

Praca zbiorowa pod redakcją
Sebastiana **WERLE**
Joanny **FERDYN-GRYGIEREK**

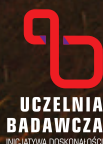
MONOGRAFIA

OCHRONA KLIMATU I ŚRODOWISKA NOWOCZESNA ENERGETYKA WYBRANA PROBLEMATYKA



Ochrona Klimatu i Środowiska,
Nowoczesna Energetyka

PRIORYTETOWE OBSZARY BADAWCZE POLITECHNIKI ŚLĄSKIEJ



Wydawnictwo Politechniki Śląskiej
GLIWICE 2024
UIW 48600



**Praca zbiorowa pod redakcją
Sebastiana WERLE
Joanny FERDYN-GRYGIEREK**

**OCHRONA KLIMATU I ŚRODOWISKA
NOWOCZESNA ENERGETYKA
WYBRANA PROBLEMATYKA**

**WYDAWNICTWO POLITECHNIKI ŚLĄSKIEJ
GLIWICE 2024
UIW 48600**

Opiniodawcy

Prof. dr hab. Aneta MAGDZIARZ

Prof. dr hab. inż. Robert SEKRET

Kolegium redakcyjne

REDAKTOR NACZELNY – Dr hab. inż. Barbara KULESZ, prof. PŚ

REDAKTOR DZIAŁU – Dr hab. inż. Jolanta GUMIŃSKA, prof. PŚ

SEKRETARZ REDAKCJI – Mgr Monika MOSZCZYŃSKA-GŁOWACKA

Wydano za zgodą

Rektora Politechniki Śląskiej

Redakcja językowa

Mgr Joanna BULSKA

Redakcja techniczna

Ewa TENEROWICZ

Skład i łamanie

Joanna JENCZEWSKA-PAJKA

Projekt okładki

Maciej MUTWIL

e-ISBN 978-83-7880-978-4

© Copyright by

Wydawnictwo Politechniki Śląskiej

Gliwice 2024

SPIS TREŚCI

PRZEDMOWA.....	13
1. MOŻLIWOŚCI ZAGOSPODAROWANIA FRAKCJI NADSITOWEJ ODPADÓW KOMUNALNYCH ZMIESZANYCH <i>Wojciech Hryb, Andrzej J. Wandrasz.....</i>	15
2. OZNACZANIE ZAWARTOŚCI BIEWĘGLA W OPAKOWANIACH JEDNORAZOWYCH METODĄ CIEKŁOSCYNTRYLACYJNĄ <i>Komal Aziz Gill, Danuta J. Michczyńska, Adam Michczyński.....</i>	29
3. INNOWACYJNE METODY TERMICZNEGO ROZDZIAŁU ODPADÓW ZAWIERAJĄCYCH TWORZYWA SZTUCZNE <i>Tomasz Józef Jaworski, Wojciech Hryb.....</i>	40
4. BADANIA WĘGLA AKTYWNEGO UZYSKANEGO Z ODPADÓW DREWNOPOCHODNYCH <i>Kalina Turyła, Małgorzata Kajda-Szcześniak, Daniel Lot, Weronika Barańska, Anna Jabłońska, Oliwia Morkisz, Hanna Witańska, Waldemar Ścierski, Anna Mainka</i>	62
5. DEGRADACJA WYBRANYCH OPAKOWAŃ JEDNORAZOWEGO UŻYTKU W WARUNKACH KOMPOSTOWANIA <i>Monika Czop.....</i>	75
6. ZWIĄZKI POCHODZENIA NATURALNEGO JAKO EKOLOGICZNA ALTERNATYWA DLA SYNTETYCZNYCH PESTYCYDÓW <i>Marianna Kostina-Bednarz, Hanna Barchańska, Joanna Płonka.....</i>	86
7. ZAUTOMATYZOWANE STANOWISKO DO BADANIA WYBRANYCH PARAMETRÓW WODY Z ZASTOSOWANIEM POMIARÓW SPEKTROMETRYCZNYCH <i>Patryk Radek, Marek Kciuk, Ewa Puszczalo, Anna Marszałek, Michał Śladek, Jakub Siemieniaka, Weronika Wojcik, Bartosz Krzan</i>	100
8. CHEMOMETRYCZNE METODY ANALIZY DANYCH SPEKTROSKOPOWYCH W OPRACOWANIU ALGORYTMU WYKRYWANIA NIELEGALNEGO SPALANIA ODPADÓW W PALENISKACH DOMOWYCH <i>Marcin Sajdak, Izabela Mazur</i>	110

9. CZY ROSNĄCY POZIOM DWUTLENKU WĘGLA W POWIETRZU MOŻE MIEĆ WPLYW NA FUNKCJONOWANIE DRZEW DOTKNIĘTYCH PRZEZ SUSZĘ?
Barbara Benisiewicz, Sławomiara Pawełczyk 130
10. WYSOKOSPRAWNA CHROMATOGRAFIA CIENKOWARSTWOWA: WYKRYWANIE, OZNACZANIE ILOŚCIOWE I ZASTOSOWANIE W OCENIE SUBSTANCJI ZANIECZYSZCZAJĄCYCH I LOSÓW W ŚRODOWISKU
Bhautik Dave, Ewa Łobos-Moysa, Milan S. Thakar, Pooja Trivedi, Gaurang M. Sindhav, Rushikesh Joshi..... 140
11. POTENCJAŁ FYLLOREMEDIACYJNY ROŚLIN POKOJOWYCH W USUWANIU ZANIECZYSZCZEŃ FIZYCZNYCH I MIKROBIOLOGICZNYCH Z POWIETRZA – BADANIA WSTĘPNE
Aleksandra Ziemińska-Buczyńska, Beata Kończak, Filip Gamoń, Karolina Pawłusińska, Ewa Brągoszewska..... 163
12. SYMULACJA PROCESU OZONOWANIA PRZY ZMIENNYCH PARAMETRACH WENTYLACJI W CELU ELIMINACJI BIOAEROZLI BAKTERYJNYCH I GRZYBOWYCH W PRZESTRZENIACH ZAMKNIĘTYCH
Walter Mucha, Ewa Zabłocka-Godlewska, Jakub Baran 174
13. WŁAŚCIWOŚCI DŁUGOTRMINOWE CZUJNIKÓW PYŁU ZAWIESZONEGO W POWIETRZU PMS7003 – WSKAZANIA DO REKALIBRACJI
Alicja Wiora 183
14. REDUKCJA ZANIECZYSZCZENIA POWIETRZA GAZAMI I PYŁAMI POWSTAŁYMI PODCZAS PROWADZENIA EKSPLOATACJI WĘGLA BRUNATNEGO JAKO ELEMENT PROFILAKTYKI W PROCEDURZE OCENY RYZYKA ZAWODOWEGO
Anna Morcinek-Słota..... 198
15. JAKOŚĆ POWIETRZA W KABINACH EKSPLOATOWANYCH SAMOCHODÓW OSOBOWYCH
Barbara Kozielska, Anna Poloczek..... 212
16. WPLYW OZONOWANIA PROWADZONEGO PRZY RÓŻNYM NATĘŻENIU PRZEPIYWU POWIETRZA WENTYLACYJNEGO NA SKŁAD BIOAEROZOLU
Ewa Zabłocka-Godlewska, Walter Mucha, Alex Borkowski, Aleksandra Bieniek, Kamil Foit, Karolina Hulboj, Kamil Krawczyk..... 223

17. BUDOWA ELEKTRONICZNEGO MODELU URZĄDZENIA DO
POMIARU WYBRANYCH PARAMETRÓW POWIETRZA
W POMIESZCZENIACH ZAMKNIĘTYCH
Tomasz Grychowski..... 234
18. BADANIA PRZYDATNOŚCI WYBRANYCH SOLANEK DO PROCESU
MAGAZYNOWANIA ENERGII CIEPLNEJ Z WYKORZYSTANIEM
TECHNOLOGII STAWÓW SŁONECZNYCH NA TERENACH
POKOPALNIANYCH
*Grzegorz Wiciak, Paweł Findysz, Katarzyna Janusz-Szymańska,
Leszek Remiorz* 247
19. WYBRANE ASPEKTY GRAWITACYJNEGO MAGAZYNOWANIA
ENERGII W MAŁEJ SKALI
Leszek Remiorz, Dominik Hulak, Mahdi Deymi-Dashtebayaz 259
20. ALGORYTMY I PROGRAMY OBLICZENIOWE INTEGRALNEJ
ANALIZY I SYNTEZY OGNIW PALIWOWYCH I ELEKTROLIZERÓW
Tadeusz Chmielniak, Leszek Remiorz 270
21. ZMIANY W KONSTRUKCJI KRZEMOWYCH OGNIW SŁONECZNYCH
W CELU POPRAWY ICH WŁASNOŚCI OPTYCZNYCH
I ELEKTRYCZNYCH
*Magdalena Monika Szindler, Aleksandra Drygala,
Małgorzata Musztyfaga-Staszuk, Marek Szindler, Paweł Jarka*..... 298
22. WYBRANE ASPEKTY ŚRODOWISKOWE ENERGETYKI JĄDROWEJ
W POLSCE
Tomasz Bury, Małgorzata Hanuszkiewicz-Drapała 314
23. ROZPOZNANIE STRUKTURY GÓROTWORU METODĄ
PRZEŚWIETLANIA SEJSMICZNEGO PRZY UŻYCIU AUTOMATYCZNEGO
ŹRÓDŁA SEJSMICZNEGO PODCZAS PRACY ŚCIANY
EKSPLOATACYJNEJ
Przemysław Sierodzki, Leszek Remiorz..... 327
24. OCENA POZIOMU ZAGROŻENIA KLIMATYCZNEGO KOPALNI
WĘGLA KAMIENNEGO WRAZ Z ZASADNOŚCIĄ BUDOWY UKŁADU
KLIMATYZACJI – STUDIUM PRZYPADKU
Krzysztof Słota, Zbigniew Słota, Anna Morcinek-Słota 335
25. PROJEKT WENTYLACJI PRZY ZABEZPIECZANIU PUSTEK
I STABILIZACJI GÓROTWORU W PODZIEMNYM OBIEKCIE
MUZEALNYM
Krzysztof Słota 353

26. ANALIZA MOŻLIWOŚCI I ZAKRES WYKORZYSTANIA WÓD DOŁOWYCH DO CHŁODZENIA SKRAPLACZY AGREGATÓW CHŁODNICZYCH
Krzysztof Słota 363
27. DOKŁADNOŚĆ OBJĘTOŚCI ZWAŁOWISKA KAMIENIA OBLICZONYCH RÓŻNYMI PROGRAMAMI KOMPUTEROWYMI
Justyna Paszek..... 376
28. STUDIUM PRZYPADKU DLA WYBRANEGO PROBLEMU GEOTECHNICZNEGO W INŻYNIERII ŚRODOWISKA NA PRZYKŁADZIE UPROSZCZONEGO MODELOWANIA NUMERYCZNEGO TRAGICZNEGO OSUNIĘCIA ZBOCZA W BATANG KALI (MALEZJA)
Puteri Nur Atiqah Bandira, Krzysztof Tomiczek, Mou Leong Tan 392
29. AUTOMATYCZNY SYSTEM ZMIANY LOKALIZACJI PUNKTÓW POMIAROWYCH W KOMORACH BADAWCZYCH LABORATORIUM AKUSTYKI BUDOWLANEJ
Rafał Żuchowski, Artur Nowoświat, Damian Krawczyk, Karol Badura, Grzegorz Finkielman, Marcin Nitszke, Mateusz Wroński, Seweryn Rusecki, Nikodem Bartnik..... 408
30. ZAPOTRZEBOWANIE I MOŻLIWOŚCI OPRACOWANIA NOWEGO TYPU WENTYLATORA OSIOWEGO O WYSOKIEJ SPRAWNOŚCI DO OBSZARÓW ZAGROŻONYCH WYBUCEM – ANALIZA TECHNICZNO-PRAWNA
Zbigniew Słota 418
31. BADANIE HAŁASU SYSTEMU PRODUKCYJNEGO Z ZASTOSOWANIEM DEMONSTRATORA CENTRUM TESTOWANIA TECHNOLOGII PRZEMYSŁU 4.0
Waldemar Paszkowski, Andrzej Loska..... 429
32. PROMOWANIE MYŚLENIA OPARTEGO NA CYKLU ŻYCIA W SZKOLNICTWIE WYŻSZYM (LIFE-C)
Szymon Sobek, Lidia Lombardi, Gabriella Arcese, Grazia Chiara Elmo, Konstantinos Moustakas, Maria Kyriazi, Mika Horttanainen, Kaisa Grönman 445
33. DROGA POLSKICH UCZELNI W KIERUNKU ZRÓWNOWAŻONEGO ROZWOJU – IDENTYFIKACJA STANU BIEŻĄCEGO NA PODSTAWIE WYBRANYCH RANKINGÓW ŚWIATOWYCH
Małgorzata Hordyńska, Monika Michalska, Anna K. Stasiuk-Piekarska..... 455

34. TRANSFORMACJA SYSTEMU ENERGETYCZNEGO W POLSCE NA TLE POZOSTAŁYCH PAŃSTW UNII EUROPEJSKIEJ: WYZWANIA I PERSPEKTYWY	
<i>Anna Bluszcz, Anna Manowska</i>	469
35. WYBRANE ASPEKTY KOSZTÓW NIEZBILANSOWANIA ZAPOTRZEBOWANIA NA ENERGIĘ ELEKTRYCZNĄ, DETERMINOWANYCH JAKOŚCIĄ PROGNOZ	
<i>Paweł Machał, Leszek Remiorz, Dariusz Bukowiec</i>	491
36. ROZWIĄZANIA ZIELONYCH DACHÓW W ZRÓWNOWAŻONYCH PRZESTRZENIACH MIEJSKICH	
<i>Szymon Dawczyński</i>	502
STRESZCZENIE.....	517

CONTENTS

PREFACE	13
1. POSSIBILITIES OF MANAGING THE OVER-SIEVE FRACTION OF MIXED MUNICIPAL WASTES <i>Wojciech Hryb, Andrzej J. Wandrasz.....</i>	15
2. BIO-CARBON CONTENT DETERMINATION IN DISPOSABLE PACKAGING BY LIQUID SCINTILLATION COUNTING <i>Komal Aziz Gill, Danuta J. Micheżyńska, Adam Micheżyński.....</i>	29
3. INNOVATIVE METHODS OF THERMAL SEPARATION OF WASTE CONTAINING PLASTICS <i>Tomasz Józef Jaworski, Wojciech Hryb.....</i>	40
4. INVESTIGATIONS ON ACTIVATED CARBON FROM WOOD WASTE <i>Kalina Turyła, Małgorzata Kajda-Szcześniak, Daniel Lot, Weronika Barańska, Anna Jabłońska, Oliwia Morkisz, Hanna Witańska, Waldemar Ścierański, Anna Mainka</i>	62
5. DEGRADATION OF SELECTED SINGLE-USE PACKAGING UNDER CONDITIONS OF COMPOSTING <i>Monika Czop.....</i>	75
6. COMPOUNDS OF NATURAL ORIGIN AS AN ECOLOGICAL ALTERNATIVE TO SYNTHETIC PESTICIDES <i>Marianna Kostina-Bednarz, Hanna Barchańska, Joanna Płonka.....</i>	86
7. AUTOMATED SPECTROSCOPIC MEASUREMENT STAND FOR CHOSEN WATER PARAMETERS ANALYSIS <i>Patryk Radek, Marek Kciuk, Ewa Puszczało, Anna Marszałek, Michał Śladek, Jakub Siemieniaka, Weronika Wojcik, Bartosz Krzan</i>	100
8. CHEMOMETRIC APPROACH IN SPECTROSCOPIC DATA ANALYSIS IN THE DEVELOPMENT OF AN ALGORITHM FOR DETECTION OF ILLEGAL DOMESTIC WASTE COMBINATION IN DOMESTIC BOILERS <i>Marcin Sajdak, Izabela Mazur</i>	110

9. DO TREES AFFECTED BY DROUGHT ARE SENSITIVE TO RISING ATMOSPHERIC CARBON DIOXIDE CONCENTRATION?
Barbara Benisiewicz, Sławomiara Pawełczyk 130
10. HIGH PERFORMANCE THIN LAYER CHROMATOGRAPHY: DETECTION, QUANTIFICATION, AND IMPLEMENTATION IN ASSESSING POLLUTANTS AND ENVIRONMENTAL FATE
Bhautik Dave, Ewa Lobos-Moysa, Milan S. Thakar, Pooja Trivedi, Gaurang M. Sindhav, Rushikesh Joshi..... 140
11. PHYULOREMEDIATION POTENTIAL OF INDOOR PLANTS IN PHYSICAL AND MICROBIOLOGICAL AIR POLLUTION REMOVAL – PRELIMINARY STUDIES
Aleksandra Ziemińska-Buczyńska, Beata Kończak, Filip Gamoń, Karolina Pawlusińska, Ewa Brągoszewska 163
12. SIMULATION OF THE OZONATION PROCESS WITH VARIABLE VENTILATION PARAMETERS TO ELIMINATE BACTERIAL AND FUNGAL BIOAEROSOLS IN CLOSED SPACES
Walter Mucha, Ewa Zabłocka-Godlewska, Jakub Baran 174
13. LONG-TERM PROPERTIES OF PMS7003 PARTICULATE MATTER SENSORS – RECOMMENDATION FOR RECALIBRATION
Alicja Wiora 183
14. REDUCTION OF AIR POLLUTION BY GASES AND DUST FROM LIGNITE MINING AS A PREVENTIVE ELEMENT IN THE OCCUPATIONAL RISK ASSESSMENT PROCEDURE
Anna Morcinek-Słota..... 198
15. AIR QUALITY INSIDE PASSENGER VEHICLES' CABINS
Barbara Kozielska, Anna Poloczek..... 212
16. IMPACT OF THE OZONATION PROCESS CARRIED OUT AT DIFFERENT VENTILATION AIR FLOW RATES ON THE BIOAEROSOL COMPOSITION
Ewa Zabłocka-Godlewska, Walter Mucha, Alex Borkowski, Aleksandra Bieniek, Kamil Foit, Karolina Hulboj, Kamil Krawczyk 223
17. CONSTRUCTION OF AN ELECTRONIC MODEL OF A MEASUREMENT DEVICE OF SELECTED AIR INDOOR PARAMETERS
Tomasz Grychowski..... 234

18. INVESTIGATION OF THE SUITABILITY OF SELECTED BRINES FOR THE PROCESS OF THERMAL ENERGY STORAGE USING SOLAR POND TECHNOLOGY IN POST-MINING AREAS <i>Grzegorz Wiciak, Paweł Findysz, Katarzyna Janusz-Szymańska, Leszek Remiorz</i>	247
19. SELECTED ASPECTS OF GRAVITY ENERGY STORAGE IN SMALL SCALE <i>Leszek Remiorz, Dominik Hulak, Mahdi Deymi-Dashtebayaz</i>	259
20. ALGORITHMS AND CALCULATIONAL PROGRAMS FOR INTEGRAL ANALYSIS AND SYNTHESIS OF FUEL CELLS AND ELECTROLYZERS <i>Tadeusz Chmielniak, Leszek Remiorz</i>	270
21. CHANGES IN THE DESIGN OF SILICON SOLAR CELLS TO IMPROVE THEIR OPTICAL AND ELECTRICAL PROPERTIES <i>Magdalena Monika Szindler, Aleksandra Drygala, Małgorzata Musztyfaga-Staszuk, Marek Szindler, Paweł Jarka</i>	298
22. SELECTED ENVIRONMENTAL ASPECTS OF NUCLEAR POWER ENGINEERING IN POLAND <i>Tomasz Bury, Małgorzata Hanuszkiewicz-Drapała</i>	314
23. IDENTIFICATION OF ROCK MASS STRUCTURE BY MEANS OF SEISMIC SCREENING USING AN AUTOMATIC SEISMIC SOURCE DURING OPERATION OF A LONGWALL FACE <i>Przemysław Sierodzki, Leszek Remiorz</i>	327
24. ASSESSMENT OF THE LEVEL OF CLIMATIC RISK OF A COAL MINE ALONG WITH THE RATIONALE FOR THE CONSTRUCTION OF AN AIR-CONDITIONING SYSTEM – A CASE STUDY <i>Krzysztof Słota, Zbigniew Słota, Anna Morcinek-Słota</i>	335
25. DESIGN OF VENTILATION IN SECURING VOIDS AND STABILIZING ROCK MASS IN AN UNDERGROUND MUSEUM FACILITY <i>Krzysztof Słota</i>	353
26. ANALYSIS OF THE POSSIBILITY AND SCOPE OF USING UNDERGROUND WATER FOR COOLING CONDENSERS OF CHILLERS <i>Krzysztof Słota</i>	363
27. ACCURACY OF THE VOLUMES OF STONES STACK CALCULATED BY DIFFERENT COMPUTER PROGRAMS <i>Justyna Paszek</i>	376

28. SELECTED ENVIRONMENTAL ENGINEERING PROBLEM OF GEOTECHNICAL NUMERICAL MODELLING OF SLOPE LANDSLIDES USING A SIMPLIFIED LANDSLIDE MODEL BASED ON BATANG KALI (MALAYSIA) EXAMPLE	
<i>Puteri Nur Atiqah Bandira, Krzysztof Tomiczek, Mou Leong Tan</i>	392
29. AUTOMATIC SYSTEM FOR CHANGING THE LOCATION OF MEASUREMENT POINTS IN THE RESEARCH CHAMBERS OF THE BUILDING ACOUSTICS LABORATORY	
<i>Rafał Żuchowski, Artur Nowoświat, Damian Krawczyk, Karol Badura, Grzegorz Finkielman, Marcin Nitszke, Mateusz Wroński, Seweryn Rusecki, Nikodem Bartnik</i>	408
30. REQUIREMENTS AND POSSIBILITIES FOR THE DEVELOPMENT OF A NEW TYPE OF HIGH EFFICIENCY AXIAL FAN FOR EXPLOSIVE ATMOSPHERES – TECHNICAL AND LEGAL ANALYSIS	
<i>Zbigniew Słota</i>	418
31. NOISE TESTS OF A PRODUCTION SYSTEM WITH THE USE OF DEMONSTRATOR OF INDUSTRY 4.0 TECHNOLOGY TEST CENTER	
<i>Waldemar Paszkowski, Andrzej Loska</i>	429
32. PROMOTING LIFE CYCLE THINKING IN HIGHER EDUCATION (LIFE-C)	
<i>Szymon Sobek, Lidia Lombardi, Gabriella Arcese, Grazia Chiara Elmo, Konstantinos Moustakas, Maria Kyriazi, Mika Horttanainen, Kaisa Grönman</i>	445
33. THE ROAD OF POLISH UNIVERSITIES TOWARDS SUSTAINABLE DEVELOPMENT – IDENTIFICATION OF THE CURRENT STATE BASED ON SELECTED WORLD RANKINGS	
<i>Małgorzata Hordyńska, Monika Michalska, Anna K. Stasiuk-Piekarska</i>	455
34. TRANSFORMATION OF THE ENERGY SYSTEM IN POLAND COMPARED TO THE OTHER STATES OF THE EUROPEAN UNION: CHALLENGES AND PROSPECTS	
<i>Anna Bluszcz, Anna Manowska</i>	469
35. SELECTED ASPECTS OF BALANCING COST DETERMINED BY QUALITY OF ELECTRICITY DEMAND FORECASTS	
<i>Paweł Machał, Leszek Remiorz, Dariusz Bukowiec</i>	491
36. GREEN ROOFS SOLUTIONS IN SUSTAINABLE URBAN SPACES	
<i>Szymon Dawczyński</i>	502
ABSTRACT.....	528

PRZEDMOWA

W ramach realizacji programu „Inicjatywa Doskonałości – Uczelnia Badawcza” Politechnika Śląska kumuluje swój potencjał oraz znacząco rozwija współpracę wewnętrzną i zewnętrzną w sześciu Priorytetowych Obszarach Badawczych. Jednym z nich jest szósty Priorytetowy Obszar Badawczy (POB6) „Ochrona klimatu i środowiska, nowoczesna energetyka”.

Ochrona klimatu i zrównoważony rozwój znajdują się na czele globalnych priorytetów, co wymaga poszukiwania nowoczesnych rozwiązań energetycznych. Niniejsza monografia zagłębia się w kluczowe zagadnienia związane z POB6, oferując analizę różnych metod wykorzystania i zagospodarowania odpadów, problematyki jakości powietrza oraz szerszego kontekstu transformacji energetycznej. Jednym z tematów poruszanych w monografii jest przejście na zrównoważone systemy energetyczne. Obejmuje to niezbędny rozwój technologii magazynowania energii oraz integrację zaawansowanych technologii energetycznych, ze szczególnym uwzględnieniem energetyki jądrowej. W miarę jak kraje na całym świecie dążą do spełnienia rygorystycznych celów emisyjnych i przyjęcia zasad Europejskiego Zielonego Ładu, rozwój tych technologii staje się coraz bardziej istotny. W zgodzie z celami zrównoważonego rozwoju i gospodarki o obiegu zamkniętym niniejsza monografia podkreśla również konieczność analizy cyklu życia (LCA), aby zapewnić, że wszystkie etapy cyklu życia produktu i procesów przyczyniają się do minimalnego wpływu na środowisko. Takie kompleksowe podejście podkreśla znaczenie integracji wymiarów ekonomicznych, środowiskowych i społecznych w celu osiągnięcia celów zrównoważonego rozwoju.

Poruszając te wieloaspektowe wyzwania, monografia ta nie tylko wzbogaca akademicką bazę wiedzy, lecz także służy jako praktyczny przewodnik dla decydentów, przedstawicieli przemysłu i naukowców zaangażowanych w promowanie zrównoważonej i odpornej przyszłości. Zgromadzona tutaj wiedza i wnioski mają na celu inspirowanie do dalszych działań na rzecz czystszej, bardziej zrównoważonej planety.

PREFACE

As part of the “Excellence Initiative – Research University” program, Silesian University of Technology is consolidating its potential and significantly enhancing both internal and external collaboration within six Priority Research Areas. Among these, the sixth Priority Research Area (POB6) focuses on “Climate and Environmental Protection, Modern Energy”.

Climate protection and environmental sustainability are at the forefront of global priorities, necessitating a comprehensive exploration of modern energy solutions. This monograph delves into critical issues surrounding POB6, providing an in-depth analysis of various methods for waste utilization and management, air quality concerns, and the broader context of energy transformation. One of the central themes addressed in this work is the transition to sustainable energy systems. This includes the imperative development of energy storage technologies and the integration of advanced energy technologies, with a particular focus on nuclear energy. As nations worldwide strive to meet stringent emissions targets and adopt the principles of the European Green Deal, the advancement of these technologies becomes increasingly vital. In alignment with the goals of sustainable development and the circular economy, this monograph highlights also the necessity of life cycle analysis (LCA) to ensure that all stages of product and process life cycles contribute to minimal environmental impact. This comprehensive approach underscores the importance of integrating economic, environmental, and social dimensions to achieve true sustainability.

By addressing these multifaceted challenges, this monograph not only contributes to the academic body of knowledge but also serves as a practical guide for policymakers, industry stakeholders, and researchers committed to fostering a sustainable and resilient future. The collective expertise and insights presented herein are intended to inspire and inform continued efforts towards a cleaner, more sustainable planet.

1. MOŻLIWOŚCI ZAGOSPODAROWANIA FRAKCJI NADSITOWEJ ODPADÓW KOMUNALNYCH ZMIESZANYCH

1.1. Wprowadzenie

Odpady komunalne wiążą się nierozzerwalnie z bytowaniem człowieka, a ich ilość i skład morfologiczny zmieniały się na przestrzeni dziejów. W 2022 roku wytworzono w Unii Europejskiej średnio 513 kg na osobę odpadów komunalnych, a w Polsce było to 364,0 kg na osobę. Także na tle innych krajów Unii Europejskiej wytwarzamy znacznie mniej odpadów komunalnych [1].

Na skład morfologiczny i ilość wytwarzanych odpadów komunalnych wpływ mają takie czynniki jak zamożność społeczeństwa, infrastruktura wyposażenia gospodarstw domowych, np. sposób ogrzewania, rodzaj kupowanych produktów w opakowaniach itp. Obecnie wdrażany system gospodarki o obiegu zamkniętym przekłada się na ilość i strukturę wytwarzanych odpadów komunalnych przez rosnącą świadomość społeczeństwa w zakresie minimalizacji powstawania odpadów, niemarnowania produktów spożywczych, warzyw i owoców, współdzielenia; działają różnego rodzaju platformy, które umożliwiają sprzedaż i darmowe odstąpienie różnych przedmiotów, a przy PSZOK-ach (Punkt Selektywnej Zbiórki Odpadów Komunalnych) funkcjonują punkty, w których możemy podzielić się z innymi produktami, których nie chcemy, a które przedstawiają jeszcze wartość użytkową. Szczególnie wśród młodych ludzi możemy zauważyć pozytywne nawyki w postaci picia wody z kranu w szklanych butelkach wielokrotnego użytku, noszenia na zakupy bawełnianych toreb itp. Więcej na temat odpadów komunalnych w aspekcie gospodarki o obiegu zamkniętym można dowiedzieć się z monografii naukowej [2].

Zgodnie z ustawą o utrzymaniu czystości i porządku w gminach gminy są obowiązane osiągnąć poziom przygotowania do ponownego użycia i recyklingu odpadów komunalnych w wysokości co najmniej 45% wagowo – za 2024 rok; 55% wagowo – za 2025 rok; 65% wagowo – za 2035 rok i za każdy kolejny rok [3].

Osiągnięcie tak wysokich poziomów recyklingu odpadów komunalnych będzie trudne do realizacji bez wprowadzenia rozszerzonej odpowiedzialności producenta,

modernizacji starszych sortowni odpadów komunalnych, stosowania przyjaznych opakowań dla recyklingu wiążących się z wprowadzeniem zasad ekoprojektowania, zwiększenia ilości selektywnie zbieranych odpadów, jak również konieczny jest rozwinięty rynek zbytu recyklerów na poszczególne frakcje.

Regularnie prowadzone i rzetelnie wykonane badania składu morfologicznego odpadów komunalnych są niezbędne do określenia ich potencjału pod kątem realnych możliwości recyklingu materiałowego, chemicznego, biologicznego przetworzenia czy energetycznego wykorzystania. Badania te, wykonane na terenie instalacji komunalnych w części mechanicznej, pozwalają również na ustalenie efektywności sortowania odpadów komunalnych, co jest niezbędne do przyjęcia właściwego kierunku ich modernizacji.

1.2. Badanie składu morfologicznego odpadów komunalnych – metodyka badań

Analiza efektywności systemu gospodarki odpadami w zakresie określenia potencjału odpadów przydatnych do recyklingu, energetycznego czy biologicznego wykorzystania jest kluczowa dla jego rozwoju i wymaga przeprowadzania regularnych badań składu morfologicznego. Badania składu morfologicznego powinny być także przeprowadzane na instalacjach komunalnych, a przede wszystkim sortowniach odpadów, tak by dostosowywać technologię sortowania i optymalizować ten proces dla pozyskiwania większej ilości czystych surowców wtórnych do recyklingu, a z pozostałości po sortowaniu wytwarzać paliwo alternatywne o bardzo dobrych, stabilnych właściwościach paliwowych [4].

Uzyskanie wiarygodnych i reprezentatywnych badań składu morfologicznego odpadów wymaga przyjęcia odpowiedniej metodyki badań, która uwzględnia sposób poboru próby, jej masę, liczbę pobranych próbek, czas i miejsce poboru z uwzględnieniem zmienności składu morfologicznego odpadów w zależności od pory roku, typu zabudowy, wielkości miasta i innych czynników.

Badania składu morfologicznego odpadów komunalnych wykonywane są w Polsce najczęściej na podstawie dwóch metodyk:

- normy branżowe: BN-87/910303 i PN-93/Z-15006;
- metodykę rekomendowaną przez byłą Departament Gospodarki Ministerstwa Środowiska, opartą na opracowanej w ramach unijnego projektu badawczego metodyki Solid Waste Analysis Tool [5, 6].

Przedstawione metodyki różnią się wielkością próby i zakresem oznaczanych frakcji. Zgodnie z BN-87/910303 z około 500 kg partii odpadów pobiera się nie mniej niż 30 próbek o łącznej objętości ponad 0,25 m³, z których przez ćwiartowanie formowana jest próba laboratoryjna o masie 5 kg. Próbę przesiewa się przez sito 10 mm, a frakcję >10 mm sortuje się ręcznie na następujące rodzaje odpadów: spożywcze pochodzenia roślinnego, spożywcze pochodzenia zwierzęcego, tworzywa sztuczne, papier i tekturę, materiały tekstylne, szkło, metale, odpady organiczne pozostałe i mineralne. Udziały masowe wszystkich składników określa się z dokładnością do 0,5 g. W metodologii SWA-Tool podstawową zasadą jest stratyfikacja danych na podstawie pór roku, rodzajów zabudowy, systemu zbierania itd. Na przykład w miastach uzasadnione jest zastosowanie podziału ze względu na 3 charakterystyczne typy zabudowy [7]:

- zabudowa jednorodzinna miejska – rozproszona, podmiejska lub osiedlowa o małym nasyceniu usługami i o zróżnicowanym standardzie wyposażenia w urządzenia techniczno-sanitarne, domy z ogródkami, ogrzewanie lokalne gazowe i węglowe,
- zabudowa wysoka – wielokondygnacyjna, osiedlowa z pełnym wyposażeniem techniczno-sanitarnym budynków i z podstawowym nasyceniem usługami, centralny system ogrzewania;
- zabudowa mieszana o dużym nasyceniu usługami, mieszanymi sposobami ogrzewania budynków, zróżnicowanym standardzie wyposażenia w urządzenia techniczno-sanitarne.

Badania należy przeprowadzić oddzielnie dla każdego z tych rejonów, a następnie wyniki uśrednić na podstawie udziałów danego typu zabudowy. Próby pobierane są bezpośrednio z pojemników na odpady, zalecana wielkość próby wynosi 100 kg. W odniesieniu do morfologii wyróżniono 11 podstawowych kategorii materiałowych oraz 34 podkategorie.

Wyniki powinny być wyrażone na poziomie ufności 95%, a wartość względnej dokładności pomiaru głównych frakcji odpadów (frakcja organiczna, papier, tworzywa sztuczne, metale szkło) nie powinna przekraczać 20%.

W pracy [8] analizowano wyniki badań zmieszanych odpadów komunalnych wykonywanych w Polsce w latach 2007–2012. Metodykę opartą na poborze próby o masie 5 kg stosowano w 300 z 391 badanych prób odpadów (ok. 75%). Wyniki analiz wskazują jednoznacznie, że próba o masie 5 kg jest zdecydowanie zbyt mała. Uzyskanie dokładności wyników badań składu morfologicznego, która jest zalecana przez SWA-Tool na podstawie badania prób o masie 5 kg, wymagałoby kilkunastokrotnego zwiększenia liczby prób w stosunku do liczby prób o masie 100 kg. Niestety w Polsce

wciąż zbyt często ważne decyzje inwestycyjne podejmowane są na podstawie niepełnych i niewiarygodnych danych dotyczących morfologii odpadów.

W zależności od miejsca i celu badań odpady można pobierać [7]:

- bezpośrednio z pojemników, w których są gromadzone, gdy celem badań jest dostarczenie informacji na temat rozkładu wielkości i składu materiałów odpadowych w ramach ogólnego monitoringu ilości i jakości odpadów czy też opracowanie planów gospodarowania odpadami dla konkretnego obszaru;
- z pojazdów dostarczających odpady do zakładu gospodarki odpadami, gdy celem badań jest opracowanie koncepcji budowy/rozbudowy instalacji. Odpady dostarczane do instalacji stanowią mieszaninę odpadów z różnych miejsc. Na podstawie wyników tych badań można uzyskać wiarygodne dane na temat ilości i jakości surowców, które będą mogły być wydzielane z odpadów, oczekiwanej jakości stabilizatu, a także paliwa alternatywnego z odpadów;
- z linii technologicznej – gdy celem badań jest weryfikacja skuteczności pracy linii lub poszczególnych jej elementów. Na przykład, pobierając odpady przed i za sitem obrotowym i wykonując analizę granulometryczną, można ocenić skuteczność przesiewania.

1.3. Badanie składu morfologicznego odpadów komunalnych

Do badań składu morfologicznego użyto dwóch wag: platformowej i hakowej o dokładności ważenia 20 g. Próbkę do badań o wadze około 100 kg każda pobrano zgodnie z ustaloną procedurą zapewniającą reprezentatywność przeprowadzonych badań. Każda próba została pobrana z innej partii odpadów. Badania przeprowadzono w czerwcu i we wrześniu 2023 roku na jednej z instalacji odpadów komunalnych w Polsce, na którą trafiały odpady z dużego miasta >50 000 mieszkańców. Próbkę pobrano z frakcji nadsitowej odpadów komunalnych zmieszanych po przejściu ich przez przesiewacz bębnowy o średnicy oczek 80 mm. Instalacja nie była wyposażona w rozrywacz worków, jak również z odpadów nie wydzielano żadnych surowców wtórnych.

Badania przeprowadzone w czerwcu wykonano odrębnie dla frakcji nadsitowej odpadów komunalnych zmieszanych pochodzących z zabudowy jednorodzinnej i wielorodzinnej.

Celem badań składu morfologicznego frakcji nadsitowej (powyżej 80 mm) odpadów komunalnych zmieszanych było określenie zawartości w nich surowców wtórnych nadających się do recyklingu.

Na rys. 1.1 przedstawiono widok organizacji miejsca, w którym przeprowadzono badania składu morfologicznego frakcji nadsitowej z odpadów komunalnych zmieszanych. W tabelach 1.1, 1.2 i 1.3 przedstawiono otrzymane wyniki.



Rys. 1.1. Widok miejsca badań składu morfologicznego frakcji nadsitowej z odpadów komunalnych zmieszanych (fot. W. Hryb)

Fig. 1.1. View of the site of testing the morphological composition of the oversize fraction from mixed municipal waste (photo by W. Hryb)

Tabela 1.1

Średni skład morfologiczny próbek pobranych z frakcji nadsitowej (powyżej 80 mm) z odpadów komunalnych zmieszanych pochodzących z zabudowy jednorodzinnej w czerwcu 2023 roku z dużego miasta powyżej >50 000 mieszkańców

	Nazwa frakcji:	Zakres wartości	Wartość średnia	Odchylenie standardowe
		%	%	%
1.	PET bezbarwny	0,92–1,30	1,11	0,02
2.	PET zielony	0,05–0,25	0,15	0,01
3.	PET niebieski	0,58–0,76	0,67	0
4.	PET inny (biały, brązowy, czerwony, po olejach, tacki na warzywa, PET po chemii gospodarczej)	0,66–0,74	0,70	0
5.	Folie	17,08–20,21	18,65	1,22
6.	Opakowania PEHD, opakowania PP	1,71–1,94	1,83	0,01

cd. tabeli 1.1

	Nazwa frakcji:	Zakres wartości	Wartość średnia	Odchylenie standardowe
		%	%	%
7.	Opakowania PS	0,13–0,32	0,23	0
8.	Tworzywa twarde	1,35–1,86	1,61	0,03
9.	PVC	0,11–0,25	0,18	0
10.	Guma	0,16–0,22	0,19	0
11.	Metale żelazne	2,14–2,39	2,27	0,01
12.	Metale nieżelazne	0,87–0,98	0,93	0
13.	Odpady niebezpieczne	0,69–3,42	2,06	0,93
14.	Opakowania typu Tetra Pack	0,74–1,25	1,00	0,03
15.	Tworzywa sztuczne inne – trudne do zidentyfikowania – brak oznaczenia	1,33–2,19	1,76	0,09
16.	Styropian – tacki styropianowe i inne	0,16–0,33	0,25	0
17.	Szkło	1,07–2,44	1,76	0,23
18.	Papier i tektura	21,26–25,07	23,17	1,81
19.	Organika (bioodpady)	15,35–19,74	17,55	2,41
20.	Odpady higieniczne	4,11–5,37	4,74	0,2
21.	Odpady mineralne	1,48–3,05	2,27	0,31
22.	Tekstylia	10,61–12,85	11,73	0,63
23.	Drewno	3,84–4,88	4,36	0,14
24.	Elektroodpady	0,32–1,5	0,91	0,17

Tabela 1.2

Średni skład morfologiczny próbek pobranych z frakcji nadsitowej (powyżej 80 mm) z odpadów komunalnych zmieszanych pochodzących z zabudowy wielorodzinnej w czerwcu 2023 roku z dużego miasta powyżej >50 000 mieszkańców

	Nazwa frakcji:	Zakres wartości	Wartość średnia	Odchylenie standardowe
		%	%	%
1.	PET bezbarwny	1,36–2,29	1,83	0,11
2.	PET zielony	0,31–0,76	0,54	0,03
3.	PET niebieski	1,69–2,45	2,07	0,07
4.	PET inny (biały, brązowy, czerwony, po olejach, tacki na warzywa, PET po chemii gospodarczej)	1,40–2,01	1,71	0,05
5.	Folie	6,27–8,55	7,41	0,65

cd. tabeli 1.2

	Nazwa frakcji:	Zakres wartości	Wartość średnia	Odchylenie standardowe
		%	%	%
6.	Opakowania PEHD, opakowania PP	3,97–3,97	3,97	0
7.	Opakowania PS	0,10–0,23	0,17	0
8.	tworzywa twarde	0,69–0,89	0,79	0,01
9.	PVC	0,0–0,31	0,16	0,01
10.	guma	0,10–1,02	0,56	0,11
11.	metale żelazne	1,25–4,20	2,73	1,09
12.	metale nieżelazne	1,73–1,78	1,76	0
13.	odpady niebezpieczne	0,08–0,21	0,15	0
14.	opakowania typu Tetra Pack	1,04–1,53	1,29	0,03
15.	Inne „other”	0,52–1,27	0,90	0,07
16.	Tworzywa sztuczne inne – trudne do zidentyfikowania – brak oznaczenia	0,38–1,53	0,96	0,17
17.	Styropian – tacki styropianowe i inne	0,13–0,17	0,15	0
18.	Szkło	2,96–5,01	3,99	0,53
19.	Papier i tektura	14,10–14,47	14,29	0,02
20.	Organika (bioodpady)	36,17–46,48	41,33	13,29
21.	Odpady higieniczne	6,85–8,41	7,63	0,3
22.	Odpady mineralne	0,21–0,76	0,49	0,04
23.	Tekstylika	3,95–4,39	4,17	0,02
24.	Drewno	0,21–0,51	0,36	0,01
25.	Elektroodpady	0,28–0,63	0,46	0,02
26.	Worek z odkurzacza (pełny)	0,0–0,41	0,21	0,02

Tabela 1.3

Skład morfologiczny frakcji odpadów komunalnych zmieszanych – po przejściu przez przesiewacz bębnowy – badania przeprowadzono we wrześniu 2024 roku – odpady pochodziły z zabudowy jednorodzinnej i wielorodzinnej [%]

	Nazwa frakcji:	Zakres wartości	Wartość średnia	Odchylenie standardowe
		%	%	%
1.	PET bezbarwny	0,63–1,21	0,97	0,02
2.	PET zielony	0,10–0,24	0,19	0
3.	PET niebieski	0,20–1,00	0,66	0,04

cd. tabeli 1.3

	Nazwa frakcji:	Zakres wartości	Wartość średnia	Odchylenie standardowe
		%	%	%
4.	PET inny (biały, brązowy, czerwony, po olejach, tacki, PET po chemii gospodarczej, mleku)	0,48–0,72	0,57	0
5.	Folie	8,80–16,19	11,76	3,79
6.	Opakowania PEHD, PP	1,76–2,33	2,00	0,03
7.	Opakowania PS	0,00–0,09	0,05	0
8.	tworzywa twarde	2,79–3,55	3,16	0,04
9.	PVC	0,49–0,87	0,69	0,01
10.	guma	0,23–0,50	0,32	0,01
11.	metale żelazne	1,97–5,48	3,45	0,84
12.	metale nieżelazne	0,90–1,09	1,03	0
13.	odpady niebezpieczne	0,00–0,16	0,06	0
14.	opakowania typu Tetra Pack	0,44–0,86	0,66	0,01
15.	Opakowania wielomateriałowe (inne niż Tetra Pack)	0,00–0,52	0,34	0,02
16.	Inne „other”	0,34–0,73	0,50	0,01
17.	Tworzywa sztuczne inne – trudne do zidentyfikowania	0,58–1,95	1,15	0,15
18.	Styropian – tacki styropianowe i inne	0,16–0,46	0,31	0,01
19.	Szkło	1,86–4,09	3,04	0,31
20.	Papier i tektura	5,29–17,64	12,24	11,79
21.	Organika (biodpady)	19,47–25,25	21,20	2,82
22.	Odpady higieniczne	1,99–12,24	7,26	10,46
23.	Odpady mineralne	1,95–7,12	3,90	2,17
24.	Tekstylia	13,88–22,01	18,99	4,78
25.	Drewno	2,31–4,88	3,66	0,42
26.	Elektroodpady	0,00–0,99	0,53	0,07
27.	Worek z odkurzacza z zawartością	0,34–2,24	0,96	0,3
28.	Budowlane (papa)	0,0–1,12	0,28	0,03
29.	Filtr (samochodowy)	0,0–0,42	0,11	0,02

1.4. Dyskusja wyników

W składzie morfologicznym odpadów komunalnych zmieszanych pochodzących z zabudowy jednorodzinnej o granulacji powyżej 80 mm (frakcja nadsitowa) w czerwcu dominowały papier i tektura 23% – jednakże frakcja ta charakteryzuje się w większości znacznym zawilgoceniem i zabrudzeniem, co utrudni lub uniemożliwi jej sprzedaż jako surowca wtórnego do recyklingu. Kolejnymi pod względem udziału masowego frakcjami były folie (19%) i tekstylia (w tym obuwie) 12%. Metale żelazne stanowiły 2,3% masy odpadów, a nieżelazne niecały 1%. Sumaryczny udział PET-u bezbarwnego, niebieskiego i zielonego to niecałe 2% masy odpadów. Opakowania PP i PEHD stanowiły 1,83% udział w składzie morfologicznym badanych odpadów. Z frakcji nadających się do recyklingu wymienić należy także opakowania typu Tetra Pack (1%), opakowania PS (0,23%), tworzywa tzw. twarde (1,62%), styropian (0,25%) czy PET inny 0,7% (na który jest ograniczone zapotrzebowanie na rynku). Odpady niebezpieczne stanowiły głównie opakowania po niebezpiecznych chemikaliach, odpady o charakterze medycznym z gospodarstw domowych (2%).

Wyniki badań przeprowadzonych w czerwcu wykazały, że udział frakcji nadających się do procesu recyklingu materiałowego we frakcji nadsitowej odpadów komunalnych zmieszanych wynosi 11,36% masy. Do frakcji tych zaliczamy: PET bezbarwny, zielony, niebieski, opakowania PP i PEHD, metale, Tetra Pack, szkło i tzw. tworzywa twarde. Przy uwzględnieniu wskaźnika efektywności sortowania (wydzielenia) tych surowców z odpadów komunalnych zmieszanych na poziomie 70% daje to około 8% realnych możliwości recyklingu materiałowego odpadów z frakcji nadsitowej odpadów komunalnych zmieszanych pochodzących z zabudowy jednorodzinnej.

W składzie morfologicznym odpadów komunalnych zmieszanych, pochodzących z zabudowy wielorodzinnej, pobranych w czerwcu, o granulacji powyżej 80 mm (frakcja nadsitowa) dominowały odpady organiczne, stanowiąc średnio aż 44% tej frakcji – świadczy to o nieefektywnym selektywnym zbieraniu frakcji bio z zabudowy wielorodzinnej (tzw. blokowej). Obecność frakcji organicznej – głównie odpadów kuchennych – we frakcji nadsitowej spowodowana jest brakiem rozrywacza worków w linii technologicznej, przez co frakcja ta nie jest skutecznie przesiewana w przesiewaczu bębnowym, tylko przechodzi dalej do frakcji nadsitowej. Drugą pod względem wielkości frakcją jest frakcja papieru i tektury ze średnim udziałem 14% – jednakże frakcja ta charakteryzuje się w większości znacznym zawilgoceniem i zabrudzeniem, co utrudni lub uniemożliwi jej sprzedaż jako surowca wtórnego do

recyklingu. Kolejnymi pod względem udziału masowego frakcjami były odpady higieniczne (pampersy, podpaski, podkłady higieniczne) i folie z udziałem około 8% każda. Udziałem po około 4% charakteryzowała się frakcja szkła, tekstyliów (w tym obuwie) i opakowań PP i PEHD. Metale żelazne stanowiły 2,73%, a nieżelazne 1,76% masy odpadów. Sumaryczny udział PET-u bezbarwnego, niebieskiego i zielonego to 4,5% masy odpadów.

Z frakcji nadających się do recyklingu wymienić należy także opakowania typu Tetra Pack (1,3%), opakowania PS (0,17%), tworzywa tzw. twarde (0,8%), styropian (0,15%) czy PET inny 1,7% (na który jest ograniczone zapotrzebowanie na rynku).

Wyniki badań przeprowadzonych w czerwcu wykazały, że udział frakcji nadających się do procesu recyklingu materiałowego we frakcji nadsitowej odpadów komunalnych zmieszanych wynosi 19% masy. Do frakcji tych zaliczamy: PET bezbarwny, zielony, niebieski, opakowania PP i PEHD, metale, Tetra Pack, szkło i tzw. tworzywa twarde. Przy przyjęciu wskaźnika efektywności sortowania (wydzielenia) tych surowców z odpadów komunalnych zmieszanych na poziomie 70% daje to około 13,3% realnych możliwości recyklingu materiałowego odpadów z frakcji nadsitowej odpadów komunalnych zmieszanych, pochodzących z zabudowy jednorodzinnej.

Zwrócić należy uwagę, że ilość potencjalnych surowców wtórnych do recyklingu jest znacznie wyższa we frakcji nadsitowej z zabudowy wielorodzinnej (tzw. blokowisk) niż z zabudowy jednorodzinnej, gdyż mieszkańcy zabudowy wielorodzinnej mniej angażują się w selektywną zbiórkę niż mieszkańcy zabudowy jednorodzinnej.

W składzie morfologicznym odpadów komunalnych zmieszanych o granulacji powyżej 80 mm (frakcja nadsitowa) zbadanych we wrześniu dominowały odpady organiczne, stanowiąc średnio 21% tej frakcji – świadczy to o nieefektywnym selektywnym zbieraniu frakcji bio. Obecność frakcji organicznej – głównie odpadów kuchennych – we frakcji nadsitowej spowodowana jest brakiem rozrywacza worków w linii technologicznej, przez co frakcja ta nie jest skutecznie przesiewana w przesiewaczu bębnowym, tylko przechodzi dalej do frakcji nadsitowej. Drugą pod względem wielkości frakcją jest frakcja tekstyliów (w tym obuwie) ze średnim udziałem 19% (charakteryzuje się ona znacznym zabrudzeniem i zawilgoceniem). Trzecią, równoległą z folią, pod względem wielkości frakcją jest frakcja papieru i tektury ze średnim udziałem 12% – jednakże frakcja ta charakteryzuje się w większości znacznym zawilgoceniem i zabrudzeniem, co uniemożliwia jej sprzedaż jako surowca wtórnego do recyklingu. Kolejną pod względem udziału masowego frakcją były odpady higieniczne (pampersy, podpaski, podkłady higieniczne) z udziałem 7%. Udziałem 3%

charakteryzowała się frakcja szkła, a 2% opakowań PP i PEHD. Metale żelazne stanowiły 3,45%, a nieżelazne 1% masy odpadów. Sumaryczny udział PET-u bezbarwnego, niebieskiego i zielonego to 1,8% masy odpadów.

Z frakcji nadających się do recyklingu wymienić należy także opakowania typu Tetra Pack (0,7%), tworzywa tzw. twarde (3,2%), styropian (0,3%) czy PET inny 0,6%.

Wyniki badań przeprowadzonych we wrześniu wykazały, że udział frakcji nadających się do procesu recyklingu materiałowego we frakcji nadsitowej odpadów komunalnych zmieszanych wynosi 15% masy. Do frakcji tych zaliczamy: PET bezbarwny, zielony, niebieski, opakowania PP i PEHD, metale, Tetra Pack, szkło i tzw. tworzywa twarde. Gdy przyjmie się wskaźnik efektywności sortowania (wydzielenia) tych surowców z odpadów komunalnych zmieszanych na poziomie 70%, daje to około 10,5% realnych możliwości recyklingu materiałowego odpadów z frakcji nadsitowej odpadów komunalnych zmieszanych, pochodzących z zabudowy jednorodzinnej.

W tabeli 1.4 przedstawiono ilość wytwarzanych odpadów komunalnych w Polsce w latach 2010–2022 oraz udział w nich zmieszanych i selektywnie zbieranych odpadów. Ilość selektywnie zbieranych odpadów w latach 2010–2022 w Polsce wzrasta, w 2010 roku stanowiły one zaledwie 9% wszystkich wytworzonych odpadów komunalnych, a w 2022 udział selektywnie zbieranych odpadów wzrósł do 40%. Mimo wzrostu ilości selektywnie zbieranych odpadów w 2022 roku nadal 60% odpadów komunalnych zbieranych jest jako odpady komunalne zmieszane, co stanowi 8,1 mln ton, w których we frakcji nadsitowej (powyżej 80 mm), jak wykazały badania, znajdują się cenne frakcje nadające się do recyklingu, a pozostała w niej frakcja wysokokaloryczna (z wyłączeniem PVC i opakowań po substancjach niebezpiecznych) może być wykorzystana energetycznie.

Tabela 1.4

Dane statystyczne ilości wytworzonych odpadów komunalnych z podziałem na odpady zmieszane i odpady zbierane selektywnie w latach 2010–2022 [9]

Rok:	Odpady komunalne wytworzone ogółem	Odpady komunalne zmieszane	Odpady komunalne zbierane selektywnie
	tys. ton	tys. ton	tys. ton
2010	10 044	9 184	860
2011	12 129	8 843	984
2012	12 085	8 575	1 005
2013	11 295	8 199	1 275
2014	10 330	8 281	2 050
2015	10 863	8 326	2 537
2016	11 654	8 712	2 971
2017	11 969	8 730	3 239
2018	12 485	8 877	3 608
2019	12 753	8 776	3 977
2020	13 117	8 142	4 975
2021	13 674	8 234	5 440
2022	13 420	8 059	5 361

1.5. Wnioski

Przeprowadzone badania wykazały, że funkcjonowanie części mechanicznej – sortowni odpadów komunalnych zmieszanych – bez rozrywacza worków na początku linii technologicznej powoduje, że znaczna część frakcji odpadów kuchennych pochodzenia roślinnego przechodzi do frakcji nadsitowej odpadów komunalnych zmieszanych (we wnętrzu nierozrywanych worków), a więc nie trafi do biologicznego przetworzenia, w związku z tym ten element linii technologicznej powinien być obowiązkowym urządzeniem wchodzącym w skład sortowni odpadów, a zapisy zobowiązujące operatorów sortowni do tego powinny się znaleźć w rozporządzeniu w sprawie mechaniczno-biologicznego przetwarzania niesegregowanych (zmieszanych) odpadów komunalnych.

Gdy weźmie się pod uwagę, że w 2022 roku 60% zebranych odpadów komunalnych stanowiły odpady komunalne zmieszane, czyli około 8 mln ton, a przeprowadzone badania wykazały, że we frakcji nadsitowej (powyżej 80 mm) tych odpadów znajduje

się jeszcze w zakresie 8–13% surowców wtórnych możliwych do wysortowania i recyklingu, a w perspektywie mamy obowiązek osiągnięcia bardzo wysokich poziomów recyklingu, wydaje się konieczne dalsze sortowanie odpadów komunalnych zmieszanych w Polsce. Podkreślić należy, że w innych regionach kraju ten potencjał udziału surowców we frakcji nadsitowej odpadów komunalnych zmieszanych może odbiegać od tego określonego w niniejszych badaniach, ponieważ może na to mieć wpływ np. wielkość selektywnej zbiórki odpadów z obszaru, z jakiego odpady trafiają na instalację.

Udział surowców wtórnych do recyklingu jest znacznie wyższy we frakcji nadsitowej odpadów komunalnych zmieszanych z zabudowy wielorodzinnej (tzw. blokowisk) niż z zabudowy jednorodzinnej, gdyż mieszkańcy zabudowy wielorodzinnej mniej angażują się w selektywną zbiórkę niż mieszkańcy zabudowy jednorodzinnej.

Badania wykazały także wysoki udział tekstyliów we frakcji nadsitowej odpadów komunalnych zmieszanych. Problematicznym odpadem w tej frakcji są również odpady higieniczne (5-8%). Badania wykazały także, że we frakcji nadsitowej odpadów komunalnych zmieszanych znajdują się nie tylko surowce wtórne możliwe do recyklingu, lecz także frakcja wysokokaloryczna, nadająca się do energetycznego wykorzystania.

Bibliografia

1. https://ec.europa.eu/eurostat/statistics-explained/index.php?title=Municipal_waste_statistics [dostęp z dnia 28.05.2024].
2. Hryb W., Ceglarz K.: Odpady komunalne w aspekcie gospodarki o obiegu zamkniętym. Wyd. Politechniki Śląskiej, 2021, 243 s., p-ISBN: 978-83-7880-749-0.
3. Ustawa o utrzymaniu czystości i porządku w gminach. Dz.U. 1996 Nr 132 poz. 622, z późn. zm.
4. Wandrasz J.W., Wandrasz A.J.: Paliwa formowane. Biopaliwa i paliwa z odpadów w procesach termicznych. Wyd. "Seidel-Przywecki" sp. z o.o., Warszawa 2006.
5. SWA-Tool 2004. Development of a methodological tool to enhance the precision and the comparability of solid waste analysis data. Deliverable 8 – Demonstration Part, Methodology for the analysis of solid waste (SWA-Tool) Version User, European Commission, Projekt nr EVK4-CT-2000-00030, 2001-2004.
6. Szpadt R., Jędrzszak A.: Określenie metodyki badań składu sitowego, morfologicznego i chemicznego odpadów komunalnych, na zlecenie Ministerstwa Środowiska. Kamieniec Wrocławski, Zielona Góra, luty 2006.

7. Hryb W., den Boer E., Kozłowska B.: Gospodarka odpadami komunalnymi. Szanse, wyzwania i zagrożenia. Wyd. Texter, Warszawa 2017, ISBN 978-83-7790-475-6 (dla e-book 978-83-7790-476-3).
8. Jędrzak A.: Skład morfologiczny odpadów komunalnych w latach 2007–2012 w Polsce, według województw, Zielona Góra 2013.
9. GUS. Analizy statystyczne. Ochrona Środowiska 2011–2023. Warszawa.

2. BIO-CARBON CONTENT DETERMINATION IN DISPOSABLE PACKAGING BY LIQUID SCINTILLATION COUNTING

2.1. Introduction

Liquid scintillation counting (LSC) is one of the most common radiocarbon technique that has been used for the biocomponent content determination in various materials since its first application in the 1950's [1]. The LSC technique is considered a mature method of measurement. In LSC measurements, the energy released from the radioactive decay is converted into light by the scintillator, which is then detect by photomultipliers. Cost-effectiveness, portability, ease of sample preparation, and a possibly comparable detection limit of 0.4 weight percent to AMS are among the benefits of LSC [2]. LSC measurements can be used to distinguish between fossil and biogenic components which is difficult by classical analytical techniques because of their similar physical and chemical properties [3].

Carbon-14 (^{14}C) is the heaviest and radioactive isotope of carbon. It's formed in the upper atmosphere when cosmic rays collide with nitrogen atoms, converting them into ^{14}C , which is then oxidized to $^{14}\text{CO}_2$ and transferred to plants and other living organisms. Hence, living organisms contain ^{14}C . During the life of an organism, there is a dynamic balance between the absorbed ^{14}C and that which undergoes radioactive decay. After the death of the organism, exchange with the environment ceases and the amount of ^{14}C decreases according to the law of radioactive decay. After undergoing beta decay, this radioactive isotope becomes stable nitrogen-14 by emitting a beta particle. With a half-life of approximately 5,700 years [4], carbon-14 can be utilized to date geological and archaeological samples up to 50,000 years old using a method known as radiocarbon dating [4-6]. As fossil fuels (natural gas, oil, coal, lignite) do not contain ^{14}C , it is possible to verify using the radiocarbon method whether a product (e.g. disposable packaging) has been produced from modern biomass or whether fossil components have been used in its production [7-10].

It is only in the last fifteen years that the industry has begun to make polymers utilizing renewable sources of carbon, such as plants, as opposed to the beginning of the

third millennium, when all raw materials used for the synthesis of plastic products were derived from petroleum. In 2003, the market saw the first unsaturated polyester resins with an 18% bio-content [11, 12]. The material reflects the current value of atmospheric $^{14}\text{CO}_2$ activity if the radioactive carbon content is significantly different from that of fossil material, indicating that the ^{14}C coexisted with biological material during its production [11]. In this regard, ^{14}C is used to assess biobased content in packaging [6], oil [13], diesel [14], plastic [15, 16], used car tyres and their pyrolysis products [17, 18], carbon black [19], vinegar [20], and various other products [3] for which bio-based content is required.

Three standards, EN 16785-1, ASTM D6866, and EN 16640, are mainly used for bio-based content determination. ASTM D6866 is used to determine the bio-based carbon content in materials by radiocarbon analysis. Bio-based carbon content is determined as the amount of bio-based carbon in the material as a percent of mass of the total organic carbon in the material. The bio-based carbon represents the carbon directly related to the renewable materials like wood, and other recently living organisms. In contrast, organic carbon content represents the bio-based carbon together with the fossil-based carbon (carbon from non-renewable materials such as petroleum, coal, natural gas, etc). EN 16640 is slightly different from ASTM D6866. The bio-based carbon content is determined in relation to the total carbon content, which represents the total amount of carbon from bio-based carbon, fossil-based carbon and inorganic carbon (from minerals or rocks) [21].

In present days many studies focus on the determination of bio-based carbon content in different materials. Many laboratories use accelerator mass spectrometry (AMS) for bio-based carbon content determination. The aim of this research is to measure the modern carbon percentage by the LSC method for the determination of bio-carbon content of the final products used for packaging.

2.2. Materials and method

In this research, the LSC technique was used to analyse disposable packaging materials (DPMs) for bio-based carbon content determination. We worked on total ten samples. The samples were made of paper, wheat bran, sugar cane and wood. We tested packaging of various shapes (for various applications). These were plates, cups, baking paper, cutlery, boxes. Samples were collected from different DPMs manufacturing

companies. Samples were prepared and analysed at the Gliwice ^{14}C and Mass Spectrometry Laboratory within the Institute of Physics – Centre for Science and Education, SUT, Poland [17, 22, 23].

2.3. LSC measurements at Gliwice ^{14}C and Mass Spectrometry Laboratory

DPM samples were analysed by LSC technique using the benzene synthesis method [23]. Each sample was directly used without any pretreatment and passed through carbide synthesis, hydrolysis (acetylene preparation), trimerization of acetylene, and purification of benzene. In the first step, the cleaned metal reactor with a small hole, to minimize air access, was used for the carbonization of large mass of sample (~24g) in a muffle furnace at 700°C under controlled pressure conditions. The process took 7 to 10 minutes to complete. The carbonized sample was ground into powder after cooling and directly treated with lithium metal with a proportion of 1:1 in the sealed metal reactor in the muffle oven at 700°C . The obtained carbide product was treated with deionized water after cooling to produce acetylene. Acetylene was collected under liquid nitrogen after passing through a highly hygroscopic trap of a mixture of potassium dichromate and sulfuric acid. In the next step, acetylene was trimerized to benzene in the presence of preheated activated chromium catalyst at 600°C for about half an hour. The obtained benzene was purified by keeping sodium metal in benzene overnight to absorb water and then stored in the freezer (at -15°C) for approximately a month to make the sample radon-free (the half-life of radon is 3.8 days) [17, 19]. Quantulus 1220TM liquid scintillation β spectrometer was used for LSC measurements [22, 23].

2.4. $\delta^{13}\text{C}$ measurements by Isotope Ratio Mass Spectrometry (IRMS)

The standardised isotope fractionation correction is calculated using the IRMS technique [24]. The relative ratio of stable carbon isotopes ($\delta^{13}\text{C}$ or $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$) is determined by IRMS measurements. Simax tubes were used for the combustion of samples with ~300 mg of CuO at 560°C for ~12 hours with proper sealing. ANU-sucrose (IAEA-CH-6, ~3 mg), NBS-22 (oil, ~ 5 μL) and WZS (internal standard from lake sediment, ~2 μg) [25] were used as standards. The IsoPrime 100 spectrometer connected to the Gilson-271 autosampler MultiFlow was used for measurements of $\delta^{13}\text{C}$ [19, 26, 27].

2.5. Calculations of bio-based carbon and biomass content

Bio-based carbon content by dry mass was determined by European standard EN 16640 for measurements using the LSC and AMS techniques.

In Gliwice ¹⁴C and Mass Spectrometry Laboratory, based on the measured sample activity by LSC technique, we determine percentage of modern carbon in the sample and calculate the bio-based carbon content (*BBCC*) by dry mass using measured total carbon content (*TCC*) in the sample and the same formula like for AMS technique:

$$BBCC = TCC \frac{\text{percent of modern carbon in the sample}}{\text{reference value}} \times 100 (\%) \quad (2.1)$$

The bio-based carbon content by dry mass is expressed as a percentage, and the reference value, expressed in pMC, of 100% bio-based carbon of the biomass from which the sample is constituted.

The same standard also specifies how to calculate bio-based carbon content as a fraction of the total carbon content (*X*):

$$X = \frac{\text{bio - based carbon content}}{\text{total carbon content}} \times 100 (\%) \quad (2.2)$$

In turn, the European standard EN 16785-1 uses the radiocarbon method and elemental analysis for bio-based content determination. In this way, the bio-based content is determined as the amount of bio-based elements (C, H, N, O) in the materials as a percent of the total mass of the material [21, 28] by the following formula:

$$\text{Bio - based content} = \frac{\text{mass of bio - based content}}{\text{total mass of material}} \times 100 (\%) \quad (2.3)$$

Regarding paper material, 90–99% of paper-based products typically composed of cellulose [29], with the empirical formula; $(C_6H_{10}O_5)_n$, where ‘*n*’ represents the degree of polymerization. Theoretically, the simplest paper contains 44.44% carbon, 6.17% hydrogen, and 49.38% of oxygen. These compositions depend on the type of material. By following Eq. 2.3, the bio-based content can be determined by chemical analysis of the elements presented in the bio-based product.

2.6. Results

The ¹⁴C concentration in disposable packaging material samples is reported as percent modern carbon (pMC) [24] measured by LSC. The measured values of pMC, $\delta^{13}C$ and calculated bio-based carbon content according to EN 16640 [30] are listed in

Table 2.1. $\delta^{13}\text{C}$ values were used for standardised isotope fractionation correction for LSC measurements and are expressed in per mil (‰) VPDB. A 100% reference value (REF) was used to determine the bio-based carbon content (see Eq. 2.2) [31, 32].

Table 2.1

Results of the ^{14}C concentration and $\delta^{13}\text{C}$ measurements and calculated bio-based carbon content for DPMs

No.	Sample	Lab code	^{14}C conc. (pMC)	$\delta^{13}\text{C}_{\text{VPDB}}$ (‰)	Bio-based carbon content (%)
1	QSCP-1 Sugarcane plates	GdS-4610	103.20 ± 0.74	-24.156 ± 0.059	103.20 ± 0.74
2	QPC-2 Paper cups	GdS-4611	114.65 ± 0.80	-29.465 ± 0.037	114.65 ± 0.80
3	QBP-3 Baking paper	GdS-4616	109.99 ± 0.78	-27.43 ± 0.23	109.99 ± 0.78
4	QPS-4 Paper straws	GdS-4617	110.36 ± 0.78	-26.97 ± 0.36	110.36 ± 0.78
5	QPP-5 Paper plates	GdS-4620	108.30 ± 0.72	-26.14 ± 0.21	108.30 ± 0.72
6	QWC-6 Wooden cutlery	GdS-4618	125.51 ± 0.87	-30.02 ± 0.16	125.51 ± 0.87
7	QBPP-7 Brown paper plates	GdS-4621	111.36 ± 0.74	-27.78 ± 0.24	111.36 ± 0.74
8	VWBP-8 Wheat plates	GdS-4622	103.56 ± 0.71	-14.24 ± 0.74	103.56 ± 0.71
9	BSCB-9 Sugar cane boxes	GdS-4623	102.45 ± 0.70	-15.84 ± 0.42	102.45 ± 0.70
10	BPP-10 Paper plates	GdS-4624	114.92 ± 0.76	-29.68 ± 0.16	114.92 ± 0.76

Results of the ^{14}C measurement can be converted to calendar age using the post-bomb atmospheric NH1 calibration curve [32, 33] and the OxCal v.4.4.4 calibration program [34]. Example calibration results for the sample with the highest and lowest measured ^{14}C concentration are shown in Fig. 2.1.

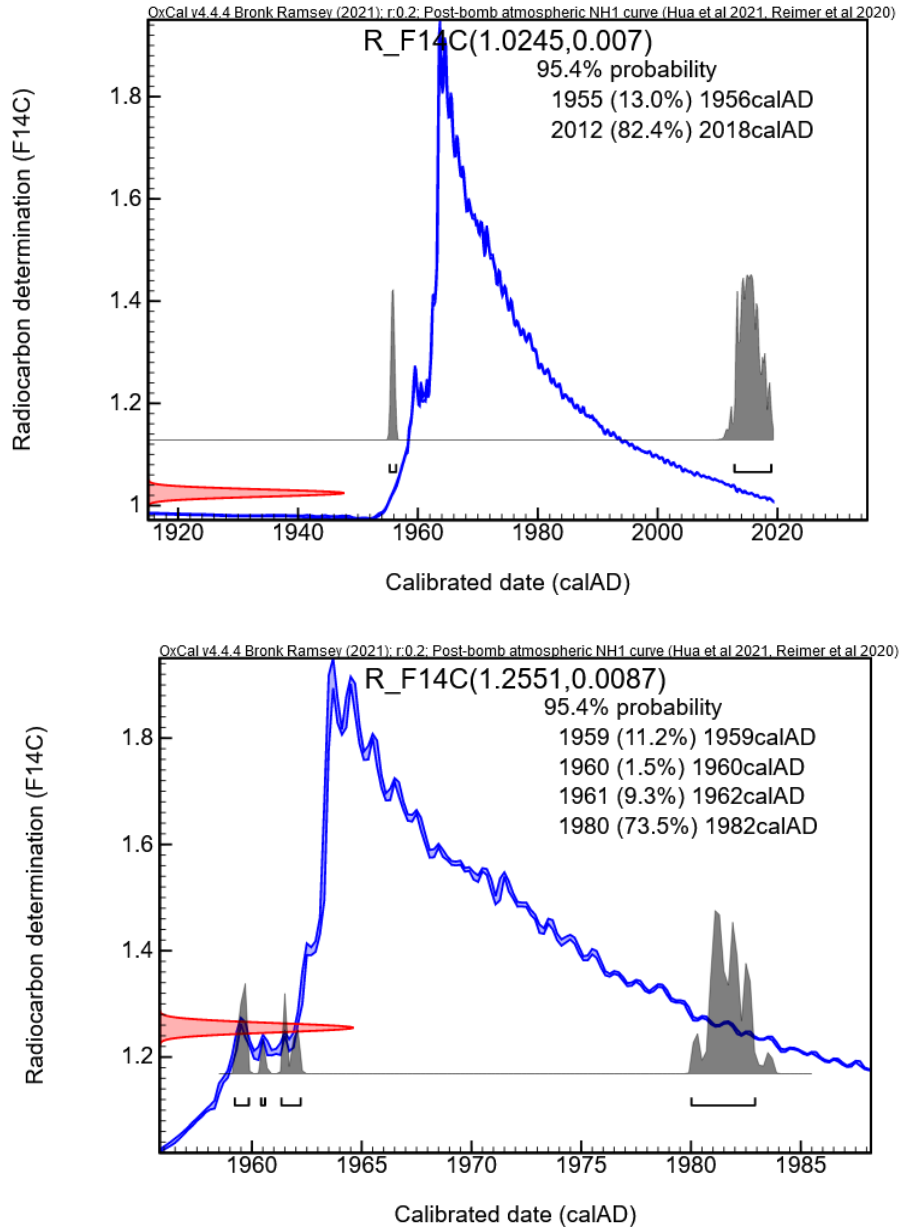


Fig. 2.1. Conversion of the ^{14}C isotope concentration (here expressed as $F^{14}\text{C} = \text{pMC}/100$) to calendar age given as 95.4% confidence intervals, using the OxCal v.4.4.4 calibration program [34] and NH1 calibration curve [32, 33]. The blue curve is the calibration curve, the red distribution on the vertical axis is the measurement result, and the resulting probability distributions of calendar ages are shown in gray

Rys. 2.1. Przeliczenie stężenia izotopu ^{14}C (tutaj wyrażonego jako $F^{14}\text{C} = \text{pMC}/100$) na wiek kalendarzowy podany jako przedziały 95,4% ufności, przy użyciu programu kalibracyjnego OxCal v.4.4.4 [34] i krzywej kalibracyjnej NH1 [32, 33]. Niebieska krzywa to krzywa kalibracyjna, czerwony rozkład na osi pionowej to wynik pomiaru, a powstałe rozkłady prawdopodobieństwa wieków kalendarzowych pokazano w kolorze szarym

2.7. Discussion

Ten disposable packaging material samples were measured for bio-based carbon content analysis by the LSC technique. All samples presented ^{14}C concentration values higher than 100% bio-based carbon content, so the samples are considered as biomass produced between AD 1955 and 2018. The obtained concentrations of the isotope ^{14}C above 100% are related to the fact that after nuclear weapons tests between 1955 and 1965, the concentration of this isotope in the atmosphere (and thus in the biosphere) increased above the 100% level assumed for the year 1950. The changes in the concentration of the isotope ^{14}C after nuclear weapons tests are presented by the calibration curve in Fig. 2.1. Table 2.1 represents the ^{14}C concentration in pMC, $\delta^{13}\text{C}$ values in ‰ and bio-based carbon content in pMC of each sample. Bio-based carbon content was calculated using 100 REF value according to EN 16640 [30]. The concentration values of ^{14}C and the corresponding uncertainty values are graphically explained in Fig. 2.2. For standardised isotope fractionation correction, the $\delta^{13}\text{C}$ value was used. Fig. 2.3 presents $\delta^{13}\text{C}$ values with uncertainty according to the type of material.

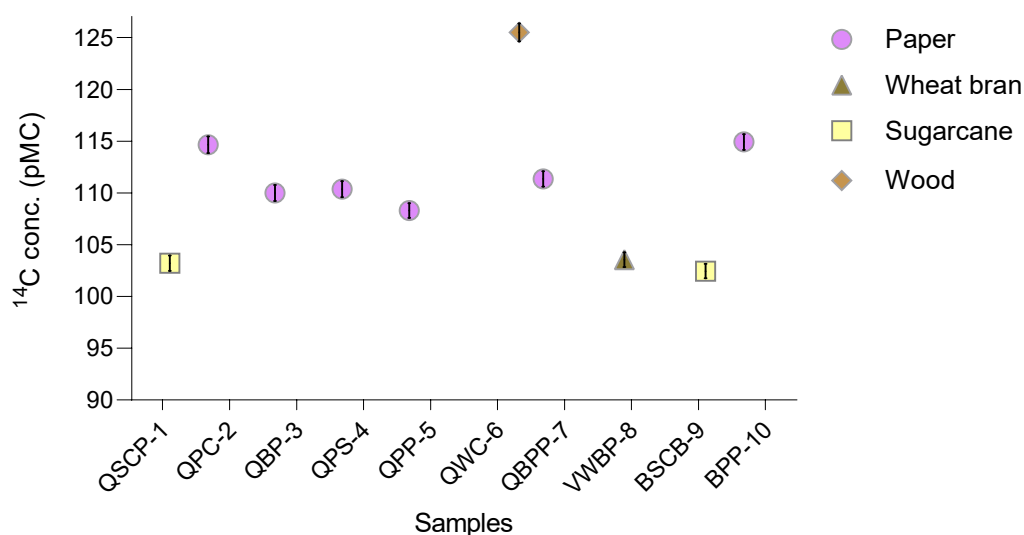


Fig. 2.2. Results for the ^{14}C concentration measurements in different DPMs
 Rys. 2.2. Wyniki pomiarów stężenia ^{14}C w różnych opakowaniach jednorazowych

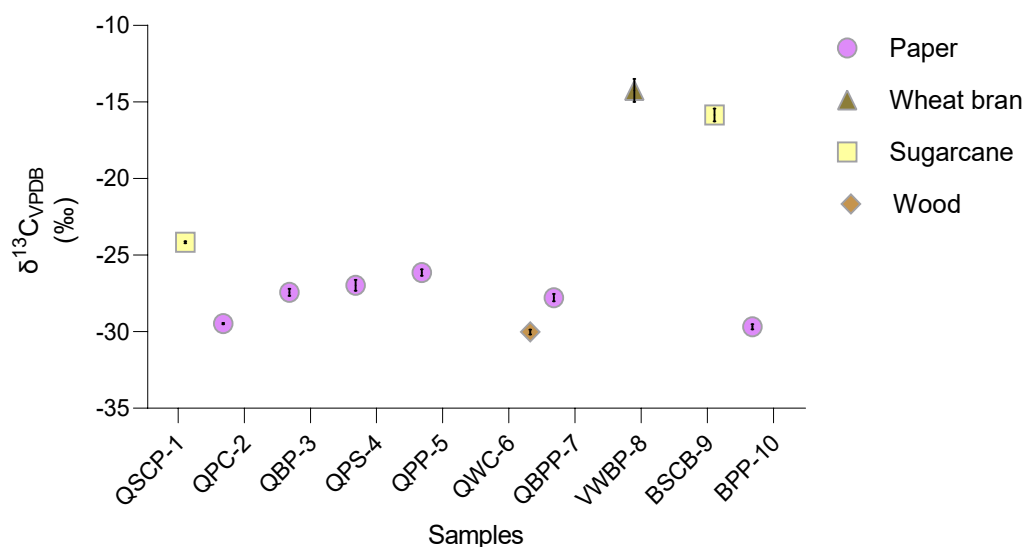


Fig. 2.3. Comparison of the $\delta^{13}C$ values with uncertainty across different DPM material categories
 Rys. 2.3. Porównanie wartości $\delta^{13}C$ z niepewnością dla różnych kategorii opakowań jednorazowych

Nine samples out of ten show the ^{14}C content between 102.45 ± 0.7 pMC to 114.92 ± 0.76 pMC. Six samples of paper materials – paper cups (QPC-2), baking paper (QBP-3), paper straws (QPS-4), paper plates (QPP-5), brown paper plates (QBPP-7) and paper plates (BPP-10) – show ^{14}C concentrations between 108.30 ± 0.72 pMC to 114.92 ± 0.76 pMC, corresponding to the modern carbon concentration of packaging material reported in [6, 35, 36]. The $\delta^{13}C$ values for the paper materials are in range of $-29.68 \pm 0.16\%$ to -26.14% , corresponding to the range reported in [6, 11].

A sample of wheat, wheat bran plates (VWBP-8), shows a ^{14}C concentration of 103.56 ± 0.71 pMC corresponding to the reported ^{14}C concentration values of recent years in [6, 36]. The $\delta^{13}C$ value for the wheat bran sample is the highest, $-14.24 \pm 0.74\%$, corresponding to the $\delta^{13}C$ value of C4 plants reported in [15].

Two samples of sugarcane, sugarcane plates (QSCP-1) and sugarcane boxes (BSCB-9), show the ^{14}C concentration of 102.45 ± 0.70 pMC and 103.20 ± 0.74 pMC, respectively. The values are close to the ^{14}C concentration values reported in [6]. The $\delta^{13}C$ values for the QSCP-1 and BSCB-9 are $-24.156 \pm 0.059\%$ and $-15.84 \pm 0.42\%$, respectively. The $\delta^{13}C$ value of BSCB-9 corresponds to the $\delta^{13}C$ value of wheat bran samples in [15], whereas QSCP-1 represents unexpected results probably because of the presence of a plastic coating layer.

A sample from wood, wooden cutlery (QWC-6), shows ^{14}C concentration of 125.51 ± 0.87 pMC, corresponding to the reported range of ^{14}C content in wood samples by [6, 37]. The wood sample gives $\delta^{13}C$ value of $-30.02 \pm 0.16\%$.

2.8. Conclusions

The liquid scintillation method was used to determine the bio-based carbon content in ten different disposable packaging samples. Disposable samples were composed of paper, wheat bran, sugarcane, and wood samples. Isotope ratio mass spectrometry was used for the standardised isotope fractionation correction for LSC measurements. Samples QSCP-1 and BSCB-9 from sugarcane, and sample VWBP-8 from wheat bran, represent the lowest bio-based carbon content between 102.45–103.56 pMC and the highest $\delta^{13}\text{C}$ value except QSCP-1. The bio-based carbon content of all samples is greater than 100 pMC, indicating that modern biomass was used to produce the disposable packaging samples. QWC-6 from wood represents the highest, whereas the six paper material samples (QPC-2, QBP-3, QPS-4, QPP-5, QBPP-7 and BPP-10) represents the intermediate bio-based carbon content concentration.

Bibliography

1. Barker H.: Radiocarbon dating: large-scale preparation of acetylene from organic material. *Nature* 1953, 172(4379), 631–632.
2. Hogg A.G., Cook G.T.: Liquid scintillation counting (LSC) – Past, present, and future. *Radiocarbon* 2022, 64(3), 541–554.
3. Varga T., Hajdas I., Calcagnile L., Quarta G., Major I., Jull A.T., Molnár A., Molnár, M.: Intercomparison exercise on fuel samples for determination of biocontent ratio by ^{14}C Accelerator mass spectrometry. *Radiocarbon* 2023, 65(2), 539–548.
4. Kutschera W.: The half-life of ^{14}C – why is it so long? *Radiocarbon* 2019, 61(5), 1135–1142.
5. Hajdas I., Ascough P., Garnett M.H., Fallon S.J., Pearson C.L., Quarta G., Spalding K.L., Yamaguchi H., Yoneda M.: Radiocarbon dating. *Nature Reviews Methods Primers* 2021, 1(1), 62.
6. Gill K.A., Michczyńska D.J., Michczyński A., Piotrowska N.: Monitoring of modern carbon fraction in disposable packaging. *Radiocarbon*, First View 2024, 1–9, <https://doi.org/10.1017/RDC.2024.35>.
7. Tudyka K., Pawełczyk F., Michczyński A.: Bias arising from ^{222}Rn contamination in standardized methods for biobased content determination and a simple removal method. *Measurement* 2021, 167, 108263.
8. Wood R.: From revolution to convention: the past, present and future of radiocarbon dating. *Journal of Archaeological Science* 2015, 56, 61–72.
9. Buchholz B.A., Spalding K.L.: Year of birth determination using radiocarbon dating of dental enamel. *Surface and Interface Analysis: An International Journal devoted to the development and application of techniques for the analysis of surfaces, interfaces and thin films* 2010, 42(5), 398–401.

10. Kusumgar S., Lal D., Sharma V.K.: Radiocarbon dating: techniques. in Proceedings of the Indian Academy of Sciences-Section A 1963, Springer India, 58, 125–140.
11. Telloli C., Rizzo A., Canducci C., Bartolomei P.: Determination of bio content in polymers used in the packaging of food products. *Radiocarbon* 2019, 61(6), 1973–1981.
12. Andjelkovic D.D., Culkin D.A., Loza R.: Unsaturated polyester resins derived from renewable resources. *Composites and Polycon* 2009.
13. Baranyika J.B., Piotrowska N.: Determination of Radiocarbon Content in Bio-Oil Samples by Mini Carbon Dating System in the Gliwice Radiocarbon and Mass Spectrometry Laboratory. *Geochronometria* 2023, 50(1), 21–27.
14. Baranyika J.B., Piotrowska N., Kłusek M., Micheżyński A., Pawlyta J.: Testing the methods for determination of radiocarbon content in liquid fuels in the Gliwice radiocarbon and mass spectrometry laboratory. *Radiocarbon* 2022, 64(6), 1447–1456.
15. Santos J.F., Macario K.D., Jou R.M., Oliveira F.M., Cardoso R.P., Diaz M., Anjos R.M., Alves E.Q.: Monitoring the biogenic fraction of sugarcane-based plastic bags. *Journal of cleaner production* 2019, 233, 348–352.
16. Quarta, G., Calcagnile, L., Giffoni, M., Braione, E., D'Elia, M.: Determination of the biobased content in plastics by radiocarbon. *Radiocarbon* 2013, 55(3), 1834–1844.
17. Gill K.A., Micheżyńska D.J., Micheżyński A., Piotrowska N., Kłusek M., Końska K., Wróblewski K., Nadeau M.J., Seiler M.: Study of bio-based carbon fractions in tires and their pyrolysis products. *Radiocarbon* 2022, 64(6), 1457–1469.
18. Bronić I.K., Barešić J., Horvatinčić N., Sironić, A.: Determination of biogenic component in liquid fuels by the ^{14}C direct LSC method by using quenching properties of modern liquids for calibration. *Radiation Physics and Chemistry* 2017, 137, 248–253.
19. Gill K.A., Micheżyńska D.J., Micheżyński A., Piotrowska N., Ustrzycka A.: Technical Carbon Black and Green Technology. *Geochronometria* 2023, 50(1), 250–256.
20. Tudyka K., Pawlyta J.: Biocomponent determination in vinegars with the help of ^{14}C measured by liquid scintillation counting. *Food chemistry* 2014, 145, 614–616.
21. Bio-based, How to declare bio-based content 2021, [access date: 4-5-2024]. <https://biobased.testfakta.com/en/node/5449>.
22. Pawlyta, J., Pazdur, A., Rakowski, A.Z., Miller, B.F. and Harkness, D.D.: Commissioning of a Quantulus 1220TM liquid scintillation beta spectrometer for measuring ^{14}C and ^3H at natural abundance levels. *Radiocarbon* 1997, 40(1), 201–209, <https://doi.org/10.1017/S0033822200018051>.
23. Pazdur A., Fogtman M., Micheżyński A., Pawlyta J.: Precision of ^{14}C dating in Gliwice Radiocarbon Laboratory. FIRI programme. *Geochronometria* 2003, 22(1), 27–40.
24. Stuiver M., Polach H.A.: Discussion reporting of ^{14}C data. *Radiocarbon* 1977, 19(3), 355–363, <https://doi.org/10.1017/S0033822200003672>.
25. Ustrzycka, A.: Spektrometria mas lekkich izotopów stabilnych w badaniach ekosystemu jeziornego (Light isotope mass spectrometry for lake ecosystem studies). PhD thesis, Silesian University of Technology, Institute of Physics – CSE: 90pp (in Polish). 2020.
26. Agnihotri R., Kumar R., Prasad M.V.S.N., Sharma C., Bhatia S.K., Arya B.C.: Experimental setup and standardization of a continuous flow stable isotope mass spectrometer for measuring stable isotopes of carbon, nitrogen and sulfur in environmental samples. *Mapan* 2014, 29, 195–205, <https://doi.org/10.1007/s12647-014-0099-8>.
27. Multiflow I.: Multiflow User Guide. V1.1. 2012, [access date; 2-11-2023]. <http://support.isoprime.co.uk/Resolve/index.php?Knowledgebase/Article/View/35/26/multiflow-user-guide>.

28. Stahl, Bio-based (carbon) content determination, [access date: 9-5-2024]. <https://www.stahl.com/beyond-chemistry-from-a-to-z/what-is-bio-based-content-measurement>.
29. Sahin, H.T., Arslan M.B.: A study on physical and chemical properties of cellulose paper immersed in various solvent mixtures. *International Journal of Molecular Sciences* 2008, 9(1), 78–88.
30. EN16640, Bio-based products – Bio-based carbon content – Determination of the bio-based carbon content using the radiocarbon method 2017, [access date: 22-11-2023] <https://standards.iteh.ai/catalog/standards/sist/c5b5c847-51e4-448f-8d96-236190a4a145/sist-en-16640-2017>.
31. CIO, Reference radiocarbon values for 100% biogenic carbon ($^{14}\text{C}_{\text{bio}}$) based on atmospheric $^{14}\text{CO}_2$ 2022, [access date: 12-06-2022]. <https://www.Rug.Nl/research/centre-for-isotope-research/customers/tools/reference-radiocarbon-values-palstra-and-meijer?Lang=en>.
32. Hua Q., Turnbull J.C., Santos G.M., Rakowski A.Z., Ancapichún S., De Pol-Holz R., Hammer S., Lehman S.J., Levin I., Miller J.B., Palmer J.G.: Atmospheric radiocarbon for the period 1950–2019. *Radiocarbon* 2021, 64(4), 723–745.
33. Reimer P.J., Austin W.E., Bard E., Bayliss A., Blackwell P.G., Ramsey C.B., Butzin M., Cheng H., Edwards R.L., Friedrich M., Grootes P.M.: The IntCal20 Northern Hemisphere radiocarbon age calibration curve (0–55 cal kBP). *Radiocarbon* 2020, 62(4), 725–757.
34. Ramsey C.B.: Bayesian analysis of radiocarbon dates. *Radiocarbon* 2009, 51(1), 337–360.
35. Huels, C.M., Pensold S., Pigorsch E.: Radiocarbon measurements of paper: A forensic case study to determine the absolute age of paper in documents and works of art. *Radiocarbon* 2017, 59(5), 1553–1560.
36. Pigorsch, E., Kiessler B., Hüls M.: New method for the absolute dating of paper by radiocarbon measurements. *Journal of Forensic Sciences* 2022, 67(4), 1505–1512.
37. Krajcar Bronić I., Barešić J., Horvatinčić N.: Determination of biogenic component in waste and liquid fuels by the ^{14}C method. 2015.

3. INNOWACYJNE METODY TERMICZNEGO ROZDZIAŁU ODPADÓW ZAWIERAJĄCYCH TWORZYWA SZTUCZNE

3.1. Wprowadzenie

Tworzywo sztuczne jako materiał składający się z polimerów syntetycznych (wytworzonych sztucznie przez człowieka i niewystępujących w naturze) lub zmodyfikowanych polimerów naturalnych oraz różnych dodatków modyfikujących jest bardzo rozpowszechnionym materiałem w przemyśle, ale nie tylko. Jest ono obecnie prawie wszędzie wykorzystywane, nasze czasy są często nazywane „erą plastiku”. To szerokie wykorzystanie tworzyw wynika z ich licznych zalet, do których zaliczyć można m.in.: niski koszt produkcji, trwałość, lekkość i jednocześnie wytrzymałość, odporność na korozję, hydrofobowość itd. [3]. Polimerowe opakowania oraz pojemniki, w szczególności na żywność, stanowią ważną gałąź przemysłu tworzyw sztucznych. Wskazuje się, że udział tych produktów w odniesieniu do wszystkich produkowanych na świecie materiałów z tworzyw sztucznych wynosi 36% [2]. Wśród rodzajów tworzyw sztucznych najczęściej stosowanych w produktach opakowaniowych wymienić można: polietylen wysokiej i niskiej gęstości (HDPE i LDPE), politereftalan etylenu (PET), polipropylen (PP), polistyren (PS) i polichlorek winylu (PVC) [2, 3]. Najczęściej stosowany polietylen, zarówno HD, jak i LD, stanowił w Europie niemal 30% spośród wszystkich produkowanych w 2018 roku tworzyw sztucznych [4].

Wszechobecność produktów polimerowych, których przyrost szacowany jest z 300 do 1800 mln ton rocznie na przestrzeni lat 2015–2050, powoduje i będzie powodował duże obciążenie środowiska naturalnego [5]. Stąd też działania wielu organizacji międzynarodowych, które wskazują konieczność recyklingu i ponownego wykorzystania surowca plastikowego. Prym wiodą tu Unia Europejska oraz jej organy, takie jak Komisja Europejska czy Parlament Europejski, które wspólnie ustaliły dla krajów Wspólnoty poziom recyklingu odpadów opakowaniowych, w tym polimerowych, na poziomie 50% w 2025 roku i 55% w 2030 roku [6]. Jest to jeden z elementów unijnej strategii na rzecz tworzyw sztucznych w gospodarce obiegu zamkniętego, która przewiduje cały pakiet działań zwiększających poziom recyklingu

m.in. tworzyw sztucznych [6]. Dane z poprzednich lat wskazują, że w UE poziom recyklingu odpadów opakowaniowych wynosi dla 2016 roku średnio 42% [7, 8]. W ujęciu światowym można przytoczyć pracę [2], w której szacuje się, że światowy poziom recyklingu tworzyw sztucznych wynosi jedynie 9%. Krajowa strategia dotycząca zwiększenia poziomu odzysku tworzyw sztucznych będzie m.in. polegała na inicjatywie ROP (Rozszerzona Odpowiedzialność Producenta), która ma za zadanie odpowiednie przydzielenie odpowiedzialności za odpady opakowaniowe i zwiększenie ich przydatności do recyklingu. Obowiązkiem producentów będzie pokrycie kosztów selektywnego zbierania, transportu i przetwarzania odpadów. W ROP wpisują się także, obecnie będące na etapie przygotowań ustawowych, elementy idei „single use plastic”. Gdy weźmie się pod uwagę kierunek przemian gospodarczych i prawnych, badania na rzecz zwiększania efektywności recyklingu wydają się kluczowe zarówno z punktu widzenia ochrony środowiska, jak i finansów przedsiębiorstw oraz państw.

Jednym z problemów powodowanych obecnością tworzyw sztucznych w środowisku jest ich obecność w oceanach. Dotyczy to zarówno cząstek tworzyw sztucznych niewielkich rozmiarów, w tym mikroplastiku, jak i całych odpadów opakowaniowych. Według przywołanych szacunków [9] w oceanach obecnie znajduje się około 150 mln ton odpadów plastikowych. Jak się okazuje, problemem nie jest tylko brak lub niski poziom recyklingu. Autorzy pracy [10] szacują, że tylko w 2017 roku 3% z eksportowanego, wcześniej odzyskanego w wyniku recyklingu w krajach Europy polietylenu trafiło do oceanu. Jest to równe około 83 tonom [10].

Obecnie stosowane metody separacji odpadów, w tym tworzyw sztucznych, opierają się na różnicach własności fizycznych i chemicznych różnych składników odpadów. W większości przypadków metod separacji odpady zostają uprzednio rozdrobnione. Wymienić tu można przede wszystkim separację na podstawie różnicy: gęstości, w oddziaływaniu z wodą (właściwości hydrofilowe i hydrofobowe), w oddziaływaniu elektrostatycznym, w oddziaływaniu z określonym rozpuszczalnikiem [14–20]. Należy tu także przywołać specyficzne urządzenia rozdzielające, takie jak: separator typu Zyg-Zak, w którym frakcja lekka wynoszona jest przez strumień powietrza, a frakcja ciężka opada na dół separatora, separator balistyczny panelowy, w którym rozdzielana jest mieszanina z podziałem na frakcje 2D – frakcja płaska (np. folia) i frakcja 3D – przestrzenna, a także sortery optopneumatyczne, wyposażone w odpowiednie czujniki do identyfikacji rodzaju materiału i/lub jego koloru [15–20], a obecnie często są one doposażone w rozwiązania oparte na sztucznej inteligencji.

Z innych niekonwencjonalnych metod opisanych w literaturze np. w badaniu [1] zaproponowano sposób rozdziału papieru od tworzyw sztucznych przy wykorzystaniu enzymów produkowanych przez określone grzyby (*Dichomitus squalens*). Autorzy skierowali uwagę na problematykę odpadów papierowych pokrytych warstwą plastiku, m.in. okładkami czasopism oraz opakowaniami na żywność. Enzymy grzybów rozkładając substancje, m.in. ligninę oraz różnego rodzaju zanieczyszczenia dodawane do papieru, częściowo go degradowują, dzięki czemu możliwe jest uwolnienie plastikowej powłoki. Inne podejście zastosowali autorzy badań [12], którzy mieszaninę papieru i tworzyw sztucznych poddali procesowi dwustopniowej pirolizy w temperaturach 350°C i 500°C. W tym przypadku nie odzyskano jednak surowców wtórnych: papieru i polistyrenu, polietylenu, a tylko produkty ich przemian w wyniku działania podwyższonej temperatury w warunkach beztlenowych.

W niniejszym rozdziale zaproponowano dwie metody separacji opakowań dwumateriałowych umożliwiające późniejsze wykorzystanie odzyskanych materiałów. Odpady te to najczęściej opakowania po napojach, jogurtach i innych produktach spożywczych krótkiej daty ważności, w których na powierzchni plastikowego opakowania, najczęściej kubka, są przytwierdzone materiały innego rodzaju, zwłaszcza papier. Tego typu połączenia dwóch różnych materiałów powodują problemy przy segregacji i recyklingu odpadów, przez co procesy te charakteryzują się niską efektywnością. Na przykład znany jest proces, w którym po ich rozdrobnieniu następuje separacja w ośrodku cieczowym, wykorzystująca różnice gęstości [1, 10]. Należy tu wspomnieć o oddziaływaniu na środowisko tej metody przez zużycie wody i powstające ścieki, nieprzydatność bardzo wilgotnego odpadu papierowego oraz możliwość przedostawania się do wód rozdrobnionych włókien polimerowych [1]. Inne metody, jak sortowanie optopneumatyczne, są kosztochłonne, stąd w większości przypadków odpady opakowaniowe najczęściej podlegają obróbce termicznej w spalarniach odpadów lub są składowane [1, 2, 11]. Biorąc pod uwagę ilości rocznie powstających odpadów z tworzyw sztucznych, w tym opakowań wielomateriałowych, opakowaniowych, jest to istotny problem gospodarki odpadami.

Przegląd dostępnych rozwiązań z zakresu separacji/sortowania odpadów dwuskładnikowych wykazał brak skutecznych i ekonomicznie uzasadnionych oraz możliwych do aplikacji w skali technicznej rozwiązań, co skutkuje, że tego typu odpady trafiają na składowiska, a nie są poddawane procesowi recyklingu (światowy kryzys zanieczyszczenia wód, powietrza i ziemi, a także flory i fauny tworzywami sztucznymi jest dość dobrze znany).

Celem pracy jest przyczynienie się do sprawniejszego wydzielenia z odpadów zmieszanych frakcji tworzyw sztucznych, jako cennego surowca w procesach recyklingu i zagospodarowania, a w szczególności:

- wyznaczenie optymalnych parametrów procesu, które pozwolą skutecznie rozdzielić poszczególne komponenty przedmiotowych opakowań, aby umożliwić ich recykling,
- opracowanie innowacyjnych technologii na bazie wykorzystania termicznych własności tworzyw sztucznych w postaci topnienia i skurczu, pozwalających na wielkoskalowe zastosowanie w gospodarce odpadami w skali kraju.

Dotychczas procesy separacji na podstawie skurczu tworzywa sztucznego czy jego topliwości nie były stosowane, dlatego zostały one zgłoszone do opatentowania. Należy podkreślić, że nowe technologie sortowania i optymalizacja tych procesów są obecnie priorytetem w Unii Europejskiej, a realizowany cel w ramach artykułu idealnie wpisuje się w jej politykę i pozwoli osiągnąć wyższy poziom recyklingu odpadów komunalnych.

3.2. Metoda badawcza i analizowane materiały

Zainteresowanie tematem znalezienia optymalnej, ale i skutecznej metody separacji odpadów dwuskładnikowych, w których jednym ze składników jest tworzywo sztuczne, zapoczątkowała współpraca z firmą zajmującą się odzyskiem surowców wtórnych na rynku odpadów komunalnych i przemysłowych. Duże ilości opakowań dwuskładnikowych i chęć zautomatyzowania dotychczasowej kosztochłonnej i mało wydajnej segregacji ręcznej przedmiotowych opakowań dwuskładnikowych były podstawą do poszukiwania innych rozwiązań technologii separacji [13]. Obecnie rozwiązania były wykorzystywane w skali technicznej w firmie Multiplast.

