdu śmieciarek, w celu odbioru odpadów tylko z pełnych koszy (co wiąże się zarówno z oszczędnościami, jak i zmniejszoną emisją zanieczyszczeń powietrza, w tym CO₂), ale mogą również nadzorować poprawność sortowania odpadów.

9.3. Stosowane obecnie rozwiązania w postaci inteligentnych systemów zarządzania gospodarką odpadami

Liderami we wdrożeniach własnych rozwiązań w obszarze zarządzania gospodarką odpadami z wykorzystaniem czujników sensorycznych, przetwarzania pozyskanych strumieni bajtowych w chmurze danych oraz standardy komunikacji IoT są takie firmy jak Enevo Oy, Ecube Labs, IBM, Compology, Big Belly, SmartBin, Urbiotica, Waviot, CitiBrain, NordSense, Nebulae oraz Sensoneo.

Stosowane już w 38 krajach rozwiązanie fińskiej firmy Enevo Oy wykorzystuje bezprzewodowe ultradźwiękowe czujniki One Collect (rys. 9.8) o wymiarach 6,8-13,0 cm (Enevo). Pracują one w zakresie temperatur od -40 stopni Celsjusza aż do +85 stopni Celsjusza i są odporne na wstrząsy oraz drgania, a także wodoodporne (stopień wodoszczelności to w tym przypadku aż IP 66). Zatem doskonale sprawdzają się one w ekstremalnych warunkach. Dodatkowo, czujniki te wyposażone są w opcję wykrywania pożaru oraz dzięki wbudowanemu sensorowi ruchu mogą identyfikować każdy akt wandalizmu (jakim jest na przykład wyrzucenie kosza). Technologia ta korzysta ze standardu komunikacji 2G i 3G (drugiej i trzeciej generacji), a więc GSM i UMTS. Produkt firmy Enevo zapewnia także niskie zużycie mocy, pozwalające na co najmniej dziesięcioletni czas pracy akumulatorów, a także zgodność z niemal wszystkimi rodzajami pojemników i ich zawartością. Mogą to być bowiem zarówno odpady zmieszane, metal, karton, bioodpady, tekstylia, jak i też odpady ciekłe w postaci olejów, smarów itp.



Rys. 9.8. Sensor ultradźwiękowy One Collect firmy Enevo

Rozwiązanie firmy Ecube Labs to z kolei zasilany bateriami słonecznymi kosz Clean CUBESolar-Powered Trash Compactor Bin (Ecube Labs Solutions), który posiada również funkcję ugniatania odpadów. Dzięki temu standardowej pojemności kosz może pomieścić aż 8 razy więcej odpadów. Zainstalowany w koszu ultradźwiękowy sensor Clean Plus CAP (rys. 9.9) przekazuje dane w czasie rzeczywistym do systemu Ecube Labs zainstalowanego na dedykowanych serwerach. W tym celu do komunikacji wykorzystywany jest tutaj również standard telekomunikacyjny 2G i 3G. Dostępne modele koszy to pojemniki 100 l, 120 l oraz 240 l. Studium przypadków wdrożenia tego rozwiązania na przykład w porcie lotniczym w Dublinie dowodzi, że można zoptymalizować koszty efektywności operacyjnej aż o 90% [<http://ecubelabs.com/case-studies/dublin-airport>]. Po wdrożeniu rozwiązania w tym

miejscu okazało się bowiem, że nie ma takiej potrzeby aby opróżniać 4 razy dziennie aż 840 pojemników do gromadzenia odpadów, ponieważ w pełni zapełnianych jest ich zaledwie 80. Również studium przypadku w odniesieniu do Seulu [<http://ecubelabs.com/case-studies/city-of-seoul>], a więc drugiego na świecie co do wielkości obszaru metropolitalnego, dowodzi, że firma Edu Labs po wdrożeniu tam swojego rozwiązania, obniżyła aż o 66% częstotliwość odbioru odpadów, redukując tym samym koszty odbioru aż o 86% i zwiększając szybkość recyklingu o 46%.



Rys. 9.9. Ultradźwiękowy sensor Clean Plus CAP o wysokiej wydajności akumulatora litowego 3.6V i wytrzymałości do 10 lat

Jednym z liderów rozwiązań omawianego obszaru jest również firma IBM. Jej produkt IBM Intelligent Waste Management Platform jest użyteczną platformą analityczną z wykorzystaniem algorytmów sztucznej inteligencji w celu optymalizacji procesów recyklingu (rys. 9.10). Dzięki systemowi monitorowane jest zużycie poszczególnych typów produktów, z możliwością wskazania z jakich obszarów miasta można najszybciej odzyskać dany rodzaj zasobu, na który jest największe zapotrzebowanie w danej chwili. Zaimplementowane algorytmy pozwalają nawet na predykcję związaną z liczbą mieszkańców osiedlonych na danym obszarze czy ich wiekiem oraz przyzwyczajeniami. System współpracuje z sensorami pozwalającymi na identyfikację kodu produktu, a standardem komunikacji jest Bluetooth LE.



Rys. 9.10. System IBM Intelligent Waste Management Platform – profil administratora.
 Źródło: <https://www-01.ibm.com/common/ssi/cgi-bin/ssialias?htmlfid=GVW03059USEN>,
 [IBM Intelligent Waste Management Platform]

Zadaniem produktu technologicznego firmy Compology, którym jest Compology OS (Compology), jest z kolei głównie śledzenie kontenerów i samych śmieciarek, stopnia ich wypełnienia i optymalnego pokonywania tras. Każda z nich posiada praktycznie niezniszczalne czujniki radiowej komunikacji bezprzewodowej (rys. 9.11), które przesyłają dane do chmury, tak aby można było je natychmiast przeanalizować. Czujniki mogą być montowane również w samych koszach.