3.2.1. Podstawowa charakterystyka odpadów

Przedmiotem badań były nieużywane pojemniki do napoi i jogurtów. Pochodzą one ze zwrotu partii transportu niez użytych pojemników-kubków na skutek niezachowania sterylności dostawy, transportu lub magazynowania. Badane odpady-pojemniki do napoi w formie nieprzerobionej, z ich podstawowymi własnościami, przedstawia tabela 3.1.

Tabela 3.1

Badane odpady z ich podstawową charakterystyką

Kod opakowania, masa/objętość produktu	Materiał	Masa opakowania (papier + tworzywo sztuczne) [g]	Masa tworzywa sztucznego [g]	Masa papieru [g]
TLJ, 400 g	PS/papier	13,25	7,4	5,85
LPS, 150 g	PS/papier	8,2	4,3	3,9
HM, 100 g	PP/papier	7,5	5,5	2,0
K-RV, 180 g	PP/papier	8,5	4,6	3,9
LE, 250 ml, 262 g	PP/papier	10	5,2	4,8
C/TIOZIO, 250 ml, 263 g	PP/papier	10,16	5,2	4,9

Przedmiotowe odpady zostały poddane rozdrobnieniu w młynie nożowym wyposażonym w sita o oczkach 10 mm, ograniczające wielkość rozdrabnianej frakcji, których widok przedstawiono na rys. 3.1.



Rys. 3.1. Widok rozdrobnionej frakcji PS/papier – po lewej i PP/papier – po prawej (fot. W. Hryb)
Fig. 3.1. View of the shredded fractions: PS/paper – on the left; PP/paper – on the right (photo W. Hryb)

W tabeli 3.2 przedstawiono analizę granulometryczną rozdrobnionych odpadów oraz wyniki określonej eksperymentalnie gęstości nasypowej dla frakcji PP/papier i PS/papier.

Tabela 3.2

Właściwości rozdrobnionych odpadów

Analiza granulometryczna frakcji PP/papier			Analiza granulometryczna frakcji PS/papier		
Granulacja [mm]	Masowy udział procentowy [%]	Gęstość nasypowa [kg/m ³]	Granulacja [mm]	Masowy udział procentowy [%]	Gęstość nasypowa [kg/m ³]
0-5	31	175	0-5	35	196,5
5-10	69		5-10	65	

3.2.2. Wprowadzenie do badań

Poszukując optymalnej metody separacji, przeprowadzono liczne doświadczenia, które okazały się nieskuteczne dla rozdziału badanej mieszaniny odpadów bądź są nieakceptowalne ze względu na uwarunkowania rynkowe (np. brak zbytu na mokry papier czy zbyt wysokie koszty separacji). Przeprowadzone nieskuteczne próby sortowania materiałów to między innymi badania: na przesiewaczach i podajnikach wibracyjnych, na separatorze powietrznym typu Zyg-Zak, na stanowisku demonstracyjnym procesu fluidyzacji, separacji grawitacyjnej w wodzie. Testy zlecono również centrum badawczemu Hamos w Niemczech, ale ich wyniki okazały się niezadowolające dla każdej z frakcji.

Możliwa jest separacja z wykorzystaniem separatorów optopneumatycznych, a w przypadku separacji frakcji PP/papier lub PS/papier o granulacji poniżej 10 mm tzw. flake sorterów. Separatory te identyfikują rodzaj materiału na podstawie czujników NIR (bliskiej podczerwieni). Jednakże ze względu na wysokie koszty tego typu instalacji do sortowania i niezbyt duży strumień odpadów przewidzianych do separacji tej możliwości nie analizowano.

Oczekiwane rezultaty przyniosły dopiero badania separacji odpadów dwuskładnikowych, zawierających tworzywo sztuczne, prowadzone z zastosowaniem dwóch zjawisk zmieniających ich własności, które następnie zostały wykorzystane w celach rozdzielenia tworzywa sztucznego od innych składników odpadów.

Te analizowane zjawiska to topnienie i skurcz materiałowy. W dalszej części pracy przedstawiono użytą metodykę badawczą i rezultaty eksperymentów.

3.2.3. Opis metody wykorzystującej topnienie tworzyw sztucznych

Pierwsze badanie procesu separacji to wykorzystanie pojawiającego się na skutek podwyższonej temperatury zjawiska topnienia, co jest związane ze zwiększeniem lepkości tworzywa do powierzchni transportującej. Badanie polegało na umieszczeniu w suszarce w określonym czasie metalowej kuwety z rozdrobnionymi kawałkami PS i PP (kawałki o wielkości 1,5x1,5 cm) w celu określenia optymalnej temperatury, w której w jak najkrótszym czasie dojdzie do „nadtropienia” tworzywa i jego „przyczepienia” do metalowej powierzchni kuwety. Przy tym ważne było tylko nadtropienie, a nie całkowite stopienie tworzywa. Warunkiem było także ułożenie mieszaniny materiałów na tacy (powierzchni) w jednej warstwie w odległościach

uniemożliwiających styk cząstek między sobą. Ma to zabezpieczyć przed ewentualnym sklejeniem się składników mieszaniny.

Badania przeprowadzono za pomocą następujących urządzeń badawczych:

- suszarka BINDER typ FD 240 z regulacją temperatury w zakresie od 1°C do 300°C z możliwością regulacji o 1°C,
- metalowa kuweta laboratoryjna,
- stoper elektroniczny.

Autorzy niniejszego opracowania analizowali możliwość wykorzystania standardowych metod w opisie ilościowym i jakościowym prowadzonych badań nad skurczem i topnieniem tworzyw sztucznych. Znane w technice polimerów wskaźniki masowy i objętościowy szybkości płynięcia są ważnymi wskaźnikami, ale w przetwarzalności tworzyw sztucznych (np. metodą wtryskową), a więc ważnymi przy wyborze odpowiedniego rodzaju granulatu, z którego chcemy wyprodukować filament. Wskaźniki te jednak w zastosowaniu do technik sortowania nie dostarczą praktycznej informacji dot. parametrów termicznych skurczu i topnienia jako przydatnych w procesach sortowania.

W literaturze znane są temperatury topnienia poszczególnych rodzajów tworzyw sztucznych [22], jednakże każdy producent tworzywa sztucznego stosuje w zależności od jego przeznaczenia różne modyfikatory dodawane w różnych proporcjach. Użycie różnych składników barwiących i poprawiających właściwości fizykochemiczne tworzyw, a także wymiary cząstek (np. grubość ścianki cząstki decyduje o szybkości jej ogrzewania) pociąga za sobą potrzebę każdorazowego wyznaczenia parametrów pracy (temperatury topnienia i skurczu) na potrzeby procesu sortowania. Znaczące różnice we właściwościach (gęstość, temperatura topnienia i skurczu) czystych składników PP i PS znacznie odbiegają od wyznaczonych dla materiałów zastosowanych w badaniu. Dlatego konieczne było przeprowadzenie badań indywidualnych, aby znaleźć dla badanych tworzyw sztucznych taką temperaturę, która pozwoli na efektywną separację odpadów dwuskładnikowych.

Jako kryterium wielkości stopnia przylegania nadtopionego składnika tworzywa sztucznego przyjęto przedział kąta pochylenia powierzchni na której przylegają nadtopione cząstki tworzywa a przy którym następuje oderwanie się – zsypanie całości nadtopionego materiału tworzywa z powierzchni przylegania. Ten wybór oceny stopnia przylegania wybrano głównie ze względu na brak jednoznaczności wskazania w literaturze przedmiotu [23] właściwego kryterium pomiaru jakości połączenia (pomiar siły adhezji, pomiar jakości połączenia klejowego, wielkość siły tarcia powierzchni o powierzchnię itp.). Wyniki, przedział kąta nachylenia, czas kontaktu

z powierzchnią grzejną i temperatury właściwe topnieniu, zapewniające skuteczną przyczepność, a także temperaturę powierzchni powodującej oderwanie się od niej przylegającego tworzywa przedstawia tabela 3.3.

3.2.4. Opis metody wykorzystującej skurcz tworzyw sztucznych

Badaniem objęto te same przedmiotowe odpady, lecz nie poddawano ich procesowi rozdrabniania. Badanie procesu separacji polegało na wykorzystaniu pojawiającego się na skutek podwyższonej temperatury zjawiska skurczu tworzywa sztucznego, poprzedzającego początek topnienia materiału. Zasadą eksperymentu było niedoprowadzenie do zwiększenia lepkości i zwiększenia przyczepności materiału do podłoża.

Badania przeprowadzono za pomocą następujących urządzeń badawczych:

- suszarka BINDER typ FD 240 z regulacją temperatury w zakresie od 1°C do 300°C z możliwością regulacji o 1°C,
- stoper elektroniczny.

Testy przeprowadzono w suszarce w określonym zakresie temperatur i czasie jego wystąpienia. Celem tych testów było znalezienie dla PS i PP optymalnej temperatury i czasu przebywania w suszarce, dla których nastąpi odpowiedni skurcz tworzywa sztucznego i rozklejenie papierowej etykiety (dotyczy większych kubków PS/papier). Stosowano przy tym pionowość ustawienia pojemników na tacy w suszarce, wykorzystując zwężający się ku dołowi (w kierunku dna) profil naczynia.

3.3. Wyniki badań

3.3.1. Topnienie tworzyw sztucznych

Na rys. 3.2 przedstawiono tacę po wyciągnięciu z suszarki – ustawioną pionowo. Można zauważyć skurcz tworzywa i jego „przyczepienie” do metalowej (stal nierdzewna) powierzchni. Po chwili, kiedy tacka ostygnie do temperatury T_0 (oznaczenie tabela 3.3), tworzywa zaczynają odpadać z jej powierzchni. W przypadku zapewnienia obrotu tacy z przylegającymi cząstkami tworzywa szt. w temperaturze topnienia (oznaczenie T_1 w tabeli 3.3) przy kącie 180° 100% cząstek podczas wszystkich trzech prób nie odrywa się od powierzchni metalowej tacy. Stanowiło to podstawę do propozycji koncepcji technologicznej przedstawionej na rys. 3.5 w rozwiązaniu

chłodzenia walca sortowniczego dyszami sprężonego powietrza do momentu oderwania się cząstek od powierzchni.



Rys. 3.2. Polistyren „przyczepiony” do metalowej powierzchni kuwety (fot. W. Hryb)

Fig. 3.2. Polystyrene adhering to the metal surface of the cuvette (photo W. Hryb)

Określone doświadczalnie optymalne parametry procesu dla PS i PP przedstawiono w tabeli 3.3. Dane w tabeli są wartościami uśrednionymi trzech powtórzeń pomiarów.

Tabela 3.3

Optymalne parametry procesu topnienia

Rodzaj tworzywa sztucznego	Optymalna temperatura metalowej powierzchni zapewniająca nadtopienie tworzywa i jego „przyczepienie” do metalowej powierzchni T_t [°C]	Optymalny czas kontaktu tworzywa w określonej temperaturze z metalową powierzchnią zapewniający jego „przyczepienie” τ [sekund]	Optymalna temperatura metalowej powierzchni zapewniająca oderwanie tworzywa od metalowej powierzchni T_o [°C]	Sprawność odrywania się cząstek jako stosunek liczby cząstek oderwanych do liczby cząstek na tacy w temperaturze T_o
PS	150	7	138	1
PP	180	7	167	1

3.3.2. Skurcz tworzyw sztucznych

Wyniki eksperymentu dla pojemników PS/papier przedstawiono w tabeli 3.4. Test skurczu powtórzono dla pojemników z PP/papier. W tabeli 3.5 pokazano wyniki eksperymentu.

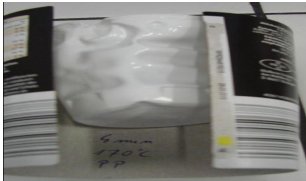

Wyniki przeprowadzonego doświadczenia pomiaru skurczu termicznego dla pojemników PS/papier

Testy dla kubków PS/papier			
Tempera- tura	Czas przebywania w suszarce	Efekt	Uwagi
105°C	7 min	Odpowiedni skurcz i rozklejenie etykiety papierowej	Więszy kubek PS/papier Turkkilainen Laktoositon Jogurtti
105°C	10 min	Odpowiedni skurcz (tworzywo oddzieliło się od papieru)	PS/papier Landle Pudding Schokolade (150 g)
120°C	3 min	Odpowiedni skurcz (tworzywo oddzieliło się od papieru)	Więszy kubek PS/papier
130°C	2 min	Odpowiedni skurcz (tworzywo oddzieliło się od papieru)	Więszy kubek PS/papier
140°C	2 min	Odpowiedni skurcz i rozklejenie etykiety	Więszy kubek PS/papier
150°C	1 min	Nie wszystkie etykiety papierowe się rozkleiły, skurcz we wszystkich kubkach nie był równomierny i nie we wszystkich kubkach był zadowalający	Włożono jednocześnie 8 kubków (większe kubki PS/papier)
160°C	1 min	Nie każda etykieta papierowa się rozkleiła	Włożono jednocześnie 8 kubków
160°C	2 min	Optymalny skurcz i rozklejenie wszystkich etykiet papierowych	Włożono jednocześnie 8 kubków. Test powtórzono także dla małych kubków PS, uzyskano wymaganą powtarzalność.

Na rys. 3.3a przedstawiono duże pojemniki PS/papier po wyciągnięciu po dwóch minutach z suszarki w temperaturze 160°C (widoczny duży skurcz tworzywa i rozłączona etykieta papierowa). Po skurczu i ostygnięciu tworzywa sztucznego w niektórych kubkach doszło do połączenia tworzywa z papierem, co pokazano na rys. 3.3b. Nie jest to mocne połączenie, można w sposób mechaniczny, np. przez intensywne wstrząsy, rozłączyć materiały.

W wyniku badań okazało się, że część papierowa połączyła się z plastikową po skurczu termicznym po ostygnięciu. Wykazano, że udział tych pojemników jest zależny od ich wielkości. W przypadku większych kubków (PS/papier; TLJ) było to 10% wszystkich badanych, natomiast w przypadku mniejszych (LPS) udział ten wyniósł 18%.

Wyniki przeprowadzonego doświadczenia pomiaru skurczu termicznego dla pojemników PP/papier

Testy dla kubków PP/papier			
Tempera- tura	Czas przebywania w suszarce	Efekt	Uwagi
<170	niezależnie	Brak skurczu	
170°C	4 min	Występuje skurcz, ale znacznie mniejszy niż w przypadku PS	
180°C	4 min	PP zaczyna „płynąć”, a po ostygnięciu łączy się z papierem	



Rys. 3.3. a. – po lewej – pojemniki z PS po wyciągnięciu z suszarki po 2 minutach w temperaturze 160°C, b. – po prawej – kubki, w których tworzywo połączyło się z papierem po ostygnięciu
Fig. 3.3. a – on the left – PS cups after removal from the dryer, b – on the right – connection of the plastics and paper after cooling

Dalszym etapem testów było dobranie optymalnej średnicy oczek sit do rozdzielania mechanicznego tworzywa sztucznego (kubki PS) od papieru, co przedstawiono na rys. 3.4.

Sprawdzono również ubytek masy kubka PS w wybranej temperaturze i wybranym czasie przebywania w suszarce, co przedstawiono w tabeli 3.6.



Rys. 3.4. Rozdzielenie frakcji tworzywa sztucznego i papieru na sicie po procesie skurczu termicznego pojemników PS/papier – wymiar średnicy oczka sita – 80 mm

Fig. 3.4. Separation of plastic and paper fractions on a sieve after the thermal shrinkage of PS/paper packaging – sieve mesh diameter – 80 mm

Tabela 3.6

Ubytek masy pojemnika PS w temp. 130°C

Rodzaj kubka	Temp.	Czas przebywania w temperaturze	Masa kubka przed włożeniem do suszarki [g]	Masa kubka po wyciągnięciu z suszarki [g]
PS	130°C	2 min	7,46	7,45
PS	130°C	2 min	7,43	7,41
PS	130°C	2 min	7,42	7,42

Badania wpływu wybranej temperatury i czasu przebywania w suszarce na zmianę objętości pojemnika PS wykazały, że dla zadanej temperatury (140°C) czas przebywania pojemnika w suszarce nie wpłynął na zmianę jego objętości. W badanych wariantach przebywania od 1 do 5 minut objętość kubka była mniejsza po wyciągnięciu z suszarki o taką samą wartość; zaistniały fakt przedstawiono w tabeli 3.7.

Tabela 3.7

Wpływ czasu przebywania na zmianę objętości kubka PS

Temperatura	Czas przebywania w temperaturze	Objętość kubka przed włożeniem do suszarki [cm ³]	Objętość kubka po wyciągnięciu z suszarki [cm ³]
140°C	1 min	9	6
140°C	2 min	9	6
140°C	3 min	9	6
140°C	4 min	9	6
140°C	5 min	9	6

3.4. Konceptcje technologiczne

Konceptcje technologiczne technicznego wykorzystania zjawiska topnienia i skurczu tworzyw sztucznych w procesie sortowania-separacji odpadów dwuskładnikowych zawierających tworzywo sztuczne na skalę przemysłową zostały zgłoszone do Urzędu Patentowego RP [24, 25]. Poniżej przedstawiono oba badane zjawiska wykorzystujące topnienie i skurcz tworzyw sztucznych w opracowanym procesie technologicznym sortowania odpadów dwuskładnikowych.

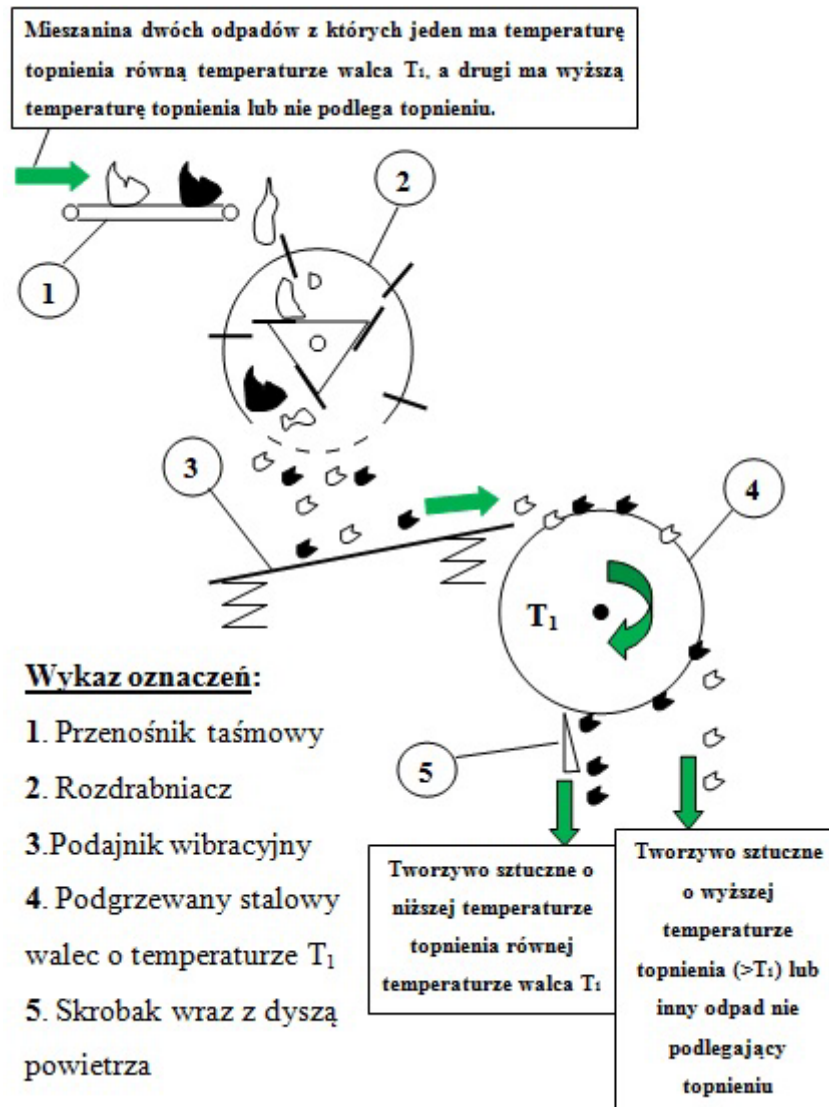
3.4.1. Konceptcja technologicznej realizacji procesu separacji rozdrobnionej frakcji mieszaniny PS/papier lub PP/papier na podstawie temperatury topnienia

Na rys. 3.5 przedstawiono propozycję koncepcji technologicznej separacji rozdrobnionej frakcji mieszaniny PS/papier lub PP/papier na podstawie temperatury topnienia.

Sposób i instalacja służą do separacji rozdrobnionych odpadów dwuskładnikowych: papier/tektura – tworzywo sztuczne lub szkło – tworzywo sztuczne, lub metal – tworzywo sztuczne, lub frakcja mineralna – tworzywo sztuczne, lub tekstylia – tworzywo sztuczne, lub drewno – tworzywo sztuczne, przy wykorzystaniu zjawiska topnienia tworzywa sztucznego. Podczas ogrzewania termoplastów następuje zmiana stanu skupienia ze stałego, poprzez stan plastyczny, następnie ciekły. W procesie wykorzystuje się moment uzyskania większych właściwości lepkich przez termoplast, co następuje głównie w fazie topnienia.

Sposób separacji rozdrobnionych odpadów dwuskładnikowych polega na tym, że rozdrobnione odpady, korzystnie o granulacji poniżej 20 mm, podaje się za pomocą podajnika korzystnie wibracyjnego, zapewniającego luźną, rozłożoną pojedynczą warstwę na rozgrzany metalowy lub ceramiczny walec (korzystnie stalowy) o temperaturze powierzchni w zakresie 100–190°C, średnicy walca w zakresie od 0,3 m do 3 m, szerokości zależnej od wielkości rozdrobnienia odpadów i prędkości obrotowej walca w zakresie 0,5–15 obrotów/minutę. Po tym rozdrobnione kawałki tworzywa sztucznego topią się i „przyczepiają” do walca do momentu natrafienia na element rozdzielający (korzystnie skrobak wraz z dyszą sprężonego powietrza) przyczepione do walca tworzywo sztuczne, natomiast odpady niebędące tworzywem sztucznym spadają

z walca. Zaletą rozwiązania według wynalazku jest tani i efektywny sposób rozdziału tworzywa sztucznego od papieru/tekstury, drewna, szkła, tekstyliów lub frakcji mineralnej [25].



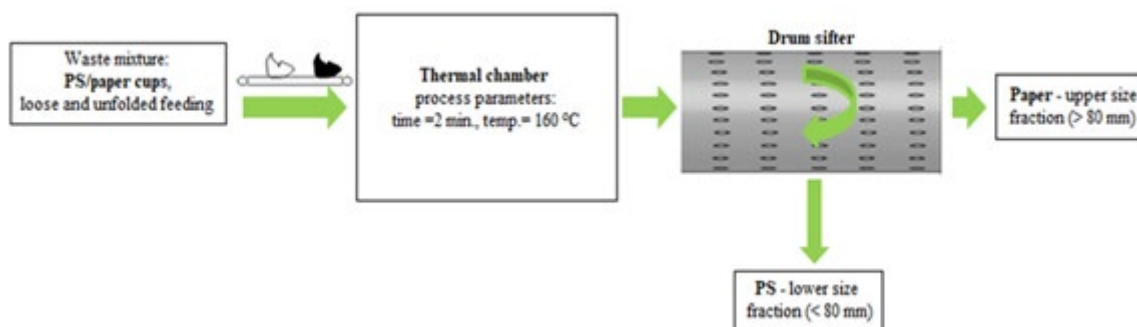
Rys. 3.5. Koncepcja technologiczna separacji opartej na temperaturze topnienia [25]

Fig. 3.5. Technological concept of separation based on the melting point [25]

3.4.2. Koncepcja technologicznej realizacji procesu separacji rozdrobnionej frakcji PS/papier lub PP/papier na podstawie skurczu materiałowego tworzywa sztucznego

Rozdzielenie odpadów dwuskładnikowych opakowaniowych papier-tworzywo sztuczne osiągnięto przez zastosowanie skurczu termicznego tworzywa sztucznego, który powoduje rozdzielenie papieru od tworzywa sztucznego, rozklejenie etykiety papierowej i zmianę właściwości fizycznych tworzywa sztucznego przez zmniejszenie

jego objętości i zwiększenie jego gęstości. Zmiana gęstości i objętości powoduje także to, że można zastosować znane metody separacji, które przed skurczem termicznym były nieskuteczne ze względu na zbliżoną gęstość papieru i tworzywa sztucznego, np. separację powietrzną (po wcześniejszym rozdrobieniu odpadów). Na rys. 3.6 przedstawiono opracowaną koncepcję technologiczną separacji z wykorzystaniem skurczu termicznego tworzywa sztucznego.



Rys. 3.6. Koncepcja technologiczna separacji z wykorzystaniem skurczu termicznego tworzywa sztucznego [24]

Fig. 3.6. Technological concept of separation with the use of thermal shrinkage of plastic [24]

Sposób separacji odpadów opakowaniowych dwuskładnikowych papier/tworzywo sztuczne polega na tym, że tworzywo sztuczne po przebywaniu w określonej temperaturze (zależnej od rodzaju tworzywa sztucznego) ulega skurczeniu, a papier nie, dodatkowo etykieta papierowa się rozkleja, a tym samym następuje rozdzielanie papieru od tworzywa sztucznego. Po skurczu termicznym następuje zmiana właściwości fizycznych tworzywa przez zwiększenie jego gęstości i zmniejszenie jego objętości, tym samym po ich rozdrobieniu można zastosować dotychczas znane metody separacji, np. separację powietrzną, które bez wykorzystania skurczu termicznego nie byłyby skuteczne dla rozdziału tworzywa sztucznego od papieru.

Na skalę przemysłową opracowana koncepcja separacji z wykorzystaniem skurczu została zastosowana przez firmę Multi-plast w następującym wariantcie pracy: rozdrabnianie dwuskładnikowych odpadów papier/tworzywo sztuczne, wprowadzenie rozdrobnionej frakcji do komory termicznej, po skurczu temperaturowym tworzyw mieszanina była skutecznie rozdzielana przy użyciu separatora typu Zyg-Zak, osiągając wydajność 100 kg/h. Zaletą rozwiązania według wynalazku jest tani i efektywny sposób rozdziału papieru od tworzywa sztucznego z odpadów opakowaniowych dwuskładnikowych [24].

3.5. Podsumowanie

3.5.1. Dyskusja dotycząca badań nad wykorzystaniem zjawiska topnienia w procesie separacji tworzyw sztucznych

Zdefiniowane wskaźniki poziomu temperatury i czasu przebywania w urządzeniu grzewczym zawsze będą wymagały podejścia indywidualnego zależnego od rodzaju tworzywa. Niemniej dla przedmiotowych materiałów z PE i PS określono rzeczywiste parametry procesu topnienia zapewniające wystarczającą siłę przylegania do rodzaju powierzchni; są nimi:

- temperatura powierzchni metalowej zapewniająca topnienie tworzywa,
- czas nagrzewania,
- temperatura zaniku siły przylegania do powierzchni metalowej.

Pierwsze dwa parametry są decydujące dla uzyskania zadowalającego efektu przylegania do powierzchni metalowej do momentu całkowitego oderwania się, rozdzielenia od powierzchni drugiego ze składników, np. papieru. Aby ostatecznie w końcowej fazie procesu sortowania oderwać przylegające tworzywo od powierzchni metalowej, należy ochłodzić powierzchnie metalową do niższej temperatury (temp. T_0 , tab. 3.3).

Powyższe zadowalające wyniki eksperymentu zostały wykorzystane w opracowaniu koncepcji technologicznej przedstawionej na rys. 3.5.

Na podkreślenie zasługuje również fakt doboru rodzaju powierzchni grzewczej, do której przylega materiał tworzywa. W badaniach użyto powierzchni metalowej, a kolejne planowane są w koncepcji wariantu badań z powierzchniami z innych materiałów o różnym stopniu chropowatości.

3.5.2. Dyskusja dotycząca badań nad wykorzystaniem zjawiska skurczu w procesie separacji tworzyw sztucznych

Badane zjawisko skurczu było wykonywane dla narzuconego kształtu odpadów pojemników dwumateriałowych tworzywo sztuczne-papier/karton po napojach. Zbadano możliwość wpływu skurczu termicznego tworzywa w dwóch celach:

1. rozklejenie-rozdzielenie części tekturowej od naczynia z tworzywa sztucznego,
2. rozdzielenie odklejonej części tekturowej od naczynia z tworzywa sztucznego za pomocą jego skurczu (zmniejszenia objętości).

W tych badaniach poszukiwano optymalnej temperatury i optymalnego czasu doprowadzających do skurczu tworzywa sztucznego przy maksymalnym efekcie czystości rozdzielonych składników. W tabeli 3.4 przedstawiono test poszukiwań optymalnej temperatury i czasu dla pojemników z PS/papier. Dla tej próby efekty rozdziału były bardzo zadowalające w przedziale temperatur od 105°C do 160°C w zależności od wielkości pojemnika i czasu przebywania w urządzeniu grzewczym. Dla pojemników PP/papier metoda skurczu w celu oddzielenia składników wydaje się nieodpowiednia. Następowoło sklejanie się części papierowej z wewnętrznym pojemnikiem PP. Wyniki z tabel 3.6, 3.7 i 3.8 dotyczą badań sprawdzających między innymi ubytek masy polimerowych opakowań przy skurczu termicznym, który wynosi maksymalnie 0,3% masy pierwotnej. Objętość pojemników zmalała podczas skurczu około 1/3; było to wystarczające dla rozdziału obu komponentów.

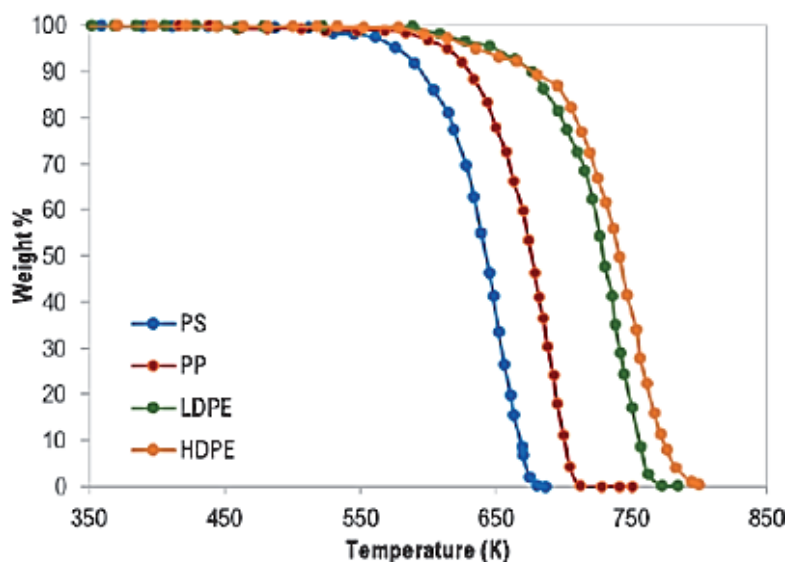
Zdefiniowane wskaźniki poziomu temperatury i czasu przebywania w urządzeniu grzewczym zawsze będą wymagały podejścia indywidualnego zależnego od rodzaju tworzywa, choć w rzeczywistości lista najbardziej rozpowszechnionych i stosowanych w opakowaniach tworzyw zawiera się w liczbie około dziesięciu. Z popularnych tworzyw sztucznych można wyróżnić, poza badanymi PP i PS, np. PEHD, PELD, PET. Opisane badania można poszerzyć, i taki jest zamiar autorów, o inne rodzaje tworzyw i mieszanek z innymi odpadami, a także opracować test porównawczy siły przyczepności nadtopionych tworzyw do różnych powierzchni.

3.5.3. Wpływ zastosowanych temperatur w procesie separacji na właściwości i przydatność tworzyw sztucznych do recyklingu

Jak ustalono w prezentowanych badaniach, optymalne wartości temperatury topnienia polistyrenu wahały się w przedziale od 150°C do 180°C przy 7-sekundowym czasie kontaktu z metalową powierzchnią. Optymalny skurcz dla PS wystąpił przy 160°C z czasem nagrzewania 2 minuty i dla badanych PP optymalna temperatura skurczu wynosiła 170°C, stosowana przez 4 minuty. Autorzy badania [27, 28] przeprowadzili analizę termogravimetryczną pirolizy niektórych tworzyw sztucznych, czego wyniki przedstawiono na rys. 3.7 i w tabeli 3.8.

Jak wyraźnie pokazano na rys. 3.7 i w tabeli 3.8, temperatury charakterystyczne (T_{onset} , T_{peak} , T_{endset}) pirolizy badanych próbek polimerów przebiegały w następującej kolejności: PS<PP<LDPE<HDPE. Temperatura pirolizy PP jest niższa od temperatur HDPE i LDPE ze względu na trzeci atom węgla, co zmniejsza stabilność polimeru. Stwierdzono, że podstawione i rozgałęzione polimery, takie jak PS i PP, rozkładają się

w niższych temperaturach w porównaniu z polimerami liniowymi (LDPE i HDPE). Ponadto LDPE ma wyższy stopień rozgałęzienia, a co za tym idzie, niższą gęstość i temperaturę rozkładu termicznego niż HDPE. Zakresy temperatur pirolizy kształtowały się następująco: 389–687 K (PS), 459–728 K (PP), 445–785 K (LDPE) i 444–800 K (HDPE). Maksymalna szybkość rozkładu wynosiła 670–757 K.

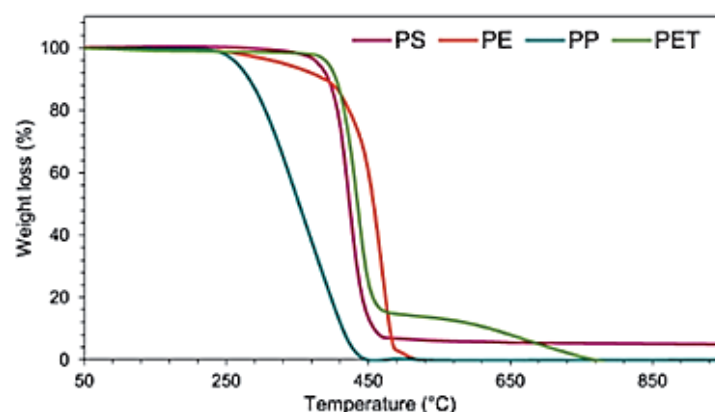


Rys. 3.7. Termogravimetryczna analiza pirolitycznego rozpadu polimerów z prędkością nagrzewania 60 K/min

Fig. 3.7. Thermogravimetric analysis of plastics in pyrolytic decomposition in inert atmosphere with heating velocity 60 K/min

W innej pracy [29] autorzy badali także rozkład termiczny kilku tworzyw sztucznych, w tym PS i PE. Przeprowadzono analizę termogravimetryczną dla każdego rodzaju odpadów z tworzyw sztucznych indywidualnie w celu określenia optymalnej temperatury termicznej degradacji. Wszystkie rodzaje odpadów z tworzyw sztucznych wykazują podobne właściwości – zachowanie degradacyjne z szybką utratą wagi węglowodorów w zakresie temperatur (250–500°C) (rys. 3.8). Maksymalną degradację dla każdego rodzaju odpadów z tworzyw sztucznych osiągnięto w zakresie temperatur 420–490°C. Degradacja PP rozpoczęła się od bardzo niskiego poziomu temperatury (240°C) w porównaniu z innymi surowcami. Połowa węgla obecnego w łańcuchu PP składa się z węgla trzeciorzędowego, który sprzyja tworzeniu się karbonizatu podczas procesu degradacji termicznej. Prawdopodobnie jest to powód osiągnięcia maksimum degradacji PP w niższej temperaturze. Inicjacja degradacji PS rozpoczęła się w temperaturze 330°C i maksymalną degradację osiągnięto przy temperaturze 470°C. PS ma strukturę cykliczną, a degradacja w warunkach termicznych obejmuje jedno i drugie losowe rozcięcie łańcucha i łańcucha końcowego, które wzmacnia proces jego degradacji.

Jak widać, warunki termiczne segregacji stosowania skurczu i topnienia nie stwarzają ryzyka wcześniejszej depolimeryzacji materiałów PP i PS i nie mają negatywnego wpływu na procesy ich dalszej przeróbki i zagospodarowania. W sugerowanych temperaturach sortowania termicznego nie następuje depolimeryzacja materiałów, tak jak w przypadku pełnego przetworzenia tworzyw termoplastycznych, np. w procesie wtryskiwania materiału do form. Zatem proponowana metoda skurczu i topnienia w procesie sortowania może z powodzeniem służyć jako etap oddzielania materiału PP lub PS z mieszaniny odpadów bez jego negatywnego wpływu na dalsze procesy obróbki termicznej, chemicznej lub recykling mechaniczny.



Rys. 3.8. Termogravimetryczna analiza procesu pirolizy wybranych polimerów
Fig. 3.8. Thermogravimetric analysis of the pyrolysis process of selected plastics

Tabela 3.8

Charakterystyczne temperatury procesu pirolizy tworzyw sztucznych

Polimery	T_{onset} [K]	T_{peak} [K]	T_{endset} [K]	ΔT [K]
PS	545	652	680	135
PP	583	696	710	127
LDPE	608	738	770	162
HDPE	614	737	790	176

3.6. Podsumowanie ogólne

Reasumując, zamierzone do realizacji cele zostały osiągnięte przez:

- wyznaczone doświadczalnie optymalne parametry procesów topnienia i skurczu, w tym temperatury topnienia metalowej powierzchni przywierania dla badanych odpadów z PS i PP, wynoszącej odpowiednio 150°C i 180°C przy 7-sekundowym czasie kontaktu. Optymalne parametry skurczu tworzywa wystąpiły dla PS przy

temperaturze powierzchni w styczności z tworzywem wynoszącej 160°C, przy 2-minutowym czasie kontaktu z tą powierzchnią, dla badanego PP optymalna temperatura skurczu to 170°C przy 4 minutowym czasie kontaktu;

- opracowanie dwóch innowacyjnych technologii sortowania odpadów dwuskładnikowych (efektem były dwa zgłoszenia patentowe, z których jedno zakończyło się przyznaniem patentem, a drugie jest w trakcie procedowania), w których jednym z komponentów jest tworzywo sztuczne. Opierają się one na właściwościach tworzywa sztucznego, jakimi są jego skurcz i topnienie. Na skalę przemysłową opracowana koncepcja separacji z wykorzystaniem skurczu została zastosowana przez firmę Multi-plast, co potwierdza, że rozwiązanie to ma duży potencjał wdrożeniowy [13];
- uzyskanie w dniu 1.03.2024 r. patentu nr 244797 na wynalazek „Sposób i instalacja do separacji rozdrobnionych odpadów dwuskładnikowych” [30].

Opracowane rozwiązania przyczynią się do bardziej efektywnego sortowania odpadów dwuskładnikowych i pozwolą na osiągnięcie wyższych poziomów recyklingu. Ważność i aktualność podjętego przez autorów tematu to jedne z priorytetów strategii nowej gospodarki tworzywami sztucznymi w Europie [6], która obejmuje zdolności UE w zakresie recyklingu tworzyw sztucznych, co obejmować będzie także modernizację tego sektora oraz wdrażanie innowacyjnych rozwiązań.

Rozwiązania przeznaczone są dla firm poszukujących innowacyjnych, tanich i efektywnych rozwiązań związanych z sortowaniem odpadów, działających w branży recyklingu i sortowania odpadów, a także producentów instalacji sortowania odpadów.

Do grona zainteresowanych przedstawionymi metodami sortowania mogą należeć także firmy wnioskujące o fundusze europejskie, gdy jednym z warunków ich pozyskania jest zastosowanie innowacyjnego rozwiązania chronionego patentem we współpracy z uczelnią.

Zalety rozwiązania:

- niskie koszty inwestycyjne w porównaniu z alternatywnymi rozwiązaniami na rynku,
- niskie koszty eksploatacyjne,
- prostota i mała awaryjność rozwiązania,
- wysoka efektywność sortowania.

W dniach 21–23.05.2024 r. rozwiązanie pt. „Sposób i instalacja do separacji rozdrobnionych odpadów dwuskładnikowych” otrzymało srebrny medal na 17. Międzynarodowych Targach Wynalazków i Innowacji INTARG® 2024 w Katowicach.

Bibliografia

1. Žgajnar Gotvajn A., Kalčíková G.: Delamination of plastic-coated waste paper by enzymes of the white rot fungus *Dichomitus squalens*. *Journal of Environmental Management* 2018, 228, 165–168.
2. Geyer R., Jambeck J.R., Law K.L.: Production, use, and fate of all plastics ever made. *Sci. Adv.* 2017, 3(7), e1700782. <https://doi.org/10.1126/sciadv.1700782>.
3. Barlow C.Y., Morgan D.C.: Polymer film packaging for food: An environmental assessment. *Resour. Conserv. Recycl.* 2013, 78, 74–80. <https://doi.org/10.1016/J.RESCONREC.2013.07.003>.
4. *Plastics Europe: Annual Review 2017–2018*. *Plast. Annu. Rev.* 15, 44.
5. Ryan P.G.: A brief history of marine litter research. In: Bergmann, M., Gutow, L., Klages, M. (eds.), *Marine Anthropogenic Litter*. Springer, 2015, Cham, p. 1–25. <https://doi.org/10.1007/978-3-319-16510-3-1>.
6. European Commission: A European strategy for plastics in a circular economy. 2018, <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?qid=1516265440535&uri=COM:2018:28:FIN>.
7. Eurostat, 2019. *Packaging Waste Statistics*.
8. *Plastics Europe, 2017. Plastics-the Facts 2017, An analysis of European plastics. Production demand and waste data.*
9. Ellen MacArthur Foundation, 2017. *The New Plastics Economy: Rethinking the Future of Plastics & Catalysing Action*.
10. Bishop G., Styles D., Lens P.: Recycling of European plastic is a pathway for plastic debris in the ocean, *Environment International* 2020, 142, 105893.
11. Alwaeli M.: Recycling of packaging waste in Poland. *Waste Management* 2009, 29(12), 3054–3055.
12. Sophonrata N., Sandströmb L., Zaini I.N., Yang W.: Stepwise pyrolysis of mixed plastics and paper for separation of oxygenated and hydrocarbon condensates. *Applied Energy* 2018, 229, 314–325.
13. Jaworski T.J., Hryb W.: Ekspertyza pt. „Opracowanie koncepcji technologicznej polegającej na określeniu liczby, kolejności i rodzajów procesów podstawowych, niezbędnych do prowadzenia odzysku (separacji) odpadów dwuskładnikowych: Polipropylen + papier, Polistyren + papier. Wykonana na zlecenie: Firmy Handlowo-Uługowo-Produkcyjnej „MULTI-PLAST” Maciej Peszka 43-100 Tychy, ul. Batorego 51/1 NIP PL 6462796663, z dnia 17.10.2019 r. Symbol pracy na Politechnice Śląskiej: 08/030/U_19/0075.
14. Królikowski K.: Separacja mieszanin tworzyw polimerowych na podstawie różnicy dwóch twardości. Rozprawa doktorska zrealizowana pod kierunkiem dr. hab. Kazimierza Piszczka, prof. nadzw. UTP – w Zakładzie Technologii Polimerów, Bydgoszcz 2018.
15. Cimpan C., Maul A., Jansen M., Pretz T., Wenzel H.: Central sorting and recovery of MSW recyclable materials: A review of technological state-of-the-art, cases, practice and implications for materials recycling. *Journal of Environmental Management* 2015, 156, 181–199.
16. Mc Kinnon D., Fazakerley J., Hultermans R.: *Waste sorting plants – Extracting value from waste*. Wiedeń. ISWA, 2017.
17. Gundupalli S.P., Hait S., Thakur A.: A review on automated sorting of source-separated municipal solid waste for recycling. *Waste Management* 2017, 60, 56–74.

18. Hearn G.L., Ballard J.R.: The use of electrostatic techniques for the identification and sorting of waste packaging materials. *Resources, Conservation and Recycling* 2005, 44(1), 91–98.
19. Gadaleta G., De Gisi S., Binetti S., Notarnicola M.: Outlining a comprehensive techno-economic approach to evaluate the performance of an advanced sorting plant for plastic waste recovery. *Process Safety and Environmental Protection* 2020, 143, 248–261.
20. McKinnon D., Fazakerley J., Hultermans R.: *Waste sorting plants – Extracting value from waste* 2017. Wiedeń, ISWA.
21. BN 87/9103-04 Unieszkodliwianie odpadów miejskich – Metody oznaczania wskaźników nagromadzenia.
22. Mc Keen L.: *The Effect of Temperature and other Factors on Plastics and Elastomers. (Third Edition). Plastics Design Library* 2014, p. 649–730 *Tables of Selected Thermal Properties of Selected Plastics*.
23. McKeen L.: Book chapter 2 – Introduction to the Physical, Mechanical, and Thermal Properties of Plastics and Elastomers, p. 21–53. In *The Effect of Long Term Thermal Exposure on Plastics and Elastomers* 2014.
24. Zgłoszenie patentowe nr P.432600 z dnia 2020-01-17 o udzielenie patentu na wynalazek pt. „Sposób separacji odpadów opakowaniowych dwuskładnikowych” (zgłaszający: Politechnika Śląska, współautorzy: dr hab. inż. Tomasz Jaworski, dr inż. Wojciech Hryb).
25. Zgłoszenie patentowe nr P.432811 z dnia 2020-02-03 o udzielenie patentu na wynalazek pt. „Sposób i instalacja do separacji rozdrobnionych odpadów dwuskładnikowych” (zgłaszający: Politechnika Śląska, współautorzy: dr hab. inż. Tomasz Jaworski, dr inż. Wojciech Hryb).
26. Ustawa z dnia 14 grudnia 2012 r. o odpadach (Dz.U. 2013 poz. 21).
27. Mc Keen L.: *Effect of Temperature and Other Factors on Plastics and Elastomers. 2nd ed.;* William Andrew Publishing: Norwich, United States of America, 21, 2008.
28. Dubdub I., Al-Yaari M.: Pyrolysis of mixed Plastic Waste. *Materials* 13, 4912, 2020.
29. Miandad R., Rehan M., Barakat M.A., Aburiazaziza A.S., Khan H., Ismail I.M., Dhavamani J., Gardy J., Hassanpour A., Nizami A.S.: Catalytic pyrolysis of plastic waste: Moving toward pyrolysis based biorefineries. *Front. Energy Res.* 2019, 7, 1–27.
30. Jaworski T.J., Hryb W.: Patent nr 244797. Warszawa 01.03.2024 r. Sposób i instalacja do separacji rozdrobnionych odpadów dwuskładnikowych.

4. BADANIA WĘGLA AKTYWNEGO UZYSKANEGO Z ODPADÓW DREWNOPOCHODNYCH

4.1. Wprowadzenie

Wzrost demograficzny, rozwój gospodarczy oraz konsumpcyjny styl życia społeczeństwa to jedne z czynników, które przyczyniają się do powstawania coraz większej ilości odpadów. Jednakże wzrost świadomości środowiskowej społeczeństwa oraz postępujące zmiany legislacyjne zmieniają spojrzenie na odpady. W ostatnich latach odpady zaczęły być postrzegane jako źródło surowców wtórnych oraz źródło cennych materiałów, które mogą zostać zawrócone do obiegu. Pojawienie się konceptu gospodarki o obiegu zamkniętym miało ogromny wpływ na postrzeganie odpadów jako surowców i materiałów. Wśród wielu rodzajów odpadów dużym potencjałem odznaczają się odpady drewniane i drewnopochodne, które mogą zostać ponownie wykorzystane lub poddane recyklingowi. Należy jednak mieć na uwadze, że takie odpady zawierają zanieczyszczenia w postaci klejów, żywic syntetycznych, wosków czy farb [1]. Zawartość tego rodzaju zanieczyszczeń sprawia, że nie każda metoda zagospodarowania odpadów drewnopochodnych będzie odpowiednia. Niewłaściwe zagospodarowanie skutkować może zanieczyszczeniem środowiska. Badania przeprowadzone w ostatnim czasie wykazały, że zastosowanie termochemicznych procesów, takich jak piroliza czy zgazowanie, pozwala uzyskać wartościowe produkty w zrównoważony dla środowiska sposób [1].

Piroliza, jako recykling chemiczny, to proces termochemiczny zachodzący w warunkach beztlenowych lub o ograniczonym dostępie tlenu, w wyniku którego biomasa rozkładana jest na karbonizat, gaz pirolityczny oraz olej pirolityczny [2]. Zastosowanie procesu pirolizy w celu recyklingu zanieczyszczonych odpadów drewnopochodnych umożliwia ograniczenie emisji szkodliwych formaldehydów i gazów cieplarnianych do otoczenia [3], jednocześnie pozwalając na uzyskanie cennych surowców, jakimi są produkty pirolizy.

Karbonizat uzyskany w procesie pirolizy odpadów drewnianych charakteryzuje się niższą zawartością wilgoci i części lotnych, a wyższą kalorycznością oraz zawartością węgla w porównaniu z odpadami nieprzetworzonymi termicznie [4]. Cechy karbonizatu uzyskanego w procesie pirolizy odpadów drewnianych sprawiają, że potencjalny obszar jego zastosowań jest bardzo szeroki – jako węgiel aktywny, użyźniacz gleb, materiał sekwestrujący CO₂ i nośnik energii [5].

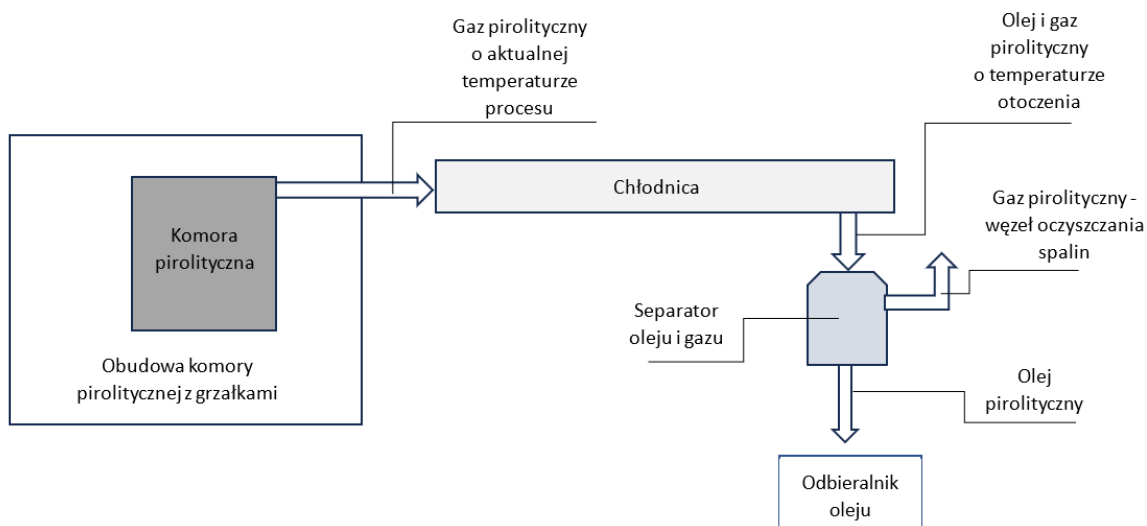
Węgiel aktywny jest pożądanym materiałem przemysłowym, wytwarzanym przede wszystkim z węgla drzewnego lub kamiennego. Charakteryzująca węgiel aktywny duża powierzchnia właściwa, do 3000 m²/g, oraz duża liczba mikroporów [6] sprawiają, że jest on bardzo efektywnym użyźniaczem gleb, jak również adsorbentem zanieczyszczeń nieorganicznych, szczególnie metali ciężkich i barwników z wody [1, 7]. Wraz ze stale rosnącym zapotrzebowaniem na węgiel aktywny przy jednoczesnym uniezależnieniu od nieodnawialnych źródeł energii wytarzanie węgla aktywnego z odnawialnych źródeł, takich jak odpady drewniane, wydaje się przyszłościowym rozwiązaniem wpisującym się w ideę gospodarki o obiegu zamkniętym.

W artykule przedstawiono wyniki analiz węgla aktywnego powstałego w wyniku aktywacji termicznej karbonizatów uzyskanych w procesie w pirolizy odpadów drewnopochodnych. Celem nadrzędnym jest ocena uzyskanych karbonizatów jako adsorbentów zanieczyszczeń ciekłych i gazowych lub jako dodatku do gleb na terenach zdegradowanych. Oceny dokonano przez zbadanie właściwości fizykochemicznych badanych karbonizatów, analizę pierwiastków śladowych z wykorzystaniem absorpcyjnej spektrometrii atomowej (ASA) i analizę spektroskopową w podczerwieni z transformatą Fouriera (FTIR-ATR).

4.2. Metodyka i materiały

4.2.1. Proces pirolizy niskotemperaturowej

Badania procesu pirolizy niskotemperaturowej przeprowadzono na stanowisku badawczym składającym się z obudowy komory pirolitycznej z grzałkami i izolacją, właściwej komory pirolitycznej o objętości 25 dm³ oraz chłodnicy gazów pirolitycznych, wykonanej z rury o długości 1000 mm. Komora główna była podgrzewana elektrycznie. Stanowisko pokazano na rysunku 4.1.



Rys. 4.1. Schemat stanowiska badawczego do prowadzenia procesu pirolizy (źródło własne)
 Fig. 4.1. Schematic of the pyrolysis test stand (own source)

Eksperyment polegał na umieszczeniu w komorze o temperaturze otoczenia badanej próbki o masie ok. 1000 g. Próbki stanowiły podłoga bambusowa i panele podłogowe HDF, które wcześniej pocięto na kawałki o długości 2–3 cm. Następnie zamknięto komorę (w celu odcięcia dopływu powietrza) oraz uruchomiono zestaw wbudowanych grzałek. Po rozpoczęciu procesu pirolizy wewnątrz komory ciśnienie gazu wzrastało powyżej ciśnienia atmosferycznego. Wzrost ten umożliwiał przepływ gazu pirolitycznego przez układ chłodnica – separator. Proces ogrzewania komory zakończono w chwili osiągnięcia w jej wnętrzu temperatury 425°C. Temperaturę procesu określono na podstawie wcześniej przeprowadzonych badań procesu pirolizy z wykorzystaniem analizy termogravimetrycznej (TG-FTIR) [8]. Temperaturę ta została osiągnięta po osiemdziesięciu minutach od chwili załączenia grzałek. W chłodnicy obniżano temperaturę gazu pirolitycznego do poziomu temperatury otoczenia. Równolegle odbierano z chłodnicy gromadzący się w separatorze olej pirolityczny. Gaz pirolityczny był usuwany do atmosfery przez system oczyszczania gazów procesowych. Proces kończono w chwili stwierdzenia braku generacji gazów procesowych. Powstały karbonizat wybierano wprost z komory pirolitycznej po jej ochłodzeniu do temperatury otoczenia. Pozyskano dwa karbonizaty: z podłogi bambusowej (PB_K) oraz paneli podłogowych HDF (HDF_K), które przed dalszymi badaniami zmielono w młynku laboratoryjnym IKA na frakcje nieprzekraczające 2 mm.

4.2.2. Analiza fizykochemiczna

W celu określenia właściwości technicznych i składu pierwiastkowego wykonano analizę fizykochemiczną karbonizatów PB_K i HDF_K. Przeprowadzono ją z zastosowaniem następujących norm: PN-EN 15934:2013-02 Oznaczanie zawartości wilgoci; PN-EN 15403:2011 Stałe paliwa wtórne – oznaczanie zawartości popiołu; PN-G-04516:1998 Paliwa stałe – oznaczanie zawartości substancji lotnych; PN-ISO 1928:2002 Paliwa stałe – oznaczanie ciepła spalania w bombie kalorymetrycznej i obliczanie wartości opałowej; PN-G-04523:1992 Paliwa stałe – oznaczanie zawartości azotu metodą Kjeldahla; PN-EN-15407:2011 Stałe paliwa wtórne – metody oznaczania zawartości węgla (C), wodoru (W) i azotu (N); PN-ISO 334:1997 Paliwa stałe – oznaczanie siarki całkowitej (metoda Eschki); PN-ISO 587:2000 Paliwa stałe – oznaczanie zawartości chloru mieszaniną Eschki.

4.2.3. Przygotowanie węgla aktywnego

Węgiel aktywny uzyskano na drodze aktywacji termicznej. Karbonizaty PB_K i HDF_K poddawano aktywacji w temperaturze 850°C w atmosferze gazu obojętnego – dwutlenku węgla, w ustalonym czasie 15 i 45 minut. Temperatury i czas aktywacji dobrano na podstawie studium literaturowego oraz wstępnych testów weryfikujących. Urządzenie do aktywacji składało się z wlotu gazu obojętnego, pieca rurowego i skraplacza gazu. Prędkość przepływu gazu obojętnego wynosiła 15 dm³/h. Odważony karbonizat umieszczano w porcelanowej łódce, którą następnie wprowadzano za pomocą popychacza do środkowej części pieca. Do pomiaru temperatury wykorzystano termoparę.

W wyniku aktywacji termicznej otrzymano 4 produkty:

- PB_K_850_15 – karbonizat z podłogi bambusowej aktywowany termicznie w 850°C przez 15 minut,
- PB_K_850_45 – karbonizat z podłogi bambusowej aktywowany termicznie w 850°C przez 45 minut,
- HDF_K_850_15 – karbonizat z panelu podłogowego HDF aktywowany termicznie w 850°C przez 15 minut,
- HDF_K_850_45 – karbonizat z panelu podłogowego HDF aktywowany termicznie w 850°C przez 45 minut.

4.2.4. Analiza pierwiastków śladowych

Badania na obecność pierwiastków śladowych oznaczono metodą absorpcyjnej spektrometrii atomowej (ASA). Badaniami objęto karbonizaty PB_K i HDF_K oraz cztery węgle aktywne: PB_K_850_15, PB_K_850_45, HDF_K_850_15 i HDF_K_850_45. Stężenia Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb i Zn w próbkach karbonizatów oznaczono w mineralizatach metodą atomowej spektrometrii absorpcyjnej, w wariacie płomieniowym, spektrometrem AVANTA PM firmy GBC Scientific Equipment.

4.2.5. Analiza spektroskopowa FTIR-ATR

Kolejnym krokiem badawczym była analiza spektroskopowa FTIR-ATR (FTIR – spektroskopia w podczerwieni z transformatą Fouriera; ATR – osłabiony całkowity współczynnik odbicia). Została ona wykorzystana do pomiaru widm w podczerwieni oraz analizy składu próbek karbonizatów przed aktywacją termiczną i po niej. Serię pomiarów widm w podczerwieni techniką ATR wykonano na spektrometrze FTIR TENSORII firmy Bruker przy poniższych parametrach pracy spektrometru: przystawka ATR z kryształem diamentowym, zakres pomiarowy: 400–4000 cm^{-1} z rozdzielczością 4 cm^{-2} .

4.3. Wyniki i ich dyskusja

Próbki karbonizatów otrzymane w wyniku procesu pirolizy niskotemperaturowej charakteryzowano z uwzględnieniem składu chemicznego. Uzyskane rezultaty pokazano w tabeli 4.1. Przebadane karbonizaty PB_K i HDF_K charakteryzują się podobną zawartością wilgoci na poziomie 4,5%. Odnotowano niską zawartość popiołu poniżej 2,61% i części lotnych w zakresie 19,81–22,54%. Karbonizaty cechuje wartość opałowa na podobnym poziomie, 25 595,92 kJ/kg dla PB_K i 24 165,34 kJ/kg dla HDF_K. Stwierdzono kilkakrotnie wyższą zawartość azotu rzędu 5,12% dla karbonizatu HDF_K ze względu na zastosowanie w panelach HDF żywicy mocznikowo-formaldehydowej [9–11]. Oba karbonizaty charakteryzowały się niską zawartością siarki, poniżej 0,07%. Zawartość chloru w HDF_K była poniżej progu oznaczalności, natomiast w PB_K była rzędu 0,40%.

Tabela 4.1

Analiza techniczna i elementarna karbonizatów

Właściwość	Jednostka	PB_K	HDF_K
Zawartość wilgoci całkowitej	[%]	4,49	4,65
Zawartość części palnych	[% s.m.]	97,39	97,93
Zawartość popiołu	[% s.m.]	2,61	2,07
Zawartość części lotnych	[% s.m.]	22,54	19,81
Ciepło spalania	[kJ/kg s.m.]	26 720,67	25 204,09
Wartość opałowa	[kJ/kg s.m.]	25 595,92	24 165,34
Węgiel	[% s.m.]	81,00	75,00
Wodór	[% s.m.]	4,50	4,10
Tlen	[% s.m.]	11,19**	13,64**
Azot	[% s.m.]	0,28	5,12
Siarka	[% s.m.]	0,02	0,07
Chlor	[% s.m.]	0,40	ppo*

*poniżej progu oznaczalności

**z różnicy

Porównując powyższe karbonizaty z karbonizatami powstałymi z biomasy, można zauważyć pewne rozbieżności we właściwościach fizykochemicznych. Zawartość azotu mieści się w zakresie od 0,1% do 2% suchej masy karbonizatu, w zależności od biomasy wykorzystanej do wytworzenia karbonizatu. Zawartość wilgoci wynosi najczęściej mniej niż 5%. Zawartość popiołu w tym przypadku jest często wyższa, wynosi ona od kilku do kilkunastu procent na suchą masę, co jest zdecydowanie wyższym wynikiem w porównaniu z karbonizatami PB_K i HD_F. Zawartość części lotnych waha się między 10% a 30%. Wartość opałowa karbonizatów z biomasy mieści się w zakresie od 20 000 kJ/kg do 30 000 kJ/kg, w zależności od ich składu chemicznego i struktury materiału. Zawartość chloru w karbonizatach biomasowych wynosi od 0,1% do 1% na suchą masę, natomiast zawartość siarki to mniej niż 1% zawartości na suchą masę [12, 13]. Patrząc na powyższe dane, można stwierdzić, że różnice w wartościach obu rodzajów karbonizatów nie są znaczne. Wynikają one jedynie z różnic w składzie chemicznym materiałów oraz ich struktury.

W tabeli 4.2 przedstawiono zawartość metali w badanych karbonizatach z podłogi bambusowej (PB_K) i karbonizatach aktywowanych (PB_K_850_15, PB_K_850_45) oraz w karbonizatach z paneli podłogowych bez aktywacji (HDF_K) i po aktywacji (HDF_K_850_15 i HDF_K_850_45). Wyniki zawartości metali w analizowanych karbonizatach (tabela 4.2) wskazują, że materiały z podłogi bambusowej charakteryzują

się wyższą zawartością metali niż karbonizaty z paneli podłogowych. Sumaryczna zawartość pierwiastków śladowych w karbonizatach bez aktywacji wynosi 8241,1 ppm i 1716,5 ppm odpowiednio dla deski bambusowej i panelu HDF, co odpowiada zawartości procentowej 0,82% i 0,17%. W przypadku deski bambusowej przeprowadzenie 15-minutowej aktywacji termicznej (w 850°C) spowodowało obniżenie sumarycznej zawartości metali o 50%.

Tabela 4.2

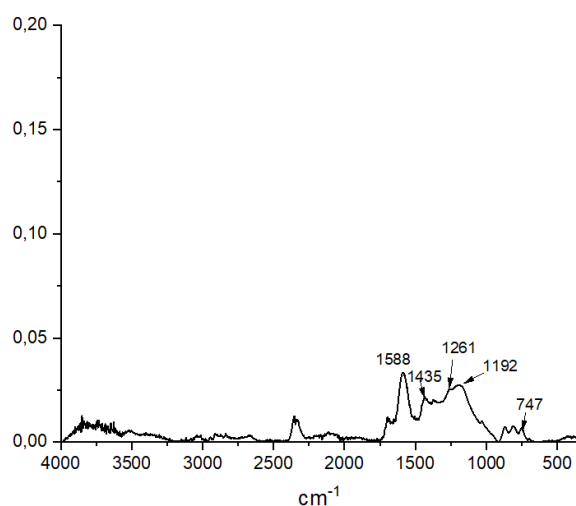
Zawartość metali w karbonizatach wytworzonych z podłogi bambusowej (PB) i paneli podłogowych (HDF) bez oraz po aktywacji termicznej

Materiał	Podłoga bambusowa (PB)			Panel podłogowy (HDF)		
	PB_K bez aktywacji	PB_K_85_0_15	PB_K_85_0_45	HDF_K bez aktywacji	HDF_K_850_15	HDF_K_850_45
stężenie	μg/g = ppm					
Cd	29,9	ND	ND	ND	ND	ND
Co	ND	ND	ND	ND	ND	ND
Cr	ND	ND	2549,0	ND	ND	ND
Cu	2532,0	2006,6	2330,1	697,4	2361,2	2008,6
Fe	770,5	1660,6	1227,2	850,1	1338,7	1972,6
Mn	1283,8	243,1	221,1	148,3	231,9	870,2
Ni	988,1	ND	ND	ND	ND	118,8
Pb	ND	ND	ND	ND	ND	ND
Zn	2636,8	202,9	299,3	20,7	2769,8	1916,8

Z kolei w przypadku paneli HDF aktywacja termiczna spowodowała 3-krotny wzrost zawartości metali w analizowanych karbonizatach. Spośród analizowanych metali najwyższe stężenia stwierdzono dla miedzi (Cu), cynku (Zn), żelaza (Fe) oraz manganu (Mn), czyli pierwiastków, które nie należą do grupy związków kancerogennych czy potencjalnie kancerogennych. Zawartości Cu i Zn w przeanalizowanych próbkach (697,4–2532,0 ppm i 20,7–2769,8 ppm) przewyższają zawartości tych metali w karbonizatach z drewna tekowego (odpowiednio 390–410 ppm i 270–330 ppm) i mahoniowego (930–1010 ppm i 560–710 ppm). Karbonizaty z deski bambusowej i paneli HDF charakteryzują się niższą zawartością Fe niż karbonizaty z drewna mahoniowego (2,3–6,7%) i tekowego (0,8–0,9%) oraz porównywalną zawartością Mn (890–1210 ppm) [14]. Z kolei w karbonizatach wytworzonych z trzonu i kory drzewa parasolowego zawartość Fe wynosi odpowiednio 241 ppm i 4736 ppm, natomiast zawartość Mn to odpowiednio 40 ppm i 221 ppm [15]. Dla porównania w karbonizatach wytworzonych z odpadów meblowych i sklejkę zawartość kadmu (Cd) wynosi

5,1 ppm i 1,5 ppm, a dla ołowiu (Pb) to odpowiednio 4,6 ppm i 4,9 ppm [1]. Porównując uzyskane karbonizaty, zwrócono uwagę na niższą zawartość metali niekancerogennych, a także brak zagrożenia ze strony metali toksycznych i kancerogennych (Cd, Co, Cr, Ni i Pb) w przypadku próbek z paneli HDF bez aktywacji, jak również po zastosowaniu 15-minutowej aktywacji w temperaturze 850°C dla obu próbek. Niska zawartość metali w obu materiałach wskazuje na ich potencjalne użycie np. w procesach adsorpcyjnego oczyszczania wody, a także jako dodatek do gleb, gdyż spełniają dopuszczalne zawartości w nawozach organicznych, które wynoszą dla Cr 100 ppm, Cd 5 ppm, Ni 60 ppm, Pb 140 ppm [16].

Na rysunkach 4.2–4.7 przedstawiono widma badanych karbonizatów i węgla aktywnych.

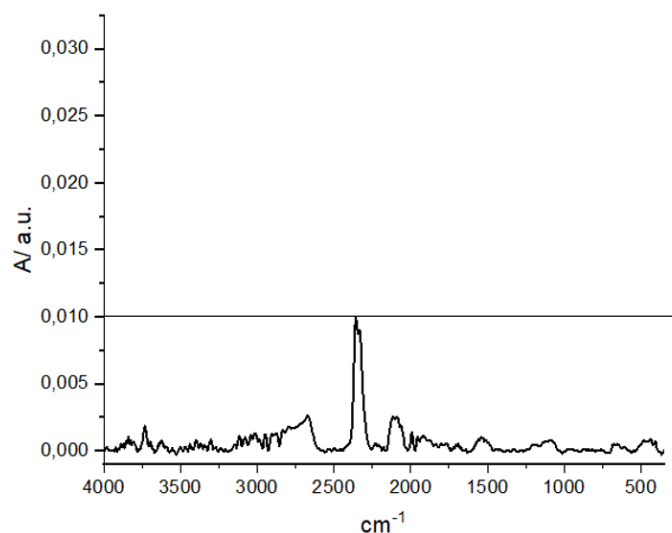


Rys. 4.2. Widmo ATR zmierzone dla próbki PB_K w zakresie 400–4000 cm^{-1}

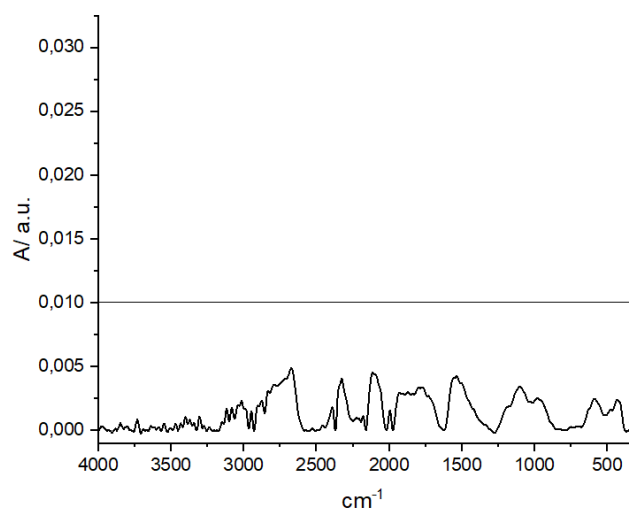
Fig. 4.2. ATR spectrum measured for the PB_K sample in the range 400–4000 cm^{-1}

Na rysunku 4.2 przedstawiono widmo ATR dla karbonizatu PB_K. Widoczne są piki o częstościach 1588 cm^{-1} – drgania C=C rozciągające, pochodzące od grup O=C-C=C, 1435 cm^{-1} – drgania deformacyjne w płaszczyźnie, pochodzące od grup CH₂, oraz drgania deformacyjne asymetryczne grup CH₃. Piki o częstościach 1261 i 1192 cm^{-1} to drgania rozciągające szkieletowe, pochodzące od wiązań C-C w grupach (CH₃)C, natomiast pik 747 cm^{-1} odpowiada za drgania pochodzące od grup -(CH₂)_n.

Na rysunkach 4.3 i 4.4 przedstawiono uzyskane widma dla węgla aktywnych PB_K_850_15 i PB_K_850_45. Dla obu rozpatrywanych przypadków nie ma widocznych charakterystycznych pików, co może świadczyć o tym, że próbki są w postaci czystego węgla, na powierzchni którego nie ma żadnych grup funkcyjnych lub występują bardzo sporadycznie.

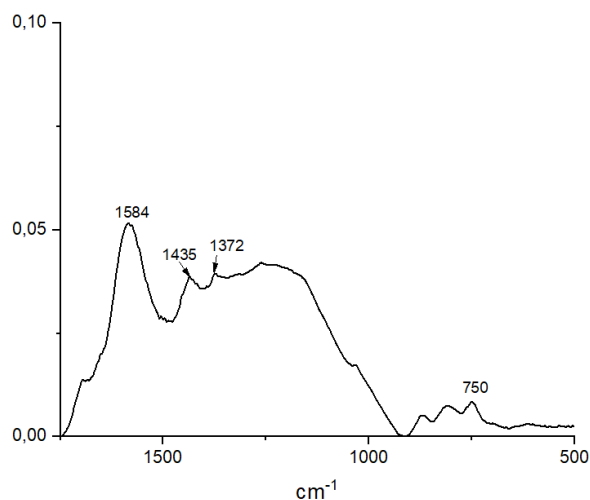


Rys. 4.3. Widmo ATR zmierzone dla próbki PB_K_850_15 w zakresie 400–4000 cm^{-1}
 Fig. 4.3. ATR spectrum measured for the PB_K_850_15 sample in the range 400–4000 cm^{-1}



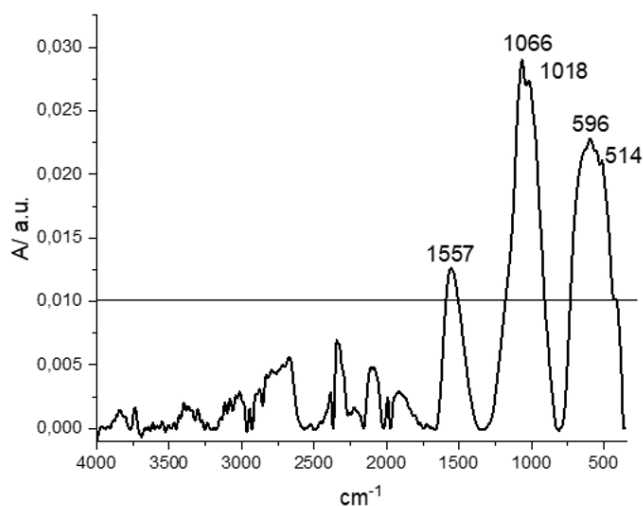
Rys. 4.4. Widmo ATR zmierzone dla próbki PB_K_850_45 w zakresie 400–4000 cm^{-1}
 Fig. 4.4. ATR spectrum measured for the PB_K_850_45 sample in the range 400–4000 cm^{-1}

Rysunek 4.5 odnosi się do karbonizatu HDF_K. Widoczne są piki o częstościach 1585 oraz 1435 cm^{-1} – drgania deformacyjne w płaszczyźnie, pochodzące od grup CH_2 , oraz drgania deformacyjne asymetryczne grup CH_3 , pik o częstości 1370 cm^{-1} to drgania deformacyjne symetryczne grup CH_3 oraz pik o częstości 750 cm^{-1} to drgania pochodzące od grup $-(\text{CH}_2)_n-$.



Rys. 4.5. Widmo ATR zmierzone dla próbki HDF_K w zakresie 500–1700 cm^{-1}
 Fig. 4.5. ATR spectrum measured for the HDF_K sample in the range 500–1700 cm^{-1}

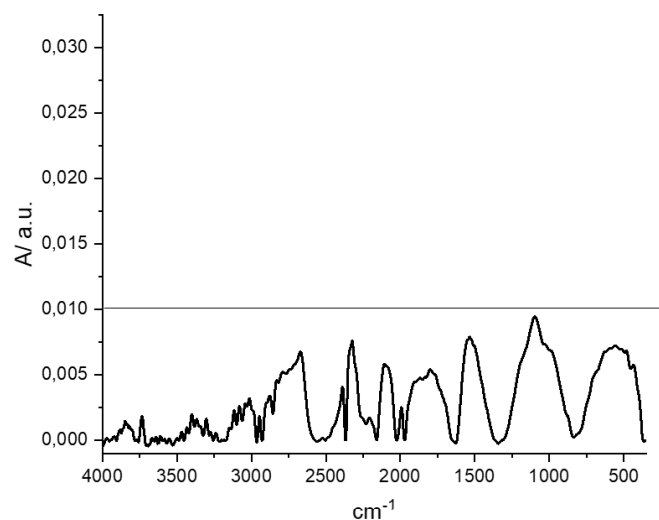
Na rysunku 4.6 przedstawiono widma uzyskane dla węgla aktywnego HDF_K_850_15, który był poddawany aktywacji przez 15 minut. Widoczne są piki o częstościach: 1557 cm^{-1} , pochodzące głównie od drgań wiązań C=C. Piki 1066 cm^{-1} oraz 1018 cm^{-1} pochodzą od drgań wiązań C-C szkieletowych, a ich położenie jest uzależnione od długości łańcucha węglowego. Piki w zakresie 500–600 cm^{-1} mogą pochodzić od drgań wiązań C-C-H, C=CH. Aktywacja tego typu karbonizatu w zadanych warunkach była niewystarczająca do uzyskania czystego węgla aktywnego.



Rys. 4.6. Widmo ATR zmierzone dla próbki HDF_K_850_15 w zakresie 400–4000 cm^{-1}
 Fig. 4.6. ATR spectrum measured for the HDF_K_850_15 sample in the range 400–4000 cm^{-1}

Aktywacja tożsamego karbonizatu w temperaturze 850°C przez 45 minut spowodowała, że węgiel aktywny nie ma widocznych charakterystycznych pików, co

może świadczyć o tym, że próbka jest w postaci czystego węgla, na powierzchni którego nie ma żadnych grup funkcyjnych lub występują bardzo sporadycznie.



Rys. 4.7. Widmo ATR zmierzone dla próbki HDF_K_850_45 w zakresie 400–4000 cm^{-1}
 Fig. 4.7. ATR spectrum measured for the HDF_K_850_45 sample in the range 400–4000 cm^{-1}

W analogicznych badaniach na karbonizatach wykonanych z niepolakierowanych mebli wykazano, że temperatura ma największe znaczenie w wydzielaniu CO i CO₂. Wyższa temperatura sprzyja wydzielaniu CO, a niższa wydzielaniu CO₂ [4]. Podczas pirolizy w temperaturze 300°C wykryto pierwiastki takie jak Ca, Al, K i Mg. Jednak w przypadku próbek poddanych pirolizie w temperaturze 500°C wykryto również Na, Si i S [17].

4.4. Podsumowanie

Podsumowując, należy stwierdzić, że zarówno karbonizaty z podłogi bambusowej, jak i paneli podłogowych HDF nie są nadmiernie obciążone zanieczyszczeniami. Potwierdzają to przeprowadzone analizy: fizykochemiczna oraz pierwiastków śladowych. Odnotowano, że właściwości fizykochemiczne badanych karbonizatów są zbliżone do karbonizatów pozyskanych z biomasy. Ponadto analiza pierwiastków śladowych, wykonana w szczególności na karbonizatach po aktywacji termicznej, wykazała niską zawartość pierwiastków śladowych, w tym metali toksycznych i kancerogennych (Cd, Co, Cr, Ni i Pb). Uzyskane wyniki wskazują na potencjalny kierunek dalszego wykorzystania karbonizatów z odpadów drewnianych jako dodatku do gleb na terenach zdegradowanych, a także jako adsorbentu zanieczyszczeń

nieorganicznych, szczególnie metali ciężkich i barwników z wody. Przeprowadzona aktywacja karbonizatów z podłogi bambusowej w temperaturze 850°C zarówno w czasie 15, jak i 45 minut wydaje się wystarczająca do pozyskania węgla aktywnych. Przy tych samych warunkach prowadzenia aktywacji czas potrzebny na otrzymanie węgla aktywnego z karbonizatu podłogi HDF wynosi 45 minut. O uzyskaniu czystych węgla aktywnych może świadczyć zaprezentowana analiza widm FTIR-ATR. Jednakże w celu potwierdzenia przydatności uzyskanych materiałów w procesach adsorpcyjnych należy przeprowadzić dalsze badania.

Podziękowania

Projekt finansowany przez Politechnikę Śląską w formie dofinansowania kształcenia zorientowanego projektowo – PBL, w ramach programu Inicjatywa Doskonałości – Uczelnia Badawcza.

Bibliografia

1. Ayiania M., Terrell E., Dunsmoor A., Carbajal-Gamarra F.M., Garcia-Perez M.: Characterization of solid and vapor products from thermochemical conversion of municipal solid waste woody fractions. *Waste Management* 2019, 84, 277–285, DOI:10.1016/j.wasman.2018.11.042.
2. Stelmach S.: *Piroliza odpadów jako element gospodarki o obiegu zamkniętym*. Wydawnictwo Politechniki Śląskiej, Gliwice 2019.
3. Lot D., Barańska W., Jabłońska A., Morkisz O., Witańska H., Turyła K., Kajda-Szcześniak M., Mainka A.: *Karbonizaty z odpadów drewnopochodnych – szanse i zagrożenia*. Współczesne Problemy Ochrony Środowiska i Energetyki. Gliwice 2023 (zaakceptowany do druku).
4. Plis A., Kotyczka-Morańska M., Kopczyński M., Łabojko G.: Furniture wood waste as a potential renewable energy source: A thermogravimetric and kinetic analysis. *Journal of Thermal Analysis and Calorimetry* 2016, 125, 1357–1371, DOI:10.1007/s10973-016-5611-7.
5. Sajdak M., Muzyka R., Gałko G., Ksepko E., Zajemska M., Sobek S., Terecki D.: Actual trends in the usability of biochar as a high-value product of biomass obtained through pyrolysis. *Energies* 2023, 16, 1–30, DOI:10.3390/en16010355.
6. Gan Y.X.: Activated carbon from biomass sustainable sources. *C – Journal of Carbon Research* 2021, 7, 1–33, doi:10.3390/c7020039.
7. Bolisetty S., Peydayesh M., Mezzenga R.: Sustainable technologies for water purification from heavy metals: review and analysis. *Chemical Society Reviews* 2019, 48, 463–487, DOI:10.1039/c8cs00493e.

8. Jaworski T., Kajda-Szcześniak M.: Research on the kinetics of pyrolysis of wood-based panels in terms of waste management. *Energies* 2019, 12, art. nr 3705, DOI:10.3390/EN12193705.
9. Roffael E.: Zur Hydrophobierung von mitteldichten Faserplatten (MDF) mit Paraffinen Teil 3: Methoden zur Erfassung der Hydrophobierung von Faserstoffen durch Paraffine. *Holz als Roh- und Werkstoff* 2005, 63, 272–277, DOI:10.1007/s00107-004-0561-3.
10. Nicewicz D.: *Płyty pilśniowe MDF*, Wydawnictwo SGGW, Warszawa 2006.
11. Wan H., Wang X-M., Barry A., Shen J.: Recycling wood composite panels: Characterizing recycled materials. *BioResources* 2014, 9, 7554–7565, DOI:10.1007/S001070050268.
12. Lehmann J., Joseph S.: *Biochar for environmental management: science, technology and implementation*. Routledge, Taylor and Francis Group, New York 2015.
13. Singh B., Camps-Arbestain M., Lehmann J.: *Biochar: A guide to analytical methods*. CRC Press Taylor & Francis Group, New York 2017.
14. Rahmat A., Pramudya Y., Triwisesa E.: Converting sawdust to biochar and its mineral content: A preliminary analysis. *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science* 2023; 1201, art. nr 012075, DOI:10.1088/1755-1315/1201/1/012075.
15. Lee Y., Park J., Ryu C., Gang K.S., Yang W., Park Y-K, Jung J., Hyun S.: Comparison of biochar properties from biomass residues produced by slow pyrolysis at 500°C. *Bioresource Technology* 2013, 148,196–201, DOI:10.1016/j.biortech.2013.08.135.
16. Dz.U. 119: Rozporządzenie Ministra Rolnictwa i Rozwoju Wsi w sprawie wykonania niektórych przepisów ustawy o nawozach i nawożeniu, Warszawa 2008.
17. Boraah N., Chakma S., Kaushal P.: Optimum features of wood-based biochars: A characterization study. *Journal of Environmental Chemical Engineering* 2023, 11, art. nr 109976. DOI:10.1016/j.jece.2023.109976.

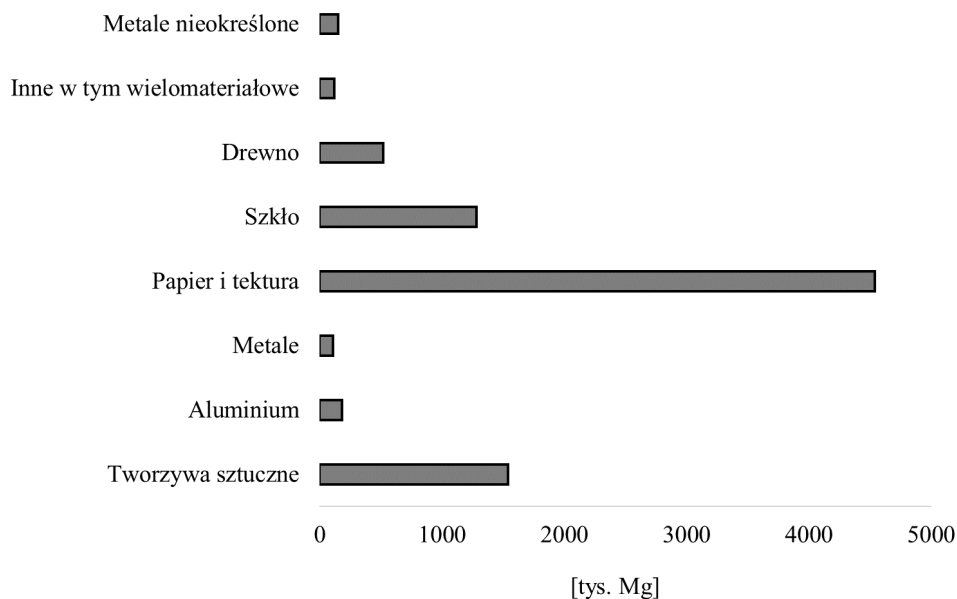
5. DEGRADACJA WYBRANYCH OPAKOWAŃ JEDNORAZOWEGO UŻYTKU W WARUNKACH KOMPOSTOWANIA

5.1. Wprowadzenie

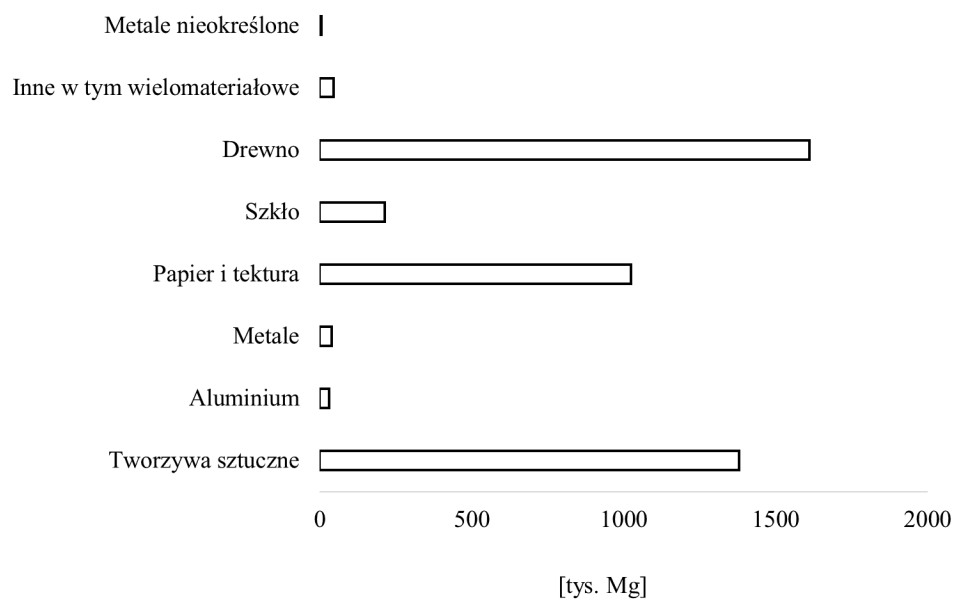
Współczesne społeczeństwa stoją przed wieloma wyzwaniami ekologicznymi, wśród których problem odpadowych opakowań jednorazowego użytku zyskał szczególne znaczenie. Rozwój gospodarki konsumpcyjnej oraz rosnąca liczba ludności na świecie prowadzą do intensyfikacji produkcji opakowań jednorazowych, co w konsekwencji przekłada się na ogromne ilości odpadów. Każdego roku w państwach członkowskich Unii Europejskiej obserwowany jest wzrost produkcji opakowań. W 2021 roku w UE produkcja opakowań z papieru wyniosła 53,54 mln Mg, a konsumpcja osiągnęła poziom 44,93 mln Mg [1], natomiast produkcja opakowań z tworzyw sztucznych kształtowała się na poziomie 19,74 mln Mg [2]. Dla porównania w 2021 roku w Polsce wyprodukowano 9917,57 tys. Mg opakowań jednorazowego i wielokrotnego użytku [3]. Udział opakowań jednorazowego użytku stanowił 85%. Na rysunku 5.1 zaprezentowano produkcję opakowań jednorazowego użytku według materiałów. Najwięcej wytworzono jednorazowych opakowań z papieru i tektury (4537,53 tys. Mg), z tworzyw sztucznych (1540,10 tys. Mg) oraz szkła (1280,30 tys. Mg) [3].

Dodatkowo na terytorium kraju sprowadzono 4973,84 tys. Mg opakowań jednorazowego i wielokrotnego użytku (rys. 5.2). 88% importu stanowiły opakowania jednorazowego użytku. Najwięcej sprowadzono opakowań z drewna (1612,23 tys. Mg), z tworzyw sztucznych (1379,30 tys. Mg) oraz papieru i tektury (1024,21 tys. Mg) [3].

Powszechnie stosowane i popularne na rynku polskim są opakowania jednorazowego użytku z papieru oraz tworzyw sztucznych. Można powiedzieć, że opakowania z papieru i tworzyw sztucznych dominują na rynku. W Polsce stanowią blisko 75% całej produkcji sektora.



Rys. 5.1. Strumień opakowań jednorazowego użytku wytworzonych w Polsce w 2021 r. [3]
 Fig. 5.1. The amount of single-use packaging produced in Poland in 2021 [3]



Rys. 5.2. Import opakowań jednorazowego użytku na terytorium Polski w 2021 roku [3]
 Fig. 5.2. Imports of disposable packaging into Poland in 2021 [3]

Opakowania jednorazowe z tworzyw sztucznych, takie jak plastikowe butelki, torby, kubki czy pojemniki na żywność, stały się nieodłącznym elementem codziennego życia. Ich popularność wynika głównie z takich czynników jak: wygoda użytkowania, niski koszt produkcji oraz wszechstronność zastosowań. Jednakże krótkotrwała użyteczność tych produktów stoi w kontraście z ich długoterminowymi skutkami środowiskowymi. Problem odpadowych opakowań jednorazowych jest złożony i wymaga skoordynowanych działań na wielu płaszczyznach. Z jednej strony, niezbędne są zmiany legislacyjne, które ograniczą produkcję i konsumpcję jednorazowych

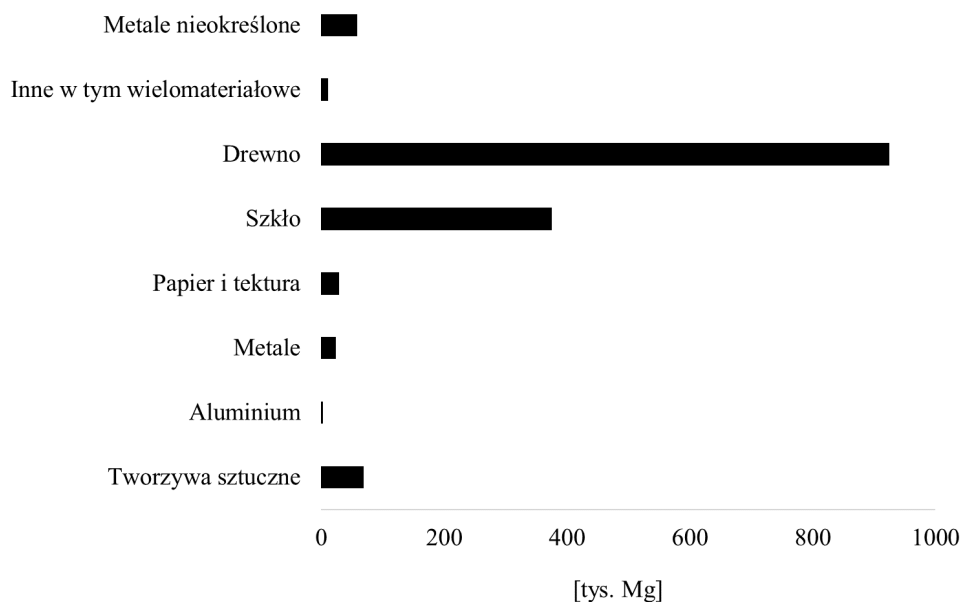
opakowań. Wprowadzenie zakazów i ograniczeń dotyczących jednorazowych produktów z tworzyw sztucznych w wielu krajach można uznać za krok w dobrym kierunku, jednak nie rozwiązuje problemu w sposób holistyczny. Z drugiej strony, istotne są edukacja i świadomość społeczna, które mogą wpłynąć na zmianę nawyków konsumenckich oraz zwiększenie popularności produktów wielorazowego użytku.

Alternatywą dla opakowań z tworzyw sztucznych stały się opakowania jednorazowe z papieru, szczególnie w aspekcie rosnącej świadomości ekologicznej i troski o środowisko przyrodnicze. Papierowe opakowania jednorazowego użytku mają wiele zalet, które przyczyniają się do ich rosnącej popularności, ale również niosą ze sobą pewne wyzwania, które warto rozważyć. Jedną z największych zalet opakowań jednorazowych z papieru jest ich biodegradowalność. W przeciwieństwie do tworzyw sztucznych, które mogą rozkładać się przez setki lat w środowisku, papier ulega naturalnemu rozkładowi w stosunkowo krótkim czasie. Proces ten można przyspieszyć przez odpowiednie kompostowanie, co czyni papier bardziej ekologicznym materiałem. Ponadto wiele papierowych opakowań jest wykonanych z materiałów pochodzących z recyklingu, co dodatkowo zmniejsza ich wpływ na środowisko. W efekcie coraz więcej firm oraz konsumentów, kierując się dobrem środowiska, wybiera opakowania z papieru jako bardziej ekologiczne rozwiązanie. Takie podejście powoduje, że rośnie strumień odpadów opakowaniowych z papieru. Z opublikowanych danych [4] wynika, że w Polsce w 2021 roku średnio na mieszkańca przypadło 121 kg tego typu odpadów. Można wysnuć stwierdzenie, że odejście od opakowań z tworzyw sztucznych prowadzi do zwiększania popytu na opakowania z papieru, a zwiększone zapotrzebowanie na ten surowiec może przyczynić się do nadmiernej eksploatacji lasów.

Ważnym aspektem, który warto podkreślić, jest rola konsumentów w procesie wyboru opakowań. Świadomość ekologiczna społeczeństwa rośnie, a wraz z nią zapotrzebowanie na bardziej zrównoważone i inteligentne opakowania. Ekologiczną alternatywą dla opakowań jednorazowego użytku mogą stanowić opakowania wielokrotnego użytku. Zarówno w Polsce, jak i w większości krajów Unii Europejskiej stosowanie opakowań wielokrotnego użytku jest nadal mało popularne; potwierdzają to dane zaprezentowane na rysunku 5.3. Dostrzega się na rynku ich obecność, jednak nie jest to zbyt duża skala. W 2021 roku wytworzono najwięcej opakowań wielokrotnego użytku z drewna (922,88 tys. Mg) oraz ze szkła (373,01 tys. Mg) [3].

Podsumowując, w 2021 roku opakowania wykonane z papieru i tektury były dominującym materiałem, z jakiego wykonane zostały opakowania, odpowiadały za 34% wszystkich opakowań. Udział opakowań z tworzyw sztucznych wynosił 17%. Należy podkreślić, że odpady opakowaniowe jednorazowego użytku stanowią poważne

wyzwanie środowiskowe dla obecnych oraz przyszłych pokoleń. Ich wszechobecność oraz długotrwałe konsekwencje ekologiczne wymagają natychmiastowych i skoordynowanych działań na poziomie globalnym i lokalnym. Tylko przez wdrażane i procedowane zmiany legislacyjne, edukację społeczną oraz rozwój technologii przyjaznych środowisku będzie można skutecznie rozwiązać omawiany problem.



Rys. 5.3. Strumień opakowań wielorazowego użytku wytworzonych w Polsce w 2021 roku [3]
 Fig. 5.3. The amount of reusable packaging produced in Poland in 2021 [3]

5.2. Metody zagospodarowania odpadowych opakowań jednorazowego użytku

Maksymalne wykorzystanie wartości surowcowej czy energetycznej odpadowych opakowań wymaga łączenia różnych opcji nowoczesnej gospodarki odpadami. Ogółem w krajach Unii Europejskiej wygenerowano 84,3 mln Mg odpadów opakowaniowych. Odpady opakowaniowe to głównie papier i tektura. Analizując dane [5] z podziałem na poszczególne materiały, można zaobserwować, że 40,3% stanowiły odpady opakowaniowe z papieru i tektury (34 mln Mg), tworzywa sztuczne stanowiły 19,0% (16,1 mln Mg), szkło 18,5% (15,6 mln Mg), drewno 17,1% i metal 4,9%. W 2021 roku w państwach Unii Europejskiej wytworzono 188,7 kg odpadów opakowaniowych na mieszkańca, czyli o 10,8 kg więcej na osobę niż w 2020 roku. Recyklingowi poddano 120,60 mln Mg wytworzonych odpadów opakowaniowych [5].

Szacuje się, że w Polsce każdego roku wytwarza się około 4 mln Mg odpadów opakowaniowych. W 2021 roku procesom odzysku poddano 525,48 tys. Mg odpadów opakowaniowych z tworzyw sztucznych i 1228,40 tys. Mg z papieru i tektury [3, 4].

Obecnie technologie odzysku odpadowych opakowań można podzielić na odzysk materiałów i energii. Odzysk materiałów może być realizowany przez recykling mechaniczny, chemiczny (surowcowy) oraz organiczny (biologiczny) natomiast odzysk energii może być realizowany w procesach termicznego przekształcania odpadów, którego celem jest odzyskanie energii w postaci wytwarzania ciepła, pary lub energii elektrycznej z wykorzystaniem odpadów jako zamiennika surowców nieodnawialnych, np. paliw kopalnych.

Ideą gospodarki o obiegu zamkniętym jest hierarchia 3xR, czyli Reduce (redukcja), Reuse (używaj ponownie), Recycle (poddawaj recyklingowi). Obecnie recykling jest jednym z kluczowych elementów strategii zarządzania odpadami opakowaniowymi. Jednakże efektywność systemów recyklingu pozostawia wiele do życzenia, zwłaszcza w krajach rozwijających się, gdzie infrastruktura do przetwarzania odpadów jest niedostateczna. Ponadto nie wszystkie rodzaje tworzyw sztucznych nadają się do recyklingu, co dodatkowo komplikuje sytuację [6, 7]. Alternatywą może być rozwój biodegradowalnych tworzyw sztucznych, tzw. bioplastików, oraz innowacyjnych materiałów opakowaniowych, które ulegają biodegradacji i mają mniejszy wpływ na środowisko. Recykling, z różnych względów, nie jest uzasadnioną ekologicznie i ekonomicznie metodą przekształcania odpadów opakowaniowych, dlatego jako pełnowartościowa metoda pozwalająca na wykorzystanie potencjału odpadowych opakowań powinien być realizowany odzysk energii [6–8]. Ta metoda jest skuteczną alternatywą do spełnienia założenia „zero waste” na składowiska.

5.3. Materiał badawczy

Do badań mających na celu określenie zdolności do kompostowania wybrano sześć różnych odpadów opakowaniowych należących do grupy „przyjaznych dla środowiska” zgodnie z normą [9]. Badania przeprowadzono na opakowaniach jednorazowego użytku funkcjonujących na polskim rynku. Do badań użyto 3 rodzajów odpadowych opakowań jednorazowego użytku z papieru oraz 3 z tworzyw sztucznych. Wybrane odpady opakowaniowe zaliczane są zgodnie z deklaracją producenta do materiałów biodegradowalnych.

5.4. Metodyka badań

Procedura badawcza obejmowała trzy etapy:

- badania składu chemicznego wsadu do procesu kompostowania pobranego z instalacji przemysłowej,
- określenie podstawowych właściwości fizykochemicznych wybranych odpadowych opakowań jednorazowego użytku,
- wstępną ocenę rozkładu odpadów opakowaniowych jednorazowego użytku w symulowanych warunkach kompostowania w badaniach w skali laboratoryjnej.

5.4.1. Podstawowe badania fizykochemiczne

W próbach pobranego wsadu oraz odpadów opakowaniowych oznaczono zawartość wody na podstawie normy [10]. Przygotowane wstępnie próbki poddano wybranym analizom fizykochemicznym. W analizowanych próbkach oznaczono zawartości substancji organicznej. Metoda polegała na wagowym określeniu strat przy prażeniu w temperaturze 500°C [11]. Oznaczenie zawartości węgla organicznego polegało na utlenieniu substancji organicznej na gorąco z użyciem dichromianu(VI) potasu dodawanego w nadmiarze w środowisku kwaśnym [12]. Zawartość azotu oznaczono, stosując metodę Kjeldahla [12], natomiast zawartości fosforu oznaczono metodą kolorymetryczną [12]. Oznaczenie pH polegało na potencjometrycznym pomiarze siły elektromotorycznej [12].

5.4.2. Ocena wstępna rozpadu opakowań jednorazowego użytku

Określenie stopnia rozkładu odpadowych opakowań jednorazowego użytku przeprowadzono zgodnie z normą [13, 14]. Metoda pozwala na ocenę stopnia rozpadu badanych odpadów w skali laboratoryjnej w warunkach zbliżonych do intensywnego procesu kompostowania. Do przeprowadzenia badań użyto materiału z przemysłowej kompostowni, który stanowił wsad do procesu. Wilgotność wsadu roślinnego do procesu kompostowania charakteryzowała się wilgotnością rzędu 29,7%. Zawartość substancji organicznych wyniosła 56,44%. Skład chemiczny materiału do procesu kompostowania prezentuje tabela 5.1. W tabeli 5.2 zamieszczono zawartość metali ciężkich.

Tabela 5.1

Skład chemiczny wsadu do procesu kompostowania

Parametr	LOI	C _{org}	N	K	Ca	Na	Mg	P	Cl	C/N
% s.m.	56,44	8,82	2,04	2,72	6,14	0,15	0,80	0,67	0,56	17

Tabela 5.2

Zawartość metali ciężkich wsadu do procesu kompostowania

Parametr	Fe	Zn	Mn	Cu	Ni	Pb	Cr
% s.m.	1,59	0,11	0,05	0,01	0,01	0,03	0,04

Reaktory do kompostowania w skali laboratoryjnej stanowiły pojemniki wykonane z materiału obojętnego. Pojemniki miały pokrywy, które zapobiegały nadmiernemu odparowaniu. W celu zapewnienia maksymalnej szczelności reaktorom przestrzeń między pokrywą a pojemnikiem zaizolowano taśmą. Każda badana próbka była analizowana równolegle w dwóch reaktorach.

Badany materiał (odpadowe opakowania jednorazowego użytku) zostały pocięte na próby o wymiarach 25×25×oryginalna grubość opakowania jednorazowego użytku. Całkowita masa w reaktorach stanowiła ok. 20 g. Przygotowane i zważone reaktory umieszczono w cieplarni, w której utrzymywano stałą temperaturę w trakcie całego eksperymentu.

W czasie trwania procesu okresowo kontrolowano wilgotność i mieszano masę w celu jej napowietrzenia. Schemat sposobu prowadzenia i monitoringu procesu kompostowania w skali laboratoryjnej prezentuje rysunek 5.4.

	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25
KM																									
UW																									
P																									
	26	27	28	29	30	31	32	33	34	35	36	37	38	39	40	41	42	43	44	45	46	47	48	49	50
KM																									
UW																									
P																									
	51	52	53	54	55	56	57	58	59	60															
KM																									
UW																									
P																									

Rys. 5.4. Sposób postępowania podczas kompostowania w warunkach laboratoryjnych (KM – kontrola masy, UW – uzupełnienie wody, P – przerzucenie kompostowanej masy)

Fig. 5.4. Procedure for composting in laboratory conditions (KM – mass control, UW – water addition, P – transfer of composted mass)

Po zakończeniu procesu masa kompostowa z każdego reaktora została przesiana przez sito o średnicy 2 mm, a pozostałości materiału opakowaniowego zostały zebrane, następnie oczyszczone z masy kompostowej i wysuszone w suszarce do stałej masy. Odzyskany materiał opakowaniowy został uznany za frakcję, która nie uległa rozpadowi, natomiast materiał, który przeszedł przez sita o średnicy 2 mm, uznano za ulegający rozpadowi. Stopień rozpadu (D) obliczono zgodnie ze wzorem (5.1) [13, 14]:

$$D = \frac{M_i - M_r}{M_i} \times 100\%, \quad (5.1)$$

gdzie:

M_i – początkowa sucha masa badanego materiału, g,

M_r – masa pozostałości suchych odzyskanych przez przesianie, g.

Stopień rozpadu był obliczany dla każdego przygotowanego reaktora.

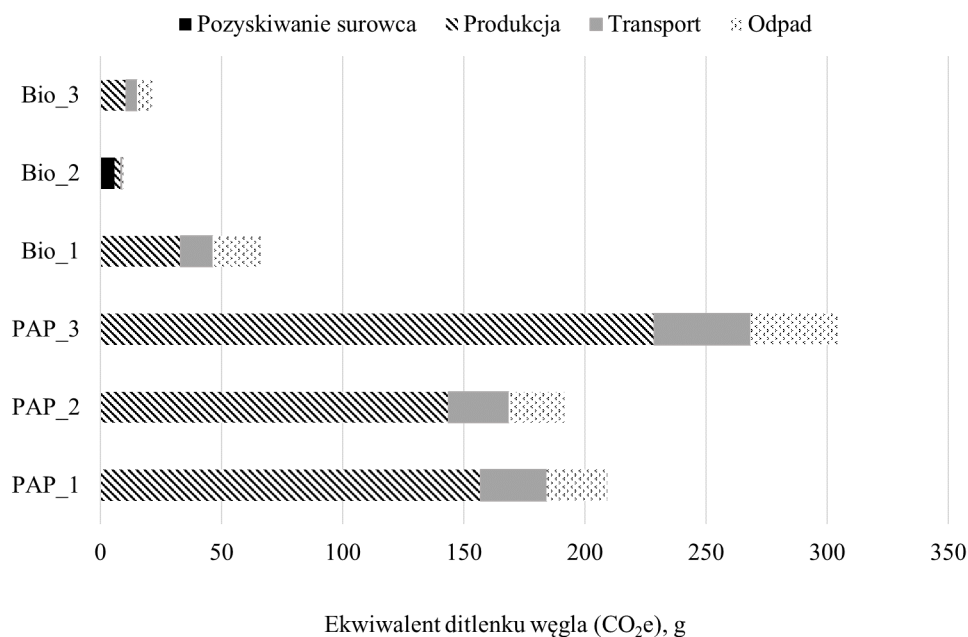
5.5. Wyniki badań

Opakowania jednorazowego użytku są popularne w wielu branżach: gastronomii, hotelarstwie, rolnictwie czy handlu. Jednak zarówno produkcja opakowań, jak i powstające następnie odpady opakowaniowe mają wpływ na środowisko [15]. W tabeli 5.3 oraz na rysunku 5.5 zaprezentowano uproszczone obliczenia śladu węglowego dla badanych opakowań jednorazowego użytku. Analizując prezentowane wyniki, można zauważyć, że opakowania jednorazowego użytku z papieru, postrzegane za „przyjazne dla środowiska” za sprawą szybszego rozkładu, wypadają gorzej niż jednorazowe opakowania z tworzyw sztucznych. Jest to spowodowane głównie zużyciem większej ilości energii w czasie ich produkcji.

Tabela 5.3

Porównanie współczynnika globalnego ocieplenia (GWP) analizowanych odpadowych opakowań jednorazowego użytku

	Opakowanie jednorazowego użytku z papieru			Opakowanie jednorazowego użytku z tworzywa sztucznego		
	PAP_1	PAP_2	PAP_3	Bio_1	Bio_2	Bio_3
Ekwiwalentny ditlenek węgla (CO ₂ e), kg	0,2094	0,1917	0,3050	0,0664	0,0097	0,0215
Ekwiwalentny ditlenek węgla (CO ₂ e), g	209,40	191,72	304,98	66,36	9,66	21,51



Rys. 5.5. Uproszczony ślad węglowy analizowanych opakowań jednorazowego użytku
 Fig. 5.5. Simple carbon footprint in the analysed single-use packaging

Tabela 5.4

Podstawowe właściwości chemiczne badanych odpadowych opakowań jednorazowego użytku

Parametr	Opakowanie jednorazowego użytku z papieru			Opakowanie jednorazowego użytku z tworzywa sztucznego		
	PAP_1	PAP_2	PAP_3	Bio_1	Bio_2	Bio_3
Wilgotność całkowita (W_c), %	2,41	5,23	3,44	3,54	2,18	3,68
Odczyn (pH)	8,23	6,54	7,15	7,73	7,58	7,39
Zawartość substancji organicznej (SO), %	96,87	99,14	98,82	98,92	95,05	99,45
Zawartość substancji mineralnych (SM), %	3,13	0,86	1,18	1,08	4,95	0,55
Rozkładalne substancje organiczne (RSO), %	90,76	92,67	77,44	32,23	0,61	91,91
Zawartość węgla organicznego (TOC), %	42,66	43,55	36,40	15,15	0,29	43,20
Zawartość azotu ogólnego (N), %	0,55	0,56	0,56	0,19	0,31	0,49
Zawartość fosforu ogólnego (P), %	1,81	3,14	2,77	2,23	0,65	15,26
Stosunek C/N	78	78	65	80	1	88

W tabeli 5.4 przedstawiono podstawowe właściwości fizykochemiczne badanych odpadów opakowaniowych jednorazowego użytku. Badane próby cechowały się niską wilgotnością, która była poniżej 5%. Wszystkie analizowane opakowania jednorazowego użytku cechowały się wysoką zawartością substancji organicznych, powyżej 95%. Przedstawione wyniki wskazują na istotne zróżnicowanie zawartości węgla organicznego we wszystkich analizowanych opakowaniach jednorazowego użytku. Analizując pojedyncze próby, największą zawartość węgla organicznego odnotowano dla opakowań PAP_1, PAP_2 i Bio_3, powyżej 43%. Najniższą zawartość węgla organicznego stwierdzono w opakowaniu Bio_2, była ona rzędu 0,29%.

Uzyskane wyniki wskazują na to, że odpadowe opakowania jednorazowego użytku z papieru cechują się wysokim stopniem rozkładu w laboratoryjnych warunkach kompostowania (tabela 5.5), natomiast odpadowe opakowania jednorazowego użytku z tworzyw sztucznych z dodatkiem substancji wpływających na biodegradację cechują się niskim stopniem rozpadu. Może to świadczyć o niewielkiej przydatności tego typu opakowań do warunków kompostowania. Dodatkowo w masie kompostowanej poniżej frakcji 2 mm można było zauważyć drobne fragmenty tworzywa.

Tabela 5.5

Stopień rozpadu badanych odpadowych opakowań jednorazowego użytku

Parametr	Opakowanie jednorazowego użytku z papieru			Opakowanie jednorazowego użytku z tworzywa sztucznego		
	PAP_1	PAP_2	PAP_3	Bio_1	Bio_2	Bio_3
Stopień rozpadu (D), %	40,9	63,9	77,2	16,4	0,7	6,9

5.6. Podsumowanie

Opakowania są jednym z głównych źródeł odpadów w Unii Europejskiej. Szacuje się, że w państwach członkowskich Unii Europejskiej odpady opakowaniowe stanowią 1/3 stałych odpadów komunalnych, a recykling nie nadąża za ich ilością oraz składem. Największe wyzwanie stanowią odpadowe opakowania jednorazowego użytku, które nie nadają się do recyklingu, ponieważ utrudniona jest ich zbiórka czy segregacja albo jest ekonomicznie nieuzasadniony. Efektywny recykling i wielokrotne wykorzystanie stanowią jedną z kluczowych strategii zarządzania odpadami opakowaniowymi. Poprawa infrastruktury recyklingowej, edukacja społeczna i zachęty ekonomiczne pomogą zwiększyć poziomy recyklingu. Dodatkowo ponowne wykorzystanie opakowań, np. przez systemy zwrotu kaucji, przełoży się na zmniejszenie ilości tego

typu odpadów w strumieniu komunalnym. Wprowadzane sukcesywnie działania zmierzają do utworzenia systemu rozszerzonej odpowiedzialności branży jednorazowych opakowań głównie z tworzyw sztucznych. Wprowadzane stopniowo zmiany zmierzają w kierunku wykorzystywania opakowań biodegradowalnych.

Bibliografia

1. Key statistics 2021. European pulp & paper industry, <https://www.cepi.org/wp-content/uploads/2022/07/Key-Statistics-2021-Final.pdf>, [dostęp z dnia 07.06.2024].
2. Tworzywa – Fakty 2022. Analiza produkcji, zapotrzebowania oraz odzysku tworzyw sztucznych w Europie, <https://plasticseurope.org/pl/resources/market-data/>, [dostęp z dnia 07.05.2024].
3. Raport. Gospodarka opakowaniami i odpadami opakowaniowymi w Polsce w 2021 r. Instytut Ochrony Środowiska – Państwowy Instytut Badawczy. <https://ios.edu.pl/aktualnosci/gospodarka-opakowaniami-i-odpadami-opakowaniowymi-w-polsce-w-2021-r/>, [dostęp z dnia 06.05.2024].
4. Eurostat. Packaging waste, https://ec.europa.eu/eurostat/web/main/search/-/search/estatsearchportlet_WAR_estatsearchportlet_INSTANCE_bHVzuvn1SZ8J?text=Packaging+waste, [dostęp z dnia 06.05.2024].
5. Główny Urząd Statystyczny. Ochrona środowiska 2023, <https://stat.gov.pl/obszary-tematyczne/srodowisko-energia/srodowisko/ochrona-srodowiska-2023,1,24.html>, [dostęp z dnia 06.05.2024].
6. Czop M.: Klasyfikacja odpadowych tworzyw sztucznych w celu ich optymalnego wykorzystania w gospodarce o obiegu zamkniętym, Politechnika Śląska, Gliwice 2022.
7. Czop M., Pikoń K., Bogacka M.: Optymalizacja metod zagospodarowania odpadów polietylenu z jednorazowych opakowań, *Przemysł Chemiczny* 2015, 94, 4, 1503–1505, DOI:10.15199/62.2015.9.9.
8. Czop M., Pikoń K.: Environmental impact of biodegradable packaging waste utilization, *Polish Journal of Environmental Studies* 2014, 23, 3, 969–973.
9. BS EN 13432:2000. Packaging. Requirements for packaging recoverable through composting and biodegradation. Test scheme and evaluation criteria for the final acceptance of packaging.
10. PN-Z-15008-02:1993. Odpady komunalne stałe. Oznaczanie wilgotności całkowitej (norma wycofana).
11. PN-EN 15935:2022-0. Gleba, odpady, uzdatnione bioodpady oraz osady ściekowe. Oznaczanie strat podczas prażenia.
12. PN-Z-15011-3. Kompost z odpadów komunalnych. Oznaczanie: pH, zawartości substancji organicznej, węgla organicznego, azotu, fosforu i potasu.
13. PN-EN 14806-2010. Opakowania. Ocena wstępna rozpadu materiałów opakowaniowych w symulowanych warunkach kompostowania w badanych w skali laboratoryjnej.
14. EN 14806:2005. Packaging – Preliminary evaluation of the disintegration of packaging materials under simulated composting conditions in a laboratory scale test.
15. Report – Life cycle assessment of supermarket carrier bags: a review of the bags available in 2006. Environment Agency 2011.

6. ZWIĄZKI POCHODZENIA NATURALNEGO JAKO EKOLOGICZNA ALTERNATYWA DLA SYNTETYCZNYCH PESTYCYDÓW

6.1. Wprowadzenie

Powszechne stosowanie syntetycznych herbicydów w nowoczesnym rolnictwie niezaprzeczalnie zrewolucjonizowało praktyki zwalczania chwastów, umożliwiając wydajną produkcję roślinną i wysokie plony. Jednak to uzależnienie od środków chemicznych przyniosło niezliczone obawy dotyczące ochrony środowiska i bezpieczeństwa żywności, skłaniając do krytycznej ponownej oceny strategii zwalczania chwastów [1]. Obawy te wynikają z potencjalnego zanieczyszczenia zbiorników wodnych, gleby oraz produktów spożywczych pozostałościami herbicydów, a także z rozwoju chwastów odpornych na herbicydy, co zagraża długoterminowej skuteczności strategii zwalczania chwastów opartych na herbicydach [2]. Co więcej, los środowiskowy i toksyczność metabolitów herbicydów, powstających podczas ich degradacji, pozostają słabo poznane, co podkreśla potrzebę stosowania środków ostrożności w wykorzystywaniu herbicydów. W odpowiedzi na te wyzwania praktyki zrównoważonego zwalczania chwastów zyskały na popularności, kładąc nacisk na równowagę ekologiczną, ochronę różnorodności biologicznej i zmniejszone uzależnienie od środków chemicznych [3].

Ponieważ globalna populacja stale rośnie, a systemy rolnicze stoją w obliczu rosnącej presji, aby zaspokoić zapotrzebowanie na żywność w sposób zrównoważony, wzrasta świadomość konieczności przejścia na bardziej ekologiczne i społecznie odpowiedzialne praktyki zwalczania chwastów. Wymaga to zmiany paradygmatu z polegania na syntetycznych herbicydach na zintegrowane podejście, które priorytetowo traktuje zarządzanie środowiskiem, ochronę różnorodności biologicznej i zdrowie ludzi. W tym kontekście na znaczeniu zyskały zrównoważone strategie zwalczania chwastów, które minimalizują nakłady chemiczne, łagodzą wpływ na środowisko i promują odporność agroekosystemów [4]. Kluczem do przejścia na zrównoważone zwalczanie chwastów jest uznanie złożonej interakcji między

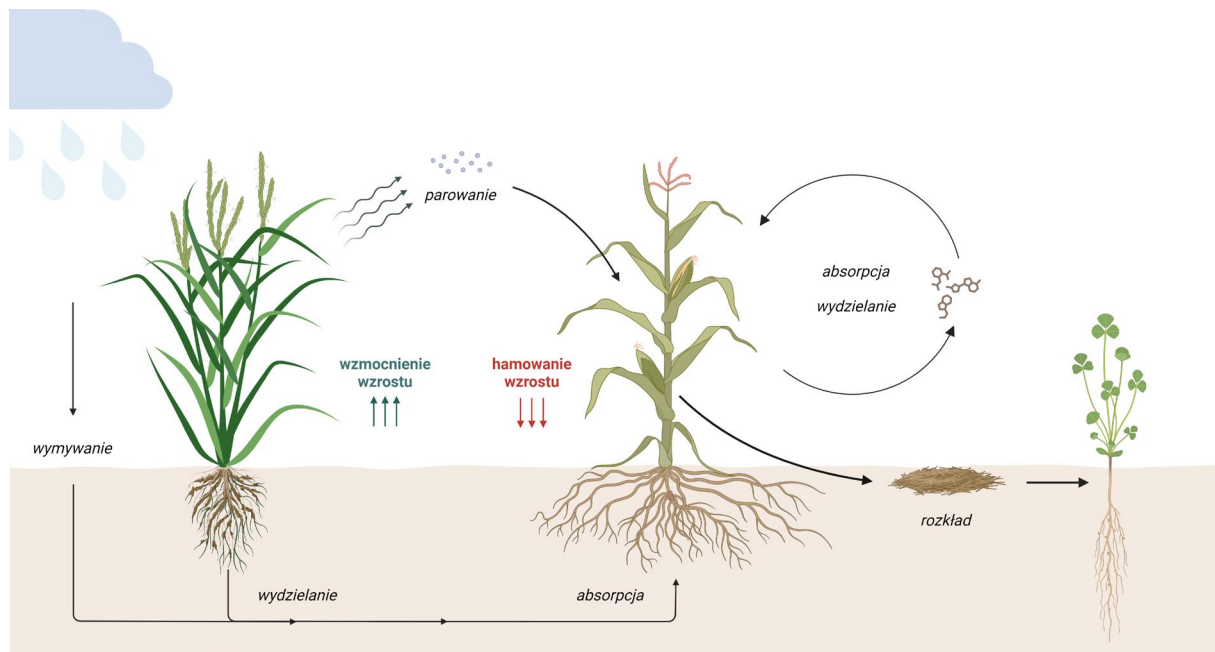
praktykami rolniczymi, procesami ekologicznymi i potrzebami społecznymi [5]. Podczas gdy syntetyczne herbicydy są integralną częścią nowoczesnego rolnictwa, ich ograniczenia i zagrożenia podkreślają pilną potrzebę zbadania alternatywnych podejść, które zmniejszają zależność od środków chemicznych i promują równowagę ekologiczną [2]. Wspierając interdyscyplinarną współpracę, integrując tradycyjną wiedzę z najnowocześniejszymi badaniami naukowymi i nadając priorytet zaangażowaniu interesariuszy, można uutorować drogę w kierunku bardziej zrównoważonej i ekologicznej przyszłości rolnictwa [1].

W kontekście dążenia do zrównoważonych praktyk rolniczych coraz większe zainteresowanie wzbudza badanie naturalnych alternatyw zwalczania chwastów, takich jak biologiczna kontrola, które mogą przynieść korzyści w długoterminowej walce z tym problemem. Wśród nich allelopatia, wykorzystująca naturalne interakcje chemiczne między roślinami w celu zwalczania chwastów przy jednoczesnym minimalizowaniu wpływu na środowisko i promowaniu bezpieczeństwa żywności, wyłania się jako perspektywiczne rozwiązanie [6]. Związki allelopatyczne, pochodzące z różnorodnych gatunków roślin, stanowią obiekt zainteresowania jako potencjalne narzędzia do zwalczania chwastów i szkodników. W przeciwieństwie do syntetycznych pestycydów związki o potencjale allelopatycznym oferują ekologiczne podejście, oparte na naturalnych mechanizmach obronnych roślin. Ich fitotoksyczne działanie na organizmy docelowe, takie jak chwasty, owady i patogeny, może przyczynić się do ograniczenia użycia syntetycznych pestycydów, jednocześnie wspierając równowagę ekologiczną oraz odporność roślin [7].

6.2. Allelopatia i związki o potencjalnie herbicydowym

Allelopatia, zjawisko, w którym rośliny uwalniają związki biochemiczne do otaczającego je środowiska, aby wpływać na wzrost, rozwój lub zachowanie sąsiednich organizmów, od dawna fascynuje zarówno naukowców, jak i praktyków. U podstaw allelopatii leży skomplikowany dialog chemiczny między roślinami, w którym pośredniczą związki allelochemiczne działające jako cząsteczki sygnalizacyjne, inhibitory wzrostu, a nawet substancje toksyczne dla sąsiednich organizmów [8]. Interakcje allelopatyczne obejmują złożone mechanizmy, które działają przez uwalnianie, przenoszenie i odbiór allelochemikaliów. Interakcje te mogą zachodzić różnymi sposobami, w tym przez bezpośredni kontakt między korzeniami, wydzielanie allelochemikaliów do gleby i uwalnianie do atmosfery (rys. 6.1). Po wydzieleniu

allelochemikalia mogą wpływać na sąsiednie rośliny, zmieniając procesy fizjologiczne takie jak kiełkowanie nasion, wzrost korzeni, pobieranie składników odżywczych i aktywność enzymów. Potencjał allelopatyczny danego gatunku rośliny zależy od jego budowy genetycznej, warunków środowiskowych i interakcji z innymi organizmami [9].



Rys. 6.1. Różne ścieżki uwalniania związków allelopatycznych
Fig. 6.1. The different release pathways of allelochemicals

Profil kluczowych roślin allelopatycznych mieści zróżnicowany wachlarz gatunków, obejmujący rośliny dwuliścienne i jednoliścienne, zioła i gatunki drzewiaste. Godne zainteresowania przykłady to *Ailanthus altissima*, *Allium sativum*, *Brassica napus*, *Eucalyptus globulus*, *Juglans nigra*, *Sorghum bicolor*, *Secale cereale* i *Tagetes minuta* [10–12]. Gatunki te przyciągnęły uwagę ze względu na swoje właściwości allelopatyczne, kształtując dynamikę zbiorowisk roślinnych, struktury ekosystemów i wydajności rolnictwa przez pośrednictwo chemiczne [13]. Do popularnych związków o działaniu allelopatycznym należą m.in. juglon z *Juglans spp.*, sorgoleon z *Sorghum spp.*, laktony seskwiterpenowe z *Tagetes spp.*, kwas ferulowy i momilokton z *Oryza sativa*, sitosterol z *Zea mays*, stigmasterol z *Solanum lycopersicum*, limonen z *Citrus spp.* i pinen z *Pinus spp.* [14–15]. Związki te wykazują selektywną fitotoksyczność wobec docelowych gatunków chwastów, oferując obiecujące alternatywy dla syntetycznych herbicydów o zmniejszonym śladzie ekologicznym i zminimalizowanych skutkach poza miejscem docelowym. Identyfikacja i charakterystyka allelochemikaliów wymagają zaawansowanych analiz chemicznych, obejmujących techniki chromatograficzne, metody spektroskopowe i testy biologiczne.

Związki fenolowe, terpenoidy, alkaloidy i kwasy tłuszczowe reprezentują znaczące klasy allelochemikaliów, z których każda ma odrębne funkcje chemiczne i potencjał allelopatyczny [16]. Związki fenolowe stanowią jedną z najszerzej badanych klas allelochemikaliów, obejmującą różnorodne związki, takie jak kwasy fenolowe, flawonoidy i garbniki. Kwasy fenolowe, takie jak kwas ferulowy i kwas kawowy, są znane ze swojego hamującego wpływu na kiełkowanie nasion, wydłużanie korzeni i pobieranie składników odżywczych przez rośliny docelowe [9]. Flawonoidy, w tym kwercetyna i kemferol, wykazują aktywność allelopatyczną przez mechanizmy takie jak produkcja reaktywnych form tlenu i hamowanie kluczowych enzymów zaangażowanych we wzrost i w rozwój roślin. Z kolei taniny mogą tworzyć złożone interakcje z białkami i węglowodanami, zakłócając procesy komórkowe w organizmach docelowych [17]. Efekt allelopatyczny może być wzmocniony przez obecność kombinacji różnych związków fenolowych. W ekstrakcie *Delonix regia* zidentyfikowano kwas chlorogenowy, kwas protokatechowy, kwas galusowy, 3,4-dihydroksybenzaldehyd, kwas *p*-hydroksybenzoesowy, kwas kawowy i kwas 3,5-dinitrobenzoesowy. To połączenie związków o potencjale allelopatycznym hamowało wzrost sąsiednich roślin: sałaty (*Lactuca sativa*) i kapusty pekińskiej (*Brassica chinensis*), a efekt ten zwiększał się wraz ze wzrostem stężeń tych związków [18].

Terpenoidy, pochodzące z jednostek izoprenowych, reprezentują kolejną znaczącą klasę allelochemikaliów, wykazując szeroki zakres różnorodności strukturalnej i aktywności biologicznej. Laktony seskwiterpenowe przejawiają działanie allelopatyczne przez hamowanie kluczowych enzymów zaangażowanych we wzrost roślin, takich jak acetylocholinoesteraza i enzymy fotosyntetyczne [11]. Monoterpeny, lotne związki wydzielane przez liczne gatunki roślin, zakłócają oddychanie komórkowe i integralność błon w organizmach docelowych, powodując hamowanie wzrostu i działanie cytotoksyczne. Badania wykazały, że monoterpeny: cytronelal, linalol i 1,8-cineol mogą spowalniać kiełkowanie chwastów i opóźniać ich rozwój [19]. Terpenoidy przejawiają także działanie fotoprotekcyjne, są pośrednikami tworzenia polisacharydów oraz środkami komunikacyjnymi i obronnymi w organizmach roślinnych. Kilka badań potwierdza allelopatyczny charakter terpenoidów, powodujący działanie hamujące i autotoksyczne na kiełkowanie i wzrost sadzonek. Takie efekty wynikają z charakterystycznych interakcji, takich jak zakłócenie tworzenia ATP (adenozyno-5'-trifosforanu) i aktywności hormonalnej, tworzenie kompleksów z białkami i utrudnianie oddychania [20].

Alkaloidy indukują hamowanie wzrostu roślin przez interakcję z DNA, powodując między innymi zmiany w aktywności enzymów, metabolizmie białek i integralności

blony cytoplazmatycznej. Potwierdzają to chociażby badania, w których alkaloidy chinolizydynowe wytwarzane przez rośliny strączkowe, takie jak lupanina i spartenina, zaburzały przepuszczalność błon i hamowały syntezę białek [21]. Alkaloidy roślinne są szeroko rozpowszechnione w czterech rodzinach roślin, w tym *Asteraceae*, *Apocynaceae*, *Boraginaceae* i *Fabaceae*. Nikotyna, alkaloid pirydynowy występujący w roślinach tytoniu, zaburza funkcje neuroprzebiegów u roślinożerców oraz hamuje kiełkowanie nasion i wzrost korzeni u podatnych roślin. Kofeina, alkaloid purynowy dominujący w kawie i herbacie, zakłóca metabolizm kwasów nukleinowych i hamuje produkcję ATP, prowadząc do zahamowania wzrostu sąsiednich roślin [22]. Kwasy tłuszczowe, składające się z długich łańcuchów węglowodorowych z grupą karboksylową, są bogate w lipidy roślinne i służą jako prekursorzy cząsteczek sygnałowych i składników błon. Allelopatyczne kwasy tłuszczowe, takie jak kwas oleinowy i linolowy, zaburzają integralność błon komórkowych, zakłócają procesy transportu jonów i modulują ekspresję genów w organizmach docelowych, powodując zahamowanie wzrostu i reakcje na stres fizjologiczny [14].

6.3. Czynniki wpływające na uwalnianie allelochemikaliów

Zrozumienie mechanizmów leżących u podstaw interakcji allelopatycznych jest kluczowe dla analizy ekologicznych implikacji oraz potencjalnych zastosowań związków allelopatycznych w agroekosystemach. Na proces produkcji, uwalniania i efektów fitotoksycznych tych związków wpływają złożone czynniki, w tym skład gatunkowy roślin. Różnorodność allelochemikaliów wydzielanych przez różne gatunki roślin, wraz z ich odmiennymi mechanizmami działania, odgrywa kluczową rolę w określaniu specyficzności interakcji [23]. Dodatkowo gatunki chwastów wykazują zróżnicowaną wrażliwość na allelochemikalia wydzielane przez rośliny uprawne lub inne chwasty. Produkcja i uwalnianie allelochemikaliów mogą różnić się także w zależności od fazy rozwojowej rośliny. Istotnym aspektem jest również polimorfizm genetyczny w obrębie populacji roślin, który może wpływać zarówno na produkcję allelochemikaliów, jak i na wrażliwość na związki allelopatyczne. Te różnice genetyczne prowadzą do zróżnicowanych interakcji międzygatunkowych oraz między ekotypami roślin, co ma istotne konsekwencje dla dynamiki i struktury ekosystemów roślinnych [24].

Oprócz charakterystyki chemicznej allelochemikaliów, istotną rolę w mechanizmach interakcji allelopatycznych odgrywa również matryca, w której

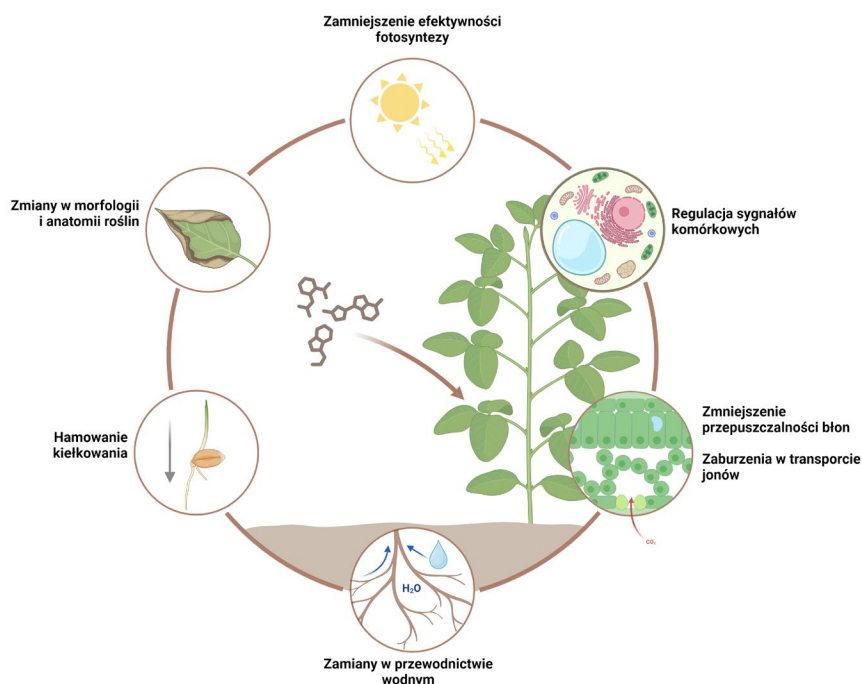
zachodzą te procesy. Czynniki środowiskowe, takie jak pH gleby, temperatura, wilgotność i dostępność składników odżywczych, mogą wpływać na produkcję, uwalnianie i biodostępność allelozwiązków, co z kolei reguluje ich oddziaływanie allelopatyczne na pobliskie rośliny i mikroorganizmy [25]. Właściwości fizykochemiczne allelochemikaliów, takie jak rozpuszczalność, lipofilność oraz aktywność biologiczna, mogą determinować tempo ich uwalniania i transportu w roztworze glebowym. Ponadto praktyki agronomiczne, takie jak dawka wysiewu, nawożenie i harmonogram zabiegów agrochemicznych, również mogą znacząco wpływać na intensywność efektów allelopatycznych. Te aspekty mogą prowadzić do zmian w warunkach środowiskowych oraz biochemicznych mechanizmach interakcji, co w efekcie może modyfikować intensywność i charakter allelopatycznych oddziaływań w agroekosystemach [26].

Czynniki biotyczne i abiotyczne mają istotny wpływ na ekspresję allelopatii, co stanowi kluczowy punkt w manipulacji trwałością, stężeniem oraz losami związków allelopatycznych w środowisku [27]. Dlatego też pełne zrozumienie tych czynników jest niezbędne dla skutecznego wykorzystania allelopatii w zrównoważonym zwalczaniu chwastów oraz optymalizacji wydajności upraw. W złożonym ekosystemie wybrane czynniki stresowe oddziałują synergistycznie, wzmacniając interakcje allelochemiczne. To zjawisko komplikuje regulację stresów w celu uzyskania odpowiednich ilości związków o potencjale allelopatycznym, przydatnych w produkcji naturalnych herbicydów [28]. Jednakże znaczący postęp w dziedzinach biologii molekularnej, metabolomiki, genomiki oraz proteomiki, wspierany nowoczesnymi technikami biotechnologicznymi, przyczynił się do lepszego zrozumienia tych złożonych interakcji. Allelopatyczne reakcje wywołane stresami biotycznymi i abiotycznymi wywołują procesy na różnych poziomach łańcucha troficznego, co stanowi podstawę do opracowania metod biokontroli w rolnictwie ekologicznym oraz w zarządzaniu ekosystemami [29].

6.4. Mechanizm działania związków allelochemicznych

Związki allelopatyczne wywierają fitotoksyczny wpływ na rośliny docelowe przez spektrum skomplikowanych sposobów działania. Mechanizmy te obejmują hamowanie kiełkowania nasion i wydłużania korzeni, zakłócanie integralności błony komórkowej, destabilizację procesów enzymatycznych i hormonalnych szlaków sygnałowych oraz wzbudzenie stresu oksydacyjnego. Sposób działania związków allelopatycznych zależy

od ich właściwości chemicznych, stężenia i interakcji z organizmami docelowymi [30]. Niektóre związki allelopatyczne działają bezpośrednio na procesy fizjologiczne, takie jak fotosynteza, oddychanie i pobieranie składników odżywczych, podczas gdy inne modulują ekspresję genów, sygnalizację hormonalną i metabolizm wtórny w roślinach docelowych (rys. 6.2) [21]. Ponadto związki allelopatyczne mogą wpływać na skład i aktywność społeczności drobnoustrojów glebowych, prowadząc do pośredniego wpływu na wzrost roślin i funkcjonowanie ekosystemu [31].



Rys. 6.2. Wpływ allelochemikaliów na rozwój roślin
Fig. 6.2. Effects of allelochemicals on plant growth

Modulacja hormonalnych szlaków sygnałowych, takich jak szlaki auksyn, cytokinin i giberelin, odgrywa kluczową rolę w pośredniczeniu oddziaływań allelopatycznych na kiełkowanie nasion, wydłużanie korzeni i ogólny wzrost roślin [32]. Co więcej, indukowany allelochemicznie stres oksydacyjny i wytwarzanie reaktywnych form tlenu przyczyniają się do uszkodzeń komórkowych i zaprogramowanej śmierci komórek w roślinach docelowych, wzmacniając efekty fitotoksyczne. Allelochemikalia mogą również uszkadzać integralność błon komórkowych, zwiększając ich przepuszczalność, co prowadzi do zaburzeń homeostazy jonowej. Zakłócają one także procesy enzymatyczne, hamując lub inaktywując kluczowe enzymy zaangażowane w metabolizm pierwotny, takie jak enzymy fotosyntetyczne, oddechowe i enzymy szlaków biosyntetycznych [33]. Te mechanizmy często działają w sposób zsynchronizowany i wzajemnie się wzmacniają, przyczyniając się do ogólnego wpływu fitotoksycznego związków allelopatycznych na rośliny docelowe [34].

6.5. Wykorzystanie allelozwiązków jako bioherbicydów

Wykorzystanie allelochemikaliów jako potencjalnych naturalnych herbicydów stanowi istotny aspekt w dziedzinie zrównoważonego rolnictwa i ochrony ekosystemów rolniczych. Istotnym celem jest identyfikacja roślin, które wykazują silne właściwości allelopatyczne, a zatem przypuszczalnie zdolnych do produkcji substancji bioaktywnych, które mogą być wykorzystane do zwalczania chwastów. Proces ten obejmuje identyfikację i izolację allelochemikaliów, ich charakterystykę chemiczną oraz mechanizmy działania na procesy metaboliczne [35]. Skuteczność bioherbicydów może być determinowana przez wiele czynników, takich jak ich skład chemiczny, formułacja preparatów oraz techniki aplikacji. Badania nad nowymi formułacjami środków bioherbicydowych mogą prowadzić do opracowania stabilnych i selektywnych preparatów opartych na allelochemikalich o zwiększonej biodostępności i specyficzności, poprawiając ich możliwości w zwalczaniu chwastów [36]. W kontekście opracowywania tych substancji należy szczególną uwagę zwrócić na ich stabilność oraz ewentualne interakcje z innymi składnikami środowiska, co może wpłynąć na skuteczność i bezpieczeństwo ich stosowania [37]. Niektóre allelochemikalia mogą wywierać niepożądane efekty fitotoksyczne na rośliny uprawne, ograniczając ich zastosowanie w praktyce rolniczej. Konieczne jest zatem opracowanie substancji o większej selektywności wobec chwastów, co zminimalizuje jednocześnie negatywny wpływ na uprawy [38]. Opracowanie wydajnych strategii stosowania allelochemikaliów jako naturalnych herbicydów wymaga przeprowadzenia kompleksowych testów zarówno w warunkach laboratoryjnych, jak i polowych [37].

Pomimo potencjału zjawiska allelopatii w tworzeniu nowych bioherbicydów istnieją pewne ograniczenia i wyzwania, które należy uwzględnić w kontekście ich stosowania, podczas gdy perspektywy rozwoju sugerują możliwość dalszych badań i optymalizacji [39]. Istnieje wiele potencjalnych niepożądanych efektów związanych z ich stosowaniem. Wpływ na mikroflorę glebową, fitotoksyczność dla roślin uprawnych, zmiany w dynamice ekosystemów oraz ryzyko bioakumulacji toksyn wtórnych są kluczowymi aspektami, które należy wziąć pod uwagę dla pełnej oceny ryzyka i korzyści związanych z wykorzystaniem allelochemikaliów w ochronie roślin. Jednym z głównych wyzwań związanych ze stosowaniem allelochemikaliów jako bioherbicydów jest ich stabilność i trwałość w środowisku. Allelochemikalia mogą ulegać szybkiemu rozkładowi pod wpływem czynników takich jak światło słoneczne, temperatura, wilgotność oraz aktywność mikroorganizmów glebowych. Przykładem

może być kwas ferulowy, jeden z dobrze znanych allelozwiązków, który jest rozkładany przez mikroorganizmy glebowe, co znacznie ogranicza jego efektywność jako herbicydu [18].

W celu zwiększenia skuteczności allelochemikaliów konieczne jest opracowanie odpowiednich formulacji, które mogą chronić te substancje przed degradacją i kontrolować ich uwalnianie w środowisku. Pewnym rozwiązaniem jest enkapsulacja allelochemikaliów w matrycach polimerowych, dzięki czemu można spowolnić ich uwalnianie i zwiększyć trwałość w środowisku. Przykładem takiej technologii jest użycie nanonośników do kontrolowanego uwalniania substancji aktywnych, co zostało z powodzeniem zastosowane w przypadku różnych pestycydów [40]. Badania wykazały, że użycie chitozanu jako nośnika dla allelochemikaliów może znacząco poprawić ich efektywność herbicydową przez kontrolowane uwalnianie substancji aktywnych i ochronę przed szybkim rozkładem [41]. Aby poprawić stabilność i trwałość allelozwiązków w warunkach polowych, niezbędne jest także opracowanie innowacyjnych technologii aplikacyjnych, które mogą znacząco usprawnić kontrolowane uwalnianie tych substancji. Precyzyjne aplikatory mogą posłużyć do dokładnego dawkowania i rozmieszczenia tych związków w uprawach, minimalizując straty i zwiększając ich efektywność herbicydową. Ponadto systemy irygacyjne mogą zostać wykorzystane do kontrolowanego uwalniania allelochemikaliów bezpośrednio do strefy korzeniowej roślin. Takie podejście może zwiększyć biodostępność tych substancji oraz ograniczyć ich niekontrolowaną dyfuzję w środowisku, zmniejszając potencjalne negatywne oddziaływania na organizmy nie docelowe [42]. Oddziaływania allelochemikaliów z innymi składnikami środowiska, takimi jak mikroorganizmy glebowe, substancje chemiczne i rośliny uprawne, mają istotny wpływ na bezpieczeństwo ich stosowania jako bioherbicydów. Allelochemikalia mogą wchodzić w interakcje z innymi pestycydami stosowanymi w rolnictwie, które mogą wpływać na skuteczność zarówno allelochemikaliów, jak i syntetycznych pestycydów, co może prowadzić do nieprzewidzianych efektów. Badania wykazały, że kombinacja allelochemikaliów z herbicydami syntetycznymi może prowadzić do synergistycznych lub antagonistycznych efektów chwastobójczych [43]. Zrozumienie tych interakcji jest kluczowe dla opracowania zrównoważonych strategii wykorzystania allelopatii w agroekosystemach.

Integracja naturalnych herbicydów opartych na allelochemikaliach z innymi zrównoważonymi praktykami rolniczymi może przyczynić się do ograniczenia zastosowania syntetycznych pestycydów i minimalizacji negatywnego wpływu na środowisko. Dodatkowo zrównoważone praktyki rolnicze, w których stosuje się

naturalne herbicydy, często idą w parze z innymi innowacyjnymi metodami produkcji rolnej, takimi jak uprawa bezpozostałościowa, agroekologia oraz rolnictwo precyzyjne [44]. Te podejścia kładą nacisk na minimalizację negatywnego wpływu na środowisko przez redukcję zużycia wody, energii i związków chemicznych, a także poprawę jakości gleby i ochronę różnorodności biologicznej. Zrównoważone praktyki rolnicze, które wykorzystują allelopatię jako naturalną metodę kontroli chwastów, szkodników i chorób roślinnych, obejmują różnorodne podejścia. Jednym z przykładów jest stosowanie roślin okrywowych, takich jak żyto, facelia czy gorczyca, które tworzą gęstą warstwę ściółki, hamującą wzrost chwastów i konkurującą o zasoby glebowe [35]. Ponadto niektóre z tych roślin wydzielają substancje allelopatyczne, dodatkowo hamujące wzrost chwastów. Innym podejściem jest sadzenie roślin towarzyszących obok uprawianych roślin głównych, które mają właściwości allelopatyczne. Na przykład fasola sadzona wśród kukurydzy może zmniejszyć występowanie chwastów przez substancje wydzielane przez jej korzenie [45]. Rotacja upraw roślin o różnych właściwościach allelopatycznych jest kolejną praktyką, która może zmniejszyć presję chwastów, szkodników i patogenów na polach uprawnych. Poza tym dobrze zaplanowana rotacja może poprawić strukturę gleby i zmniejszyć potrzebę stosowania pestycydów. Mulczowanie, czyli nakładanie warstwy ściółki organicznej na powierzchnię gleby, również może skutecznie zmniejszyć wzrost chwastów i zapobiegać erozji gleby [28].

6.6. Podsumowanie

Współczesne rolnictwo opiera się głównie na stosowaniu syntetycznych herbicydów, które umożliwiają efektywne zwalczanie chwastów i zapewniają wysokie plony. Jednakże ich powszechne wykorzystanie wiąże się z poważnymi obawami dotyczącymi ochrony środowiska i bezpieczeństwa żywności. Zanieczyszczenie zbiorników wodnych, gleby i produktów spożywczych, rozwój chwastów odpornych na herbicydy oraz nieznanne skutki toksyczności metabolitów herbicydów podkreślają konieczność wprowadzenia nowych strategii zwalczania chwastów. W odpowiedzi na te wyzwania praktyki zrównoważonego zwalczania chwastów zyskują na popularności, skupiając się na równowadze ekologicznej, ochronie różnorodności biologicznej i ograniczeniu uzależnienia od środków chemicznych. W tym kontekście badania nad naturalnymi alternatywami środków ochrony roślin, takimi jak allelopatia, nabierają

znaczenia. Związki allelopatyczne, pochodzące z różnych gatunków roślin, wykazują obiecujący potencjał w zwalczaniu chwastów przy minimalnym wpływie na środowisko.

Allelopatia, mechanizm, w którym rośliny uwalniają związki chemiczne, aby wpływać na sąsiednie organizmy, jest obiektem zainteresowania zarówno naukowców, jak i praktyków rolniczych. Pomimo rosnącego uznania ekologicznego znaczenia allelopatii rozwikłanie złożoności związków allelopatycznych pozostaje trudnym, ale niezbędnym do podjęcia wyzwaniem. Rośliny wydzielają różnorodne allelochemikalia, takie jak kwasy fenolowe, terpenoidy, alkaloidy i kwasy tłuszczowe, które mogą wpływać na wzrost i rozwój chwastów. Mechanizmy interakcji allelopatycznych obejmują hamowanie kiełkowania nasion, wydłużanie korzeni, zakłócanie procesów metabolicznych i hormonalnych oraz indukowanie stresu oksydacyjnego. Badania nad allelochemikaliami jako potencjalnymi bioherbicydami mają istotne znaczenie dla zrównoważonego rolnictwa i ochrony środowiska. Opracowanie stabilnych i selektywnych preparatów na bazie allelozwiązków może przyczynić się do ograniczenia stosowania syntetycznych herbicydów i minimalizacji negatywnego wpływu na środowisko. Jednakże istnieją wyzwania związane z identyfikacją skutecznych substancji, ich stabilnością w środowisku oraz ewentualnymi niepożądanymi skutkami dla roślin uprawnych i ekosystemów. Integracja naturalnych herbicydów opartych na allelopatii z innymi zrównoważonymi praktykami rolniczymi może przyczynić się do tworzenia bardziej ekologicznych systemów produkcji rolnej. Jednak istnieją pewne ograniczenia i wyzwania, które mogą wpłynąć na ich skuteczność i zastosowanie praktyczne, podczas gdy perspektywy długoterminowe sugerują możliwość ich dalszego rozwoju i optymalizacji.

Wykorzystywanie naturalnych herbicydów opartych na allelochemikaliami niesie zarówno wyzwania, jak i perspektywy rozwoju. Pomimo przeprowadzanych badań w kontrolowanych warunkach laboratoryjnych rzadko przeprowadza się je w warunkach polowych, gdzie napotyka się trudności w wyodrębnieniu efektów allelopatycznych od innych interakcji. Istotnym wyzwaniem jest właściwa identyfikacja oddziaływań allelopatycznych w warunkach naturalnych, szczególnie w kontekście współzawodnictwa, które występuje równoległe na polach uprawnych. Konieczne jest prowadzenie dalszych badań naukowych w celu pełnego zrozumienia ich właściwości i mechanizmów działania, co umożliwi ich skuteczne zastosowanie w zrównoważonych praktykach rolniczych. Wykorzystując potencjał allelopatyczny upraw i roślin okrywowych, rolnicy mogą zmniejszyć zależność od środków chemicznych, zminimalizować wpływ na środowisko, promować bioróżnorodność i odporność

ekosystemów rolniczych. Jednak uwolnienie pełnego potencjału związków allelopatycznych wymaga holistycznego zrozumienia ich różnorodności chemicznej, efektów fizjologicznych i konsekwencji ekologicznych w różnych skalach przestrzennych i czasowych.

Bibliografia

1. Lamichhane J.R., Devos Y., Beckie H.J., Owen M.D.K., Tillie P., Messéan A., Kudsk P.: Integrated weed management systems with herbicide-tolerant crops in the European Union: lessons learnt from home and abroad. *Critical Reviews in Biotechnology* 2017, 37(4), 459–475, <https://doi.org/10.1080/07388551.2016.1180588>.
2. Debaeke P., Perronne R., Colbach N., Moreau D., Barre P., Lecouviour F., Durand-Tardif M.: Non-chemical weed management: Which crop functions and traits to improve through breeding? *Crop Protection* 2024, 179, DOI: 10.1016/j.cropro.2024.106631.
3. Storkey J., Helps J., Hull R., Milne A.E., Metcalfe H.: Defining integrated weed management: A novel conceptual framework for models. *Agronomy* 2021, 11, 1–12, DOI: 10.3390/agronomy11040747.
4. Chacko S.R., Raj S.K., RK K.: Integrated weed management in vegetables: A review. *Journal of Pharmacognosy and Phytochemistry* 2021, 10, 2694–2700, DOI: 10.22271/phyto.2021.v10.i1al.13765.
5. Shah M.H., Khan S.N., Bashir U., Bajwa R.: Allelopathy of rice: effect of rice mulching on the growth of *Avena sativa*. *Science Technology and Development* 2013, 32, 197–204.
6. Sathishkumar A., Srinivasan G., Subramanian E., Rajesh P.: Role of Allelopathy in Weed Management: A Review. *Agriculture Reviews* 2020, 41, 380–386, DOI: 10.18805/ag.r-2031.
7. Naeem M., Cheema Z.A., Ihsan M.Z., Hussain Y., Mazari A., Abbas H.T.: Allelopathic effects of different plant water extracts on yield and weeds of wheat. *Planta Daninha* 2008, 36, 1–8, DOI: 10.1590/S0100-83582018360100094.
8. Cheng Y., Li M., Xu P.: Allelochemicals: A source for developing economically and environmentally friendly plant growth regulators. *Biochemical and Biophysical Research Communications* 2024, 690, DOI: 10.1016/j.bbrc.2023.149248.
9. Xiang W., Chen J., Zhang F., Huang R., Li L.: Autotoxicity in *Panax notoginseng* of root exudates and their allelochemicals. *Frontiers in Plant Science* 2022, 13, 1–10, DOI: 10.3389/fpls.2022.1020626.
10. Caser M., Demasi S., Caldera F., Dhakar N.K., Trotta F., Scariot V.: Activity of *Ailanthus altissima* (Mill.) swingle extract as a potential bioherbicide for sustainable weed management in horticulture. *Agronomy* 2020, 10, DOI: 10.3390/agronomy10070965.
11. Ferraz C.A., Pastorinho M.R., Palmeira-de-Oliveira A., Sousa A.C.A.: Ecotoxicity of plant extracts and essential oils: A review. *Environmental Pollution* 2022, 292, 118319, DOI: 10.1016/j.envpol.2021.118319.
12. Reiss A., Fomsgaard I.S., Mathiassen S.K., Kudsk P.: Weed suppressive traits of winter cereals: Allelopathy and competition. *Biochemical Systematics and Ecology* 2018, 76, 35–41, DOI: 10.1016/J.BSE.2017.12.001.
13. Rattan R.S.: Mechanism of action of insecticidal secondary metabolites of plant origin. *Crop Protection* 2010, 29, 913–920, DOI: 10.1016/j.cropro.2010.05.008.

14. Hasan M., Ahmad-Hamdani M.S., Rosli A.M., Hamdan H.: Bioherbicides: An eco-friendly tool for sustainable weed management. *Plants* 2021, 10, 1–21, DOI: 10.3390/plants10061212.
15. Pretali L., Bernardo L., Butter T.S., Trevisan M., Lucini L.: Phytochemistry Botanical and biological pesticides elicit a similar Induced Systemic Response in tomato (*Solanum lycopersicum*) secondary metabolism, *Phytochemistry* 2016, 130, 56–63, DOI: 10.1016/j.phytochem.2016.04.002.
16. Yoneyama K., Natsume M.: Allelochemicals for plant-plant and plant-microbe interactions. *Comprehensive Natural Products II: Chemistry and Biology* 2010, 4, 539–561, DOI: 10.1016/b978-008045382-8.00105-2.
17. Lone R., Shuab R., Kamili A.N.: *Plant Phenolics in Sustainable Agriculture*, Springer 2020.
18. Li Z.H., Wang Q., Ruan X., De Pan C, Jiang D.A.: Phenolics and plant allelopathy. *Molecules* 2010, 15, 8933–8952, DOI: 10.3390/molecules15128933.
19. Abd-ElGawad A.M., El Gendy A.E.-N.G., Assaeed A.M., Al-Rowaily S.L., Alharthi A.S., Mohamed T.A., Nassar M.I., Dewir Y.H., Elshamy A.I.: Phytotoxic effects of plant essential oils: A systematic review and structure-activity relationship based on chemometric analyses. *Plants* 2021, 10, 1–16, DOI: 10.3390/plants10010036.
20. Bachheti A., Sharma A. Bachheti R.K., Husen A., Pandey D.P.: Plant Allelochemicals and Their Various Applications. *Co-Evolution of Secondary Metabolites* 2020, 441–465.
21. Latif S., Chiapusio G., Weston L.A.: Allelopathy and the Role of Allelochemicals in Plant Defence. *Advances in Botanical Research* 2017, 82, 19–54.
22. Corso M., Perreau F., Rajjou L., Ben Malek R., Lepiniec L., Mouille G.: Specialized metabolites in seeds. *Advances in Botanical Research* 2021, 98, 35–70, DOI: 10.1016/bs.abr.2020.11.001.
23. Belz R.G.: Allelopathy in crop/weed interactions – an update. *Pest Management Science* 2007, 63, 308–326, DOI: <https://doi.org/10.1002/ps.1320>.
24. Jabran K., Mahajan G., Sardana V., Chauhan B.S.: Allelopathy for weed control in agricultural systems. *Crop Protection* 2015, 72, 57–65, DOI: 10.1016/j.cropro.2015.03.004.
25. Kong C., Li Z., Li F., Xia X., Wang P.: Chemically Mediated Plant – Plant Interactions: Allelopathy and Allelobiosis. *Plants* 2024, 1–35, DOI: 10.3390/plants13050626.
26. Tesio F., Ferrero A.: Allelopathy, a chance for sustainable weed management. *International Journal of Sustainable Development & World Ecology* 2010, 17, 377–389, DOI: 10.1080/13504509.2010.507402.
27. Inderjit, Keating K.I.: Allelopathy: principles, procedures, processes, and promises for biological control. *Advances in Agronomy* 1999, 67,141–231, DOI: 10.1016/S0065-2113(08)60515-5.
28. Scavo A., Mauromicale G.: Crop allelopathy for sustainable weed management in agroecosystems: knowing the present with a view to the future. *Agronomy* 2021, 11, 2104, DOI: 10.3390/agronomy11112104.
29. Gawronska H., Golisz A.: Allelopathy and biotic stresses. *Allelopathy: A Physiological Process with Ecological Implications*, Springer 2006, pp. 211–227, DOI: 10.1007/1-4020-4280-9.
30. Mehdizadeh M., Mushtaq M.: Biological control of weeds by allelopathic compounds from different plants: A bioherbicide approach. *Natural Remedies for Pest, Disease and Weed Control* 2019, 107–117, DOI: 10.1016/B978-0-12-819304-4.00009-9.
31. Gross E.M.: Allelopathy of aquatic autotrophs. *Critical reviews. Plant Sciences* 2003, 22, 313–339, DOI: 10.1080/713610859.

32. Bogatek R., Oracz K., Gniazdowska A.: Ethylene and ABA production in germinating seeds during allelopathy stress. *Proceedings of the 4th World Congress on Allelopathy 2005*, 1–7.
33. Soltys D., Krasuska U., Bogatek R., Gniazdowska A.: Allelochemicals as Bioherbicides – Present and Perspectives. *Herbicides – Current Research and Case Studies in Use 2013*, 517–542.
34. Cheng F., Cheng Z.: Research progress on the use of plant allelopathy in agriculture and the physiological and ecological mechanisms of allelopathy. *Frontiers in Plant Science* 2015, 6, 1–16, DOI: 10.3389/fpls.2015.01020.
35. Abbas T., Ahmad A., Kamal A., Nawaz M.Y., Jamil M.A., Saeed T., Abid M.A., Ali H.H., Ateeq M.: Ways to Use Allelopathic Potential for Weed Management: A Review. *International Journal of Food Science and Agriculture* 2021, 5, 492–498, DOI: 10.26855/ijfsa.2021.09.020.
36. Glaze-Corcoran S., Hashemi M., Sadeghpour A., Jahanzad E., Afshar R.K., Liu X., Herbert S.: Understanding intercropping to improve agricultural resiliency and environmental sustainability. *Advances in Agronomy* 2020, 162, 199–256.
37. Kremer J.R.: Bioherbicides and nanotechnology: Current status and future trends. *iNano-Biopesticides Today and Future Perspectives 2019*, 353–366.
38. Šunjka D., Mechora Š.: An alternative source of biopesticides and improvement in their formulation – recent advances. *Plants* 2022, 11, 1–13, DOI: 10.3390/plants11223172.
39. Kostina-Bednarz M., Płonka J., Barchanska H.: Allelopathy as a source of bioherbicides: challenges and prospects for sustainable agriculture. *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology* 2023, 22, 471–504, DOI: 10.1007/s11157-023-09656-1.
40. Barbat C., Rodino S., Petrache P., Butu M., Butnariu M.: Microencapsulation of the allelochemical compounds and study of their release from different products. *Digest Journal of Nanomaterials and Biostructures* 2013, 8, 945–953, 2013.
41. Corona B.E.L., Ocampo A.G., Juárez D.R., García J.O., Fernández I.M., Puente E.O.R.: Biostimulant effect of chitosan and phenolic extracts on the phenological development of the halophyte *Salicornia bigelovii* (Torr.). *Journal of the Saudi Society of Agricultural Sciences* 2023, 22, 584–590, DOI: 10.1016/j.jssas.2023.08.001.
42. Cheema Z.A., Farooq M., Wahid A.: Application of allelopathy in crop production: success story from Pakistan. *Allelopathy: Current Trends and Future Applications 2013*, DOI: 10.1007/978-3-642-30595-5_6.
43. Duke S.O., Dayan F.E.: *Bioactivity of Herbicides*, Comprehensive Biotechnology 2011, Burlington: Academic Press, DOI: 10.1016/B978-0-08-088504-9.00273-7.
44. Motmainna M., Shukor A., Kamal Uddin J.M., Binti Asib N., Mominul Islam A., Hasan M.: Assessment of allelopathic compounds to develop new natural herbicides: A review. *Allelopathy Journal* 2021, 52, 21–40, DOI: 10.26651/allelo.j/2021-52-1-1305.
45. Hussain M.I., Araniti F., Schulz M., Baerson S., Vieites-Álvarez Y., Rempelos L., Bilsborrow P., Chinchilla N., Macías F.A., Weston L.A., Reigosa M.J., Sánchez-Moreiras A.M.: Benzoxazinoids in wheat allelopathy – From discovery to application for sustainable weed management. *Environmental and Experimental Botany* 2022, 202, DOI: 10.1016/j.envexpbot.2022.104997.

7. ZAUTOMATYZOWANE STANOWISKO DO BADANIA WYBRANYCH PARAMETRÓW WODY Z ZASTOSOWANIEM POMIARÓW SPEKTROMETRYCZNYCH

7.1. Wprowadzenie

Badanie parametrów wody jest niezbędne ze względu na zdrowie publiczne i ochronę środowiska. Woda jest kluczowym zasobem, którego jakość ma ogromne znaczenie dla ludzkiego zdrowia, funkcjonowania ekosystemów i przemysłu. Badania parametrów wody pozwalają monitorować jej stan oraz identyfikować potencjalne zagrożenia [1, 2]. Regularne analizy poziomu pH, zawartości zanieczyszczeń chemicznych, bakterii czy metali ciężkich pozwalają na wczesne wykrywanie problemów, co umożliwia podjęcie odpowiednich działań zaradczych [3]. Dzięki badaniom możemy również ocenić zgodność z normami bezpieczeństwa ustalonymi przez odpowiednie instytucje regulujące.

Część z tych zagadnień jest podejmowana przez hodowców morskich zwierząt w akwariach o różnych gabarytach. Jakość wody jest kluczowym czynnikiem wpływającym na komfort życia roślin i zwierząt. Celem jest tutaj utrzymanie parametrów wody możliwie najbardziej zbliżonych do tych w środowisku naturalnym. Zmiana parametrów fizykochemicznych wody może skutkować poważnymi konsekwencjami zarówno chorobowymi, jak i śmiercią roślin oraz zwierząt.

7.1.1. Koncepcja systemu pomiarowego i opis układu pomiarowego

W pracy przedstawiono koncepcję stanowiska automatycznie przeprowadzającego badanie wybranych parametrów wody. Skupiono się głównie na składzie chemicznym. Stanowisko ma umożliwiać badanie zawartości wybranych składników jak miedź (Cu), amoniak (NH_4) oraz temperatury. Obiektem monitorowanym jest akwarium słonowodne, a utrzymanie stałych wartości powyższych składników jest kluczowe dla życia zwierząt i roślin hodowlanych [4, 5]. Automatyzacja stanowiska obejmuje mechanizm pobierania próbki wody do analizy, dodania odpowiednich reagentów,

przeprowadzenie pomiaru oraz odprowadzenie próbki i wyczyszczenie kuwetki pomiarowej. Całość procesu jest nadzorowana przez specjalny sterownik dający użytkownikowi pełną kontrolę i wizualizację procesu oraz umożliwia współpracę z nadrzędnym systemem inteligentnego budynku przez wybrany protokół komunikacyjny. Stanowisko jest więc zgodne z technologią przemysłu 4.0 i SMART home [6]. Dalej skupiono się na części sensorowej stanowiska, doborze czujnika spektroskopowego oraz układzie pomiarowym [7, 8]. Na rynku istnieją dwa podstawowe modele elektronicznych czujników spektroskopowych mogących pracować zarówno jako odbiciowe, jak i do badania absorpcji AS7341 oraz AS7262, różniące się liczbą i zakresami pasm pomiarowych. Obydwa pracują głównie w zakresie pasma widzialnego. Dokumentacja czujnika AS7262 opisuje zakresy pasm pomiarowych nazwami barw: czerwony, pomarańczowy, żółty, zielony, niebieski, fioletowy. Z kolei dokumentacja czujnika AS7341 podaje przedziały pasm w długościach fali: 405–425 nm, 435–455 nm, 470–490 nm, 505–525 nm, 545–565 nm, 580–600 nm, 620–640 nm, 670–690 nm, ponadto ma kanał nazwany „clear”, czyli bez filtrów, oraz kanał bliskiej podczerwieni nazwany „NIR” (Near Infrared Response). Elementami sensorowymi obydwu czujników są matryce fotodiod, na które pada światło przez odpowiednio dobrane filtry barwowe. Obydwa czujniki przetwarzają dane pomiarowe, a wynik zwracają w postaci ramki danych odczytywanej przez nadrzędny sterownik za pośrednictwem magistrali I2C. Są to więc czujniki typu SMART [9, 10].

7.1.2. Metody analizy wody

Badania laboratoryjne były prowadzone z użyciem spektrofotometru firmy Merck. Zastosowano spektrofotometr Spectroquant® Prove 100, który jest zaprogramowany na ponad 200 zestawów testowych do oznaczania parametrów metody. Wszystkie niezbędne informacje są zarejestrowane w urządzeniu (numer serii, data ważności, automatyczne aktualizacje kalibracji) [11]. W badanej wodzie akwariowej oznaczano parametry przedstawione w tabeli 7.1.

Test stężenia azotu amonowego umożliwia oznaczenie ilościowe amonu w ściekach, wodach gruntowych, wodach powierzchniowych i wodzie morskiej. Zazwyczaj amoniak przedostaje się do źródeł wody w postaci spływu z nawożonych obszarów rolniczych, a podwyższony poziom jest ważnym wskaźnikiem zanieczyszczenia odchodami. Spectroquant® zawierają wysoce stabilne, gotowe do użycia mieszaniny odczynników umożliwiające wykonanie analizy zgodnie z procedurą opisaną w instrukcji [12].

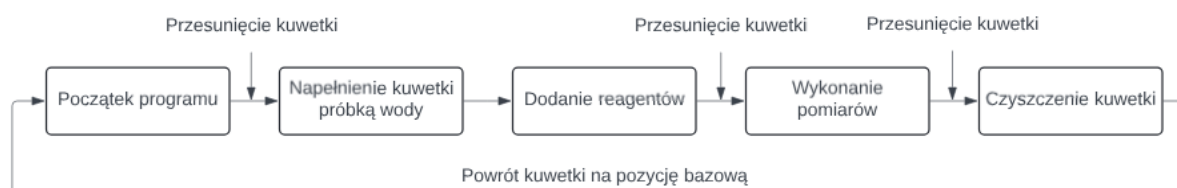
Wykonane oznaczenia fizykochemiczne

Parametr	Metoda detekcji
pH	Analizator wielofunkcyjny CX-461 (Elmetron, Zabrze, Polska).
Przewodność	
Temperatura	
NH ₄ ⁺	Metoda: Fotometryczna, 2,0–150 mg/L (NH ₄ -N), 2,6–193 mg/L (NH ₄ ⁺), Spectroquant
Miedź	Metoda: fotometryczna 0,02 - 6,00 mg/l Cu Spectroquant ®

Test stężenia miedzi umożliwia dokładne oznaczenie ilościowe zawartości miedzi w próbkach wodnych. Zastosowana metoda: w środowisku amoniakalnym jony miedzi(II) reagują z kuprizonem, tworząc niebieski kompleks, który jest oznaczany fotometrycznie. W teście tym mierzy się wyłącznie jony miedzi(II) [13].

7.2. Projekt zautomatyzowanego stanowiska

W ramach prac stworzono koncepcję konstrukcji mechanicznej systemu, sprawdzono, jakiego rodzaju podzespoły są potrzebne, aby urządzenie pełniło swoją funkcję. Stanowisko składa się z kilku kluczowych części. Wyróżnić można część odpowiadającą za transport kuwetki, napełnianie jej próbką badanej wody i dodawanie reagentów, sekcję pomiarową oraz czyszczącą kuwetkę po całym procesie (rys. 7.1). Kuwetki mają poruszać się między kolejnymi stacjami, w których będą realizowane różne pomiary. Każda stacja ma odpowiadać za przygotowanie lub pomiar innego składnika.

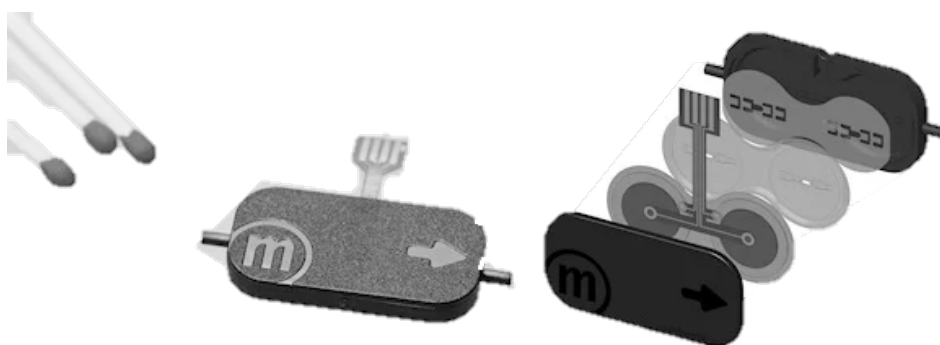


Rys. 7.1. Schemat blokowy zautomatyzowanego stanowiska pomiarowego

Fig. 7.1. Block diagram of automated measurement system

Założono, że przemieszczanie kuwetki przez kolejne stacje realizowane będzie za pomocą tarczy napędzanej serwonapędem, sterowanym przez mikrokontroler. Tarcza składa się z połączonych ze sobą elementów wykonanych w technologii druku 3D, tak aby dostosować ją do transportu kuwet spektralnych o wymiarach podstawy 10x10 mm, jak w karuzeli.

Kolejną zaprojektowaną częścią stanowiska jest mechanizm napełniania kuwetki badaną próbką wody oraz dodawanie odpowiednich reagentów. W celu precyzyjnego dozowania substancji postanowiono zastosować pompy piezo firmy Servoflo; wybrano pompę MP-6. Program mikrokontrolera musi koordynować pracę zarówno tarczy, jak i reszty podzespołów urządzenia, jednak zakłada się, że możliwe będzie użycie kilku mikrokontrolerów pracujących w strukturze hierarchicznej Master-Slave, gdzie Master będzie kontrolował i synchronizował pracę wszystkich modułów. Wygląd pomp przedstawiono na rysunku 7.2. Pompy MP-6 są to pompy piezoelektryczne dużej precyzji. Wykorzystują membrany z materiału piezoelektrycznego i ultra, cienkie membrany działające jako zastawki pozwalające na przepompowywanie cieczy ze zbiorników z reagentem do kuwetek i precyzyjne odmierzenie cieczy. Pompy mogą pracować z różnymi substancjami, ponieważ są chemoodporne i nie będą zanieczyszczać próbek podczas pracy.



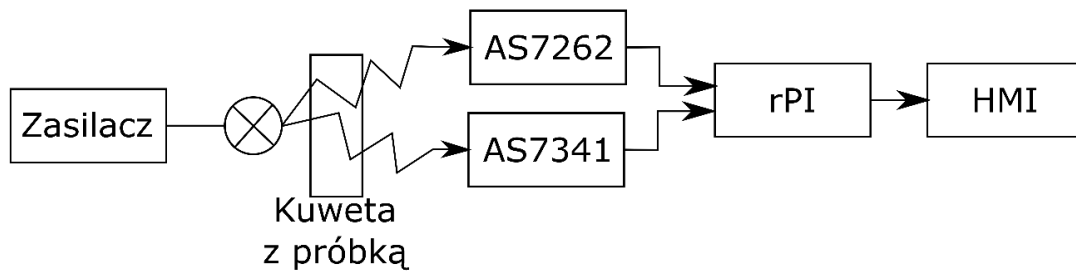
Rys. 7.2. Widok pompy piezo do precyzyjnego dozowania wody i reagentów
Fig. 7.2. View of the piezo pump for precise dispensing of water and reagents

Następnie kuwetka przemieszczana jest do układu pomiarowego opisanego poniżej, a stamtąd transportowana jest do sekcji czyszczącej. Kuwetki są wyposażone w zawory na dnie. Kuwetka jest czyszczona przez wodę kierowaną do niej pod ciśnieniem, następnie resztki wody usuwane są sprężonym powietrzem. Tak wyczyszczona kuwetka jest przygotowana do kolejnego cyklu.

7.3. Projekt i wykonanie układu pomiarowego

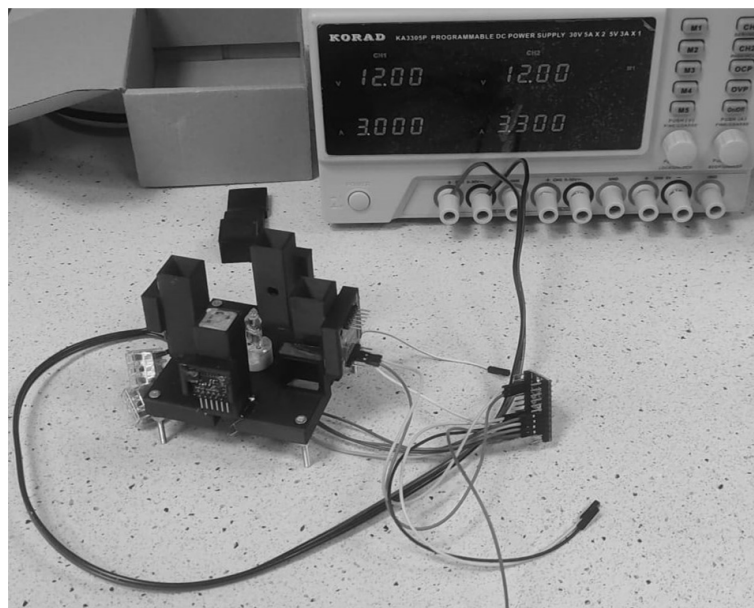
Układ pomiarowy służy do obsługi dwóch czujników spektrometrycznych: AS7262 oraz AS7341. Kontrolerem układu pomiarowego jest komputer jednopłytkowy Raspberry Pi 4B 8GB RAM; jego głównym zadaniem jest realizacja procesu pomiarowego z obydwu testowanych czujników oraz zapis zebranych danych do plików, które zostaną poddane dalszej analizie.

Rysunek 7.3 przedstawia schemat blokowy stanowiska pomiarowego z dwoma czujnikami spektrometrycznymi działającymi na zasadzie analizowania widma światła przechodzącego przez badaną substancję. Rysunek 7.4 ukazuje widok części sensorowej stanowiska, na której widnieją część konstrukcyjna wykonana w technologii druku 3D, oświetlacz halogenowy oraz dwie obudowy na kuwetki z próbkami, do których zamontowane są czujniki. Widać również zasilacz stabilizowany zasilający halogenowe źródło światła.



Rys. 7.3. Schemat blokowy stanowiska pomiarowego z dwoma testowanymi czujnikami spektrometrycznymi

Fig. 7.3. Block diagram of measurement system with two spectral sensors under test



Rys. 7.4. Widok części pomiarowej stanowiska z oświetlaczem halogenowym oraz czujnikami

Fig. 7.4. Sensory section of measurement unit with halogen light

Procedura pomiarowa polega na umieszczeniu kuwetki z próbką w jednym z pojemników, wykonanie badania, a następnie przełożeniu próbki do drugiego pojemnika i powtórzeniu badania za pomocą drugiego czujnika. O kolejności pomiarów decyduje prowadzący badanie. Przed wykonaniem badania podawane są liczba powtórzeń w serii pomiarowej oraz opóźnienie między kolejnymi pomiarami.

7.4. Badanie składu chemicznego wody

W wodzie z akwarium oznaczono podstawowe parametry jakościowe: stężenie azotu amonowego, fosforanów oraz metali ciężkich, pH, przewodności, barwy, mętności. Po przeanalizowaniu wszystkich przebadanych parametrów wody stwierdzono, że do testowania czujników najbardziej odpowiednia będzie miedź ze względu na wyraźną zmianę barwy odczynników w przebadanym zakresie wartości.

W związku z tym w kolejnym etapie badań przygotowano roztwory wzorcowe zawierające odpowiednio 0,1; 0,15; 0,2; 0,25; 0,3; 0,35; 0,4; 0,45; 0,5; 0,55; 0,6 mgCu/dm³. Roztwory przygotowano na bazie wody demineralizowanej przy użyciu wzorca firmy Merck (1000 mg Cu).

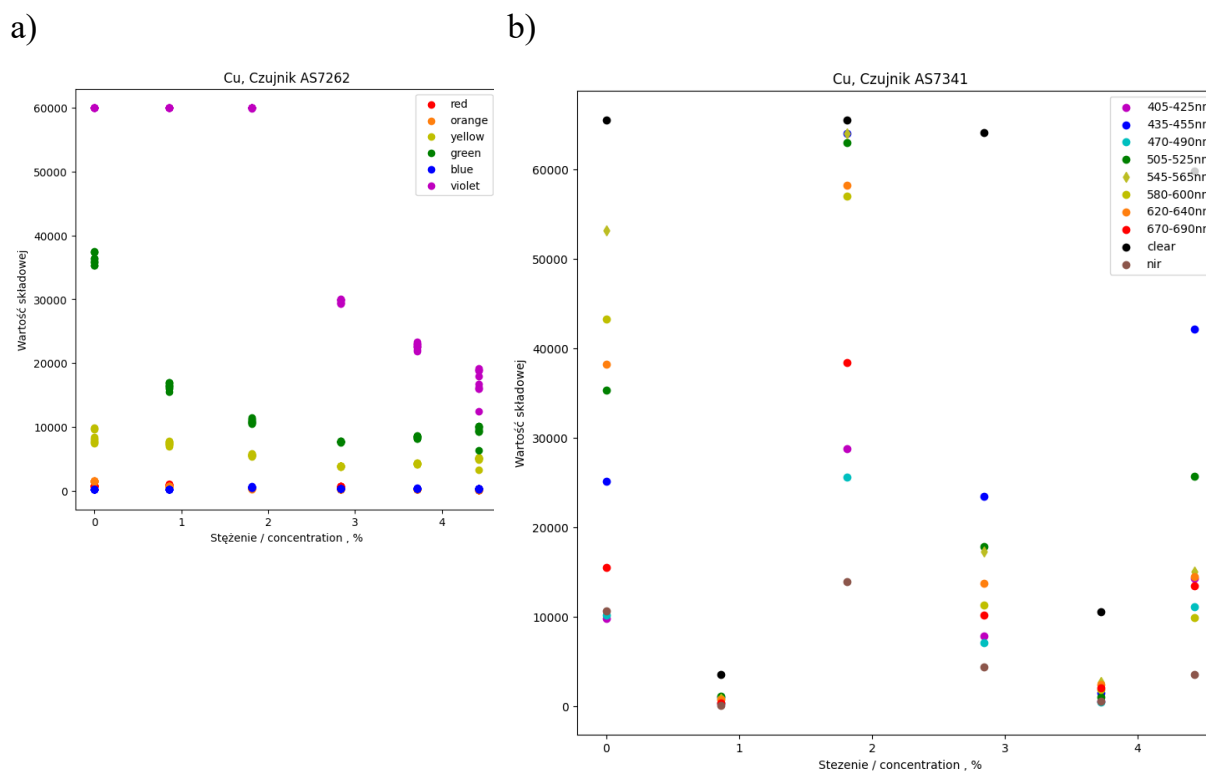
Tak przygotowane próbki zmierzono na spektrofotometrze UV-VIS, a następnie poddano analizie na czujnikach AS7262 oraz AS7341.

7.5. Analiza danych z testowanych czujników

Przeprowadzono analizę danych zebranych za pomocą wykonanego stanowiska pomiarowego. Na rysunku 7.5 przedstawiono rozkład składowych spektrometrycznych (barw) dla próbek miedzi. Na rysunku zastosowano markery kolorów zbliżone do odpowiadających im długości fal. W przypadku czujnika AS7341 dwie długości fali mają odcienie koloru żółtego, dlatego dodatkowo zastosowano inny kształt markera.

Jak widać na rysunku 7.5, niektóre wartości składowe nie zmieniają się. Oznacza to, że wraz ze zmianą koloru analizowanej próbki nie zmienia się pochłanianie tej składowej. W przypadku czujnika AS7262 w całym zakresie badanych próbek składowe czerwona, pomarańczowa i niebieska są stałe. Z kolei składowa fioletowa dla małych koncentracji jest stała i osiąga wartość maksymalną, natomiast powyżej 2% jej wartość gwałtownie maleje. W przypadku czujnika AS7341 zdecydowanie trudniej jest oszacować tendencje zmian wartości składowych w funkcji koncentracji próbki.

W tabelach 7.2 oraz 7.3 przedstawiono odchylenia standardowe i różnice dla każdej składowej liczone dla wszystkich próbek odpowiednio dla czujnika AS7262 oraz AS7341.



Rys. 7.5. Rozkład barw spektroskopowych z czujników (a) AS7262 i (b) AS7341 dla wzorców miedzi o zadanych koncentracjach

Fig. 7.5. Spectroscopic colour distribution for sensor (a) AS7262 and (b) AS7341 for reference copper samples

Tabela 7.2

Odchylenie standardowe i różnica między wartościami minimalną i maksymalną dla wzorców miedzi dla czujnika AS7262

Składowa	Czerwony	Pomarańczowy	Żółty	Zielony	Niebieski	Fioletowy
Odchylenie standardowe	238,06	498,81	1736,78	10102,79	125,31	18918,06
różnica	949,9	1511,58	6601,65	31060,97	487,18	47529,8

Tabela 7.3

Odchylenie standardowe i różnica między wartościami minimalną i maksymalną dla wzorców miedzi dla czujnika AS7341

Długość fali, nm	405–425	435–455	470–490	505–525	545–565	580–600	620–640	670–690	clear	NIR
Odch. Stand.	10702	24465	9386	23132	25249	22417	21607	13727	28566	5316
różnica	36558	65261	32565	65355	65384	65408	65403	49608	64841	16231

Na następnym etapie przystąpiono do aproksymacji funkcji z zastosowaniem płytkiej sieci neuronowej typu feedforward. Porównano wyniki dla całego oraz zredukowanego zbioru danych w przypadku czujnika AS7262, jako zredukowany zbiór wybrano składowe żółtą, pomarańczową i fioletową. W przypadku czujnika AS7341 wybrano sześć składowych o maksymalnej zmienności. Były to zakresy 435–455 nm, 505–525 nm, 545–565 nm, 580–600 nm, 620–640 nm oraz kanał clear. W sumie przeanalizowano cztery struktury danych. We wszystkich przypadkach z całego zbioru wydzielono 20% danych testowych służących do walidacji. W obydwu przypadkach analizowano sieć płytką z dwiema warstwami ukrytymi, przy czym w przypadku czujnika AS7262 obydwie warstwy miały po 8 neuronów, natomiast w przypadku czujnika AS7341 pierwsza warstwa ukryta miała 16, a druga 8 neuronów. Warstwa wyjściowa składała się z jednego liniowego neuronu wskazującego wartość koncentracji miedzi na podstawie składowych koloru. Uzyskane wyniki uczenia przedstawiono w tabeli 7.4. W ostatnim wierszu wskazano, w której epoce otrzymano najlepszy wynik lub wynik, który nie uległ dalszej poprawie. Cały proces uczenia przebiegał w 200 epokach.

Tabela 7.4

Porównanie efektów uczenia sieci neuronowych

	Czujnik AS7262		Czujnik AS7341	
	Cały zbiór	Zredukowany	Cały zbiór	Zredukowany
błąd w zbiorze	uczący: 0,0074 testowy: 0,0092	uczący: 0,0019 testowy: 0,0016	uczący: 0,3162 testowy: 0,2467	uczący: 0,3340 testowy: 0,2994
epoka	100	170	190	200

Po nauczeniu sieci neuronowych przystąpiono do ich walidacji. Za próbkę walidacyjną przyjęto próbkę wykonaną z wody akwariowej o zawartości miedzi 4,69 mg Cu/dm³. Według tabeli 7.4 najlepszy wynik uczenia uzyskano dla zredukowanych danych z czujnika AS7262, więc ta właśnie sieć powinna charakteryzować się najlepszą aproksymacją. Wyniki aproksymacji przedstawiono w tabeli 7.5.

Tabela 7.5

Porównanie efektów uczenia sieci neuronowych, wartość oczekiwana 4,69

	Czujnik AS7262		Czujnik AS7341	
	Cały zbiór	Zredukowany	Cały zbiór	Zredukowany
Stężenie aproksymowane	3,23	1,8	4,67	4,43
Błąd względny	31%	62%	0,43%	5,5%

Jak widać, najlepszy wynik osiągnęła sieć aproksymująca dane z całego zbioru danych czujnika AS7341, sieć aproksymująca dane ze zbioru zredukowanego uzyskała trochę gorszy wynik. Wyniki czujnika AS7262 zdecydowanie odbiegają od tych uzyskanych z zastosowaniem czujnika AS7341.

7.6. Podsumowanie

W pracy przedstawiono projekt zautomatyzowanego systemu monitoringu wody akwariowej. Następnie zaprojektowano i wykonano stanowisko testowe do badania dwóch wybranych czujników spektroskopowych na obecność niebezpiecznych substancji. Przeprowadzono weryfikację stosowalności tych czujników na przykładzie próbek wody z zawartością miedzi o stężeniu w zakresie 0–6 mg Cu/dm³. Próbki wzorcowe wykonano z wody demineralizowanej, natomiast próbkę walidacyjną z wody akwariowej. Do aproksymacji wyników zastosowano płytką sieć neuronową typu feedforward o dwóch warstwach ukrytych. Wyniki eksperymentu są zadowalające, ale wymagają dalszych prac zarówno w zakresie gromadzenia danych, jak i optymalizacji sieci neuronowej. Płytką sieć neuronowa może być łatwo zaimplementowana w sterowniku docelowego systemu, np. z zastosowaniem biblioteki TinyML.

Zautomatyzowane systemy analizy wody, wykonane jako inteligentne urządzenia w konwencji przemysłu 4.0, znajdują zastosowanie nie tylko w akwarystyce, jako gadżet ułatwiający życie hodowcom, ale wykonane w technologii odpornej na zewnętrzne warunki środowiskowe będą wykorzystywane jako elementy systemu monitorowania systemu wodnego.

Głównym kierunkiem rozwoju przedstawionego systemu jest w pierwszej kolejności kontynuacja badań nad poprawą dokładności i dodaniem kolejnych substancji do monitorowania. Przykładem badań do realizacji może być sprawdzenie wpływu zasilania źródła światła na otrzymywane wyniki.

Podziękowania

Projekt był realizowany jako projekt studencki w ramach X edycji projektów PBL finansowanych z programu IDUB. W skład zespołu wchodziłi studenci z Wydziału Elektrycznego i opiekunowie z Wydziału Elektrycznego oraz Wydziału Inżynierii Środowiska i Energetyki.

Bibliografia

1. Syeed M.M.M., Hossain M.S., Karim M.R., Uddin M.F., Hasan M., Khan R.H.: Surface water quality profiling using the water quality index, pollution index and statistical methods: A critical review. *Environmental and Sustainability Indicators* 2023,18, 100247, doi.org/10.1016/j.indic.2023.100247.
2. Nawaz R., Nasim I., Irfan A., Islam A., Naeem A., Ghani N., Irshad M.A., Latif M., Nisa B.U., Ullah R.: Water Quality Index and Human Health Risk Assessment of Drinking Water in Selected Urban Areas of a Mega City. *Toxics*. 2023, 11(7), 577.doi.org/10.3390/toxics11070577.
3. Puszczalo E., Kamińska G., Marszałek A.: Tap water purification using pitcher filters. *Architecture Civil Engineering Environment* 2022, 15(4), 159–166, <https://doi.org/10.2478/acee-2022-0046>.
4. Radek P., Sładek M., Tłołka J., Zieliński B., Kołodziejczyk P., Ziółkowska M., Szindler M., Szindler M., Kania A.: Application of neural networks to analyze groundwater quality. *TalentDetector2023_Summer: International Students Scientific Conference*, Brenna, Poland, 2023.
5. Jabłońska M., Szymczyk M.: Metody spektroskopowe i ich zastosowanie w analizie chemicznej, cz. III. Spektroskopia UV-VIS, *Laboratorium – Przegląd Ogólnopolski* 10, 2008, 10–13.
6. Salem Z., Krutzler C., Fragner C., Weiss A.P.: Visible Light Technologies for the Industrial Internet of Things. 2023, 17th International Conference on Telecommunications (ConTEL), Graz, Austria, 2023, 1–8, DOI: 10.1109/ConTEL58387.2023.10199004.
7. Baker A.: Fluorescence Excitation-Emission Matrix Characterization of Some Dissolved Organic Matter: Implications for Fluorescence Monitoring of Natural Waters. *Environ. Sci. Technol.* 2001, 35(5), 948–953 <https://doi.org/10.1021/es000177t>.
8. Dong-Heon K., Jong-Geum L., Jin-Hong K., Sang-Woo K., Hang-Bae J.: Development of Membrane Filter Colorimetry for Determining Tap Water Discoloration Using a Spectrocolorimeter. *Water* 2023, 15, 4137. <https://doi.org/10.3390/w15234137>.
9. AS7262 datasheet, https://www.mouser.com/datasheet/2/588/AS7262_DS000486_2-00-1082195.pdf [29.05.2024].
10. AS7341 datasheet, https://www.mouser.com/catalog/specsheets/AMS_03152019_AS7341_DS000504_1-00.pdf [29.05.2024].
11. <https://www.sigmaaldrich.com/PL/pl/product/mm/173016> [29.05.2024].
12. <https://www.sigmaaldrich.com/PL/pl/product/mm/100683> [29.05.2024].
13. <https://www.sigmaaldrich.com/PL/pl/product/mm/114767> [29.05.2024].

8. CHEMOMETRYCZNE METODY ANALIZY DANYCH SPEKTROSKOPOWYCH W OPRACOWANIU ALGORYTMU WYKRYWANIA NIELEGALNEGO SPALANIA ODPADÓW W PALENISKACH DOMOWYCH

8.1. Wprowadzenie

Spalanie i współspalanie odpadów komunalnych w indywidualnych urządzeniach grzewczych jest nielegalne. Zakaz ten wynika z zapisów Ustawy o odpadach [1]. Jednak spalanie odpadów w paleniskach domowych jest w Polsce zjawiskiem dość powszechnym, stanowiącym poważne źródło emisji szkodliwych substancji do atmosfery. Na podstawie badań dotyczących wykrywania nielegalnego spalania odpadów w paleniskach domowych przeprowadzonych przez Instytut Technologii Paliw i Energii w Zabrze w latach 2018–2023 wykazano, że na 2000 przeprowadzonych ekspertyz w 60% przebadanych próbek zidentyfikowano proces spalania odpadów. Z badania sondażowego przeprowadzonego przez Polski Instytut Ekonomiczny wynika, że około 4% polskich gospodarstw domowych, czyli około pół miliona, nadal pali śmieciami [2]. To oznacza, że pomimo rosnącej świadomości ekologicznej oraz licznych kampanii informacyjnych i regulacji mających na celu poprawę jakości powietrza wciąż istnieje znaczna liczba gospodarstw domowych, które stosują nielegalne i szkodliwe praktyki spalania odpadów. Takie działanie ma poważne konsekwencje dla zdrowia publicznego oraz stanu środowiska. Spalanie śmieci, w szczególności plastików, tworzyw sztucznych i innych materiałów nienadających się do palenia, prowadzi do emisji trwałych zanieczyszczeń organicznych (TZO), w tym polichlorowanych dibenzoparadioksyn (PCDD; dioksyny) i polichlorowanych dibenzofuranów (PCDF; furany), heksachlorobenzenu (HCB), polichlorowanych bifenyli (PCB) i wielopierścieniowych węglowodorów aromatycznych (WWA). Te bioakumulacyjne związki są szczególnie niepokojące ze względu na ich możliwe działanie rakotwórcze, immunologiczne i reprodukcyjne oraz ich potencjalny wpływ na rozwój człowieka [2–8]. Dane opublikowane przez Europejską Agencję Środowiska wskazują, że sektor gospodarstw domowych razem z sektorem handlu i usług oraz

sektorem publicznym jest znaczącym źródłem TZO, odpowiadając za 77% WWA, 45% dioksyn i furanów oraz 21% emisji HCB w 2021 roku. Dominującą rolę w uwolnieniach TZO do środowiska z sektora gospodarstw domowych odgrywają paleniska domowe. W 2021 roku Polska odpowiadała za największą część emisji dioksyn i furanów (16,1%) oraz WWA (32,1%) w UE. Eliminacja TZO jest zatem kluczowym celem działań środowiskowych na poziomie UE i międzynarodowym [9–11].

Nadrzędnym krokiem w rozwiązaniu tego problemu jest zwiększenie świadomości społecznej oraz egzekwowanie istniejących przepisów. Kontrole zarówno indywidualnych urządzeń grzewczych, jak i urządzeń grzewczych małej mocy <1 MW, kontrole jakości spalanego paliwa oraz możliwości nakładania kar są dopuszczalne w przepisach prawa polskiego [12–15]. Obecnie brak jest polskich przepisów prawnych dotyczących metod weryfikacji procederu nielegalnego spalania odpadów, jak również zakresu parametrów, jakimi powinny charakteryzować się odpady paleniskowe otrzymywane w wyniku spalania czystych paliw (węгля i/czy biomasy) w indywidualnych urządzeniach grzewczych. Aby możliwe było egzekwowanie obowiązujących przepisów, musiały powstać odpowiednie metody badawcze umożliwiające jednoznaczne wskazanie spalania odpadów w indywidualnych urządzeniach grzewczych [16, 17].

W ramach działań związanych z ochroną powietrza w Instytucie Technologii Paliw i Energii opracowano i wdrożono pierwszą metodę umożliwiającą walkę z niską emisją, a związaną ze spalaniem odpadów w indywidualnych urządzeniach grzewczych. Obecnie Instytut dysponuje opracowanym narzędziem wykrywania nielegalnego spalania odpadów w indywidualnych urządzeniach grzewczych, które zostało oparte na algorytmie drzew klasyfikacyjno-regresyjnych [16].

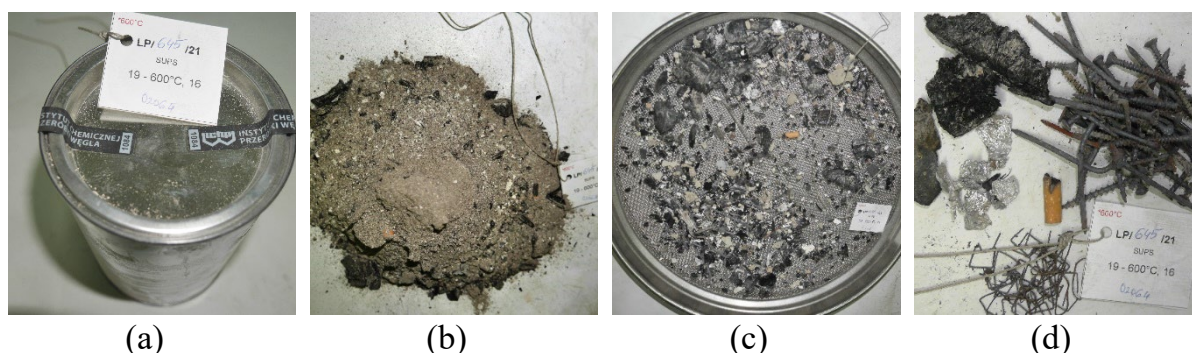
Badania prowadzone w niniejszej pracy skupią się na opracowaniu ulepszego, innowacyjnego algorytmu pozwalającego na wykrywanie nielegalnego spalania odpadów w indywidualnych urządzeniach grzewczych. Innowacyjność metody polega na sprzężeniu metod spektroskopowych z metodami analizy chemometrycznej w celu budowy użytecznego klasyfikatora oraz poznania i opisanie nowych zmiennych mogących wpływać na proces decyzyjny. Proponowana metoda oparta jest na bezpośrednim wykorzystaniu wyłącznie danych „surowych” – widm spektroskopowych do budowy narzędzia klasyfikacyjnego. Prowadzone wcześniej badania laboratoryjne i analityczne potwierdziły możliwość wykorzystania „surowych” danych spektralnych, pochodzących z analizy próbek środowiskowych (termicznie przetworzone paliwa stałe), zarejestrowanych techniką fluorescencyjnej spektrometrii rentgenowskiej (XRF) do budowy klasyfikatorów działających na sposób zarówno jakościowy, jak i ilościowy

[18–20]. W niniejszej pracy została przeprowadzona analiza danych spektroskopowych w celu wskazania możliwych do wykorzystania predyktorów w budowie algorytmów wykorzystujących metody uczenia maszynowego.

8.2. Metodyka badań

8.2.1. Przygotowanie modelowego materiału badawczego

Pierwszym etapem badań było przygotowanie modelowych próbek odpadów paleniskowych. Wszystkie próbki odpadów paleniskowych pochodziły z kontroli palenisk domowych. Przed rozpoczęciem badań próbki zostały poddane analizie morfologicznej, która polegała na ocenie składników próbki i wyodrębnieniu wszelkich fragmentów niebędących popiołem ze spalania węgla i drewna. Elementami, które świadczyły o spalaniu odpadów w badanych próbkach, były m.in. tworzywa sztuczne, folia aluminiowa, elementy metalowe czy też odpady z produkcji meblarskiej i przetwórstwa drewna. Na rys. 8.1 przedstawiono dokumentację fotograficzną dla przykładowej próbki popiołu. Po analizie morfologicznej próbki zostały zmielone do uziarnienia poniżej 0,2 mm, a następnie poddane procesowi prażenia w temperaturze $600\pm 15^\circ\text{C}$ do stałej masy. W wyniku przeprowadzonych badań uzyskano próbki odpadów paleniskowych, dla których została wykonana optymalizacja procesu przygotowania modelowego materiału badawczego do analizy fluorescencyjnej spektrometrii rentgenowskiej (ang. X-Ray Fluorescence, XRF). Badania laboratoryjne zostały zrealizowane w Instytucie Technologii Paliw i Energii.



Rys. 8.1. Pobrana próbka odpadu paleniskowego: (a) zamknięta puszką z dostarczoną próbką, (b) próbka popiołu z pieca, (c) próbka po przesianiu – pozostałość na sicie o uziarnieniu >2 mm, (d) odpady znalezione w pobranej próbce

Fig. 8.1. Ash sample taken: (a) sealed can with delivered sample, (b) sample of furnace ash-ash, (c) ash sample after sieving – residue on sieve with grain size >2 mm, (d) waste found in the sample tested

8.2.2. Planowanie eksperymentów (DOE) i metody analizy danych

Następnym etapem badań było przygotowanie planu eksperymentów z wykorzystaniem metody DOE (ang. Design of Experiments), którego celem była m.in. optymalizacja procesu przygotowania próbek do analizy XRF przez ich stopienie do tzw. perły oraz wskazanie istotnych czynników wpływających na sam proces przygotowania próbek do badań. W tym celu wykorzystano metodę centralno-kompozycyjną, która nie tylko umożliwia określenie optymalnych warunków, w których uzyskuje się stopione próbki, tzw. perły, lecz także pozwala na następczą analizę danych z wykorzystaniem analizy wariancji ANOVA. Metoda ta umożliwia jakościowe i ilościowe określenie wpływu zmiennych niezależnych (tj. stosunku masowego próbki do topnika, temperatury stapiania oraz czasu stapiania) na poprawność przygotowania perły i jej jednorodność oraz na wartości badanych analitów. Metoda ta pozwoli ostatecznie określić, w jaki sposób przygotowanie próbki może mieć wpływ na uzyskiwane podczas analizy XRF dane jakościowe i ilościowe.

Proces optymalizacji warunków stapiania przeprowadzono dla 3 modelowych próbek odpadów paleniskowych. Proces stapiania prowadzono z wykorzystaniem automatycznej stapiarki elektrycznej Katanax X-300. Do przygotowania perel stosowano topnik trójskładnikowy zawierający 64,67% $\text{Li}_2\text{B}_4\text{O}_7$, 34,83% LiBO_2 i 0,50% LiBr . Założone warunki brzegowe procesu stapiania przedstawiono w tabeli 8.1.

Tabela 8.1

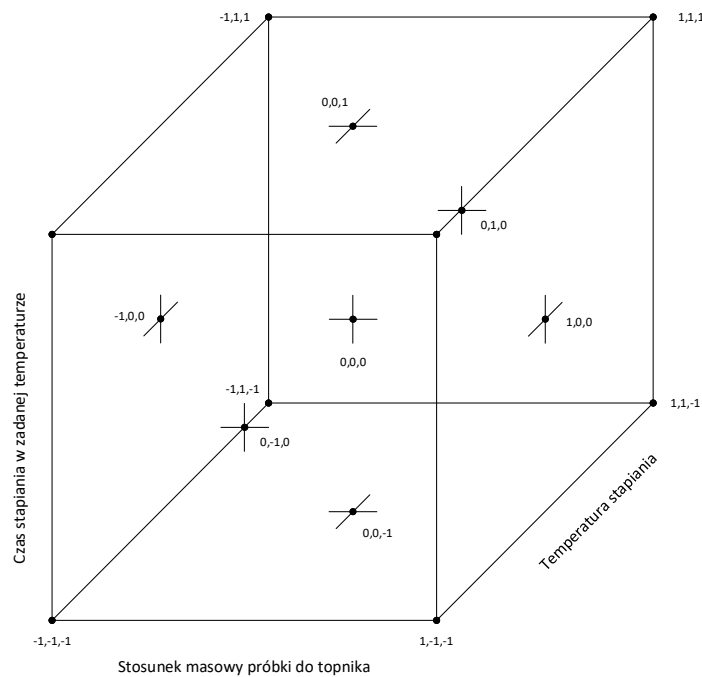
Założone warunki brzegowe procesu stapiania próbki materiału modelowego

War. min/max.	Parametry stapiania		
	Stosunek próbki do topnika [m/m]	Temperatura [°C]	Czas [min]
-1	1:8	1000	6
0	1:10	1050	7
1	1:12	1100	8

Plan przygotowano metodą centralno-kompozycyjną, stosując środkowe punkty gwiazdne. Przygotowany plan w formie tabelarycznej przedstawiono w tabeli 8.2, a w postaci graficznej – na rys. 8.2.