Rys. 9.11. Sensor firmy Compology wyposażony w bardzo wytrzymałą obudowę odporną na wilgoć, zanieczyszczenia i wstrząsy

Kolejnym rozwiązaniem w zakresie rozwiązań telemetrycznych dedykowanych do zarządzania miejskimi odpadami jest system amerykańskiej firmy Big Belly Smart Grid (Bigbelly). Z firmą tą współpracuje obecnie Orange Polska. Rozwiązanie to bazuje na sieci inteligentnych koszy wyposażonych w moduł zgniatający odpady oraz system monitorujący wnętrze pojemnika. Według producenta pojemnik zmniejsza objętość odpadów średnio o jedną czwartą. Pojemniki z wbudowanym systemem GPS posiadają zamontowane sensory, zasilane energią słoneczną (zasilana jest nią również prasa zgniatająca), które łączą się bezprzewodowo z wykorzystaniem standardu NB-IoT z aplikacją zarządzaną z chmury. Dzięki temu rozwiązanie to jest w pełni skalowalne i ekologiczne. Oprócz tego w Nowym Yorku kosze pełnią dodatkowo jeszcze funkcję Hotspotu i pozwalają mieszkańcom na dostęp do Internetu z prędkością 75 Mb.s⁻¹.

Najnowsze standardy komunikacji LoRa oraz Sigfox wykorzystują ultradźwiękowe czujniki firmy SmartBin (rys. 9.12), które oprócz funkcji GPS wyposażone są również w sensory temperatury i przechylenia (SmartBin). Są one w stanie odróżnić także materiały stałe od cieczy, a dzięki wykorzystywanym technologiom wąskopasmowym żywotność montowanych baterii przekracza 10 lat (jest ona na bieżąco monitorowana). System smart waste collection optimization platform pozwala zaś na przetwarzanie pozyskanych danych w czasie rzeczywistym.



Rys. 9.12. Ultradźwiękowy sensor, w który wyposażone są pojemniki na odpady, firmy SmartBin

Podobne do opisanych wyżej rozwiązań są także rozwiązania firm Urbiotica, Waviot, CitiBrain, NordSense, Nebulae czy Sensoneo. Każda z tych firm tworząc własne rozwiązanie sprzętowe i systemowe (Urbiotica, Sensoneo), korzysta z architektury przedstawionej na rysunku 9.7. Warstwa sprzętowa bazuje na sensorach komunikujących się z wykorzystaniem standard GPRS, LTE, LoRa, a także SigFox. Pozyskane dane są przetwarzane przez odpowiednio napisane oprogramowanie chmury danych, tak aby można było przekazać użytkownikowi oraz konkretnemu operatorowi śmieciarki niezbędne informacje optymalizujące procesy związane z zarządzaniem odbiorem odpadów komunalnych.

9.4. Podsumowanie

Wdrożone w latach 90. ubiegłego wieku rozwiązania infrastrukturalne radiowej komunikacji bezprzewodowej, zarówno na potrzeby telefonii komórkowej (GSM oraz UMTS), jak i sieci internetowej (WiFi) spowodowały pojawienie się wielu nowych możliwości technologicznych. Informacje pozyskiwane dzięki przetwarzanym danym z wykorzystaniem deterministycznych algorytmów klasyfikacji przestały być już wystarczające. Zaczęto dążyć bowiem do pozyskiwania unikalnej wiedzy w zakresie optymalizacji wszystkich procesów z wykorzystaniem automatycznej komunikacji bez pośrednictwa człowieka. Tak powstała idea Internetu rzeczy i rozpoczęła się czwarta rewolucja przemysłowa. Bardzo bogata infrastruktura sieci szkieletowych stała się bazą dla kolejnych standardów komunikacji, takich jak: ZigBee, Bluetooth LE, NB-IoT, LoRa czy Sigfox. Te zaś pozwalają na dużą efektywność spektralną urządzeń sensorycznych, co przekłada się na oszczędności w zużyciu pobieranej energii i pozwala na ich wieloletnie użytkowanie bez konieczności dodatkowego ładowania. Okazuje się, że takie wymogi są całkowicie wystarczające, aby można było wdrożyć sensorowe systemy bezprzewodowej komunikacji i inteligentnej analizy danych związanych również z monitorowaniem i zarządzaniem procesem odbioru odpadów. Studium przypadku wdrożenia takiego systemu w Seulu, przez jednego ze światowych liderów, firmę Ecube Labs, dowodzi, że można zredukować koszty wywozu odpadów aż o 86% i o 46% przyspieszyć proces ich recyklingu. Wpisuje się to w ideę szybkiego upowszechniania i wdrażania koncepcji tworzenia inteligentnych miast. Dzięki temu bezsprzecznie osiągamy cele w aspekcie i ekonomii, i ekologii, a także ułatwiania codziennego życia. Pozyskiwana wiedza jest jednak już wielowymiarowa i może posłużyć również jako główne źródło informacji o konkretnej osobie, jej preferencjach żywieniowych, zakupowych i zachowaniach. To zaś wykorzystane w sposób nieuprawniony może stać się zwykłą inwigilacją i zagrożeniem naszego bezpieczeństwa. Wyzwaniem zatem dla podmiotów tworzących i wdrażających nowe technologie w tym obszarze jest zapewnienie odpowiedniego poziomu cyberbezpieczeństwa.

Piśmiennictwo

- Bigbelly, <http://bigbelly.com>.
Compology, <https://compology.com>.
Ecube Labs solutions, <http://ecubelabs.com>.
Enevo, <https://www.enevo.com>.
Evans D., 2011. The Internet of Things – How the Next Evolution of the Internet Is Changing Everything, CISCO Internet Business Solutions Group (IBSG), http://www.cisco.com/web/about/ac79/docs/innov/IoT_IBSG_0411FINAL.pdf.
IBM Intelligent Waste Management Platform, <https://www-01.ibm.com/common/ssi/cgi-bin>.
Institute of Electrical and Electronics Engineers, IEEE Std 802.15.4-2006. “Wireless Medium Access Control (MAC) and Physical Layer (PHY) Specifications for Low-Rate Wireless Personal Area Networks (WPANs).
LoRa Alliance, accessed on Jan. 10, 2017. [Online]. Available: <http://loraalliance.org>
Khorov E., Lyakhov A., Krotov A., Guschin A., 2015. A Survey on IEEE 802.11ah: An Enabling Networking Technology for Smart Cities, *Comput. Commun.*, vol. 58.
Mats A., 2014. CTO and Connect Blue Short-Range Low Power Wireless Devices and Internet of Things (IoT), <http://www.connectblue.com>.

Microchip Technology Inc., 2.4 GHz IEEE Std. 802.11 b/g Wireless LAN RN171 Module Specification Sheet.