Tabelaryczna postać przygotowanego planu eksperymentów

Nr eksperymentu	Parametry stapiania					
	Stosunek próbki do topnika [m/m]	Temperatura topnienia [°C]	Czas topnienia	Stosunek próbki do topnika [m/m]	Temperatura topnienia [°C]	Czas topnienia [min]
1	-1	-1	-1	1:8	1000	6
2	-1	-1	1	1:8	1000	8
3	-1	1	-1	1:8	1100	6
4	-1	1	1	1:8	1100	8
5	1	-1	-1	1:12	1000	6
6	1	-1	1	1:12	1000	8
7	1	1	-1	1:12	1100	6
8	1	1	1	1:12	1100	8
9	-1	0	0	1:8	1050	7
10	1	0	0	1:12	1050	7
11	0	-1	0	1:10	1000	7
12	0	1	0	1:10	1100	7
13	0	0	-1	1:10	1050	6
14	0	0	1	1:10	1050	8
15 (C)	0	0	0	1:10	1050	6
16 (C)	0	0	0	1:10	1050	6



Rys. 8.2. Graficzna postać przygotowanego planu eksperymentów

Fig. 8.2. Graphic form of the prepared plan of experiments

8.2.3. Metodyka badań próbek techniką WD-XRF

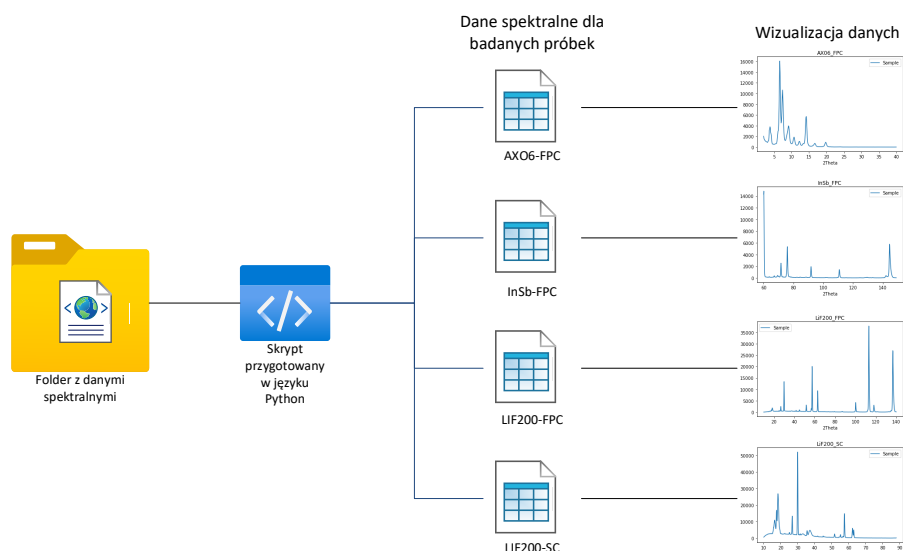
Próbki odpadów paleniskowych oraz paliw (węgiel kamienny, węgiel brunatny, koks, biomasa) zostały poddane rejestracji widm spektroskopowych techniką fluorescencji rentgenowskiej (ang. X-Ray Fluorescence, XRF) z wykorzystaniem spektrometru rentgenowskiego z dyspersją fali ARL OPTIM'X firmy Thermo Scientific. Spektrometr wyposażony jest w lampę rodową o mocy 200 W z okienkiem berylowym 75 μm , goniometr typu Smart Gonio mający 1 kolimator i zmienniczkę kryształów z trzema syntetycznymi kryształami o symbolach AX06, InSb i LiF200 oraz dwa detektory: przepływowy (FPC) i scyntylicyjny (SC). W celu uzyskania pełnego spektrum próbki zostały przeanalizowane w trybie skanowania na każdym z kryształów w połączeniu z odpowiednim detektorem, tj. AX06-FPC, InSb-FPC, LiF200-FPC, LiF200-SC, przy wykorzystaniu następujących zakresów kąta 2θ :

- 2-40° (AX06-FPC),
- 60-149° (InSb-FPC),
- 10-140° (LiF200-FPC),
- 10-88° (LiF200-SC).

Skaning wykonywano, stosując następujące warunki analityczne: czas zliczania 4 s, przyrost 0,1°, kolimator 0,29 mm. Prąd i napięcie przyłożone do źródła promieniowania rentgenowskiego wynosiły odpowiednio 4,76 mA i 42 kV (200 W).

Wizualizacja danych pomiarowych

Dane widmowe ze wszystkich kryształów oraz detektorów w trakcie analizy były zapisywane w zbiorczym pliku o rozszerzeniu XML. Pliki te mogą być odczytywane przez arkusze kalkulacyjne, jednakże przy większej ilości danych jest to zbyt czasochłonne i nieefektywne. Dlatego też, aby ułatwić i zoptymalizować proces pozyskiwania danych spektralnych z poszczególnych wariantów pomiarowych (AX06-FPC, InSb-FPC, LiF200-FPC, LiF200-SC), przygotowano narzędzie – skrypt w środowisku Python. Narzędzie to pobiera pliki zawierające dane spektralne ze wskazanego folderu i pozwala na wydzielenie danych do osobnych macierzy odpowiadających AX06-FPC, InSb-FPC, LiF200-FPC, LiF200-SC. Schematycznie proces ten można zobrazować rys. 8.3.



Rys. 8.3. Schemat procesu pozyskiwania danych spektralnych z poszczególnych wariantów pomiarowych (AXO6-FPC, InSb-FPC, LiF200-FPC, LiF200-SC)

Fig. 8.3. Schematic of the process of acquiring spectral data from the different measurement options (AXO6-FPC, InSb-FPC, LiF200-FPC, LiF200-SC)

Wykorzystanie skryptu pozwoliło na wyekstrahowanie danych i poddanie ich dalszej analizie. Przeprowadzone analizy umożliwiły określenie, w jakich warunkach stapiania należy przygotować próbki odpadów paleniskowych oraz jakie kryształy i jaki detektor należy zastosować do analizy, aby uzyskać największą ilość danych, które następnie będą wykorzystywane do budowy algorytmu klasyfikacyjnego.

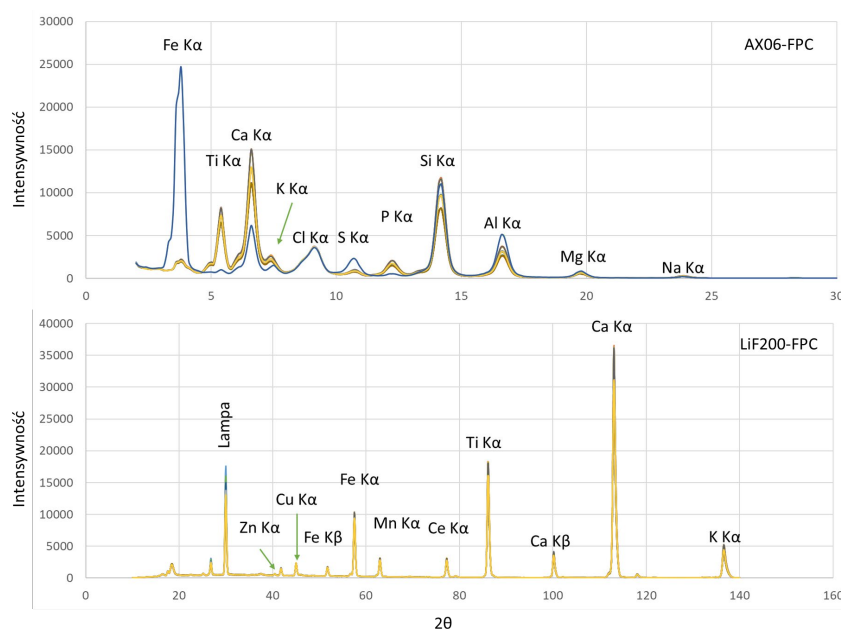
8.2.4. Wstępne przygotowanie danych

Zebrane dane analityczne w postaci macierzy danych zostały następnie poddane wstępnej selekcji oraz określono, na ile konieczne jest poddanie danych preprocesingowi i transformacji. W omawianym przypadku w ramach preprocesingu danych zaplanowano określenie, czy wzajemny stosunek badanych pierwiastków będzie miał istotnie statystyczny wpływ na proces klasyfikacji badanych materiałów do odpowiednich grup, z których w rzeczywistości pochodzą badane próbki. W tym celu przewidziano zastosowanie metody wielowymiarowej analizy chemometrycznej, w tym analizę klasyfikacyjną CA (ang. Clustering). Następnie wykorzystano metody chemometryczne w celu przeprowadzenia analizy danych spektroskopowych i wskazania możliwych do zastosowania predyktorów w budowie algorytmów wykorzystujących metody uczenia maszynowego. Wszystkie analizy danych były prowadzone z użyciem oprogramowania Matlab z odpowiednimi Toolboxami: Bioinformatics, Optimization, Statistics and Machine Learning.

8.3. Wyniki badań

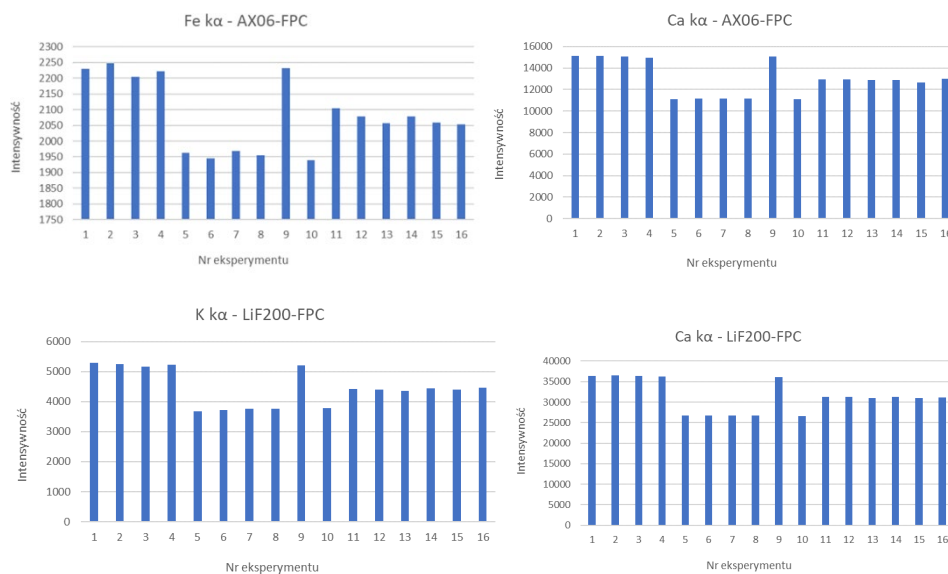
8.3.1. Wstępny dobór kryształów oraz detektorów

Na podstawie przeprowadzonych badań oraz analiz danych wykazano, że najlepszym układem analizy XRF są detektor przepływowy FPC oraz kryształy AX06 i LiF200. Dobór wskazanych konfiguracji podyktowany był uzyskaniem jak największej ilości danych w szerokim zakresie kąta 2θ 0–140°. Przykładowe widma otrzymane dla detektora przepływowego FPC oraz kryształów AX06 i LiF200 przedstawiono na rys. 8.4. Przykładowe wartości intensywności dla dwóch wybranych pierwiastków (spośród 21) pokazuje rys. 8.5. Analiza uzyskanych wyników pozwoliła na stwierdzenie, że największy wpływ na proces stapiania ma stosunek masy próbki do masy topnika. Dodatkowo najwyższe intensywności obserwowanych sygnałów uzyskuje się dla stopu o maksymalnej zawartości próbki (eksperymenty 1-4 i 9), co jest bardzo istotne z punktu widzenia liniowości badanego układu.



Rys. 8.4. Widmo XRF wybranych badanych próbek popiołów z wykorzystaniem detektora przepływowego FPC oraz kryształów AX06 i LiF200

Fig. 8.4. XRF spectrum of selected tested ash samples using FPC flow detector and AX06 and LiF200 crystals



Rys. 8.5. Wartości intensywności wybranych badanych próbek popiołów uzyskane dla detektora przepływowego FPC oraz kryształów AX06 i LiF200

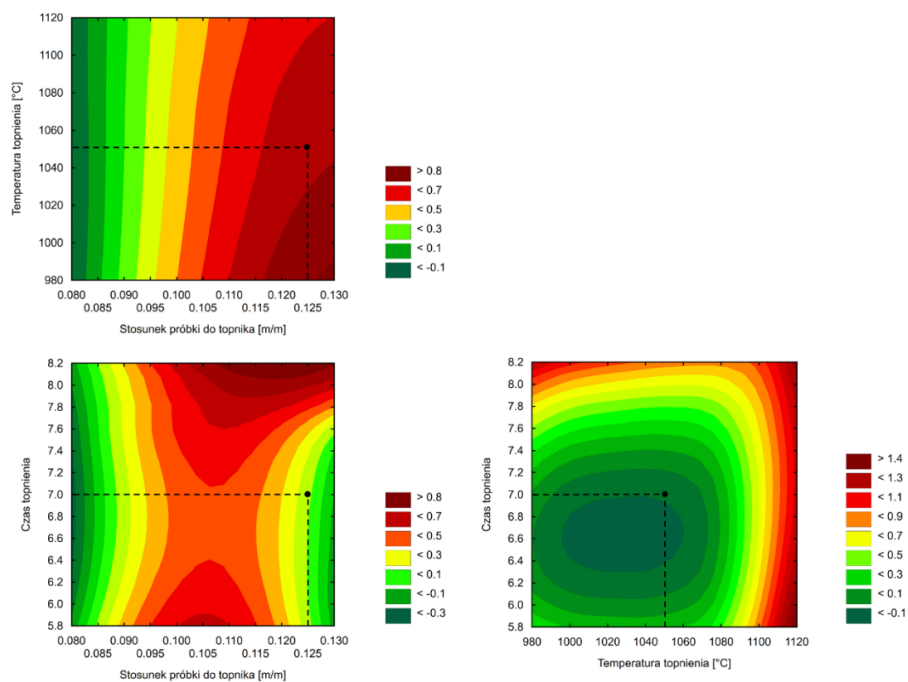
Fig. 8.5. Intensity of selected studied ash samples achieved with the FPC flow detector and AX06 and LiF200 crystals

8.3.2. Optymalizacja procesu przygotowania próbek do analizy XRF

Wykorzystanie metod planowania eksperymentu (DOE) pozwoliło na optymalizację parametrów procesu przygotowania próbki odpadu paleniskowego przez jej stopienie do postaci tzw. perły. Zmienne niezależne, jakie brano były pod uwagę podczas optymalizacji, to: stosunek próbki do topnika (zmienna Z1), temperatura topnienia (zmienna Z2) oraz czas topnienia (zmienna Z3). Zmiennymi zależnymi była intensywność pierwiastków obecnych w badanych próbkach, w tym Fe, Ti, Ca, K, Cl, S, P, Si, Al, Mg, Na, Zn, Cu, Mn, Ce, oraz jakościowa ocena, czy po procesie stapiania otrzymano pełną i nieuszkodzoną perlę nadającą się do analizy techniką XRF. Ta ostatnia zmienna przyjmowała dwa poziomy: 1 – próbka poprawnie przygotowana oraz 0 – próbka nienadająca się do analizy. W wyniku optymalizacji określono, że najkorzystniejszymi wartościami zmiennych niezależnych procesu przygotowania próbek odpadów paleniskowych są:

- stosunek próbki do topnika (zmienna Z1) – 1:8,
- temperatura topnienia (zmienna Z2) – 1050°C,
- czas topnienia (zmienna Z3) – 7 min.

Wartości te zostały naniesione na rys. 8.6.



Rys. 8.6. Graficzne przedstawienie najkorzystniejszych wartości zmiennych niezależnych procesu przygotowania próbek do analizy XRF

Fig. 8.6. Graphical illustration of the most preferable parameters of the independent variables of the sample preparation process for XRF analysis

8.3.3. Analiza chemometryczna

Analiza wariancji ANOVA

Wykorzystanie metody planowania eksperymentów pozwoliło na przeprowadzenie analizy wariancji (ANOVA), określając, w jakim stopniu zmienne niezależne procesu przygotowania próbek odpadów paleniskowych wpływają na intensywność analizowanych pierwiastków.

Z przeprowadzonej analizy ANOVA wynika, że w większości przypadków najsilniej wpływającą na intensywność analizowanych pierwiastków zmienną jest stosunek próbki do topnika, co oczywiście jest dość oczywiste, jednakże potwierdza to poprawność przeprowadzenia zarówno procesu przygotowania próbek do badań, jak i samej analizy danych. Jednakże wzrost ilości próbki odpadu paleniskowego w stosunku do topnika nie może być za wysoki, ponieważ ma on statystycznie istotny i negatywny wpływ na ostatnią, najważniejszą zmienną, tj. czy przygotowana perła nadaje się do analizy. W tabeli 8.3 przedstawiono statystycznie istotne efekty wpływające na intensywność analizowanych pierwiastków.

Tabela 8.3

Statystycznie istotne efekty wpływające na intensywność analizowanych pierwiastków

Statystycznie istotne zmienne niezależne	Symbol pierwiastka														
	Fe	Ti	Ca	K	Cl	S	P	Si	Al	Mg	Na	Zn	Cu	Mn	Ce
	Rodzaj efektu (+/-)														
Stosunek próbki do topnika	+	+	+	+	-	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Temperatura topnienia						-	-	-	-	+					
Czas topnienia						-	-		+						
Interakcja Z1 i Z3							+		+						
Interakcja Z2 i Z3							-		-						
Interakcja Z1 i Z2								-					+		

Analiza ANOVA pozwoliła na uwidocznienie zależności statystycznie wpływających na intensywność analizowanych pierwiastków oraz wskazała, że nawet dla tak (wydawać by się mogło) prostego w składzie materiału mogą występować interakcje zarówno pozytywnie, jak i negatywnie wpływające na końcową jakość prowadzonych analiz.

Analiza korelacyjna

Wszystkie badane próbki poddane analizie metodą XRF oraz dodatkowo historyczne dane porównawcze zostały wykorzystane do określenia, które z matryc danych będą mogły najlepiej sprawdzić się na kolejnych etapach pracy jako zestawy danych do budowy modeli klasyfikacyjnych. Pierwszą z wybranych metod porównawczych była analiza korelacyjna. Aby umożliwić łatwą analizę porównawczą, wyniki analizy korelacyjnej przedstawiono w postaci diagramów „heat map” dla poszczególnych par kryształ-detektor, co zostało zaprezentowane na rys. 8.7.

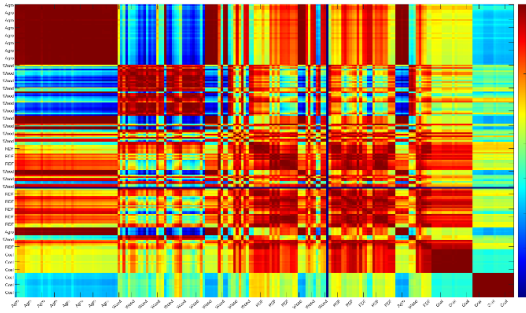


Diagram dla kryształu AX06 i detektora FPC

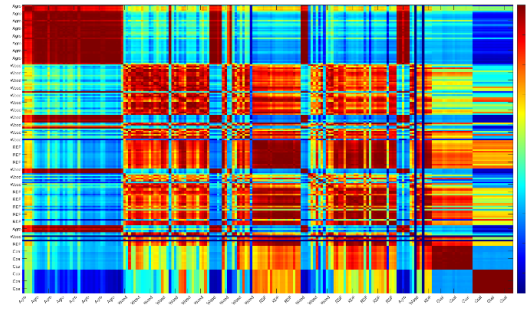


Diagram dla kryształu LiF200 i detektora FPC

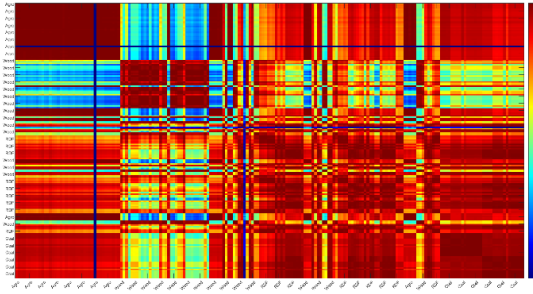


Diagram dla kryształu InSb i detektora FPC

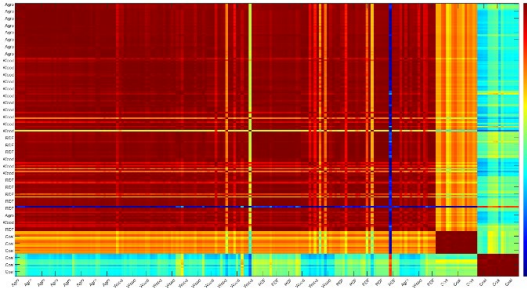


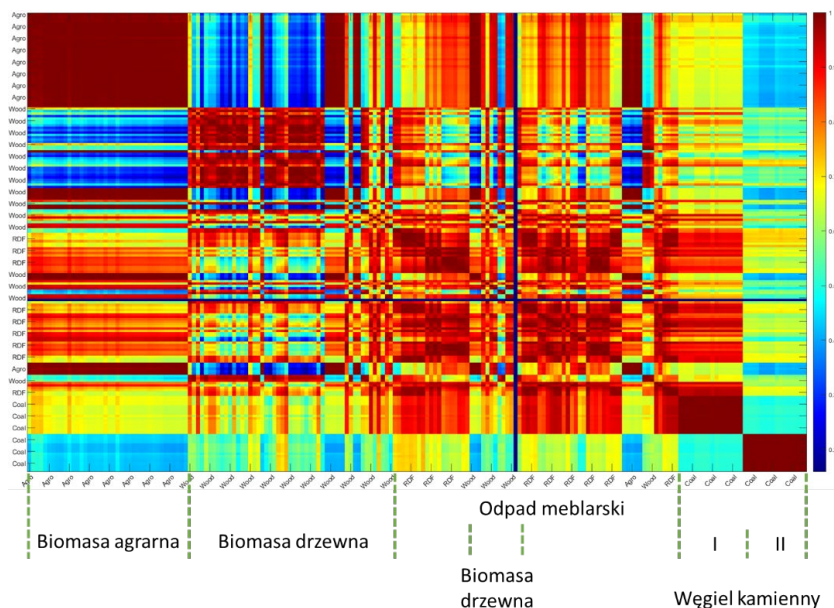
Diagram dla kryształu LiF200 i detektora SC

Rys. 8.7. Wyniki analizy korelacyjnej przedstawione w postaci diagramów „heat map” dla poszczególnych par kryształ-detektor

Fig. 8.7. Correlation analysis output represented as “heat map” diagrams for individual crystal-detector pairs

Jak można zauważyć z powyższego zestawienia, w najlepszy sposób analiza korelacyjna różnicuje próbki pod względem ich pochodzenia poddane analizie z wykorzystaniem kryształu AX06 oraz LiF200 i detektora FPC. Jest to bardzo dobra informacja, ponieważ na wcześniejszych etapach analiz określono, że właśnie te dwa kryształy połączone z detektorem FPC pozwalają na pokrycie największego zakresu spektralnego, a co za tym idzie – wykorzystanie największej ilości informacji o składzie pierwiastkowym badanych próbek. Jak można zauważyć, na tej podstawie da się rozróżnić rodzaj badanych próbek nie tylko pomiędzy biomasą a węglem, lecz także np. rodzajem biomasy: drzewna/agrarna lub RDF, stanowiącym odpad meblarski. Bardziej szczegółową analizę przedstawiono na rys. 8.8 dla kryształu AX06 i detektora FPC. Adekwatna relacja obserwowana jest w przypadku kryształu LiF200 i detektora FPC.

Na tej podstawie można wnioskować, że opierając się wyłącznie na danych spektralnych, będzie można opracować algorytm umożliwiający rozróżnianie próbek pod względem ich składu chemicznego, a tym samym czy zostały zanieczyszczone na skutek spalania odpadów, czy też nie.



Rys. 8.8. Szczegółowa analiza korelacyjna przedstawiona w postaci diagramu dla kryształu AX06 i detektora FPC

Fig. 8.8. Detailed correlation analysis presented in the form of a diagram for the AX06 crystal and the FPC detector

Analiza skupień (CA)

Analiza skupień to kolejna wielowymiarowa metoda chemometryczna pozwalająca na określenie relacji pomiędzy próbkami a ich właściwościami. Analiza skupień to szeroko rozumiany zestaw metod, które można wykorzystać do analizy podobieństwa między różnymi obiektami i ich klasyfikacji. We wszystkich metodach analizy skupień bardzo ważna jest koncepcja bliskości obiektów, która jest miarą ich podobieństwa. Obiekty te mogą być bliskie według różnych kryteriów, tj. metryk matematycznych. W prowadzonych badaniach wykorzystana została metryka euklidesowa, opisana wzorem:

$$d_{ij} = \sqrt{\sum_{k=1}^m (x_{ik} - x_{jk})^2}, \quad (8.1)$$

gdzie m jest liczbą zmiennych; d_{ij} jest odległością euklidesową między obiektami i oraz j ; x_{ik} jest wartością zmiennej i ; x_{jk} jest wartością zmiennej j .

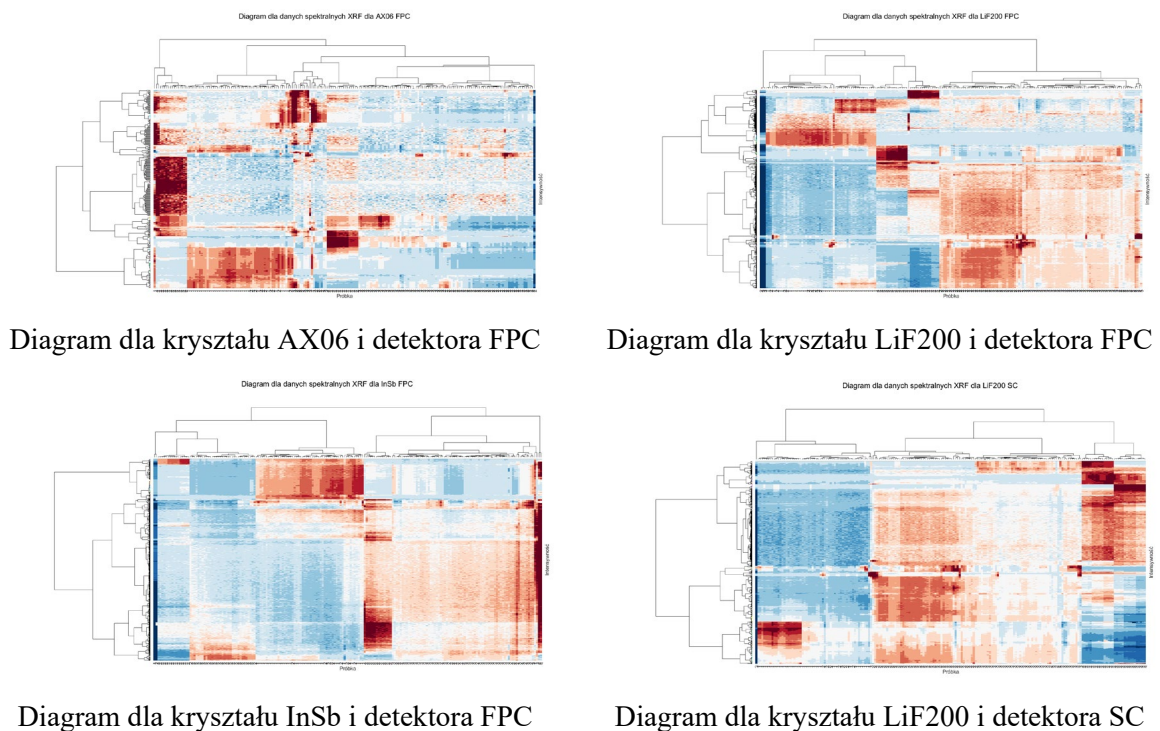
Obiekty są używane do opisanie tak zwanej macierzy podobieństwa o rozmiarze $m \times m$, gdzie m to liczba badanych obiektów (w tym przypadku ilość danych spektralnych). Macierz ta zawiera podobieństwa między wszystkimi obiektami w grupie. Na podstawie bliskości obiektu konstruowane są podgrupy. Hierarchiczną analizę skupień (HCA) można podzielić na następujące etapy:

- wybór parametrów opisujących dane pomiarowe i określenie kryterium podobieństwa,
- obliczenie miary podobieństwa między wszystkimi obiektami,

- wybór dwóch najbardziej „podobnych” do każdego obiektu i utworzenie pierwszej grupy,
- obliczenie miary podobieństwa wszystkich obiektów względem nowo utworzonej grupy,
- powtórzenie tego procesu aż do wyodrębnienia obiektów w zbiorze pomiarowym.

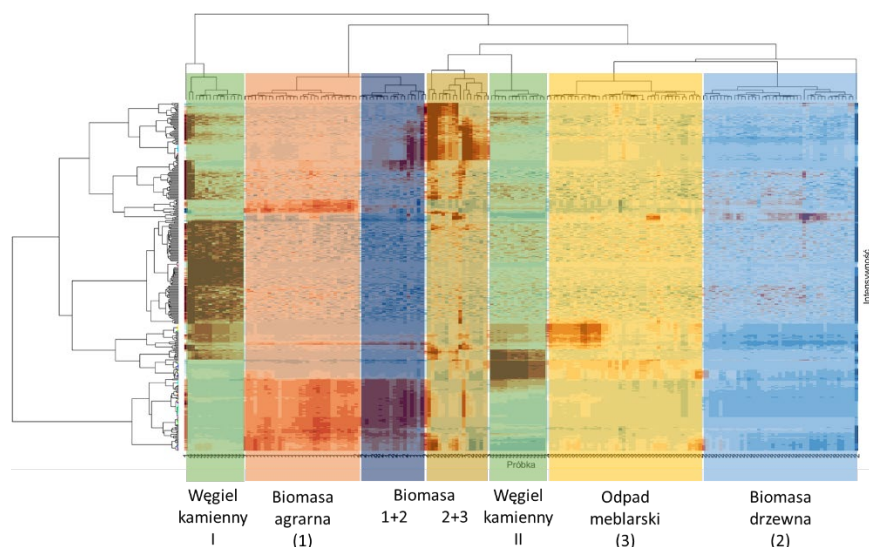
W niniejszym badaniu, w celu połączenia badanych próbek w homogeniczne pod względem podobieństwa grupy, wykorzystano metodę Warda. Metoda ta opiera się na analizie wariancji do oceny odległości między skupieniami i minimalizuje sumę kwadratów (SS) między skupieniami, dlatego jest uważana za wysoce wydajną.

Podobnie jak w przypadku analizy korelacyjnej przygotowano porównanie jej wyników w zależności od zastosowanego kryształu oraz detektora. Jak można zauważyć na rys. 8.9, w przeciwieństwie do analizy korelacyjnej widoczny jest zdecydowanie lepszy podział próbek ze względu na ich pochodzenie. Jednocześnie należy zaznaczyć, że najbardziej różnorodnym podziałem odznaczają się diagramy przygotowane na podstawie danych spektralnych uzyskanych dla kryształów AX06, LiF200 i detektora FPC. Dodatkowo dla kryształu AX06 przygotowano pogłębioną analizę, podobnie jak w przypadku wcześniejszej analizy korelacyjnej – rys. 8.10.



Rys. 8.9. Wyniki analizy skupień (CA) przedstawione w postaci diagramów „heat map” dla poszczególnych par kryształ-detektor

Fig. 8.9. Cluster analysis (CA) results presented as “heat map” diagrams for individual crystal-detector pairs



Rys. 8.10. Szczegółowa analiza skupień (CA) przedstawiona w postaci diagramu dla kryształu AX06 i detektora FPC

Fig. 8.10. Detailed cluster analysis (CA) presented as a diagram for the AX06 crystal and FPC detector

Wyniki uzyskane z tej analizy będą mogły stanowić jeden z elementów danych wejściowych do opracowania późniejszego algorytmu klasyfikacyjnego. Na tym etapie można też wskazać, które ze zmiennych, tj. pierwiastków wchodzących w skład matrycy badanych próbek, mogą odpowiadać za ich grupowanie do konkretnych klas.

Analiza składowych głównych (PCA)

Analiza składowych głównych jest jedną z kilku wielowymiarowych metod chemometrycznych, które można zastosować w celu zmniejszenia rozmiaru danych. W wyniku tej metody nowe zmienne są obliczane na podstawie kombinacji liniowych oryginalnych zmiennych. Stosując analizę składowych głównych, z oryginalnych zmiennych użytych w macierzy kowariancji można obliczyć wartość własną i wektory własne. W niektórych przypadkach podczas PCA nowa zmienna może mieć określoną interpretację fizyczną lub chemiczną.

Analizę porównawczą wyników uzyskanych na podstawie analizy metodą głównych składowych, w sposób analogiczny do wcześniejszych, przedstawiono na poniższych rysunkach. Na rys. 8.11 pokazano sposób podziału badanych próbek ze względu na pierwsze dwie główne składowe: PC1 i PC2, a na rys. 8.12 – ze względu na drugą i trzecią główną składową: PC2 i PC3. I w tym przypadku potwierdziły się wcześniejsze obserwacje, dotyczące przewagi danych spektralnych uzyskiwanych z wykorzystaniem detektora FPC i kryształów AX06 i LiF200. Obserwacje te potwierdzają wykresy Pareto (rys. 8.13), które pokazują, że dla danych spektralnych otrzymanych przy

wykorzystaniu kryształów AX06 i LiF200 (detektor FPC) do opisu 99% wariacji danych wystarczy odpowiednio 4 i 5 głównych składowych. Oczywiście, jak również można zauważyć dla kryształu InSb, wystarczą jedynie 2, ale taka sytuacja utrudnia późniejszą klasyfikację, ograniczając się wyłącznie do 2 głównych grup opisujących badane próbki.

Analiza PCA kolejny raz potwierdza poprawność założonych w pracy hipotez badawczych. Wyniki uzyskane z analizy PCA będą mogły stanowić jeden z elementów danych wejściowych do opracowania późniejszego algorytmu klasyfikacyjnego. Podobnie jak przy CA również PCA pozwala wskazać, które ze zmiennych, tj. pierwiastków wchodzących w skład matrycy badanych próbek, mogą odpowiadać za ich grupowanie do konkretnych klas.

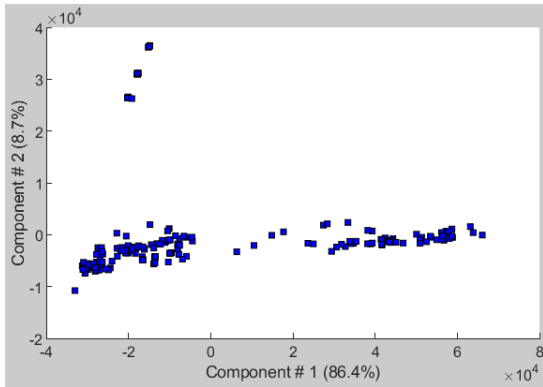


Diagram dla kryształu AX06 i detektora FPC

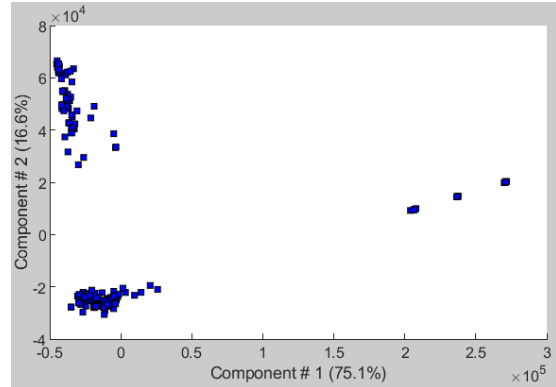


Diagram dla kryształu LiF200 i detektora FPC

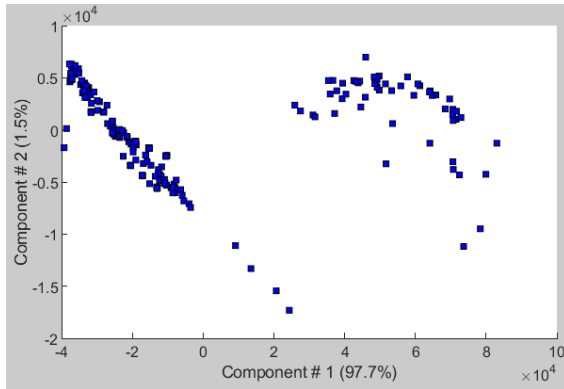


Diagram dla kryształu InSb i detektora FPC

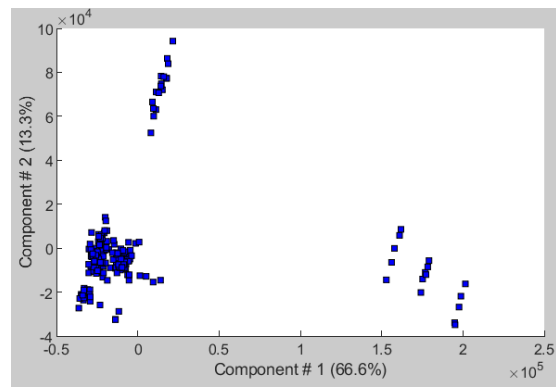


Diagram dla kryształu LiF200 i detektora SC

Rys. 8.11. Analiza porównawcza wyników uzyskanych na podstawie analizy metodą głównych składowych – diagramy dla pierwszych dwóch głównych składowych: PC1 i PC2

Fig. 8.11. Comparative analysis of results from principal component analysis – diagrams for the first two principal components: PC1 and PC2

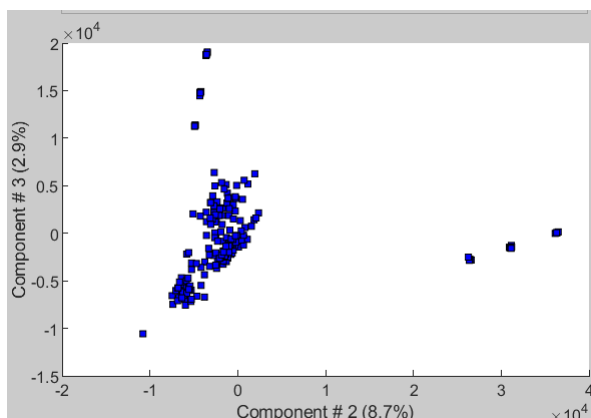


Diagram dla kryształu AX06 i detektora FPC

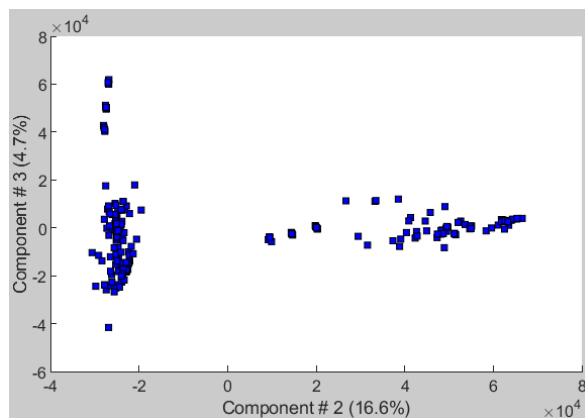


Diagram dla kryształu LiF200 i detektora FPC

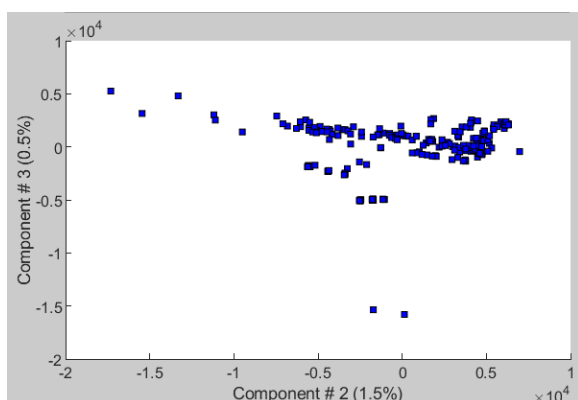


Diagram dla kryształu InSb i detektora FPC

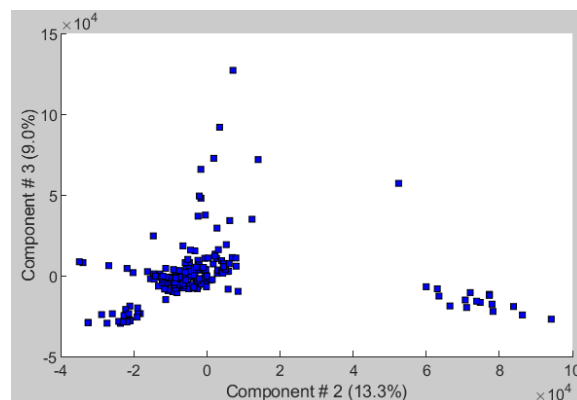


Diagram dla kryształu LiF200 i detektora SC

Rys. 8.12. Analiza porównawcza wyników uzyskanych na podstawie analizy metodą głównych składowych – diagramy dla drugiej i trzeciej głównej składowej: PC2 i PC3

Fig. 8.12. Comparative analysis of results from principal component analysis – diagrams for the second and third principal components: PC2 and PC3

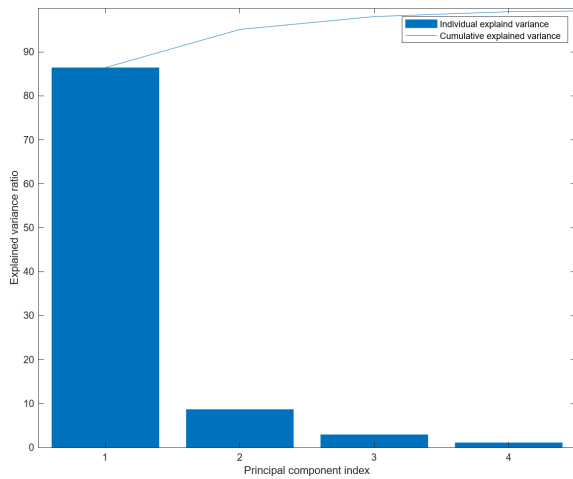


Diagram dla krysztalu AX06 i detektora FPC

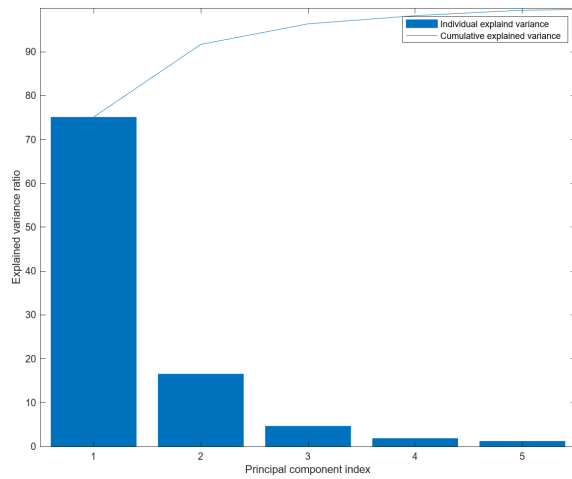


Diagram dla krysztalu LiF200 i detektora FPC

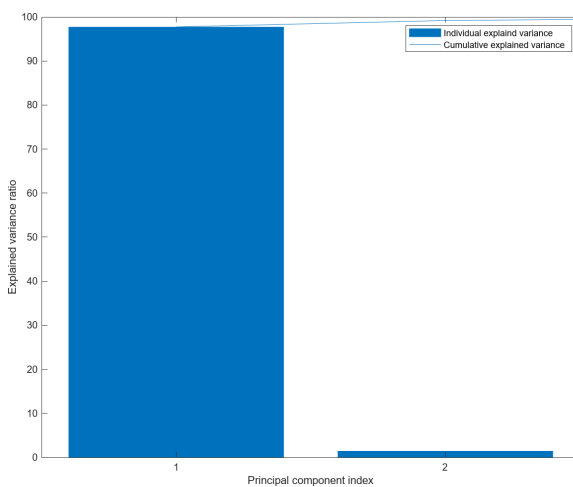


Diagram dla krysztalu InSb i detektora FPC

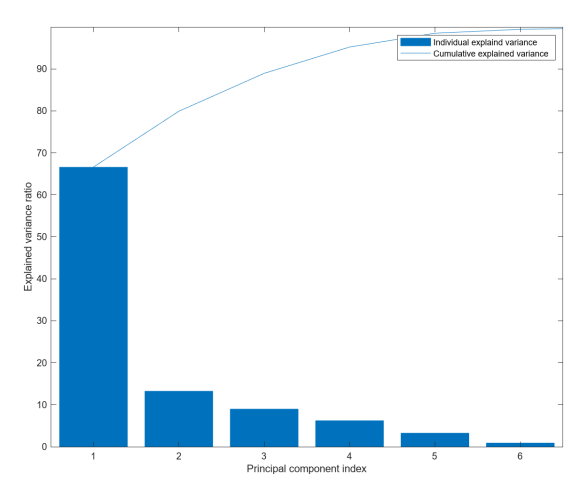


Diagram dla krysztalu LiF200 i detektora SC

Rys. 8.13. Analiza porównawcza wyników uzyskanych na podstawie analizy metodą Pareto
 Fig. 8.13. Comparative analysis of results obtained by the Pareto method

8.4. Wnioski

Problem niskiej emisji, występującej zwłaszcza na obszarach podmiejskich i w miastach, gdzie paliwa stałe wykorzystywane są w ogrzewnictwie indywidualnym, stanowi poważne zagrożenie dla zdrowia ludzi. Zagrożenie to jest szczególnie intensyfikowane przez nielegalne pozbywanie się odpadów bytowo-gospodarczych w nieprzystosowanych do tego instalacjach, takich jak kotły centralnego ogrzewania. Spalanie odpadów komunalnych w paleniskach domowych jest jednak powszechnym problemem środowiskowym, ponieważ prowadzi do znacznej emisji szkodliwych substancji do atmosfery. W celu poprawy jakości powietrza kontrole palenisk domowych są istotnym elementem działań w ograniczeniu praktyki spalania odpadów.

Chociaż przepisy prawa polskiego zakazują spalania odpadów oraz umożliwiają kontrole palenisk domowych, brak jest ogólnych wymagań dotyczących metod, które pozwalają potwierdzić lub wykluczyć proces spalania odpadów.

Metody badawcze przedstawione w ramach niniejszej pracy stanowią podstawę do opracowania innowacyjnego narzędzia umożliwiającego jednoznaczne wskazanie spalania odpadów w indywidualnych urządzeniach grzewczych. Proponowana metoda oparta jest na bezpośrednim wykorzystaniu wyłącznie widm spektroskopowych jako danych wejściowych do budowy narzędzia klasyfikacyjnego.

Przeprowadzona analiza z wykorzystaniem metod chemometrycznych, takich jak analiza skupień (CA), analiza głównych składowych (PCA) czy też analiza korelacyjna, potwierdziła, że możliwe jest zastosowanie danych spektroskopowych do opracowania późniejszego algorytmu klasyfikacyjnego. Na tym etapie badań można też wskazać, które ze zmiennych, tj. pierwiastków wchodzących w skład matrycy badanych próbek, mogą odpowiadać za ich grupowanie do konkretnych klas, jednakże ze względu na aplikacyjny charakter niniejszej pracy dokładne pierwiastki różnicujące badane materiały stanowią tajemnicę przedsiębiorstwa.

Podziękowania

Praca badawcza była współfinansowana przez Ministerstwo Edukacji i Nauki w ramach grantu nr DWD/4/21/2020–41/003. Prace były również wspierane przez Wydział Energetyki i Inżynierii Środowiska Politechniki Śląskiej (badania statutowe).

Bibliografia

1. Ustawa z dnia 14 grudnia 2012 r. o odpadach (Dz.U. 2013 poz. 21).
2. Dębowska K., Leszczyński P., Lipiński K., Łukasik K., Sajnóg S., Strzelecki J., Szymańska A., Wąsiński, M., Wincewicz A.: Ponad 0,5 mln gospodarstw domowych w Polsce pali w domu śmieciami. Tygodnik Gospodarczy Polski Instytut Ekonomiczny, 2024, 3, 3–4.
3. Cieślik E., Fabiańska M.J: Preservation of geochemical markers during co-combustion of hard coal and various domestic waste materials. Science of The Total Environment, 2021, 768, 144638.
4. Ni X.F., Wang R.W., Cai F.X., Cai J.W., Huan Jing Ke Xue: Emission Characteristics and Toxicity Effects of Halogenated Polycyclic Aromatic Hydrocarbons from Coal-Fired and Waste Incineration Power Plants. Journal of Hazardous Materials 2018, 351, 270–276.

5. Peng N., Li Y., Liu Z., Liu T., Gai C.: Emission, distribution and toxicity of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) during municipal solid waste (MSW) and coal co-combustion. *Science of The Total Environment* 2016, 565, 1201–1207.
6. Kováts N., Hubai K., Sainnokhoi T. A., Eck-Varanka B., Hoffer A., Tóth A., Teke G.: Ecotoxicity of PM10 emissions generated during controlled burning of waste PET. *Environmental Toxicology and Pharmacology*, 2023, 99, 104118.
7. Hubai K., Kováts N., Sainnokhoi TA. et al.: Phytotoxicity of particulate matter from controlled burning of different plastic waste types. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 2022, 109, 852–858.
8. EEA Report 04/2023 – European Union emission inventory report 1990-2021 under the UNECE Convention on Long-range Transboundary, Air Pollution (Air Convention), 2023, ISBN: 978-92-9480-590-4, doi:10.2800/68478
9. Nora Kováts N., Hubai K., Sainnokhoi T.A., Eck-Varanka B., Hoffer A., Tóth A., Kakasi B., Teke G.: Ecotoxic emissions generated by illegal burning of household waste. *Chemosphere*, 2022, 298, 134263.
10. Poland's informative inventory report: Air pollutant emissions in Poland 1990–2021, Ministry of Climate And Environment, Warsaw 2023.
11. European Environment Agency, Persistent organic pollutant emissions in Europe, 2023, <https://www.eea.europa.eu>
12. Ustawa z dnia 27 kwietnia 2001 r. Prawo ochrony środowiska (Dz.U. 2001 Nr 62 poz. 627).
13. Ustawa z dnia 13 września 1996 r. o utrzymaniu czystości i porządku w gminach (Dz.U. 1996 Nr 132 poz. 622).
14. Ustawa z dnia 6 marca 2018 r. Prawo przedsiębiorców (Dz.U. 2018 poz. 646).
15. Rozporządzenie Ministra Spraw Wewnętrznych i Administracji z dnia 11 października 2018 r. (Dz.U. z 2018 r. Poz. 1996).
16. Mazur I., Jagustyn B., Sajdak M.: The detection of ash derived from the illegal co-combustion of solid waste with coal in domestic boilers with the aid of spectrometric approaches and statistical learning. *Environmental Nanotechnology, Monitoring & Management*, 2023, 19, 100758.
17. Szulik W., Jelonek I.A.: Petrographic and Chemical Research on Furnace Wastes From Individual Heating Furnaces and Boilers – Method for Identification of Co-Burning Municipal Waste. *New Trends in Production Engineering*, 2020, 3, 110–119.
18. Sajdak M., Micek B., Hrabak J.: Semi-quantitative and qualitative XRF analyses of alternative and renewable second-generation solid biofuels: Model development and validation. *Journal of the Energy Institute*, 2019, 92 (6), 1619–1629.
19. Sajdak M., Piotrowski O.: C&RT model application in classification of biomass for energy production and environmental protection. *cent.eur.j.chem.* 11, 259–270 (2013). <https://doi.org/10.2478/s11532-012-0147-6>.
20. Muzyka R., Chrubasik M., Pogoda M., Tarnowska J., Sajdak M.: Py–GC–MS and PCA Analysis Approach for the Detection of Illegal Waste Combustion Processes In Central Heating Furnaces. *Chromatographia* 82, 1101–1109 (2019). <https://doi.org/10.1007/s10337-019-03747-4>.

9. DO TREES AFFECTED BY DROUGHT ARE SENSITIVE TO RISING ATMOSPHERIC CARBON DIOXIDE CONCENTRATION?

9.1. Introduction

Every year we observe caused by climate change an intensification of extreme weather phenomena [1] as well as increasingly higher temperatures. The Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) assessment report states, that the years 2011 to 2020 were the warmest in recorded human history [2]. Among the greenhouse gases, CO₂ has been the primary cause of the temperature increase in recent decades [2]. Unfortunately, since 1850 we have been dealing with an unprecedented increase in the atmospheric carbon dioxide concentration (c_a), caused by anthropogenic human activity [3]. Over the next century, temperature increases caused by greenhouse gasses might potentially reach 1.6–6.0°C [3]. Higher temperatures and extreme weather phenomena have a negative impact on forest ecosystems [4-6]. The impact of high atmospheric CO₂ emissions on trees is still questionable [7-8], so further research is needed to help understand how trees respond to rising carbon dioxide emissions.

Plants react in a variety of ways to rising atmospheric CO₂ levels [9]. Many studies report, that with a rise of atmospheric CO₂ plants can increase their water-use efficiency (iWUE) [10-13]. However, long-term variations in iWUE calculated from tree-ring $\delta^{13}\text{C}$ have not been linked to improved tree growth, in the contrast to experimental investigations [14]. Across biomes, nearly identical increases in iWUE have been documented [15], although variable responses to tree growth and, frequently, an overall drop have been noted [14]. These results are considered as proof of widespread (warming-induced) drought stress, which may limit tree growth while increasing iWUE despite CO₂ stimulation [15].

There are studies suggesting that previous research justifying the increase in iWUE mainly in the increase in CO₂ may have significantly overestimated it. Silva LCR and Horwath WR [16] used simulations to examine reported in recent literature increasing trends in iWUE. The authors found that regardless of changes in ^{13}C discrimination that characterize physiological responses to increased CO₂ levels, there was an increase in

iWUE [16]. Adams MA [17] analyzed data from a global data series of 422 tree rings that indicated iWUE increases with atmospheric CO₂ increase. These analyzes showed that despite the increase in both parameters, the growth rate of iWUE in relation to CO₂ decreased by half over the 20th century [17]. The authors explain this phenomenon by trees reaching a physiological threshold to respond to additional CO₂ [17].

Despite the presence of several studies in literature, research on the influence of atmospheric CO₂ on trees on a local scale is still scarce and could be beneficial in understanding this effect. In this context, the aim of this study is to examine the relationship between increasing atmospheric carbon dioxide emissions over the last 50 years and iWUE obtained from tree-ring $\delta^{13}\text{C}$ of trees growing in 2 nearby drought-affected areas in southern Poland.

9.2. Materials and Methods

9.2.1. Study sites

The samples were collected in 2 study sites: Świerklaniec (50°29'42.7"N 18°57'39.1"E) and Opole (50°37'19.8"N 18°02'20.8"E) (Fig. 9.1). Both sites are located in the Silesian Region in south of Poland, 80 km apart from each other. This region is described as the most polluted in Poland [18] and is characterized by the presence of numerous industrial plants and mines, as well as high population density, and significant urbanization [19]. In terms of the amount of forest cover per unit area, the region is fifth in Poland [20]. In both sampling sites, sandur sands and gravel soils predominate [20]. In recent years, due to drought, both in Świerklaniec and Opole, foresters had to cut down huge amounts of trees, which withered and were attacked by pests [21]. The forests of Świerklaniec are dominated by pine, which constitutes 75% of the trees in the forest district, 12% are birches, and a smaller percentage are oak, spruce and other species [20]. The forest structure is similar in Opole, where 86% is covered by pine trees, and the remainder has 5% oaks, 4% birch, 3% alders, and 2% other species [20]. The factor causing differences between the 2 sampling sites is the presence of an actively operating zinc smelter "Miasteczko Śląskie" 3 km west of the Świerklaniec site. The smelter is a point source of emissions that is not present in Opole and may affect the functioning of trees. Since 1975 in the south of Poland occurred three extreme droughts [22] and many less severe droughts. The summer of 2015 and the autumn of 1982 and 2011 were the seasons with an extreme drought, noteworthy the drought in 2015 was

the longest in the history (data from the past 50 years) of Poland [22]. The effects of this drought are particularly visible in the forests of Opole, where the amount of deadwood cut down has increased 17 times compared to the years preceding the drought [23].



Fig. 9.1. Sampling sites in Opole and Świerklaniec in southern Poland

Rys. 9.1. Lokalizacja miejsc poboru próbek w Opolu i Świerkłańcu na południu Polski

9.2.2. Tree sampling procedure and sample preparation

In both sampling sites, there were many trees that were dead or declining due to drought, but for our research we took samples from trees that were in better health condition. The average age of the trees selected for analysis in Świerklaniec was 74 years, while in Opole it was 70 years. Using a 5 mm Pressler driller, we took samples from 5 trees in each site. Four different orientations of coring parallel to the tree's plane were used to gather samples at a height of 1.3 meters. In order to improve visibility of the annual rings every sample was sanded with sandpaper of several grits (P60, P220, P400, P600) or manually using a sharp blade. Annual rings were determined using the LINTAB system (stereo microscope connected to a computer with the TSAP-Win software to record measurements of ring width). Since it was not possible to divide the

samples into individual increments due to the very tiny width of some of the increments, each sample was divided into three-year intervals, beginning with 1975–1977 and ending with 2020–2022. The samples were then examined in an IsoPrime mass spectrometer connected to a EuroVector elemental analyzer. In the case of Świerklaniec samples, the material analyzed in the mass spectrometer was α -cellulose, prepared in accordance with the methodology proposed by Green (1963) [24]. This methodology, although ensuring good homogeneity of the research material, was time-consuming and required a large consumption of chemical reagents. Since, according to numerous studies (e.g. [25–28]), $\delta^{13}\text{C}$ values obtained from whole wood and α -cellulose are very similar, and can be compared, in the case of samples from Opole (which were prepared later), the material analyzed in the mass spectrometer was whole wood.

9.2.3. Water use efficiency calculation

The values of carbon isotopes were presented in the delta notation (in ‰) in relation to the worldwide Vienna Pee Dee Belemnite (V-PDB) standard:

$$\delta^{13}\text{C} = (R_{\text{sample}} / R_{\text{standard}} - 1) * 1000, \quad (9.1)$$

where R is the ratio of the heavy to light isotopes in the sample and in the standard [29]. Isotope fractionation is the phenomenon whereby variations in an element's isotope composition arise naturally as a result of operations that yield the substance containing the element [29, 30]. The formula describing the isotopic fractionation of carbon in trees relative to carbon in atmospheric CO_2 is as follow:

$$\Delta = \frac{(\delta^{13}\text{C}_a - \delta^{13}\text{C}_p)}{(1 - \delta^{13}\text{C}_p/1000)}, \quad (9.2)$$

where the carbon isotopic ratios in the tree-ring and in the atmospheric CO_2 are represented by, respectively, $\delta^{13}\text{C}_p$ and $\delta^{13}\text{C}_a$. The equation ($\delta^{13}\text{C}_a = -0.0266t - 1.318$; where values for time t starts from 1750 (t=0)) provided by Skrabale et al. [31], was used to calculate the annual $\delta^{13}\text{C}_a$ values. We calculated the iWUE ($\mu\text{mol CO}_2 * \text{mol H}_2\text{O}^{-1}$), being the ratio between the photosynthetic rate (A) and its stomatal conductance (g), using the $\delta^{13}\text{C}$ values of the divided tree ring. This was done using the following equation:

$$\text{iWUE} = \frac{(c_a - c_i)}{1.6} = \frac{A}{g}, \quad (9.3)$$

where: 1.6 is the ratio of the diffusivities of water and CO₂ in the atmosphere; c_a is the concentration of CO₂ in the atmosphere (estimated values are obtained from Robertson et al. [32]); and c_i is the concentration of CO₂ inside cells. The c_i was determined based on the following equation:

$$c_i = c_a(\delta^{13}C_{\text{tree}} - \delta^{13}C_{\text{air}} + a)/(b - a), \quad (9.4)$$

where: a is the fractionation factor due to CO₂ diffusion through stomata ($a=-4.4$), b is the fractionation factor due to Rubisco enzyme during photosynthesis ($b=27$) [30].

9.3. Results

Since 1975, we have observed an almost linear ($R^2=0.99$) increase in atmospheric carbon dioxide (Fig. 9.2A). Compared to 1975, the value of atmospheric CO₂ increased by 25%, reaching $413 \frac{\mu\text{mol}}{\text{mol}}$ in 2021. Emissions of SO₂ from the zinc smelter near Świerklaniec site were the highest until the early 1990s (average emission of 5472 Mg/year), in 1992 there was a significant drop in emissions, and the average SO₂ value until 2021 dropped to 647 Mg/year (Fig. 9.2B).

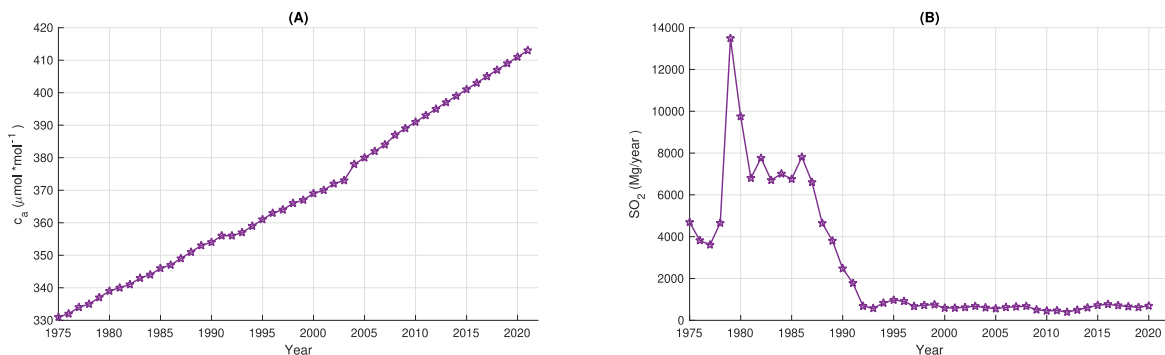


Fig. 9.2. A) Annual CO₂ concentration in the atmospheric air. Data obtained from McCarroll D. and Loader NJ. [30]; B) Annual SO₂ emission form zinc smelter "Miasteczko Śląskie" near Świerklaniec

Rys. 9.2. A) Roczne wartości koncentracji CO₂ w powietrzu atmosferycznym. Dane pozyskane z McCarroll D. and Loader NJ. [30]; B) Roczna emisja SO₂ z huty cynku "Miasteczko Śląskie" w pobliżu Świerklańca

The mean iWUE values for Świerklaniec and Opole do not differ statistically significantly ($p>0.05$). In the initial period of the analysis (1975-1988), when the atmospheric CO₂ concentration was the lowest, iWUE values for Opole were significantly lower ($p<0.05$) than for Świerklaniec (Fig. 9.3A). In the following years, we no longer observed any differences between the 2 sites. The lowest iWUE value

calculated for Świerklaniec was $66.2 \frac{\mu\text{mol}}{\text{mol}}$, for Opole it amounted to $58.0 \frac{\mu\text{mol}}{\text{mol}}$. The highest iWUE value in Świerklaniec was $92.5 \frac{\mu\text{mol}}{\text{mol}}$, while in Opole it was $100.8 \frac{\mu\text{mol}}{\text{mol}}$. The plot of iWUE against atmospheric CO₂ showed a clear relationship between these parameters for both sites (Fig. 9.3A). In the case of Świerklaniec, for the entire time range, we observed an increasing trend ($R^2=0.91$), which was also observed for Opole, however, the value of the coefficient of determination was slightly lower ($R^2=0.82$) (Fig. 9.3A). The plots depicting the relationship between c_i and c_a are similar for both sites, and we do not observe statistically significant ($p>0.05$) differences between them (Fig. 9.3B). Similar to iWUE, c_i values showed a strong dependence on changes in atmospheric CO₂ (Fig. 9.3B). In both sites an increasing trend of intercellular CO₂ concentration was observed, however, in the case of Świerklaniec it was more significant ($R^2=0.91$) than for Opole ($R^2=0.67$).

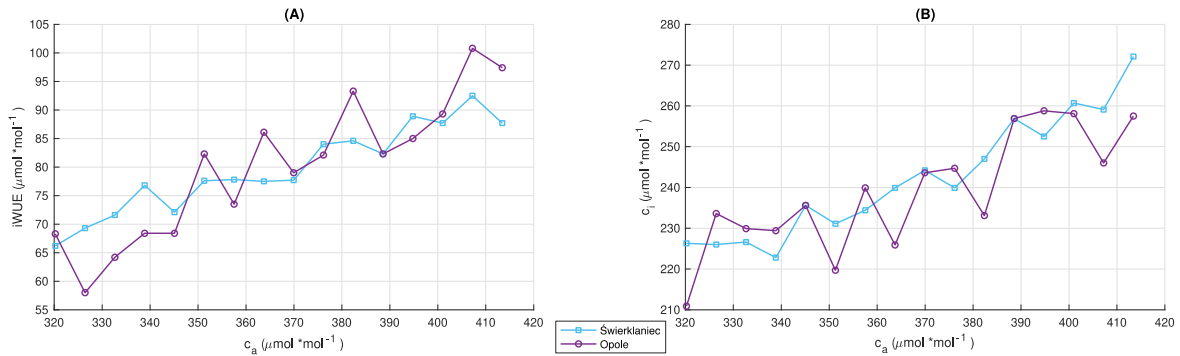


Fig. 9.3. Annual values of A) iWUE, B) intercellular CO₂ concentrations (c_i), plotted against values of atmospheric carbon dioxide concentrations (c_a)
 Rys. 9.3. Roczne wartości A) iWUE, B) koncentracji CO₂ w przestrzeniach międzykomórkowych liścia (c_i), przedstawione względem wartości stężeń dwutlenku węgla w atmosferze (c_a)

9.4. Discussion and conclusion

Trees from both locations showed an increase in iWUE and c_i relative to atmospheric CO₂. In the initial period of analysis (1975–1988), iWUE values were significantly higher ($p<0.05$) for trees in Świerklaniec than in Opole site. This coincides with the highest SO₂ emissions from the zinc smelter near Świerklaniec. When SO₂ emissions decreased significantly, there were no longer significant differences in iWUE values for both locations. This is consistent with previous studies that observed an increase in $\delta^{13}\text{C}$ (consequently increase in iWUE) in trees exposed to increased SO₂ emissions. Savard M. et al. [33] analyzed trees growing near a zinc smelter in Canada; the authors observed

a remarkable positive shift in $\delta^{13}\text{C}$ of up to 4‰, which was attributed to SO_2 emission. Boettger T. et al. [34] showed a significant increase in $\delta^{13}\text{C}$ of pines in the years of the highest SO_2 emissions in German areas, as well as a decrease in $\delta^{13}\text{C}$ along with a drop of SO_2 emissions in later years. The increase in $\delta^{13}\text{C}$ (and therefore iWUE) in response to SO_2 emissions can be explained by the closure of the stomata and the consequent decrease in plant physiological activity [35].

The increasing trend that occurred for iWUE was also observed for c_i (relative to c_a) for trees at both locations throughout the entire analysis period. Similar relationships were observed by Waterhouse JS et al. [9], who analyzed the impact of atmospheric CO_2 on Scots pines (*Pinus sylvestris* L.) in northern Europe in the years 1895–1994. The authors observed a clear increasing trend between iWUE and c_a , which was steepest at lower iWUE concentrations (up to $315 \frac{\mu\text{mol}}{\text{mol}}$), and with increasing iWUE this trend increasingly flattened. The authors observed also, that until the mid-1970s the c_i/c_a ratio was constant, however, after exceeding the c_a value of $340 \frac{\mu\text{mol}}{\text{mol}}$, a clear increasing trend occurred. The behavior of c_i and iWUE since the mid-1970s was explained by the possibility of two processes occurring: a reduction in the stomatal index and stomatal density, which reach their lower limits, respectively, at c_a values above approximately $340 \frac{\mu\text{mol}}{\text{mol}}$, or the biphasic nature of the reaction A to the increase in c_a (initially a linear increase in A, the steepness of which decreases with increasing c_a). Adams M. et al., [17] also observed a slowing in iWUE growth in response to rising c_a that began around 1965. The explanation for this slowdown was a fact, of existence the limits to CO_2 -driven changes in the hydrological cycles of the world's mature forests [17]. As trees reach intrinsic physiological limits to their ability to adapt to more CO_2 , proposed changes in transpiration as a result of stomatal closure and reduced g_s , which include increases in runoff at continental scales, may slow down or even cease. Since our analyzes cover a more recent period, we cannot refer to previous years, but it can be suspected that the physiological threshold of tree resistance to atmospheric carbon dioxide was exceeded throughout the entire period of our analyses. This explains the increasing trends of both iWUE and c_i throughout the analysis period. There are studies in the literature (e.g. [36, 37]) that report a short-term, larger increase in iWUE values in recent years. This phenomenon is explained by the severe droughts that are affecting Europe. These results coincide with our observations, where, especially for trees from Opole (where droughts were more severe), since 2005 the increase in iWUE has been more dynamic than in previous years.

Bibliography

1. Dai A.: Increasing Drought under Global Warming in Observations and Models. *Nature Climate Change* 2013, 3, 52–8.
2. Parmesan C., Morecroft M.D., Trisurat Y.: *Climate Change 2022: Impacts, Adaptation and Vulnerability*. GIEC 2022. WEB site: <https://hal.science/hal-03774939/document>.
3. Willeit M., Ganopolski A., Calov R., Brovkin V.: Mid-Pleistocene transition in glacial cycles explained by declining CO₂ and regolith removal. *Science Advances* 2019, 5.4, 7337.
4. Benisiewicz B., Pawelczyk S., Niccoli F., Kabala J.P., Battipaglia G.: Investigation of Trees' Sensitivity to Drought: A Case Study in the Opole Region, Poland. *Geochronometria* 2024, 50, 135–43.
5. Niccoli F., Pacheco-Solana A., De Micco V., Battipaglia G.: Fire affects wood formation dynamics and ecophysiology of *Pinus pinaster* Aiton growing in a dry Mediterranean area. *Dendrochronologia* 2023, 77, 126044.
6. Cavin L., Mountford E.P., Peterken G.F., Jump A.S.: Extreme drought alters competitive dominance within and between tree species in a mixed forest stand. *Functional Ecology* 2013, 27, 6, 1424–35.
7. Wang G., Chhin S., Bauerle W.: Effect of natural atmospheric CO₂ fertilization suggested by open-grown white spruce in a dry environment. *Global Change Biology* 2006, 12, 601–10.
8. Knapp P., Soule P., Grissino-Mayer H.: Detecting potential regional effects of increased atmospheric CO₂ on growth rates of western juniper. *Global Change Biology* 2001, 7, 903–17.
9. Waterhouse J., Switsur V.R., Barker A.C., Carter A.H.C., Hemming D., Loader N.J., Robertson I.: Northern European trees show a progressive diminishing response to increasing atmospheric carbon dioxide concentrations. *Quaternary Science Reviews* 2004, 23.
10. Cao M., Woodward F.I.: Dynamic responses of terrestrial ecosystem carbon cycling to global climate change. *Nature* 1998, 393(6682), 249–52.
11. O'Connor R.C., Blumenthal D.M., Ocheltree T.W., Nippert J.B.: Elevated CO₂ counteracts effects of water stress on woody rangeland-encroaching species. *Tree Physiology* 2022, 150.
12. Morison J.I.L.: Response of plants to CO₂ under water limited conditions. *Vegetatio* 2004, 104, 193–209.
13. Silva L., Anand M., Morales Oliveira J., Pillar V.: Past century changes in *Araucaria angustifolia* (Bertol.) Kuntze water use efficiency and growth in forest and grassland ecosystems of southern Brazil: Implications for forest expansion. *Global Change Biology* 2009, 15, 2387–96.
14. Silva L., Anand M.: Probing for the influence of atmospheric CO₂ and climate change on forest ecosystems across biomes. *Global Ecology and Biogeography* 2013, 22, 83–92.
15. Penuelas J., Canadell J., Ogaya R.: Increased water-use efficiency during the 20th century did not translate into enhanced tree growth. *Global Ecology and Biogeography* 2011, 20, 597–608.
16. Silva L., Horwath W.: Explaining Global Increases in Water Use Efficiency: Why Have We Overestimated Responses to Rising Atmospheric CO₂ in Natural Forest Ecosystems? *PloS one* 2013, 8, e53089.

17. Adams M., Buckley T., Turnbull T.: Diminishing CO₂-driven gains in water-use efficiency of global forests. *Nature Climate Change* 2020, 10, 1–6.
18. Dulias R., Hibszer A.: *Województwo Śląskie: przyroda, gospodarka, dziedzictwo kulturowe (Silesian Voivodeship Nature, Economy, Cultural Heritage)*. Wydawnictwo „Kubajak” 2004 [in Polish]. Available from: <https://integro.ciniba.edu.pl/integro/191800879817/dulias-renata/wojewodztwo-slaskie>.
19. Miernik K.: Zanieczyszczenie atmosfery Województwa Śląskiego od początku XXI wieku na przykładzie pyłów zawieszonych (PM10) (Atmosphere pollution in the Silesian Voivodeship since the beginning of the XXI century on the example of suspended dust (PM10)). *“Inżynieria Środowiska Młodym Okiem” Tom 32 Ochrona Środowiska*. 96.
20. Lasy Państwowe. *Bank Danych o Lasach (Forest Data Bank): Lasy Państwowe 2023*. Available from: <https://www.bdl.lasy.gov.pl/portal/>.
21. RDLP Katowice. *Ochrona lasów na terenie RDLP w Katowicach (Protection of forests in the RDLP in Katowice) 2022*. Available from: <https://www.katowice.lasy.gov.pl/ochrona-lasul#.VqXyuFIXukQ>.
22. Kalbarczyk R., Kalbarczyk E.: Research into Meteorological Drought in Poland during the Growing Season from 1951 to 2020 Using the Standardized Precipitation Index. *Agronomy* 2022, 12, 9.
23. Zespół Ochrony Lasu w Opolu. *Sośniny w dalszym ciągu zagrożone (Sośniny are still under threat) 2019*. Available from: <https://www.zolopole.lasy.gov.pl>.
24. Green J.W.: Wood cellulose. Ed. R.L. Whistler. Academic Press, New York: *Methods in Carbohydrate Chemistry* 1963, 9–21.
25. Weigt R.B., Bräunlich S., Zimmermann L., Saurer M., Grams T.E.E., Dietrich H.P., Siegwolf R.T.W., Nikolova P.S.: Comparison of $\delta^{18}\text{O}$ and $\delta^{13}\text{C}$ values between tree-ring whole wood and cellulose in five species growing under two different site conditions. *Rapid Communications in Mass Spectrometry* 2015, 29(23), 2233–44.
26. Guerrieri R., Jennings K., Belmecheri S., Asbjornsen H., Ollinger S.: Evaluating climate signal recorded in tree-ring $\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{18}\text{O}$ values from bulk wood and α -cellulose for six species across four sites in the northeastern US. *Rapid Communications in Mass Spectrometry* 2017, 31(24), 2081–91.
27. Friedman J.M., Stricker C.A., Csank A.Z., Zhou H.: Effects of age and environment on stable carbon isotope ratios in tree rings of riparian *Populus*. *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology* 2019, 524, 25–32.
28. Mischel M., Esper J., Keppler F., Greule M., Werner W.: $\delta^2\text{H}$, $\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{18}\text{O}$ from whole wood, α -cellulose and lignin methoxyl groups in *Pinus sylvestris*: a multi-parameter approach. *Isotopes in Environmental and Health Studies* 2015, 51(4), 553–68.
29. Piotrowska N., Pazdur A., Pawelczyk S., Rakowski A., Sensuła B., Tudyka K.: Human Activity Recorded in Carbon Isotopic Composition of Atmospheric CO₂ in Gliwice Urban Area and Surroundings (Southern Poland) in the Years 2011–2013. *Radiocarbon* 2019, 62, 1–16.
30. McCarroll D., Loader N.J.: Stable isotopes in tree rings. *Quaternary Science Reviews* 2004, 23(7–8), 771–801.
31. Skrable K., Chabot G., French C.: Anthropogenic fossil carbon dioxide and claims of its dominance and role in global warming. 2020. WEB site: <https://www.radsafety.com/wp-content/uploads/2020/12/Skrable-article.pdf>
32. Robertson I., Waterhouse J.S., Barker A.C., Carter A.H.C., Switsur V.R.: Oxygen isotope ratios of oak in east England: Implications for reconstructing the isotopic composition of precipitation. *Earth and Planetary Science Letters* 2001, 191(1–2), 21–31.

33. Savard M., Bégin C., Parent M., Smirnoff A., Marion J.: Effects of Smelter Sulfur Dioxide Emissions: A Spatiotemporal Perspective Using Carbon Isotopes in Tree Rings. *Journal of environmental quality* 2004, 33, 13–26.
34. Boettger T., Haupt M., Friedrich M., Waterhouse J.S.: Reduced climate sensitivity of carbon, oxygen and hydrogen stable isotope ratios in tree-ring cellulose of silver fir (*Abies alba* Mill.) influenced by background SO₂ in Franconia (Germany, Central Europe). *Environmental Pollution* 2014, 185, 28–94.
35. Siegwolf R., Savard M., Grams T., Voelker S.: Impact of Increasing CO₂, and Air Pollutants (NO_x, SO₂, O₃) on the Stable Isotope Ratios in Tree Rings 2022, 675–710.
36. Peters W., Velde I., Schaik E., Miller J., Ciais P., Ferro Duarte H., et al.: Increased water-use efficiency and reduced CO₂ uptake by plants during droughts at a continental scale. *Nature Geoscience* 2018, 11.
37. Yang Y., Guan H., Batelaan O., McVicar T., Long D., Piao S., Liang W., Liu B., Jin Z., Simmons C.T.: Contrasting response of water use efficiency to drought across global terrestrial ecosystems 2016, 6.1, 23284.

10. HIGH PERFORMANCE THIN LAYER CHROMATOGRAPHY: DETECTION, QUANTIFICATION, AND IMPLEMENTATION IN ASSESSING POLLUTANTS AND ENVIRONMENTAL FATE

10.1. Introduction

Analytical chemists work to improve the existing techniques to meet the future demands for sustainable chemical measurements that arise constantly in our society. Analytical chemists focus on new applications, discoveries, and analysis methods to increase the specificity and sensitivity of a method [1]. Analytical chemists are also equally concerned with modifying and developing new instruments [2]. High-performance thin-layer chromatography (HPTLC), based on thin-layer chromatography, offers numerous benefits including automation, scanning capabilities, comprehensive optimization, selective detection principles, minimal sample preparation, and the potential for hyphenation, among others., make it a powerful analytical tool for chromatographic information of complex inorganic, organic, and biomolecule mixtures. HPTLC allows a fast, inexpensive method of analysis in the laboratory as well as in the field. The most recent HPTLC method is sensitive, totally dependable, and appropriate for both qualitative and quantitative analysis when paired with automated sample application and densitometric scanning. As a chromatographic model for assessing partitioning qualities in support of combinatorial chemistry, environmental fate, and health effect investigations, it argues, HPTLC has great potential. HPTLC technique will identify specific compounds and potentially harmful chemicals in diverse anthropogenic formulations. Once developed, the HPTLC method will serve as a dependable and effective instrument for evaluating adherence to regulatory standards and guaranteeing the safety and quality of anthropogenic products. The chapter highlights its basic principles, protocol, separation, resolution, validation process, optimization, process control, automation, and recent developments.

Many publications have reported that it provides excellent separation and qualitative and quantitative analysis of a wide range of compounds, such as herbal and botanical dietary supplements, nutraceuticals, traditional western medicines, traditional chinese

medicines, and ayurvedic (Indian) medicines [3]. Various and universal selective detection techniques are used, and in situ spectra are recorded sequentially to obtain accurate fraction identification; the entire sample is stored on the layer without time constraints; standards and samples are processed identically on the same plate, improving quantification accuracy and precision; and a wide range of solvents can be used for HPTLC development. Furthermore, it considerably lowers the hazards of exposure and the difficulties associated with disposing of toxic organic effluents, which lowers the likelihood of environmental pollution. Because of this, HPTLC-based techniques make a good substitute and are being investigated as a crucial instrument in regular analysis [4–5].

The ICH Q2(R1) guideline, titled “Validation of Analytical Procedures: Text and Methodology,” provides essential recommendations for validating analytical procedures within the context of registration applications submitted in the European Union (EU), Japan, and the United States. This validation method is crucial for the HPTLC validation of anthropogenic pollutants. This guideline ensures the reliability and accuracy of analytical methods, encompassing key validation parameters such as linearity, accuracy, limit of detection (LOD), limit of quantification (LOQ), and robustness. This is particularly significant given the potential health implications of these pollutants, reinforcing the necessity for rigorous method validation in line with ICH Q2(R1) guidelines.

10.2. HPTLC application in environmental analysis

High-performance Thin-Layer Chromatography (HPTLC) is extensively utilized in pharmaceutical drugs [6] phytochemical analysis, food products [7, 8], plant substance analysis [9] due to its numerous advantages, including its unique ability to present results as an image, setting it apart from other chromatographic methods. HPTLC is favoured for its simplicity, low operational costs, ability to perform parallel analyses of multiple samples, high sample capacity, rapid results, and capability for multiple detection methods [10]. Additionally, HPTLC provides both qualitative identification and quantitative results, making it effective in identifying adulterants. For complex samples, where traditional one-dimensional chromatography is inadequate, specialized development modes such as multidimensional and multimodal HPTLC techniques (implemented either in one direction or through typical two-dimensional methods on mono- or bi-layers) offer enhanced resolving power [11]. HPTLC is increasingly

essential in environmental monitoring due to its effectiveness in detecting and analyzing pharmaceutical contaminants [6]. Its precision in identifying and quantifying pharmaceutical compounds makes it an indispensable tool for environmental researchers concerned with tracking the fate and impact of pharmaceuticals in ecosystems.

Pharmaceuticals such as salbutamol [13], paracetamol, diclofenac potassium, famotidine [14], ofloxacin and ornidazole [15] can enter the environment through improper disposal, human excretion, and waste effluents. These substances often persist in various environmental matrices, raising concerns about their long-term impacts on wildlife and human health. The ability of HPTLC to detect these compounds at trace levels ensures the sensitive and specific identification of active pharmaceutical ingredients (APIs) in water. HPTLC is crucial in monitoring pharmaceutical pollution by assessing the levels of pharmaceuticals in wastewater treatment plant effluents and surface waters. This technology tracks the presence of APIs in groundwater and drinking water sources, providing reliable data on the environmental distribution of these substances [16]. Moreover, HPTLC ensures environmental compliance by verifying that pharmaceutical concentrations in the environment adhere to regulatory standards. This supports the development of environmental risk assessments and mitigation strategies, thereby protecting ecosystems from potential harm. Additionally, HPTLC is employed in stability testing to evaluate the degradation and persistence of pharmaceuticals under various environmental conditions, investigating the formation of potentially harmful degradation products [17]. For instance, HPTLC has been used in analyzing medicinal plants and herbs for potential pharmaceutical contaminants, assessing pesticide mixtures, and determining salbutamol serum levels in clinical trials [17–19]. Its versatility extends to the estimation of active constituents in various dosage forms and their stability, which is crucial for understanding their environmental fate. By applying HPTLC to the study of pharmaceutical contaminants, researchers gain insights into the behavior, distribution, and long-term effects of these substances in the environment.

The utilization of HPTLC for fingerprint analysis of natural products is increasingly acknowledged for its efficacy in detecting adulterants throughout the pharmaceutical drug lifecycle, starting from the cultivation of raw materials to the production of therapeutic doses [16]. HPTLC plays a pivotal role in identifying trace concentrations and probing instances of substance abuse, including drugs, alcohol, and even chemical warfare agents, particularly in wastewater contexts. Moreover, HPTLC finds application in detecting cannabis in urine samples and quantifying preservatives in diverse

pharmaceutical formulations [16]. Furthermore, HPTLC serves as a valuable tool for analyzing water-soluble food dyes, vitamins, and pesticide residues in vegetables, in addition to its utility in scrutinizing stem cell lipids and ascertaining the identity and quality of botanicals and other food items [20, 21]. Its extensive usage extends to the regulation of chemical purity, steroids, pesticides, and water quality. HPTLC stands out for its effectiveness in identifying various substances, including cannabis, tobacco, caffeine, toxins, and food adulterants [9, 22]. Its versatility and reliability make it indispensable in diverse sectors, including pharmaceuticals, food safety, and forensic investigations.

Ruggedness is crucial for validating an HPTLC method, ensuring reliability and consistency under varied conditions. To evaluate ruggedness, several experiments are recommended across different stages of the HPTLC process. During sample preparation, it is essential to maintain consistent solvent composition, precise solvent quantity measurement, pH control, standardized shaking time, and constant temperature, along with performing the same number of extractions each time. In the sample application phase, applying a uniform sample volume and maintaining consistency in the shape and size of the spots are vital [23], as well as ensuring the stability of bands and spots after application. Conducting separations on at least three different plates confirms the reproducibility of the separation process, with essential conditions including control of chromatographic chamber saturation, consistent eluent composition and volume, controlled separation temperature, regulated humidity, and consistent development distance. For spot visualization, uniform application of post-chromatographic derivatization techniques, consistent spraying and dipping methods, and controlled reaction temperature and time are critical. Quantitative evaluation requires standardizing the drying process of the plates and using consistent detection methods and wavelengths to ensure reliable and reproducible results [24].

The research [25] focuses on developing and validating an improved method for the simultaneous analysis of synephrine and octopamine, two significant alkaloids found in bitter orange peel. The method utilizes High-Performance Thin-Layer Chromatography (HPTLC) with densitometric detection. In the study, separation was conducted on silica gel 60F254 plates, a common medium for HPTLC analysis. The mobile phase comprised methanol, ethyl acetate, methylene chloride, and concentrated ammonia in a ratio of 2:2:1:0.05 (v:v:v:v), ensuring optimal separation of the target compounds. Clear and definite separation on the chromatographic plate was shown by the retention factor (R_f) values obtained for synephrine and octopamine, which were 0.292 ± 0.0083 and 0.413 ± 0.0089 , respectively. Clear and definite separation on the

chromatographic plate was shown by the retention factor (Rf) values obtained for synephrine and octopamine, which were 0.292 ± 0.0083 and 0.413 ± 0.0089 , respectively. Detection and quantification of the alkaloids were achieved through ultraviolet absorbance detection at 277 nm, chosen for its suitability in detecting the specific absorbance peaks of synephrine and octopamine. The method demonstrated excellent specificity, with recovery rates between 96% and 99%, indicating high accuracy. Precision was also notable, with intra-day and inter-day precision $\leq 2.0\%$. Synephrine and octopamine were quantified using regression equations derived from calibration curves, which exhibited linearity over the concentration range of 0.2–1.2 $\mu\text{g}/\text{spot}$. This linear relationship ensures reliable quantification across a range of concentrations typical in bitter orange peel extracts. Application of the validated HPTLC method to bitter orange peel extracts revealed synephrine and octopamine contents of 0.253% and 0.142%, respectively. These results underscore the method's practical utility of inaccurate sample analysis, confirming its effectiveness in routine phytochemical investigations. Furthermore, the method's robustness was evaluated through a series of tests, with most factors found to have an insignificant effect on the selected responses at a 95% confidence level. This robustness, combined with the method's high throughput, specificity, accuracy, and precision, makes it well-suited for routine application in analysing these alkaloids.

Research by [26] explores the role of plant growth-promoting fungi in sustainable agriculture, mainly focusing on their ability to produce indolic auxins, compounds crucial for enhancing plant growth. From the rhizosphere of healthy *Triticum aestivum* (wheat) plants, thirteen fungal strains were isolated, and their capacity to produce indolic auxins was assessed. Significantly, strains such *Aspergillus flavus* strain PGFW, *Aspergillus niger* strain BFW, and *Aspergillus caespitosus* strain DGFW showed excellent efficiency in the generation of indolic auxin, indicating the need for additional research into their metabolic potential. The primary byproducts of fungal metabolism have been shown to be indole-3 auxins, such as indole 3 acetate (IAA), indole 3 butyrate (IBA), and indole 3 propionate (IPA). Conventional spectrophotometric tests with Salkowski's reagent, which are commonly used to evaluate IAA generation, showed the existence of a combination of indolic derivatives that the fungi produced. Furthermore, deviations in the samples' absorption maxima (λ_{max}), compared to standard indole-3-acetic acid, suggested the fungal strains' synthesis of various indolic compounds. In order to accurately identify and measure particular indolic auxins, like IAA, IBA, and IPA, a standardized methodology utilizing high-performance thin-layer chromatography (HPTLC) was created. This protocol enabled the separation and quantification of indolic derivatives within the 100–1000 ng range per spot. The

generation of indolic auxins by fungal strains in media with and without tryptophan fortification was shown to differ, with higher production noted in the presence of tryptophan supplementation, according to HPTLC analysis. A sensitive and effective method for profiling indolic compounds produced by fungi that promote plant development is the standardized HPTLC protocol. HPTLC contributed to a comprehensive understanding of fungal-mediated plant growth promotion mechanisms by facilitating the separation and quantification of individual indolic auxins. This study underscores the utility of HPTLC in phytochemical analysis and its pivotal role in elucidating the roles of indolic auxins in sustainable agriculture practices.

HPTLC's advanced detection capabilities enable the identification of substances at much lower concentrations, reaching down to the nanogram range. This makes it highly suitable for analyzing trace amounts of compounds. Another notable advantage is the minimal sample preparation required; samples often need little to no clean-up before analysis, which reduces preparation time and minimizes the potential for sample loss or contamination. These features collectively make HPTLC a powerful and versatile tool in fields such as pharmaceuticals, and environmental analysis. However, despite its many advantages, HPTLC also has notable disadvantages. The technique can be costly due to the need for large quantities of expensive organic solvents. Furthermore, the instrumentation required for HPTLC is often bulky and demands a substantial amount of space, which can be a limiting factor in laboratories with restricted space. The systems also require stringent operational conditions, including a dust-free environment and controlled temperatures, which add to the complexity and cost of maintenance. Additionally, operating these systems necessitates technically skilled personnel with specialized knowledge, which can be a barrier in some settings. Another limitation is the restricted plate length in HPTLC, meaning that separation can only occur over a certain length, potentially affecting the resolution of certain compounds.

In conclusion, while HPTLC offers advanced separation efficiency, improved detection limits, and minimal sample preparation, making it a powerful tool in various scientific fields, these advantages come at a high cost. The need for expensive solvents and equipment, the requirement for large, specialized spaces, and the necessity of stringent operational conditions and technical expertise can be significant drawbacks. Additionally, the limited plate length restricts the separation potential for some compounds. Therefore, the decision to use HPTLC should be carefully weighed against these disadvantages, considering the specific needs and constraints of the application [27].

10.3. HPTLC Methodology

10.3.1. Standard Preparation

The choice of solvent for both standard and sample preparation depended on the properties of the standard compounds, including their polarity and solubility characteristics.

Normally standard preparations are made by following steps, 1 mg/mL solutions were prepared by measuring 1 gram of the standard substances and dissolving them in 100 mL of solvent, resulting in a 10 mg/ml concentration. The prepared solutions are sonicated for 5 minutes to ensure thorough proper mixing. Normally for analysis, 1 mL of the standard solution is preferred and then diluted with 10 mL of solvent to achieve a final 1 mg/ml concentration. This procedure is followed by US Pharmacopeia. *USP, G. C. U. (2017). 621> Chromatography. Physical Tests, United States Pharmacopeia, First Supplement to USP.*

10.3.2. HPTLC system equipment

- **Sample Band Applicator:** The CAMAG Linomat 5 or CAMAG Automatic TLC Sampler 4 (ATS-4) was used to precisely apply sample bands to the TLC plates.
- **HPTLC System Software:** The CAMAG visionCATS software was employed for system control and data analysis, providing comprehensive control over the HPTLC process.
- **Development Chamber:** A CAMAG Automatic Developing Chamber with humidity control or CAMAG Twin Trough Chamber, sized 20 x 10 cm, was utilized for uniform development of chromatograms.
- **Chromatogram Visualization:** Chromatograms were visualized using the CAMAG UV cabinet to observe separated compounds.
- **Image Documentation:** The CAMAG TLC Visualizer 2 enabled the documentation of chromatograms, ensuring accurate record-keeping of results.
- **Scanning Densitometry:** Scanning densitometry was performed using the CAMAG TLC Scanner 4, enabling quantitative analysis of separated bands on the TLC plates.

These components collectively formed an integrated HPTLC system (Fig. 10.1), providing the tools for accurate and efficient chromatographic analysis.

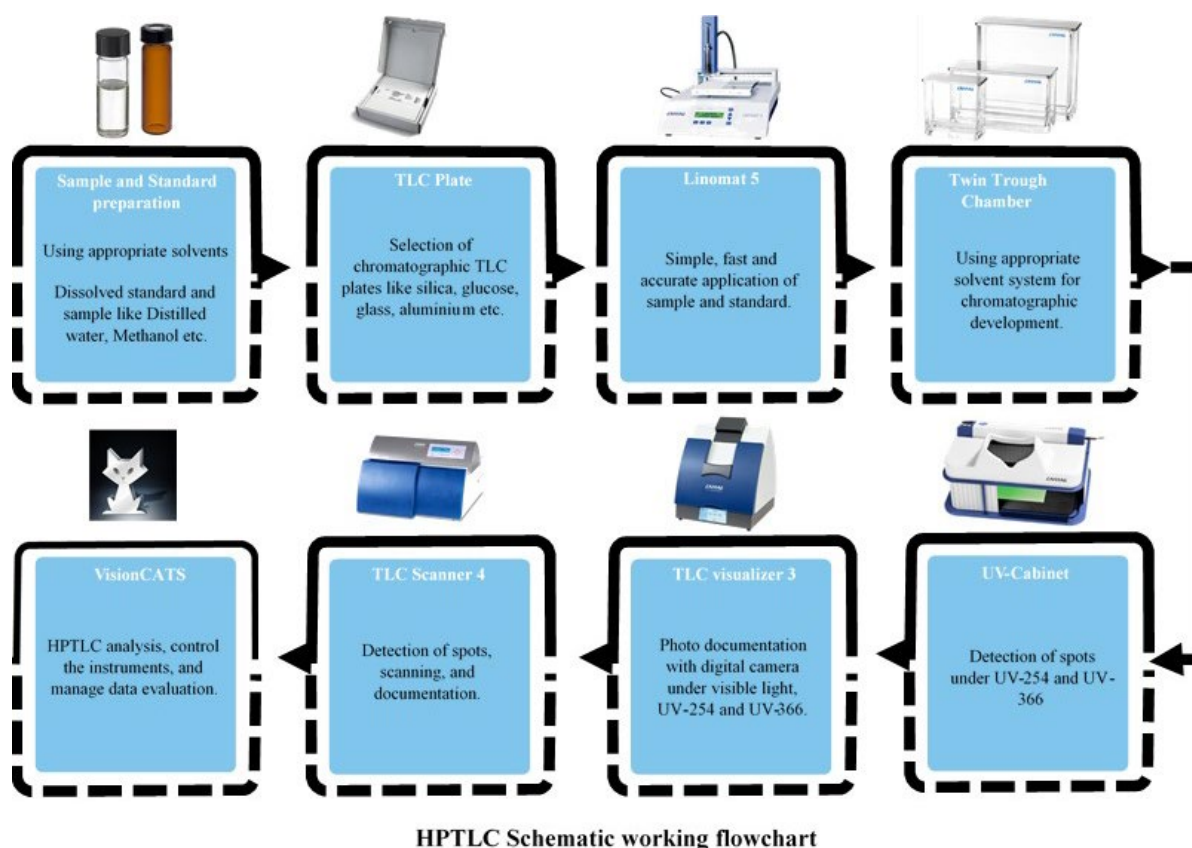


Fig. 10.1. HPTLC schematic working flow chart

Rys. 10.1. Schemat działania HPTLC

The methodology outlined above presents a systematic approach to HPTLC analysis, encompassing sample and standard preparation procedures as well as the essential components of the HPTLC system. By adhering to these guidelines and utilizing the specified equipment, researchers can effectively conduct HPTLC-based studies for various applications, including qualitative and quantitative analysis of chemical compounds in diverse sample matrices.

10.4. Chromatographic procedure

With a considerably shorter analysis time (7–20 min) and development distance (usually 6 cm), HPTLC employs smaller plates (10–10 or 10–20 cm). The enhanced resolution of HPTLC plates expands the quantitative analysis's detection range. In over 90% of documented pharmaceutical and drug analyses, normal phase adsorption TLC on silica gel using a less polar mobile phase – such as chloroform-methanol – has been employed. Reversed-phase TLC uses hydrocarbon-impregnated silica gel plates generated with a more polar aqueous mobile phase, like methanol-water or dioxane-

water, lipophilic C-18, C-8, and C-2 phases, as well as phenyl chemically modified silica gel phases [4]. Aluminum oxide, magnesium silicate, magnesium oxide, polyamide, cellulose, kieselguhr, ion exchangers, and polar-modified silica gel layers with bonded amino-, cyano-, diol, and thiol groups are some other precoated layers that are employed. Molecularly imprinted polymers of α -agonists, achiral layers made from C-18 modified silica gel impregnated with a Cu (II) salt and an optically active enantiomerically pure hydroxyproline derivative on a silica layer impregnated with a chiral selector like brucine, or cellulose with mobile phases containing added chiral selectors like cyclodextrins have all been used to perform optical isomer separations, primarily for amino acids and their derivatives [4, 28]. Sorbent mixtures have been utilized to create layers with special selectivity characteristics. HPTLC plates need to be stored in the right circumstances. Before being used, plates should be checked under both white and UV light to check for contamination and damage to the adsorbent. To improve the reliability and repeatability of the results, prewashing the plates is suggested [3].

Prior to beginning HPTLC, determine the analytical objective, which could be quantification, qualitative identification, separation of two components or multicomponent mixtures, or analysis time optimization. Understanding the fundamentals of the sample's composition—including its structure, polarity, volatility, stability, and solubility characteristics—is necessary for the HPTLC method of assessing particular chemicals in multicomponent dosage forms. It takes a lot of trial and error labor to develop a method. The hardest issue is figuring out where to begin and which mobile phase to employ. Choosing a stationary phase is comparatively simple; silica gel is a reasonable option that almost works for any type of chemical. Three-level strategies are used to optimize the mobile phase. First, clean solvents must be used, followed by the identification of solvents with a moderate ability to separate the target component. Using hexane or water, the second level entails adjusting the solvent strength. In the third stage, rather than using neat solvents from the first and second level's chosen solvents, mixes are tried; modifiers such as bases or acids can optimize. Either the absorbance mode or the fluorescence mode is used to identify analytes. Nevertheless, if the analytes are not optimally detected, they require pre- or post-chromatographic derivatization assistance, or a modification of the stationary or mobile phase. Only a reasonable chromatogram—which may be achieved with a small adjustment to the composition of the mobile phase—allows optimization to begin. This results in a chromatogram that is respectable, well-separated, and contains all of the desired peaks in symmetry.

Several critical steps are involved in initiating an HPTLC analysis. Below, we outline the methodology, emphasizing the practical aspects of each stage.

10.4.1. Stationary Phase

The stationary phase used for the HPTLC method is TLC Aluminium Silica Gel; if the number of samples and standards to be applied is less than 10, a smaller 10 x 10 cm sized silica gel plate is recommended. Each plate should be labelled with a unique identifier (ID) to ensure proper tracking and documentation of results. In cases where an Automatic Development Chamber (ADC 2) is not available, it is advised to mark the plate with a pencil at 80 mm to indicate the starting point for development

10.4.2. Mobile Phase Selection

The choice of mobile phase should be based on the polarity of the compounds under analysis. To prepare the mobile phase, each volume should be pipetted out separately into a 25 mL stoppered conical flask. The flask should then be shaken well to ensure thorough mixing. For a 20 x 10 cm plate, 20 mL of the mobile phase is used, while for a 10 x 10 cm plate, 10 mL is sufficient.