Schatsky D., Trigunait A., 2016. Internet of Things Dedicated networks and edge analytics will broaden adoption, Deloitte Univeristy Press.

Sensoneo, <http://www.sensoneo.com>.

Shuker M.M, Mohamad A.A.H., 2016. A Study of Efficient Power Consumption Wireless Communication Techniques/Modules for Internet of Things (IoT) Applications, Advances in Internet of Things.

Sigfox, <http://www.sigfox.com/en>

SmartBin, <https://www.smartbin.com>.

Urbiotica, <http://www.urbiotica.com/en>.

Xylouris A., 2017. LPWA announcements increased significantly in 2016 and NB-IoT is at the forefront, Analysys Mason Limited.

ZigBee Alliance, ZigBee Specifications, <http://www.zigbee.org>

<http://ecubelabs.com/case-studies>

www.burbaproject.net

<http://www.cisco.com/c/dam/en/us/solutions/collateral/service-provider/global-cloud-index-gci/white-paper-c11-738085.pdf>

<http://ecubelabs.com/case-studies/dublin-airport>

<http://ecubelabs.com/case-studies/city-of-seoul>

Katarzyna Michniewska

Akademia Leona Koźmińskiego, Katedra Przedsiębiorczości i Etyki w Biznesie,
Centrum Badań Przedsiębiorczości Pozytywnego Wpływu,
ul. Jagiellońska 57/59, 03-301 Warszawa
kmichniewska@kozminski.edu.pl

10. Koncepcja „Zero Odpadów” jako zmiana paradygmatu w gospodarce odpadami

10.1. Słowniczek

Gospodarka o obiegu zamkniętym (circular economy) – nowoczesna koncepcja gospodarcza zmierzająca do racjonalnego wykorzystania zasobów i ograniczenia negatywnego oddziaływania na środowisko wytwarzanych produktów. Zgodnie z tą koncepcją produkty, materiały oraz surowce powinny pozostawać w gospodarce tak długo, jak jest to możliwe, a wytwarzanie odpadów powinno być jak najbardziej zminimalizowane [Komunikat Komisji do Parlamentu Europejskiego, Rady, Europejskiego Komitetu Ekonomiczno-Społecznego i Komitetu Regionów, *Zamknięcie obiegu – plan działania UE dotyczący gospodarki o obiegu zamkniętym*, Bruksela 2.12.2015 r. oraz <https://www.mr.gov.pl/strony/zadania/reindustrializacja-gospodarki/zrownowazon-y-rozwoj-gospodarczy/gospodarka-o-obiegu-zamknietym/>].

Domknięta pętla łańcucha dostaw (Closed Loop Supply Chain) – dążenie do utrzymania surowców w obiegu zamkniętym poprzez odzyskiwanie ich z odpadów i tworzenie z nich nowych produktów; **właściwe rozwiązania produkcyjno-logistyczne, wynikające z planowania, organizowania i racjonalizowania poszczególnych procesów** [Chaberek M., „Dlaczego domykanie pętli łańcucha dostaw jest szczególnie istotne w przypadku dóbr szybko rotujących?”, *Logistyka Odzysku* nr 3/2016 (20) oraz http://europa.eu/rapid/press-release_IP-15-6203_pl.htm].

ReSOLVE – działania, które służą zasobooszczędności i przedłużeniu cyklu życia surowców oraz przyczyniają się do korzystania z zasobów odnawialnych zamiast nieodnawialnych [Ellen MacArthur Foundation, SUN and McKinsey Center for Business and Environment, *Growth Within: A Circular Economy Vision for a Competitive Europe* [2015]. Based on S. Heck, M. Rogers, P. Carroll, *Resource Revolution* 2015].

Upcykling – trend polegający na twórczym przetwarzaniu odpadów, w wyniku którego powstają produkty o wartości wyższej niż przetwarzane surowce. Proces ten pozwala zmniejszyć zarówno ilość odpadów, jak i ilość materiałów wykorzystywanych w produkcji pierwotnej. [<http://art.upcykling.pl/pl/aktualnosci/Czym-wlasciwie-jest-upcykling-5.html>]

Wspólna konsumpcja – postawa społeczeństwa polegająca na coraz mniejszym przykładaniu wagi do posiadania rzeczy na własność na rzecz dostępu do dóbr w czasie, gdy są potrzebne.

Oznacza to możliwość korzystania z jednego zasobu przez dużo większą liczbę użytkowników, a więc lepsze i bardziej efektywne wykorzystanie zasobów „zamkniętych” w produktach [Felson M., and Spaeth J.L. 1978, Community Structure and Collaborative Consumption: A routine activity approach, American Behavioral Scientist, 21 (March–April), s. 614–624].

Współdzielona konsumpcja (ang. collaborative consumption), Ekonomia dzielenia się (ang. sharing economy) – modele ekonomiczne, których podstawą jest nowy trend w gospodarce polegający na bezinteresownym dzieleniu się, wymianie, ale też i na płatnym wypożyczeniu produktów [Botsman R., Rogers R. 2010. What's Mine is Yours: The Rise of Collaborative Consumption, Harper Collins].

Idea Zero Odpadów (ang. Zero Waste) – projektowanie i zarządzanie produktami i procesami w taki sposób, aby maksymalnie unikać i eliminować powstawanie odpadów oraz promować oszczędzanie i odzyskiwanie wszystkich zasobów. Realizacja Zero Waste prowadzi do wielokrotnego wykorzystania tego samego surowca w innych produktach. Odpady w myśl tej idei nie trafiają na składowiska, ani nie są poddawane spalaniu [<http://zwia.org/standards/zw-definition/>].

3D Printing (ang. 3 dimensional, printing – 3DP) – drukowanie przestrzenne, proces wytwarzania trójwymiarowych, fizycznych obiektów na podstawie komputerowego modelu. Jest to najbardziej znana technologia wytwarzania warstwowego, polegająca na warstwowym nanoszeniu materiału przypominającego gips, a następnie na zlepianiu materiału w taki sposób, aby powstał gotowy produkt [Perzanowski M. „Wymyśl, zaprojektuj, wydrukuj i ... załóż!”, Logistyka Odzysku, nr 4/2016 (21)].

4D (dematerialize, digitalize, demonetarize, democratize) – pojęcie dotyczące zjawisk gospodarczych, określane niekiedy pojęciem **Internet rzeczy (ang. IoT – Internet of Things)**. Dematerializacja i digitalizacja polega na przekształceniu przedmiotów fizycznych do ich wersji elektronicznych, tak jak np. zmiana tradycyjnych papierowych książek w e-booki. Skutkuje to znacznym obniżeniem kosztów wytworzenia danego towaru, związanym z brakiem kosztów produkcji, co z kolei wpływa na obniżenie ceny bądź czasem nawet udostępnianie produktu za darmo (np. pierwszy miesiąc na próbę bez opłat). Tego typu zjawiska (demonetaryzacja) zakładają, że wiele produktów i usług przeniesie się do strefy wirtualnej, stając się jednocześnie tańszymi oraz ogólnie dostępnymi dla wszystkich (demokratyzacja) [Singularity University, Executive Program, lipiec, 2016 r.].

10.1. Wymogi formalne zmiany systemu gospodarki odpadami – nowy pakiet dyrektyw GOZ (gospodarka o obiegu zamkniętym) z 2015 roku

Niewystarczające efekty jakie osiągnięto w Unii Europejskiej w związku z nadanymi w ramach rozszerzonej odpowiedzialności producenta poziomami odzysku i recyklingu odpadów opakowaniowych, skłoniły decydentów do dalszych poszukiwań w tym zakresie. Szczególnie duży wpływ na te poszukiwania miał eksport surowców wtórnych do Chin, gdzie realizowana jest znaczna część produkcji światowej. Pogłębiało to deficyt surowcowy na Starym Kontynencie. Początkowo mowa była o ekofektywności czy zasobooszczędności, ale liczne debaty na ten temat dowiodły, że nie jest to wystarczający zakres zmian. W ten sposób narodziło się

pojęcie gospodarki o obiegu zamkniętym. W dniu 2 grudnia 2015 roku Komisja Europejska przedstawiła pakiet dotyczący budowania gospodarki o obiegu zamkniętym (tzw. *circular economy*). Obecnie, w ramach pakietu gospodarki recykulacyjnej, Komisja Europejska prowadzi prace nad wprowadzeniem nowelizacji większości aktów prawnych związanych z gospodarką surowcami. Należą do nich:

- dyrektywa Parlamentu Europejskiego i Rady zmieniająca dyrektywę 2008/98/WE w sprawie odpadów,
- dyrektywa Parlamentu Europejskiego i Rady zmieniająca dyrektywę 94/62/WE w sprawie opakowań i odpadów opakowaniowych,
- dyrektywa Parlamentu Europejskiego i Rady zmieniająca dyrektywę 1999/31/WE w sprawie składowania odpadów,
- dyrektywa Parlamentu Europejskiego i Rady zmieniająca dyrektywy 2000/53/WE w sprawie pojazdów wycofanych z eksploatacji, 2006/66/WE w sprawie baterii i akumulatorów oraz zużytych baterii i akumulatorów i 2012/19/UE w sprawie zużytego sprzętu elektrycznego i elektronicznego.

Pakiet nowelizacji obejmuje również komunikat Komisji Europejskiej zatytułowany „Zamknięcie obiegu – plan działania Unii Europejskiej dotyczący gospodarki o obiegu zamkniętym” [eur-lex.europa.eu].

Do podstawowych celów gospodarki recykulacyjnej należą:

- podniesienie poziomu przygotowania do ponownego użycia i recyklingu odpadów komunalnych do 65% w 2030 r.;
- zakaz składowania segregowanych odpadów oraz ograniczenie odsetka składowanych odpadów komunalnych do 10% do 2030 r.;
- zwiększenie przygotowania do ponownego użycia i poddawania recyklingowi odpadów opakowaniowych do 75% w 2030 r. z uwzględnieniem celów pośrednich 65% w 2025 r. oraz zwiększenie celów dla wybranych grup materiałowych.

Ambitne cele prezentowane w wyżej wymienionych przepisach powodują, że nie można ich ignorować. Popularność idei domykania obiegu pętli łańcucha dostaw w kręgach politycznych i naukowych wymusiła odzew przedsiębiorstw. Szczególną formą odpowiedzi na planowane zmiany legislacyjne jest tworzenie nowych modeli biznesowych.

10.2. Gospodarka o obiegu zamkniętym i jej wpływ na modele biznesowe – schemat ReSOLVE jako przykład wspomagającego narzędzia zmian

Przedsiębiorcy aktywnie odpowiadając na zmiany legislacyjne, ale także modyfikację zachowań ekoświadomych konsumentów, powinni dostosowywać swój model dostarczania wartości do klienta. Coraz częściej klienci oczekują na możliwość zwrotu odpadów, opakowań bądź łatwiejszy dostęp do naprawy czy wymiany produktów w miejsce zastępowania ich stale nowymi modelami czy po prostu nowym produktem w miejsce uszkodzonego, o których to możliwościach obszernie mówią nowelizowane przepisy. Powoduje to, że rośnie znaczenie procesów zaliczanych do logistyki odzysku takich jak: odzysk, recykling, naprawa, odnowa, modernizacja, udoskonalenie czy, nierzadko artystyczny, upcykling. Z tego względu koordynacja przez przedsiębiorców procesów zaliczanych do logistyki odzysku pozwoli na zwiększenie wartości dodanej, generowanej przez poszczególnych uczestników sieci dostaw bez zwiększania masy surowców zaangażowanych w procesy produkcyjne. Działania te będą tańsze, a jednocześnie spotykają się z większą aprobatą po stronie klientów. To dzięki zaangażowaniu uczestników sieci dostaw w ekonomiczne aspekty ochrony środowiska zwiększa się

efekt ekologiczny bez potrzeby wydatkowania środków i znacznych zmian realizowanych procesów. Jako przykład można podać organizację strefy segregacji odpadów i sprzedaży ich po optymalnej cenie do recyklingu. Poza wymienionym przykładem dostępnych jest dużo więcej narzędzi, które pozwolą na połączenie celów ekonomicznych i ekologicznych firm, kreując tym samym nowe rozwiązania modelowe. Planując działania logistyczne mające za zadanie domykanie pętli łańcucha dostaw, a tym samym kreację nowych modeli biznesowych gwarantujących recyrkulację zasobów, należy uwzględnić następujące operacje:

- optymalizacja procesów zwrotu i reklamacji,
- selekcja produktów używanych,
- ocena centrów zbiórki,
- ocena instalacji do odzysku,
- optymalizacja tras przewozu uwzględniająca odzysk i recykling,
- zaplanowanie przyszłości zużytych dóbr,
- wybór odpowiednich dla danego wyrobu rynków wtórnych,
- synchronizacja procesów w łańcuchu dostaw w obiegu zamkniętym,
- ocena strategii marketingowych pod kątem zapewnienia odzysku i recyklingu wyrobów,
- i wiele innych [Pochampally i in. 2009].