10.4.3. Stationary Phase Selection

Selecting the appropriate stationary phase is crucial for successful High-Performance Thin-Layer Chromatography (HPTLC). Normal-phase silica gel plates are the most commonly used, accounting for about 90% of pharmaceutical separations due to their versatile separation capabilities. They are particularly effective for separating non-polar and moderately polar compounds. However, other stationary phases like alumina or cellulose may be used depending on the nature of the compounds in the mixture. Alumina plates are suitable for samples containing dissociating compounds, providing effective separation for acidic or basic substances. Cellulose plates, being polar, are ideal for separating ionic compounds and offer good resolution for compounds with varying polarity.

The choice of stationary phase should be based on a thorough understanding of the compounds' characteristics, such as polarity, ionic nature, and dissociation behavior, to ensure optimal separation and resolution in HPTLC analysis. By carefully

selecting the appropriate stationary phase, researchers can enhance the efficiency and effectiveness of their chromatographic separations, leading to more accurate and reliable results.

10.4.4. HPTLC plate preparation

HPTLC plates are essential components in chromatographic separations, providing solid support for the stationary phase. These plates are characterized by tiny particles with a well-defined size distribution, resulting in homogeneous layers with smooth surfaces. Unlike traditional TLC plates, HPTLC Silica gel F₂₅₄ plates are typically smaller in size, commonly measuring 10 x 10 cm or 10 x 20 cm. This reduced size allows for more efficient use of space and sample material, making HPTLC an economical choice for chromatographic analysis. Sometimes many plates like preparative and glass plates are also used for chromatographic detection.

Before using an HPTLC plate for chromatographic analysis, it is essential to prepare it properly. Begin by washing the plate with methanol to remove surface impurities, as methanol effectively dissolves a wide range of substances. After washing, thoroughly dry the plate in an oven at an appropriate temperature to eliminate any solvent residue. This ensures the plate is moisture-free and ready for chromatographic separations. Proper plate preparation ensures the integrity and reliability of chromatographic analyses, leading to accurate and reproducible results and enhancing the overall effectiveness of the HPTLC methodology.

10.4.5. Mobile phase selection

Selecting the appropriate mobile phase is crucial in HPTLC methodology, as it significantly affects separation efficiency and resolution. The mobile phase transports the analyte through the stationary phase, facilitating separation based on differential partitioning. Its composition is vital in determining the effectiveness of the chromatographic separation, as different mobile phases have varying solvating abilities that influence analyte-stationary phase interactions.

Experimentation is often necessary to identify the optimal mobile phase system for a specific analyte mixture due to the complexity and diversity of compounds in analytical applications. This process involves systematically testing different solvent combinations and ratios to achieve the desired separation. HPTLC allows flexibility

in mobile phase selection, accommodating various types of mobile phases to meet the specific requirements of the analyte mixture. Common mobile phases include normal-phase, reverse-phase, and specialized variants tailored to particular applications or analyte properties.

10.4.6. Sample application

Applying the sample to the HPTLC plate is a critical step in the chromatographic process, and precision is paramount to avoid overlapping spots and ensure accurate results. This task is typically accomplished using a sample applicator, which allows for controlled and uniform deposition of the sample onto the plate surface.

10.4.7. Development

After applying the sample to the HPTLC plate, the plate is placed in a developing chamber with the chosen mobile phase. The mobile phase ascends the plate via capillary action, carrying the separated compounds. As it moves up, the mobile phase interacts with the stationary phase, causing the analytes to partition between the two phases based on their differential affinity. Compounds with a higher affinity for the mobile phase travel further up the plate, while those with a stronger interaction with the stationary phase remain closer to the origin. This differential migration separates the analyte mixture into distinct bands or spots.

Researchers can optimize the separation process by carefully controlling parameters such as mobile phase composition, development duration, and the chamber's temperature and humidity conditions. Proper development ensures that each compound in the sample mixture is adequately resolved and can be accurately quantified in subsequent analysis.

10.4.8. Visualization and detection

After the development process is complete, the HPTLC plate is carefully removed from the chamber for visualization and detection of the separated compounds. This step is essential for identifying and analyzing the resolved analytes on the plate surface. The plate should be handled gently to avoid disturbing the separated compounds. Several methods can be used to visualize the separated compounds on the HPTLC plate.

One common method involves using UV light. UV lamps can reveal compounds that absorb UV light. When the plate is exposed to UV light at wavelengths of 254 nm and 366 nm, UV-absorbing compounds become visible as distinct spots or bands.

In addition to UV light, some compounds exhibit coloration or fluorescence under normal light. These compounds can be observed directly without additional visualization techniques. For compounds that do not show fluorescence or coloration under UV or visible light, specific chemical reagents can be applied. These reagents react with the compounds to produce visible spots by interacting with certain functional groups.

10.4.9. Quantification and Analysis

After visualization, the subsequent step in HPTLC methodology involves quantifying and analyzing the separated compounds, enabling researchers to determine their identity and concentration. Quantification begins with measuring the distance traveled by each compound from the baseline, termed the Retention Factor (R_f) value. This value is calculated by dividing the compound's distance traveled by the total distance traveled by the mobile phase. By comparing R_f values with known standards or compounds, researchers can accurately identify the separated compounds.

Once identified, the next step is quantifying the amount of each compound in the sample. Typically, this is achieved by measuring the intensity of each spot on the HPTLC plate using densitometric scanning. The densitometric scanner detects and quantifies spot intensity, enabling researchers to determine compound concentration based on spot intensity. Instruments used in HPTLC analysis are equipped with specialized software, such as VisionCATs, for data processing and analysis. This software facilitates various tasks, including spot detection, R_f value calculation, quantification, and chromatogram visualization.

By leveraging advanced instrumentation and software capabilities, researchers can efficiently analyze and quantify compounds separated via HPTLC. Integration of data processing tools enables accurate and reliable quantification, enhancing the overall effectiveness of HPTLC methodology for analytical purposes.

10.5. Method Validation

By the International Council for Harmonisation of Technical Requirements for Pharmaceuticals for Human Use (ICH) guidelines, the High-Performance Thin-Layer Chromatography (HPTLC) method was rigorously validated to ensure its reliability and accuracy for analytical purposes. The validation process encompassed several key parameters, including repeatability, precision, linearity, limits of detection and quantification, accuracy, specificity, and robustness.

- **Repeatability.** The repeatability of the HPTLC method was evaluated through two distinct assessments. **Sample Application Repeatability:** Standard compound solutions were spotted onto TLC plates (200 ng/band) six times. The % Relative Standard Deviation (%RSD) of peak areas was calculated to determine the consistency of sample application. **Measurement Repeatability:** The HPTLC plates were scanned six times without altering the band position (200 ng/band). The %RSD of peak areas was calculated to assess the consistency of measurements.
- **Precision.** Precision was assessed through both intraday and interday analyses. **Intraday Precision:** Standard solutions were analysed thrice on the same day at 100 ng/band, 150 ng/band, and 200 ng/band concentrations. The %RSD was calculated for each concentration. **Interday Precision:** Over three consecutive days, standard solutions were analysed at three distinct quality control levels (100, 150, and 200 ng/band). The %RSD was determined to evaluate interday variability.
- **Linearity and Calibration Curve.** The linearity of the HPTLC method was determined by constructing a calibration curve using six concentration levels (50–300 ng/band). Standard solutions were applied to the plate, and peak areas were recorded. The calibration curve, plotting peak area versus concentration, was generated using VisionCATS software.
- **Limit of Detection (LOD) & Limit of Quantification (LOQ).** The quantification and detection limits were determined using standard deviation (σ) and slope (S) values obtained from the calibration plot. The equations:

$$\text{LOD} = 3.3 \times \sigma/S \text{ and } \text{LOQ} = 10 \times \sigma/S$$

were utilized to calculate the limits of detection and quantification, respectively.

- **Accuracy.** Recovery studies assessed accuracy, wherein standard solutions were added to pre-analysed sample solutions at three concentration levels (80%, 100%, and 120%). The average %recovery was calculated to evaluate the method's accuracy.

- **Specificity.** Specificity was evaluated by conducting peak purity profiling of the developed method. Sample solutions containing the compound were analysed, and the band's retardation factor (Rf) values were compared with standard solutions to confirm peak purity and absence of interferences.
- **Robustness.** Robustness was determined by introducing deliberate variations in method parameters, such as saturation duration, mobile phase composition, and development distance. The %RSD was calculated to assess the method's reliability under different conditions.

Through comprehensive validation, the HPTLC method demonstrated its suitability for accurate and reliable analysis of compounds, ensuring its efficacy and robustness for routine analytical applications.

10.6. Qualitative and quantitative analysis using

Quantitative analysis using HPTLC methodology, exemplified through caffeine quantification, relies on its simplicity in detecting a broad spectrum of pollutants and compounds within complex matrices. In this method, the concentration of an analyte in a sample is determined by measuring signal intensities on the chromatographic plate. Analytes and standards are applied in solid form, and post-separation, densitometric scanning is conducted at specific wavelengths. To quantify caffeine, a standard solution at 1 mg/mL concentration is prepared. Varying volumes of this solution (1 μ L to 5 μ L) are applied to the plate, corresponding to 1 μ g to 5 μ g of caffeine. Samples are similarly deposited for precise comparison. The plate is developed, and densitometric scanning is performed at the caffeine-specific absorption wavelength.

The Vision HPTLC software aids in quantification through defined modules. Parameters are set in the definition module, peaks are integrated automatically, and substances are assigned based on retention factors in the substance assignment module. A calibration curve is constructed using reference standard peaks in the calibration module. Finally, the concentration of caffeine is calculated by comparing sample peaks to the curve. The results, including caffeine concentration and amount detected, are provided by the software. Percentages are calculated based on the sample volume. This systematic approach ensures efficient and accurate detection and measurement of analytes like caffeine, pharmaceuticals, and plant metabolites.

For further details and reference materials on HPTLC methodologies and the Vision HPTLC software the book High-Performance Thin-Layer Chromatography (HPTLC) Principles and Applications by [29] and Quantitative Analysis Techniques in HPTLC [30] provides a comprehensive overview of HPTLC techniques. It covers the fundamental principles, detailed methodologies, and various applications of HPTLC in environmental monitoring and other fields. This resource is invaluable for understanding the theoretical and practical aspects of HPTLC. Additionally, for guidance on quantification and analysis Guideline, IHT (2005) Validation of analytical procedures: text and methodology. Q2 (R1) [19] is recommended. This guideline offers detailed instructions on validating analytical procedures and ensuring accuracy, precision, and reliability in analytical results. It is a crucial resource for researchers and practitioners who aim to adhere to standardized protocols in their analytical work [31].

10.7. Discussion

The chapter highlights the efficacy of High-Performance Thin Layer Chromatography (HPTLC) in environmental analysis, particularly in detecting and quantifying pollutants and assessing their fate. Various analytical techniques, including Liquid Chromatography (LC) and High-Performance Anion Exchange Chromatography with Pulsed Amperometric Detection (HPAEC-PAD), are commonly employed for detecting sugars, compounds, and pollutants in complex matrices. [32] demonstrated the effectiveness of HPAEC-PAD in pollutant residue analysis, highlighting its utility in this field. HPTLC emerges as particularly suitable for analysing diverse classes of pollutants due to its simplicity in detection and cost-effectiveness [33]. HPTLC offers advantages across qualitative and quantitative methodologies, playing a pivotal role in quality management and purity assessments. Its applications span metabolism testing, medication screening, and forensic studies encompassing toxicity assessments, radiochemical impurity assays in radiopharmaceuticals, and the detection of raw prescription materials and metabolites in biological samples. However, HPTLC emerges as particularly suitable for analysing diverse classes of pollutants due to its simplicity in detection and cost-effectiveness [35, 35]. Its applications span metabolism testing, medication screening, and forensic studies encompassing toxicity

assessments, radiochemical impurity assays in radiopharmaceuticals, and the detection of raw prescription materials and metabolites in biological samples [36]. Table 10.1 shows the analysis parameters for selected pollutants.

For drug detection and quantification, HPTLC was used and validated as an analytical technique (Table 10.1). The successful establishment of an efficient HPTLC method for identifying two compounds including Meloxicam and Piroxicam was done by [37]. Silica gel 60 F254 glass TLC plates were utilized with a mobile phase composed of hexane, ethyl acetate, and glacial acetic acid in a volumetric ratio of 65:30:5 (v/v/v). Standard solutions were prepared using ethanol. The separation front was maintained at 60 mm, and detection occurred at a wavelength of 366 nm. Results demonstrated the method's effectiveness, with distinct R_f values of 0.81 for meloxicam and 0.57 for piroxicam, indicating clear separation. The method exhibited high sensitivity, detecting meloxicam at a limit of 0.04 μg per band and piroxicam at 0.05 μg per band. Quantitation limits were established at 0.12 μg per band for meloxicam and 0.15 μg per band for piroxicam, showcasing precision in quantification at low concentrations. In conclusion, the developed HPTLC method stands out for its simplicity, sensitivity, stability, cost-effectiveness, and eco-friendliness. These attributes render it an ideal tool for both research and routine quality control in the pharmaceutical industry. The successful application of HPTLC underscores its potential as a reliable analytical technique for pharmaceutical compound detection and quantification.

Multiple plant extracts and compounds are also analysed by HPTLC. It was successfully validated and quantified for analysing cannabinoids in cannabis extracts [9]. The selected mobile phase systems in this study exhibited robust separation capabilities, enabling clear differentiation and precise identification of major cannabinoids in *Cannabis sativa* L. products. Among the ten TLC mobile phase systems evaluated, two stood out for their exceptional performance: xylene-hexane-diethylamino (25:10:1) and 6% diethylamine in toluene. These systems effectively separated the target cannabinoids Δ^9 -THC, CBD, and CBN while minimizing interference from other constituents. Validation studies conducted according to SWGDRUG requirements reaffirmed the reliability and precision of the developed HPTLC method. The method met stringent forensic standards with excellent reproducibility and accuracy. This validation process underscores the method's suitability for the analysis of cannabinoids in *Cannabis sativa* L. products.

Table 10.1

Examples of the use of HPLC in the determination of pollution

Pollution	Solvents (v/v/v)	Wavelength [nm]	Application	Reference
ascorbic acid, paracetamol and guaifenesin	chloroform, acetone, tri-fluoroacetic (6.5:5.5:0.30)	254	control analysis	[38]
caffeine and paracetamol	ethyl acetate, ethanol (50:50–90:10)	260	Simultaneous determination	[39]
cannabinoids	(-)	(-)	analysis of products	[8]
meloxicam and piroxicam	hexane, ethyl acetate, and glacial acetic acid (65:30:5)	366	pharmaceutical compound detection and quantification	[36]
oligosaccharides	(-)	(-)	evaluation of ingredients in fruit pulp	[18]
thiram	(-)	(-)	monitoring pesticide degradation	[34]

HPTLC also finds application in environmental studies, such as monitoring pesticide degradation. For degradation studies and identification of specific pollutants, the HPTLC-based method was developed and validated to detect and quantify Thiram degradation by *Pseudomonas otitidis* strain TD-8 and *Pseudomonas stutzeri* strain TD-18 [34]. The method involved applying Thiram standards to HPTLC plates and developing them in a suitable solvent system for optimal separation. The plates were then scanned densitometrically to quantify Thiram levels. The degradation efficacy of the microbial strains was evaluated by measuring the reduction in Thiram concentration over time. The HPTLC analysis revealed significant degradation of Thiram by both *Pseudomonas* strains, with *Pseudomonas otitidis* strain TD-8 achieving 81% degradation after 4 days and 99% after 8 days, and *Pseudomonas stutzeri* strain TD-18 achieving 57% degradation after 4 days and 99% after 8 days. This study demonstrates the effectiveness of HPTLC in monitoring the degradation of pesticides like Thiram. The method provided a reliable means to assess microbial degradation, highlighting its applicability in environmental studies. The results underscore the potential of *Pseudomonas* strains to degrade Thiram, thereby reducing its environmental impact.

In another application, HPTLC was used for the qualitative characterization of oligosaccharides in plant matrices, focusing on *Adansonia digitata* fruit pulp, known for its prebiotic activity [18]. Traditional methods, such as calculating the mass

difference from other components like fat and protein, are insufficient for accurately characterizing oligosaccharides. Therefore, a precise analytical method like HPTLC is needed. A study developed an HPTLC-based method for this purpose, involving the extraction of oligosaccharides from *Adansonia digitata* fruit pulp, application to HPTLC plates, and development in a suitable solvent system. The plates were then scanned densitometrically, and the results were validated using high-performance liquid chromatography (HPLC). The HPTLC analysis revealed the presence of sucrose, glucose, and fructose, contrary to previous reports on the composition of *Adansonia digitata* fruit pulp. This discrepancy highlights the need for precise methods in assessing fiber-rich foodstuffs. The validation with HPLC confirmed the accuracy of the HPTLC method, demonstrating its potential as a viable alternative to more complex methods like HPLC, particularly for routine analysis in food science and industry settings.

The comparison of these studies illustrates the versatility and reliability of HPTLC in different contexts. Both examples demonstrate the method's high resolution, sensitivity, and reproducibility. In the case of Thiram degradation, HPTLC was pivotal in monitoring and quantifying the degradation process, while in the analysis of oligosaccharides, it provided precise characterization of components in plant matrices. These applications underscore HPTLC's role as a robust analytical tool for environmental monitoring and food science.

Modern planar chromatography utilizing HPTLC plates and automated multiple development (AMD) systems offers a fully automated elution process, including sample positioning and spot detection. This method is simple, low-cost, and efficient, providing a comprehensive chromatographic summary of sample components. It facilitates easy sample pre-treatment, usually limited to dilution, and automates various steps through instrumental manipulation. HPTLC enables the simultaneous analysis of numerous samples with different molecular compositions and polarities, benefiting from high sensitivity and reproducibility, making it ideal for pollutant residue analysis. The accuracy of the HPTLC method is critically evaluated through degradation studies of samples. According to Pillai and Farmacognosia (2016), the accuracy of chromatographic methods using HPTLC is highly precise, yielding values close to the true value [40]. The solvent system for HPTLC is initially optimized using traditional thin-layer chromatography (TLC), providing valuable insights into the purity of the compound, the presence of mixtures, and the optimal combination of eluent and stationary phase for compound separation. Such information is crucial for conducting high-resolution HPTLC analysis [41].

High-performance thin-layer Chromatography (HPTLC) has proven to be a superior analytical technique for pollutant residue analysis, offering significant advantages over traditional methods such as high-performance liquid chromatography (HPLC). While HPLC is robust, it requires longer detection times, extensive standardization, and highly purified samples, making the sample preparation process tedious and time-consuming [42]. In contrast, the HPTLC-based protocol developed in our study simplifies the sample preparation process and enhances the efficiency and accuracy of the analysis.

This chapter provides a comprehensive overview of the application of HPTLC in environmental analysis. It begins with an introduction that sets the stage for discussing the role of HPTLC in detecting and quantifying pollutants and assessing their environmental fate. One of the central themes explored is the methodology of HPTLC, covering a range of topics from standard preparation to the selection of stationary and mobile phases. The chapter delves into the importance of accurate standardization in preparing standards for HPTLC analysis and provides insights into the equipment required for conducting HPTLC experiments, including the components of the HPTLC system and their functions. The chromatographic procedure for HPTLC analysis is detailed extensively, encompassing various steps such as sample preparation, plate preparation, mobile phase selection, sample application, development, visualization, and detection. Specific attention is paid to crucial aspects such as the selection and properties of the stationary phase and the factors influencing the choice of the mobile phase. Additionally, the chapter discusses methods for visualizing and detecting separated compounds on the HPTLC plate, including UV detection and chemical derivatization. Quantification and analysis techniques, such as densitometric scanning and software-based analysis, are also explored in detail. The chapter concludes with a discussion on the method validation as an essential aspect of HPTLC analysis, emphasizing the need for validating methods for both qualitative and quantitative analysis.

Bibliography

1. Betz J.M., Brown P.N., Roman M.C.: Accuracy, precision, and reliability of chemical measurements in natural products research. *Fitoterapia* 2011, 82, 44–52, DOI: 10.1016/j.fitote.2010.09.011.
2. Srivastava M.: An Overview of HPTLC: A Modern Analytical Technique with Excellent Potential for Automation, Optimization, Hyphenation, and Multidimensional Applications. In: *High-Performance Thin-Layer Chromatography (HPTLC)* (M. Srivastava, Ed.) Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg, 2011, 3–24. DOI: 10.1007/978-3-642-14025-9_1.

3. Sherma J.: Modern Thin-Layer Chromatography, *Journal of AOAC INTERNATIONAL* 2008, 91, 1142–1144, DOI: 10.1093/jaoac/91.5.1142.
4. Patel R.B., Patel M.R., Batel B.G.: Experimental Aspects and Implementation of HPTLC. In: *High-Performance Thin-Layer Chromatography (HPTLC)* (M. Srivastava, Ed.) Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg, 2011, 41–54. DOI: 10.1007/978-3-642-14025-9_3.
5. Patel M.R., Patel R.B., Parikh J.R., Patel B.G.: HPTLC method for estimation of tazarotene in topical gel formulations and in vitro study. *Anal. Methods* 2010, 2, 275, DOI: 10.1039/b9ay00240e.
6. Pandhare R.B., Kulkarni R.N., Deshmukh V.K., Mohite P.B., Pawar A.R.: High-performance thin layer chromatography: A powerful analytical technique in pharmaceutical drug discovery. *JPBS* 2021, 9, 7–14, DOI: 10.18231/j.jpbs.2021.002.
7. Morlock G., Schwack W.: Determination of isopropylthioxanthone (ITX) in milk, yoghurt and fat by HPTLC-FLD, HPTLC-ESI/MS and HPTLC-DART/MS. *Anal Bioanal Chem* 2006, 385, 586–595, DOI: 10.1007/s00216-006-0430-5.
8. Yan Y.-Z., Xie P.-S., Lam W.-K., Chui E., Yu Q.-X.: Study on Triterpenic Acids Distribution in Ganoderma Mushrooms by Automatic Multiple Development High Performance Thin Layer Chromatographic Fingerprint Analysis. *Journal of AOAC INTERNATIONAL* 2010, 93, 1384–1389, DOI: 10.1093/jaoac/93.5.1384.
9. Liu Y., Brettell T.A., Victoria J., Wood M.R., Staretz M.E.: High performance thin-layer chromatography (HPTLC) analysis of cannabinoids in cannabis extracts. *Forensic Chemistry* 2020, 19, 100249, DOI: 10.1016/j.forc.2020.100249.
10. Ansari H.I., Dave R.A., Trivedi P.G., Naji A.K., Thummar K.N., Sindhav G.M.: Estimation of apigenin from *Abrus precatorius* Linn. leaves extract by validated HPTLC densitometric method coupled with mass spectrometry. *Natural Product Research* 2023, 1–15, DOI: 10.1080/14786419.2023.2280165.
11. Ciesla L., Waksmundzka-Hajnos M.: Multidimensional and Multimodal Separations by HPTLC in Phytochemistry. In: *High-Performance Thin-Layer Chromatography (HPTLC)* (M. Srivastava, Ed.) Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg, 2011, 69–92, DOI: 10.1007/978-3-642-14025-9_5.
12. Alam P. et al.: Determination of Delafloxacin in Pharmaceutical Formulations Using a Green RP-HPTLC and NP-HPTLC Methods: A Comparative Study. *Antibiotics* 2020, 9, 359, DOI: 10.3390/antibiotics9060359.
13. Le Roux A.M., Wium C.A., Joubert J.R., Van Jaarsveld P.P.: Evaluation of a high-performance thin-layer chromatographic technique for the determination of salbutamol serum levels in clinical trials. *Journal of Chromatography B: Biomedical Sciences and Applications* 1992, 581, 306–309, DOI: 10.1016/0378-4347(92)80288-2.
14. Khatal L.D., Kamble A.Y., Mahadik M.V., Dhaneshwar S.R.: Validated HPTLC Method for Simultaneous Quantitation of Paracetamol, Diclofenac Potassium, and Famotidine in Tablet Formulation. *Journal of AOAC INTERNATIONAL* 2010, 93, 765–770, DOI: 10.1093/jaoac/93.3.765.
15. Puranik M., Bhawsar D., Rathi P., Yeole P.: Simultaneous determination of ofloxacin and ornidazole in solid dosage form by RP-HPLC and HPTLC techniques. *Indian J Pharm Sci* 2010, 72, 513, DOI: 10.4103/0250-474X.73937.
16. Naguib I.A., Magdy M.A., Anwar B.H., Abdelhamid S.N.: A Validated Green HPTLC Method for Quantitative Determination of Dapoxetine Hydrochloride and Tadalafil in Bulk and Pharmaceutical Formulations. *Journal of Chromatographic Science* 2020, 58, 303–308, DOI: 10.1093/chromsci/bmz115.

17. Satija S. et al.: Development of a novel HPTLC fingerprint method for simultaneous estimation of berberine and rutin in medicinal plants and their pharmaceutical preparations followed by its application in antioxidant assay. *JPC-J Planar Chromat* 2020, 313–319, DOI: 10.1007/s00764-020-00035-y.
18. De Lucia D., Manfredini S., Bernardi T., Vertuani S.: High-Performance Thin-Layer Chromatography (HPTLC): a New Green Approach to Soluble Fiber Determination in Plant Matrices. *Food Anal. Methods* 2015, 32–39, DOI: 10.1007/s12161-014-9861-3.
19. Archana G., Dhodapkar R., Kumar A.: Ecotoxicological risk assessment and seasonal variation of some pharmaceuticals and personal care products in the sewage treatment plant and surface water bodies (lakes). *Environ Monit Assess* 2017, 189, 446, DOI: 10.1007/s10661-017-6148-3.
20. Fuchs B. et al.: Analysis of stem cell lipids by offline HPTLC-MALDI-TOF MS. *Anal Bioanal Chem* 2008, 392, 849–860, DOI: 10.1007/s00216-008-2301-8.
21. Sudberg S. et al.: Fingerprint Analysis and the Application of HPTLC to the Determination of Identity and Quality of Botanicals, from an Industry Perspective. *Journal of AOAC INTERNATIONAL* 2010, 93, 1367–1375, DOI: 10.1093/jaoac/93.5.1367.
22. El-Ahmady S.H., Ashour M.L.: Advances in Testing for Adulteration of Food Supplements. In: *Advances in Food Authenticity Testing*. Elsevier, 2016, 667–699. DOI: 10.1016/B978-0-08-100220-9.00024-2.
23. Vyas A., Jain V., Sahu U., Kumar N., Joshi N.: HPTLC Method Development of Herbal drugs and its Validation: An Overview. *RJPT* 2023, 3964–3976, DOI:10.52711/0974-360X.2023.00652.
24. Chouhan S. et al.: Rapid method for detection, quantification and measuring microbial degradation of pesticide-thiram using high performance thin layer chromatography (HPTLC). *Environ Sci Pollut Res* 2023, 30, 7874–7885, DOI: 10.1007/s11356-022-22731-4.
25. Shawky E.: Determination of Synephrine and Octopamine in Bitter Orange Peel by HPTLC with Densitometry. *Journal of Chromatographic Science* 2014, 52, 899–904, DOI: 10.1093/chromsci/bmt113.
26. Patel D. et al.: A resourceful methodology to profile indolic auxins produced by rhizo-fungi using spectrophotometry and HPTLC. *3 Biotech* 2018, 8, 413, DOI: 10.1007/s13205-018-1428-3.
27. Gupta M., Ghuge A., Parab M., Al-Refaei Y., Khandare Anjali., Dand N., Waghmare N.: A comparative review on High-Performance Liquid Chromatography (HPLC), Ultra Performance Liquid Chromatography (UPLC) & High-Performance Thin Layer Chromatography (HPTLC) with current updates. *Current Issues in Pharmacy and Medical Sciences* 2022, 35, 10.2478/cipms-2022-0039.
28. Martens J., Bhushan R.: Direct Thin Layer Chromatographic Enantioseparation of Active Pharmaceutical Ingredients via Non-Covalent Diastereomers. *Separation & Purification Reviews* 2024. 53, 138–156, DOI: 10.1080/15422119.2023.2191328.
29. Srivastava M.: *High-Performance Thin-Layer Chromatography (HPTLC)*. Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg, 2011. DOI: 10.1007/978-3-642-14025-9.
30. Dhandhukia P.C., Thakker J.N.: Quantitative Analysis and Validation of Method Using HPTLC. In: *High-Performance Thin-Layer Chromatography (HPTLC)*. (Srivastava M., Ed.), Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg, 2011, 203–221, DOI: 10.1007/978-3-642-14025-9_12.
31. Ristivojević P.: Pattern recognition methods and multivariate image analysis in HPTLC fingerprinting of propolis extracts 2014. *Journal of Chemometrics* 2014. 28, 301–310, DOI: 10.1002/cem.2592.

32. Corradini C., Bianchi F., Matteuzzi D., Amoretti A., Rossi M., Zanoni S.: High-performance anion-exchange chromatography coupled with pulsed amperometric detection and capillary zone electrophoresis with indirect ultra violet detection as powerful tools to evaluate prebiotic properties of fructooligosaccharides and inulin, *Journal of Chromatography A* 2004, 165–173, DOI: 10.1016/S0021-9673(04)01300-7.
33. Sherma J.: Review of thin-layer chromatography in pesticide analysis: 2014–2016. *Journal of Liquid Chromatography & Related Technologies* 2017, 40, 226–238, DOI: 10.1080/10826076.2017.1298024.
34. Sherma J.: Review of HPTLC in Drug Analysis: 1996–2009. *Journal of AOAC INTERNATIONAL* 2010, 93, 754–764, DOI: 10.1093/jaoac/93.3.754.
35. Nyiredy S.: Planar Chromatographic Method Development Using the PRISMA Optimization System and Flow Charts. *Journal of Chromatographic Science* 2002, 40, 553–563, DOI: 10.1093/chromsci/40.10.553.
36. Koll K., Reich E., Blatter A., Veit M.: Validation of Standardized High-Performance Thin-Layer Chromatographic Methods for Quality Control and Stability Testing of Herbals. *Journal of AOAC INTERNATIONAL* 2002, 86, 909–915, DOI: 10.1093/jaoac/86.5.909.
37. Ivanova S., Todorova V., Dyankov S., Ivanov K.: High-Performance Thin-Layer Chromatography (HPTLC) Method for Identification of Meloxicam and Piroxicam. *Processes* 2022, 394, DOI: 10.3390/pr10020394.
38. Abdelwahab N.S., Abdelaleem E.A., Abdelrahman M.M.: HPTLC-Densitometric Method for Determination of Ascorbic Acid, Paracetamol and Guaifenesin in Presence of Their Toxic Impurities. *Journal of Chromatographic Science* 2019, 57, 149–155, DOI: 10.1093/chromsci/bmy096.
39. Alam P. et al.: Simultaneous Determination of Caffeine and Paracetamol in Commercial Formulations Using Greener Normal-Phase and Reversed-Phase HPTLC Methods: A Contrast of Validation Parameters. *Molecules* 2022, 27, 405, DOI: 10.3390/molecules27020405.
40. Pillai D., Pandita N.: Validated high performance thin layer chromatography method for the quantification of bioactive marker compounds in Draksharishta, an ayurvedic polyherbal formulation. *Revista Brasileira de Farmacognosia* 2016, 26, 558–563, DOI: 10.1016/j.bjp.2016.03.015.
41. Muniroh M.S., Sariah M., Zainal Abidin M.A., Lima N., Paterson R.R.M.: Rapid detection of Ganoderma-infected oil palms by microwave ergosterol extraction with HPLC and TLC. *Journal of Microbiological Methods* 2014, 100, 143–147, DOI: 10.1016/j.mimet.2014.03.005.
42. Tankiewicz M., Biziuk M.: Fast, sensitive and reliable multi-residue method for routine determination of 34 pesticides from various chemical groups in water samples by using dispersive liquid–liquid microextraction coupled with gas chromatography–mass spectrometry. *Anal Bioanal Chem* 2018, 410, 1533–1550, DOI: 10.1007/s00216-017-0798-4.

11. PHYLLOREMEDIATION POTENTIAL OF INDOOR PLANTS IN PHYSICAL AND MICROBIOLOGICAL AIR POLLUTION REMOVAL – PRELIMINARY STUDIES

11.1. Introduction

The increasing air pollution observed worldwide has also a negative impact on indoor air quality. Among a variety of pollutants in indoor air, volatile organic compounds (VOCs) derived from synthetic building materials or electronic equipment and nitrogen dioxide are often recognized [1]. Also particulate matter (PM), especially in public buildings with high foot movement, is an important type of air pollutant. Moreover, the microbiological aerosol present in air: bacteria, fungi and viruses are considered as a potential threat for human health. Pandemic period clearly showed that indoor air monitoring and its purification is of utmost importance in case of several air transmitted illnesses, including SARS-CoV-2 virus [2].

The process of air pollution removal using plants' overground parts is known as phytoremediation and a variety of plants can be used for this process [3]. It has been already stated that also various indoor plant species, such as *Ficus benjamina* or *Dracaena* reduce the concentration of number of air pollutants, mainly physical and chemical, in the indoor microenvironment and promote human wellbeing, thus it would be relatively inexpensive way to improve public health [2]. However, the efficacy of such a purification method depends heavily not only on the type of the plant, but also on the other factors such as temperature, humidity or light intensity, creating an optimal environment for plant growth. That is why the research in plant usage in indoor phytoremediation under a variety of conditions seems to be justified and needed.

In this experiment we have tested 3 commonly used indoor plants, chosen due to the differences in their leaves' structure: *Tradescantia zebrina*, *Ficus benjamina* and *Hedera helix*.

Tradescantia zebrina (family *Commelinaceae*) has thin and translucent hairy leaves, 8 mm to 12 mm long and 5 mm to 8 mm wide. The plant is fast growing and low-lying, slightly succulent, perennial and herbaceous. It usually grows in the form of dense mats

or colonies. It has already been proven to be useful in indoor phylloremediation of aromatic compounds [4]. *Ficus benjamina* (family *Moraceae*) is a tree in its natural conditions in Asia and Africa reaching 30 m. Its leaves are oval, 6–13 cm long with smooth surface. Previous research also showed its usage in formaldehyde removal from indoor air [5]. *Hedera helix* (family *Araliaceae*) is an evergreen climbing plant, which can grow to 20–30 m high on suitable surfaces or on the ground supported with aerial rootlets [6]. The leaves are 5-10 cm in length. Young plants present five-lobed leaves, while the adult ones are unlobed. Both types have smooth surfaces. *H. helix* is known as a medicine plant, commonly used to reduce productive cough symptoms by acting as expectorant therapy [7].

The aim of this study was to estimate the effectiveness of *T. zebrina*, *H. helix* and *F. benjamina* usage in bacterial and fungal aerosol and particulate matter removal during 90 days of the experiment in the open space corridor of the public building with high foot movement. Also the possibility of SARS-CoV-2 virus presence estimation with qPCR (quantitative polymerase chain reaction) was undertaken.

11.2. Materials and methods

11.2.1. Experiment design and microbiological analysis

The indoor phylloremediation experiment consisted of 3 types of indoor plants: *Tradescantia zebrina*, *Ficus benjamina* and *Hedera helix*, washed with distilled water and planted to the new pots before the experiment. All plants were incubated in the open space corridor with high foot movement localized in the New Technologies Center, Silesian University of Technology (Gliwice, Poland). The building has no air conditioning and is characterized by high ceilings and spacious corridors. The plants were incubated 90 days in the natural light, watered regularly with tap water to avoid dry up of the soil. Leaf samples for microbial and particulate matter analyses were collected to clean containers in the beginning of the experiment and after 30, 60 and 90 days of the incubation. The microbial and particulate matter analysis were performed directly after samples were collected.

The air samples of the plant surroundings for the microbial analysis were collected at the same time as the other microbiological samples using one-stage impactor AirIdeal (bioMérieux Marcy-l'Etoile, France), collecting viable culturable bioaerosol particles larger than 3 μm . The air flow in the impactor was 100 L/min, the particles' clash speed was 20 m/s.

The viable culturable bioaerosol particles were impacted onto various culture plates measuring 90 mm in diameter. To determine the total count of heterotrophic bacteria, Tryptic Soy Agar (TSA) was utilized, supplemented with cycloheximide to prevent fungal growth in the agar medium. Malt Extract Agar (MEA 2%) was employed for fungi, with the addition of chloramphenicol to inhibit bacterial growth. Bacterial cultures were incubated at $36\pm 1^\circ\text{C}$ for 48 hours, whereas fungal plates were incubated at 26°C for five days.

Viable plus non-viable bioaerosol samples were collected onto glass microfiber filters (WhatmanTM) using a Button sampler (SKC, Inc., Eighty-Four, USA). The Button sampler is a measuring instrument in which the separation of suspended particles in the air is based on filtration technique. The sampler was connected to a universal aspirator (model 224-PCMTX8, SKC, Inc., Eighty-Four, USA), which provided the necessary suction for collecting aerosol samples. The airflow rate at the inlet of the measurement system was 4 L/min.

The Button sampler was placed on a stand at a height of 1.5 meters to ensure that the filter cassette was positioned at the level of the human breathing zone. Similarly, the AirIdeal impactor was also positioned at the same height to maintain consistency in sampling conditions.

In order to analyze the phyllosphere cultivable fraction of microorganisms the leaves (5 g) of tested plants were put into 45 mL sterile saline containing 0.1% Tween 80 and mixed at room temperature for 1 h. The samples, volume of 0.1 μL , were inoculated at broth agar and Sabouraud dextrose agar plates (BTL Łódź, Poland) in triplicates to analyze the number of bacteria and fungi growing in the phyllosphere, respectively. The plates were incubated 24 h at $24\pm 2^\circ\text{C}$. The results were presented as CFU per 1 g of sample.

11.2.2. Particulate matter analysis

The particulate matter fractions were analyzed in triplicates after washing out from plant material with filtration and filters weighing. The leaves were washed with 50 mL of distilled water. The washout was filtered by metal sieve with 100 μm pore size, and afterwards with paper filters Whatman Type 91 (retention 10 μm) (WhatmanTM) to obtain PM₁₀ (containing particles 10–100 μm in diameter). In the next step the filtrated wash out was filtered again with Whatman filters Type 42 (retention 2.5 μm) (WhatmanTM), separating PM_{2.5}, containing particles 2.5 μm to 10 μm in diameter. The filtration was performed with the filtration system Rocker 300 LF30 S.S. (Rocker

Scientific Co. Ltd., Taiwan). To measure dry mass of the filtrated particulate matter the filters were dried to stable mass at 105°C and weighed. The particular matter fraction's mass was presented as g/cm² of leaf surface. The leaves surface was measured with DLT Cam Viewer software (Delta Optical, Poland).

11.2.3. SARS-Cov-2 genetic material isolation and qPCR

Genetic material (RNA) of the SARS-CoV-2 virus was isolated from the leaves of three studied plants (*Tradescantia zebrina*, *Ficus benjamina*, and *Hedera helix*). Biological material for isolation was collected using a sterile swab and then suspended in RNA protect reagent, which is part of the RNeasy Protect Mini Kit (Qiagen, Germany). Further isolation steps were performed according to the manufacturer's instructions for the kit. RNA evaluation was conducted by measuring the concentration using the Qubit™ RNA High Sensitivity (HS) fluorometric method. Despite the fact that the RNA concentration was below the detection limit of the Qubit™ apparatus (which equates to a negligible RNA concentration this) detection of the SARS-CoV-2 virus was performed using the qPCR method with the SARS-CoV-2 qRT-PCR Detection kit (EurX, Poland), which allows for the identification of conserved regions in the ORF1ab and NP genes specific to SARS-CoV-2. The test meets the requirements of the WHO recommendation.

11.3. Results and discussion

The place for the experiment was chosen due to the heavy foot movement causing air motion and large quantities of biological (including SARS-CoV-2 virus molecules) and physical impurities introduction to the experimental area. According to the obtained results for genetic material no SARS-CoV-2 presence was stated in the collected samples (Table 11.1). These results show that despite the usage of very sensitive tools such as qPCR, there is no genetic material of the virus present on the leaves' surface. It could be caused by a very low concentration of the virus molecules in the surrounding air and that is why no such material was introduced into the phyllosphere. Moreover, the type of ventilation and the total space used in the building are also important factors influencing the presence of the virus [8]. In this case the building was relatively spacious and high, with no air conditioning, which could be also a reason for the absence of the

virus on the leaves surfaces. The experimental period was after Covid pandemia and started in the beginning of spring, in the end of the season when the high number of covid cases was noted.

The temperature during 90 days of the experiment was stable but relatively low (ca. 16°C), air humidity was slightly higher while measured at 60th day of the experiment (Table 11.2). A study by Wang et al. [9] showed that the value of the virus transmission coefficient depends on relative humidity and decreases in high humidity conditions. Research presented at [10] indicates that indoor plants, by increasing humidity in closed rooms, reduce the stability of SARS-CoV-2 in air particles and reduce the transmission rate. In our studies, the air humidity was between 42–60%, which influenced the stability of the virus in particulate matter present in the air and its ability to survive on leaves. The study results are consistent with [11] in which it has been shown that at relative humidity >50% virus viability decreases.

The microbial analysis of the leaves surface revealed that the number of bacteria is slightly increasing on the surface of *F. benjamina* leaves by the end of the experiment. It could be suspected that such results were linked with the leaves' surface characteristics. *F. benjamina* has smooth and non-sticky leaves, which seems to facilitate the particles removal. The two other plants were characterized with the increase of the bacterial number after the first 30 and 60 days of the experiment for *H. helix* and *T. zebrina*, respectively. However in the end of the experiment the number of bacterial CFU/1 g of the leaves dropped heavily (Table 11.1). The number of fungi counted in this experiment was negligible (Table 11.1). The initial increase of microbes number on the leaves surface was not corresponding to the constant increase of the total bacteria and fungi number in the surrounding air (Table 11.2). Such results underline that the classical plate-based approach to count microbes is far less precise than molecular tools. Also the wax production and the leaves' surface could be the reason why the measurements were fluctuating. Tween 80 was used for microbes' wash out as a surfactant enabling wax removal. But in case of large wax quantities or "hairy" or folded surfaces of the leaves (in *T. zebrina* and *H. helix*) proper material removal was problematic. There should also be mentioned that in case of the complex microbial community covering the leaves of the tested plants is mostly uncultivable, as ca. 95% of microbes in environmental samples [12]. That is why it is difficult to present the changeability of the microbial biocenosis using classical microbiological approach and molecular tools usage (such as flow cytometry) would be advisable. Moreover, the phyllosphere community is well established and its main role is to protect the plant and the community itself against invasion of (possibly harmful) allochthonous microbes.

That is why it is difficult to implement additional microbes from the bioaerosol into the complex biocenosis effectively and even in the situation when the number of bacteria and fungi in the surrounding air was increasing there was no such increase observed in leaves' community samples. These results don't exclude the possibility that the indoor plants would be more suitable for chemical pollutants than biological molecules removal from the air. This thesis requires further research.

Table 11.1

Average number of viable plus non-viable bioaerosols and SARS-CoV2 particles on the leaves surface during the experiment

plant	<i>Tradescantia zebrina</i>				<i>Ficus benjamina</i>				<i>Hedera helix</i>			
	0d	30 d	60 d	90 d	0d	30 d	60 d	90 d	0d	30 d	60 d	90 d
bacteria [CFU/g]	14	1	uc*	1	73	1	2	36	58	uc*	1	1
fungi [CFU/g]	1	1	uc*	1	19	1	2	0	8	10	1	1
SARS-CoV2 [gene copies]	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

uc* – uncountable

Table 11.2

Average concentration of the viable culturable bacterial and fungal bioaerosol and physical parameters in the air surrounding the experimental plant during the experiment

day of experiment	0 d	30 d	60 d	90 d
bacterial bioaerosol [CFU/m ³]	350	490	640	620
fungal bioaerosol [CFU/m ³]	110	180	210	190
air temperature [°C]	16.2	15.6	15.8	17.4
air humidity [%]	43	42	60	46

Quantitative tests of particulate matter showed that after washing the leaves of the plants, the amount of PM10 on the leaves of *Ficus benjamina*, is low (Figure 11.1a). Studies have shown that the average amount of PM10 on *Hedera helix* leaves increases from 0.3 mg/cm² to 0.8–1.0 mg/cm² over time. The PM10 on the leaves of *Ficus benjamina* was observed in large quantities on the 90th day of the experiment (0.6 mg/cm²). Analyses of *Tradescantia zebrina* leaves showed that despite washing the plant, large amounts of PM10 were observed. On this plant leaves' surface the average amount of PM10 initially decreased from the initial value of 0.7 mg/cm² to 0.3 mg/cm², then increased on day 30 to 0.4 mg/cm² and decreased again on day 90 to 0.1 mg/cm²

(Figure 11.1a). An inverse relationship was observed in the case of the PM2.5 fraction. In the initial phase of the experiment, the amount of PM2.5 dust on the leaves of the *T. zebrina* was 0.1 mg/cm², and then increased to 0.4 mg/cm² on the 90th day of the experiment. In the case of all the analyzed plants, an increase in the amount of PM2.5 dust was observed with the end of the experiment (Figure 11.1b).

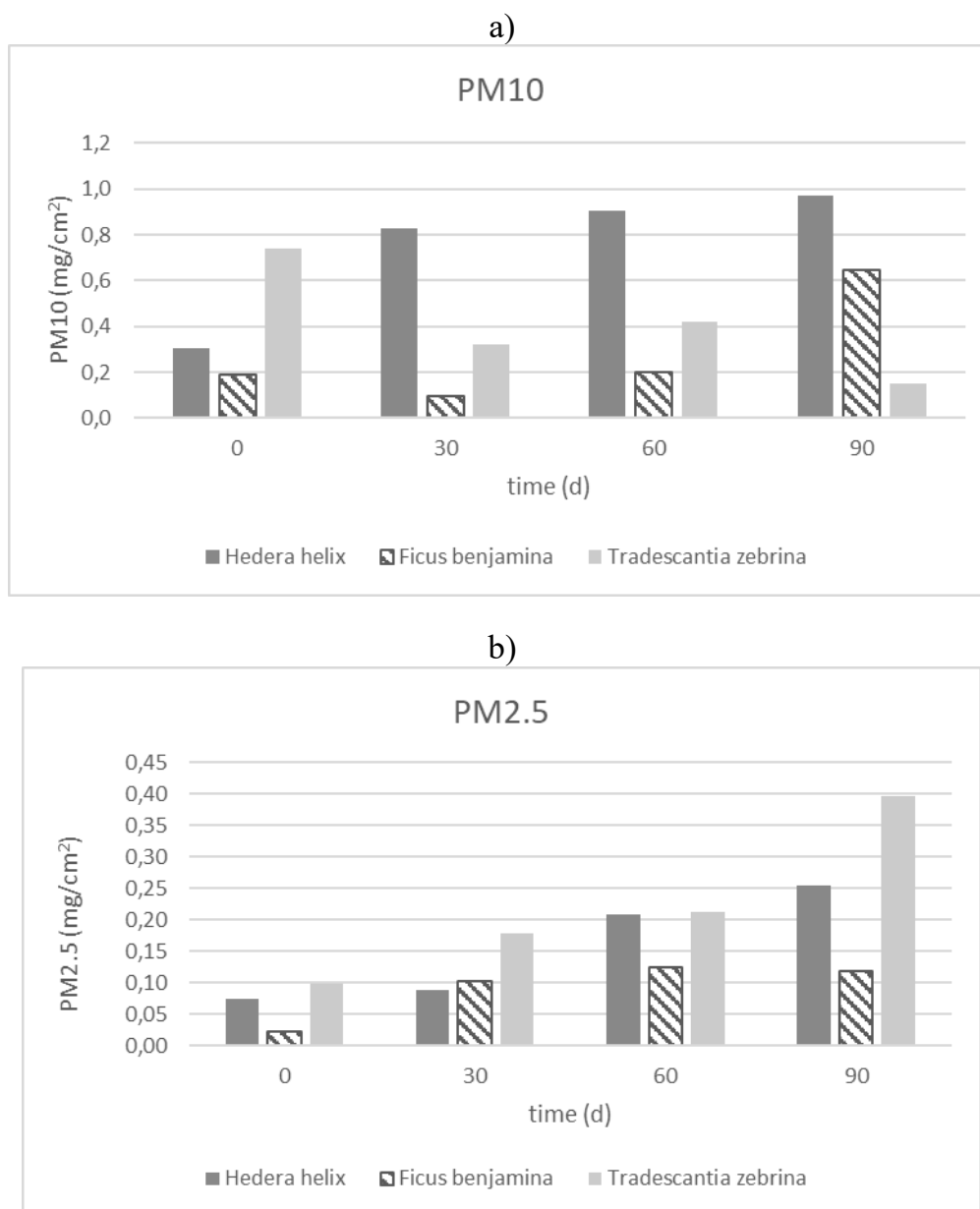


Fig. 11.1. The average particulate matter mass of: a) PM10, b) PM2.5 per cm² of analyzed plants' leaves surface: *Hedera helix*, *Ficus benjamina* and *Tradescantia zebrina* during the experiment
 Rys. 11.1. Średnia masa pyłu: a) PM10, b) PM25 na cm² powierzchni liści badanych roślin: *Hedera helix*, *Ficus benjamina* i *Tradescantia zebrina* w trakcie trwania eksperymentu

It should be also mentioned that a fine fraction of dust (PM2.5) binds to the leaf surface and is more difficult to wash out of it with a stream of water. Research by Kim and Lee [13] has shown that it is much more difficult to remove the PM2.5 fraction from

the surface of leaves than the PM10 fraction using microdroplets of water. The PM2.5 fraction is removed in only 4.5%, while the PM10 fraction is 15.1%, which is due to the larger size of PM10 particles and the ease of their leaching. That is why the mass of the particular PM fractions measured is higher for PM10 than PM2.5.

The PM10 fraction is more easily washed out of the leaf surface. An increase in the amount of PM10 particulate matter is observed over time, but the increase is slower than that of the PM2.5 fraction. After the 60th day of the experiment, an increase in the amount of PM10 particulate matter is observed. After washing the plant, a gradual and regular increase in the PM2.5 fraction on the leaves of the plants is observed.

Of all the plants analyzed, the most effective is the small fraction of PM2.5 dust on the leaf surface is *T. zebrina*. *H. helix*, on the other hand, binds PM10 fractions best. *Ficus benjamina* binds the least amount of PM10 and PM2.5 particles compared to other plants. Research by Cao et al. [14] showed that the removal of PM pollutants from the air by plants occurs mainly through the process of deposition on the surface of the leaves. They report that the morphological characteristics of the leaf are an important factor influencing the deposition of PM. Thus, leaves with fine grooves, a sticky layer or a layer of waxes, as well as with a rough surface, have a greater potential for PM adsorption. While leaves with smooth surfaces and shallow and sparse grooves have a relatively poor ability to retain dust particles. Of all the plants analyzed, the leaves of *F. benjamina* are characterized by the smoothest surface and a small number of grooves, which was one of the reasons why relatively low mass of PM was observed on its leaves. However, the leaves of the *Ficus benjamina* produce various substances such as cinnamic acid, lactose, naringenin, quercetin, caffeic acid and stigmasterol, which affect the viscosity of the leaf and also could be the reason why an increasing number of bacteria was present on its leaves during the experiment. Also for this reason, after the 60th day of the experiment an increase in the amount of dust retained on the leaves of the *F. benjamina* was observed. Studies have shown that due to the mentioned features *F. benjamina* it is one of the plants with a high potential for removing particulate pollutants from the air, despite the smooth surface of the leaves [15, 16]. The leaves of *T. zebrina* are characterized by high surface viscosity, the presence of hairs and grooves, while the leaves of the studied *H. helix* were characterized by a folded surface. These morphological features influenced the differences in dust retention, as well as microbial particles.

11.4. Conclusion

Plants are known to be useful for air pollution remediation also in the indoor microenvironments. The research is usually focused mainly on physiochemical pollution removal. In this work the possibility of microbial pollution remediation using popular indoor plants: *Ficus benjamina*, *Hedera helix* and *Tradescantia zebrina* was estimated. *F. benjamina* presented the increasing number of bacteria cells on the leaves surface over 90 days of the experiment which could be caused by the leaves surface characteristics – the smoothest from all 3 tested plants, which was the reason for the easiest wash out of the material during samples' preparation and the production of a variety of substances potentially used as carbon and energy source by bacteria. The other two plants presented fluctuations not corresponding with the increasing number of bacterial and fungal cells in the surrounding air. Thus it could be suspected that the type of leaves' surface (waxy, "hairy" and curved) was an obstacle during the material preparation. These results could also indicate that microbial consortia in the phyllosphere are relatively stable environments and any allochthonous airborne microbes introduced to the communities are difficult to be incorporated to the already established community. It cannot be excluded that the classical microbial approach of research is not sufficient enough for such research. For both, community analysis and the presence of new airborne microbes introduced to the biocenosis molecular biology approach would be advisable. Also SARS-CoV-2 virus molecules were absent in the samples tested with qPCR method, indicating low possibility of such virus presence in the communities and probably also in the surrounding air.

The results, however, clearly showed that the tested plants are excellent tools for particulate matter filters of indoor air. In case of long-term remediation *Hedera helix* bind PM10 better, while *Tradescantia zebrina* was more effective in binding PM2.5. These results underline the necessity of the usage of a variety of remediating plants at the same time for more effective indoor air phylloremediation. Also the possibility of phyllosphere microbes usage to remove chemical pollution should be tested.

Acknowledgement

This work was financed with Excellence Initiative Research University in Silesian University of Technology 2022, project no. 08/070/SDU/10-21-02. A. Ziemińska-Buczyńska is financed with Silesian University of Technology project no. 08/070/BK_24/0031 (BK-217/RIE7/2024).

Bibliography

1. Matheson S., Fleck R., Irga P.J., Torpy F.R.: Phytoremediation for the indoor environment: a state-of-the-art review. *Reviews in Environmental Science and Biotechnology* 2023, 22, 249–280, <https://doi.org/10.1007/s11157-023-09644-5>.
2. Ravindra K., Mor S.: Phytoremediation potential of indoor plants in reducing air pollutants, *Frontiers in Sustainable Cities* 2022, 4, <https://doi.org/10.3389/frsc.2022.1039710>.
3. Kończak B., Wiesner-Sękała M., Ziemińska-Buczyńska A.: The European trees phyllosphere characteristics and its potential in air bioremediation. *Environmental Pollution* 2024, 349, 123977, DOI:10.1016/j.envpol.2024.123977.
4. Li X., Hu Y., Li D., Su Y.: Transport and removal mechanism of benzene by *Tradescantia zebrina* Bosse and *Epipremnum aureum* (Linden ex André) G.S. Bunting in air-plant-solution system. *Environmental Science and Pollution Research International* 2023, 20, 58282–58294, DOI:10.1007/s11356-023-26618-w.
5. Kim K.J., Kil M.J., Song J.S., Yoo E.H., Son K., Kays S.J.: Efficiency of volatile formaldehyde removal by indoor plants: contribution of aerial plant parts versus the root zone. *Journal of the American Society for Horticultural Science* 2008, 133, 4, 521–526, <https://doi.org/10.21273/JASHS.133.4.521>.
6. Xia L., Lenaghan S.C., Zhang M., Wu Y., Zhao X., Burris J.N., Neal Steward Jr C.: Characterization of English ivy (*Hedera helix*) adhesion force and imaging using atomic force microscopy. *Journal of Nanoparticles Research* 2011, 13, 1029–1037, <https://doi.org/10.1007/s11051-010-0091-3>.
7. Alkattan A., Alameer R., Alsalamien E., Almaary M., Alkhairat M., Alkhalifah A., Alghanim F., Radwan N.: Safety of English ivy (*Hedera helix*) leaf extract during pregnancy: retrospective cohort study. *Daru.* 2021, 29, 2, 493–499, DOI: 10.1007/s40199-021-00415-7.
8. Saeedi R., Ahmadi E., Hassanvand M.S., Mohasel M.A., Yousefzadeh S., Safari M.: Implemented indoor airborne transmission mitigation strategies during COVID-19: a systematic review. *Journal of Environmental Health Science Engineering* 2023, 26, 21, 1, 11–20, DOI:10.1007/s40201-023-00847-0.
9. Wang J., Tang K., Feng K., Lin X., Lv W., Chen K., Wang F.: Impact of temperature and relative humidity on the transmission of COVID-19: a modelling study in China and the United States. *BMJ Open* 2020, 11, e043863, 10.1136/bmjopen-2020-043863.
10. El-Tanbouly R., Hassan Z., El-Messeiry S.: The Role of indoor plants in air purification and human health in the context of COVID-19 pandemic: a proposal for a novel line of inquiry. *Frontiers of Molecular Biosciences* 2021, 30, 8, 709395, DOI:10.3389/fmolb.2021.709395.
11. Chan K.H., Peiris J.S. Mali., Lam S.Y., Poon L.L.M., Yuen K.Y., Seto W.H.: The effects of temperature and relative humidity on the viability of the SARS coronavirus. *Advances in Virology* 2011, 734690, 10.1155/2011/734690.
12. Wade W.: Unculturable bacteria-the uncharacterized organisms that cause oral infections. *Journal of Royal Society of Medicine* 2002, 95, 2, 81–3, DOI: 10.1177/014107680209500207.
13. Kim D., Lee S. J.: Effect of water microdroplet size on the removal of indoor particulate matter. *Building and Environment* 2020, 181, 107097, <https://doi.org/10.1016/j.buildenv.2020.107097>.

14. Cao Y., Li F., Wang Y., Yu Y., Wang Z., Liu X., Ding K.: Assisted deposition of PM_{2.5} from indoor air by ornamental potted plants. *Sustainability* 2019, 11, 2546, <https://doi.org/10.3390/su11092546>.
15. Imran M., Rasool N., Rizwan K., Zubair M., Riaz M., Zia-Ul-Haq M., Rana U.A., Nafady A., Jaafar H.Z.: Chemical composition and Biological studies of *Ficus benjamina*. *Chemistry Central Journal* 2014, 8, 1, 12, DOI:10.1186/1752-153X-8-12.
16. Reyes B.A., Ruiz R.C., Martínez-Cruz J., Bautista F., Gogichaishvili A., Caravalo C., Morales J.: *Ficus benjamina* leaves as indicator of atmospheric pollution: a reconnaissance study. *Studia Geophysica et Geodaetica* 2012, 56, 879–887, <https://doi.org/10.1007/s11200-011-0265-1>.

12. SYMULACJA PROCESU OZONOWANIA PRZY ZMIENNYCH PARAMETRACH WENTYLACJI W CELU ELIMINACJI BIOAEROZLI BAKTERYJNYCH I GRZYBOWYCH W PRZESTRZENIACH ZAMKNIĘTYCH

12.1. Wprowadzenie

Ludzie spędzają większość dnia, tj. około 80%, w pomieszczeniach, a w tym około 65% w domu [1, 2]. Dlatego jakość powietrza w pomieszczeniach jest kluczowym parametrem, który wpływa na ich samopoczucie i zdrowie. Szczególnie istotne są w tym aspekcie parametry jakościowe i ilościowe bioaerozolu wynikające z ilości i różnorodności głównie bakterii, grzybów i wirusów [3–5]. Zastosowanie generatora ozonu jest jedną z najskuteczniejszych metod dezynfekcji w różnych obszarach [6, 7]. Ozon w postaci gazowej najczęściej znajduje zastosowanie podczas dezynfekcji, dezodoryzacji powietrza, jak również powierzchni w pomieszczeniach. Jest jednym z najsilniejszych dezynfektantów, który skutecznie niszczy bakterie grzyby oraz wirusy, w tym również wirus SARS-CoV-2 [8–10]. Używa się go w budynkach użyteczności publicznej, ale również znalazł zastosowanie w pomieszczeniach mieszkalnych, gdzie jest wykorzystywany do odgrzybiania pomieszczeń, w których na skutek np. wysokiej wilgotności i złej wentylacji doszło do rozwoju grzybów pleśniowych. Stosowanie tej metody dezynfekcji pomieszczeń jest w stosunku do innych metod tańsze [11–13]. Zastosowanie ozonu jest jednak ograniczone w pomieszczeniach, gdzie przebywają ludzie [14]. Jego wysokie stężenie w pomieszczeniach jest szkodliwe dla ludzi. Podczas generowania ozonu w pomieszczeniach musi więc być ograniczony dostęp do niego ludzi, którzy mogą korzystać z pomieszczenia dopiero po uprzedniej wentylacji, gdy resztki ozonu zostaną usunięte bądź ulegną rozkładowi [15, 16]. Możliwe jest prowadzenie procesu podczas przebywania ludzi w dezynfekowanych pomieszczeniach, wymaga to jednak bardzo starannego doboru parametrów procesu, takich jak stężenie ozonu, współczynnik wymiany powietrza oraz wentylacja pomieszczenia, co pozwala uchronić ludzi przed przekroczeniem dopuszczalnego stężenia dezynfektora w powietrzu w trakcie procesu i po procesie [17]. Poprawne

przeprowadzenie procedury ozonowania jest nieszkodliwe zarówno dla środowiska, jak i człowieka; systematyczne wykonywanie dezynfekcji znacznie poprawia komfort osób przebywających w tych pomieszczeniach, które cierpią na alergię, jak również astmę, związaną z występującymi grzybami, pleśniami oraz roztocami [18]. Również dużą zaletą tej metody jest dezodoryzacja, podczas której skutecznie usuwane są zapachy. Dlatego tak ważne są opracowanie i optymalizacja skutecznego procesu dezynfekcji powietrza w pomieszczeniach z uwzględnieniem bezpieczeństwa ludzi, co było celem prezentowanych badań [19–21].

12.2. Materiały i metody

Badania prowadzono w zamkniętej komorze z regulowanym tempem przepływu powietrza o wymiarach 150/150/80 cm (rys. 12.1). Zastosowany w badaniach generator ozonu pracował z wydajnością 0,12 g/min ozonu, pomiary wykonywano w odstępach 1-minutowych za pomocą miernika Aeroqual serii 500. Strumień powietrza wentylowanego był regulowany w zakresie od 0,2 do 2 l/h. Przepływ powietrza mierzono za pomocą anemometru z gorącym drutem HCA-1. Analiza mikrobiologiczna polegała na określeniu całkowitej liczby bakterii mezofilnych, psychofilnych i grzybów w przeliczeniu na 1 m³ powietrza. Próbki pobrano metodą zderzeniową (próbnik Air Ideal 3P Biomerieux) z jednego punktu znajdującego się przy przedniej ścianie zamkniętej komory. Do wzrostu bakterii i grzybów użyto odpowiednio pożywki sojowej Trypticase Soy Agar i Sabouraud. Wyniki przedstawiono w postaci CFU/m³. Wykonano trzy serie pomiarowe, jedną przed rozpoczęciem ozonowania, drugą po zakończeniu ozonowania trwającego 30 minut i trzecią 30 minut po zakończeniu ozonowania; każdy pomiar wykonano w trzech powtórzeniach w celu wyznaczenia średniej wartości.

12.3. Wyniki

Sesja 1: wymiana powietrza 2 l/h, wytwarzanie ozonu 0,12 g/min, czas ozonowania 30 min

Wyniki pomiarów ilości bakterii psychofilnych, mezofilnych (wraz z wyróżnieniem pośród nich bakterii pigmentowych) oraz grzybów pleśniowych w CFU/m³ dla pierwszego z pomiarów przedstawiono na rysunku 12.2a-c. Obejmowały

one pomiary przed ozonowaniem (10:47), bezpośrednio po wyłączeniu generatora ozonu (11:38) oraz po upływie pół godziny od wyłączenia ozonatora (12:28). Podczas pomiarów cały czas uruchomiona była wentylacja wewnątrz komory (2 l/h).



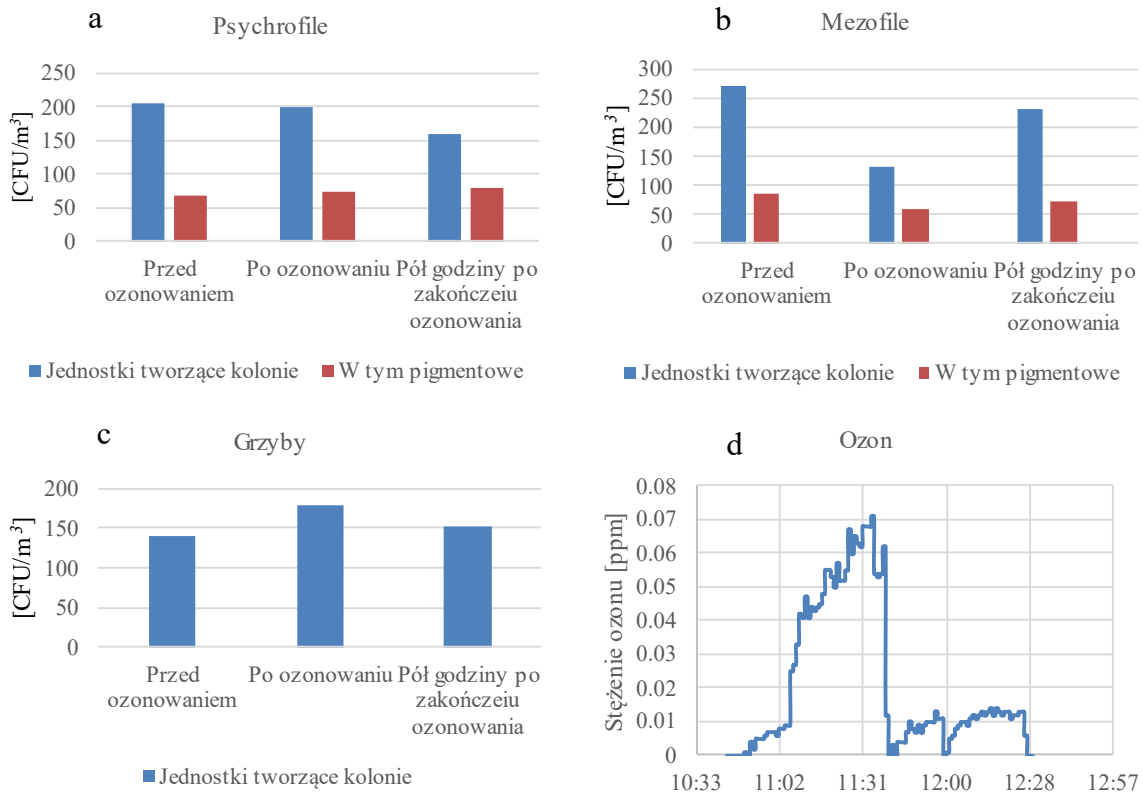
Rys. 12.1. Stanowisko pomiarowe składało się z: generatora ozonu wytwarzającego 0,12 g/min ozonu; próbnika Air Ideal 3P Biomerieux do pobierania bakterii i grzybów, miernika ozonu aeroqual serii 500

Fig. 12.1. The measuring station consisted of: an ozone generator producing 0.12 g/min of ozone; Air Ideal 3P Biomerieux sampler for the collection of bacteria and fungi, aeroqual series 500 ozone meter

Na rysunku 12.2d przedstawiono również zmiany stężenia ozonu w czasie. Zauważyć można gwałtowny spadek stężenia ozonu do wartości zbliżonej do zera około godziny 11:40; spowodowany jest on wyłączeniem generatora ozonu przy ciągle działającej wentylacji w komorze. Najwyższe osiągnięte stężenie ozonu delikatnie przekroczyło wartość 0,07 ppm, czyli 0,15 mg/m³ (1 ppm = 2,14 mgO³/m³); osiągnięte stężenie nie było wysokie, ponieważ przez cały okres trwania pomiarów nie przekraczało wartości NDS (0,150 mg/m³). Wartość średnia stężenia podczas całego pomiaru wynosiła 0,024 ppm, a podczas samego procesu ozonowania 0,05 ppm.

Podczas pierwszej sesji pomiarowej większą redukcję liczebności bakterii stwierdzono w przypadku mezofili w porównaniu z psychrofilami (bezpośrednio po ozonowaniu odpowiednio 2,9% i 51,2%); pół godziny po zakończeniu ozonowania spadek liczebności obu grup bakterii względem pierwszego pomiaru jest nadal widoczny, jednakże względem wartości bezpośrednio po ozonowaniu w przypadku psychrofilii obserwowana jest dalsza redukcja ich liczebności (22,3%), natomiast w przypadku mezofili liczebność nieco wzrosła względem pomiaru bezpośrednio po ozonowaniu (75,2%), ale nadal była niższa aniżeli przed ozonowaniem (redukcja 14,7%). Liczebność bakterii pigmentowych w obrębie psychrofilii stopniowo wzrastała,

a mezofili spadała (pomiędzy 1. a 3. pomiarem odpowiednio wzrost o 19,4% i spadek o 15,1%). W trakcie pierwszej sesji pomiarowej zauważyć możemy, że liczebność grzybów bezpośrednio po ozonowaniu wzrosła w stosunku do wartości sprzed ozonowania (28,6%), a następnie po 30 minutach od zakończenia spadła w stosunku do pomiaru 2. (15%), jednak nadal była nieco wyższa od wartości sprzed ozonowania. W tym przypadku ozon w żaden sposób nie wpłynął na redukcję ich liczby w powietrzu.



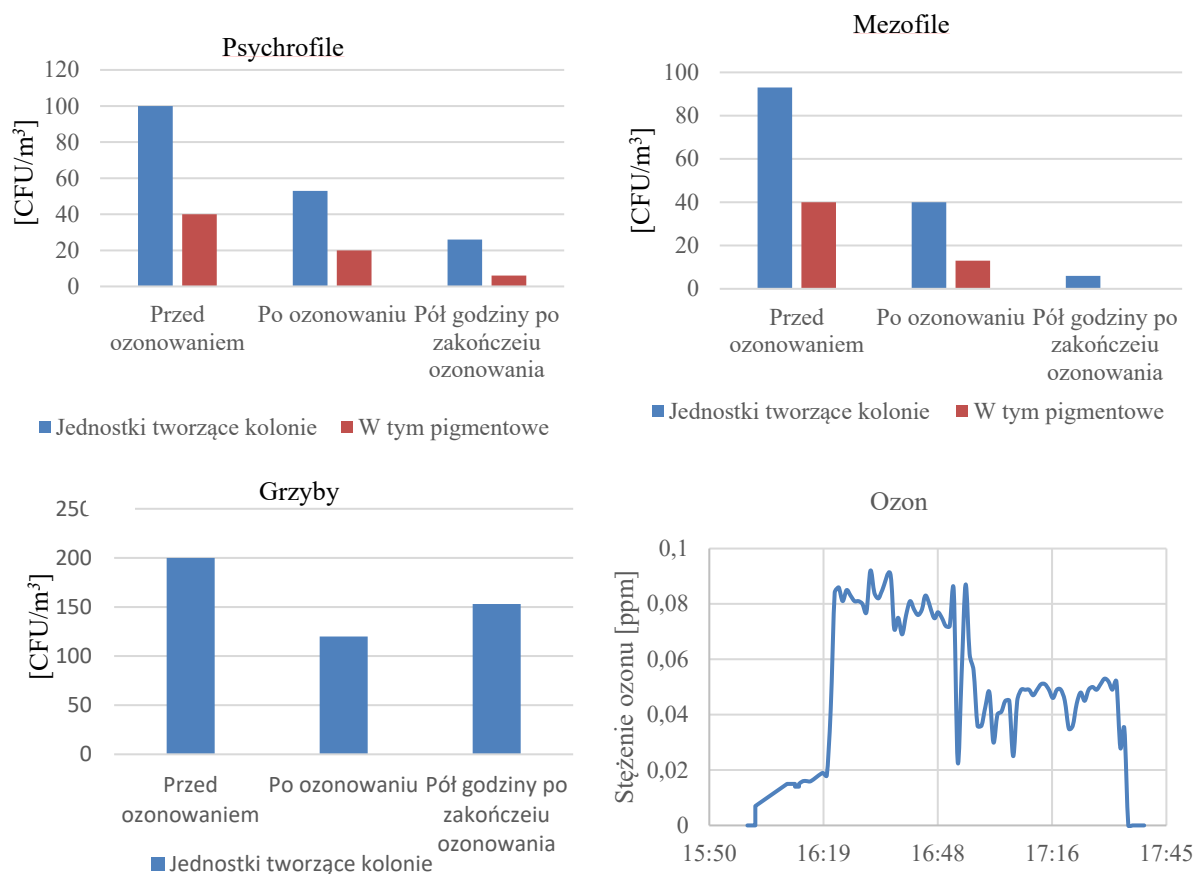
Rys. 12.2. Stężenie bakterii (psychrofilnych, mezofilnych) i grzybów pleśniowych oraz rozkład stężeń ozonu w pierwszym cyklu pomiarowym, podczas pracy generatora oraz 30 min od jego wyłączenia; krotność wymiany powietrza 2 l/h

Fig. 12.2. Concentration of bacteria (psychrophilic, mesophilic) and mold fungi and the distribution of ozone concentrations in the first measurement cycle, during generator operation and 30 minutes after turning it off; air exchange rate 2 l/h

Sesja 2: wymiana powietrza 0,2 l/h, wytwarzanie ozonu 0,12 g/min, czas ozonowania 30 min

Podczas drugiej sesji pomiarowej wraz z wyłączeniem generatora ozonu po 30 minutach wyłączona została wentylacja w komorze w celu podtrzymania wyższego stężenia ozonu. Na rysunku 12.3a-c przedstawione zostały stężenia grzybów oraz bakterii psychrofilnych i mezofilnych przed ozonowaniem (16:00), bezpośrednio po wyłączeniu generatora ozonu (16:52) oraz po upływie pół godziny od wyłączenia

ozonatora (17:20). Najwyższe osiągnięte stężenie ozonu delikatnie przekroczyło wartość 0,09 ppm, czyli $0,193 \text{ mg/m}^3$ ($1 \text{ ppm} = 2,14 \text{ mgO}_3/\text{m}^3$), stężenie to przekraczało wartość NDS, jednak w trakcie drugiego pomiaru nie przekroczyło NDSCh ($0,3 \text{ mg/m}^3$) (rys. 12.3d). Wartość średnia stężenia podczas całego pomiaru wynosiła 0,017 ppm, a podczas samego procesu ozonowania 0,076 ppm.



Rys. 12.3. Stężenie bakterii (psychrofilnych, mezofilnych) i grzybów pleśniowych oraz rozkład stężeń ozonu w pierwszym cyklu pomiarowym, podczas pracy generatora oraz 30 min od jego wyłączenia; krotność wymiany powietrza 0,2 1/h

Fig. 12.3. Concentration of bacteria (psychrophilic, mesophilic) and mold fungi and the distribution of ozone concentrations in the first measurement cycle, during generator operation and 30 minutes after turning it off; air exchange rate 0,2 1/h

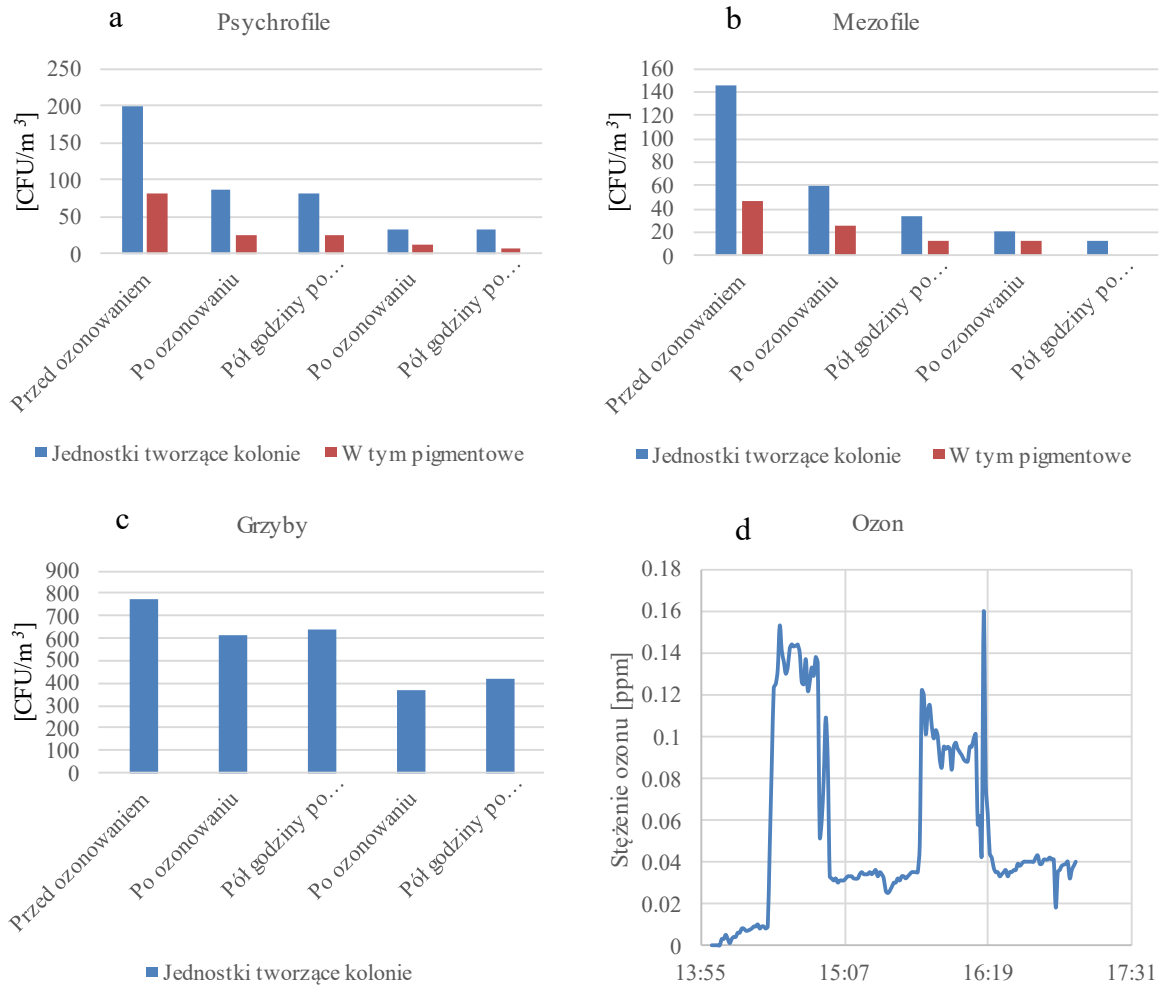
Podczas drugiej sesji pomiarowej ogólna liczba bakterii psychrofilnych, w tym pigmentowych i mezofilnych, w tym pigmentowych, uległa redukcji po 30 minutach ozonowania (redukcja liczebności odpowiednio 47%, 50%, 57%, 67,5%). Tendencja spadkowa utrzymywała się również 30 min od zakończenia generowania ozonu, a procentowa redukcja liczebności wymienionych powyżej grup bakterii wyniosła odpowiednio 74%, 85% oraz 93,5% i 100%. Wnioskować można, że utrzymanie wyższego stężenia ozonu przez dłuższy czas dzięki wyłączeniu wentylacji po wyłączeniu generatora dało lepsze efekty przeprowadzanej dezynfekcji. Stężenie

grzybów w powietrzu po ozonowaniu spadła o 40%, po upływie pół godziny liczba grzybów wzrosła, osiągając poziom 23,5% redukcji względem wartości sprzed ozonowania.

Sesja 3: wymiana powietrza 2 l/h, wytwarzanie ozonu 0,24 g/min, czas ozonowania dwa razy po 30 min

W trakcie trzeciej sesji pomiarowej zastosowano dwa generatory ozonu, a sam proces powtórzony został dwukrotnie. Podczas tej sesji pomiarowej wystąpiły dwa gwałtowne spadki stężenia ozonu w momencie wyłączenia generatora ozonu około godziny 14:52 oraz 16:19 (rys. 12.4d). Po drugim wyłączeniu ozonatora widoczny jest wzrost stężenia ozonu wywołany wyłączeniem wentylacji w komorze. Maksymalne stężenie ozonu przekroczyło wartość 0,15 ppm, czyli 0,32 mg/m³ (1 ppm = 2,14 mgO³/m³), stężenie to przekraczało już wartość NDS oraz wartość NDSCh (0,3 mg/m³). Wartość średnia stężenia podczas całego pomiaru wynosiła 0,062 ppm i była najwyższa spośród trzech wykonanych sesji pomiarowych.

W przypadku trzeciej sesji pomiarowej ogólna ilość bakterii psychrofilnych, w tym pigmentowych oraz mezofilnych, w tym pigmentowych, po każdym ozonowaniu uległa spadkowi. Dużo większe spadki stwierdzono bezpośrednio po pierwszym ozonowaniu i były to redukcje na poziomie odpowiednio 57%, 67,5% oraz 59% i 43,5%. Po upływie 30 minut od zakończenia pierwszego ozonowania ogólna ilość bakterii psychrofilnych oraz bakterii pigmentowych utrzymywała się na mniej więcej stałym poziomie w przeciwieństwie do bakterii mezofilnych, w tym pigmentowych, których liczebność ulegała dalszej redukcji (redukcja względem wartości sprzed ozonowania 77,4% i 71,7%). Po drugim ozonowaniu obserwowano dalszy spadek liczebności wszystkich badanych grup bakterii, uzyskując w pomiarze po 30 minutach od zakończenia drugiego ozonowania redukcję ich liczebności względem wartości początkowej psychrofili, w tym pigmentowych, oraz mezofili, w tym pigmentowych, odpowiednio 83,5%, 91,3% oraz 91,1% i 100%. W tej serii pomiarowej spadek stężenia grzybów w powietrzu jest wyraźnie zauważalny; po pierwszym ozonowaniu redukcja była na poziomie 20,7%, po drugim była to wartość 51,8%. Po 30 minutach od zakończenia każdej z dwóch serii ozonowania występował niewielki wzrost liczebności grzybów, jednak ostatecznie poziom ich eliminacji po obu seriach osiągnął wartość 45,7%.



Rys. 12.4. Stężenie bakterii (psychrofilnych, mezofilnych) i grzybów pleśniowych oraz rozkład stężeń ozonu w pierwszym cyklu pomiarowym, podczas pracy 2 generatorów oraz 30 min od ich wyłączenia; krotność wymiany powietrza 0,2 1/h

Fig. 12.4. Concentration of bacteria (psychrophilic, mesophilic) and mold fungi and the distribution of ozone concentrations in the first measurement cycle, during operation of 2 generators and 30 minutes after they were turned off; air exchange rate 0.2 1/h

Z przeprowadzonych pomiarów wynika, że proces dezynfekcji oparty na dwukrotnym przeprowadzeniu ozonowania z zastosowaniem dwóch generatorów ozonu oraz ozonowaniu z podtrzymaniem stężenia (wyłączenie wentylacji w dygestorium wraz z wyłączeniem generatora ozonu) był najbardziej efektywną metodą przeprowadzenia dezynfekcji. Znacznie gorsze rezultaty uzyskano w przypadku, w którym wentylacja uruchomiona była przez cały okres trwania pomiarów. W przypadku dwukrotnego ozonowania uzyskano najlepsze wyniki dezynfekcji, gdzie spadek bakterii psychrofilnych wyniósł 83,5%, w tym bakterii pigmentowych o 91,3%, w przypadku mezofili spadek ich liczebności był na poziomie 91,1%, w tym bakterii pigmentowych o 100%, a redukcja liczebności grzybów była na poziomie 45,7%. Równie dobre efekty dało jednokrotne ozonowanie

z zastosowaniem podtrzymania stężenia ozonu; w tym przypadku liczba ogólna bakterii psychrofilnych spadła o 74%, w tym pigmentowych o 85%, redukcja liczebności mezofili było na poziomie 93,5%, w tym pigmentowych o 100%, a grzybów 23,5%.

Z przeprowadzonych badań wynika, że czas działania ozonu ma duży wpływ na rezultaty, szczególnie w przypadku grzybów; wpływ na wyniki mogła mieć również włączona wentylacja, ponieważ powietrze zasysane było z pomieszczenia, w którym przebywają ludzie. Najbardziej podatne na działanie ozonu okazały się bakterie mezofilne, a w szczególności występujące pośród nich bakterie pigmentowe. Warto zaznaczyć, że w przypadku, w którym ciągle uruchomiona była wentylacja, wewnątrz komory stężenie ozonu nie przekraczało NDS, co pozwalałoby na przebywanie wewnątrz ludzi, mimo to udało się w pewnym stopniu zredukować liczbę bakterii psychrofilnych oraz mezofilnych.

12.4. Wnioski

Największą redukcję bakterii i grzybów zaobserwowano przy wykorzystaniu wentylacji o najniższym współczynniku wymiany, co pozwoliło na wydłużenie czasu kontaktu ozonu z zanieczyszczeniami, szczególnie w przypadku grzybów. Uzyskano 80-90% redukcję bakterii i 40-45% redukcję grzybów.

W przypadku gdy wentylacja była włączona w okresie pomiaru, stężenie ozonu wewnątrz komory nie przekraczało wartości NDS, a redukcja bakterii psychrofilnych i mezofilnych była widoczna. Im wyższe było stężenie ozonu, tym wyższa była skuteczność dezynfekcji, szczególnie w przypadku bakterii.

Podziękowania

Badania finansowane ze środków badań statutowych Wydziału Inżynierii Środowiska i Energetyki Politechniki Śląskiej.

Bibliografia

1. Vasile V., Petran H., Dima A., Petcu C.: Indoor Air Quality – A Key Element of the Energy Performance of the Buildings. *Energy Procedia* 2016, 96, 277–284 Elsevier Ltd.
2. Mannan M., Al-Ghamdi S.G.: Indoor air quality in buildings: A comprehensive review on the factors influencing air pollution in residential and commercial structure. *International Journal of Environmental Research and Public Health* 2021, 18, 1–24 Preprint at <https://doi.org/10.3390/ijerph18063276>.

3. Daisey J.M., Angell W.J., Apte M.G.: Indoor air quality, ventilation and health symptoms in schools: an analysis of existing information. *Indoor Air* 2003, 13, 53–64.
4. Less B., Mullen N., Singer B., Walker I.: Indoor air quality in 24 California residences designed as high-performance homes. *Sci Technol Built Environ* 2015, 21, 14–24.
5. Niculita-Hirzel H., et al.: Fungal contaminants in energy efficient dwellings: Impact of ventilation type and level of urbanization. *Int J Environ Res Public Health* 2020, 17, 1–15.
6. Makles Z., Galwas-Zakrzewska M.: Ozon bezpieczeństwo ludzi i środowiska. *Bezpieczeństwo Pracy: nauka i praktyka* 2004, 6, 25–28.
7. Epelle E.I., et al.: Ozone application in different industries: A review of recent developments. *Chemical Engineering Journal* 2023, 454 Preprint at <https://doi.org/10.1016/j.cej.2022.140188>.
8. Neves E.S., et al.: Field trial assessing the antimicrobial decontamination efficacy of gaseous ozone in a public bus setting. *Science of the Total Environment* 2023, 876.
9. Cerca N., Lima Â., França A.: Accurate qPCR quantification in polymicrobial communities requires assessment of gDNA extraction efficiency. *J Microbiol Methods* 2022, 194.
10. Mazur-Panasiuk N., Botwina P., Kutaj A., Woszczyzna D., Pyrc K.: Ozone treatment is insufficient to inactivate SARS-CoV-2 surrogate under field conditions. *Antioxidants* 2021, 10.
11. Botondi R., Barone M., Grasso C.: A review into the effectiveness of ozone technology for improving the safety and preserving the quality of fresh-cut fruits and vegetables. *Foods* 2021, 10, Preprint at <https://doi.org/10.3390/foods10040748>.
12. Rangel K., et al.: Detrimental effect of ozone on pathogenic bacteria. *Microorganisms* 2022, 10.
13. Stadnik J., et al.: Substancje bioaktywne w surowcach i produktach spożywczych: systemy produkcji i pakowania żywności zapewniające ich zachowanie w łańcuchu żywnościowym. 2022, DOI:10.24326/mon.2022.5 doi.
14. Górny R.: Biologiczne czynniki szkodliwe: normy, zalecenia i propozycje wartości dopuszczalnych. *Podstawy i Metody Oceny Środowiska Pracy* 2004, 17–39.
15. Khurana A., Chynoweth D.P., Teixeira A.A.: Ozone Treatment Regimen to Prevent Microbial Growth in Air-handling Systems. *Appl Eng Agric* 2007, 23, 391–395.
16. Mocny-Pachońska K., et al.: The efficacy of using ozone in dentistry – review. *Annales Academiae Medicae Silesiensis* 2019, 73, 69–73.
17. Sharma M., Hudson J.B.: Ozone gas is an effective and practical antibacterial agent. *Am J Infect Control* 2008, 36, 559–563.
18. Remondino M., Valdenassi L.: Different uses of ozone: Environmental and corporate sustainability. Literature review and case study. *Sustainability Switzerland* 2018, 10.
19. Dubuis M.E., et al.: Ozone efficacy for the control of airborne viruses: Bacteriophage and norovirus models. *PLoS One* 2020, 15.
20. Sobczyńska-Rak A., Żylińska B., Polkowska I., Silmanowicz P., Szponder T.: Use of ozone in medicine and veterinary practice. *Med Weter* 2018, 74, 5974–2018.
21. Kołwzan B., Adamiak W., Grabas K., Pawełczyk A.: *Podstawy mikrobiologii w ochronie środowiska*, Oficyna Wydawnicza Politechniki Wrocławskiej, 2005.

13. WŁAŚCIWOŚCI DŁUGOTRMINOWE CZUJNIKÓW PYŁU ZAWIESZONEGO W POWIETRZU PMS7003 – WSKAZANIA DO REKALIBRACJI

13.1. Wstęp

Światowa Organizacja Zdrowia od wielu lat podnosi temat wpływu zanieczyszczeń środowiska na ludzkie zdrowie. Jednym z głównych zagrożeń jest zanieczyszczenie powietrza substancjami pochodzenia antropologicznego wynikające z rozwoju cywilizacji i wpływające na zdrowie każdego człowieka [1]. W znacznej mierze świadomość społeczeństwa z biegiem lat rośnie, a co za tym idzie, pojawiają się rozwiązania prawne nakazujące redukcję emisji zanieczyszczeń do założonych wartości [2].

Jednym z czynników wpływających niekorzystnie na zdrowie człowieka jest wysoka zawartość pyłu zawieszonego w powietrzu. Parametrami określającymi jakość powietrza są m.in. PM_{10} i $PM_{2,5}$, czyli zawartość w powietrzu cząstek stałych, których średnica aerodynamiczna jest równa lub mniejsza od odpowiednio $10\ \mu m$ i $2,5\ \mu m$ [1]. Pył zawieszony w powietrzu może pochodzić ze źródeł naturalnych, np. coraz częściej pojawiający się nad Europą piach saharyjski [3, 4], bądź jest on pochodzenia antropologicznego. Największy udział w zanieczyszczeniach powietrza, w tym wahań poziomów pyłów zawieszonych, stanowią produkty spalania paliw kopalnych. Paliwa kopalne spalane w instalacjach indywidualnego i zbiorczego ogrzewania budynków stanowią główną przyczynę złej jakości powietrza w sezonie grzewczym [5].

Przekroczenia norm poziomu pyłów zawieszonych wywołane spalaniem stałych paliw kopalnych najczęściej są odnotowywane na obszarach zurbanizowanych i mają stosunkowo mały zasięg. Ludność zamieszkująca takie obszary jest szczególnie narażona na zatrucia organizmu produktami spalania unoszącymi się w powietrzu, co uwidacznia się znacznie większym odsetkiem zachorowań i zgonów z powodu m.in. niewydolności układu oddechowego i krwionośnego [6]. W informowaniu mieszkańców o lokalnych wartościach poziomów zanieczyszczeń powietrza biorą udział coraz liczniejsze i coraz bardziej dokładne sieci pomiarowe oparte na tanich czujnikach gazów i pyłów [7].

Polskie ustawodawstwo określa warunki, w jakich należy prowadzić pomiary jakości powietrza, w tym kryteria lokalizacji punktów pomiarowych w skali makro i skali mikro [8]. Z punktu widzenia mieszkańca miejscowości, gdzie jakość powietrza jest determinowana przez dym z kominów sąsiadów, istotniejsza wydaje się informacja o stanie powietrza, którym oddycha, niż informacja o jakości powietrza w mieście oddalonym od niego o wiele kilometrów. W ramach badań jakości powietrza w skali mikro prowadzonych od początku stycznia 2021 do końca listopada 2022 na terenie wiejskim wykazano, że mimo wytycznych podanych w rozporządzeniu w trakcie pomiarów należy brać pod uwagę zmianę wskazań PM_{10} i $PM_{2,5}$ w zależności od umiejscowienia czujnika w stosunku do potencjalnego źródła zanieczyszczeń [9].

Do pomiarów poziomego pyłu zawieszonego w skali mikro służą najczęściej tanie czujniki optyczne [10]. Metodę referencyjną stanowi metoda grawimetryczna, która przy dużej precyzji i dokładności charakteryzuje się brakiem możliwości śledzenia wskazań z dużą, co kilka sekund bądź minut, częstotliwością, oraz nie uwzględnia szybkich zmian temperatury, wilgotności oraz siły i kierunku wiatru. Przyjmuje się, że tanie czujniki optyczne powinny być poddane kalibracji na podstawie tej metody [11]. Częstość kalibracji uzależniona jest od właściwości samego czujnika [12], w tym właściwości długoterminowych. W znacznej mierze czas życia czujnika determinowany jest przez producenta i wykorzystanej technologii [13]. Jednak czujniki wykonane w tej samej technologii przez tego samego producenta mogą się od siebie różnić [14]. Parametry te pogarszają się z biegiem czasu [15, 16] mimo deklarowanego czasu życia [13]. Problemem staje się znalezienie wskaźnika, na podstawie którego możliwe byłoby określenie czasu przeprowadzenia kolejnej kalibracji bądź wymiany czujnika na nowy bez dostępu do danych referencyjnych.

Kalibracja czujników, inaczej wzorcowanie, ma na celu ustalenie relacji między wartością wielkości reprezentowaną przez wzorzec pomiarowy a wskazaniami przyrządu pomiarowego wraz z niepewnością tego pomiaru [17]. Kalibracja jest procesem czasochłonnym, który w celu zachowania dokładności pomiaru należy powtarzać z określoną częstością. W zależności od systemu pomiarowego bądź menzurandu kalibrację czujnika wykonuje się przy każdym pomiarze, w określonych interwałach czasowych lub jednokrotnie na etapie produkcji czujnika pomiarowego [18].

13.2. Zakres i metodyka badań

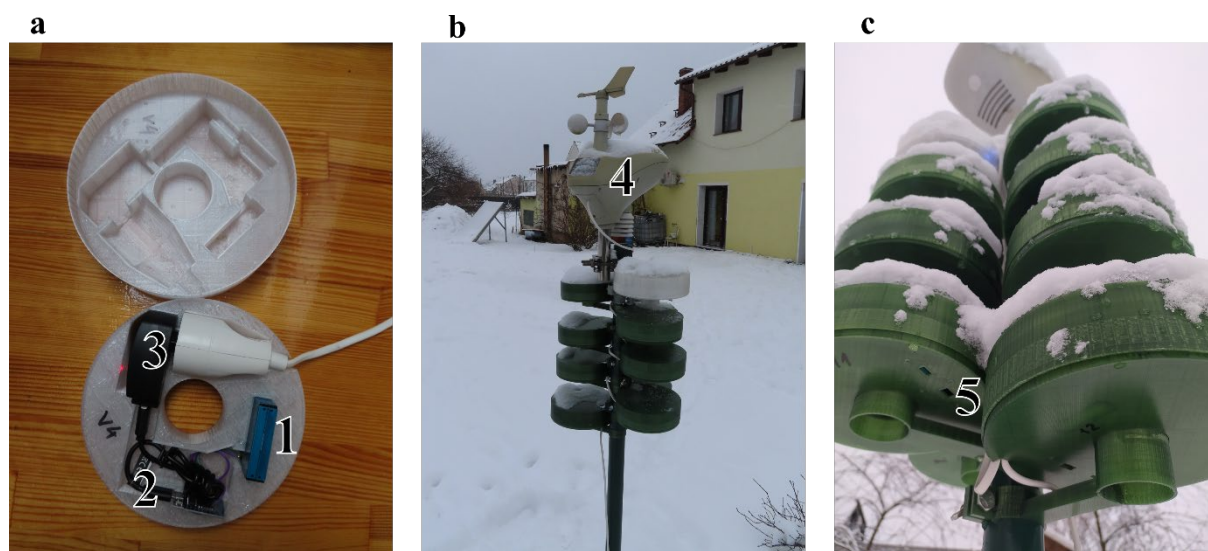
Szeroka gama tanich czujników do pomiarów jakości powietrza pozwala na budowanie sieci pomiarowych, które umożliwiają mieszkańcom danego terenu podejmować świadome działania w celu ochrony własnego zdrowia. Dla zwykłego mieszkańca wartość PM wyświetlana na budynku szkoły bądź ekranie telefonu jest wartością, co do poprawności której nie ma najmniejszych wątpliwości. Żeby założenie to było prawdziwe, konieczne jest uwzględnienie warunków, w jakich pracują czujniki oraz ich parametry zmieniające się z upływem czasu, takie jak dryfty wskazań i dokładność pomiaru. W celu zapewnienia deklarowanej dokładności pomiaru w całym okresie życia czujnika PM konieczne jest wykrycie momentu, w którym należy dokonać ponownej kalibracji czujnika. Biorąc pod uwagę fakt, że kalibracja wiąże się niejednokrotnie z dużymi kosztami, niezbędne wydaje się znalezienie kompromisu pomiędzy jakością pomiaru a całkowitym kosztem tego pomiaru.

Celem badań stało się znalezienie wskaźnika pozwalającego określić chwilę, w której konieczna jest potrzeba przeprowadzenia kalibracji czujnika PM bez informacji o wartościach referencyjnych. Badania prowadzone były na obszarze wiejskim w województwie opolskim, gdzie bezpośredni dostęp do metody referencyjnej był niemożliwy. Do śledzenia zmian jakości powietrza użyto 12 zestawów składających się z czujników Plantower PMS7003 i mikrokontrolerów Espressif Systems ESP8266. Czujniki oznaczono literami od A do J, przy czym wyróżniono trzy czujniki: C1, C2 i C3, które zawsze były montowane razem. Szczegółowy opis systemu pomiarowego i lokalizacji prowadzonych badań opisano w publikacji [9].

Rejestrację danych prowadzono od stycznia 2021 roku do listopada 2022 roku. W tym okresie czujniki przez większość czasu zamontowane były w jednym punkcie pomiarowym. Na rys. 13.1 przedstawiono zdjęcie z dwunastoma czujnikami pyłu zawieszonego i stacją pogodową rejestrującą dane dotyczące temperatury, wilgotności, ciśnienia, siły i kierunku wiatru oraz opadów.

Obszar, na którym prowadzono badania, nie był objęty bezpośrednio przez żadną z państwowych stacji monitorowania jakości powietrza Głównego Inspektoratu Ochrony Środowiska (GIOŚ). Nie było także możliwości przeprowadzenia wstępnych kalibracji czujników PM ze względu na lock down spowodowany pandemią COVID-19. W celu skorygowania wskazań czujników PM została przeprowadzona wsteczna korekta wskazań na podstawie danych pozyskanych z najbliższych stacji oddalonych od punktu pomiarowego od 20 do 50 km: Opole, Strzelce Opolskie, Zdieszowice, Kędzierzyn-Koźle, Gliwice, Zabrze, Lubliniec, Olesno.

Czujniki pyłu zawieszono Plantower PMS7003 przeznaczone są do pomiarów wewnątrz budynków. Producent określił dokładność pomiarów $PM_{2,5}$ na poziomie $\pm 10\%$ w zakresie $100\text{--}500\ \mu\text{g}/\text{m}^3$ oraz $\pm 10\ \mu\text{g}/\text{m}^3$ w zakresie $0\text{--}100\ \mu\text{g}/\text{m}^3$. Producent podał wartość średniego czasu do wystąpienia awarii MTTF (ang. Mean Time To Failure) ≥ 3 lata. Mimo swoich ograniczeń czujnik ten z powodzeniem stosowany jest do pomiarów na zewnątrz m.in. dzięki możliwości pracy w temperaturze od -10°C do 60°C i wilgotności od 0% do 99%.