Wymienione spektrum działań nie wyczerpuje katalogu dostępnych wariantów domykania pętli łańcucha dostaw. Ważne jest, by wybierać i dostosowywać je z uwzględnieniem potrzeby realizacji celów środowiskowych przedsiębiorcy, których niespełnienie wiąże się z wysokimi karami. Chcąc więc zredukować nieprzewidywane wydatki związane z mandatami inspekcji środowiska, można również dążyć do osiągnięcia profitów z właściwego gospodarowania zasobami zarówno naturalnymi, jak i wtórnymi. Szczególnymi korzyściami ekologicznymi, będącymi wynikiem działań przedsiębiorców zgodnych z ideą domykania pętli łańcucha dostaw, są:

- ograniczenie masy deponowanych odpadów,
- reorganizacja gospodarki odpadami w przemyśle, powodująca większe poszanowanie surowców naturalnych,
- zwiększenie masy surowców wtórnych poddawanych odzyskowi i recyklingowi,
- większe zaangażowanie społeczne w selektywną zbiórkę odpadów,
- realizacja procesów logistyki odzysku w prowadzonej działalności gospodarczej umożliwiająca respektowanie zasady zrównoważonego rozwoju, co stanowi źródło przewagi konkurencyjnej dla sieci dostaw, które jako pierwsze zaimplementują tę koncepcję w swojej strategii działania.

Rosnąca popularność gospodarowania w obiegu zamkniętym skłoniła firmy do poszukiwania wzorcowych rozwiązań w tym zakresie. Na potrzeby te odpowiedziała fundacja Ellen MacArthur, przygotowując narzędzie o nazwie ReSOLVE. Ujęte w schemacie ReSOLVE działania służą zasobooszczędności i przedłużeniu cyklu życia zasobów oraz przyczyniają się do odejścia od użycia zasobów nieodnawialnych na rzecz zasobów odnawialnych. Oto opis przykładowych rodzajów działań dostępnych dla biznesu (tab. 10.1).

Tabela 10.1. Schemat działań ReSOLVE [Ellen MacArthur Foundation 2015]

Lp.	Kategoria działań	Opis działania
1.	REGENERACJA (Regenerate)	Przywracanie, konserwowanie i odbudowa zasobów. Zwrot odzyskanych zasobów przyrodniczych do środowiska.
2.	WSPÓŁDZIELENIE (Share)	Współużytkowanie zasobów, dzielenie się nieruchomościami i ruchomościami (np. pomieszczeniami, urządzeniami, samochodami). Ponowne użycie dóbr (second hand). Wydłużanie żywotności dóbr dzięki możliwości ich konserwacji, zwiększaniu ich wytrzymałości, możliwości ulepszenia itp. (tj. realizacja założeń ekoprojektowania). Odejście od sztucznego skracania cyklu życia produktów.
3.	OPTYMALIZACJA (Optimise)	Zwiększanie efektywności produkcji i wydajności produktów. Unikanie powstawania odpadów na etapie produkcji i w łańcuchach dostaw. Przejście na stosowanie odnawialnych materiałów i źródeł energii.
4.	ZAMYKANIE PĘTLI ŁAŃCUCHA DOSTAW (Closing the Loop)	Naprawa produktów lub komponentów (remanufacturing). Recykling i odzysk oraz ponowne użycie materiałów. Logistyka odzysku jako jeden z kluczowych procesów w łańcuchu kreacji wartości dodanej dla konsumenta. Procesy fermentacji beztlenowej. Ekstrakcja materiałów biochemicznych z odpadów organicznych.
5.	WIRTUALIZACJA (Virtualise)	IoT – Internet rzeczy. Dematerializacja i digitalizacja, tj. eliminowanie materialnych przedmiotów przez dostarczanie ich funkcjonalności (np. zastępowanie książek e-bookami bądź audiobookami, zakupy on-line, wirtualne biura, spotify, netflix i inne platformy zastępujące CD, DVD i inne).
6.	WYMIANA (Exchange)	Zastępowanie dotychczasowych technologii oraz sposobów postępowania przez nowe rozwiązania (np. użycie technologii druku 3D-Printing, transport multimodalny, omnikanaly dystrybucyjne).

Wyżej wymienionych sześć obszarów pozwala na uwzględnienie w nowych modelach biznesowych elementów innowacji będących nieuchronnie kierunkiem zmian oczekiwanych przez konsumentów. Spośród wymienionych elementów bardzo wyraźnie zarysowuje się konieczność minimalizacji konsumpcji, racjonalnego spożywania pokarmów oraz ograniczenia posiadania na rzecz optymalizacji korzystania z rzeczy.

10.3. Idea Zero Waste jako sposób realizacji nowych wymagań ustawowych – ekonomia współdzielenia, minimalizm oraz redukcja marnowania żywności jako postawy konsumentów wyznaczające nowe trendy w kreowaniu wartości dodanej w łańcuchu dostaw

Termin „wspólna konsumpcja” wprowadzili Marcus Felson i Joe L. Spaeth w 1978 roku. Wspólna konsumpcja jest terminem na określenie postawy dotyczącej przykładania przez społeczeństwo coraz mniejszej wagi do posiadania rzeczy na własność na rzecz dostępu do dóbr w czasie, gdy są potrzebne. Oznacza to możliwość korzystania z jednego zasobu przez dużo większą liczbę użytkowników, a więc lepsze i bardziej efektywne wykorzystanie zasobów „zamkniętych” w produktach.