Rys. 13.1. Stanowisko do monitorowania poziomu pyłu zawieszono. **a.** Jeden z zestawów pomiarowych składający się z czujnika PMS7003 (1) i mikrokontrolera ESP8266 (2) zasilany z sieci (3) w obudowie wydrukowanej na drukarce 3D; **b.** oraz **c.** 12 zestawów pomiarowych umieszczonych w jednym miejscu pomiarowym zgodnie z wytycznymi ujętymi w [8] wraz ze stacją pogodową (4); **c.** Otwory (5) umożliwiające swobodny przepływ powietrza przez czujniki optyczne PM

Fig. 13.1. Set-up for monitoring the level of particulate matter. **a.** One of the measurement sets consisting of the PMS7003 sensor (1) and the ESP8266 microcontroller (2) powered by the network (3) in a 3D printed case; **b.** and **c.** 12 measurement sets placed in one measurement place in accordance with the guidelines included in [8] together with the weather station (4); **c.** Holes (5) enabling free air flow through the PM optical sensors

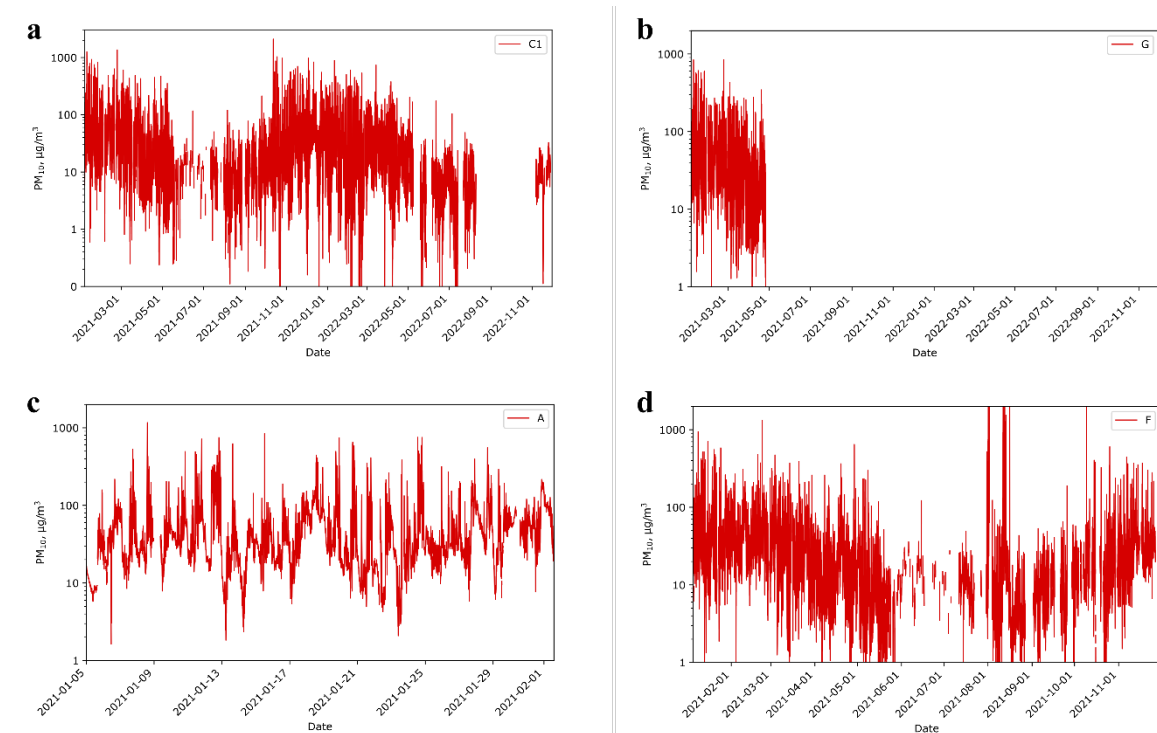
W trakcie prac zauważono, że czujniki PM umieszczone w jednym punkcie pomiarowym i narażone w ten sam sposób na zanieczyszczenia powietrza z biegiem czasu wskazywały coraz bardziej rozbieżne wartości. W związku z tym celem badań stało się znalezienie wskaźnika pomocnego w zidentyfikowaniu chwili, w której konieczne będzie dokonanie korekty wskazań czujników wynikające ze starzenia się czujników, bez dostępu do danych referencyjnych.

Badania prowadzono przez 23 miesiące. Rejestrację danych pomiarowych rozpoczęto 3 stycznia 2021 roku. Pierwszym etapem prac były pomiary wewnątrz budynku w stałej wilgotności i temperaturze ok. 21°C . Celem badań było sprawdzenie

czujników PM w warunkach odniesienia. Przeniesienie czujników na zewnątrz nastąpiło po dwóch dniach, gdy wartości wskazań czujników zostały skorygowane do wartości średniej z tych wskazań. Na zakończenie prac badawczych w listopadzie 2022 roku czujniki ponownie przeniesiono do wnętrza budynku w celu sprawdzenia ich wskazań w kontrolowanych i zbliżonych warunkach jak na początku badań.

W pierwszym czterech miesiącach badań co 3–4 tygodnie czujniki były umieszczane w jednym miejscu bądź znajdowały się w rozproszeniu na terenie działki o powierzchni 2500 m². Metodyka tej części badań została opisana w [9]. W pozostałym okresie, czyli przez 18 miesięcy, czujniki znajdowały się w jednym miejscu, umocowane na słupku (rys. 13.1b) w taki sposób, by umożliwić swobodny dostęp powietrza do komory czujnika laserowego (rys. 13.1c). Badania na zewnątrz zakończyły się 28 listopada 2022 roku.

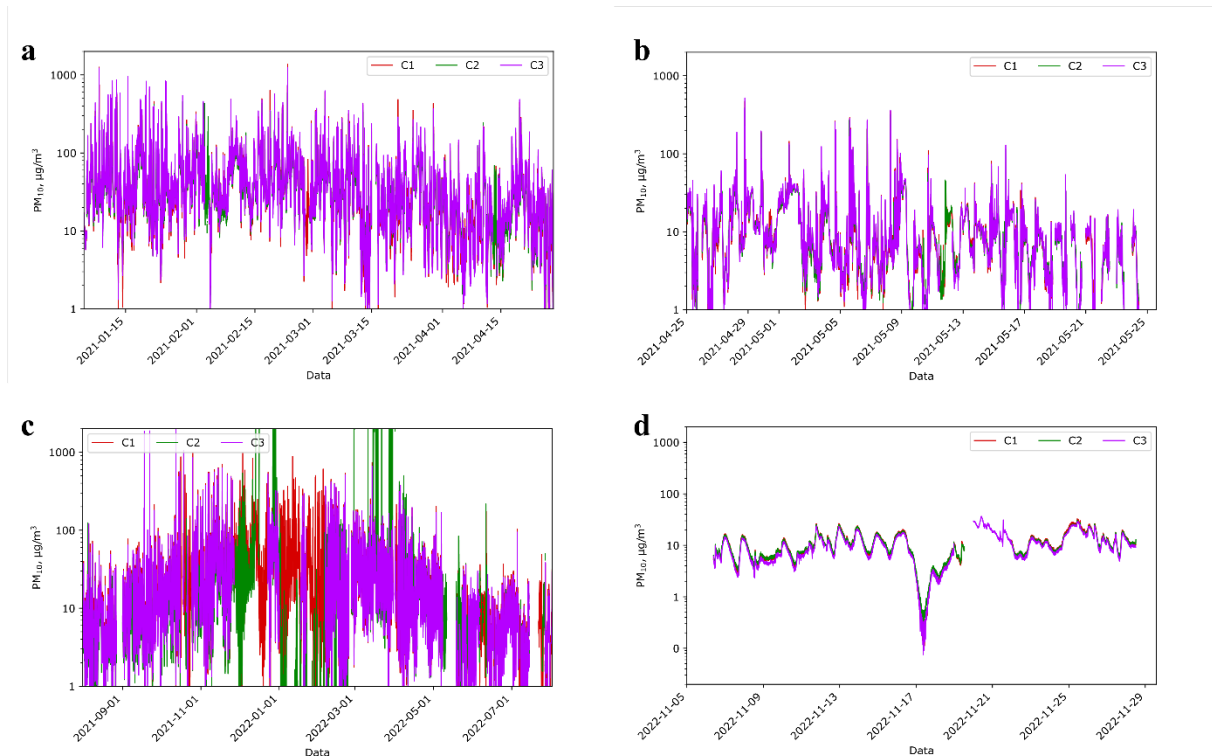
W trakcie badań największym problemem okazało się utrzymanie sieci pomiarowej w gotowości do pracy. Na rys. 13.2 przedstawiono dane z całego okresu pomiarowego dla przykładowych trzech czujników PM. Czujnik C1 (rys. 13.2a) charakteryzował się najwyższą niezawodnością działania. Zestawy pomiarowe E, G oraz H przestały pracować odpowiednio w maju, kwietniu i czerwcu 2021 roku (rys. 13.2b). Awarie były różnego rodzaju, niekoniecznie przyczyną było uszkodzenie czujnika PMS7003. Pozostałe czujniki pracowały przez większość czasu poprawnie (rys. 13.2c). Z powodu zakłóceń różnego pochodzenia (pogodowe, brak zasilania, uszkodzenia elementów sieci pomiarowej włącznie z akwizycją danych, zakłócenia elektromagnetyczne w pobliżu czujników) dość często zdarzały się przerwy w transmisji i rejestracji danych (rys. 13.2d). Z powodu uszkodzenia serwera bądź przepełnienia dysku następowały okresy braku danych. Przykładem jest okres od sierpnia do początku listopada 2022 roku (rys. 13.2a).



Rys. 13.2. Wskazania wartości PM_{10} z wybranych czujników sieci pomiarowej. **a.** Dane z czujnika C1 pozyskane w całym okresie badań wraz z widoczną przerwą w rejestracji danych pomiarowych w miesiącach sierpień – listopad 2022 roku; **b.** Dane pozyskane z czujnika G, który uległ uszkodzeniu w kwietniu 2021 roku; **c.** Dane pozyskane z sieci pomiarowej na przykładzie czujnika A w początkowym okresie badań od stycznia do kwietnia 2021 roku; **d.** Przerwy w transmisji danych spowodowane różnego rodzaju zakłóceniami na przykładzie czujnika F

Fig. 13.2. PM_{10} indications from selected sensors of the measurement network. **a.** Data from C1 sensor obtained during the entire research period, including a visible break in the recording of measurement data in period between August and November 2022; **b.** Data obtained from the G sensor, which was damaged in April 2021; **c.** Data obtained from the measurement network of sensor A as an example in the initial research period from January to April 2021; **d.** Interruptions in data transmission caused by various types of damage, F sensor as an example

Sieć pomiarowa w początkowym okresie badań (rys. 13.3a) charakteryzowała się zadowalającą jakością dostarczanych danych pomiarowych. W dalszych okresach (rys. 13.3b, c), gdy nie był już sprawowany ciągły nadzór nad siecią, zaczęły pojawiać się zakłócenia w transmisji danych. Można także zaobserwować znaczną zmianę średnich wartości wskazań czujników wraz ze zmianą pór roku (rys. 13.3c). W sezonie grzewczym (zimą) średnia wzrastała nawet 10-krotnie w porównaniu z okresem letnim. Widoczne są także dobowe wahania poziomu pyłu zawieszonego wewnątrz budynku (rys. 13.3d). Pomiary prowadzone wewnątrz budynku nie były obciążone błędami wynikającymi z niehomogeniczności mieszaniny powietrza i dymu. Objawia się to tym, że wskazania pozyskane z trzech czujników są do siebie zbliżone. Różnica wskazań wahała się do $3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ z pominięciem okresów dużych i nagłych zmian wartości PM.



Rys. 13.3. Wskazania wartości PM_{10} z czujników C1, C2 i C3 w różnych okresach badań: **a.** Od 5 stycznia 2021 roku do 25 kwietnia 2021 roku; **b.** Od 25 kwietnia 2021 roku do 25 maja 2021 roku; **c.** Od 1 sierpnia 2021 roku do 1 sierpnia 2022 roku; **d.** Od 5 listopada 2022 roku do 29 listopada 2022 roku (wewnątrz budynku)

Fig. 13.3. PM_{10} indications from sensors C1, C2 and C3 in different test periods: **a.** From January 5, 2021 to April 25, 2021; **b.** From April 25, 2021 to May 25, 2021; **c.** From August 1, 2021 to August 1, 2022; **d.** From November 5, 2022 to November 29, 2022 (inside the building)

13.3. Wyniki badań

Zgodnie z [17] wynik pomiaru definiowany jest jako zbiór wartości wielkości przyporządkowany menzurandowi (wielkości mierzonej) wraz z każdą dostępną informacją mogącą mieć znaczenie. Wynik pomiaru zawiera dane dotyczące niepewności pomiaru. Opierając się na tej definicji oraz dysponując wystarczającą liczbą czujników niezbędną do oszacowania niepewności pomiaru metodą typu A ($u_A(x_i)$), zdecydowano się na użycie tego parametru jako wskaźnika procesu starzenia się czujników PM.

Niepewność standardowa szacowana metodą typu A, będąca składową niepewności pomiaru PM, realizowana jest na drodze analizy statystycznej serii obserwacji i jest ona estymowana odchyleniem standardowym eksperymentalnym średniej [19] zgodnie z równaniem (13.1):

$$u_A(x_i) = s(\bar{X}_i) = \sqrt{\frac{1}{n(n-1)} \sum_{i=1}^n (x_i - \bar{X})^2}, \quad (12.1)$$

gdzie: x_i – wskazanie i -tego czujnika PM, $i=(A, B, C1, C2, C3, D, F, I)$; \bar{X} – średnia wskazań czujników PM; n – liczba czujników, $n=8$.

Za wskaźnik uwypuklający różnice wskazań między czujnikami przyjęto $u_A(\log PM)$ zdefiniowany jako:

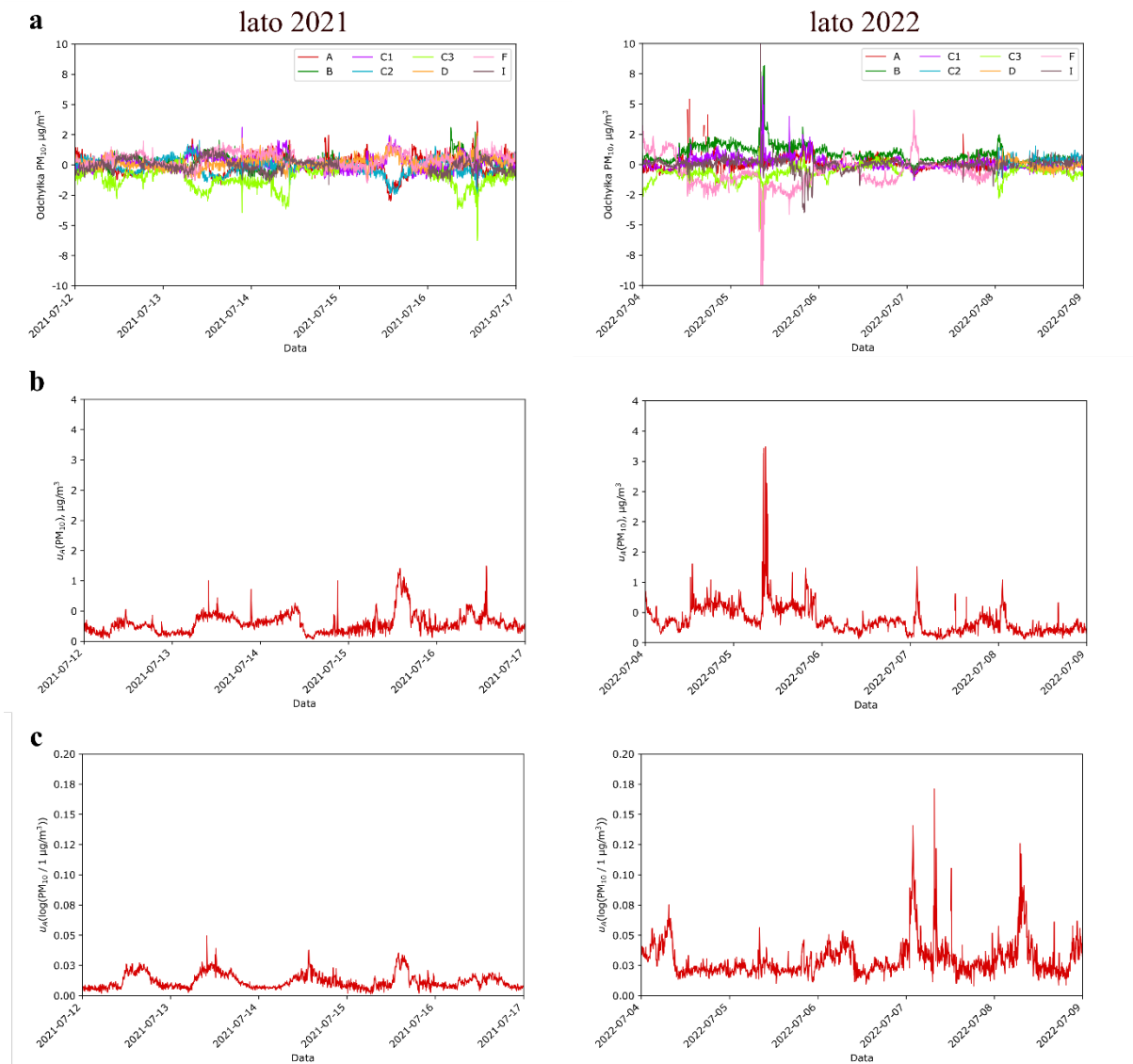
$$u_A(\log PM) = u_A(\log[PM/(1 \mu\text{g}/\text{m}^3)]), \quad (12.2)$$

gdzie: PM – wskazanie poziomu pyłu zawieszonego, $\mu\text{g}/\text{m}^3$; PM przyjmuje wartości PM_{10} lub $PM_{2,5}$ w zależności od menzurandu.

Z powodu trwałego uszkodzenia czujników H, G i E po pierwszych czterech miesiącach pracy ich wskazania nie zostały wzięte pod uwagę do obliczania średniej serii pomiarowej. Podobnie wskazania czujnika J zostały usunięte z obliczeń średniej z powodu okresowego przebywania tego czujnika w innych warunkach niż pozostałe czujniki. W trakcie obliczeń brano pod uwagę pięciodniowe odcinki czasu. W artykule przedstawiono 13 odcinków czasu przypadających na cały okres badań.

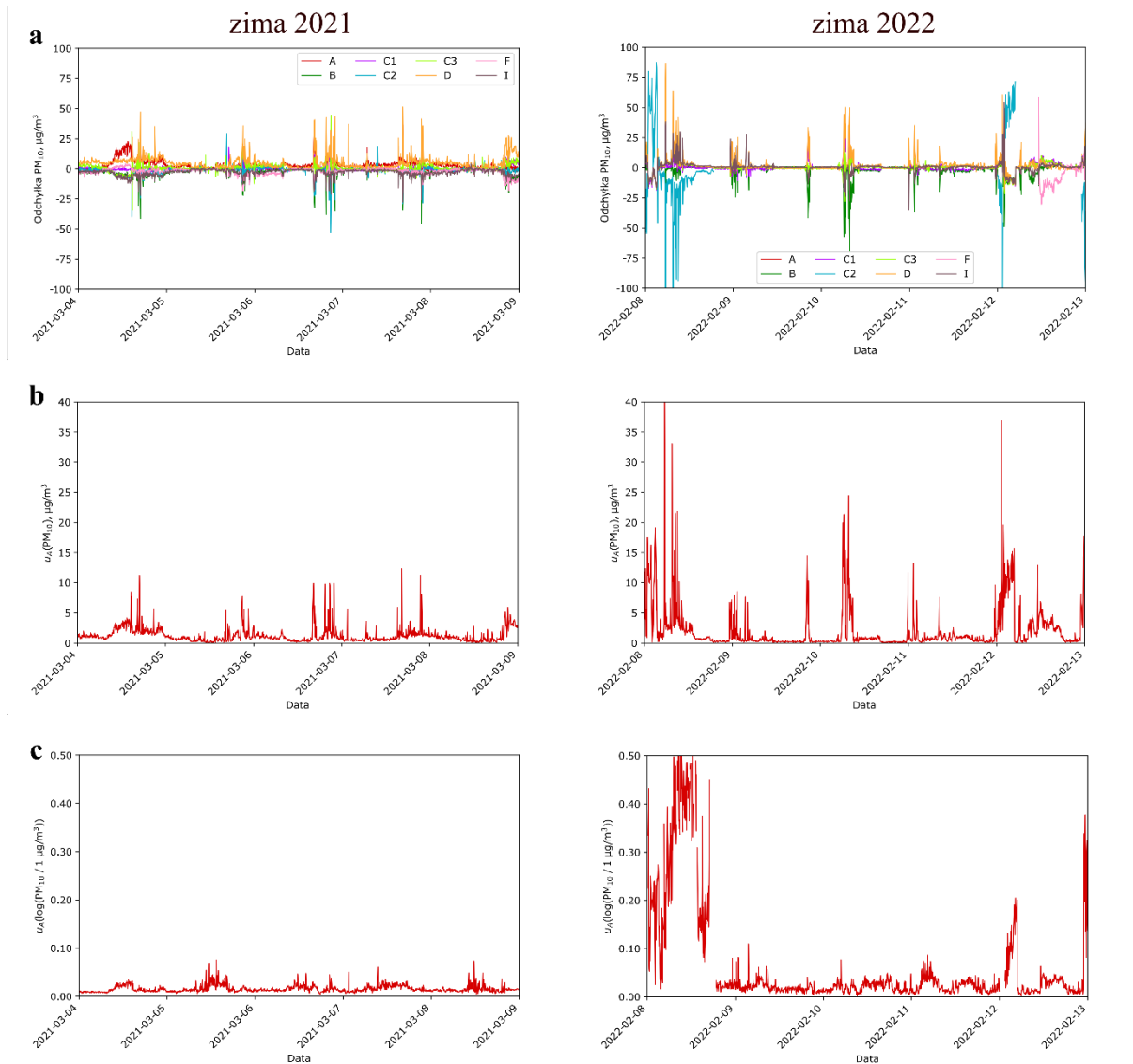
Na rys. 13.4a i 13.5a przedstawiono odchyłki wskazań PM_{10} liczone jako różnica między wskazaniem danego czujnika a średnią z ośmiu czujników w wybranych okresach pomiarowych. Kolejne części rysunku przedstawiają odpowiednio wartości oszacowanej wartości niepewności metodą typu A dla tych przedziałów (rys. 13.4b i 13.5b) oraz wartość wskaźnika opierającą się na tej niepewności $u_A(\log PM_{10})$ (rys. 13.4c i 13.5c).

Z przedstawionych wykresów wynika, że wskazania czujników, jak również wynikające z tego wartości odchyłek zależą nie tylko od czasu życia czujników, lecz przede wszystkim od pór roku. W sezonie grzewczym (rys. 13.5) wartości te znacznie wzrastają z powodu unoszącego się w powietrzu smogu oraz z powodu znajdujących się w pobliżu punktu pomiarowego kilku źródeł zanieczyszczeń powietrza (pracujące kominy). Latem spalanie paliw stałych w piecach jest krótkotrwałe i nie zawsze rejestrowane przez sieć pomiarową. Dlatego też wskazania PM będą niższe (rys. 13.4). Wrażliwość czujników na obecność dymu w powietrzu, częściej występującego w sezonie grzewczym, podnosi wartość wskaźnika $u_A(\log PM)$. W tabeli 13.1 zestawiono wartości niepewności standardowej typu A $u_A(PM_{10})$ i $u_A(PM_{2,5})$ oraz wskaźnika jakości pomiaru $u_A(\log PM_{10})$ i $u_A(\log PM_{2,5})$.



Rys. 13.4. Porównanie wskazań czujników PM z lata 2021 i lata 2022. **a.** Różnice wskazań czujników PM względem średniej wskazań; **b.** Niepewność pomiaru PM_{10} szacowana metodą typu A; **c.** Wskaźnik jakości pomiaru $u_A(\log PM_{10})$

Fig. 13.4. Comparison of PM sensor indications from summer 2021 and summer 2022. **a.** Deviations in PM sensor indications from the mean indications; **b.** PM_{10} measurement uncertainty estimated using the type A method; **c.** Measurement quality index $u_A(\log PM_{10})$



Rys. 13.5. Porównanie wskazań czujników PM z zimy 2021 roku i zimy 2022 roku. **a.** Różnice wskazań czujników PM względem średniej wskazań; **b.** Niepewność pomiaru PM_{10} szacowana metodą typu A; **c.** Wskaźnik jakości pomiaru $u_A(\log PM_{10})$

Fig. 13.5. Comparison of PM sensor indications from winter 2021 and winter 2022. **a.** Deviations in PM sensor indications from the mean indications; **b.** PM_{10} measurement uncertainty estimated using the type A method; **c.** Measurement quality index $u_A(\log PM_{10})$

Na rys. 13.6 przedstawiono wykresy niepewności standardowej szacowanej metodą typu A pomiarów PM_{10} (rys. 13.6a) i $PM_{2,5}$ (rys. 13.6c) oraz wykresy wskaźników jakości pomiaru $u_A(\log PM_{10})$ (rys. 13.6b) i $u_A(\log PM_{2,5})$ (rys. 13.6d), zmieniających się wraz z biegiem czasu w całym okresie pomiarowym. Dominującą przyczyną zmian wartości wskaźników jest pora roku. Wartości niepewności oraz wskaźnika $u_A(\log PM)$ znacznie wzrastają w okresie zimowym. Zdarzają się także anomalie wywoływane przez pojawiające się w pobliżu czujnika dymy z pracujących kominów. W takich chwilach dym nie tworzy z powietrzem homogenicznej mieszaniny.

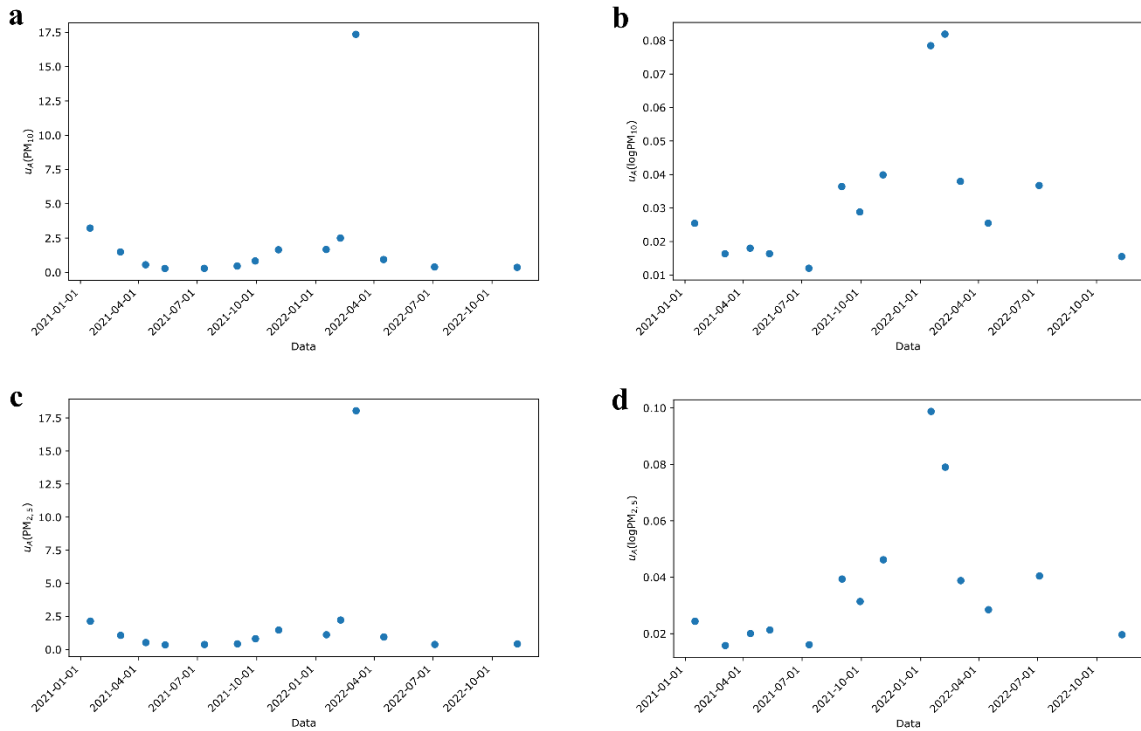
Tabela 13.1

Porównanie różnic we wskazaniach czujników PM (PM_{10} i $PM_{2,5}$)
zmieniających się wraz z upływem czasu

Początek odcinka czasu	$u_A(PM_{10}), \mu g/m^3$	$u_A(\log PM_{10})$	$u_A(PM_{2,5}), \mu g/m^3$	$u_A(\log PM_{2,5})$
2021-01-16	3,23	0,025	2,14	0,024
2021-03-04	1,49	0,016	1,07	0,016
2021-04-12	0,55	0,018	0,53	0,020
2021-05-12	0,28	0,016	0,35	0,021
2021-07-12	0,29	0,012	0,38	0,016
2021-09-01	0,46	0,036	0,43	0,039
2021-09-29	0,83	0,029	0,82	0,031
2021-11-04	1,65	0,040	1,47	0,046
2022-01-17	1,67	0,078	1,12	0,099
2022-02-08	2,50	0,082	2,23	0,079
2022-03-04	17,36	0,038	18,04	0,039
2022-04-16	0,94	0,025	0,95	0,028
2022-07-04	0,39	0,037	0,38	0,040

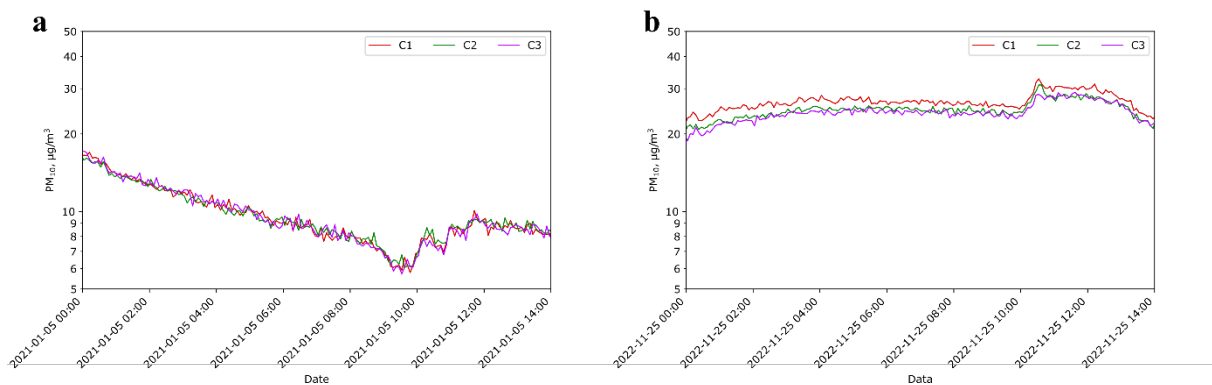
Znacznie mniej zakłócony sygnał rejestrowany był w okresie letnim. Porównując dane otrzymane w lipcu 2021 roku i lipcu 2022 roku (rys. 13.4 i 13.5 oraz tab. 13.1), zauważa się pogorszenie jakości pomiarów. Wartości wskaźników jakości $u_A(\log PM_{10})$ i $u_A(\log PM_{2,5})$ zwiększają się trzykrotnie zarówno w przypadku pomiaru PM_{10} , jak i w przypadku pomiaru $PM_{2,5}$.

Jako ostatni etap prac porównano wskazania dla czujników PM z początku badań i na ich zakończenie (rys. 13.7). Badania wykonano w pomieszczeniu w zbliżonych warunkach (temperatura, wilgotność). Należy zauważyć, że wartości PM na zewnątrz budynku różniły się w obu okresach badań, stąd wartości bezwzględne wskazań są różne. W tym miejscu należy jednak porównać ze sobą wskaźniki jakości pomiaru, gdyż stanowią one element rekomendacji co do wykonania recalibracji czujników. Wskaźniki te obliczone zostały w 14-godzinnym odcinku czasu w danym dniu. Umieszczone w tabeli 13.2 wyniki obliczeń znacznie się od siebie różniły. Szczególnie jest to widoczne w przypadku pomiarów PM_{10} , gdzie wskaźnik $u_A(\log PM_{10})$ po 23 miesiącach pracy zwiększył się czterokrotnie.



Rys. 13.6. Wskaźniki jakości pomiaru poziomu pyłu zawieszonego PM₁₀ i PM_{2,5} w okresie 23 miesięcy. **a.** Niepewność typu A pomiaru PM₁₀ ($u_A(\text{PM}_{10})$); **b.** Wskaźnik jakości $u_A(\log\text{PM}_{10})$; **c.** Niepewność typu A pomiaru PM_{2,5} ($u_A(\text{PM}_{2,5})$); **d.** Wskaźnik jakości $u_A(\log\text{PM}_{2,5})$

Fig. 13.6. Quality indicators for measuring the level of PM₁₀ and PM_{2.5} particulate matter over 23 months. **a.** Type A measurement uncertainty of PM₁₀ ($u_A(\text{PM}_{10})$); **b.** Quality index $u_A(\log\text{PM}_{10})$; **c.** Type A measurement uncertainty of PM_{2.5} ($u_A(\text{PM}_{2.5})$); **d.** Quality index $u_A(\log\text{PM}_{2.5})$



Rys. 13.7. Porównanie wskazań PM₁₀ z czujników C: a. Początek badań (styczeń 2021 roku) b. Koniec badań (listopad 2022 roku)

Fig. 13.7. Comparison of PM₁₀ indications of C sensors: a. Start of research (January 2021) b. Finish of research (November 2022)

Tabela 13.2

Porównanie różnic we wskazaniach czujników PM (PM₁₀ i PM_{2,5})
na początku i końcu badań

Data	$u_A(\text{PM}_{10})$, $\mu\text{g}/\text{m}^3$	$u_A(\log\text{PM}_{10})$	$u_A(\text{PM}_{2,5})$, $\mu\text{g}/\text{m}^3$	$u_A(\log\text{PM}_{2,5})$
2021-01-05	0,12	0,004	0,28	0,011
2022-11-25	0,78	0,015	0,75	0,016

13.4. Podsumowanie i wnioski

Niewątpliwie kontrola jakości powietrza na użytek mieszkańców nawet najmniejszych i najbardziej oddalonych od państwowych stacji monitorujących jest wskazana. Coraz popularniejsze sieci pomiarowe zaspokajają te potrzeby, jednak wraz z biegiem czasu wiarygodność danych otrzymywanych z takich sieci spada. Jedynym sposobem jest rekalicacja czujników. Producent czujnika PMS7003 deklaruje minimum 3 lata niezawodnej pracy czujnika w pomieszczeniach, podając błędy dopuszczalne jedynie dla PM_{2,5}. Nie daje jednak takiej gwarancji, gdy czujnik pracuje na zewnątrz i mierzy wartości PM₁₀. Użytkownik sam musi podjąć decyzję, jak często będzie go kalibrował. Najczęstszym wskazaniem do kalibracji jest konieczność zapewnienia wymaganej dokładności. Jeśli taka dokładność nie jest wymagana, kalibracja czujników także nie będzie wymagana. W pozostałych przypadkach zaproponowany wskaźnik $u_A(\log\text{PM})$ może pomóc w podjęciu takiej decyzji. Od użytkownika będzie zależało przyjęcie wartości wskaźnika, po przekroczeniu której użytkownik otrzyma taką informację i podejmie odpowiednie działania. W przypadku badanych czujników wskazane jest dokonywanie takich rekalicacji raz do roku w lecie podczas słonecznego dnia. Błąd kalibracji wywołany warunkami zewnętrznymi (wilgotność, dymy) jest wtedy najmniejszy.

Bibliografia

1. WHO: WHO global air quality guidelines: particulate matter (PM_{2.5} and PM₁₀), ozone, nitrogen dioxide, sulfur dioxide and carbon monoxide. World Health Organization 2021.
2. Dyrektywa Parlamentu Europejskiego 2008/50/WE z dnia 21 maja 2008 r. w sprawie jakości powietrza i czystsze powietrze dla Europy (Dz.U. L 152 z 11.6.2008, s. 1).
3. Rodríguez J., García M.Á., Pérez I.A., Jorquera H.: Saharan dust contributions to high hourly PM₁₀ concentrations at a background station in Southwestern Europe. Stochastic Environmental Research and Risk Assessment, 2023, 37(10), 3779–3795, DOI: 10.1007/s00477-023-02479-0.

4. Bredeck G., Souza E.J., Wigmann C., Fomba K.W., Herrmann H., Schins R.P.F.: The influence of long-range transported Saharan dust on the inflammatory potency of ambient PM_{2.5} and PM₁₀, *Environmental Research*, 252, 3, 2024, DOI:10.1016/j.envres.2024.119008.
5. Główny Inspektorat Ochrony Środowiska: Ocena jakości powietrza w strefach w Polsce za rok 2022, Warszawa 2023.
6. Świączkowski M., Dobrzycki S., Kuźma Ł.: Multi-City Analysis of the Acute Effect of Polish Smog on Cause-Specific Mortality (EP-PARTICLES Study). *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 2023, 20(8):5566, DOI:10.3390/ijerph20085566.
7. Peltier R.E., Castell N., Clements A.L., Dye T., Hüglin C., Kroll J.H., Lung S.C.C., Ning Z., Parsons M., Penza M., others: An Update on Low-cost Sensors for the Measurement of Atmospheric Composition, December 2020. World Meteorological Organization (WMO), 2021.
8. Rozporządzenie Ministra Klimatu i Środowiska z dnia 11 grudnia 2020 r. w sprawie dokonywania oceny poziomów substancji w powietrzu (Dz.U. 2020 poz. 2279)
9. Wiora A., Wiora J., Kasprzyk J.: Indication Variability of the Particulate Matter Sensors Dependent on Their Location. *Sensors*, 2024, 24(5):1683, DOI:10.3390/s24051683.
10. Grychowski T.: Badania nad tanimi, nowoczesnymi, elektronicznymi czujnikami pyłu w powietrzu. Werle Sebastian, Ferdyn-Grygierek Joanna (red.): Ochrona klimatu i środowiska, nowoczesna energetyka: wybrane zagadnienia. Monografia, Wydawnictwo Politechniki Śląskiej 2023, 1006, DOI:10.34918/86732.
11. Venkatraman Jagatha J., Klausnitzer A., Chacón-Mateos M., Laquai B., Nieuwkoop E., van der Mark P., Vogt U., Schneider C.: Calibration Method for Particulate Matter Low-Cost Sensors Used in Ambient Air Quality Monitoring and Research. *Sensors*, 2021, 21(12):3960, DOI:10.3390/s21123960.
12. Hong G., Le T., Tu J., Wang C., Chang S., Yu J., Lin G., Aggarwal S.G., Tsai C.: Long-term evaluation and calibration of three types of low-cost PM_{2.5} sensors at different air quality monitoring stations. *Journal of Aerosol Science*, 157, 2021, DOI:10.1016/j.jaerosci.2021.105829.
13. Alfano B., Barretta L., Del Giudice A., De Vito S., Di Francia G., Esposito E., Formisano F., Massera E., Miglietta M.L., Polichetti T.: A Review of Low-Cost Particulate Matter Sensors from the Developers' Perspectives. *Sensors*, 2020, 20(23):6819, DOI:10.3390/s20236819.
14. Malings C., Tanzer R., Haurlyuk A., Saha P.K., Robinson A.L., Albert A. Presto & R Subramanian; Fine particle mass monitoring with low-cost sensors: Corrections and long-term performance evaluation. *Aerosol Science and Technology*, 54:2, 160-174, 2020, DOI:10.1080/02786826.2019.1623863.
15. Dehghani M., Sorooshian A., Ghorbani M., Fazlzadeh M., Miri M., Badiee P., Parvizi A., Ansari M., Baghani A.N., Delikhoon M.: Seasonal Variation in Culturable Bioaerosols in a Wastewater Treatment Plant. *Aerosol Air Qual Res.*, 2018 Nov;18(11):2826-2839. DOI:10.4209/aaqr.2017.11.0466.
16. Liu X., Jayaratne R., Thai P., Kuhn T., Zing I., Christensen B., Lamont R., Dunbabin M., Zhu S., Gao J., Wainwright D., Neale D., Kan R., Kirkwood J., Morawska L.: Low-cost sensors as an alternative for long-term air quality monitoring, *Environmental Research*, 185, 2020, DOI:10.1016/j.envres.2020.109438.

17. BIPM.; IEC.; IFCC.; ILAC.; ISO.; IUPAC.; IUPAP.; OIML. International vocabulary of metrology – Basic and general concepts and associated terms (VIM). Joint Committee for Guides in Metrology, JCGM 200:2012. (3rd edition).
18. Wiora A., Wiora J.: Over One-Year Long-Term Laboratory Tests of pH Electrodes in Terms of Industrial Applications Checking Stabilities of Their Parameters and Their Influence on Uncertainties of Measurements. *Sensors*, 2018, 18(12):4102, DOI:10.3390/s18124102.
19. BIPM, I., IFCC, I., ISO, I., & IUPAP, O.: Evaluation of measurement data – guide to the expression of uncertainty in measurement, JCGM 100: 2008 GUM 1995 with minor corrections, 2008.

14. REDUKCJA ZANIECZYSZCZENIA POWIETRZA GAZAMI I PYŁAMI POWSTAŁYMI PODCZAS PROWADZENIA EKSPLOATACJI WĘGLA BRUNATNEGO JAKO ELEMENT PROFILAKTYKI W PROCEDURZE OCENY RYZYKA ZAWODOWEGO

14.1. Wprowadzenie

Odpowiednio dobrana profilaktyka związana z redukcją zanieczyszczenia powietrza gazami i pyłami powstałymi podczas eksploatacji węgla brunatnego jest bardzo ważna w aspekcie zapewnienia bezpieczeństwa zatrudnionej tam załodze. Dobór profilaktyki jest możliwy dopiero po przeprowadzeniu dokładnej analizy zagrożeń (np. w ramach procedury oceny ryzyka zawodowego).

Bezpieczeństwo pracy jest również bardzo ważnym czynnikiem wpływającym na prawidłowe funkcjonowanie przedsiębiorstwa. Dlatego tak ważne jest, aby każdy pracodawca, zgodnie ze zobowiązaniem wynikającym z art. 226 ustawy z dnia 26 czerwca 1974 r. Kodeks pracy (Dz.U. 2020.0.1320 t.j.), oceniał i dokumentował ryzyko zawodowe związane z wykonywaną pracą, stosował niezbędne środki profilaktyczne zmniejszające to ryzyko, informował pracowników o ryzyku zawodowym, które wiąże się z wykonywaną pracą, oraz o zasadach ochrony przed zagrożeniami na stanowisku pracy [1].

Górnictwo odkrywkowe surowców mineralnych, bez względu na stosowane technologie eksploatacji, negatywnie wpływa na środowisko, w tym na jakość powietrza atmosferycznego. Z tego względu na terenie kopalni surowców mineralnych dużą wagę przywiązuje się do działań zgodnych z zasadami zrównoważonego rozwoju, które w zakresie ochrony powietrza skupiają się przede wszystkim na ograniczaniu emisji pyłów i gazów z procesów wydobywania, przeróbki i składowania surowców mineralnych. Poziom stężenia pyłu w powietrzu na terenie kopalni oraz w jej otoczeniu zdeterminowany jest w znacznej mierze emisją nieorganizowaną pyłu. Największa ilość zanieczyszczeń pyłowych uwalniana jest do powietrza podczas urabiania skał (szczególnie metodą robót strzałowych), transportu oraz przerobu surowców.

Dodatkowym źródłem niezorganizowanej emisji pyłu do powietrza jest unoszenie drobnych frakcji cząstek stałych z placów, dróg oraz nieosłoniętych zwałowisk wynikające z oddziaływania wiatru oraz turbulencji powietrza (np. wywołanych ruchem pojazdów) [2].

W niniejszej pracy przedstawiono krótką informację o kopalniach węgla brunatnego i zagrożeniach występujących podczas prowadzenia eksploatacji. Do oszacowania ryzyka zawodowego wybrano metodę PHA (Preliminary Hazard Analysis), której najważniejsze elementy zawarto w osobnym rozdziale. Dla zobrazowania zagrożeń pokazano przykładową ocenę ryzyka zawodowego na stanowisku przodowego. Następnie wskazano pożądane działania profilaktyczne ze szczególnym uwzględnieniem redukcji zapylenia. W podsumowaniu odniesiono się do wniosków płynących z wykonanej procedury oceny i analizy ryzyka zawodowego.

14.2. Kopalnie węgla brunatnego oraz główne zagrożenia

Kopalnia węgla brunatnego to przedsiębiorstwo górnicze – przeważnie kopalnia odkrywkowa – zajmujące się wydobywaniem kopalin węgla brunatnego. W kopalniach odkrywkowych do zdejmowania nadkładu zazwyczaj używa się koparek wielonaczyniowych oraz zwałowarek taśmowych, a wydobywanie prowadzi się głównie za pomocą koparek wielonaczyniowych.

Obecnie w Polsce działa pięć kopalń węgla brunatnego: KWB „Adamów” (w stanie likwidacji), KWB „Bełchatów”, KWB „Konin”, KWB „Turów” oraz KWB „Sieniawa” [3]. Kopalnia Węgla Brunatnego Bełchatów jest liderem polskiego górnictwa węgla brunatnego. Na rynku polskim funkcjonuje od ponad 30 lat. Głównym przedmiotem działalności są wydobywanie i sprzedaż węgla brunatnego. Bełchatów jest największą kopalnią odkrywkową w Polsce i jedną z największych w Europie. Bełchatowski węgiel jest najtańszym paliwem energetycznym w Polsce, z którego produkowana jest najtańsza energia w kraju. Obecnie w KWB Bełchatów wydobywa się rocznie blisko 42 mln ton węgla, co stanowi ponad 50% krajowego rocznego wydobywania tego surowca energetycznego. Eksploatuje złożę węgla brunatnego o zasobach szacowanych całościowo na ponad 1 mld ton [4].

Występujące w kopalniach odkrywkowych zagrożenia, których obecność i rozmiary zależą od wielkości wydobywania, powierzchni wyrobisk, budowy geologicznej, zmienności występujących warunków geotechnicznych i hydrogeologicznych oraz różnorodności systemów eksploatacji, a także stosowanych maszyn i urządzeń, mają

wpływ na stan bezpieczeństwa [5]. Zagrożenia te dzielimy generalnie na naturalne oraz techniczne. Do głównych zagrożeń naturalnych występujących w kopalniach węgla brunatnego zaliczamy zagrożenia [5]: geotechniczne, wodne, sejsmiczne, gazowe i pożarami endogenicznymi.

Zagrożenie geotechniczne to możliwość utraty stateczności skarp i zboczy wyrobiska lub zwałowiska w wyniku działania procesów geologicznych i geologiczno-inżynierskich powodujących zmiany naprężeń w górotworze, mogących doprowadzić do zachwiania wytworzonej tam równowagi i w konsekwencji powstania osuwiska [5]. Zagrożenie geotechniczne występujące w kopalniach węgla brunatnego jest zagrożeniem o potencjalnie największym wpływie na ciągłość ruchu zakładu górniczego i może spowodować [5]:

- utratę stateczności zboczy lub skarp stałych i roboczych odkrywki lub zwałowiska,
- zagrożenie dla załogi górniczej zatrudnionej w rejonach prognozowanych osuwisk,
- zagrożenie dla maszyn i urządzeń na frontach eksploatacyjnych i zwałowych,
- utratę ciągłości transportu technologicznego i komunikacyjnego,
- uszkodzenie systemu odwodnienia kopalni,
- przerwy w dostawach energii elektrycznej.

Zagrożenia wodne to kolejne poważne zagrożenia, na skutek których może dojść do zatopienia lub podtopienia poziomu, wyrobiska, urządzeń i obiektów kopalnianych. Źródłami zagrożeń wodnych są: powierzchniowe zbiorniki i cieki wodne, gwałtowne opady atmosferyczne, utwory wodonośne występujące w spągu i stropie złoża, uskoki, szczeliny lub kawerny, otwory wiertnicze przewiercające warstwy wodonośne, jeżeli nie zostały zlikwidowane lub brak jest wiarygodnych informacji o ich zlikwidowaniu, czy fala powodziowa [6].

Zagrożenie sejsmiczne występuje tylko w Kopalni Węgla Brunatnego „Bełchatów”. Zjawisko to związane jest z lokalną budową geologiczną złoża i jego tektoniką [6].

Zagrożenie pożarami endogenicznymi występuje w kopalniach węgla brunatnego na stałych, długo odsłoniętych skarpach i zboczach zawierających wkładki węgla, rzadziej na poziomach węglowych [6].

Zagrożenie gazowe (metanowe) występuje w Kopalni Węgla Brunatnego „Bełchatów”, wiąże się wyłącznie ze studniami odwadniającymi oraz ze studniami i otworami, które przewierciły pokład węgla. W promieniu 5 m od nich stwierdza się strefę narażoną na wybuch metanu [6].

Zagrożenie pyłowe powstaje głównie podczas wierceń, wydobywania kopaliny, ładowania, rozdrabniania skały lub rudy oraz robót strzałowych [7]. Zagrożenie pyłowe w kopalniach węgla brunatnego jest istotnym problemem zdrowotnym i środowiskowym. W kopalniach węgla brunatnego pył ten może składać się z cząstek

organicznych i nieorganicznych, w tym krzemionki, metali ciężkich oraz innych zanieczyszczeń. Pracownicy narażeni na wdychanie pyłu węglowego mogą cierpieć na różne schorzenia układu oddechowego, takie jak pylica płuc, przewlekła obturacyjna choroba płuc (POChP) lub astma. Długotrwałe narażenie na pył może również zwiększać ryzyko chorób sercowo-naczyniowych, takich jak nadciśnienie tętnicze i choroba wieńcowa. Zanieczyszczenia zawarte w pyłach, takie jak metale ciężkie i krzemionka, mogą być czynnikami rakotwórczymi, co zwiększa ryzyko rozwoju raka płuc. Pył węglowy może unosić się w powietrzu, prowadząc do jego zanieczyszczenia. Wysoki poziom pyłu w powietrzu może wpływać na zdrowie mieszkańców pobliskich terenów oraz na jakość życia. Osadzanie się pyłu węglowego na powierzchni gleby i w wodach może prowadzić do ich zanieczyszczenia, co może mieć negatywny wpływ na roślinność oraz organizmy wodne.

Zagrożenie substancjami szkodliwymi to np. dym wytwarzany podczas strzelania, zawierający toksyczne gazy (takie jak dwutlenek siarki, kwas azotowy, tlenek azotu i in.), które po przedostaniu się do dróg oddechowych mogą doprowadzić do poważnych uszczerbków na zdrowiu. Spaliny z silników Diesla także zawierają szkodliwe dymy, składające się m.in. z bardzo drobnych cząstek, które są wdychane. Częste i długotrwałe wystawienie na działanie spalin z silników Diesla stanowi ryzyko dla zdrowia, któremu należy przeciwdziałać [7].

14.3. Procedura oceny ryzyka zawodowego metodą PHA (Preliminary Hazard Analysis)

Metoda PHA (Preliminary Hazard Analysis) jest matrycową metodą oceny ryzyka zawodowego i uwzględnia dwa parametry ryzyka [8, 9]:

- prawdopodobieństwo wystąpienia szkód,
- stopień szkód spowodowanych zagrożeniem.

W metodzie PHA wielkość ryzyka opisuje wyrażenie:

$$R = P \cdot S, \quad (14.1)$$

gdzie:

R – ryzyko zawodowe,

P – prawdopodobieństwo wystąpienia szkód,

S – stopień szkód spowodowanych zagrożeniem.

Wartości poszczególnych parametrów przedstawiają tabele 14.1–14.4.

Tabela 14.1

Prawdopodobieństwo wystąpienia zagrożenia [9]

Wartość	Prawdopodobieństwo
1	Bardzo nieprawdopodobne
2	Mało prawdopodobne, zdarzające się raz na 10 lat
3	Doraźne wydarzenie (np. raz w roku)
4	Dosyć częste wydarzenia (np. raz w miesiącu)
5	Częste, regularne wydarzenia (np. raz w tygodniu)
6	Duże prawdopodobieństwo wydarzenia

Tabela 14.2

Stopień szkód spowodowanych zagrożeniem [9]

Wartość	Stopień szkód
1	Znikome urazy, lekkie szkody
2	Lekkie obrażenia, wymierne szkody
3	Ciężkie obrażenia, znaczne szkody
4	Pojedyncze wypadki śmiertelne, ciężkie szkody
5	Zbiorowe wypadki śmiertelne, szkody na bardzo dużą skalę na terenie zakładu
6	Zbiorowe wypadki śmiertelne, szkody na dużą skalę poza terenem zakładu

Tabela 14.3

Macierz oceny ryzyka wg metody PHA [9]

Wartość ryzyka		Prawdopodobieństwo szkód					
		1	2	3	4	5	6
Stopień szkód	1	1	2	3	4	5	6
	2	2	4	6	8	10	12
	3	3	6	9	12	15	18
	4	4	8	12	16	20	24
	5	5	10	15	20	25	30
	6	6	12	18	24	30	36

Tabela 14.4

Interpretacja wskaźnika ryzyka wg metody PHA [9]

Wartość ryzyka	Zalecenia decyzyjne
1–3	Ryzyko akceptowalne
4–9	Dopuszczalna akceptacja ryzyka po ocenie ryzyka
10–36	Ryzyko niedopuszczalne, wymagane jego zmniejszenie

14.4. Ocena ryzyka zawodowego na stanowisku przodowego w kopani węgla brunatnego

Przodowy koparki lub zwałowarki pracuje w systemie czterobrygadowym na odkrywce (rys. 14.1). Podstawowe czynności wykonywane przez przodowego na stanowisku pracy to: prowadzenie dokumentacji maszyny (kontrole i wpisy do książki ruchu maszyny, książki kontroli stanu technicznego, książki ppoż. i innych), ocena występujących awarii i zagrożeń oraz podejmowanie decyzji odnośnie do ich usuwania, kierowanie przydzielonymi pracownikami, nadzór nad pracami przy przesuwaniu przewodów oponowych (w tym pod napięciem), współpraca ze sprzętem technologicznym, obsługa niwelatorów optycznych, obsługa urządzeń dźwigowych zamontowanych na maszynach podstawowych, wykonywanie czynności hakowego podczas transportu detali za pomocą urządzeń dźwigowych, wykonywanie prac remontowych oraz prac czyszczących podczas remontów maszyn oraz postojów awaryjnych, obsługa motopomp, elektropomp, agregatów prądotwórczych oraz instalacji przeciwpożarowej, kontrola przedpola koparki, skarp, poziomu jezdni. Osoba pracująca na stanowisku przodowego powinna mieć uprawnienia operatora koparek wielonaczyniowych i zwałowarek, uprawnienia operatora wozów kablowych, uprawnienia operatora urządzeń dźwigowych na maszynach podstawowych, powinna też mieć uprawnienia do obsługi motopomp i elektropomp na koparkach i zwałowarkach oraz urządzeń KTZ [10].



Rys. 14.1. Kopalnia odkrywkowa w Bełchatowie [źródło: <https://kwbbelchatow.pgegiiek.pl/>]

Fig. 14.1. Bełchatów open pit mine [source: <https://kwbbelchatow.pgegiiek.pl/>]

Obecnie w kopalniach węgla brunatnego najczęściej do oceny ryzyka zawodowego są stosowane metody oparte na PN lub Score Risk. W niniejszym opracowaniu zdecydowano się na przeprowadzenie oceny ryzyka zawodowego metodą PHA.

Wstępna analiza zagrożeń (ocena ryzyka zawodowego PHA) koncentruje się na identyfikacji wszelkich potencjalnych zagrożeń i przypadkowych zdarzeń, które mogą doprowadzić do awarii lub wypadku. Celem analizy PHA jest ocena ryzyka z uwzględnieniem dotkliwości możliwych skutków, co w konsekwencji przekłada się na planowanie działań prewencyjnych i środków zaradczych. Wczesna identyfikacja i ocena zagrożeń umożliwi łatwiejsze wprowadzanie zmian projektowych przy znacznie mniejszych kosztach [8].

Dla analizowanego stanowiska pracy zidentyfikowano zagrożenia dla wszystkich czynności roboczych pracownika, funkcjonowania maszyn i urządzeń oraz oddziaływania otoczenia (tab. 14.5).

Tabela 14.5

Ocena ryzyka zawodowego metodą PHA na stanowisku przodowego w kopalni węgla brunatnego [opracowanie własne]

Lp.	Zagrożenie	P	S	R	Poziom ryzyka
1	Ciasne przejścia na urządzeniach układu KTZ	6	3	18	Ryzyko niedopuszczalne
2	Przysypanie człowieka obsuwającą się skarpą	3	6	18	Ryzyko niedopuszczalne
3	Podmuch wiatru (prace w otwartym terenie)	3	3	9	Dopuszczalna akceptacja ryzyka po ocenie
4	Potrącenie przez sprzęt technologiczny	3	6	18	Ryzyko niedopuszczalne
5	Potrącenie przez przemieszczającą się maszyną podstawową układu KTZ	3	6	18	Ryzyko niedopuszczalne
6	Pożar maszyn i urządzeń układu KTZ	1	6	6	Dopuszczalna akceptacja ryzyka po ocenie
7	Upadek ze stromej skarpy lub zbocza	1	6	6	Dopuszczalna akceptacja ryzyka po ocenie
8	Porażenie prądem do 1kV – użytkownicy urządzeń	6	6	36	Ryzyko niedopuszczalne
9	Upadek ze schodów urządzeń KTZ, konstrukcji itp.	6	6	36	Ryzyko niedopuszczalne
10	Uderzenie spadającym urobkiem	1	6	6	Dopuszczalna akceptacja ryzyka po ocenie

Lp.	Zagrożenie	P	S	R	Poziom ryzyka
11	Potknięcie, poślizgnięcie się (otwarty teren, odkrywka)	3	3	9	Dopuszczalna akceptacja ryzyka po ocenie
12	Upadek z wysokości	6	3	18	Ryzyko niedopuszczalne
13	Wypadek drogowy (dojazd na stanowiska pracy)	6	6	36	Ryzyko niedopuszczalne
14	Pochwycenie przez taśmę urządzeń układu KTZ	3	6	18	Ryzyko niedopuszczalne
15	Potknięcie, poślizgnięcie się przy wysiadaniu z/wsiadaniu do pojazdu	3	3	9	Dopuszczalna akceptacja ryzyka po ocenie
16	Odprysk metalu, zmarzliny itp. przy pracach udarowych	3	3	9	Dopuszczalna akceptacja ryzyka po ocenie
17	Upadek z drabiny	6	6	36	Ryzyko niedopuszczalne
18	Potknięcie, poślizgnięcie się na podestach maszyn i urządzeń	3	6	18	Ryzyko niedopuszczalne
19	Odprysk metalu, zmarzliny itp.	3	3	9	Dopuszczalna akceptacja ryzyka po ocenie
20	Kontakt z zawiesiem lub hakiem dźwignicy	6	3	18	Ryzyko niedopuszczalne
21	Uderzenie zerwanym cięgnem lub zawiesiem	6	3	18	Ryzyko niedopuszczalne
22	Niekontrolowany ruch drzwi pojazdu, pomieszczenia	3	3	9	Dopuszczalna akceptacja ryzyka po ocenie
23	Uderzenie o nieruchome przedmioty	3	3	9	Dopuszczalna akceptacja ryzyka po ocenie
24	Zmienne warunki atmosferyczne (praca na powietrzu w zimie i lecie)	3	3	9	Dopuszczalna akceptacja ryzyka po ocenie
25	Kontakt z narzędziami ręcznymi, elektronarzędziami przy montażu	6	3	18	Ryzyko niedopuszczalne
26	Cięcie nożem taśmy przenośnikowej, surówki, kabli itp.	6	3	18	Ryzyko niedopuszczalne
27	Przewrócenie się pojazdu, maszyny na pochyłości	3	6	18	Ryzyko niedopuszczalne
28	Porażenie prądem elektrycznym do 1 kV – użytkownicy sprzętu AGD	1	6	6	Dopuszczalna akceptacja ryzyka po ocenie
29	Uderzenie spadającym z konstrukcji zalegającym urobkiem, bryłami, nawisem ziemi	6	6	36	Ryzyko niedopuszczalne
30	Hałas	6	3	18	Ryzyko niedopuszczalne
31	Pył przemysłowy	6	3	18	Ryzyko niedopuszczalne

14.5. Działania profilaktyczne

Na podstawie analizy przedstawionej powyżej oceny ryzyka zawodowego można stwierdzić, że ryzyko na poziomie niedopuszczalnym występuje podczas działania wielu czynników. W celu obniżenia ryzyka do poziomu dopuszczalnego należy zastosować następujące działania profilaktyczne (tabela 14.6).

Tabela 14.6

Działania profilaktyczne dla stanowiska przodowego w kopalni węgla brunatnego
[opracowanie własne]

Zagrożenie	Środki profilaktyczne
Ciasne przejścia na urządzeniach układu KTZ	Właściwe oświetlenie; hełm ochronny; zachowanie szczególnej ostrożności; zakaz wchodzenia w miejsca zabronione.
Przysypanie człowieka obsuwającą się skarpią	Poruszanie się w bezpiecznej odległości od podstawy skarpy; w razie konieczności wykonania prac w miejscach zagrożenia obsuwiskiem zachowanie stałego kontaktu wzrokowego z innymi pracownikami; posiadanie w gotowości sprzętu do natychmiastowego udzielenia pomocy; zabezpieczenia przeciwko obsunięciu się skarpy.
Potrącenie przez sprzęt technologiczny	Zapoznanie operatora z zakresem czynności przewidzianych przy wykonywaniu określonej pracy; dobra widoczność; sprzęt technicznie sprawny; zachowanie szczególnej ostrożności; zakaz przebywania w zasięgu pracy maszyny.
Potrącenie przez przemieszczającą się maszynę podstawową układu KTZ	Zachowanie odpowiedniej odległości od przemieszczających się maszyn i urządzeń układu KTZ; zakaz prowadzenia prac remontowych i regulacyjnych podczas ruchu pojazdów maszyny; odpowiednie oświetlenie terenu, zachowanie ostrożności podczas przebywania w rejonie pracy maszyny.
Porażenie prądem do 1 kV – użytkownicy urządzeń	Sprawna ochrona przeciwporażeniowa (elektronarzędzia, maszyny i urządzenia); sprawne instalacje elektryczne; w bezpośrednich kontaktach z instalacją (np. kanały naprawcze, głębokie wykopy itp.) stosowanie napięcia 24 V; ściśle przestrzeganie instrukcji obsługi i obowiązujących przepisów.
Upadek ze schodów urządzeń KTZ, konstrukcji itp.	Właściwe obuwie robocze; systematyczne przeglądy stanu technicznego ciągów komunikacyjnych (wymiana zużytych elementów, usuwanie zanieczyszczeń: smarów, lodu itp.); właściwe oświetlenie ciągów komunikacyjnych; zachowanie szczególnej ostrożności.

Zagrozenie	Środki profilaktyczne
Upadek z wysokości	Właściwy dobór sprzętu do wykonywanych prac (odpowiedni rodzaj rusztowania, podestu, podnośnika montażowego itp.; montaż sprzętu zgodny z Dokumentacją Techniczną/instrukcją producenta; stabilność rusztowań, drabin, schodów, podestów i odpowiednia ich wytrzymałość na przewidywane obciążenie, dobry stan techniczny drabin, podestów, podwyższeń itp.; stabilność podłoża; właściwe oświetlenie; zachowanie szczególnej ostrożności podczas wykonywania prac na wysokości, właściwy dobór i prawidłowe stosowanie sprzętu chroniącego przed upadkiem z wysokości.
Wypadek drogowy (dojazd na stanowiska pracy)	Przestrzeganie przepisów prawa o ruchu drogowym przez kierowcę.
Pochwycenie przez taśmę urządzeń układu KTZ	Zakaz prowadzenia robót na przenośniku niezabezpieczonym przed uruchomieniem (przestrzeganie właściwych wpisów w Książce Ruchu Maszyny); zakaz przebywania na taśmie niezabezpieczonego przed uruchomieniem przenośnika; zakaz dotykania taśmy podczas ruchu bębnow lub krążników; sprawność sygnalizacji akustycznej i świetlnej; sprawność wyłączników awaryjnych; sprawność osłon części wirujących; zachowanie bezpiecznej odległości od poruszającej się taśmy.
Upadek z drabiny	Właściwe obuwie robocze; właściwy dobór drabiny do wykonywanej pracy; zabezpieczenie drabiny przed niekontrolowanym odsunięciem się lub rozłożeniem; w przypadku drabiny mocowanej na stałe – systematyczna kontrola punktów mocowania; systematyczne przeglądy stanu technicznego drabiny; właściwe oświetlenie stanowiska; zachowanie szczególnej ostrożności; prawidłowe wchodzenie/schodzenie z drabiny.
Potknięcie, poślizgnięcie się na podestach maszyn i urządzeń	Dbłość o dobry stan techniczny i czystość podestów; zamontowanie elementów przeciwpoślizgowych na podestach pochylonych; właściwe oświetlenie; właściwe obuwie robocze.
Kontakt z zawiesiem lub hakiem dźwignicy	Zakaz dotykania bezpośrednio dłonią zaciskającego się zawiesia – przy wykonywaniu operacji należy posługiwać się narzędziami ręcznymi; zakaz dotykania bezpośrednio dłonią haków dźwignicy i zawiesia podczas wstępnego napinania; zachować szczególną ostrożność.
Uderzenie zerwanym cięgnem lub zawiesiem	Dobierać cięgna lub zawiesia sprawne i o odpowiedniej wytrzymałości; zachować bezpieczną odległość od napinanego cięgna lub zawiesia; nie dotykać bezpośrednio dłonią zaciskającego się zawiesia – przy wykonywaniu operacji posługiwać się narzędziami ręcznymi; nie dotykać bezpośrednio dłonią zawiesia podczas wstępnego napinania; zachować szczególną ostrożność.

Zagrozenie	Środki profilaktyczne
Kontakt z narzędziami ręcznymi, elektronarzędziami przy montażu	Właściwe oświetlenie stanowiska pracy; porządek na stanowisku pracy; sprawne narzędzia ręczne i urządzenia; rękawice robocze; zachowanie należytej uwagi podczas wykonywania prac.
Cięcie nożem taśmy przenośnikowej, surówki, kabli itp.	Zachowanie szczególnej ostrożności; rękawice ochronne; właściwe oświetlenie stanowiska pracy; prawidłowe posługiwanie się nożem.
Przewrócenie się pojazdu, maszyny na pochyłości	Właściwe oznakowanie i oświetlenie dróg; zakaz przejazdu drogami nieoznakowanymi (przypadkowymi); zakaz zjazdu pojazdem, maszyną z rozsprzęglonym silnikiem; zakaz jazdy pojazdem na pochyłościach większych niż dopuszczalne.
Uderzenie spadającym z konstrukcji zalegającym urobkiem, bryłami, nawisem ziemi	Systematyczne oczyszczanie konstrukcji z zalegającego urobku; bieżąca kontrola rejonu przed przystąpieniem do wykonywania prac; wydzielenie i oznakowanie strefy ochronnej pracy; zakaz równoległego prowadzenia innych prac nad wygrodzonym rejonem; zakaz przebywania w strefie osób postronnych; stosowanie hełmów ochronnych.
Hałas	Wymiana maszyn i urządzeń powodujących nadmierny hałas; utrzymanie maszyn i urządzeń w wymaganym stanie technicznym; izolacja akustyczna stanowiska pracy; zmiana technologii; zmiany organizacyjne mające na celu ograniczenie przebywania pracowników w hałasie; ochronniki słuchu; ekrany dźwiękochłonne; zmniejszenie czasu ekspozycji; zapoznanie z dokumentacją techniczno-ruchową (instrukcją) producenta.
Pył przemysłowy	Zmiana procesu technologicznego pod kątem emisji pyłu; zmiana surowca na mniej pyłący; hermetyzacja procesu produkcyjnego; automatyzacja lub robotyzacja procesu produkcyjnego; wentylacja ogólna; wentylacja miejscowa; stosowanie ochron osobistych odpowiednio dobranych do danego stanowiska pracy, uwzględniających m.in. rodzaj pyłu, jego stężenie, strukturę pyłu, czas ekspozycji na pył i wydatek energetyczny; pozbawienie lotności pyłu za pomocy wodą; ograniczenie czasu ekspozycji.

14.6. Podsumowanie

Kopalnie węgla brunatnego działają na przestrzeni wielu lat. Zmagają się one z wieloma zagrożeniami zarówno naturalnymi, jak i technicznymi. Do głównych zagrożeń naturalnych występujących w kopalniach węgla brunatnego zaliczamy

zagrożenia: geotechniczne, wodne, sejsmiczne, gazowe, pyłowe, substancjami szkodliwymi oraz pożarami endogenicznymi.

Dzięki przeprowadzonej ocenie ryzyka zawodowego za pomocą metody wstępnej analizy zagrożeń PHA możemy szczegółowo zidentyfikować zagrożenia mogące zaistnieć na stanowisku przodowego, następnie oszacować wielkość ryzyka oraz wyznaczyć poziom dopuszczalności ryzyka.

Analizując powyższą kartę oceny ryzyka zawodowego, można stwierdzić, że wiele zagrożeń kształtuje się na poziomie niedopuszczalnym, dlatego należy je wyeliminować, stosując odpowiednią profilaktykę. Zastosowanie odpowiedniej metody zmierzającej do zminimalizowania bądź całkowitego wyeliminowania ryzyka może uratować zdrowie bądź nawet życie ludzi pracujących na tych stanowiskach pracy.

Działania profilaktyczne dla stanowiska przodowego w kopalni węgla brunatnego zamieszczone w tabeli 14.6 pozwalają na zmniejszenie ryzyka z poziomu niedopuszczalnego do akceptowalnego.

Poważnym problemem w zapewnieniu bezpieczeństwa pracownikom są zanieczyszczenia powietrza gazami, substancjami niebezpiecznymi i pyłami.

Substancje zanieczyszczające powietrze, takie jak pył kamienny, powstają głównie podczas wierceń, wydobywania kopaliny, ładowania, rozdrabniania skały lub rudy oraz robót strzałowych. Osoby wystawione przez dłuższe okresy na nadmierne zapylenie mogą cierpieć na przewlekłe choroby płuc, np. krzemice.

W miarę możliwości należy unikać przedostawania się pyłu do atmosfery, w szczególności w miejscach, które nie są przewietrzane.

Poziom zapylenia należy kontrolować oraz zmniejszać przez:

- stosowanie zraszania podczas wykonywania wierceń,
- używanie spryskiwaczy wodnych podczas wydobywania kopaliny, ładowania oraz robót strzałowych,
- użycie środków wiążących pył oraz systemów wentylacyjnych, które mają na celu zmniejszenie ilości pyłu w powietrzu.

W miejscach, w których nie wprowadzono lub nie stosuje się kontroli poziomu zapylenia, górnicy narażeni na nadmierną koncentrację pyłu powinni zawsze stosować środki ochrony indywidualnej, takie jak maski przeciwpyłowe, aby zapobiec wdychaniu pyłu. Pracownicy powinni być regularnie szkoleni w zakresie zagrożeń związanych z pyłem węglowym oraz metod ochrony zdrowia.

Regularne monitorowanie poziomu pyłu w powietrzu w samej kopalni oraz wokół jest kluczowe dla oceny skuteczności stosowanych środków zaradczych oraz dla wczesnego wykrywania potencjalnych zagrożeń.

Podsumowując, należy stwierdzić, że zagrożenie pyłowe w kopalniach węgla brunatnego jest poważnym problemem, który wymaga kompleksowego podejścia obejmującego kontrolę źródeł pyłu, ochronę pracowników oraz monitorowanie środowiska.

Wytwarzany podczas strzelania dym zawiera toksyczne gazy (takie jak dwutlenek siarki, kwas azotowy, tlenek azotu i in.), które po przedostaniu się do dróg oddechowych mogą doprowadzić do poważnych uszczerbków na zdrowiu. Górnicy nie powinni zbliżać się do przodka po strzeleniu, dopóki pył i gazy powybuchowe się nie rozproszą.

Spaliny z silników Diesla także zawierają szkodliwe dymy, składające się m.in. z bardzo drobnych cząstek, które są wdychane. Częste i długotrwałe wystawienie na działanie spalin z silników Diesla stanowi ryzyko dla zdrowia, któremu należy przeciwdziałać.

Jeśli to tylko możliwe, nie należy używać stacjonarnego sprzętu z silnikami Diesla w miejscach, które nie są przewietrzane ani w pobliżu stanowisk pracy.

Zwykle maski przeciwpyłowe nie chronią przed toksycznymi gazami, które są obecne w dymach powybuchowych oraz w spalinach silników Diesla.

Nikt nie powinien pracować ani przemieszczać się w rejonach, w których mogą powstać zagrożenia wynikające z pogorszonej widoczności spowodowanej pyłem lub dymem.

Każda przeprowadzona ocena ryzyka zawodowego powinna być przedstawiana pracownikowi, aby zapoznał się z zagrożeniami, jakie mogą występować na danym stanowisku pracy, był świadomy poziomu ryzyka oraz znał i stosował odpowiednią profilaktykę.

Bibliografia

1. Kodeks pracy. Ustawa z dnia 26 czerwca 1974 r. (Dz.U. 1974 Nr 24 poz. 141).
2. Bogacki M., Dziugiel M.: Metodyka wyznaczania emisji pyłu do powietrza z procesu erozji wietrznej na terenie kopalni odkrywkowej surowców mineralnych. *Przegląd Górniczy* 2013, T. 69(11), 56–63.
3. Strona internetowa: https://pl.wikipedia.org/wiki/Kopalnia_węglu_brunatnego, [dostęp na dzień 23.05.2024].
4. Strona internetowa: <https://pgegiel.pl/Nasze-oddzialy/Kopalnia-Węglu-Brunatnego-Belchatow>, [dostęp na dzień 23.07.2023].
5. Mirek A., Biały L.: Stan zagrożeń naturalnych w kopalniach węgla brunatnego ze szczególnym uwzględnieniem zagrożeń występujących w KWB „Bełchatów”. *Górnictwo i Geoinżynieria* 2009, 2, 327–341.

6. Raport WUG pt. „Ocena stanu bezpieczeństwa pracy, ratownictwa górniczego oraz bezpieczeństwa powszechnego w związku z działalnością górniczo-geologiczną w 2022 roku (porównanie od roku 2018)”, WUG, 2023.
7. Walie M., Jennings N.: Bezpieczeństwo i ochrona zdrowia w małych kopalniach odkrywkowych”, Poradnik, WUG 2004.
8. Romanowska-Słomka I., Słomka A.: Zarządzanie ryzykiem zawodowym, Wyd. Taronus, Tarnobrzeg 2008.
9. Krause M.: Ocena ryzyka zawodowego – wymagania, wytyczne, przykłady. Wyd. 1. Wyższa Inżynierska Szkoła Bezpieczeństwa i Organizacji Pracy, Radom 2008.
10. Hankiewicz K., Lasota A.M.: Bezpieczeństwo i ergonomia pracy na stanowiskach operatorów maszyn w górnictwie odkrywkowym. Logistyka – nauka, Politechnika Poznańska 2015, 5, 933–939.

15. JAKOŚĆ POWIETRZA W KABINACH EKSPLOATOWANYCH SAMOCHODÓW OSOBOWYCH

15.1. Wprowadzenie

We współczesnym świecie ludzie znaczną część swojego czasu spędzają w (ok. 5%) ruchu ulicznym w drodze do i z pracy [1]. Osoby dojeżdżające do pracy, używające transportu publicznego, jak również regularnie korzystające z pojazdów prywatnych mogą być chronicznie narażone na działanie toksycznych substancji zanieczyszczających [2–4]. Wykazano, że poziom narażenia osób jest zależny od środka transportu, w tym pojazdów prywatnych, publicznego transportu zmotoryzowanego (autobus, tramwaj, pociąg) i transportu niezmotoryzowanego (rower, pieszy). Różnice w poziomach stężeń między tymi różnymi rodzajami transportu są związane głównie z emisją par z silnika, rodzajem i składem paliwa (benzyna, olej napędowy, gaz płynny), wyborem pasa ruchu, wysokością pojazdu (spaliny powstają w pobliżu powierzchni drogi [5]), emisją z materiałów wykończeniowych [6], natężeniem ruchu [7], stopniem wentylacji [8], nawykami użytkowników [9] oraz warunkami meteorologicznymi [10]. Większość pojazdów ma małą przestrzeń wewnętrzną, co wiąże się z tym, że stężenia różnych zanieczyszczeń w kabinie są na ogół wyższe niż w innych środowiskach wewnętrznych [11].

Największy udział wśród zanieczyszczeń w kabinach pojazdów mają lotne związki organiczne (LZO) [8, 12, 13], a ich średnie stężenia w kabinie są zwykle wyższe niż w otaczającym powietrzu [14]. Dodatkowo podczas jazdy ich stężenia w kabinie mogą znacznie wzrosnąć [15]. Najczęściej badanymi z grupy LZO są związki o największej potencjalnej toksyczności dla ludzi, w tym benzen, toluen, etylobenzen, ksyleny (BTEX), a także styren, formaldehyd i aldehyd octowy [14, 16, 17]. Stężenia związków z grupy BTEX w eksploatowanych pojazdach w różnych warunkach ruchu mieszczą się w szerokich granicach i są przedstawione w tabeli 15.1. Spośród tej grupy związków benzen został sklasyfikowany przez Międzynarodową Agencję Badań nad Rakiem (IARC) jako rakotwórczy dla ludzi (Grupa 1), natomiast etylobenzen o prawdopodobnym działaniu rakotwórczym (Grupa 2B) [18]. Narażenie na te

substancje jest związane ze zwiększonym ryzykiem białaczki i nowotworów układu krwiotwórczego [19]. Toluen i ksyleny nie są rakotwórcze (Grupa 3), ale mogą mieć niekorzystny wpływ na reprodukcję, szczególnie w przypadku narażenia przewlekłego od niskich do wysokich stężeń [20]. Wdychanie oparów BTEX może prowadzić do podrażnienia gardła i niewydolności oddechowej, natomiast narażenie na opary toluenu może być przyczyną senności i zawrotów głowy, a opary benzenu mogą powodować bóle głowy, pobudzenie, bezsenność i ogólne osłabienie. Dodatkowo długotrwałe narażenie na BTEX może również prowadzić do podrażnienia zmysłów użytkownika pojazdu i wpływać na bezpieczeństwo prowadzenia pojazdu [21].

Tabela 15.1

Zakres średnich stężeń związków z grupy BTEX w pojazdach w różnych warunkach ruchu na podstawie [13]

Nazwa związku	Zakres stężeń, $\mu\text{g}/\text{m}^3$
Benzen	0,75–203,7
Toluen	2,2–770
Etylobenzen	0,6–21
m,p-Ksylen	7,4–127,2
o-Ksylen	6,6–76

Głównymi źródłami emisji LZO w kabinach samochodowych są materiały wykorzystywane do produkcji elementów składających się na wnętrze kabiny samochodowej: deski rozdzielczej, kierownicy, siedzeń, izolacji (tworzywa sztuczne), obszycia kierownicy (skóra sztuczna lub naturalna), podsufitki, tapicerki, mat podłogowych i pokrowców na siedzenia (tekstylna i włókna), emisje z silnika do wnętrza kabiny, a także zanieczyszczenia migrujące z zewnątrz wraz z powietrzem wentylacyjnym [14, 22]. Dodatkowym źródłem emisji LZO są także nawyki kierowców i/lub pasażerów, takie jak palenie papierosów w pojeździe [23].

Celem niniejszego badania było określenie stężenia wybranych lotnych związków organicznych takich jak benzen, toluen, etylobenzen m,p-ksylen i o-ksylen we wnętrzu używanych samochodów osobowych w porze chłodnej (jesień–zima). Kabiny samochodów monitorowano na przełomie 2023 roku i 2024 roku przy użyciu próbników pasywnych.

15.2. Metodyka badawcza

Charakterystyka pojazdów

Obiektem badań były cztery różne modele samochodów napędzanych benzyną oraz jeden napędzany olejem napędowym. Samochody różniły się rokiem produkcji, pojemnością silnika oraz sposobem eksploatacji. Pomiary prowadzono od listopada 2023 do stycznia 2024 roku. Szczegółowe informacje dotyczące badanych samochodów zamieszczono w tabeli 15.2.

Tabela 15.2

Charakterystyka badanych pojazdów

Samochód	Rodzaj paliwa	Rok produkcji	Pojemność skokowa silnika [cm ³]	Średnie spalanie [dm ³ /100 km]	Garaż	Liczba przejechanych kilometrów	Liczba tankowań
SB1	benzyna Pb 95	2008	1386	6,8	nie	1429	3
SB2	benzyna Pb 95	2012	1390	7,8	nie	1604	4
SB3	benzyna Pb 95	2016	1598	7,6	tak	1829	4
SB4	benzyna Pb 95	2020	2000	8,7	tak	2734	6
SD	olej napędowy	2011	1396	5,7	nie	946	2

Pobór i analiza próbek powietrza z kabin pojazdów

Powietrze w kabinach samochodów osobowych pobierano w pięciu kampaniach pomiarowych, co 21 dni każda, wykorzystując rurkowe próbki pasywne ze złożem typu Tenax GR (PerkinElmer Inc., Waltham, MA, USA). Próbniki umieszczono na wysokości głowy kierowcy i pasażerów w przedniej części samochodu. Równolegle były pobierane próbki powietrza atmosferycznego. Po poborze rurki sorpcyjne przechowywano w obniżonej temperaturze, a następnie poddano je analizie w układzie desorpcja termiczna-chromatografia gazowa (TD-GC). Najpierw próbki były desorbowane w desorberze termicznym TurboMatrix 100 TD (PerkinElmer, Inc., Waltham, MA, USA), a następnie analizowane za pomocą chromatografu gazowego Clarus 500 wyposażonego w detektor płomieniowo-jonizacyjny (FID) (PerkinElmer, Inc., Waltham, MA, USA). Do rozdziału chromatograficznego wykorzystano kolumnę kapilarną RTX-5 (Restek) o wymiarach 30 m × 0,32 mm × 3,00 μm. Szczegóły dotyczące pasywnej metody poboru próbek powietrza, kalibracji, walidacji metody i parametry analizy w układzie TD-GC zostały dokładnie opisane w publikacji [24].

Granica wykrywalności (LOD) dla 21-dniowego poboru próbek powietrza dla poszczególnych związków z grupy BTEX wynosiła od 1,67 ng/m³ do 3,48 ng/m³, a granica oznaczalności (LOQ) od 5,01 ng/m³ do 10,44 ng/m³.

15.3. Wyniki pomiarów i ich omówienie

W niekondycjonowanych kabinach nowych samochodów po ich montażu można wykryć ponad 250 różnych LZO, przy czym dominującą grupą (ok. 60%) są węglowodory alifatyczne, natomiast węglowodory aromatyczne stanowią od 12% do 27% ogółu LZO [25]. Głównymi źródłami emisji LZO w przypadku nieużytkowanych jeszcze samochodów są materiały wykończeniowe, przy czym skóra naturalna wydaje się bardziej zwiększać poziom stężenia LZO niż materiały tekstylne [13]. Badania Grabbsa i in. wykazały, że w kabinach nowych samochodów stężenia LZO wynoszące 300-600 µg/m³ obniżają się w ciągu trzech tygodni nawet o 90% [26]. W celu wyeliminowania emisji LZO z materiałów wykończeniowych do badań wybrano samochody, które wyprodukowano w latach 2008–2020 (tabela 15.2). W kabinach tych pojazdów oznaczono benzen i jego pochodne takie jak toluen, etylobenzen i ksyleny, które są uznawane za wskaźniki narażenia ludzi na LZO [24]. Średnia suma stężeń BTEX dla pojazdów z zapłonem iskrowym (SB1-SB4) wahała się w granicach od 32,2 µg/m³ (SB1) do 65,2 µg/m³ (SB3), przy czym największe stężenie sumy BTEX, jakie odnotowano w pomiarach, wynosiło 114,1 µg/m³ (tabela 15.3).

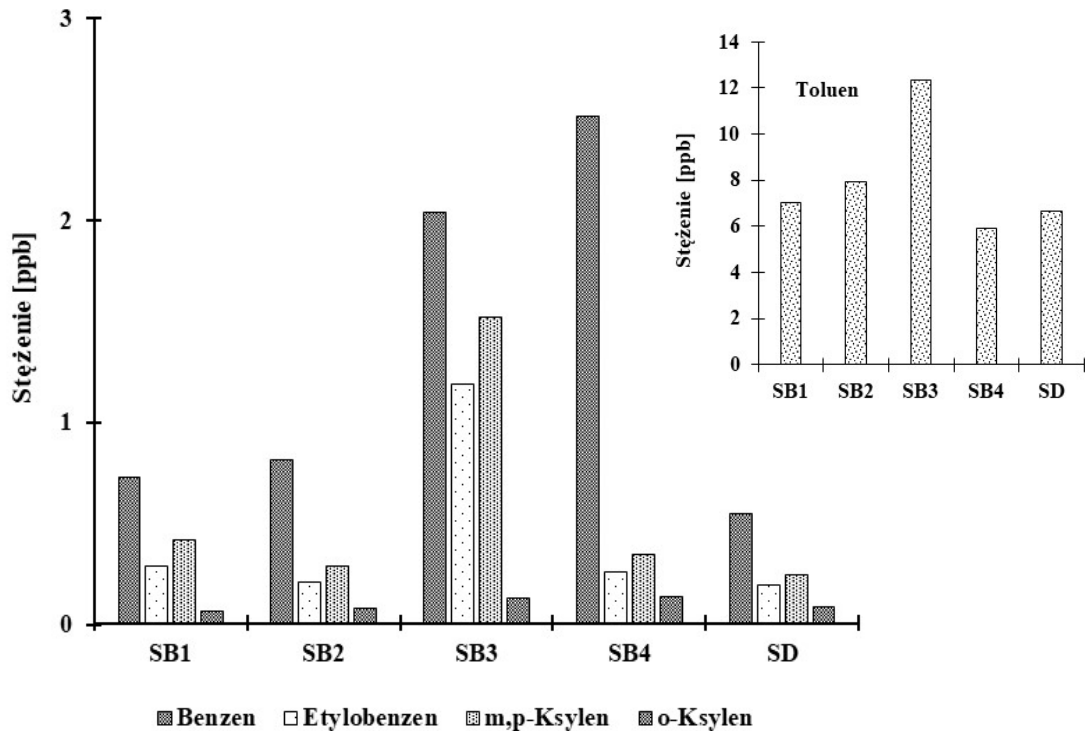
W podobnych badaniach prowadzonych w marcu i kwietniu 2021 roku dla samochodów napędzanych benzyną średnie stężenie BTEX było niższe i wynosiło 28,0 µg/m³ [28, 29]. W przypadku samochodu z zapłonem samoczynnym SD również odnotowano wyższe stężenia sumy BTEX prawie o 9 µg/m³ w porównaniu z [29]. Należy nadmienić, że badania prowadzone w 2021 roku prowadzono w czasie obostrzeń sanitarnych znacznie ograniczających intensywność ruchu drogowego. We wszystkich kabinach samochodowych stężenia sumy BTEX były ok. 2 razy, a w przypadku SB3 nawet 3,5 razy wyższe niż w powietrzu atmosferycznym, co jest potwierdzeniem badań Bakhtiari i in. [14].

Tabela 15.3

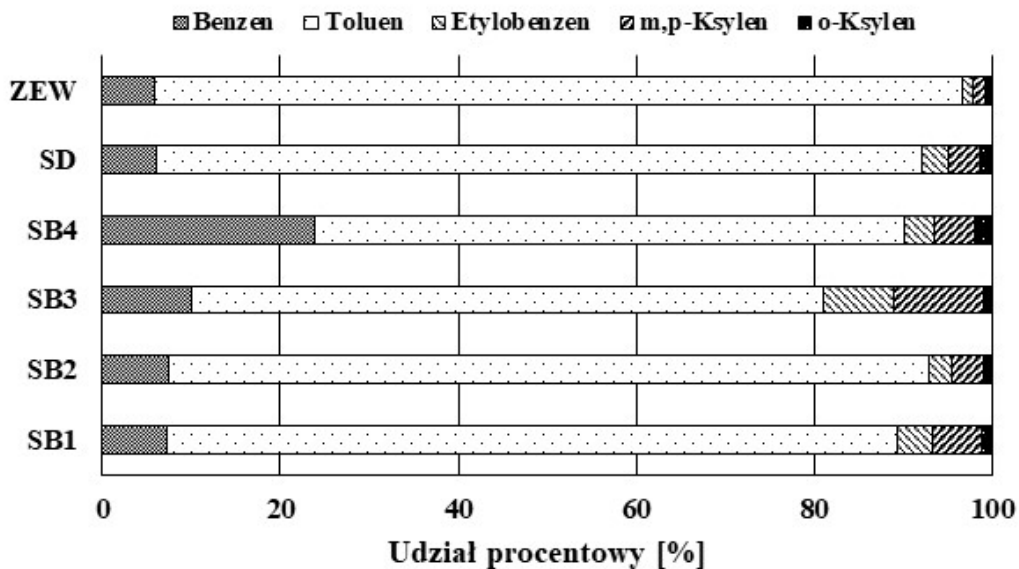
Średnie stężenia (min. – max.) benzenu i jego pochodnych oraz ich suma w kabinach eksploatowanych samochodów osobowych, $\mu\text{g}/\text{m}^3$

Samochód	Benzen	Toluen	Etylobenzen
	n=5		
SB1	2,32 (1,15-3,92)	26,46 (10,73-42,01)	1,25 (0,55-3,16)
SB2	2,62 (0,72-3,82)	29,95 (7,05-52,96)	0,91 (0,48-1,17)
SB3	6,51 (4,04-11,90)	46,38 (19,61-80,88)	5,15 (3,20-9,31)
SB4	8,04 (4,87-10,43)	22,25 (11,89-46,43)	1,12 (0,78-1,41)
SD	1,76 (0,79-4,04)	25,00 (3,04-43,39)	0,87 (0,13-3,20)
	m,p-Ksylen	o-Ksylen	Suma BTEX
SB1	1,83 (0,58-4,86)	0,32 (0,24-0,57)	32,19 (16,97-45,42)
SB2	1,24 (0,54-1,69)	0,35 (0,26-0,41)	35,07 (10,05-58,83)
SB3	6,60 (3,91-11,38)	0,55 (0,44-0,64)	65,18 (31,29-114,12)
SB4	1,53 (1,06-1,92)	0,62 (0,18-1,26)	33,57 (20,93-54,91)
SD	1,07 (0,18-4,17)	0,37 (0,26-0,57)	29,07 (4,95-55,37)

We wszystkich samochodach stężenie o-ksylenu było porównywalne i średnio wynosiło ok. $0,42 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Podobną zależność zaobserwowano w pracy [28]. Jest to wartość bardzo niska w porównaniu z innymi badaniami [7, 5, 13]. Faber i Brodzik [13] przeanalizowali dane dotyczące poziomu stężeń BTEX w samochodach używanych (tabela 15.1) i w przypadku o-ksylenu najniższa wartość, jaką odnotowali, to $6,6 \mu\text{g}/\text{m}^3$. We wszystkich badanych samochodach najwyższe średnie stężenie zanotowano dla toluenu, mieszczące się w granicach 5,9–7,9 ppb (rys. 15.1). Jedynie w przypadku SB3 było prawie dwukrotnie wyższe w stosunku do pozostałych i wynosiło 12,3 ppb. Niezależnie od wartości stężenia toluen stanowi 66–86% (rys. 15.2) wszystkich BTEX. Podobne wyniki otrzymali autorzy prac [7, 29, 30]; co więcej, taka sama zależność występuje w innych środowiskach wewnętrznych [24, 31]. Najwyższe średnie stężenie rakotwórczego benzenu, wynoszące $8,04 \mu\text{g}/\text{m}^3$, występowało w kabinie samochodu SB4 przy maksymalnym stężeniu $10,43 \mu\text{g}/\text{m}^3$. W badaniach [28] stężenie benzenu w kabinach samochodowych było nieco niższe, z zakresu $0,8$ – $3,7 \mu\text{g}/\text{m}^3$, natomiast w różnych warunkach ruchu stężenie benzenu wewnątrz kabin może dochodzić nawet do $204 \mu\text{g}/\text{m}^3$ [13].



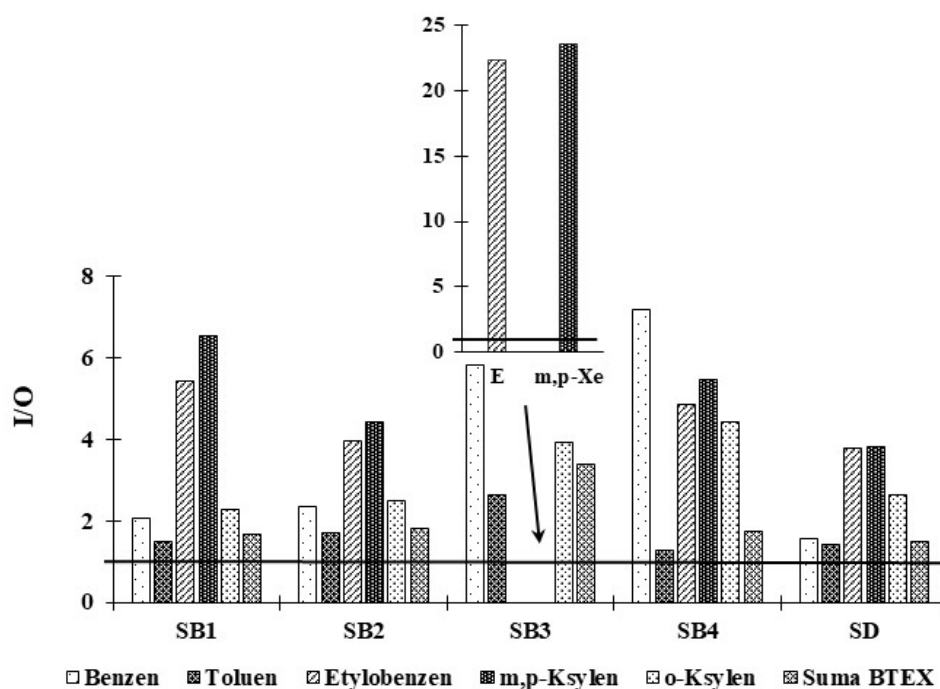
Rys. 15.1. Średnie stężenia BTEX wewnątrz kabin pojazdów samochodowych, ppb
 Fig. 15.1. Average of the concentrations of BTEX in inside motor vehicles' cabins, ppb



Rys. 15.2. Udział procentowy związków z grupy BTEX w ich sumie
 Fig. 15.2. Percentage of compounds in the BTEX sum

Jeśli chodzi o udział procentowy benzenu w sumie wszystkich BTEX, to stanowił on aż 24%, podczas gdy w pozostałych samochodach benzenu było 6–10% (rys. 15.2). Samochód SB4 spośród badanych samochodów był najbardziej eksploatowany

(przejechał 2734 km), dla niego również odnotowano największą liczbę tankowań ze względu na duże średnie spalanie benzyny wynoszące 8,7 dm³ na 100 km. W kabinach samochodowych SB1 i SB2 średnie stężenia benzenu były podobne: 2,32 µg/m³ i 2,62 µg/m³, odpowiednio. Oba te samochody są starsze niż 10 lat, mają taką samą pojemność skokową silnika (tabela 15.2), były niegarażowane, również liczba przejechanych kilometrów w trakcie prowadzenia pomiarów była porównywalna. W przypadku pozostałych związków aromatycznych z grupy BTEX stężenia w SB1 i SB2 także były zbliżone.



Rys. 15.3. Stosunek stężeń BTEX w powietrzu wewnętrznym do stężenia BTEX w powietrzu atmosferycznym (I/O)

Fig. 15.3. Indoor to outdoor ratios (I/O) of air BTEX

Najgorszą jakość powietrza odnotowano w przypadku kabiny samochodu SB3. Średnie stężenie sumy BTEX, o czym wspomniano już wcześniej, wynosiło 65,2 µg/m³, natomiast benzenu, toluenu, etylobenzenu i ksylenów odpowiednio: 6,5 µg/m³, 46,4 µg/m³, 5,1 µg/m³ i 7,1 µg/m³ (tabela 15.3). Stężenia etylobenzenu i m,p-ksylenu były ok. 23 razy wyższe niż w powietrzu atmosferycznym, podczas gdy w pozostałych kabinach stężenia tych związków były wyższe ok. 4 razy (rys. 15.3). Samochód SB3 był garażowany, należy więc przypuszczać, że w garażu mogły znajdować się źródła emisji BTEX (smary, oleje, ale również spaliny samochodowe), które przy niewłaściwej wentylacji mogły migrować do wnętrza samochodu.

Jeden samochód spośród badanych, był napędzany olejem napędowym i w jego wnętrzu z kolei odnotowano najniższe stężenia sumy BTEX, przy czym 86% tej sumy stanowił toluen. Samochód ten w stosunku do pozostałych był najmniej użytkowany (przejechane 946 km), nie był garażowany i był tylko 2 razy tankowany. Niemniej jednak zazwyczaj stężenia związków z grupy BTEX są wyższe w kabinach pojazdów z zapłonem iskrowym w stosunku do kabin samochodów napędzanych innym paliwem niż benzyna [14, 29].

15.4. Podsumowanie

Wśród wielu środowisk wewnętrznych mikrośrodowisko kabiny pojazdu samochodowego, w którym ludzie spędzają znaczną ilość czasu (od 15 minut do 5 godzin), jest przedmiotem szczególnej troski opinii publicznej. Pomimo stosunkowo krótkiego czasu ekspozycji na zanieczyszczenia w kabinie może ono stanowić poważne zagrożenie dla zdrowia pasażerów pojazdów ze względu na małą przestrzeń wewnętrzną. Emisje z różnych elementów wnętrza pojazdów, a także emisje ze spalin sąsiadujących pojazdów przenoszonych w sposób naturalny lub przez wentylację są znaczącymi źródłami szkodliwych BTEX, które mogą prowadzić do narażenia ludzi ze względu na ich wysokie stężenie w kabinach pojazdów. W niniejszej pracy skupiono się na określeniu stężenia benzenu, toluenu, etylobenzenu, m,p-ksylenu i o-ksylenu w kabinach eksploatowanych samochodów osobowych w okresie jesienno-zimowym. Do badań wytypowano samochody starsze, różniące się od siebie rokiem produkcji, silnikiem i jego pojemnością oraz intensywnością eksploatacji. We wszystkich kabinach samochodowych średnie stężenia sumy BTEX były wyższe niż w powietrzu atmosferycznym. Dominującym związkiem spośród pochodnych benzenu był toluen, którego zawartość sięgała nawet 86% w sumie wszystkich BTEX. W dwóch z badanych samochodów odnotowano niepokojąco wysokie stężenie kancerogenego benzenu, przekraczające średnioroczne dopuszczalne stężenie w powietrzu atmosferycznym, wynoszące $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ [32]. Podwyższone stężenia BTEX zaobserwowano w tych pojazdach, które były garażowane i częściej eksploatowane.