Analizując definicję ekonomii współdzielonej, wyraźnie widać jej wielowątkowość. Wspólna konsumpcja, współdzielona konsumpcja (ang. collaborative consumption) czy też

ekonomia dzielenia się (ang. sharing economy) to terminy opisujące modele ekonomiczne, bazujące czasem na bezinteresownym dzieleniu się, wymianie, ale też i na płatnym wypożyczeniu produktów [Botsman i Rogers 2010]. Termin jest przeciwieństwem posiadania rzeczy na własność. Pasywne podejście globalnych koncernów do problemów środowiskowych spowodowało pobudzenie aktywności konsumentów na tym polu. Technologia i komunikacja równych konsumentów spowodowała wykładnicze zwiększenie skali oddziaływania mocy nabywczej pieniądza na gospodarkę [Sundararajan 2016]. Ekonomia współdzielona angażuje konsumentów także w problemy środowiskowe i pozwala im przejąć inicjatywę w tym zakresie.

Skrajnym przykładem postaw angażujących się w ekonomię współdzielenia są konsumenci oczekujący swych dostaw w sposób niegenerujący odpadów! Idea Zero Odpadów – (Zero Waste) jest dynamicznie zyskującą na znaczeniu filozofią, która zachęca do zmiany projektowania wyrobów i ich opakowań w taki sposób, aby w cyklu życia produktu surowce mogły być wielokrotnie wykorzystywane. Założeniem bardzo istotnym jest to, że odpady w myśl tej idei nie trafiają na składowiska, ani nie są poddawane spalaniu. W sposobie traktowania odpadów staramy się być neutralni wobec środowiska, tym samym dążąc do naśladowania naturalnych procesów w nim zachodzących [https://en.wikipedia.org/wiki/Zero_waste]. Człowiek jest jedyną istotą żywą, która generuje i pozostawia po sobie odpady [McDonnough 2002]. Koncepcja Zero Waste funkcjonuje na tyle długo, że dopracowała się swej własnej hierarchii postępowania. Hierarchia Zero Waste jest zestawem procesów, które mają na celu ochronę środowiska naturalnego z szerszej perspektywy niż powszechnie znana hierarchia sposobów postępowania z odpadami. Reguły Zero Waste wskazują, że nacisk należy położyć na zasoboszczędność i unikanie powstawania odpadów, co doprowadzi do wyeliminowania potrzeby prowadzenia samej gospodarki odpadami. Stąd w hierarchii Zero Odpadów recykling (będący znacznie bardziej przyjazną dla środowiska formą zagospodarowania odpadów niż wciąż bardzo powszechne składowanie) jest paradoksalnie zlokalizowany najniżej i zakłada się jego wykorzystanie jedynie do przetwarzania pozostałości wyrobów, których powstania nie udało się niestety uniknąć [<https://www.zerowasteurope.eu/2013/09/the-story-of-capannori-a-zero-waste-champion/>].

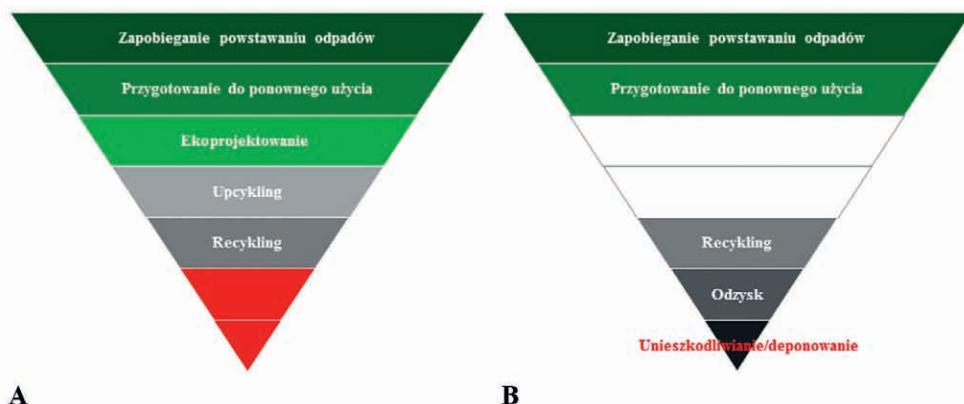
Hierarchia postępowania z surowcami według koncepcji Zero Odpadów:

1. Unikanie generowania odpadów i ochrona surowców.
2. Wspieranie cyklicznego wykorzystywania surowców i tworzenie zachęt do eliminowania marnotrawstwa.
3. Przemysłowe projektowanie produktów do ponownego wykorzystania i zwracania do obiegu.
4. Ponowne użycie – utrzymanie funkcji i wartości produktów w maksymalnie długim okresie.
5. Recykling pozostałości w sposób bezpieczny dla środowiska i blisko miejsc powstawania (rys. 10.1).

Wśród zalet koncepcji akcentowanych przez zwolenników Zero Waste należy wymienić [https://en.wikipedia.org/wiki/Zero_waste]:

- Oszczędność pieniędzy. Odpady są efektem braku gospodarności i ich redukcja może zredukować jednocześnie koszty.
- Szybszy postęp. Koncepcja Zero Odpadów usprawnia produkcję i doskonali procesy prewencyjne w ochronie środowiska, wszystko to umożliwia realizację dużych, bardziej innowacyjnych przedsięwzięć w tych obszarach.

- Ruch ten stanowi istotne wsparcie dla idei zrównoważonego rozwoju. Jest on zbieżny z trzema podstawowymi celami ekorozwoju: ekonomiczny wzrost, ochrona środowiska i społeczny dobrobyt mieszkańców.
- Usprawnienie przepływów materiałowych. Według idei Zero Odpadów zużywa się dużo mniej surowców naturalnych i dużo mniej kieruje się na składowiska. Celem jest unikanie składowania i spalania odpadów. Surowce powinny być albo zwracane do producenta do odzysku lub recyklingu, albo powinien być produkowany z nich kompost, w zależności od rodzaju surowca.



Rys. 10.1. Hierarchia postępowania z odpadami wg koncepcji Zero Waste (A) [Ellen MacArthur Foundation 2015] oraz klasyczna hierarchia postępowania z odpadami (B) (opracowanie własne na podstawie danych Komisji Europejskiej [<http://ec.europa.eu/environment/waste/framework/index.htm>])

Omawiane aspekty podejścia do problematyki generowania odpadów uwzględniają także coraz częściej kwestię marnowania żywności. W szerokich kręgach diskutowana jest zasadność umieszczania dat przydatności do spożycia na produktach, które mogą być w bezpieczny sposób spożywane długo po tych okresach. Sztuczne napędzanie zastępowania tych produktów wyrobami świeższymi powoduje nie tylko marnotrawienie środków spożywczych, ale także zbędne i nieuzasadnione generowanie odpadów z tym związanych, a także zaprzeczca pracę wykonaną w całym łańcuchu dostaw przy dostarczaniu wyrobów do punktu sprzedaży. Zgodnie z informacjami podawanymi przez Banki Żywności w Polsce marnujemy rocznie 9 mln ton odpadów. Sejm pracuje nad ustawą o zapobieganiu marnowaniu żywności [<http://www.bankizywnosci.pl/pl/aktualnosci/ustawa-o-zapobieganiu-marnowaniu-zywnosci-przyjeta-do-glosowania-przez-sejm.html>], co znacznie oczyści strumień odpadów, podnosząc walory surowców do recyklingu po wyeliminowaniu frakcji bio.

Wyraźnie więc widoczne jest, że koncepcja Zero Waste jest podejściem dużo szerszym do problemu powstawania odpadów niż tylko ich odzysk i recykling, a jednocześnie jest ideą innowacyjną, gdyż w swych założeniach niweluje problem konieczności gospodarowania odpadami.

10.4. Nowe technologie jako wsparcie w recykulacji zasobów – 3D-Printing, nowe źródła zasobów naturalnych, pozyskiwanie odpadów z mórz i oceanów, 4D (dematerialize, digitalize, demonetarize, democratize)

Duże nadzieje na poprawę stanu środowiska naturalnego (jeden z celów odzysku i recyklingu surowców) rodzi rozwój nowego sektora gospodarki powiązanego z technologią 3D Printing [Perzanowski 2016]. Recykulacja surowca z jednego przedmiotu w drugi na wyciągnięcie ręki w dowolnym miejscu (także w domu) otwiera bezkresne możliwości dla gospodarki o obiegu zamkniętym. Do tego ogranicza znacznie koszty transportu i zapotrzebowanie na paliwa (w tym także szkodliwe emisje) związane z dostawami w łańcuchu dostaw. Sklepy przyszłości takie, w których wirtualnie dokonuje się zmiany kształtu, koloru oraz przeznaczenia surowca, istnieją i funkcjonują jako konkretne przykłady i kierunki rozwoju gospodarki światowej, zarówno w kontekście recykulacji zasobów, ale także mody, stylu życia czy zasad konsumpcji [Singularity University 2016].

W związku z innowacyjnymi zmianami w gospodarce argumentowanie potrzeby segregacji odpadów deficytowością surowców wtórnych nie jest już dłużej możliwe. Zarówno w perspektywie nowych źródeł surowców, jak i nowych technologii, to czy segregujemy odpady, czy nie staje się wyłącznie kwestią kultury osobistej i higieny oraz porządku.

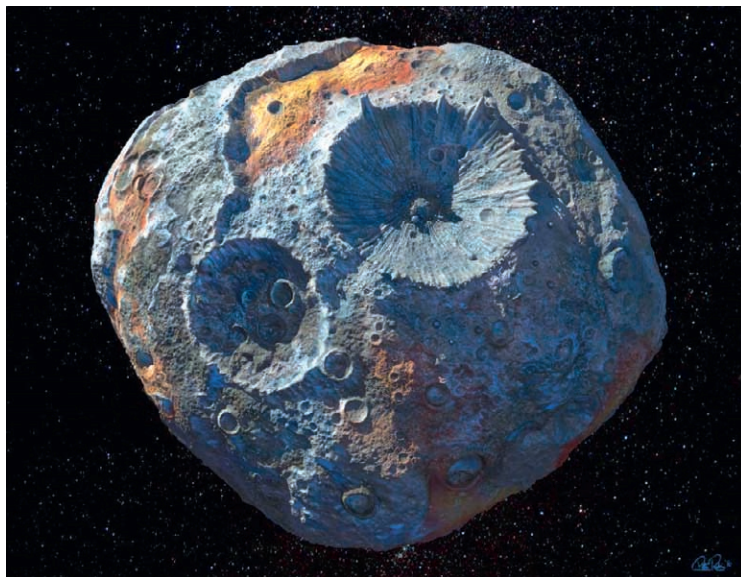
Dodatkowo, naukowcy z NASA zaprzeczyli jakoby surowce mogły być dalej określane mianem deficytowych. Odnaleziono znaczące zasoby surowców w przestrzeni kosmicznej, które w niedalekiej przyszłości będą eksploatowane. Trwają prace nad legalizacją kwestii praw własności i sposobów pozyskiwania oraz rozdysponowania tymi dobrami [Singularity University 2016]. Planetoida o nazwie „16 Psyche” warta 10 trylionów dolarów (10 i 18 zer) może rozwiązać nie tylko kłopoty z surowcami, ale i wszelkie finansowe problemy gospodarek świata [<http://globalnews.ca/news/3175097/nasa-plans-mission-to-a-metal-rich-asteroid-worth-quadrillions/>]. Znajduje się ona między Marsem a Jowiszem i trwają przygotowania NASA do misji w jej kierunku (2020 rok zaplanowana misja bezzałogowa, 2023 rok załogowa, która dotarłaby tam około roku 2030). Planetoida ma 210 km średnicy i składa się głównie z niklu i żelaza oraz innych metali rzadkich, w tym złota i miedzi (rys. 10.2).

Odkrycie to będzie miało wiele skutków technologicznych dla pozostałych branż gospodarki, w tym gospodarki odpadami oraz przyczyni się do powstania ewentualnych nowych, nieznanych jeszcze technologii, w szczególności związanych z wydobyciem i transportem cennych kruszców.