Bibliografia

1. Dudzińska M.R.: Volatile organic compounds in private cars and public vehicles. *Rocznik Ochrona Środowiska* 2011, 13, 101–116.
2. Besis A., Katsaros T., Samara C.: Concentrations of volatile organic compounds in vehicular cabin air – Implications to commuter exposure. *Environmental Pollution* 2023, 330, No. 121763, DOI:10.1016/j.envpol.2023.121763.
3. Chen X., Feng L., Luo H., Cheng H.: Health risk equations and risk assessment of airborne benzene homologues exposure to drivers and passengers in taxi cabins. *Environmental Science and Pollution Research* 2016, 23, 4797–4811, DOI:10.1007/s11356-015-5678-x.
4. Kim K.-H., Szulejko J.E., Jo H.-J., Lee M.-H., Kim Y.-H., Kwon E., Ma C.-J., (...), Kumar P.: Measurements of major VOCs released into the closed cabin environment of different automobiles under various engine and ventilation scenarios. *Environmental Pollution* 2016, 215, 340–346, DOI:10.1016/j.envpol.2016.05.033.
5. Lau W.-L., Chan L.-Y.: Commuter exposure to aromatic VOCs in public transportation modes in Hong Kong. *Science of the Total Environment* 2003, 308, 143–155, DOI:10.1016/S0048-9697(02)00647-2.
6. Yoshida T., Matsunaga I., Tomioka K., Kumagai S.: Interior air pollution in automotive cabins by volatile organic compounds diffusing from interior materials: I. Survey of 101 types of Japanese domestically produced cars for private use. *Indoor and Built Environment* 2006, 15, 425–444, DOI:10.1177/1420326X06069395.
7. Ongwandee M., Chavalparit O.: Commuter exposure to BTEX in public transportation modes in Bangkok, Thailand. *Journal of Environmental Sciences* 2010, 22, 397–404, DOI: 10.1016/S1001-0742(09)60121-2.
8. Fedoruk M.J., Kerger B.D.: Measurement of volatile organic compounds inside automobiles. *Journal of Exposure Analysis and Environmental Epidemiology* 2003, 13, 31–41, DOI:10.1038/sj.jea.7500250.
9. Leung P.-L., Harrison R.M.: Roadside and in-vehicle concentrations of monoaromatic hydrocarbons. *Atmospheric Environment* 1999, 33, 191–204, DOI:10.1016/S1352-2310(98)00147-2.
10. Parra M.A., Elustondo D., Bermejo R., Santamaría J.M.: Exposure to volatile organic compounds (VOC) in public buses of Pamplona, Northern Spain. *Science of the Total Environment* 2008, 404, 18–25, DOI:10.1016/j.scitotenv.2008.05.028.
11. Wang S., Yuan B., Wu C., Wang C., Li T., He X., Huangfu Y., (...), Shao M.: Oxygenated volatile organic compounds (VOCs) as significant but varied contributors to VOC emissions from vehicles. *Atmospheric Chemistry and Physics* 2022, 22, 9703–9720, DOI:10.5194/acp-22-9703-2022.
12. Sato S.: Air quality in auto-cabin. *R&D Rev Toyota CRDL* 2004, 39, 36–43.
13. Faber J., Brodzik K.: Air quality inside passenger cars. *AIMS Environmental Science* 2017, 4, 112–133, DOI:10.3934/environsci.2017.1.112.
14. Bakhtiari R., Hadei M., Hopke P.K., Shahsavani A., Rastkari N., Kermani M., Yarahmadi M., (...), Ghaderpoori A.: Investigation of in-cabin volatile organic compounds (VOCs) in taxis; influence of vehicle's age, model, fuel, and refuelling. *Environmental Pollution* 2018, 237, 348–355, DOI:10.1016/j.envpol.2018.02.063.

15. Hsu D.-J., Huang H.-L.: Concentrations of volatile organic compounds, carbon monoxide, carbon dioxide and particulate matter in buses on highways in Taiwan. *Atmospheric Environment* 2009, 43, 5723–5730, DOI:10.1016/j.atmosenv.2009.08.039.
16. Xu B., Wu Y., Gong Y., Wu S., Wu X., Zhu S., Liu T.: Investigation of volatile organic compounds exposure inside vehicle cabins in China. *Atmospheric Pollution Research* 2016, 7, 215–220, DOI:10.1016/j.apr.2015.09.005.
17. Xu B., Chen X., Xiong J.: Air quality inside motor vehicles' cabins: A review. *Indoor and Built Environment* 2018, 27, 45–465 DOI:10.1177/1420326X16679217.
18. Międzynarodowa Agencja Badań nad Rakim, <https://monographs.iarc.who.int/list-of-classifications>.
19. Masekameni M.D., Moolla R., Gulumian M., Brouwer D.: Risk assessment of benzene, toluene, ethyl benzene, and xylene concentrations from the combustion of coal in a controlled laboratory environment. *International Journal of Environmental Research and Public Health* 2019, 16, No. 95, DOI:10.3390/ijerph16010095.
20. McKenzie L.M., Witter R.Z., Newman L.S., Adgate J.L.: Human health risk assessment of air emissions from development of unconventional natural gas resources. *Science of the Total Environment* 2012, 424, 79–87, DOI:10.1016/j.scitotenv.2012.02.018.
21. Hasan N.H., Said M., Leman A.: Health effect from volatile organic compounds and useful tools for future prevention: a review. *International Journal of Environmental Engineering Science and Technology Research* 2013, 1, 28–36.
22. Som D., Dutta C., Chatterjee A., Mallick D., Jana T.K., Sen S.: Studies on commuters' exposure to BTEX in passenger cars in Kolkata, India. *Science of the Total Environment* 2007, 372, 426–432, DOI:10.1016/j.scitotenv.2006.09.025.
23. Geiss O., Tirendi S., Barrero-Moreno J., Kotzias D.: Investigation of volatile organic compounds and phthalates present in the cabin air of used private cars. *Environment International* 2009, 35, 1188–1195, DOI:10.1016/j.envint.2009.07.016.
24. Kozielska B., Kaleta D.: Assessment of indoor benzene and its alkyl derivatives concentrations in offices belonging to University of Technology (Poland). *Atmosphere*, 12, 2021, No. 51, DOI:10.3390/atmos12010051.
25. Brodzik K., Faber J., Łomankiewicz D., Gołda-Kopek A.: In-vehicle VOCs composition of unconditioned, newly produced cars. *Journal of Environmental Sciences* 2014, 26, 1052–1061, DOI:10.1016/S1001-0742(13)60459-3.
26. Grabbs J.S., Corsi R.L., Torres V.M.: Volatile organic compounds in new automobiles: screening assessment. *Journal of Environmental Engineering* 2000, 126, 974–977, DOI:10.1061/(ASCE)0733-9372(2000)126:10(974).
27. Kumar A., Singh B.P., Punia M., Singh D., Kumar K., Jain V.K.: Determination of volatile organic compounds and associated health risk assessment in residential homes and hostels within an academic institute, New Delhi. *Indoor Air* 2014, 24, 474–483, DOI:10.1111/ina.12096.
28. Kozielska B., Szklarz K. Występowanie wybranych lotnych związków organicznych wewnątrz pojazdów samochodowych – studium przypadku. [W:] Werle S., Ferdyn-Grygierek J., (red.). *Ochrona klimatu i środowiska, nowoczesna energetyka: wybrane aspekty*. T. 958. 2022, s. 31–38.
29. Kozielska B., Szklarz K.: The occurrence of BTEX inside motor vehicles. 4th Symposium “Air Quality and Health” Wrocław, 03-05.07.2023. *Book of abstracts/Korzystka-Muskała Magdalena et al. (red.), 2023, Wrocław, Uniwersytet Wrocławski, s. 108–108, ISBN 978-83-62673-87-2.*

30. Faber J., Brodzik K., Gołda-Kopek A., Łomankiewicz D.: Benzene, toluene and xylenes levels in new and used vehicles of the same model. *Journal of Environmental Science* 2013, 25, 2324–2330, DOI:10.1016/S1001-0742(12)60333-7.
31. Kozielska B., Mainka A., Żak M., Kaleta D., Mucha W.: Indoor air quality in residential buildings in Upper Silesia, Poland. *Building and Environment* 2020, 177, No. 106914, 10.1016/j.buildenv.2020.106914.
32. Dz.U. 2021 poz. 845: Obwieszczenie Ministra Klimatu i Środowiska z dnia 12 kwietnia 2021 r. w sprawie ogłoszenia jednolitego tekstu rozporządzenia Ministra Środowiska w sprawie poziomów niektórych substancji w powietrzu.

16. WPŁYW OZONOWANIA PROWADZONEGO PRZY RÓŻNYM NATĘŻENIU PRZEPIYU POWIETRZA WENTYLACYJNEGO NA SKŁAD BIOAEROZOLU

16.1. Wprowadzenie

Ozon jest powszechnie wykorzystywany w dezynfekcji powietrza wewnętrznego i powierzchni. Znajduje on zastosowanie w przestrzeni szpitalnej, przemysłowej, w przechowalnictwie, wybranych gałęziach branży usługowej, ale również w oczyszczaniu i uzdatnianiu wody [1-3]. Na masową skalę stosowany jest w dezynfekcji systemów wentylacyjnych, grzewczych i klimatyzacyjnych, gdzie jego stężenie powinno być utrzymywane na odpowiednim poziomie (0,055 ppm) [4–6]. Ta alotropowa odmiana tlenu charakteryzuje się nietrwałością i silnymi właściwościami utleniającymi [7]. Dla celów dezynfekcyjnych istotne są warunki prowadzenia procesu ozonowania obejmujące takie parametry jak temperatura, wilgotność względna czy zanieczyszczenie pyłowe [8, 9]. Szybkość rozkładu ozonu wzrasta wraz ze wzrostem temperatury. Jako silny utleniacz, powoduje on zmiany w strukturze błon komórkowych mikroorganizmów, prowadząc do destabilizacji jej funkcji i śmierci komórek [10]. Efekt letalny jest również wynikiem wnikania ozonu do wnętrza komórki i uwalniania rodników utleniających składniki komórkowe (np. białka, kwasy nukleinowe), zakłócających metabolizm, uszkadzających struktury wewnątrzkomórkowe. Ozon powoduje eliminację bakterii, grzybów, protistów, jak również cząstek wirusowych. Zaletą tego dezynfektora jest brak możliwości uodpornienia się mikroorganizmów na jego działanie [8, 11, 12]. Stężenie ozonu zapewniające efekt biobójczy to 13 mgO₃/m³ powietrza [11]. W przypadku dezynfekcji pomieszczeń, w których przebywają ludzie, należy pamiętać o szkodliwości ozonu dla człowieka i nieprzekraczaniu dopuszczalnego jego stężenia, czyli 0,2 mg O₃/m³ (0,102 ppm) [11].

Efekt biobójczy ozonu jest zależny od indywidualnych właściwości mikroorganizmów. Wirusy wykazują podobną wrażliwość jak bakterie, bakterie Gram-dodatnie są bardziej wrażliwe niż Gram-ujemne, słabszą efektywność stwierdzono w przypadku eliminacji form przetrwalnych bakterii i grzybów [1]. Mikroorganizmy występujące w powietrzu, swobodnie w nim rozproszone lub osadzone na zawieszonych

cząstkach pyłu czy kropelkach cieczy wraz z toksynami i fragmentami komórek i przenoszone tą drogą, tworzą bioaerozole. Głównym ich źródłem w budynkach użyteczności publicznej oraz mieszkaniach jest obecność i aktywność człowieka. Zanieczyszczenie mikrobiologiczne powietrza niesie ze sobą ryzyko rozprzestrzeniania chorób przenoszonych drogą powietrzną. Jakość mikrobiologiczna powietrza wewnętrznego jest bardzo istotna dla zdrowia i dobrego samopoczucia użytkowników pomieszczeń. W przypadku wzrostu stężenia mikroorganizmów w powietrzu pomieszczeń konieczne jest przeprowadzenie skutecznego procesu dezynfekcji w celu eliminacji zagrożeń epidemiologicznych [13–15].

Celem badań było określenie wpływu określonych parametrów procesu ozonowania prowadzonego w warunkach rzeczywistych na efektywność dezynfekcji powietrza w laboratorium chemicznym.

16.2. Zakres i metodyka badań

Badania przeprowadzono w wybranym laboratorium chemicznym. Analizy obejmowały pomiary zmian stężenia mikroorganizmów w wyniku ozonowania. Ocenie poddano wpływ stężenia ozonu, czasu jego działania, temperatury, wilgotności względnej powietrza [%] oraz natężenia przepływu powietrza wentylacyjnego [m^3/s].

16.2.1. Miejsce i termin poboru prób

Próby pobierano w wybranym laboratorium chemicznym użytkowanym w sposób typowy dla takiego typu pomieszczeń. Pomiary wykonano w okresie jesienno-zimowym (listopad-grudzień) w godzinach popołudniowych (po godzinie 14.00). Wymiar pomieszczenia to 6 m długości x 4 m szerokości x 3 m wysokości (kubatura 72 m^3). W laboratorium zamiast otwieralnych okien zamontowano sufitowe świetliki. Laboratorium zostało wyposażone w mechaniczny, regulowany system wentylacyjny. Wyposażenie laboratorium było typowe dla tego typu pomieszczeń (stoły laboratoryjne, szafki, kompozytowy zlew, podstawowa aparatur i wyposażenie itd.). Źródłami bioaerozolu w pomieszczeniu byli jego użytkownicy (nieobecni podczas ozonowania i pobierania próbek), powietrze dostarczane przez pracujący system wentylacji oraz prawdopodobna emisja z odpływu zlewu. Badania prowadzono w warunkach różnego stężenia ozonu oraz przy różnych natężeniach przepływu powietrza wentylacyjnego (Volumetric Flow Rate, VFR).

16.2.2. Generowanie ozonu i jego pomiary

Ozon był wytwarzany przez ozonator Lehmann Alloy z wydajnością 1000 g O₃/min w serii 1. i 2. oraz 2000 g O₃/min w serii 3. Generator ozonu umieszczono pośrodku pomieszczenia na wysokości 110 cm od poziomu podłogi. Stężenie ozonu w powietrzu mierzono za pomocą urządzenia Aeroqual Series 500. Miernik umieszczono na przeciwległej względem ozonatora ścianie w odległości 3 m od niego, na wysokości 110 cm od podłogi. Stężenie ozonu było rejestrowane w odstępach minutowych, począwszy od momentu przed ozonowaniem, przez 20 minut w trakcie procesu, do 30 minut od zakończenia ozonowania. Wyniki podano w [ppm] jako wartości uśrednione z odchyleniem standardowym.

16.2.3. Analizy mikrobiologiczne

Pomiary stężenia bioaerozolu w powietrzu obejmowały określenie stężenia bakterii mezofilnych i psychrofilnych oraz grzybów pleśniowych. W tym celu zastosowano podłoża mikrobiologiczne – Trypticasein Soy LAB-AGAR (TSA, Biomaxima) w przypadku bakterii oraz Sabouraud Dextrose LAB-AGAR (SB, Biomaxima) dla grzybów. Zastosowano metodę zderzeniową poboru prób z użyciem samplera AirIdeal 3P Biomerieux. Sampler umieszczono na przeciwległej względem ozonatora ścianie w odległości 3 m od niego, na wysokości 110 cm od podłogi. Próby, w objętości 100 dm³, pobierano w trzech powtórzeniach i trójrotnie, tj. przed ozonowaniem, zaraz po jego zakończeniu oraz 30 minut od wyłączenia ozonatora.

Po poborze próby inkubowano w różnych warunkach:

- bakterie psychrofilne w temp. 21°C przez 48–72 h,
- bakterie mezofilne w temp. 36,5°C przez 24–48 h,
- grzyby w temp. 26°C przez 72–96 h.

Po okresie inkubacji kolonie zliczano, a następnie z zastosowaniem przeznaczonych dla samplera tablic korekty statystycznej i formuły (16.1) obliczono stężenie bakterii w przeliczeniu na metr sześcienny powietrza i podano jako [CFU/m³]:

$$A = \text{MPN} \times 1000/V, \quad (16.1)$$

gdzie:

A – stężenie bakterii w przeliczeniu na metr sześcienny powietrza [CFU/m³],

MPN – wartość uzyskana na podstawie tablic korekty statystycznej FELLERA, odpowiadająca liczbie bakterii odczytanych na płycie,

V – objętość pobranego powietrza [dm³].

Wyniki pomiarów podano jako procentowe zmiany stężenia mikroorganizmów, w tym bakterii pigmentowych w powietrzu; na podstawie udziału grup morfologicznych w określonych etapach badań oszacowano zmiany bioróżnorodności w obrębie badanych grup.

16.2.4. Pozostałe oznaczenia

Równoległe z pomiarami stężenia ozonu (w trakcie jego generowania oraz 30 minut po zakończeniu procesu) dokonywano pomiarów temperatury (T) i wilgotności względnej (relative humidity RH) powietrza przy użyciu miernika Aeroqual Series 500. Wyniki podano jako wartości uśrednione.

Natężenie przepływu powietrza wentylacyjnego mierzono przy użyciu anemometru z gorącym drutem HCA-1. Objętościowe natężenie przepływu (Volumetric Flow Rate, VFR) obliczono według wzoru (16.2):

$$\dot{V}=A \cdot v, \quad (16.2)$$

gdzie:

\dot{V} – objętościowe natężenie przepływu powietrza [m^3/s],

A – powierzchnia kratki wentylacyjnej [m^2],

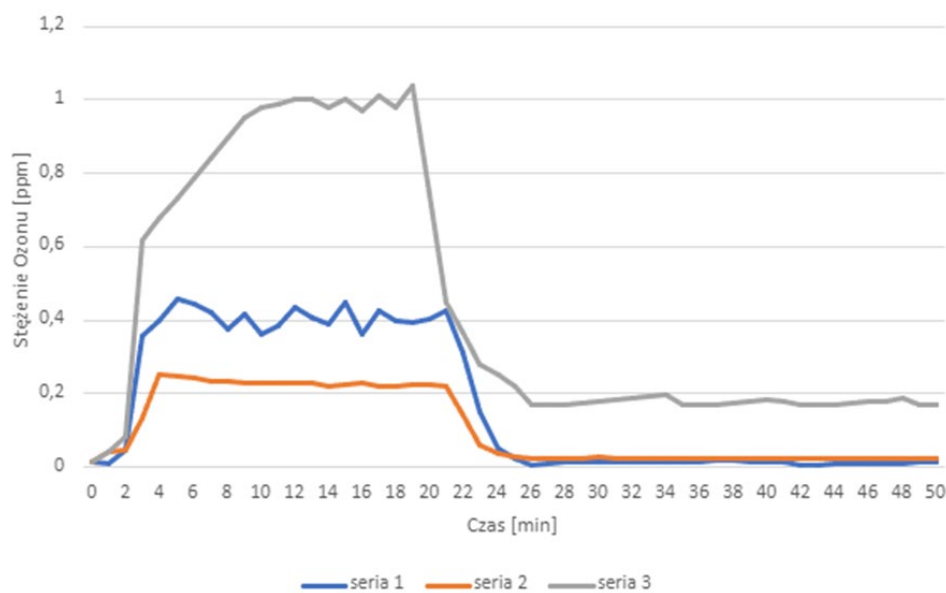
v – prędkość przepływającego powietrza [m/s].

16.3. Omówienie wyników badań

Badania dezynfekcji powietrza ozonem przeprowadzono w laboratorium chemicznym w warunkach rzeczywistych. Głównymi źródłami bioaerozolu byli użytkownicy laboratorium oraz powietrze dopływające systemem wentylacyjnym. Określono efektywność dezynfekcji dla różnych stężeń generowanego ozonu i różnych wartości VFR. W analizie wyników uwzględniono również zewnętrzne i wewnętrzne warunki RH i temperatury. Określono zmiany stężenia takich składników bioaerozolu jak bakterie mezofilne i psychrofilne oraz grzyby pleśniowe. Określono zmiany udziału bakterii pigmentowych w obrębie badanych grup bakterii oraz oszacowano zmiany bioróżnorodności w obrębie wszystkich badanych grup mikroorganizmów.

W trakcie 20-minutowej generacji ozonu uzyskane minimalne średnie jego stężenie było na poziomie $0,23 (\pm 0,028)$ ppm w serii 2. przy wartości VFR $0,136 (\pm 0,034)$ m³/s, maksymalną wartość $0,90 (\pm 0,032)$ ppm uzyskano zaś w serii 3. w wyniku równoległej pracy 2 generatorów oraz niższej wartości VFR $0,120 (\pm 0,029)$ m³/s (tab. 16.1).

Działanie ozonu na organizmy żywe jest proporcjonalne do jego stężenia i czasu ekspozycji [16]. Zwiększenie VFR z $0,036 (\pm 0,018)$ m³/s do $0,136 (\pm 0,034)$ m³/s spowodowało obniżenie średniego stężenia ozonu o 43,5%, podczas gdy przy zbliżonej wartości VFR w serii 3. ($0,120$ m³/s) i z zastosowaniem równolegle 2 generatorów ozonu uzyskano nie dwukrotny, ale prawie czterokrotny wzrost jego stężenia w stosunku do serii 2.



Rys. 16.1. Zmiany stężenia ozonu w trakcie 20 minut ozonowania oraz do 30 minut po zakończeniu ozonowania. Strumień objętości powietrza równy: $0,036$ m³/s (seria 1.), $0,136$ m³/s (seria 2.), $0,122$ m³/s (seria 3.). Podczas serii 3. jednocześnie pracowały dwa generatory ozonu w celu produkcji ozonu z wydajnością około 2000 g/min

Fig. 16.1. Changes in concentrations of ozone and airborne microorganisms before, immediately and 30 minutes after the end of ozone treatment. The VFR of air was: $0,036$ m³/s (series 1), $0,136$ m³/s (series 2), $0,122$ m³/s (series 3). During the 3rd series, two ozone generators were used simultaneously to produce ozone with a capacity of about 2000 g/min

Największą efektywność eliminacji bakterii uzyskano po 30 minutach od zakończenia ozonowania, co wskazuje, że pomimo szybkiego spadku stężenia ozonu po wyłączeniu generatora wydłużenie czasu ekspozycji miało wpływ na wynik dezynfekcji (tab. 16.1, rys. 16.1). Efektywność ozonowania jest proporcjonalna do stężenia ozonu i czasu ekspozycji organizmu, co oznacza, że już przy niskich stężeniach ozonu można skutecznie wyeliminować mikroorganizmy przez wydłużenie czasu narażenia [16]. Wyjątkiem był wynik uzyskany w serii 2. w przypadku mezofili. Jeżeli chodzi o grzyby,

to wydłużony czas ekspozycji na „reszkowe” stężenie ozonu stwierdzono jedynie w serii 3., w której średnie stężenie ozonu było najwyższe (0,90 ppm), co po 30 minutach od zakończenia ozonowania pozwoliło na całkowitą eliminację grzybów (tab. 16.1, rys. 16.1).

Należy zwrócić uwagę na fakt, że wyniki redukcji mikroorganizmów uzyskano przy działającej wentylacji mechanicznej pracującej z daną wydajnością VFR. Najwyższy efekt biobójczy w przypadku bakterii mezofilnych i psychrofilnych uzyskano w serii 1. (odpowiednio 70% i 84%) przy najniższej wartości VFR (0,036 m³/s) oraz stężeniu ozonu na poziomie (0,407 ppm). Grzyby pleśniowe, które w powietrzu występują głównie w postaci spor, wykazują znacznie większą oporność na działanie czynników zewnętrznych, w tym ozonu, aniżeli bakterie. Pomimo najlepszych wyników dezynfekcji względem bakterii eliminacja grzybów w tej próbie była najslabsza (32,5% bezpośrednio po ozonowaniu oraz wzrost stężenia grzybów powyżej wartości początkowej po 30 minutach od zakończenia ozonowania) (tab. 16.1). Słabszą efektywność usuwania bakterii uzyskano w serii 3. (mezofile i psychrofile odpowiednio 45,3% i 41,4%) przy najwyższym stężeniu ozonu na poziomie 0,90 ppm oraz dużo wyższej wartości VFR (0,120 m³/s). W warunkach tej serii otrzymano najlepsze wyniki eliminacji grzybów pleśniowych (36,2% bezpośrednio po ozonowaniu oraz 100% eliminacji po 30 minutach od zakończenia ozonowania). Najniższą efektywność eliminacji bakterii mezofilnych i psychrofilnych uzyskano natomiast w serii 2. (odpowiednio 4% i 26%) przy stężeniu ozonu na poziomie 0,23 ppm oraz najwyższej wartości VFR 0,136 m³/s (tab. 16.1). Eliminacja grzybów w tej próbie była na dobrym poziomie (88% bezpośrednio po ozonowaniu oraz wzrost stężenia grzybów i spadek poziomu redukcji po 30 minutach do 59%). Wyniki wskazują na istotny wpływ wartości VFR i dopływającego bioaerozolu oraz tempa usuwania ozonu wraz z powietrzem wentylacyjnym, relatywnie do wartości tego parametru, co było powodem uzyskiwania wyników znacznie niższej efektywności procesu dezynfekcji od przewidywanej dla generowanego stężenia ozonu. Jest to bardzo widoczne np. w serii 2., gdzie stwierdzono wzrost stężenia bakterii mezofilnych i grzybów, przekładający się na zmniejszoną ich eliminację po 30 minutach od wyłączenia generatora ozonu, przy największej wartości VFR (spadek efektywności odpowiednio z 27,9% do 4% oraz z 88% do 59%). Uzyskane wyniki wskazują, że efektywność dezynfekcji we wszystkich seriach mogłaby być znacznie wyższa, gdyby wentylacja była wyłączona.

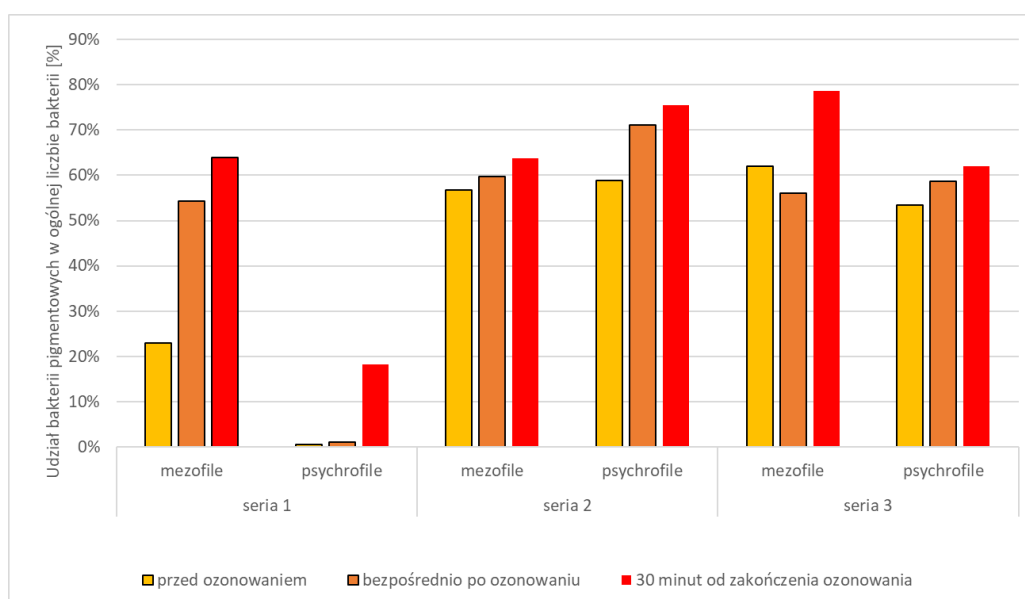
Tabela 16.1

Procentowa redukcja mikroorganizmów unoszących się w powietrzu po procesie ozonowania w warunkach rzeczywistych (A – bezpośrednio po procesie ozonowania; B – 30 min po zakończeniu procesu ozonowania; W – warunki wewnętrzne; Z – warunki zewnętrzne)

Seria	Objęściowe natężenie przepływu (VFR) [m ³ /s]	Uśrednione stężenie ozonu dla 20 min ozonowania [ppm]	RH W/Z [%]	Temp. W/Z [°C]	Poziom redukcji [%]			
					Bakterie mezofilne	Bakterie psychrofilne	Grzyby pleśniowe	
1.	0,036 (±0,018)	0,407 (±0,042)	57,4/ 73,8	22,0/ 17,1	A	62,9%	59,5%	32,5%
					B	70,0%	84,0%	0,0%*
2.	0,136 (±0,034)	0,23 (±0,028)	60,2/ 78,0	18,0/ 2,2	A	27,9%	8,7%	88,0%
					B	4,0%	26,0%	59,0%
3.	0,120 (±0,029)	0,90 (±0,032)	56,23/ 71,1	17,8/ 0,5	A	44,7%	9,4%	36,2%
					B	45,3%	41,4%	100,0%

*- wzrost stężenia mikroorganizmów względem wartości początkowej

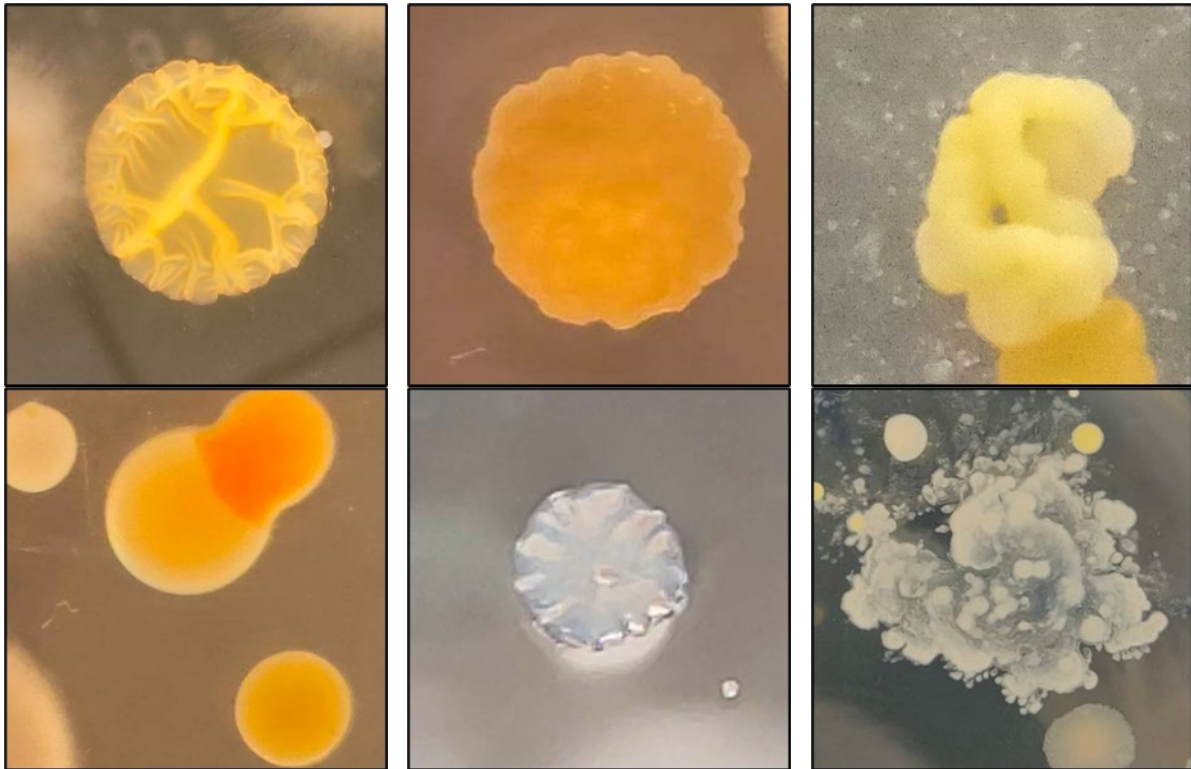
Wilgotność względna powietrza wewnętrznego była na zbliżonym poziomie w trakcie poszczególnych pomiarów, większe różnice stwierdzono w przypadku RH powietrza zewnętrznego. Dla uzyskanych wartości RH oraz odnotowanych różnic temperatury wewnętrznej i zewnętrznej w zadanych parametrach procesu nie można było stwierdzić jednoznacznych zależności pomiędzy efektem dezynfekcji a wartościami tych parametrów (tab. 16.1).



Rys. 16.2. Zmiany udziału procentowego bakterii pigmentowych w ogólnej liczbie mezofili i psychrofilii

Fig. 16.2. Changes of percentage share of pigmented bacteria in the total number of mesophilic and psychrophilic bacteria

Bakterie pigmentowe wykazują zdolność wytwarzania barwników karotenoidowych, będących antyoksydantami, które chronią komórki bakteryjne przed działaniem czynników o charakterze utleniającym. Na podstawie uzyskanych wyników stwierdzono wzrost procentowego udziału bakterii pigmentowych w ogólnej liczbie bakterii mezofilnych i psychrofilnych we wszystkich seriach (rys. 16.2). Największy wzrost udziału procentowego tych bakterii stwierdzono zarówno w przypadku mezofili, jak i psychrofilii w serii 1. (odpowiednio z 23% do 64% oraz 0,6% do 18%).



Rys. 16.3. Przykłady typów morfologicznych bakterii mezofilnych i psychrofilnych uzyskane w hodowlach płytkowych

Fig. 16.3. Examples of morphological types of mesophilic and psychrophilic bacteria obtained in plate cultures

Wrażliwość mikroorganizmów na działanie czynników zewnętrznych jest cechą indywidualną. Nawet względem czynników utleniających, do których należy ozon i które są silnymi czynnikami biobójczymi, poszczególne gatunki i grupy mikroorganizmów wykazują zróżnicowaną wrażliwość, co wymaga np. zastosowania wyższych stężeń ozonu lub wydłużenia czasu ekspozycji. Zmiany bioróżnorodności oceniano na podstawie liczby gatunków w obrębie badanej grupy mikroorganizmów obecnych w próbach (rys. 16.3–16.5). W większości przypadków bezpośrednio po ozonowaniu stwierdzono redukcję bioróżnorodności, która utrzymywała się również po 30 minutach od zakończenia dezynfekcji ozonem.



Rys. 16.4. Przykłady typów morfologicznych grzybów pleśniowych uzyskane w hodowlach płytkowych

Fig. 16.4. Examples of morphological types of molds obtained in plate cultures

Seria	Bakterie mezofilne	Bakterie psychrofilne	Grzyby pleśniowe
1.			
2.			
3.			
	<p>■ Przed ozonowaniem ■ Bezpośrednio po ozonowaniu ■ 30 minut po ozonowaniu</p>		

Rys. 16.5. Zmiany bioróżnorodności w obrębie badanych grup mikroorganizmów (na wykresach kołowych podano wartość liczbowa odpowiadającą liczbie gatunków w próbie)

Fig. 16.5. Changes of biodiversity of given group of microorganisms (at the graphs there are a number of species presented in the sample)

16.4. Podsumowanie

Skuteczność dezynfekcji prowadzonej w warunkach rzeczywistych w przypadku bakterii mezofilnych i psychrofilnych zależała od stężenia ozonu i czasu ekspozycji. W przypadku grzybów efekt nie był już tak jednoznaczny. Prowadzenie dezynfekcji przy pracującym, z różną wydajnością, systemie wentylacyjnym pozwoliło na znaczną redukcję stężenia bioaerozolu, jednak w żadnym z zastosowanych stężeń nie uzyskano efektu całkowitej jego eliminacji. Dodatkowo w analizowanym czasie ekspozycji stwierdzono wzrost udziału bakterii pigmentowych w ogólnej liczbie bakterii, wskazujący na potrzebę wydłużenia czasu ozonowania w celu uzyskania lepszego efektu dezynfekcyjnego. Stwierdzono również zróżnicowany poziom spadku bioróżnorodności. Nie można było stwierdzić wpływu wilgotności względnej i temperatury powietrza w pomieszczeniu na efektywność dezynfekcji. Pomiary stężeń ozonu w czasie rzeczywistym podczas procesu wytwarzania ozonu wskazują, że stężenie ozonu jest na ogół stosunkowo stałe. Uzyskane wyniki pokazują, że osiągnięcie odpowiedniej skuteczności dezynfekcji prowadzonej w warunkach rzeczywistych wymaga właściwej konfiguracji parametrów takich jak VFR, stężenie ozonu oraz czas ekspozycji.

Podziękowania

Źródło finansowania: Badania finansowane ze środków badań statutowych Wydziału Inżynierii Środowiska i Energetyki Politechniki Śląskiej oraz ze środków Inicjatywy Doskonałości – Uczelni Badawczej, Project Based Learning (PBL) Politechnika Śląska.

Bibliografia

1. Epelle E.I., Yaseen M., Macfarlane A., Cusack M., Burns A., Rolland L.: Automation of Large-Scale Gaseous Ozonation: A Case Study of Textile and PPE Decontamination. *Sustainability* 2023, 15 (3), DOI: 10,3390/su15032216.
2. Batagoda J.H., Hewage S.D.A., Meegoda J.N.: Nano-ozone bubbles for drinking water treatment. *Journal of Environmental Engineering and Science* 2018, 14 (2), 57–66, DOI: 10,1680/jenes,18,00015.
3. Botondi R., Barone M., Grasso C.: A review into the effectiveness of ozone technology for improving the safety and preserving the quality of fresh-cut fruits and vegetables. *Foods* 2021, 10 (4), DOI: 10,3390/foods10040748.

4. Khurana A.: Ozone Treatment for Prevention of Microbial Growth in Air Conditioning Systems. University of Florida 2003.
5. AQI Breakpoints, EPA, Accessed: Jul, 31, 2023, [Online], Available: https://aqs.epa.gov/aqswweb/documents/codetables/aqi_breakpoints.html.
6. Sharma M., Hudson J.B.: Ozone gas is an effective and practical antibacterial agent. *Am J Infect Control*, 2008, 36 (8), 559–563, DOI: 10.1016/j.ajic.2007.10.021.
7. Makles Z., Galwas-Zakrzewska M.: Ozon bezpieczeństwo ludzi i środowiska. *Bezpieczeństwo Pracy : nauka i praktyka* 2004, 6, 25–28.
8. Stadnik J. pr, zb,: Substancje bioaktywne w surowcach i produktach spożywczych: systemy produkcji i pakowania żywności zapewniające ich zachowanie w łańcuchu żywnościowym. Wydawnictwo Uniwersytetu Przyrodniczego w Lublinie, 2022.
9. Moore G., Griffith C., Peters A.: Bactericidal properties of ozone and its potential application as a terminal disinfectant. *J Food Prot* 2000, 63 (8), 1100–1106, DOI: 10.4315/0362-028X-63,8,1100.
10. Remondino M., Valdenassi L.: Different uses of ozone: Environmental and corporate sustainability, Literature review and case study. *Sustainability* 2018, 10 (12), DOI: 10.3390/su10124783.
11. Mocny-Pachońska K., Kuśka-Kielbratowska A., Skaba D., Wójcik M., Janowska-Bogacz K., Tanasiewicz M.: The efficacy of using ozone in dentistry – review. *Annales Academiae Medicae Silesiensis* 2019, 73, 69–73, DOI: 10.18794/aams/91133.
12. Sobczyńska-Rak A., Żylińska B., Polkowska I., Silmaanowicz P., Szponder T.: Use of ozone in medicine and veterinary practice. *Med Weter* 2018, 74 (1), 59-74, DOI: 10.21521/mw,5974.
13. Kołwzan B.: Podstawy mikrobiologii w ochronie środowiska, Oficyna Wydawnicza Politechniki Wrocławskiej, 2005.
14. Epelle E.I. et al.: Ozone application in different industries: A review of recent developments. *Chemical Engineering Journal* 2023, 454, DOI: 10.1016/j.cej.2022.140188.
15. Niculita-Hirzel H., Yang S., Jörin C.H., Perret V., Licina D., Pernot J.G.: Fungal contaminants in energy efficient dwellings: Impact of ventilation type and level of urbanization. *Int J Environ Res Public Health* 2020, 17 (14), 1–15, DOI: 10.3390/ijerph17144936.
16. Misawa K., Nishimura T., Kashimura S., Hasegawa N.: Inactivation of nontuberculous mycobacteria by gaseous ozone treatment. *Journal of Infection and Chemotherapy* 2023, 29 (6), 628–630, DOI: 10.1016/j.jiac.2023.03.004.

17. BUDOWA ELEKTRONICZNEGO MODELU URZĄDZENIA DO POMIARU WYBRANYCH PARAMETRÓW POWIETRZA W POMIESZCZENIACH ZAMKNIĘTYCH

17.1. Wprowadzenie

Aktualne pomiary parametrów powietrza są podstawowym elementem sterowania dla systemów HVAC (ang. *heating, ventilation, air conditioning*). Systemy te wymagają bieżącej informacji o warunkach środowiska wynikającej ze zmieniającej się liczby osób w pomieszczeniu oraz warunków panujących na zewnątrz i wewnątrz pomieszczeń. Aby osiągnąć pożądaną jakość środowiska, do podstawowych parametrów, którymi się steruje, należą temperatura powietrza, jego wilgotność oraz zawartość dwutlenku węgla w powietrzu. Dodatkowo można mierzyć zawartość pyłów zawieszonych PM (świadczących o czystości powietrza) oraz ciśnienie atmosferyczne. W celu utrzymania pełnego komfortu użytkowników pomieszczenia można monitorować poziom hałasu oraz natężenie oświetlenia. Systemy przygotowujące powietrze do pomieszczeń oraz kontrolujące stan środowiska wyposażone są w różne protokoły komunikacyjne. Bardzo często wykorzystywanym protokołem jest Modbus [1, 2], który w swojej przemysłowej wersji pracuje na dwóch przewodach komunikacyjnych. Na dzisiejszym rynku elektroniki dostępne są tanie miniaturowe elementy elektroniczne, w tym czujniki parametrów środowiska, z których można zbudować stosunkowo prosty i tani system kontrolno-pomiarowy. Czujniki te niejednokrotnie charakteryzują się bardzo dobrymi parametrami pracy, a mikrokontrolery szybkością i niezawodnością działania.

17.2. Miniaturowe, elektroniczne czujniki parametrów powietrza

Do zestawu badanego modelu urządzenia wybrano elektroniczny czujnik dwutlenku węgla – CDM7160 [3], który wykorzystuje efekt absorpcji światła w podczerwieni – technologia NDIR (ang. *nondispersive infrared*). Ma on jedno źródło światła, które

przechodzi przez dwa różne filtry optyczne. Jeden z nich przepuszcza wyłącznie fale w zakresie pochłanianym przez dwutlenek węgla, natomiast drugi przepuszcza tylko fale o długości 3,8 μm (długość referencyjna), które nie są pochłaniane przez CO_2 . Odfiltrowane promienie podczerwone są następnie odbierane przez detektory, a wyniki pomiarów trafiają do mikroprocesora znajdującego się w czujniku. Pomiar są przetwarzane i na podstawie różnicy pomiędzy wynikami z obu detektorów obliczana jest koncentracja cząsteczek CO_2 . Czujnik charakteryzuje dokładność na poziomie $\pm 50 \text{ ppm} + 3\%$ odczytu w zakresie 300–5000 ppm [3].

Kolejnym wybranym czujnikiem jest LPS25H [4], który jest przykładem wykorzystania piezorezystancyjnego elementu do pomiaru ciśnienia. Czujnik składa się z elementu monolitycznego oraz interfejsu umożliwiającego przesyłanie informacji. Monolit jest zawieszoną membraną zrobioną z krzemu, która jest w stanie wykryć ciśnienie absolutne. Wraz ze zmianą ciśnienia działającego na membranę zmienia się jej rezystancja elektryczna. Czujnik charakteryzuje się dokładnością na poziomie $\pm 1 \text{ hPa}$ w zakresie 260–1260 hPa [4].

Następnym czujnikiem jest Si7021 [5]. Urządzenie składa się z czujników wilgotności i temperatury, konwertera analogowo-cyfrowego oraz interfejsu odpowiedzialnego za przetwarzanie sygnałów, kalibrację i przesyłanie pomiarów przez protokół cyfrowy. Dokładność pomiaru temperatury wynosi $\pm 0,4^\circ\text{C}$ przy zakresie -40 – 125°C , a dokładność wilgotności $\pm 3\% \text{RH}$ w zakresie 0–100 %RH [5].

Kolejnym istotnym czujnikiem jest PMS7003 [6], który został wielokrotnie przetestowany i jest często implementowany w podobnych zastosowaniach [7]. PMS jest czujnikiem laserowym mierzącym poziom pyłu zawieszonego w powietrzu ($\text{PM}_{1,0}$, $\text{PM}_{2,5}$ i PM_{10}). Powietrze z otoczenia dostaje się do wnętrza czujnika dzięki zainstalowanemu wentylatorowi. Pył znajdujący się w powietrzu powoduje załamanie wiązki lasera pod różnymi kątami, to załamanie jest mierzone przez sensory, aby finalnie otrzymać krzywą przedstawiającą zmianę rozproszenia wiązki lasera w czasie. Na jej podstawie mikroprocesor jest w stanie obliczyć rozmiar i liczbę cząsteczek. Jego dokładność (tylko dla $\text{PM}_{2,5}$) mieści się w zakresie $\pm 10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ dla przedziału 0–100 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ i $\pm 10\%$ dla przedziału 100–500 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ [6].

17.3. Układ zbierania oraz przetwarzania danych pomiarowych

W modelu urządzenia jako mikrokontrolery sterujące zastosowano ESP32 [8] oraz Arduino Nano [9]. System odczytuje zmierzone przez czujniki wartości pomiaru (przez odpowiednie interfejsy komunikacyjne), które są zapisywane do pamięci.

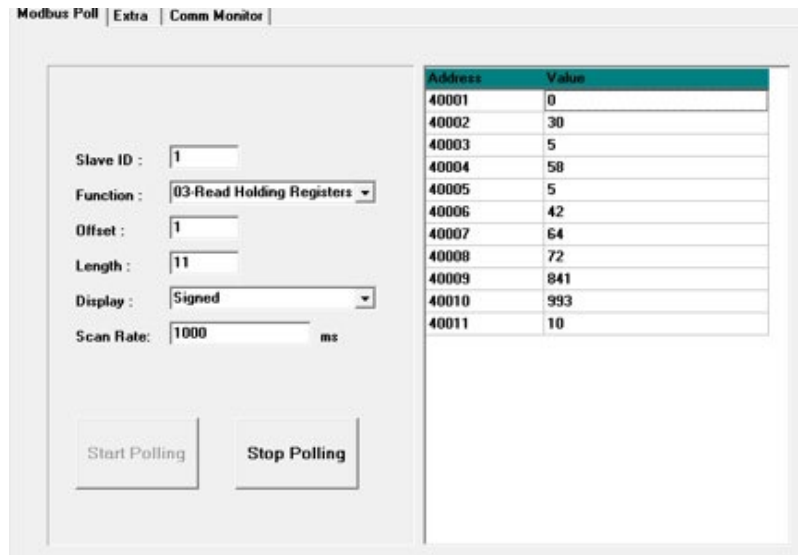
Mikrokontroler Arduino Nano odpowiada za przesyłanie pomiarów przez protokół Modbus. ESP32 odbiera i przetwarza wszystkie pomiary, a następnie przepisuje je do jednej tablicy, która wysyłana jest do Arduino. Po odebraniu tablicy wartości pomiarów są przepisywane do odpowiednich zmiennych (rejestrów), które mogą być swobodnie odczytywane przez inne urządzenia, np. w systemie HVAC. W urządzeniu zainstalowano też konwerter, który jest odpowiedzialny za przekształcenie sygnału UART na magistralę komunikacyjną RS485 [10]. Urządzenie pomiarowe wykorzystuje protokół Modbus RTU do komunikacji z innymi urządzeniami systemu automatyki, np. centralami wentylacyjnymi lub komputerami PC. Protokół ten umożliwia odczyt wszystkich danych pomiarowych zarejestrowanych przez urządzenie za pomocą zaledwie jednej komendy. W urządzeniu zaimplementowano funkcje Modbus nr 3 – tzw. Read Holding Register – odczyt rejestrów [1, 2], a wykaz dostępnych rejestrów znajduje się w tabeli 17.1.

Tabela 17.1

Opis dostępnych rejestrów standardu Modbus RTU

Numer rejestru	Nazwa	Opis
1	Temperatura znak	Znak temperatury
2	Temperatura całkowita	Część całkowita temperatury
3	Temperatura reszta	Część ułamkowa temperatury
4	Wilgotność całkowita	Część całkowita wilgotności
5	Wilgotność reszta	Część ułamkowa wilgotności
6	Indeks powietrza PM _{1.0}	Ilość pyłu zawieszonego PM _{1.0} w powietrzu
7	Indeks powietrza PM _{2.5}	Ilość pyłu zawieszonego PM _{2.5} w powietrzu
8	Indeks powietrza PM ₁₀	Ilość pyłu zawieszonego PM ₁₀ w powietrzu
9	Dwutlenek węgla	Ilość dwutlenku węgla w powietrzu
10	Ciśnienie	Ciśnienie atmosferyczne

Na rys. 17.1 pokazano przykładowy odczyt danych z rejestrów za pomocą terminala ModbusMAT – dane w postaci liczb całkowitych na komputerze PC pełniącym funkcję jednostki nadrzędnej w komunikacji.



Rys. 17.1. Przykładowe okno terminala ModbusMAT w momencie połączenia i odczytu danych
 Fig. 17.1. Example window of the ModbusMAT terminal at the time of connection and data reading

17.4. Analiza poprawności działania urządzenia

W celu sprawdzenia poprawności działania urządzenia pomiarowego przeprowadzono badania porównawcze. Jako przyrządy wzorcowe wybrano dokładnie skalibrowane urządzenia pomiarowe przeznaczone do kontroli jakości środowiska. Wyniki badań pokazano na wykresach, na których naniesiono słupki błędów czujników oraz wzorca. Dopuszczalne błędy pomiarowe zostały obliczone na podstawie wartości podanych przez producentów elektronicznych czujników oraz mierników wzorcowych zamieszczonych w ich kartach katalogowych. Każda z serii pomiarowych została przeanalizowana, natomiast na koniec każdego eksperymentu otrzymane wyniki zostały porównane z wzorcami. Każdy wykres przedstawia przebieg danej wartości mierzonej w kolejnych próbach w równych odstępach czasu. Na osi pionowej znajduje się wartość wielkości mierzonej – tzw. mierzand, a na osi poziomej numer pomiaru. Częstotliwość wykonywania pomiarów została indywidualnie dobrana dla każdej kategorii pomiarów. Do wykonania pomiarów porównawczych zostały wykorzystane dwa mierniki wzorcowe: Delta OHM HD21ABE17 [11] – miernik temperatury, wilgotności, ciśnienia i dwutlenku węgla, oraz TROTEC BQ20 [12] – licznik cząstek stałych wyposażony w kanały w PM_{2.5} i PM₁₀. Miernik TROTEC BQ20 wykrywa cząstki z zakresu 0–2000 µg/m³, a jego wydajność zliczania wynosi 100% dla cząstek powyżej 0,45 µg. Dokładność pomiarowa to ±30% odczytu [12]. Charakterystyka urządzenia Delta OHM znajduje się w tabeli 17.2.

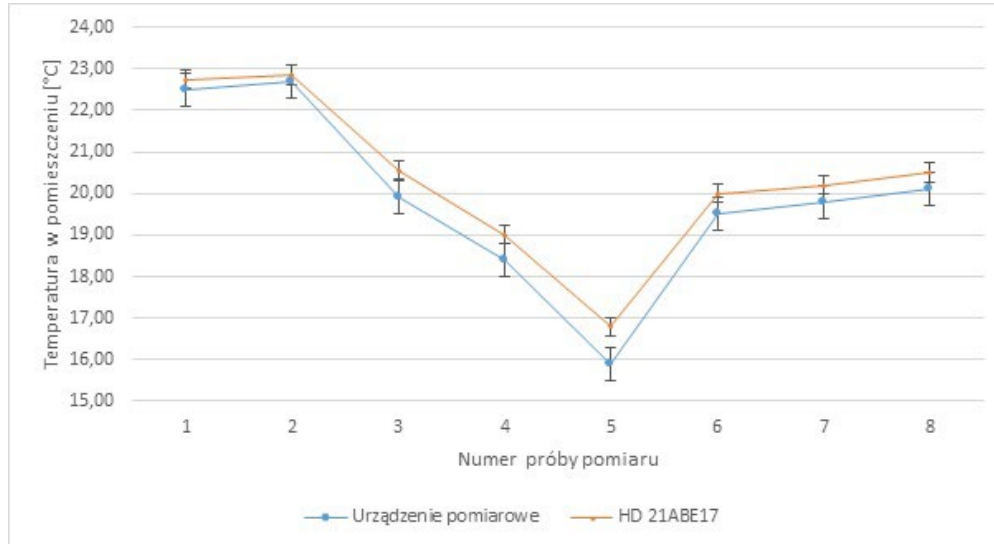
Tabela 17.2

Charakterystyka miernika wzorcowego Delta OHM HD21ABE17 [11]

Temperatura	Zakres pomiarowy	-20–60°C
	Dokładność	± 0,2°C
Wilgotność	Zakres pomiarowy	0–100 %
	Dokładność	± 2%
Dwutlenek węgla	Zakres pomiarowy	0–5000 ppm
	Dokładność	± (50 +3%) ppm
Ciśnienie	Zakres pomiarowy	750–1100 hPa
	Dokładność	±1,5 hPa

Weryfikacja pomiaru temperatury powietrza

Na rys. 17.2 przedstawiono wykres zmian temperatury w pomieszczeniu. Biorąc pod uwagę niedokładności czujników, można zauważyć, że w próbie numer 5 pomiary nie są zgodne. Sytuacja ta zaistniała, gdy w badanym środowisku wystąpiła najniższa wartość temperatury powietrza. W pozostałych przypadkach, pomimo różnych wskazań, wartości mieszczą się w przedziale błędu pomiarowego miernika.

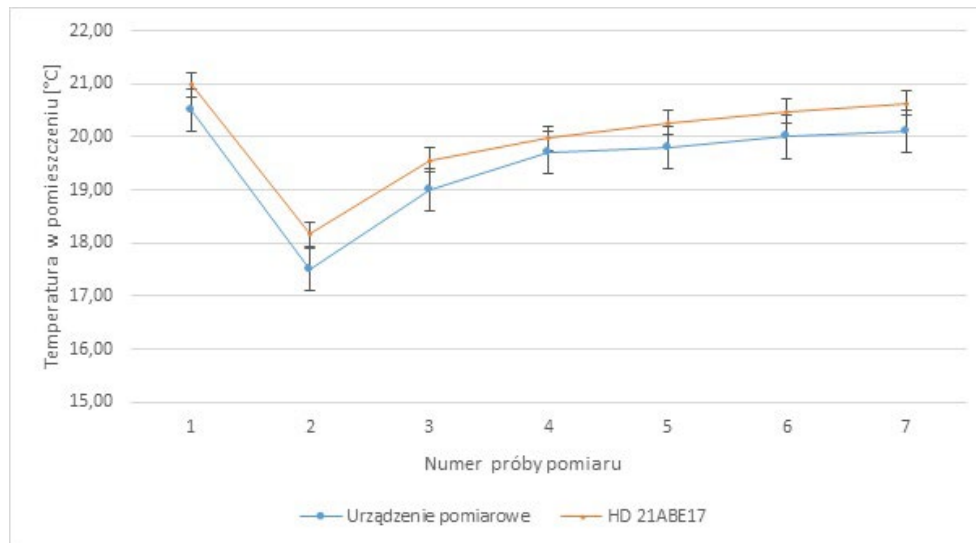


Rys. 17.2. Wykres zmian temperatury badanego czujnika w kolejnej próbie w porównaniu z przyrządem wzorcowym

Fig. 17.2. Graph of temperature changes of the tested sensor in the next test compared to the reference device

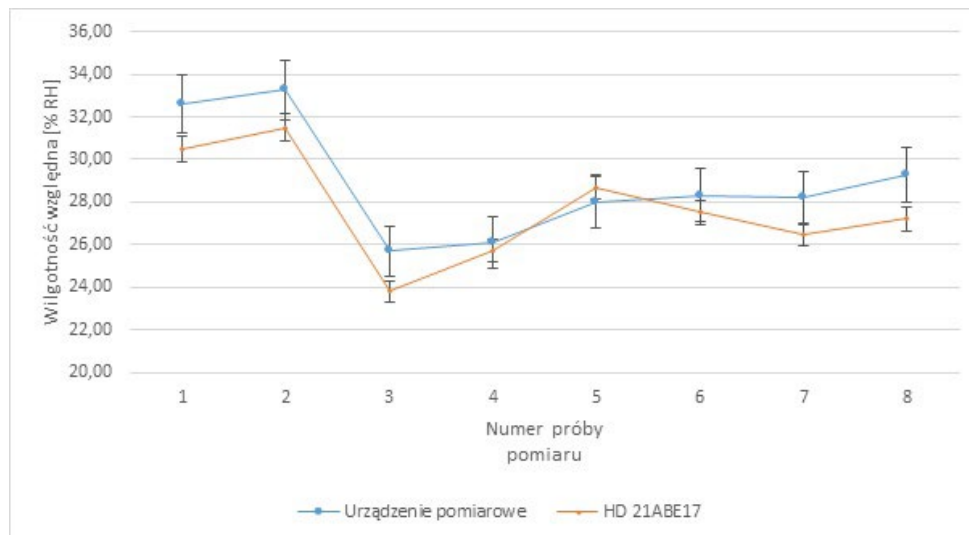
Następne badanie było przeprowadzone w innym pomieszczeniu. Druga seria pomiarowa została przedstawiona na rys. 17.3. W tym przypadku wszystkie odnotowane pomiary są zgodne z oczekiwaniami – dla każdego z pomiarów słupki

błędy pokrywają się, co oznacza, że błędy pomiarowe mieszczą się w dopuszczalnej granicy. Dla obu serii pomiarowych wskazania urządzenia pomiarowego były poniżej wskazań miernika wzorcowego.



Rys. 17.3. Wykres zmian zarejestrowanej temperatury w porównaniu z przyrządem wzorcowym
Fig. 17.3. Graph of changes in the recorded temperature compared to the reference device

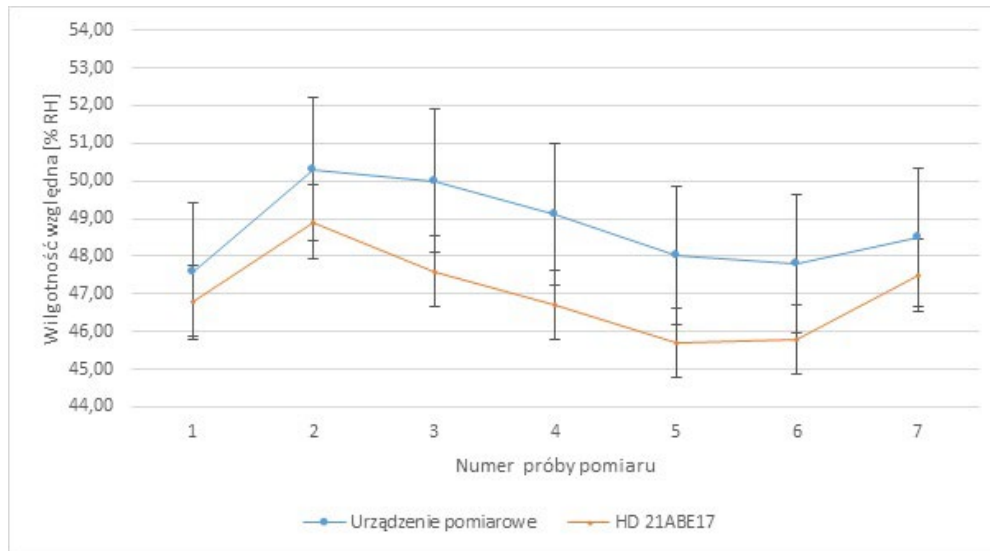
Pomiary wilgotności względnej powietrza



Rys. 17.4. Wykres zmian wilgotności powietrza w pomieszczeniu
Fig. 17.4. Graph of changes in air humidity in the room

Na rys. 17.4 można zauważyć, że większość pomiarów wilgotności powietrza mieści się w dopuszczalnym przedziale błędów, a rozbieżność była minimalna. Kolejne pomiary, pokazane na rys. 17.5, przeprowadzono w warunkach większej wilgotności

względnej powietrza. Dla zarejestrowanych pomiarów nie zauważono żadnych nieprawidłowości, dla większych wartości wilgotności pomiary z badanego urządzenia są wyższe niż z miernika wzorcowego.

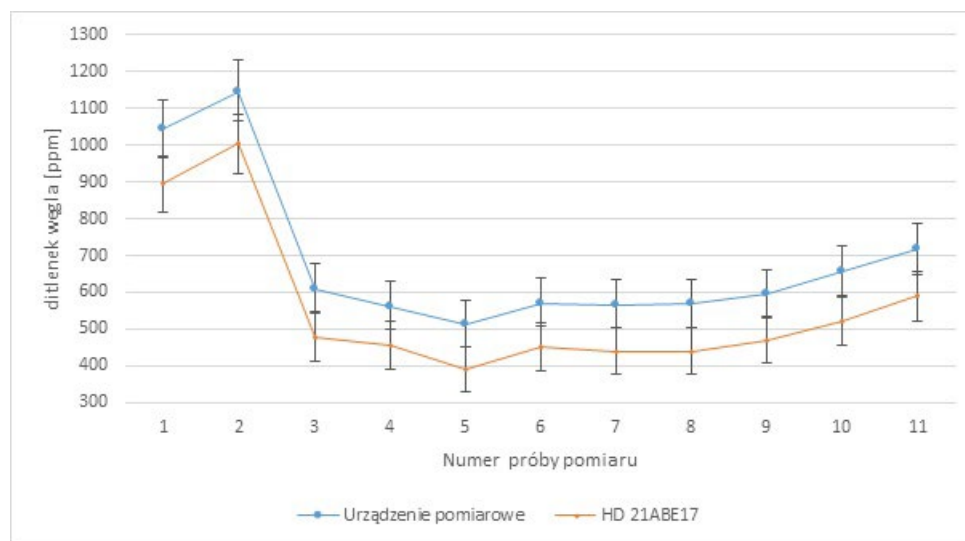


Rys. 17.5. Wykres zmian wilgotności powietrza w pomieszczeniu w porównaniu z przyrządem wzorcowym

Fig. 17.5. Graph of changes in air humidity in the room compared to the reference device

Pomiary stężenia dwutlenku węgla

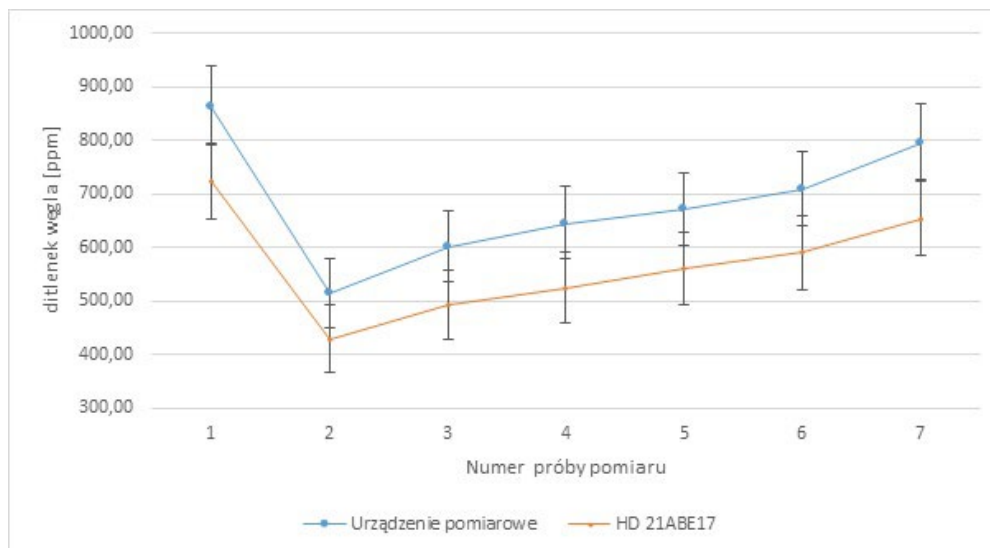
Rysunek 17.6 przedstawia zmiany stężenia dwutlenku węgla zarejestrowane w pomieszczeniu zamkniętym w momencie opuszczenia go przez ludzi oraz podczas jego wietrzenia między drugim a trzecim pomiarem. Wszystkie pomiary były zgodne z zakładanymi błędami pomiarowymi.



Rys. 17.6. Wykres zmian dwutlenku węgla w porównaniu z urządzeniem wzorcowym

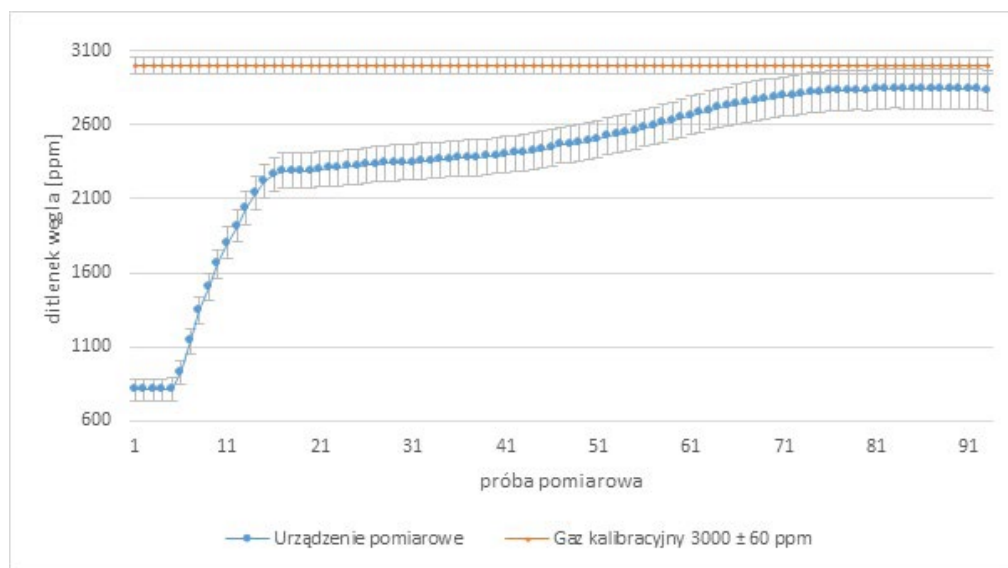
Fig. 17.6. Graph of carbon dioxide changes compared to the reference device

Kolejna seria pomiarowa została przedstawiona na rys. 17.7. W tym przypadku także wszystkie pomiary są zgodne z dokumentacją udostępnioną przez producenta. Dla każdego z nich wartość zmierzona badanym urządzeniem była większa niż wskazania miernika wzorcowego.



Rys. 17.7. Wykres zmian dwutlenku węgla w kolejnych próbach

Fig. 17.7. Graph of carbon dioxide changes in subsequent trials



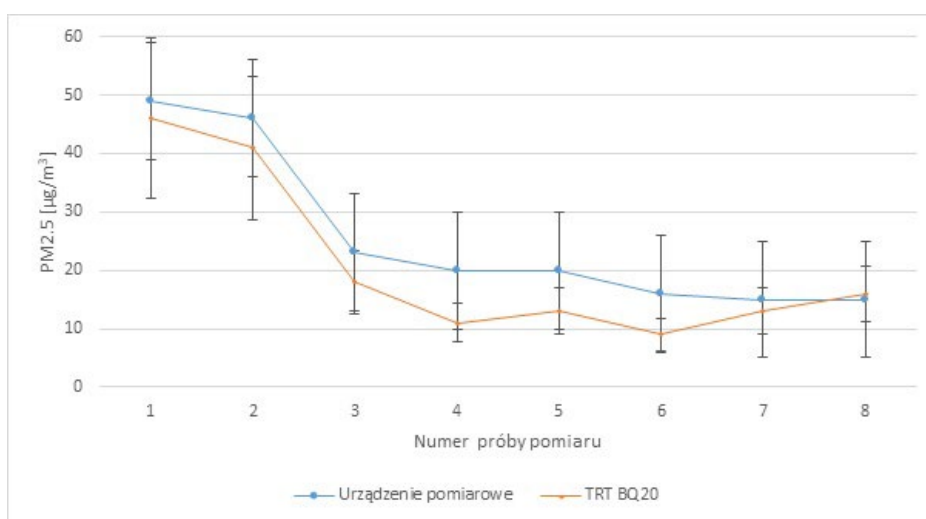
Rys. 17.8. Wykres zmian CO₂ w czasie – gaz wzorcowy

Fig. 17.8. Graph of CO₂ changes over time – reference gas

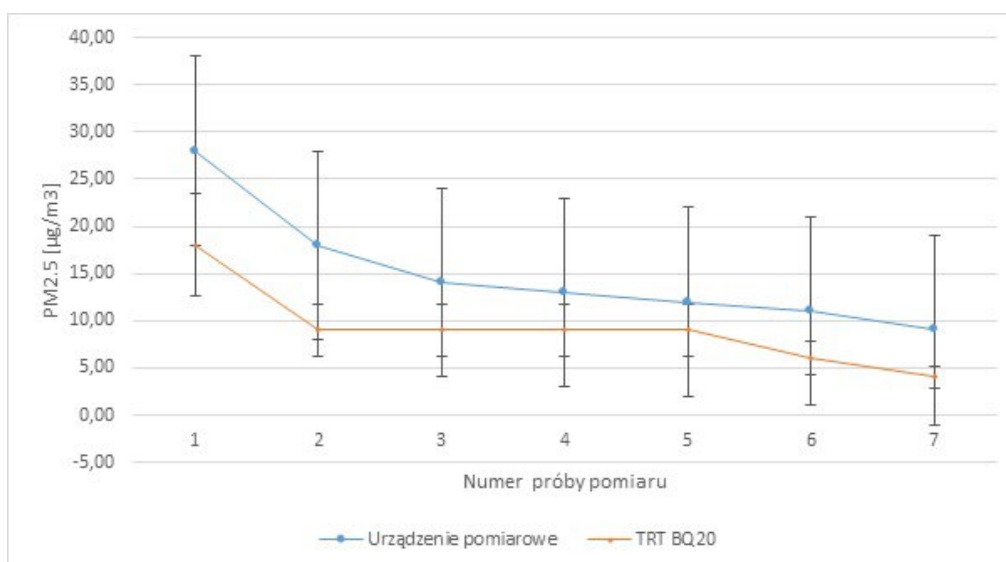
Wskazania czujnika CO₂ sprawdzono też w komorze testowej, do której podano gaz wzorcowy – CO₂ (3000±60 ppm). Pomiary były wykonywane tylko badanym urządzeniem pomiarowym, wskazania czujników były zapisywane cyklicznie – wyniki pokazano na rys. 17.8. W okolicach 85. pomiaru wartość mierzonego stężenia CO₂ osiągnęła stan ustalony, końcowy odczyt wyniósł około 2840 ppm – co jest wynikiem zadowalającym, gdy weźmie się pod uwagę błąd badanego czujnika.

Badanie zawartości cząstek pyłu $PM_{2.5}$ w powietrzu

Na rys. 17.9 oraz 17.10 pokazano wyniki pomiarów cząstek o średnicy $2,5 \mu\text{m}$. Przez stosunkowo duży dopuszczalny błąd pomiarowy zarówno czujnika PMS7003, jak i miernika wzorcowego wszystkie pomiary są prawidłowe. W przypadku obu serii pomiarowych wartości mierzone miernikiem były mniejsze niż te z urządzenia pomiarowego. Jedynym wyjątkiem był ostatni pomiar pierwszej serii, gdzie wartość zmierzona urządzeniem badanym przekroczyła wartość odczytaną z miernika wzorcowego.



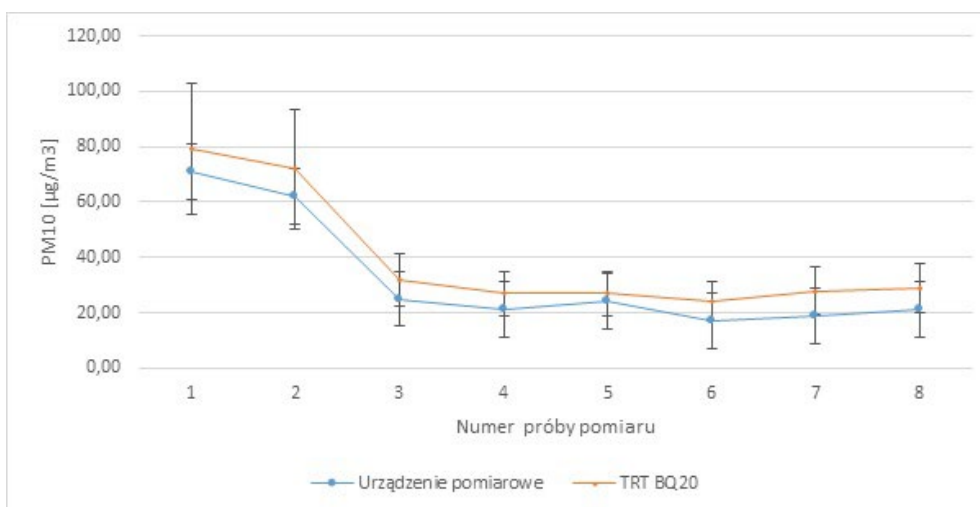
Rys. 17.9. Wykres zmian zawartości cząstek o średnicy $PM_{2.5}$ w powietrzu – seria pierwsza
 Fig. 17.9. Graph of changes in the content of $PM_{2.5}$ particles in the air – first series



Rys. 17.10. Wykres zmian $PM_{2.5}$ w czasie – seria druga
 Fig. 17.10. Graph of $PM_{2.5}$ changes over time – second series

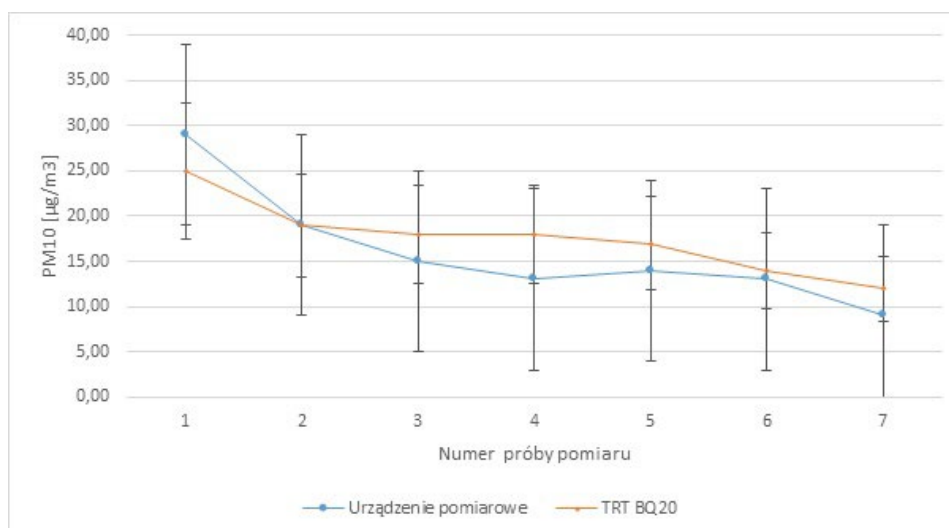
Badanie zawartości cząstek pyłu PM10 w powietrzu

Rysunek 17.11 przedstawia zmiany stężenia cząstek PM₁₀ w powietrzu; wszystkie pomiary były zgodne z założeniami. Największa różnica pomiędzy odczytanymi wartościami wystąpiła w drugim pomiarze i wyniosła aż 10 µg/m³, dla pozostałych pomiarów błąd ten był mniejszy. W przeciwieństwie do pomiarów cząstek PM_{2.5} wyniki z urządzenia pomiarowego charakteryzowały się niższą wartością niż te z miernika BQ20. Producent nie podaje błędów pomiaru czujnika dla frakcji PM₁₀, dlatego przyjęto takie same jak dla PM_{2.5}.



Rys. 17.11. Wykres zmian PM₁₀ w czasie testów – seria pierwsza

Fig. 17.11. Graph of PM₁₀ changes during testing – first series

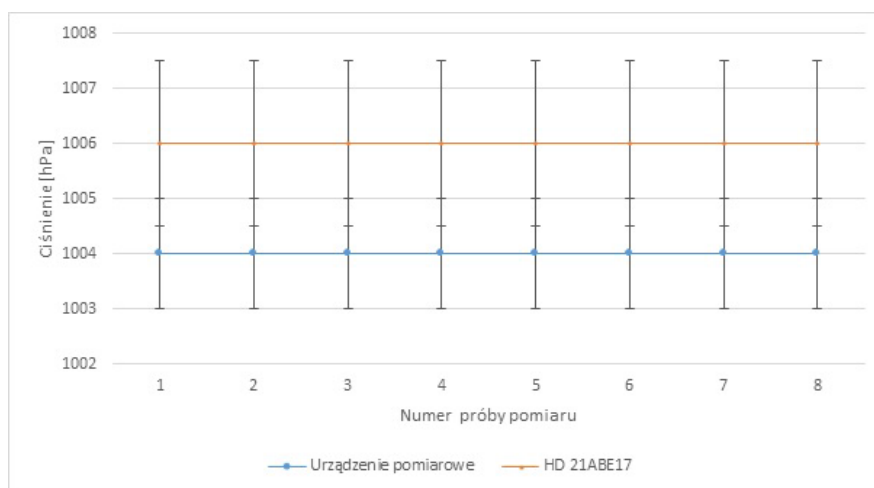


Rys. 17.12. Wykres zmian PM₁₀ w czasie testów – seria druga

Fig.17.12. Graph of PM₁₀ changes over time under other conditions – second series

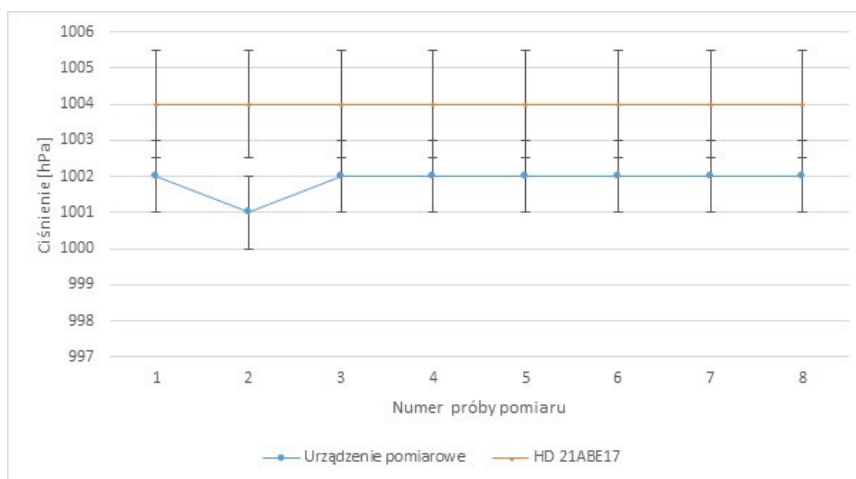
Rysunek 17.12 przedstawia serię pomiarową wykonaną w innych warunkach w pomieszczeniu. Ponownie wyniki są zgodne z dokumentacją; tym razem maksymalny błąd wyniósł $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Można wnioskować, że dla mniejszego stężenia pomiary są dokładniejsze.

Pomiar ciśnienia atmosferycznego



Rys. 17.13. Wykres zmian ciśnienia atmosferycznego w kolejnej próbie

Fig. 17.13. Graph of changes in atmospheric pressure in the next test



Rys. 17.14. Wykres zmian ciśnienia atmosferycznego w innym czasie

Fig. 17.14. Graph of changes in atmospheric pressure at different times

Ciśnienie jest wielkością wolnozmienną. Rysunek 17.13 przedstawia serię pomiarową, dla której wartość mierzona nie zmieniła się przez cały okres trwania badania, wszystkie pomiary są zgodne z zakładanymi dokładnościami. W kolejnej serii pomiarowej, przedstawionej na rys. 17.14, odczyt różniący się od pozostałych został zarejestrowany jedynie w drugim pomiarze. Różnica pomiędzy wartościami

zarejestrowanymi przez sensory jest większa niż dopuszczalne błędy, pozostałe wskazania są prawidłowe. Dla obu serii pomiarowych można stwierdzić, że urządzenie pomiarowe wskazuje mniejszą wartość niż miernik HD 21ABE17, a różnica między ich wskazaniami przez znaczną większość badań wyniosła 2 hPa.

17.5. Podsumowanie

Przeprowadzone pomiary porównawcze pokazały, że urządzenie wraz z czujnikami działa zadowalająco – znaczna większość pomiarów parametrów środowiska w porównaniu z przyrządami wzorcowymi jest prawidłowa. Zdarzyły się pojedyncze przypadki, w których zmierzone wartości mieściły się w błędach dopuszczalnych czujników. Warto podkreślić, że zarejestrowane różnice, które przekroczyły dopuszczalny zakres, były niewielkie oraz występowały bardzo rzadko. Podsumowując, można stwierdzić, że zbudowany model urządzenia pomiarowego działa prawidłowo i może być stosowany jako źródło danych do sterowania systemami HVAC. Kolejne testy będą prowadzone w warunkach rzeczywistych w pomieszczeniach przy komunikacji z urządzeniami HVAC.

Bibliografia

1. Modbus Organization, dostęp online: <http://modbus.org>
2. MODBUS Protocol Specification, dostęp online: http://modbus.org/docs/Modbus_Application_Protocol_V1_1b3.pdf
3. Czujnik CO₂ firmy Figaro Gas Sensors, dostęp online: <https://www.figaro.co.jp/en/>
4. Czujnik ciśnienia STMicroelectronics, dostęp online <https://www.mouser.pl/new/stmicroelectronics/stm-lps25h-mems-pressure-sensor/>
5. Czujniki temperatury i wilgotności I²C – Si7021 – SparkFun SEN-13763, dostęp online: <https://cdn.sparkfun.com/datasheets/Sensors/Weather/Si7021.pdf>
6. Czujnik pyłu PLANTOWER PMS 7003, dostęp online: <https://botland.com.pl/czujniki-czystosci-powietrza/>
7. Wiora A., Wiora J., Kasprzyk J.: Indication Variability of the Particulate Matter Sensors Dependent on Their Location. *Sensors*, 2024, 24(5):1683, DOI:10.3390/s24051683.
8. Mikrokontroler ESP32, dostęp online: <https://botland.com.pl/moduly-wifi-i-bt-esp32/>
9. Mikrokontroler Arduion Nano, dostęp online: <https://botland.com.pl/arduino-seria-nano-oryginalne-plytki/>
10. Konwerter szeregowy UART na RS485, dostęp online: <https://botland.com.pl/konwertery-usb-uart-rs232-rs485/4496-konwerter-uart-rs485-33v-arkrj11-waveshare-4777-5904422371463.html>

11. Miernika HD21AB17 – dokumentacja, dostęp online: http://www.deltaohm.com/ver2012/download/HD21AB_HD21AB17_M_uk.pdf
12. Miernik BQ20 – dokumentacja, dostęp online: <https://pl.trotec.com/fileadmin/downloads/Messgeraete/Luftqualitaet/BQ20/TRT-BA-BQ20-002-PL.pdf>

18. BADANIA PRZYDATNOŚCI WYBRANYCH SOLANEK DO PROCESU MAGAZYNOWANIA ENERGII CIEPLNEJ Z WYKORZYSTANIEM TECHNOLOGII STAWÓW SŁONECZNYCH NA TERENACH POKOPALNIANYCH

18.1. Wprowadzenie

Stawy słoneczne to niskotemperaturowe zasobniki ciepła wykorzystujące do akumulacji energii warstwowo utrzymywane solanki, np. NaCl, MgCl₂, oraz wodę czystą. Znajdują one zastosowanie w różnorodnych instalacjach przemysłowych, w procesach odsalania wody morskiej jako dolne źródła pomp ciepła i innych. Historia tej technologii sięga początku XX wieku, gdy w literaturze pojawiła się informacja o nietypowych zjawiskach temperaturowych obserwowanych w kilku naturalnie występujących jeziorach na Węgrzech. Pod koniec września temperatura wody na powierzchni jeziora jest zbliżona do temperatury otoczenia, natomiast już na głębokości około 1 metra sięga 65°C. Pomiaru ujawniły (Kalecsinsky, Rozsa) silny gradient stężenia soli w funkcji głębokości. Zauważono, że za wysokie temperatury utrzymujące się poniżej lustra wody odpowiadają skuteczne tłumienie konwekcji naturalnej spowodowane przez gradient zasolenia oraz absorpcja promieniowania słonecznego w solance. Potwierdziły to późniejsze badania [1–8].

Pierwsze sztuczne stawy słoneczne zbudowano w Izraelu w 1958 roku. W pobliżu Morza Martwego przekształcono płytkie zbiorniki służące do odparowania wody z solanki (saliny) w stawy słoneczne. Rozwiązania te nie miały charakterystycznej warstwy konwekcyjnej, a gradient gęstości soli przebiegał przez całą głębokość stawu. Najlepsze wyniki uzyskiwano z MgCl₂ jako solą, gdzie staw o powierzchni 625 m² osiągał maksymalną temperaturę 96°C. Największy staw miał powierzchnię 1375 m² i nie był konstrukcją udaną, ponieważ wraz ze wzrostem temperatury do około 74°C gazy rozkładu bakteryjnego w glebie pod stawem unosiły się w górę, uniemożliwiając utrzymanie niezbędnego gradientu zasolenia [1].

Obecnie prowadzone są badania tej technologii dla stref klimatycznych zbliżonych do warunków polskich, m.in. w Wielkiej Brytanii.

18.2. Zasada działania stawu słonecznego

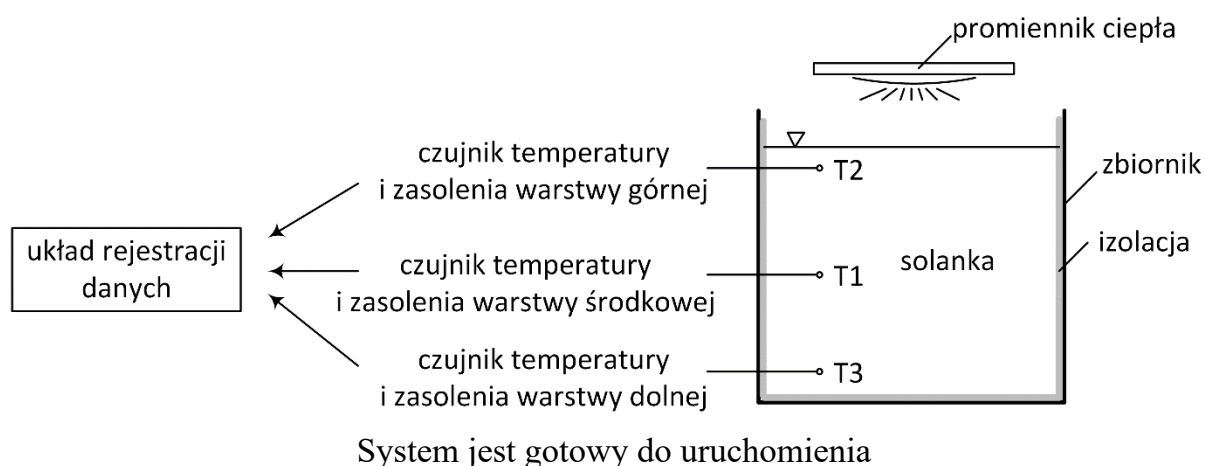
Istnieje wiele rodzajów kolektorów słonecznych do pozyskiwania energii cieplnej z promieniowania słonecznego. Staw słoneczny to również rodzaj kolektora słonecznego, łączącego funkcję jednocześnie pozyskiwania i akumulacji energii cieplnej. Typowy staw słoneczny podzielony jest na trzy umowne warstwy, co przedstawia rys. 18.1. Górna strefa nazywana jest warstwą konwekcyjną i tworzy ją woda czysta, której zasolenie jest bliskie 0%. Tę strefę stabilizuje się przez wprowadzanie świeżej wody na wysokości powierzchni stawu i zapewnienie osłony przed nadmiernym wiatrem. Temperatura w tej strefie jest zbliżona do temperatury otoczenia. Druga to strefa niekonwekcyjna lub gradientowa. Odpowiada ona za utrzymywanie ciepła w stawie solarnym. Jeśli gradient zasolenia jest wystarczająco duży, konwekcja w tej warstwie jest wytłumiona pomimo absorpcji ciepła i wzrostu temperatury na dnie stawu. Aby warstwa działała prawidłowo i konwekcja została zatrzymana, musi być spełniony warunek, że zmiana gęstości wynikająca ze zmiany temperatury wody jest mniejsza od zmiany gęstości wynikającej z gradientu zasolenia. Promieniowanie słoneczne dociera również do warstwy najniższej, jest tam pochłaniane i może zostać utracone tylko przez przewodzenie do gruntu lub warstwy wyższej. Ze względu na niską przewodność cieplną wody strefa niekonwekcyjna działa jak izolator i zapobiega przewodzeniu w kierunku warstw wyższych. Ostatnią warstwą jest dolna strefa konwekcyjna, która akumuluje energię cieplną. Strefa ta charakteryzuje się prawie stałym poziomem gęstości zasolenia, które jest na tyle duże, że utrzymuje zgromadzone ciepło na dnie zbiornika, unikając jednocześnie procesu konwekcji do warstw wyższych stawu. Zasolenie w dolnej strefie waha się od 20% do 30%. Uzyskiwana temperatura w strefie akumulacyjnej na ogół mieści się w przedziale od 50°C do 90°C. Sprawność cieplna stawu zależy od różnych czynników, takich jak stabilność strefy gradientu zasolenia, przejrzystość wody, izolacyjność stawu względem gruntu i innych. Kluczowym parametrem dla utrzymania wysokiej wydajności stawu słonecznego jest natomiast utrzymanie właściwego profilu gradientu zasolenia [2–8].



Rys. 18.1. Schemat stawu słonecznego wraz zaznaczonym gradientem temperatury i zasolenia [2, 8]
 Fig. 18.1. Diagram of a solar pond with temperature and salinity gradient marked [2, 8]

18.3. Metodyka badań i wybrane wyniki eksperymentu

Do badań wstępnych zdolności akumulacji ciepła przez złożę solankowe zastosowano zbiornik o pojemności 60 l, nagrzewany promiennikiem grzewczym; temperaturę solanki monitorowano za pomocą systemu pomiaru temperatury w trzech punktach dla każdej warstwy gradientu zasolenia w zbiorniku. Metodologia badania akumulacji ciepła przez solankę w pojemniku 60-litrowym na potrzeby zastosowania jej do stawu słonecznego polegała na napełnieniu pojemnika około 40 litrami solanki CaCl_2 oraz MgCl_2 (wybrane solanki) oraz ustawieniu punktów pomiaru temperatury. System jest gotowy do uruchomienia po umieszczeniu termometrów w zbiorniku z solanką na trzech różnych głębokościach (powierzchnia, środek, dno) oraz w różnych punktach poziomych w pojemniku w celu monitorowania temperatury w całym zbiorniku. Następnie zaizolowano pojemnik materiałem izolacyjnym od wewnątrz, aby zminimalizować straty ciepła do otoczenia. Procedurę eksperymentalną rozpoczyna włączenie lampy grzewczej skierowanej na powierzchnię solanki, która symuluje (w dużym uproszczeniu) naturalne promieniowanie słoneczne oraz uruchamia monitorowanie i rejestrację temperatury podczas tego procesu nagrzewania. Powyższe czynności zapewniają systematyczne podejście w trakcie badania zdolności solanek do akumulacji ciepła, co jest kluczowe dla eksperymentu danej solanki oraz jej możliwości efektywnego wykorzystania w stawie słonecznym. Na rys. 18.2 przedstawiono poglądowy schemat laboratoryjnego stanowiska stawu słonecznego.

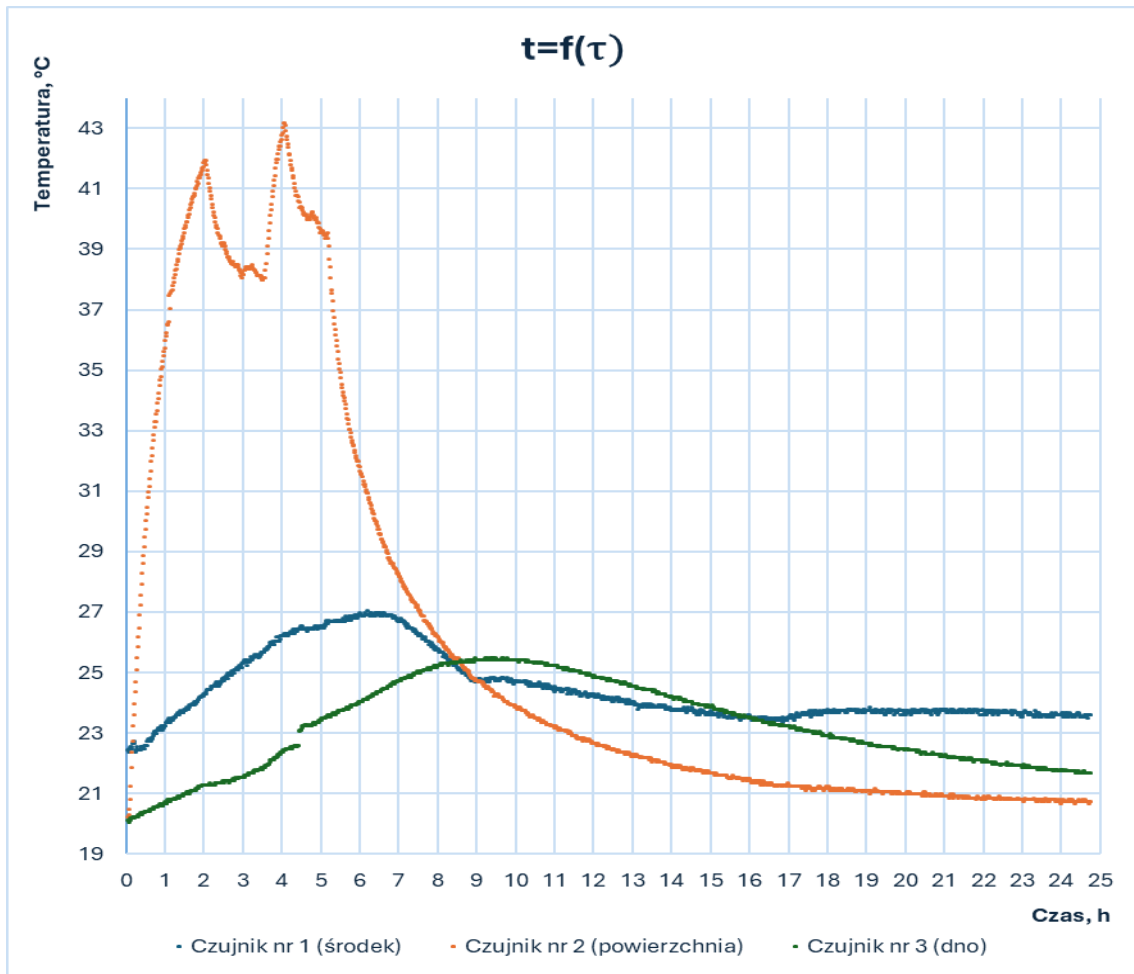


Rys. 18.2. Schemat laboratoryjnego stanowiska stawu słonecznego

Fig. 18.2. Schematic of the laboratory solar pond stand

18.3.1. Wyniki eksperymentu dla solanki CaCl₂

Na wykresie pokazanym na rys. 18.3 przedstawiono wyniki 24-godzinnej serii pomiarowej. Badanie zostało przeprowadzone na solance CaCl₂, która została przygotowana do poprzednich krótszych serii pomiarowych (6- i 12-godzinnej). Zaobserwowano obniżenie się poziomu mieszanki spowodowane odparowaniem wody. Krok czasowy, w którym przeprowadzono eksperymenty, wynosił minutę.



Rys. 18.3. Wyniki serii pomiarowej zrealizowanej dla objętości około 40 litrów oraz przy średnim zasoleniu 13% CaCl₂. Czujnik nr 1 – kolor niebieski, czujnik nr 2 – kolor pomarańczowy, czujnik nr 3 – kolor zielony

Fig. 18.3. Results of the measurement series realized for a volume of 40 liters and an average salinity of 13% CaCl₂. Sensor No. 1 – blue color, sensor No. 2 – orange color, sensor No. 3 – green color

W trakcie tej serii pomiarowej dokonane zostały pomiary zasolenia badanej solanki za pomocą refraktometru PCE-010.

Pomiar w momencie rozpoczęcia badania był następujący:

- przy powierzchni – 9,8%,
- przy dnie (próbka pobrana z nad powstałego osadu) – 15,8%.

Pomiar w piątej godzinie badania:

- przy powierzchni – 10,9%,
- przy dnie (próbka pobrana z nad powstałego osadu) – 16,6%.

Pomiar po zakończeniu rejestracji wyników:

- przy powierzchni – 10,8%,
- przy dnie (próbka pobrana z nad powstałego osadu) – 15,2%.

Pomiary rozpoczęto o godzinie 9:45, z włączonym źródłem ciepła o mocy 1000 W. Temperatury początkowe, wynoszące odpowiednio: 20,3°C – warstwa powierzchniowa, 22,4°C – warstwa środkowa oraz 20,1°C – warstwa dolna, odnotowane w poszczególnych warstwach, różniły się od siebie. Warstwa środkowa charakteryzowała się wyższą temperaturą o około 2°C od pozostałych. Świadczy to o zmagazynowaniu się ciepła w tej części zbiornika od poprzedniego badania.

W pierwszej fazie ogrzewania, trwającej dwie godziny, dochodzi do wzrostów temperatur we wszystkich warstwach solanki. Najwyższy przyrost odnotowuje warstwa powierzchniowa, bo aż o 21,7°C. Temperatura w warstwie środkowej wzrasta o 1,9°C, natomiast w warstwie dolnej o 1,2°C. Po tym czasie moc ogrzewacza zostaje zmniejszona do 500 W i pozostaje na tym poziomie przez kolejne 90 minut. Skutkuje to spadkiem temperatury w warstwie powierzchniowej o 1,9°C. W dwóch dolnych warstwach wciąż utrzymuje się wzrost temperaturowy odpowiednio o 1,5°C w warstwie środkowej oraz 0,6°C w warstwie dolnej. Po trzech i pół godziny trwania badania moc ogrzewacza ponownie została zwiększona do 1000W, co spowodowało wzrost temperatury we wszystkich warstwach mieszaniny. Nagrzewanie na tym poziomie mocy trwało 30 minut. W końcowej fazie tego procesu w warstwie powierzchniowej odnotowano najwyższą temperaturę wynoszącą 43,2°C. W warstwie środkowej temperatura osiągnęła 26,3°C, a w warstwie dolnej 22,4°C. W czwartej godzinie eksperymentu moc ogrzewacza ponownie została zmniejszona do 500 W na okres jednej godziny. Podobnie jak podczas poprzedniego obniżenia mocy źródła temperatura w warstwie powierzchniowej odnotowała spadek, natomiast temperatury warstwy środkowej i dolnej wciąż rosły. W piątej godzinie badania nastąpiło całkowite wyłączenie ogrzewacza. Temperatury w poszczególnych miejscach solanki w tym momencie wyniosły odpowiednio: 39,6°C – warstwa powierzchniowa, 26,6°C – warstwa środkowa, 23,5°C – warstwa dolna. Od momentu wyłączenia źródła ciepła

następuje nagły spadek temperatury w górnej warstwie solanki. Do siódmej godziny pomiarów spada ona o $11,4^{\circ}\text{C}$. W następnych godzinach temperatura dalej spada, jednak w mniejszym stopniu. Od siódmej do siedemnastej godziny – średnio o $0,7^{\circ}\text{C}$ na godzinę. Po tym okresie stabilizuje się na poziomie około 21°C , co jest temperaturą zbliżoną do temperatury otoczenia, w którym przeprowadzony został eksperyment. Świadczy to o całkowitym wychłodzeniu się tej warstwy w trakcie trwania pomiarów. Całe ciepło zaabsorbowane przez tę warstwę zostaje przekazane przez przewodnictwo w dół solanki znajdującej się w zbiorniku lub przedostaje się do otoczenia.