Paradoksalnie, mimo że obecnie na Ziemi mówimy o deficytowości surowców, około 3,5 mln ton odpadów, głównie (ok. 90%) z plastiku, dryfuje na Pacyfiku w okolicach wysp Midway Atol [<http://edition.cnn.com/videos/us/2016/11/30/midway-plastic-island-nick-paton-walsh-orig-jql.cnn>]. Odpady te są szkodliwe dla naszego zdrowia i życia, gdyż za pośrednictwem zwierząt morskich dostają się do naszego układu pokarmowego, powodując nowotwory i alergie [https://pl.wikipedia.org/wiki/Wielka_Pacyficzna_Plama_%C5%9Amieci]. Dotychczas naukowcy nie znaleźli rozwiązania tego problemu, choć w obszarze gospodarowania odpadami jest to jeden z największych problemów wymagający innowacji technologicznych.

Widać wyraźnie tendencje wskazujące na potrzebę większego poszanowania surowców wtórnych. Jednocześnie rozwój technologii i innowacyjność rozprzestrzeniające się w gospodarce sugerują, iż będziemy mieli do czynienia z dematerializacją, digitalizacją, demonetyzacją i demokratyzacją zjawisk gospodarczych (4D). Dematerializacja i digitalizacja polega na przejściu z przedmiotów fizycznych do wersji komputerowych, na przykład książek w e-booki.

W efekcie znaczne obniżenie kosztów (nie występuje produkcja – pierwowzór jest zazwyczaj dystrybuowany w wersji elektronicznej) powoduje obniżenie ceny bądź czasem nawet udostępnianie za darmo (np. pierwszy miesiąc na próbę bez opłat). Tego typu zjawisko powoduje znaczące zwiększenie dostępności danego produktu i usługi, jednocześnie przesycając rynek. Zjawiska te określane także jako Internet rzeczy (ang. IoT – Internet of Things) wskazują, że wiele produktów i usług przeniesie się do strefy wirtualnej, będąc jednocześnie tańszymi lub darmowymi, a przed to ogólnie dostępnymi dla wszystkich. Dzięki temu zaprzestana zostanie produkcja wielu produktów (np. płyty DVD zostaną zastąpione usługą Netflix, płyty CD zostaną zastąpione usługą Spotify), co spowoduje redukcję odpadów powiązanych wcześniej z manufakturą.



Rys. 10.2. Wizualizacja Psyche – planetoidy, która rozwiąże większość problemów finansowych współczesnego świata

[<http://globalnews.ca/news/3175097/nasa-plans-mission-to-a-metal-rich-asteroid-worth-quadrillions/>]

10.5. Podsumowanie

Powyżej zaprezentowane innowacje, które będą efektem wdrożenia idei Zero Waste zarówno w aspekcie unikania produkcji odpadów, jak i efektywnego recyklingu, przyczynią się do przeobrażeń gospodarczych na skalę kolejnej rewolucji. Koncepcja opisywana mianem 4D spowoduje zmianę struktury odpadów i sposobu podejścia do ich zagospodarowania. Odkrywanie nowych źródeł surowców zmusi do wypracowania nowych sposobów ich wydobycia i transportu. Deficytowość zmusi do recykulacji surowców obecnie dostępnych. Nowe wymagania konsumentów w aspektach ekologicznych doprowadzą do powstania nowych modeli biznesowych świadczenia usług i dostarczania wyrobów. Według założeń idei Zero Odpadów możliwe to będzie przy minimalnym lub z całkowitym pominięciem powstawania odpadów. Wpłynie to drastycznie na zmianę sposobu prowadzonej obecnie gospodarki odpadami, podważając potrzebę jej istnienia – nastąpi zatem zmiana paradygmatu gospodarki odpadami.

Piśmiennictwo

- Botsman R., Rogers R., 2010. What's Mine is Yours: The Rise of Collaborative Consumption, Harper Collins.
- Chaberek M., 2016. „Dlaczego domykanie pętli łańcucha dostaw jest szczególnie istotne w przypadku dóbr szybko rotujących?”, *Logistyka Odzysku* nr 3 (20).
- Ellen MacArthur Foundation, SUN and McKinsey Center for Business and Environment, Growth Within: A Circular Economy Vision for a Competitive Europe (2015). Based on S. Heck, M. Rogers, P. Carroll, Resource Revolution (2015).
- Felson M., and Spaeth J.L., 1978. Community Structure and Collaborative Consumption: A routine activity approach, *American Behavioral Scientist*, 21 (March–April), 614–624.
- Komunikat Komisji do Parlamentu Europejskiego, Rady, Europejskiego Komitetu Ekonomiczno-Społecznego i Komitetu Regionów, Zamknięcie obiegu – plan działania UE dotyczący gospodarki o obiegu zamkniętym, Bruksela 2.12.2015 r.
- McDonnough W., 2002. Cradle to Cradle. Remaking the Way We Make Things, North Point Press, New York.
- Perzanowski M., 2016. „Wymyśl, zaprojektuj, wydrukuj i ... załóż!”, *Logistyka Odzysku*, nr 4 (21).
- Pochampally K.K., Nukala S., Gupta S.M. 2009. Strategic Planning. Models for reverse and closed loop supply chains, CRC Press.
- Singularity University, Executive Program, lipiec, 2016 r.
- Sundararajan A., 2016. Sharing Is Contagious: An Infographic on the Rise of Collaborative Consumption, MIT Press.
- eur-lex.europa.eu
- <http://art.upcykling.pl/pl/aktualnosci/Czym-wlasciwie-jest-upcykling-5.html>
- <http://edition.cnn.com/videos/us/2016/11/30/midway-plastic-island-nick-paton-walsh-orig-jql.cnn>
- http://europa.eu/rapid/press-release_IP-15-6203_pl.htm
- <http://globalnews.ca/news/3175097/nasa-plans-mission-to-a-metal-rich-asteroid-worth-quadrillions/>
- <http://www.bankizywnosci.pl/pl/aktualnosci/ustawa-o-zapobieganiu-marnowaniu-zywnosci-przyjeta-do-glosowania-przez-sejm.html>
- <http://zwia.org/standards/zw-definition/>
- https://en.wikipedia.org/wiki/Zero_waste
- https://pl.wikipedia.org/wiki/Wielka_Pacyficzna_Plama_%C5%9Amieci
- <https://www.mr.gov.pl/strony/zadania/reindustrializacja-gospodarki/zrownowazony-rozwoj-gospodarczy/gospodarka-o-obiegu-zamknietym/>
- <https://www.zerowasteurope.eu/2013/09/the-story-of-capannori-a-zero-waste-champion/>