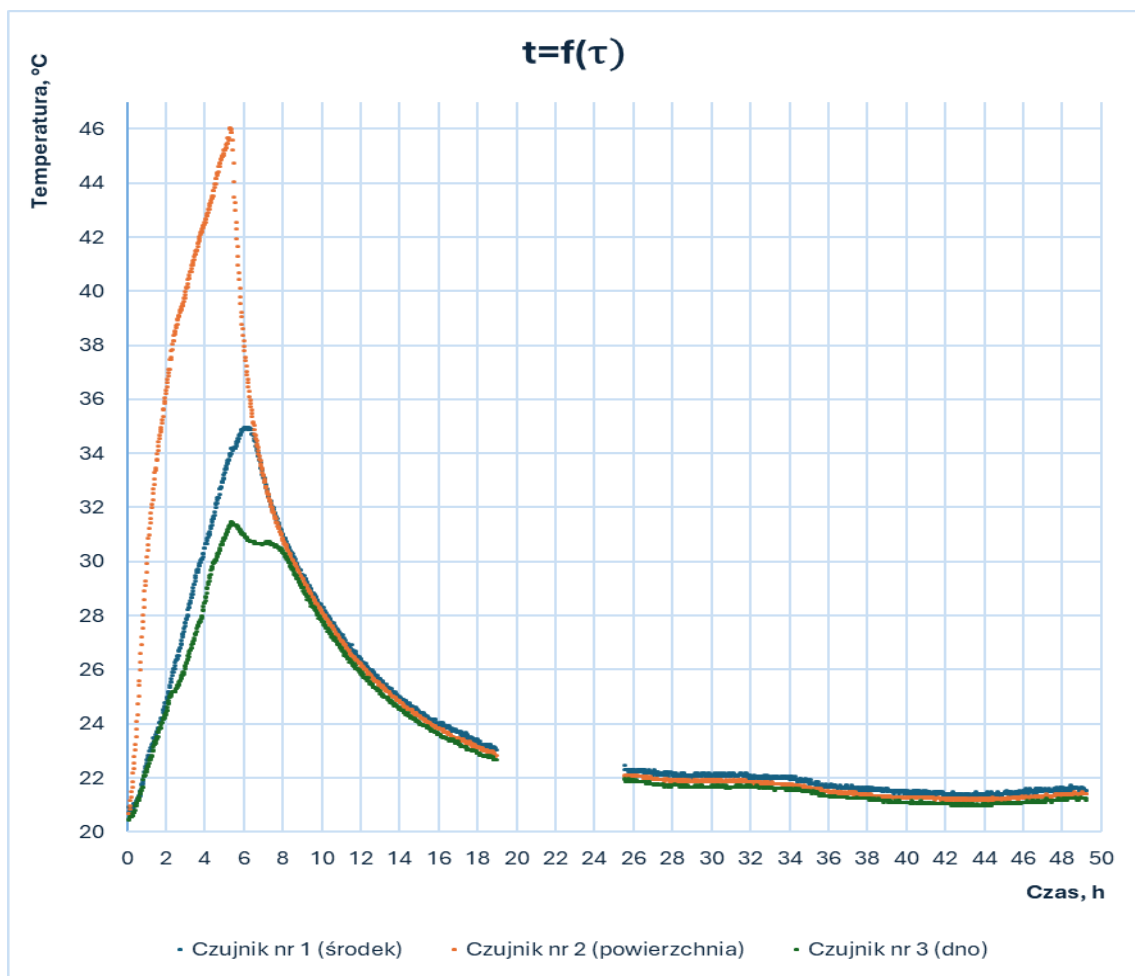
Temperatura warstwy środkowej od momentu wyłączenia ogrzewacza w piątej godzinie wciąż wzrasta, aż do siódmej godziny pomiarów, w której osiąga $26,8^{\circ}\text{C}$. Ciągły wzrost w tej warstwie spowodowany jest dużym spadkiem temperaturowym w warstwie powierzchniowej. Zjawisko przewodnictwa powoduje szybki spadek temperatury w górnej części zbiornika oraz przekazanie ciepła do dolnych warstw, co jest dobrze widoczne na wykresie na rys. 18.3. Od piątej godziny pomiarów, gdy zmieniono moc lampy, następuje spadek temperatury w górnej części zbiornika. Wychładzanie się warstwy środkowej trwa do siedemnastej godziny, w której następuje wzrost do wartości $23,8^{\circ}\text{C}$. Taka temperatura utrzymuje się do końca trwania eksperymentu.

W dolnej warstwie po wyłączeniu źródła ciepła temperatura dalej wzrasta, aż do dziewiątej godziny i czterdziestej minuty pomiarów. Osiąga ona w tym momencie wyższą wartość niż temperatura odnotowana w warstwie środkowej. Od siódmej do dziewiątej godziny serii pomiarowej następuje widoczne na wykresie przewodnictwo ciepła z warstwy środkowej do warstwy dolnej. Od dziesiątej godziny temperatura najniższej warstwy spada aż do zakończenia rejestrowania pomiarów. Temperatury w momencie zakończenia badania wyniosły odpowiednio: $20,8^{\circ}\text{C}$ – warstwa powierzchniowa, $23,6^{\circ}\text{C}$ – warstwa środkowa, $21,7^{\circ}\text{C}$ – warstwa dolna.

18.3.2. Wyniki eksperymentu dla solanki MgCl_2

Badanie solanki MgCl_2 zostało przeprowadzone w cyklu pomiaru 24 h. W tym celu przygotowane zostało nowe złożo solankowe. Uzyskane wyniki zaprezentowane są na rys. 18.4. Zbiornik, w którym przeprowadzono eksperyment, został dodatkowo pokryty warstwą czarnej taśmy na dnie w celu absorbowania większej ilości ciepła przez dolną warstwę solanki. W zbiorniku przygotowano roztwór 10 kilogramów chlorku magnezu sześciowodnego $\text{MgCl}_2 \times 6 \text{H}_2\text{O}$ na 42 litry wody pobranej z sieci. Mieszaninę delikatnie przemieszano, co spowodowało całkowite rozpuszczenie się soli. Roztwór zrobił się

klarowny, delikatnie zabarwiony w odcieniu żółci. Dodatkowo przygotowany został miernik zasolenia zanurzony w solance, mający za zadanie umowne wyznaczenie zasolenia środkowej warstwy mieszaniny. Niestety koło 19. godziny pomiarów z nieznanego powodu system odpowiedzialny za rejestrację pomiarów przestał działać. Z tego powodu wyniki badania zaprezentowane są w dwóch oddzielnych seriach, które połączone zostały z uwzględnieniem przerwy na wykresie pokazanym na rys. 18.4. W tym eksperymencie można jednak w łatwy sposób przewidzieć wyniki utraconych pomiarów, gdyż zachowany jest ciągły trend spadkowy we wszystkich trzech warstwach.



Rys. 18.4. Wyniki serii pomiarowej 24-godzinnej, zrealizowanej dla 42 litrów wody oraz przy średnim zasoleniu 17,8% $\text{MgCl}_2 \times 6 \text{H}_2\text{O}$. Czujnik nr 1 – kolor niebieski, czujnik nr 2 – kolor pomarańczowy, czujnik nr 3 – kolor zielony

Fig. 18.4. The results of a 24-hour measurement series realized for 42 liters of water and an average salinity of 17.8% $\text{MgCl}_2 \times 6 \text{H}_2\text{O}$. Sensor No. 1 – blue color, sensor No. 2 – orange color, sensor No. 3 – green color

W trakcie tej serii pomiarowej wykonane zostały pomiary zasolenia badanej solanki za pomocą refraktometru PCE-010:

Pomiar w momencie rozpoczęcia badania był następujący:

- przy powierzchni – 15,2%,
- w środku głębokości – 17,6%,
- przy dnie (próbka pobrana znad powstałego osadu) – 16,2%.

Pomiar w drugiej godzinie badania:

- przy powierzchni – 17,4%,
- w środku głębokości – 17,2%,
- przy dnie (próbka pobrana znad powstałego osadu) – 17,8%.

Pomiar w piątej godzinie rejestracji wyników:

- przy powierzchni – 18,0%,
- w środku głębokości – 18,4%,
- przy dnie (próbka pobrana znad powstałego osadu) – 18,4%.

Pomiar w dwudziestej piątej godzinie rejestracji wyników:

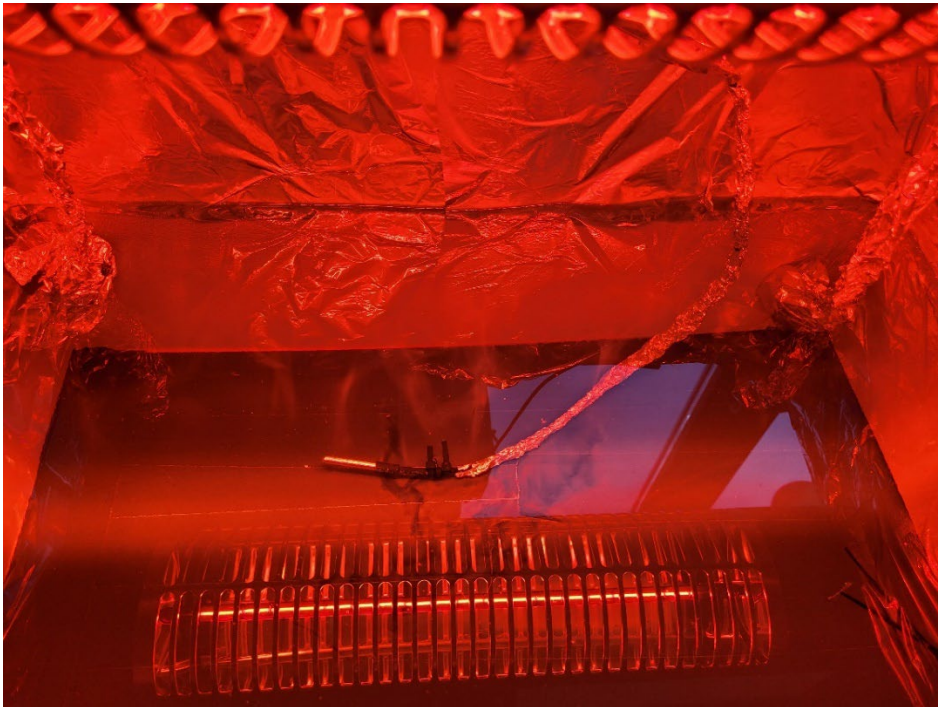
- przy powierzchni – 19,0%,
- w środku głębokości – 18,6%,
- przy dnie (próbka pobrana znad powstałego osadu) – 19,0%.

Pomiar w momencie zakończenia rejestracji wyników:

- przy powierzchni – 19,0%,
- w środku głębokości – 18,6%,
- przy dnie (próbka pobrana znad powstałego osadu) – 19,0%.

Badanie zostało rozpoczęte z włączonym ogrzewaczem ustawionym na moc grzewczą 1000 W. Już około 20 minut po rozpoczęciu rejestracji pomiarów zauważono parowanie solanki, które nie występowało po tak krótkim czasie nagrzewania w poprzednich solankach. W warstwie powierzchniowej temperatura szybko wzrasta od wartości początkowej równej 20,7°C do wartości maksymalnej 46,0°C w piątej godzinie eksperymentu. Po tym czasie źródło ciepła zostaje wyłączone. Temperatura zaczyna gwałtownie spadać aż do 28. godziny eksperymentu, w której stabilizuje się, osiągając wartość 22,0°C. Od rozpoczęcia pomiarów do szóstej godziny trwania badania temperatura w warstwie środkowej wzrasta od wartości początkowej równej 20,9°C do wartości maksymalnej 35,0°C. W krótkim okresie po osiągnięciu wartości maksymalnej temperatura w tej warstwie osiąga bardzo zbliżone wartości do temperatury warstwy powierzchniowej; taka sytuacja utrzymuje się do końca trwania pomiarów. W warstwie dolnej temperatura wzrasta od rozpoczęcia ogrzewania do piątej godziny badania.

W momencie wyłączenia źródła ciepła temperatura w tej warstwie odnotowuje ciągły spadek aż do 28. godziny, w której dochodzi do stabilizacji. Od ósmej godziny eksperymentu aż do jego zakończenia temperatury we wszystkich warstwach odnotowały zbliżone do siebie wartości. Świadczy to o nieutworzeniu się gradientu zasolenia wewnątrz solanki. Prawdopodobnie wpływ na to miał rodzaj użytej soli. Dwa tygodnie po przeprowadzeniu badania wykonano dodatkowy pomiar zasolenia w poszczególnych warstwach, który wyniósł odpowiednio: 20,4% – warstwa powierzchniowa, 19,5% – warstwa środkowa oraz 16,6% – warstwa dolna. Potwierdza to słabą zdolność do magazynowania energii w solance składającej się z chlorku magnezu sześciowodnego. Widok przygotowanego stanowiska i pomiarów przedstawiony został na rys. 18.5.



Rys. 18.5. Wnętrze zbiornika wypełnionego solanką w trakcie eksperymentów
Fig. 18.5. The inside of a container filled with a brine during experiments

18.4. Analiza potencjalnych korzyści energetycznych i środowiskowych technologii stawów słonecznych na terenach pokopalnianych

Opłacalność ekonomiczna i korzyści ekologiczne wynikające z zastosowania stawu słonecznego są zawsze większe, jeśli zostaną maksymalnie wykorzystane lokalne zasoby materiałowe i ludzkie. Kluczowym wymogiem jest posiadanie lokalnie dostępnej soli lub słonej wody (im jest bardziej słona, tym lepiej), a także stosunkowo

świeżej wody. Sól w postaci soli kamiennej czy też słonej wody jest jednym z głównych komponentów kosztu kapitału stawu słonecznego. Ze względu na pionowy gradient stężenia soli w stawie sól stale dyfunduje w kierunku powierzchni. Dyfuzja soli zależy od temperatury, rodzaju soli i gradientu jej stężenia. W przypadku stawu, w którym używaną solą jest chlorek sodu, szybkość dyfuzji może wynosić nawet $20 \text{ kg/m}^2/\text{rok}$. W celu utrzymania różnicy w zasoleniu między dnem a powierzchnią stawu należy stale usuwać sól ze strefy powierzchniowej przez spłukiwanie powierzchni i wprowadzać taką samą ilość soli do warstwy magazynującej energię.

Z drugiej strony, wydobywanie węgla generuje różnego rodzaju emisje, w tym ścieki, których emitowanych jest dużo zwłaszcza w górnictwie podziemnym (około 3 m^3 na 1 Mg węgla). W zależności od głębokości pokładu węgla zasolenie może różnić się od wody słonawej o niskim zasoleniu do solanki o zasoleniu od 2 do 3 razy wyższym niż wody morskiej. Problem utylizacji słonych wód dołowych powstaje w związku z koniecznością odwadniania kopalń, zarówno tych czynnych, jak i nieczynnych. Jest to poważny problem, zwłaszcza w przypadku kopalń śródlądowych, gdzie zrzut do morza nie jest możliwy, co dotyczy w szczególności Polski [4].

Integracja specyfiki technologii stawów słonecznych z procesem utylizacji solanek kopalnianych wydaje się nie tylko możliwa, lecz także zyskowna i pożyteczna. Takie zestawienie może być odpowiedzią na liczne wyzwania, które stoją przed współczesnym człowiekiem. Ponadto wydaje się, że omawiane rozwiązanie nie generuje żadnych poważnych negatywnych konsekwencji. Warto nadmienić, że średni przyrost temperatury wód podziemnych w funkcji głębokości wynosi około $25^\circ\text{C}/1000 \text{ m}$ [5], co również wpływa pozytywnie na całą konfigurację.

Gromadzona w stawie słonecznym energia cieplna może być używana do różnych celów, jednak ważną zasadą przy projektowaniu stawu słonecznego jest uwzględnienie konkretnego zastosowania. Niezależnie od przeznaczenia staw słoneczny będzie absorbował i magazynował energię promieniowaną słoneczną w postaci energii cieplnej o niskiej jakości. Staw słoneczny o powierzchni 500 m^2 i o głębokości strefy magazynującej $0,6 \text{ m}$ w ekstremalnych warunkach pogodowych (niskie temperatury, opady śniegu) jest w stanie zakumulować $13,3 \text{ GJ}$ energii [3]. Energia pochodząca ze stawu słonecznego może być wykorzystana na wiele sposobów, m.in. do ogrzewania powierzchni lub do wstępnego podgrzewania czynnika używanego w innym procesie, do mrożenia, klimatyzowania czy do generacji energii elektrycznej. Z typowego stawu słonecznego o wymiarach $100 \times 100 \text{ m}^2$ można wygenerować 300 kW mocy [6].

18.5. Podsumowanie

Technologia stawów słonecznych jest skuteczną metodą magazynowania energii cieplnej, wykorzystującą gradient zasolenia w wodzie. Badania nad jej zastosowaniem w warunkach klimatycznych Polski, szczególnie na terenach pokopalnianych, wskazują na obiecujące wyniki. Stawy słoneczne mogą być wykorzystywane nie tylko do gromadzenia energii, lecz także jako rozwiązanie problemu utylizacji słonych wód kopalnianych, co jest istotne w kontekście ochrony środowiska.

Eksperymenty przeprowadzone na wybranych solankach CaCl_2 i MgCl_2 wskazują na ich różną efektywność w akumulacji ciepła. Solanka CaCl_2 wykazała lepsze zdolności magazynowania energii w porównaniu z MgCl_2 , co potwierdzają uzyskane dane dotyczące zmian temperatury w różnych warstwach solanki podczas trwania eksperymentów. CaCl_2 (chlorek wapnia) i MgCl_2 (chlorek magnezu) wykazały różnice w ich zdolnościach do magazynowania ciepła:

- solanka CaCl_2 – wykazała lepszą efektywność w akumulacji ciepła. Podczas badań, temperatura w różnych warstwach solanki była bardziej stabilna i wyższa w porównaniu z MgCl_2 . Gradient zasolenia w przypadku CaCl_2 okazał się bardziej efektywny w zapobieganiu konwekcji;
- solanka MgCl_2 – mimo że MgCl_2 również magazynuje ciepło, efektywność była niższa w porównaniu z CaCl_2 . Gradient zasolenia był mniej skuteczny w utrzymaniu stabilnych warstw termicznych.

Kluczowym czynnikiem wpływającym na efektywność stawów słonecznych jest utrzymanie odpowiedniego gradientu zasolenia, który zapobiega konwekcji i pozwala na długoterminowe magazynowanie ciepła.

Analiza korzyści energetycznych i środowiskowych wykazała, że stawy słoneczne mogą być opłacalnym rozwiązaniem pod względem zarówno ekonomicznym, jak i ekologicznym. Wykorzystanie lokalnie dostępnych zasobów, takich jak słone wody kopalniane, może znacznie obniżyć koszty budowy i eksploatacji stawów słonecznych. Ponadto zintegrowanie technologii stawów słonecznych z procesem utylizacji solanek kopalnianych może przyczynić się do rozwiązania problemu emisji ścieków kopalnianych. W warunkach klimatycznych Polski, a szczególnie na terenach pokopalnianych, technologia stawów słonecznych wykazuje szczególnie wysoką użyteczność. Polska, z bogatą historią eksploatacji zasobów mineralnych, zmagą się z problemem utylizacji słonych wód kopalnianych. Stawy słoneczne mogą stanowić rozwiązanie, które nie tylko magazynuje energię, lecz także pomaga w neutralizacji szkodliwych wpływów środowiskowych związanych z odprowadzaniem słonych wód.

Podsumowując, należy zauważyć, że technologia stawów słonecznych na terenach pokopalnianych ma duży potencjał w kontekście magazynowania energii oraz ochrony środowiska. Dalsze badania i rozwój tej technologii mogą przyczynić się do jej szerokiego zastosowania, przynosząc korzyści zarówno ekonomiczne, jak i ekologiczne.

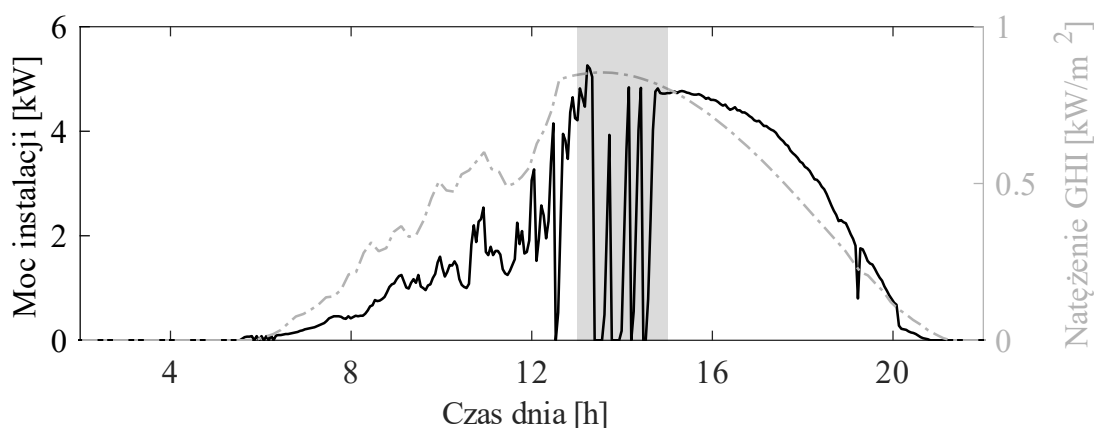
Bibliografia

1. Hull J.R.: Physics of the solar pond, Retrospective Theses and Dissertations, 1979; <https://lib.dr.iastate.edu/rtd/6608>.
2. Faqehaa H., Bawahaba M., Veta Q.L., Faghihd A., Datea A.I., Akbarzadah A.: An experimental study to establish a salt gradient solar pond (SGSP). *Energy Procedia* 2019, 160, 239–245.
3. Abu-Eishah S.: Economic Feasibility of Salinity-Gradient Solar Ponds (SGSP) for Production of Fresh Water and Pure Salt(s) from Saline and Hypersaline Waters. The 2011 International Conference on Water, Energy and Environment, November 2011.
4. Mitko K., Turek M.: Membrane-Based Solutions for the Polish Coal Mining Industry. *Membranes* 2021, 11(8), 638.
5. Chowanec J., Ciężkowski W., Dowgiałło J., Kucharski M., Nowicki Z., Rudzińska-Zapaśnik T., Szczepański A.: *Hydrogeologia regionalna Polski. Tom II. Wody mineralne, lecznicze i termalne oraz kopalniane*, Wydawnictwo Państwowy Instytut Geologiczny, Warszawa 2007. ISBN 978-83-7538-169-6.
6. Kanan S.: A Simple Heat and Mass Transfer Model for Salt Gradient Solar Ponds. *International Journal of Mechanical, Industrial Science and Engineering* 2014, 8(1), 27–33.
7. Bawahab M.H., Faqeha Q.L., Ve A., Faghih A. Date, Akbarzadah A.: Industrial Heating application of a Salinity gradient solar pond for salt production, *Energy Procedia* 2019, 160, 231–238, DOI:10.1016/j.egypro.2019.02.141.
8. Ines M. et al.: Experimental studies on the effect of using phase change material in a salinity-gradient solar pond under a solar simulator, *Solar Energy* 186, 2019, 335–346, DOI:10.1016/j.solener.2019.05.011.

19. WYBRANE ASPEKTY GRAWITACYJNEGO MAGAZYNOWANIA ENERGII W MAŁEJ SKALI

19.1. Wprowadzenie

Jednym z najbardziej zauważalnych efektów postępującej transformacji energetycznej jest wzrost udziału źródeł odnawialnych w strukturach energetycznych. Dominującym źródłem OZE pod względem całkowitej mocy zainstalowanej w Polsce jest fotowoltaika. Łączna moc instalacji PV w lutym 2023 przekroczyła 12,8 GW, z czego 9,2 GW (72%) stanowiły instalacje prosumenckie w liczbie 1,22 mln. Do lutego 2024 ich liczba wzrosła do 1,4 mln, natomiast moc zainstalowana do 10,8 GW [1]. Szybkiemu wzrostowi liczby instalacji OZE nie towarzyszą adekwatne inwestycje w linie elektroenergetyczne, przez co częściej dochodzi do przeciążenia sieci dystrybucyjnej [2]. W przypadku prosumenckiej fotowoltaiki problemy te mogą objawiać się przez wyłączanie falownika na skutek przekroczenia dopuszczalnej wartości napięcia. Zostało to zobrazowane na rys. 19.1.



Rys. 19.1. Profil mocy instalacji PV oraz całkowite natężenie promieniowania w płaszczyźnie poziomej z dnia 21.07.2022

Fig. 19.1. PV installation power profile and global horizontal irradiance on 21.07.2022

Niekorzystne zjawisko można zaobserwować w godzinach od 13 do 15 (zaznaczony obszar), gdzie pomimo dobrych warunków nasłonecznienia kilkakrotnie dochodziło do wyłączenia układu i spadku mocy do zera. Mniejsze spadki zaobserwowano również

przed godziną 13, przy czym nie były one związane z przeciążeniem sieci, lecz z gorszymi warunkami pogodowymi. Instalacja działała prawidłowo po godzinie 15, gdy natężenie promieniowania było duże i sieć nie była przeciążona, przez co moc PV utrzymywała się na względnie wysokim poziomie.

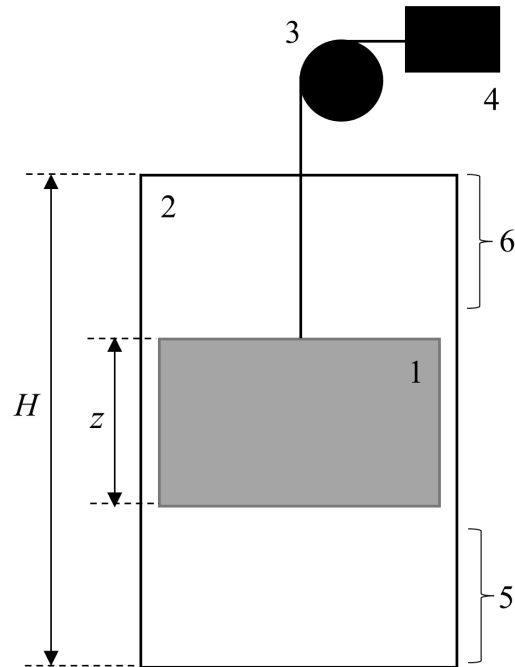
Innym niekorzystnym z perspektywy prosumentów zjawiskiem jest niska autokonsumpcja. Szczytowe zapotrzebowanie na energię występuje w godzinach porannych oraz wieczornych, natomiast szczyt produkcji przypada na godziny popołudniowe. Z tego powodu duża część wytworzonej energii jest oddawana do sieci pod warunkiem braku jej przeciążenia. Niezależnie od warunków przyjętego systemu rozliczania jest to najczęściej mniej opłacalne dla prosumenta.

Jednym z możliwych rozwiązań przytoczonych problemów jest magazynowanie energii. Dominującą na świecie technologią magazynowania energii są obecnie elektrownie szczytowo-pompowe (ESP), odpowiadające za blisko 90% globalnej pojemności. Jednakże ze względu na niską gęstość energii i ograniczenia lokalizacyjne jest to rozwiązanie stosowane jedynie w dużej skali. W układach przydomowych coraz większą popularnością cieszą się magazyny elektrochemiczne, szczególnie litowo-jonowe. Najczęściej współpracują one z instalacją fotowoltaiczną i gromadzą pochodzące z niej nadwyżki produkcji, co przekłada się na wzrost poziomu autokonsumpcji, a także na spadek ilości energii pobieranej i wysyłanej do sieci systemowej. Za popularnością magazynów bateryjnych przemawia przede wszystkim ich opłacalność. Według raportu IEA [3] cena akumulatorów litowo-jonowych spadła z prawie 800 USD/kWh (≈ 3200 PLN/kWh) w 2013 roku do niecałych 140 USD/kWh (≈ 560 PLN/kWh) w 2023 roku. Inne zalety magazynów elektrochemicznych to wysoka sprawność, kompaktowe wymiary oraz łatwa dostępność. Do wad zaliczyć należy natomiast krótki czas życia, występowanie zjawiska samorozładowania, duże zapotrzebowanie na surowce krytyczne, szkodliwość środowiskową, problematyczny recykling oraz zagrożenie pożarowe [4, 5].

19.2. Grawitacyjne magazynowanie energii

Technologią wschodzącą i adresującą bolączki magazynów elektrochemicznych, a co do zasady działaniem zbliżoną do ESP, są grawitacyjne magazyny energii (GES, gravity energy storage). Zasadniczą różnicą pomiędzy ESP a GES jest rodzaj materiału wykorzystywanego do akumulacji energii. W elektrowniach szczytowo-pompowych jest to woda, w magazynach grawitacyjnych są to zaś materiały stałe w postaci bloków

lub cylindrów, tutaj nazywanych elementami czynnymi. Inny jest też sposób transportu masy i odzysku energii. W miejsce pompoturbin grawitacyjne magazyny energii najczęściej wykorzystują odwracalne silniki elektryczne. Schemat prostego, jednoelementowego magazynu grawitacyjnego został przedstawiony na rys. 19.2.



Rys. 19.2. Jednoelementowy grawitacyjny magazyn energii (1 – element czynny, 2 – szyb/konstrukcja nośna, 3 – układ nośny, 4 – odwracalny silnik elektryczny, 5 – poziom dolny, 6 – poziom górny)

Fig. 19.2. Single-weight gravity energy storage (1 – weight, 2 – shaft/support, 3 – hoisting system, 4 – reversible electric motor, 5 – lower storage level, 6 – upper storage level)

Kluczową częścią magazynu grawitacyjnego jest element czynny 1, zlokalizowany wewnątrz szybu podziemnego lub konstrukcji nadziemnej 2, zapewniającej odpowiednią różnicę poziomów. Element czynny zawieszony jest na linii nośnej 3 i połączony z odwracalnym silnikiem elektrycznym 4. W celu zmagazynowania energii silnik elektryczny jest zasilany, a element czynny jest wciągany z poziomu dolnego 5 do poziomu górnego 6. W ten sposób energia elektryczna przekształcana jest na energię potencjalną. Aby rozładować magazyn, element czynny jest opuszczany pod wpływem grawitacji. Opadający ciężar wprowadza w ruch wał silnika i powoduje wytworzenie energii elektrycznej.

Istnieje wiele zalet przemawiających za stosowaniem grawitacyjnych magazynów energii [6–8]. Ich sprawność zależy przede wszystkim od sprawności silnika elektrycznego, a zatem może osiągać wysokie wartości, przekraczające 80–85% [7, 8]. Jako że ilość zakumulowanej energii zależy od położenia elementu czynnego, to nie

występuje zjawisko samorozładowania, a także istnieje możliwość całkowitego rozładowania magazynu (głębokość rozładowania 100%), bez wpływu na jego żywotność i pojemność w cyklu życia. Przyjmuje się, że okres użytkowania magazynu może wynosić 35–50 lat [6, 8], a odpowiednia eksploatacja może go dodatkowo wydłużyć. Ze względu na prostotę rozwiązania do konstrukcji wykorzystać można powszechnie dostępne materiały, w tym materiały odpadowe [8].

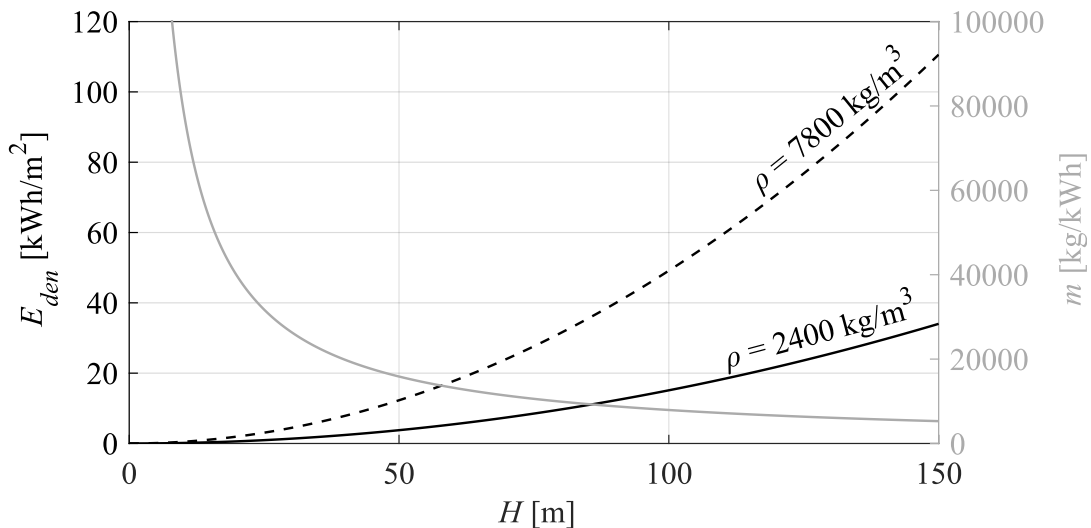
Jedną z kluczowych wad magazynów grawitacyjnych jest niska gęstość energii. Z tego powodu jest to rozwiązanie najczęściej rozpatrywane w kontekście magazynów większej skali, wykorzystujących m.in. szyby górnicze [9], infrastrukturę kolejową [10], szyby naftowe [11], duże konstrukcje nadziemne [8] lub wieżowce [12], o pojemnościach przekraczających 1 MWh [6, 8–13]. Istnieją jednak koncepcje wykorzystania magazynów grawitacyjnych w skali mniejszej [14]. W dalszej części rozdziału omówiono wybrane, kluczowe kwestie związane z konstrukcją przydomowych magazynów GES.

19.3. Gęstość energii

Jedną z największych wad magazynów grawitacyjnych jest niska gęstość energii E_{den} , co pokazane zostało na rys. 19.3. Ze względu na specyfikę rozwiązania tutaj została ona odniesiona do powierzchni zajmowanej przez magazyn. Przedstawiona została również jednostkowa masa elementu czynnego m , określająca ilość masy koniecznej do uzyskania jednostkowej pojemności przy danej maksymalnej wysokości podnoszenia H .

Z rys. 19.3 wynika, że niska gęstość energii jest problemem szczególnie dla małych wysokości podnoszenia. Wówczas mała różnica poziomów musi być kompensowana przez dużą masę elementów czynnych, przez co zajmują one dużą powierzchnię. Wymagany jest wówczas również duży udźwig układu nośnego.

Sytuacja ulega poprawie dla większych wysokości podnoszenia, gdyż gęstość energii wzrasta wykładniczo wraz z H . Przekłada się to na mniejszą zajmowaną przez magazyn powierzchnię. Odwrotnie proporcjonalnie maleje również jednostkowa masa elementu czynnego i dla dużych wysokości podnoszenia wymagana jest znacznie mniejsza masa materiału, a przez to też prostszy układ nośny. Gęstość energii osiągnęła większe wartości dla stali (7800 kg/m^3) niż dla betonu (2400 kg/m^3) i jej przyrost jest proporcjonalny do gęstości.



Rys. 19.3. Maksymalna gęstość energii E_{den} oraz jednostkowa masa ciężaru m dla jednoelementowego grawitacyjnego magazynu energii w zależności od maksymalnej wysokości podnoszenia H
 Fig. 19.3. Maximum energy density E_{den} and unit element mass m for single-weight gravity energy storage as a function of maximum hoisting height H

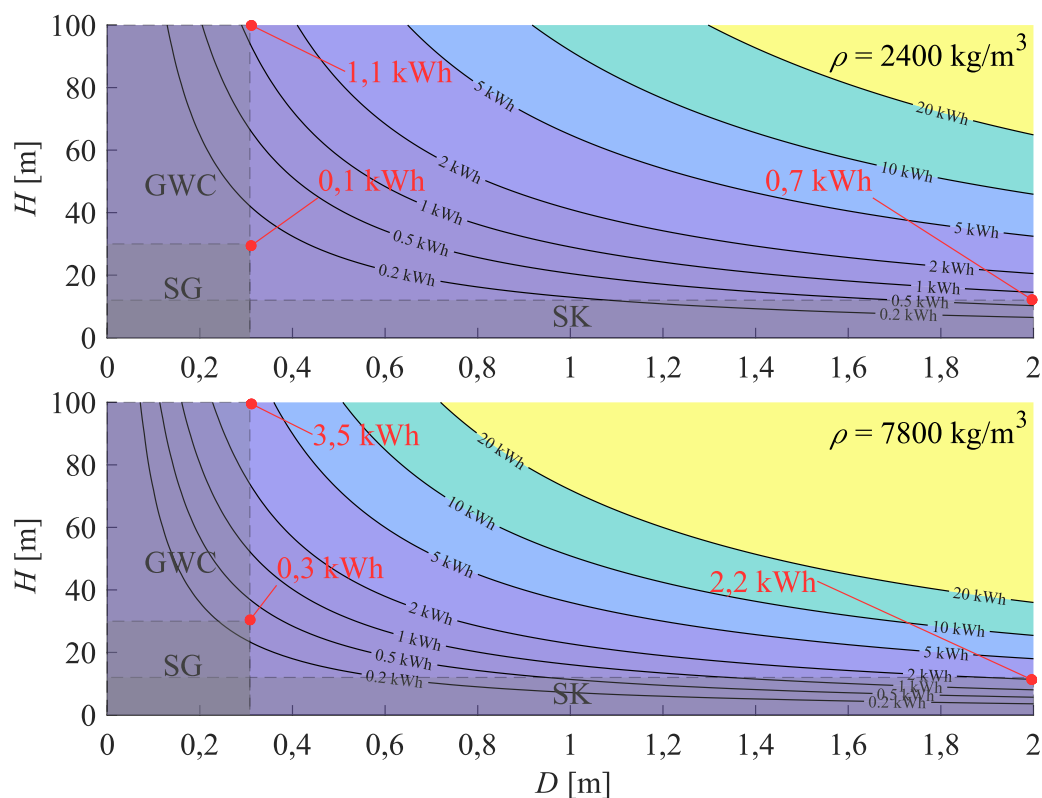
19.4. Lokalizacja magazynu

W zależności od lokalizacji magazynu grawitacyjnego wyróżnia się magazyny nadziemne oraz podziemne. Magazyny nadziemne mogą wykorzystywać zarówno naturalnie występujące formacje, takie jak wzgórza lub wzniesienia, jak i sztuczne konstrukcje wykonane przez człowieka. Dla magazynów podziemnych mogą to być naturalne kawerny lub szyby i otwory wiertnicze. W przypadku przydomowych rozwiązań małej skali skupiono się na konstrukcjach sztucznych.

Niska gęstość energii w zakresie małych wysokości podnoszenia jest czynnikiem niemalże wykluczającym stosowanie konstrukcji nadziemnych na cele grawitacyjnego magazynowania energii w małej skali. Dla wysokości podnoszenia 10 m maksymalna gęstość energii mieści się w zakresie od 0,15 kWh/m² dla betonu do 0,5 kWh/m² dla stali, przy jednostkowej masie ciężaru wynoszącej prawie 80 000 kg/kWh. Oznacza to, że aby osiągnąć pojemność na poziomie małego akumulatora elektrochemicznego, czyli ok. 5 kWh, nadziemny GES zająłby powierzchnię od 10 m² do 33 m² i jego udźwig musiałby wynosić ponad 400 ton. Zatem nawet pomijając dalsze kwestie techniczne, wytrzymałościowe oraz ekonomiczne, można w uzasadniony sposób założyć, że wspomniany magazyn nie stanowiłby realnej alternatywy w zastosowaniach przydomowych. Ponadto analiza [15] wskazuje, że konstrukcja nadziemnych magazynów GES jest opłacalna jedynie przy zastosowaniach w dużej skali. Stąd też

bardziej realistyczne wydaje się stosowanie rozwiązań podziemnych, w których możliwe jest uzyskanie większych wysokości podnoszenia, a przez to też większych gęstości energii i mniejszych jednostkowych mas elementów czynnych.

Powszechnie znane są metody budowy studni kopanych (głębokość do 10–12 m, średnica do 2 m), studni głębinowych (typowo 20–30 m, średnica do 0,3 m) oraz gruntowych wymienników ciepła (typowo do 100–150 m, średnica do 0,3 m). Maksymalna możliwa do uzyskania pojemność magazynu grawitacyjnego w zakresie typowych dla powyższych zastosowań głębokości i średnic została przedstawiona na rys. 19.4.



Rys. 19.4. Maksymalna pojemność grawitacyjnego magazynu energii dla wybranych średnic otworów szybowych D oraz wysokości podnoszenia H (SK – studnia kopana, SG – studnia głębinowa, GWC – gruntowy wymiennik ciepła)

Fig. 19.4. Maximum gravity energy storage capacity for selected hole diameters D and hoisting heights H (SK – dug hole, SG – drilled hole, GWC – ground heat exchanger)

Najniższa pojemność spośród trzech rozwiązań została osiągnięta dla otworów o wymiarach typowych dla studni głębinowych. Nawet przy dużej gęstości materiału elementu czynnego wyniosła ona zaledwie 0,3 kWh (masa elementu czynnego 8,3 t, wysokość podnoszenia 12 m). Oznacza to, że uzyskanie wymaganej pojemności wymagałoby wykonania kilkunastu, a nawet kilkudziesięciu równoległych otworów. Jako że technologia wiercenia otworów pod studnie głębinowe oraz gruntowe

wymienniki ciepła jest zbliżona, a wzrost głębokości magazynu powoduje wykładniczy przyrost jego pojemności, to bardziej korzystne jest tworzenie otworów o większych głębokościach, co pozwala na zmniejszenie sumarycznej głębokości wiercenia.

Dla otworu o głębokości $H=100$ m i średnicy $D=0,3$ m pojemność magazynu jest na poziomie 3,5 kWh przy wykorzystaniu stalowego elementu czynnego o masie 27,6 t. Konstrukcja 3 magazynów o takich parametrach dałaby pojemność na poziomie 10 kWh, powszechnie spotykaną w przypadku akumulatorów elektrochemicznych. Gęstość energii dla głębokości 100 m i gęstości materiału 7800 kg/m^3 wynosi 49 kWh/m^2 , przez co powierzchnia zajmowana przez magazyn powinna wynosić $0,2 \text{ m}^2$. Powyższa wartość nie uwzględnia jednak występowania odległości pomiędzy otworami, a także obecności dodatkowych urządzeń (silnik elektryczny, przekładnia, bębny), przez co w rzeczywistości byłaby ona większa. Niemniej jednak wciąż byłaby to wartość stosunkowo nieduża i akceptowalna nawet w zastosowaniach przydomowych.

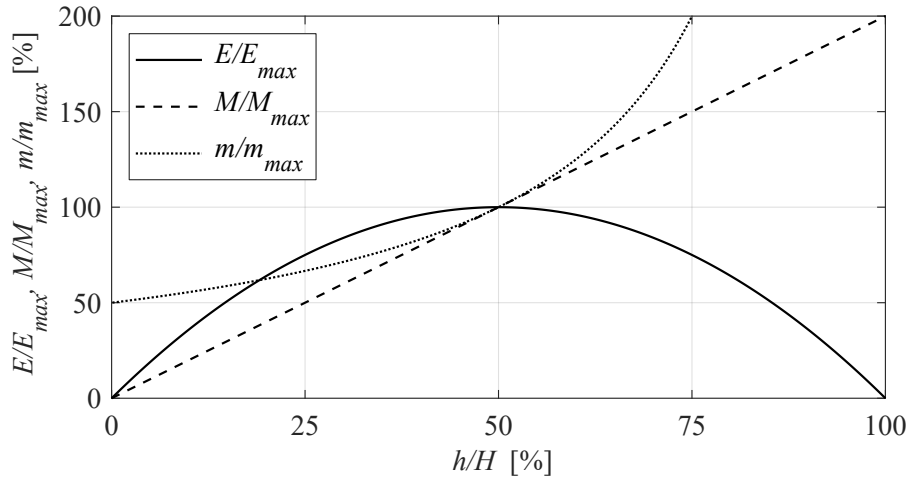
Pomimo mniejszej głębokości od studni głębinowej ze względu na znacznie większą średnicę elementu czynnego (a przez to większą masę) konstrukcja magazynów grawitacyjnych w studniach kopanych pozwala na uzyskanie większych pojemności, sięgających 2,2 kWh na 1 otwór. Podobnie jak w przypadku konstrukcji nadziemnych o małej wysokości podnoszenia problemem jest tutaj mała gęstość energii, przez co magazyn zajmowałby dużą powierzchnię, a także wymagane byłoby wykopanie znacznej objętości ziemi.

19.5. Wysokość elementu czynnego

Zaprezentowane na rys. 19.3 oraz rys. 19.4 wartości dotyczą magazynów o maksymalnych możliwych do uzyskaniach pojemnościach i gęstościach energii, przy uwzględnieniu sprawności na poziomie 87% [7]. Wartości te uzyskiwane są tylko dla ściśle określonej wysokości elementu czynnego h , co przedstawione zostało na rys. 19.5.

Maksymalna pojemność magazynu osiągnana jest, gdy wysokość elementu stanowi 50% maksymalnej głębokości otworu. Pojemność magazynu jest tutaj parabolą, a jej kształt wynika z relacji pomiędzy masą a wysokością podnoszenia w układzie. Co można zauważyć na rys. 19.2, użyteczna wysokość podnoszenia elementu czynnego jest równa $H-h$. Stąd też przyrost masy i związany z nim przyrost wysokości h powoduje

spadek dostępnej wysokości transportu. Dla $h < 0,5H$ przyrost pojemności związany ze wzrostem masy jest większy od ubytku związanego ze spadkiem wysokości podnoszenia i odwrotnie dla $h > 0,5H$.



Rys. 19.5. Względna pojemność magazynu E/E_{max} , masa elementu czynnego M/M_{max} oraz jednostkowa masa elementu czynnego m/m_{max} w funkcji względnej wysokości ciężaru h/H . Wartości M_{max} oraz m_{max} określone dla h/H odpowiadającemu maksymalnej pojemności E_{max}

Fig. 19.5. Relative storage capacity E/E_{max} , element mass M/M_{max} and unit element mass m/m_{max} as a function of relative element height h/H . Values of M_{max} and m_{max} specified for h/H corresponding to maximum capacity E_{max}

Podczas gdy punkt $h=0,5H$ wyznacza optymalną wysokość ciężaru, gdy kryterium jest maksymalizacja pojemności, to niekoniecznie jest to punkt optymalny pod względem kosztów konstrukcji. Jako że jednostkowa masa elementu czynnego m wzrasta wraz z jego wysokością h , to dla $h < 0,5H$ mniejsza ilość masy jest potrzebna do uzyskania jednostkowej pojemności. Przykładowo dla $h=0,4H$ spadek pojemności wynosi 4% względem maksymalnej przy spadku masy wynoszącym 20%. Poza niższym kosztem zakupu mniejsza masa oznacza również mniejszy wymagany udźwig układu linowego, a także ułatwia transport i konstrukcję elementu czynnego. Stąd też wysokość h jest parametrem, który należy optymalizować, aczkolwiek nigdy nie powinna ona przekraczać połowy wysokości H , powyżej której pojemność maleje.

19.6. Dobór materiału

Z rys. 19.3 i 19.4 wynika, że gęstość materiału jest kluczowym parametrem wpływającym na pojemność oraz gęstość energii magazynu, przez co preferowane powinny być materiały o dużej wartości tego parametru.

Grupą materiałów o dużej gęstości, powszechnie rozważanej w kontekście magazynów grawitacyjnych, są metale oraz ich rudy i stopy. Najczęściej mowa tutaj o rudzie żelaza, stali, aluminium i rudzie ołowiu. Według analizy [16] ze względu na dobry stosunek ceny do gęstości optymalnym materiałem jest tutaj ruda żelaza, przy czym w analizie błędnie przyjęto gęstość rudy żelaza ($\approx 3000 \text{ kg/m}^3$ [17]) na poziomie pierwiastkowego żelaza (7870 kg/m^3). Aluminium cechuje się niższą gęstością od rudy żelaza, a także jego cena jest znacznie wyższa. Z kolei ruda ołowiu, pomimo wysokiej gęstości, jest materiałem droгим oraz szkodliwym dla ludzi i środowiska.

Popularnym materiałem w dziedzinie magazynów grawitacyjnych jest beton. Przemawia za tym stosunkowo duża gęstość ($\approx 2400 \text{ kg/m}^3$) przy relatywnie niskiej cenie ($\approx 135 \text{ PLN/t}$) [18]. Rozpatrywane jest również wykorzystywanie piasku o gęstości na poziomie 1600 kg/m^3 i cenie $\approx 4 \text{ PLN/t}$ [19].

Produkcja stali oraz betonu cechuje się wysoką emisją gazów cieplarnianych [20, 21], zatem konstrukcja elementów czynnych z tych materiałów miałaby niekorzystne oddziaływanie środowiskowe. Stąd też rozważa się możliwość materiałów niskoemisyjnych oraz odpadowych, takich jak ziemia, żużel lub złom metalowy. W rozwiązaniach firmy Energy Vault, mającej w portfolio pierwszy komercyjny magazyn GES (Rudong, Chiny, 25 MW/100 MWh), przy produkcji elementów roboczych wykorzystywane mogą być m.in. gleba, odpady poflotacyjne lub popioły [22]. Z kolei analiza [18] wskazuje na możliwość użycia bloków ze skompresowanej ziemi.

19.7. Stabilizacja otworu

Istotnym aspektem konstrukcji podziemnego, przydomowego magazynu grawitacyjnego jest również stabilizacja otworu w celu uniknięcia jego deformacji, przewężenia, zasypania lub całkowitego zablokowania. W studniach kopanych wykorzystywane są do tego celu kręgi betonowe, w studniach głębinowych zaś rury osłonowe wykonane z tworzywa PCV lub stali. Jeśli chodzi o gruntowe wymienniki ciepła, otwory są stabilizowane przez zalanie materiałem wypełniającym, co w przypadku stosowania otworów w celu grawitacyjnego magazynowania energii nie byłoby możliwe i stosowane powinny być również rury osłonowe. Poza stabilizacją otworu elementy osłonowe powinny również zapobiegać przedostawaniu się wód gruntowych do wnętrza otworu, a zatem muszą być wykonane w sposób szczelny.

19.8. Podsumowanie

Zaprezentowane wyniki wskazują, że magazyny grawitacyjne mogą stanowić alternatywę dla akumulatorów elektrochemicznych w rozwiązaniach przydomowych. Ze względu na niską gęstość energii skupiono się na magazynach podziemnych, które przez zwiększenie wysokości podnoszenia elementu czynnego umożliwiają minimalizację zajmowanej powierzchni i wymaganej masy.

Proponowane koncepcje cechują się długą żywotnością, stałą pojemnością w cyklu życia, brakiem samorozładowania oraz wysoką sprawnością, a przez to umożliwiają tworzenie niezawodnych systemów opartych na odnawialnych źródłach energii. Określono, że przy wykorzystaniu technologii powszechnie stosowanych do konstrukcji studni oraz gruntowych wymienników ciepła z jednego otworu można uzyskać pojemności z zakresu od 0,1 do 3,5 kWh. Aby otrzymać większą pojemność, można wykonać GES składający się z kilku równoległych otworów.

Uzyskanie optymalnych parametrów wymaga stosowania elementu czynnego wykonanego z materiału o wysokiej gęstości, którego wysokość nigdy nie powinna przekraczać połowy dostępnej głębokości. Popularnymi materiałami są tutaj stal oraz beton, przy czym ze względu na ich wysoką emisyjność na etapie produkcji dalsze badania powinny uwzględniać możliwość wykorzystania materiałów odpadowych.

Dotychczasowo technologia grawitacyjnych magazynów energii została wdrożona tylko w układach dużej skali, a zatem konieczne są dalsze badania na drodze do jej szerszej implementacji. Ze względu na duże koszty materiałów oraz drażenia i stabilizacji otworów powinny być one skupione na ocenie możliwości długookresowej eksploatacji magazynów podziemnych.

Bibliografia

1. Agencja Rynku Energii S.A.: Informacja statystyczna o energii elektrycznej biuletyn miesięczny, nr 2 (362), luty 2023.
2. Najwyższa Izba Kontroli: Informacje o wynikach kontroli Rozwój elektroenergetycznej sieci dystrybucyjnej. Warszawa 2024.
3. International Energy Agency: Batteries and Secure Energy Transitions – World Energy Outlook Special Report. 2024.
4. Luo X., Wang J., Dooner M., Clarke J.: Overview of current development in electrical energy storage technologies and the application potential in power system operation. *Applied Energy* 2015, 137, 511–536.

5. Mitali J., Dhinakaran S., Mohamad A.A.: Energy storage systems: a review. *Energy Storage and Saving* 2022, 1, 166–216.
6. Tong W., Lu Z., Chen W., Han M., Zhao G., Wang X., Deng Z.: Solid gravity energy storage: A review. *Journal of Energy Storage* 2022, 53, 105226.
7. Kropotin P., Marchuk I.: On efficiency of load-lifting rope-traction mechanisms used in gravity energy storage systems. *Journal of Energy Storage* 2023, 58, 106393.
8. Energy Vault: Harness the potential of Long Duration Energy Storage. <https://www.energyvault.com/solutions/long-duration> [dostęp 22.05.2024].
9. Hulak D., Remiorz L.: Grawitacyjne magazynowanie energii z wykorzystaniem szybów pogórnich. *Rynek Energii* 2024, 1(170), 10–17.
10. ARES North America. <https://aresnorthamerica.com/> [dostęp 22.05.2024].
11. Li J., Wan J., Xia Y., Zhao S., Song G., He Y.: A Feasibility Study on Gravity Power Generation Technology by Virtue of Abandoned Oil-Gas Wells in China. *Energies* 2023, 16, 1575.
12. Hunt J.D., Nascimento A., Zakeri B., Jurasz J., Dąbek P.B., Barbosa P.S.F., Barndão R., de Castro, N.J., Filho W.L., Riahi K.: Lift Energy Storage Technology: A solution for decentralized urban energy storage. *Energy* 2022, 254, 124102.
13. Berrada A., Anisa E., Arechkik A.: Life-cycle assessment of gravity energy storage systems for large scale application. *Journal of Energy Storage* 2021, 40, 102825.
14. Ruoso A.C., Caetano N.R., Rocha L.A.O.: Storage Gravitational Energy for Small Scale Industrial and Residential Applications. *Inventions* 2019, 4(4), 64.
15. Kropotin P., Marchuk I.: Analytical and quantitative assessment of capital expenditures for construction of an aboveground suspended weight energy storage. *Renewable Energy* 2024, 220, 119587.
16. Berrada A., Loudiyi K., Zorkani I.: System Design and Economic Performance of Gravity Energy Storage. *Journal of Cleaner Production* 2017, 156, 317–326.
17. Ramesh V., Kumar K.P.: Estimation of Bulk Density, Recovery Tests and Mineralogical Analysis of Iron Ore Mine at Obulapuram Village, Anantapur District, Andhra Pradesh. *Procedia Earth and Planetary Science* 2015, 11, 84–88.
18. Kropotin P., Penkov O., Marchuk I.: On using unstabilized compressed earth blocks as suspended weights in gravity energy storages. *Journal of Energy Storage* 2023, 72, 108764.
19. Hunt J.D., Zakeri B., Jurasz J., Tong W., Dąbek P.B., Brandão R., Patro E.R., Durin B., Filho W.L., Wada Y., van Ruijven B., Riahi K.: Underground Gravity Energy Storage: A Solution for Long-Term Energy Storage. *Energies* 2023, 16, 825.
20. Kim J., Sovacool B.K., Bazilian M., Griffiths S., Lee J., Yang M., Lee J.: Decarbonizing the iron and steel industry: A systematic review of sociotechnical systems, technological innovations, and policy options. *Energy Research & Social Science* 2022, 89, 102565.
21. Nie S., Zhou J., Yang F., Lan M., Li J., Zhang Z., Chen Z., Xu M., Li H.: Sanjayan J.G., Analysis of theoretical carbon dioxide emissions from cement production: Methodology and application. *Journal of Cleaner Production* 2022, 334, 130270.
22. Interesting Engineering: Two massive gravity batteries are nearing completion in the US and China. <https://interestingengineering.com/innovation/two-massive-gravity-batteries-are-nearing-completion-in-the-us-and-china> [dostęp 22.05.2024].

20. ALGORYTMY I PROGRAMY OBLICZENIOWE INTEGRALNEJ ANALIZY I SYNTEZY OGNIW PALIWOWYCH I ELEKTROLIZERÓW

20.1. Wprowadzenie

Wprowadzenie wodoru do systemu energetycznego i w większej skali do całej gospodarki wymaga podjęcia i rozwiązania wielu zadań. Oprócz problemów o charakterze technologicznym (procesy generacji wodoru z wykorzystaniem różnej energii napędowej, w tym energii źródeł odnawialnych, zagadnienia transportu i magazynowania wodoru, optymalne technologie zastosowania wodoru w różnych działach gospodarki) rozwiązania wymaga wiele problemów natury prawnej, logistycznej i regulacyjnej. Konieczne jest także opracowanie odpowiednich modeli biznesowych (zob. np. [1]). Wiele zagadnień energetyki wodorowej jest w obszarze zainteresowań zespołów badawczych Katedry Maszyn i Urządzeń Energetycznych. W ostatnim okresie ich wyniki zawierają między innymi publikacje i wystąpienia konferencyjne [2–69]. Dotyczą one zagadnień generacji wodoru z wykorzystaniem różnej energii napędowej, jego zastosowania, magazynowania, bezpieczeństwa eksploatacyjnego i syntezy nowych paliw. Zdobyte kompetencje merytoryczne umożliwiają podejmowanie złożonych zadań gospodarki wodorowej i poszerzenie aktywności dydaktycznej w tym zakresie.

W opracowaniu zostaną omówione wybrane zagadnienia modelowania dla średniotemperaturowych OP i EL typu PEM (z membraną jonowymienną). W grupie OP są to obecnie podstawowe ogniwa w praktycznym zastosowaniu. Ogniwa typu: alkalicznego, węglanowego oraz OP z kwasem fosforowym jako elektrolitem są dziś mniej rozpowszechnione. W ciągłym rozwoju są wysokotemperaturowe OP i EL (z membraną ceramiczną). Osiągalne obecnie moce tych urządzeń nie przekraczają kilkunastu kilowatów [13]. Ogniwa biologiczne wymagają do analizy nieco innego podejścia metodycznego. W grupie elektrolizerów oprócz EL PEM i tlenkowych ważne znaczenie mają także elektrolizery alkaliczne. Ich modelowanie opiera się głównie na danych eksperymentalnych.

Nauka i technologia OP PEM i EL PEM obejmują wiele dyscyplin, w tym: termodynamikę, mechanikę płynów, inżynierię materiałową, elektrochemię, inżynierię mechaniczną/chemiczną, a także katalizę. W konsekwencji literatura poświęcona analizie różnych zagadnień OP PEM i EL PEM jest bardzo bogata. Jest to następstwem nie tylko zróżnicowania metodycznego wymienionych dyscyplin naukowych, lecz także złożoności procesów charakterystycznych dla tej klasy urządzeń. Głównym problemem jest identyfikacja procesów transportu substancji (głównie wody w różnych stanach skupienia w ośrodkach porowatych) oraz ich sprzężenie z procesami transportu ładunku i wymiany ciepła. Należy zauważyć, że transport, przemiany fazowe, procesy reakcji elektrochemicznych zachodzą jednocześnie w różnych skalach długości i czasu. Mimo istotnego wysiłku badawczego w dalszym ciągu wiele zagadnień wymaga dalszych studiów i dyskusji (np. dokładność modeli obliczeniowych, ujęcie w modelowaniu rzeczywistych struktur warstw dyfuzyjnych i katalitycznych, zbieżność procesu obliczeniowego, optymalizacja konstrukcji, ograniczenie stopnia degradacji poszczególnych modułów w procesach eksploatacji itd.). Dla wysokotemperaturowych instalacji tlenkowych, oprócz identyfikacji zagadnień przepływowych, ważna pozostaje analiza stanów termicznych dla różnych stanów eksploatacyjnych.

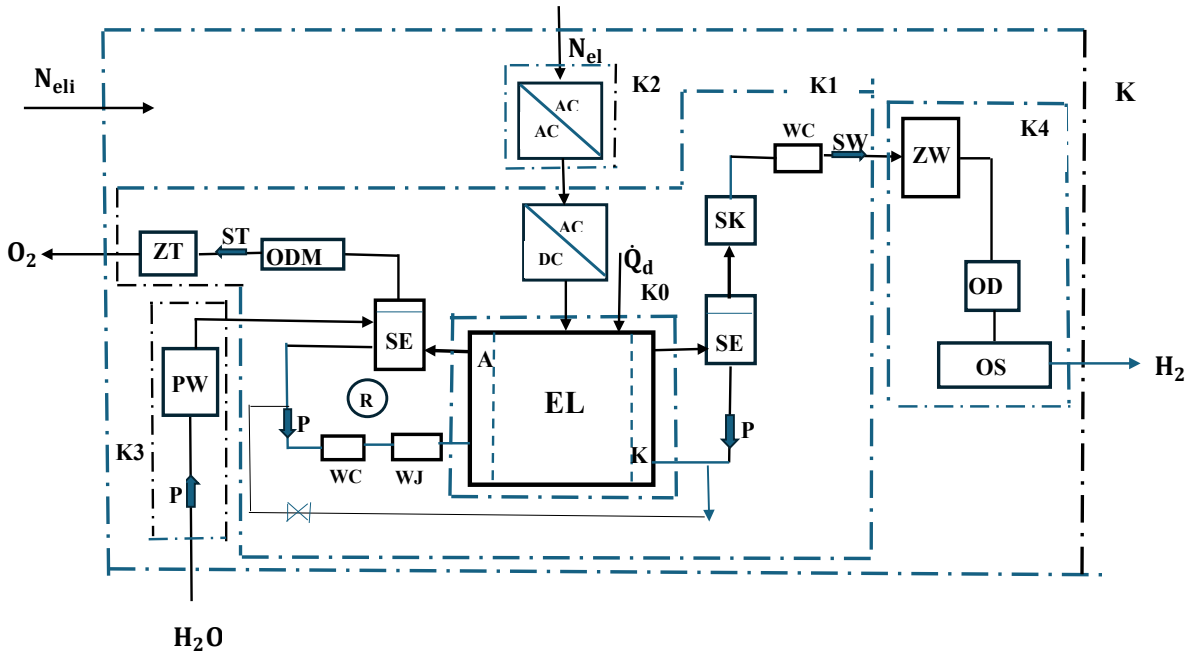
Celem szczegółowym opracowania jest przedstawienie systemu obliczeniowego podstawowych charakterystyk elektrolizerów i ogniw typu PEM. Jego ważną cechą jest możliwość szybkiej oceny wpływu wybranych parametrów geometrycznych i procesowych na charakterystyki, co może mieć znaczenie dla procesów zarówno analizy, jak i syntezy (np. optymalizacji konstrukcji) tych urządzeń.

20.2. Wytwarzanie wodoru w procesie elektrolizy

Struktura instalacji generacji wodoru zawiera zazwyczaj różne moduły, rys. 20.1.

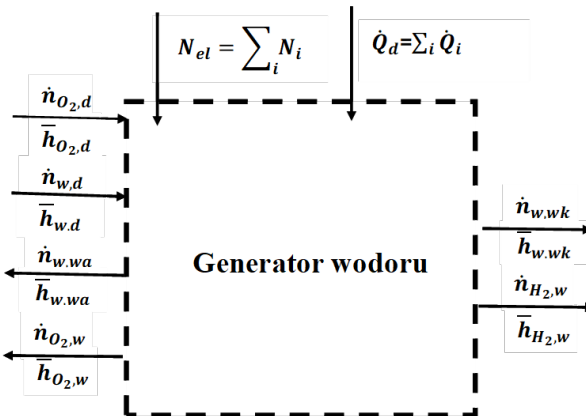
Wyznaczenie ogólnego bilansu energetycznego generatora wodoru wymaga analizy procesów objętych osłoną bilansową K, rys. 20.2.

Określenie odpowiednich charakterystyk poszczególnych modułów wymaga bilansowania substancji i energii dla wyodrębnionych osłon bilansowych, K_i , wskazanych na rys. 20.1. W niniejszym opracowaniu przedmiotem głównej analizy będą charakterystyki i bilanse dla osłony K_0 .



A – anoda, K – Katoda, EL – moduł elektrolizera, OD – odtleniacz, ODM – odmgławiacz, OS – osuszacz, PW – przygotowanie wody, P – pompy, SE – separator, SK – skraplacz, ST – sprężarka tlenu, ZW – zbiornik wodoru, N_{el} – moc doprowadzona, \dot{Q}_d – ciepło doprowadzone (wyprowadzone), K – zewnętrzna osłona bilansowa, Ki – osłony bilansowe modułowe

Rys. 20.1. Moduły instalacji elektrolitycznego wytwarzania wodoru
Fig. 20.1. Electrolytic hydrogen production installation modules



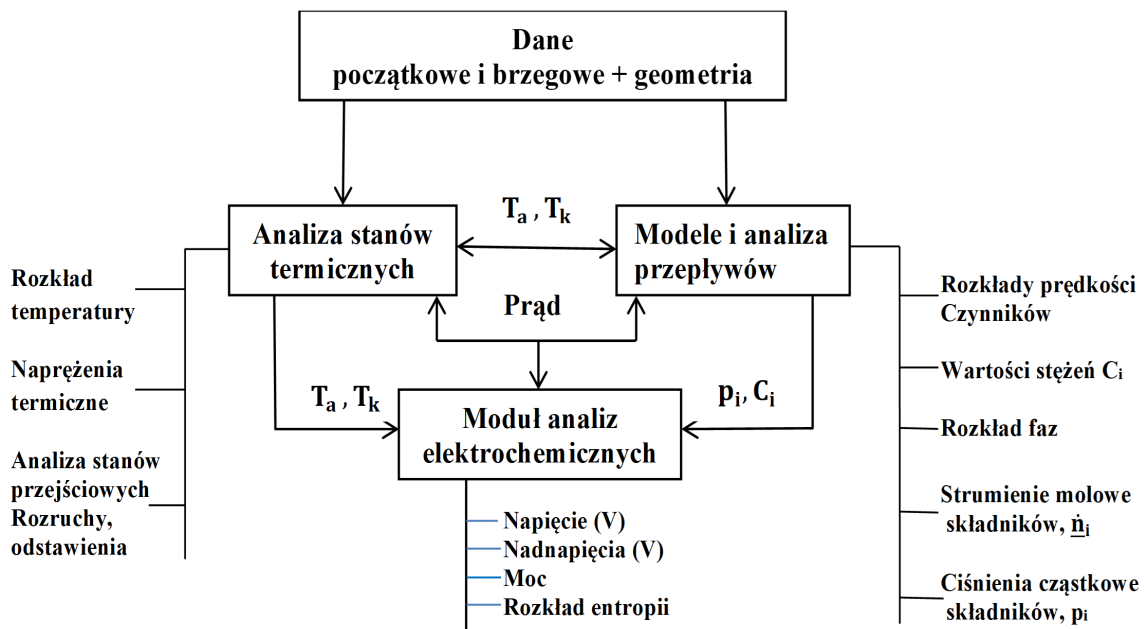
$\dot{n}_{O_2, H_2, w}$ – strumienie molowe odpowiednio: tlenu, wodoru i wody $[\frac{mol}{sm^2}]$, $\bar{h}_{O_2, H_2, w}$ – entalpia molowa tlenu, wodoru i wody $[\frac{J}{mol}]$, indeksy d, w – oznaczają odpowiednio: doprowadzenie i wyprowadzenie, wa – wyprowadzenie po stronie anody, wk – wyprowadzenie po stronie katody

Rys. 20.2. Strumienie substancji i energii na granicy osłony generatora wodoru K
Fig. 20.2. Streams of substances and energy at the boundary of the K hydrogen generator cover

20.3. Cel i zakres modelowania

Zazwyczaj celem modelowania i obliczeń modułów instalacji elektrolizerów i ogniw paliwowych jest:

- wyznaczenie charakterystyk pracy elektrolizerów (EL) i ogniw paliwowych (OP) koniecznych do określenia parametrów ich eksploatacji w stanach stacjonarnych i niestacjonarnych (np. moc, sprawność, temperatura pracy, procesy uruchomienia i odstawienia, konieczne parametry układów chłodzenia itd.);
 - uzyskanie danych koniecznych do opracowania modeli optymalnej integracji EL i OP z instalacjami pomocniczymi, źródłami napędowymi (paliwowymi – OP i energią elektryczną – EL), magazynami energii, instalacjami odbiorczymi, i innymi;
 - otrzymanie danych koniecznych do przygotowania optymalnych scenariuszy eksploatacyjnych dla różnych funkcji celu;
 - uzyskanie danych koniecznych dla doskonalenia konstrukcji oraz minimalizacji kosztów (minimalizacja zużycia katalizatorów, optymalne systemy chłodzenia itd.).
- Ogólny schemat procesu i zakresu obliczeniowego ilustruje rys. 20.3 [12].



$T_{a, k}$ – charakterystyczne temperatury dla obszaru anody i katody, pozostałe oznaczenia na rys.

Rys. 20.3. Ogólny schemat procesu obliczeniowego elektrolizerów
Fig. 20.3. General diagram of the electrolyser calculation process

W zależności od poszukiwanych wielkości analiza może obejmować:

- pojedyncze cele analizowanych urządzeń,
- moduły i stosy OP i EL,
- instalacje z urządzeniami pomocniczymi (generatory wodoru, systemy elektrolizerów),
- inne zagadnienia: OP z reformingiem wewnętrznym, koelektroliza (np. CO₂ i H₂O), ogniwa odwracalne.

Zakres poszukiwanych informacji będzie różny dla:

- modeli zero-przestrzennych,
- modeli wielowymiarowych;
- stanów stacjonarnych i niestacjonarnych (np. stany rozruchowe).

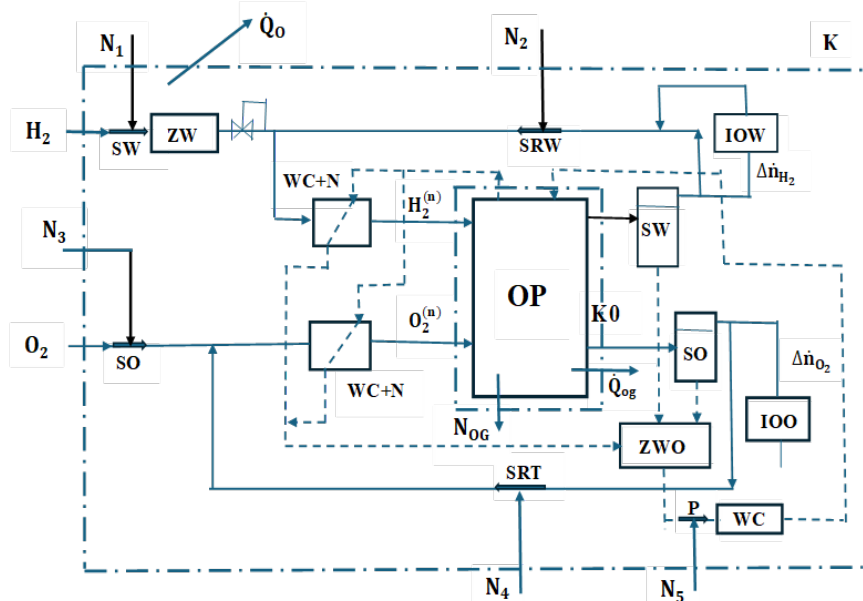
W modelowaniu zazwyczaj przyjmuje się następujące założenia:

1. Gazy reagujące spełniają równanie stanu gazu doskonałego. W wielu przypadkach zakłada się ich nieściśliwość.
2. Temperatura OP, EL jest stała w całej objętości – modele izotermiczne.
3. Masowe natężenie przepływu każdego kanału jest takie samo, a przepływ reagujących gazów jest laminarny.
4. Membrana protonowo-wymienna jest nieprzepuszczalna dla gazów reagujących.
5. Porowate ośrodki warstwy dyfuzyjnej, warstwy katalizatora i membrany są izotropowe.

20.4. Ogniwa paliwowe

Struktura instalacji ogniwa paliwowego zawiera zazwyczaj moduły zaznaczone na rys. 20.4.

Przedstawiona instalacja odpowiada zasilaniu ogniwa czystym tlenem. W przypadku zasilania powietrzem schemat zawiera te same główne moduły z pewnymi koniecznymi korektami. Zakres modelowania pozostaje ten sam.



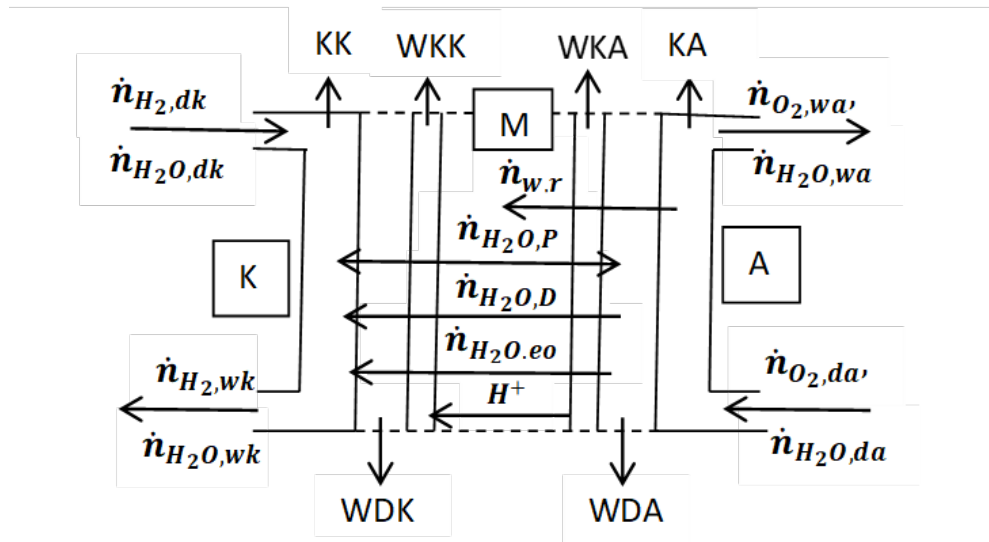
IOO – instalacja oczyszczania tlenu, IOW – instalacja oczyszczania wodoru, OP – ogniwo paliwowe, P – pompa, SO – sprężarka tlenu, separator tlenu, RW – sprężarka recyrkulacji wodoru, SRT – sprężarka recyrkulacji tlenu, SW – sprężarka wodoru, separator wodoru, WC + N – wymienniki ciepła z nawilżaniem, WC – wymiennik ciepła, ZW – zbiornik wodoru, ZWO – zbiornik wody, N_{OG} – moc wyprowadzona z ogniwa, N_i – moce napędowe, \dot{Q}_o – ciepło wyprowadzone do otoczenia, \dot{Q}_{og} – ciepło doprowadzone (wyprowadzone) z ogniwa, K – zewnętrzna osłona bilansowa, K0 – osłona modułu ogniwa, górny indeks (n) oznacza nawilżenie, $\Delta\dot{n}_{H_2, O_2}$ – strumienie odpowiednio wodoru tlenu skierowane do instalacji oczyszczania okresowego

Rys. 20.4. Moduły instalacji ogniwa typu PEM zasilanego tlenem
Fig. 20.4. Installation modules for a PEM cell powered by oxygen

20.5. Analiza podstawowych modułów elektrolizerów i ogniw paliwowych typu PEM

20.5.1. Transport wody przez membranę

W procesie modelowania konieczna jest znajomość podstawowych cech geometrycznych konstrukcji. W przypadku elektrolizera, rys. 20.5, wyróżniamy w najprostszym wypadku kanały anody i katody, strukturę anody i katody, odpowiednie warstwy katalityczne oraz warstwę elektrolitu (stałego lub ciekłego). Na rysunku nie zachowano proporcji wymiarowych.



A – strona anody, K – strona katody, M – membrana, KA – kanał anody, KK – kanał katody, WDA – warstwa dyfuzyjna anody (substancja porowata), WDK – warstwa dyfuzyjna katody, WKA – warstwa katalityczna anody, WKK – warstwa katalityczna katody, $\dot{n}_{w,r}$ – strumień wody biorący udział w reakcji elektrochemicznej (mol/s), \dot{n}_{O_2,H_2,H_2O} – strumienie tlenu, wodoru, wody generowane, doprowadzane lub wyprowadzane z modułu (na rys. zaznaczono ogólny przypadek rozplywu, w tym z recyrkulacją substancji). Indeksy d i w oznaczają odpowiednio doprowadzenie i wyprowadzenie, a i k to anoda i katoda

Rys. 20.5. Schemat modułu elektrolizera z podstawowymi strumieniami substancji
Fig. 20.5. Diagram of an electrolyzer module with basic substance streams

Podstawowe ich cechy konstrukcyjne mają wpływ na postać charakterystyki napięciowo-prądowej. Struktura konstrukcyjna elektrod i elektrolitu ma bowiem wpływ na dyfundujące strumienie substratów i produktów w porowatych elektrodach oraz jonów w elektrolicie. Do określenia strumieni substancji wykorzystuje się w modelowaniu elektrolizerów i ogniw paliwowych różne modele dyfuzji wieloskładnikowej. Dla porowatej struktury o porowatości ε równanie transportu i-tej substancji ma postać (zob. np. [3]):

$$\frac{\varepsilon}{(MR)T} \frac{\partial(x_i p)}{\partial t} = -\nabla \cdot \underline{\dot{n}}_i + r_i, \quad (20.1)$$

gdzie: r_i – prędkość reakcji, $\frac{mol}{m^3 s}$, ε – porowatość, x_i – ułamek molowy i-tej substancji (składnika), $\underline{\dot{n}}_i$ – strumień molowy i-tego składnika, $\frac{mol}{s m^2}$, t – czas.

Założenia, że rozpatrujemy stan stacjonarny i że główne reakcje tworzenia występują na granicy elektrod i elektrolitu, upraszczają równanie (20.1) do postaci:

$$\nabla \cdot \underline{\dot{n}}_i = 0$$

Ogólne równanie modelu DMG (*Dusty – Gaz Model*), uwzględniającego dyfuzję molekularną, Knudsena i konwekcyjną, ma postać (dla jednej zmiennej przestrzennej) [3, 70]:

$$\frac{\dot{n}_i}{D_{ef,i}^K} + \sum_{j=1, j \neq i}^n \frac{x_j \dot{n}_i - x_i \dot{n}_j}{D_{ef,ij}} = -\frac{1}{(MR)T} \left(p \frac{dx_i}{dx} + x_i \frac{dp}{dx} \left(1 + \frac{D_d p}{D_{ef,i}^K \mu} \right) \right), \quad (20.2)$$

gdzie: $D_{ef,i}^K$ – efektywny współczynnik dyfuzji Knudsena, $D_{ef,ij}$ – efektywne współczynniki dyfuzji dla mieszaniny składników i, j , D_d – współczynnik przenikalności.

W zero-przestrzennych modelach rozpatrywanych w niniejszym opracowaniu wykorzystano model Ficka:

$$\dot{n}_i = -\frac{1}{(MR)T} \left(D_w \frac{\partial(x_i p)}{\partial x} \right) = -D_w \frac{\partial}{\partial x} C_i, \quad (20.3)$$

dla określenia transportu substancji przy zmianie koncentracji (mol/m^3) oraz transportu wody mechanizmem elektroosmotycznym i przepływu spowodowanego różnicą ciśnień (prawo Darcy'ego).

Dla oznaczeń jak na rys. 20.5 mamy w tym przypadku:

$$\dot{n}_{H_2O}^n = \dot{n}_{H_2O, eo} + \dot{n}_{H_2O, D} \mp \dot{n}_{H_2O, P}, \quad (20.4)$$

$$\dot{n}_{w,r} = \frac{\dot{n}_{w,r}}{A} = \frac{i}{2F}, \quad (20.5)$$

$$\dot{n}_{H_2O, D} = -D_w \nabla C_{H_2O, a-k}, \quad (20.6)$$

$$\dot{n}_{H_2O, eo} = n_D \frac{i}{F}, \quad (20.7)$$

$$\dot{n}_{H_2O, P} = K_m \frac{\rho_w}{\mu_w M_w} \nabla p. \quad (20.8)$$

Strumień molowy wody przez membranę będzie równy:

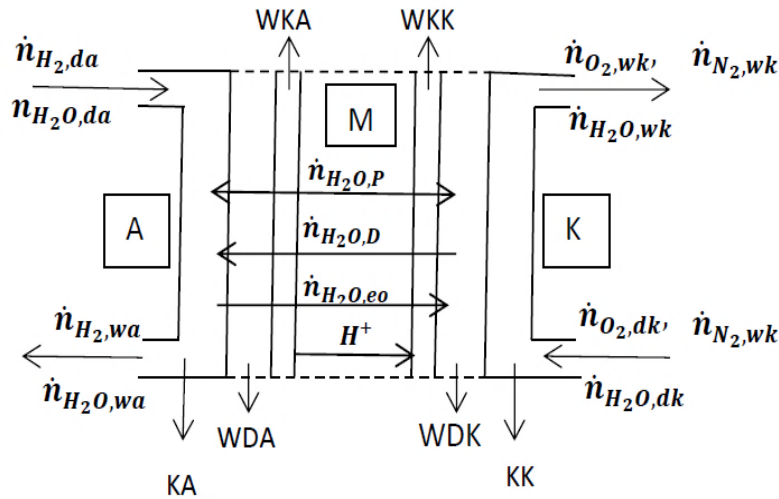
$$\dot{n}_{H_2O}^n = -D_w \nabla C_{H_2O, a-k} + n_D \frac{i}{F} \mp K_m \frac{\rho_w}{\mu_w M_w} \nabla p, \quad (20.9)$$

gdzie: C – stężenie molowe, D_w – współczynniki dyfuzji dla membrany, n_D – współczynnik transportu elektroosmotycznego, mol H_2O / mol H^+ , K_m – przenikalność membrany dla wody, m^2 , F – stała Faradaya, ρ_w , M_w , μ_w – odpowiednio: gęstość, masa molowa i współczynnik lepkości molekularnej wody.

Podobnie, biorąc pod uwagę rys. 20.6, napiszemy:

$$\dot{n}_{H_2O}^n = -\dot{n}_{H_2O, D} + n_D \frac{i}{F} \mp K_m \frac{\rho_w}{\mu_w M_w} \nabla p, \quad (20.10)$$

$$\dot{n}_{H_2O}^n = -D_w \nabla C_{H_2O, k-a} + n_D \frac{i}{F} \mp K_m \frac{\rho_w}{\mu_w M_w} \nabla p. \quad (20.11)$$



A – strona anody, K – strona katody, M – membrana, KA – kanał anody, KK – kanał katody, WDA – warstwa dyfuzyjna anody (substancja porowata), WDK – warstwa dyfuzyjna katody, WKA – warstwa katalityczna anody, WKK – warstwa katalityczna katody, $\dot{n}_{O_2, H_2, H_2O, N_2}$ – strumienie tlenu, wodoru, wody, azotu generowane, doprowadzane lub wyprowadzane z modułu (na rys. zaznaczono ogólny przypadek rozplywu, w tym z recyrkulacją substancji i zasilaniem powietrznym katody). Indeksy d i w oznaczają odpowiednio doprowadzenie i wyprowadzenie, a i k to anoda i katoda

Rys. 20.6. Schemat modułu ogniwa paliwowego z podstawowymi strumieniami substancji
Fig. 20.6. Schematic of a fuel cell module with basic substance streams

W niektórych opracowaniach uwzględnia się strumień molowy wody będący następstwem gradientu temperatury w membranie (efekt termoosmotyczny) (zob. np. [71, 72]).

Wtedy w przypadku ogniwa:

$$\dot{n}_{H_2O,m} = \dot{n}_{H_2O,eo} - \dot{n}_{H_2O,D} \pm \dot{n}_{H_2O,P} \pm \dot{n}_{H_2O,T}, \quad (20.12)$$

gdzie:

$$\dot{n}_{H_2O,T} = D_{ef,T} \frac{\nabla T}{M_W} \quad (20.13)$$

$D_{ef,T}$ – współczynnik transportu termoosmotycznego.

W algorytmach obliczeniowych analizowanych w tym opracowaniu pominięto ten efekt, ponieważ zmierzone wartości $D_{ef,T}$ dla Nafion 112 [73]:

$$D_{ef,T} = (1.04 \mp 0.08) \times 10^{-5} \exp\left(-\frac{2362 \pm 106}{T}\right), \text{ kg/msK} \quad (20.14)$$

są małe i w konsekwencji pominięcie strumienia $\dot{n}_{H_2O,T}$ w bilansie substancji nie prowadzi do istotniejszych błędów.

Główną wielkością wpływającą na wartości $\dot{n}_{H_2O,m}$ jest stopień nawilżenia membrany, definiowany jako:

$$\lambda = \frac{\text{mol}_{H_2O}}{\text{mol}_{SO_2^-}}. \quad (20.15)$$

W ogólnym przypadku dla porowatej struktury nasyconej wodą w różnych stanach skupienia można go obliczyć z zależności [74, 75]:

$$\lambda = f(a, s), \quad (20.16)$$

gdzie: $a = \frac{p_{H_2O}}{p_{H_2O}^{(n)}}$ – aktywność wody, p_{H_2O} – ciśnienie cząstkowe wody, $p_{H_2O}^{(n)}$ – ciśnienie

nasycenia, $s = \frac{V_w}{V_{por}} = \frac{C_{H_2O} - C_{H_2O,g}^n}{C_{H_2O,w} - C_{H_2O,g}^n}$, $C_{H_2O,w} = \frac{\rho_w g_w}{M_{H_2O}}$, $C_{H_2O,g}^n = \frac{p_{H_2O}^n}{(MR)T}$.

gdzie: V_w – objętość porów wypełnionych wodą, V_{por} – całkowita objętość porów.

$$p_{H_2O}^n = 1.01325 \cdot 10^5 \exp\left(70.434643 - \frac{7362.6981}{T} + 0.006952085 T - 9.000 \ln T\right), Pa$$

W obliczeniach można przyjąć $C_{H_2O,w} = 1$.

Obszerny przegląd postaci zależności (20.16) zawiera praca [76].

W niniejszym opracowaniu przyjęto, że λ jest parametrem. Ułatwia to analizę wpływu stopnia nawilżenia na podstawowe charakterystyki badanych urządzeń.

Występujący w (20.9) i (20.11) współczynnik D_w jest funkcją λ . Zazwyczaj przedstawia się następujące formuły, będące wynikiem eksperymentu dla polimerowych membran stosowanych w urządzeniach typu PEM (np. [75, 76]):

$$D_w = 3.1 \times 10^{-7} \lambda [\exp(0.28\lambda) - 1] \exp\left(-\frac{2346}{T}\right), \quad \lambda \in (0,3) \quad (20.17)$$

$$= 4.17 \times 10^{-8} \lambda [161 \exp(-\lambda) + 1] \exp\left(-\frac{2346}{T}\right), \quad \lambda \in (3,17) \quad (20.18)$$

$$= 4.1 \times 10^{-10} \frac{\lambda}{25} \left[1 + \tanh\left(\frac{\lambda - 2.5}{1.4}\right)\right], \quad \lambda \in (17, +\infty) \quad (20.19)$$

W uproszczonych modelach często przyjmuje się wartość [77, 78]:

$$D_w = 1.28 \times 10^{-10}, m^2/s$$

Przenikalność K_m jest funkcją temperatury. W literaturze dla temperatury pracy ogniów i elektrolizerów PEM najczęściej w obliczeniach przyjmuje się wartość stałą (odpowiadającą temperaturze 343–353 K [77]):

$$K_m = 1.58 \times 10^{-18} m^2$$

Dla dokładności obliczeń najważniejsze znaczenie ma właściwa ocena wartości n_D (współczynnika transportu elektroosmotycznego). Strumień molowy:

$$\dot{n}_{H_2O, eo} = n_D \frac{i}{F}$$

istotnie przewyższa pozostałe strumienie wody przepływające przez membranę. Dokładność jego określenia decyduje o dokładności bilansu wody dla membrany.

Zaproponowano wiele postaci funkcji $n_D - f(\lambda, T)$ (zob. np. [76,79]).

W algorytmie obliczeniowym analizowanym w niniejszym opracowaniu wykorzystano formuły [80]:

$$n_D = (2.5/22)\lambda, \quad (20.20)$$

$$n_D = 0.016T(K) - 2,89556. \quad (20.21)$$

Dla wyznaczenia $\dot{n}_{H_2O,D}$ konieczne jest określenie stężeń wody po obu stronach membrany. Do ich wyznaczenia w programie wykorzystano algorytmy podane w [3, 77, 78].

20.5.2. Bilanse substancji

Punktem wyjścia do zbilansowania energetycznego OP i EL jest wyznaczenie rozplywu składników w charakterystycznych kanałach tych urządzeń. Bilans substancji ma duże znaczenie dla energetycznej oceny instalacji, a także podstawowe znaczenie dla organizacji i prowadzenia eksploatacji OP i EL, w tym doboru urządzeń pomocniczych. W tabeli 20.1 pokazano podstawowe związki dla wyznaczenia strumieni molowych głównych substancji dla ogniwa paliwowego typu PEM. Podobnie można wyznaczyć strumienie dla elektrolizera. W algorytmie, na podstawie którego przygotowano program dla elektrolizera, wszystkie strumienie molowe odniesiono do stechiometrycznego zapotrzebowania wody ($i/2F$).

20.5.3. Bilanse energii i entropii

Bilanse energii w ogólnej postaci dla pojedynczej celi i stanu ustalonego można zapisać jako:

$$N_{el} + \dot{Q}_r = \sum_i \dot{n}_{i,w} \bar{h}_{i,w} - \sum_k \dot{n}_{k,d} \bar{h}_{k,d} = \Delta_r H \quad \text{EL}, \quad (20.22)$$

$$N_{el} - \dot{Q}_r = \sum_k \dot{n}_{k,d} \bar{h}_{k,d} - \sum_k \dot{n}_{k,w} \bar{h}_{k,w} = -\Delta_r H \quad \text{OG}, \quad (20.23)$$

gdzie: N_{el}, \dot{Q}_r – moc elektryczna i cieplna, $\dot{n}_{i,k,d}, \dot{n}_{i,k,w}$ – molowe strumienie i,k-tej substancji odpowiednio na dolocie i na wylocie z bilansowanego modułu, mol/s, $\bar{h}_{i,k,d}, \bar{h}_{i,k,w}$ – entalpie molowe i,k-tego składnika odpowiednio na dolocie i wylocie z bilansowanego modułu, J/mol.

Dzieląc obie strony równań bilansowych przez stechiometryczne zapotrzebowanie na wodę i wodór w podstawowych reakcjach, czyli przez $I/2F$ (mol/s), uzyskamy bardziej przejrzystą postać analizowanych równań:

$$l_{el} + q_r = \sum_i \alpha_{i,w} \bar{h}_{i,w} - \sum_i \beta_{i,d} \bar{h}_{i,d} = \Delta_r h \quad \text{EL} \quad (20.24)$$

$$l_{el} - q_r = \sum_k \beta_{k,d} \bar{h}_{k,d} - \sum_k \alpha_{k,w} \bar{h}_{k,w} = -\Delta_r h \quad \text{OG} \quad (20.25)$$

$$\alpha_{i,k,w} = \frac{\dot{n}_{i,k,w}}{I/2F}, \beta_{i,k,d} = \frac{\dot{n}_{i,k,d}}{I/2F}$$

W obu przypadkach założono, że \dot{Q}_r jest doprowadzone do instalacji (na rys. 20.1 i 20.2 \dot{Q}_r odpowiada \dot{Q}_d , a na rys 20.4 \dot{Q}_r to \dot{Q}_{og} , zarówno dla elektrolizera, jak i ogniwa w różnych stadiach eksploatacyjnych \dot{Q}_r może zmieniać znak).

Równania bilansu entropii są następujące:

$$\Delta_r \bar{s} - \frac{q_r}{T} = \bar{s}_{gen}, \quad (20.26)$$

$$\Delta_r \bar{s} = \sum_i \alpha_{i,w} \bar{s}_{i,w} - \sum_i \beta_{i,d} \bar{s}_{i,d}, \quad (20.27)$$

$$\bar{s}_{gen} = \frac{F}{T_{EL}} (z\Delta V_{a,kia} + z\Delta V_{\Omega} + \sum_{p,s} z_{p,s} \Delta V_{kt,p,s}). \quad (20.28)$$

W opracowanych programach wykorzystano następujące zależności do obliczania entalpii i entropii molowych poszczególnych substancji:

$$T_R = \frac{T}{1000}$$

$$\bar{h}(H_2O) = 8314.51T_R(2.716763 + 1.47257T_R - 0.267414T_R^2 + 0.025567T_R^3 - 0.0009694T_R^4 - 29.9058T_R^{-1})$$

$$\bar{s}(H_2O) = 8.31451(2.716763 \ln(1000T_R) + 2.945137T_R - 0.401122T_R^2 + 0.034089T_R^3 - 0.0012118T_R^4 + 6.6305671)$$

$$\bar{h}(H_2) = 8314.51T_R(3.10019 + 0.255597T_R + 0.0175481T_R^2 - 0.0087275T_R^3 + 0.0007389T_R^4 - 0.87738T_R^{-1})$$

$$\bar{s}(H_2) = 8.31451(3.10019 \ln(1000T_R) + 0.5111946T_R + 0.026322T_R^2 - 0.0116366T_R^3 + 0.00092363T_R^4 - 1.96294)$$

$$\bar{h}(O_2) = 8314.51T_R(3.621953 + 0.36803T_R - 0.0655074T_R^2 + 0.0090504T_R^3 - 0.00057891T_R^4 - 1.201982T_R^{-1})$$

$$\bar{s}(O_2) = 8.31451(3.621953 \ln(1000T_R) + 0.7361826T_R - 0.098261T_R^2 + 0.0120672T_R^3 - 0.00072364T_R^4 + 3.615096)$$

Bilans substancji dla ogniwa paliwowego

1	<p><i>Współczynniki nadmiaru</i></p> $S = \frac{\dot{n}_{s,d}}{\dot{n}_{s,r}}$	<p>$\dot{n}_{s,d}$ – strumień molowy substancji na wlocie do kanału, $\dot{n}_{s,r}$ – strumień stechiometryczny substancji biorącej udział w reakcji. Odwrotność jest stopniem utylizacji (zużycia) danej substancji: $U=1/S$. S zależy od organizacji pracy ogniwa, zwłaszcza od sposobu przygotowania substancji roboczych i sposobu zasilania. Jeżeli ogniwo zasilamy czystym wodorem, to $S \approx 1$ (1,2–1,3), czystym tlenem ($S=1.1$–1.5), powietrzem $S > 2$.</p>
2	<p><i>Wodór doprowadzony do anody</i></p> <p>Współczynnik nadmiaru S_{H_2}</p> $\dot{n}_{H_2,da} = S_{H_2} \frac{i}{2F}, \frac{mol}{s \cdot m^2}$ $\dot{m}_{H_2,da} = S_{H_2} \frac{i}{2F} M_{H_2}, \frac{g}{sm^2}$ <p>Zależności są słuszne, jeżeli zasilamy anodę czystym wodorem. Jeżeli paliwo zawiera inne substancje, to</p> $\dot{n}_{H_2,ad} = S_{H_2} \frac{i}{2F x_{H_2}}, \frac{mol}{s \cdot m^2}$ $\dot{m}_{H_2,ad} = S_{H_2} \frac{i}{2F x_{H_2}} M_{pal}, \frac{g}{sm^2}$ <p>Dla czystego wodoru $x_{H_2} = 1$, $M_{pal} = M_{H_2}$</p>	<p>\dot{n}_{da} – strumienie molowe \dot{m}_{da} – strumienie masowe</p>

3	<p><i>Woda doprowadzona do anody w przypadku nawilżonego paliwa</i></p> <p>Para wodna doprowadzona do anody w ogólnym przypadku</p> $\dot{n}_{H_2O,da} = S_{H_2} \frac{i}{2F} X_Z, \frac{mol}{s \cdot m^2}$ $\dot{m}_{H_2O,da} = S_{H_2} \frac{i}{2F x_{H_2}} X_{Za} M_{H_2O}, \frac{g}{sm^2}$ $X_{Za} = \frac{\varphi p_{H_2O}^n(T_a)}{p_{pal} - \varphi p_{H_2O}^n(T_a)}$ <p>Dla pełnego nawilżenia $\varphi = 1$</p> $X_{Za} = \frac{p_{H_2O}^n(T_a)}{p_{pal} - p_{H_2O}^n(T_a)}$ <p>Dla zasilania wodorem jako paliwem</p> $x_{H_2} = 1, p_{pal} = p_{H_2}$	
4	<p><i>Ułamek molowy wody doprowadzonej do anody</i></p> $x_{H_2O,da}(x_{H_2,d} = 1) = \frac{\dot{n}_{H_2O,ad}}{\dot{n}_{H_2O,ad} + \dot{n}_{H_2,ad}}$ $= \frac{S_{H_2} \frac{i}{2F} X_{Za}}{S_{H_2} \frac{i}{2F} (1 + X_{Za})} = \frac{X_{Za}}{X_{Za} + 1}$ $= \varphi \frac{p_{H_2O}^n(T_a)}{p_{da}}$	<p>Znając $x_{H_2O,da}$, policzymy</p> $\dot{n}_{H_2O,ad} = S_{H_2} \frac{i}{2F} X_Z$ $= \frac{x_{H_2O,da}}{1 - x_{H_2O,da}} S_{H_2} \frac{i}{2F}$ <p>p_{da} – ciśnienie na wlocie do anody</p>
5	<p><i>Strumienie na wylocie z anody</i></p> <p><u>Wodór</u></p> $\dot{n}_{H_2,wa} = (S_{H_2} - 1) \times \frac{i}{2F x_{H_2,d}}$ $\dot{m}_{H_2,wa} = (S_{H_2} - 1) \times \frac{M_{pal} i}{2F x_{H_2,d}}$ <p>Dla zasilania wodorem jako paliwem:</p> $x_{H_2,d} = 1, p_{pal} = p_{H_2} = p_{da}$ <p><u>Woda</u></p> $\dot{n}_{H_2O,wa} = S_{H_2} \frac{i}{2F x_{H_2,d}} X_Z - (n_D \frac{i}{F} - D_w \frac{c_{w,k} - c_{w,a}}{d_m})$	

	<p>Wprowadzając</p> $r_D = \frac{\dot{n}_{H_2O,da} - \dot{n}_{H_2O,wa}}{i/F}$ <p>zapisujemy</p> $\dot{n}_{H_2O,wa} = S_{H_2} \frac{i}{2F x_{H_2,d}} X_Z - r_D \frac{i}{F}$ <p>Dla zasilania wodorem jako paliwem</p> $x_{H_2,d} = 1, p_{pal} = p_{H_2} = P_{ad}$	
6	<p>Tlen doprowadzony do katody</p> $\dot{n}_{O_2} = S_{O_2} \frac{i}{4F}, \dot{m}_{O_2} = S_{O_2} \frac{i}{4F} M_{O_2}$	
7	<p>Azot doprowadzony do katody</p> $\dot{n}_{N_2} = S_{O_2} \frac{i}{4F} \frac{1-x_{O_2}}{x_{O_2}}, \dot{m}_{N_2} = S_{O_2} \frac{i}{4F} \frac{1-x_{O_2}}{x_{O_2}} M_{N_2}$	$x_{O_2} = 0,21$
8	<p>Powietrze doprowadzone do katody</p> <p><u>Powietrze suche</u></p> $\dot{n}_{pow,s} = S_{O_2} \frac{i}{4F} \frac{1}{x_{O_2}}, \dot{m}_{pow,s} = S_{O_2} \frac{i}{4F} \frac{1}{x_{O_2}} M_{pow}$ <p><u>Powietrze nawilżone</u></p> $\dot{n}_{pow} = \dot{n}_{pow,s} + \dot{n}_{H_2O,d} = S_{O_2} \frac{i}{4F} \frac{1}{x_{O_2}} (1 + X_{Zk})$	$X_{Zk} = \frac{\varphi p_{H_2O}^n(T_k)}{p_{pal} - \varphi p_{H_2O}^n(k)}$
9	<p>Woda w nawilżonym powietrzu</p> $\dot{n}_{H_2O,dk} = S_{O_2} \frac{i}{4F} \frac{1}{x_{O_2}} X_{Zk} = \frac{X_{Zk}}{X_{Zk} + 1} \dot{n}_{pow}$ $= \varphi_{pow} \frac{p_{H_2O}^n(T_k)}{p_{pow}} \dot{n}_{pow}$	
10	<p>Udział molowy wody</p> $x_{H_2O,dk} = \frac{\dot{n}_{H_2O,dk}}{\dot{n}_{pow}} = \frac{X_{Zk}}{X_{Zk} + 1} = \varphi_{pow} \frac{p_{H_2O}^n(T_k)}{p_{pow}}$	<p>Mając $x_{H_2O,dk}$, obliczamy</p> $\dot{n}_{H_2O,dk} = \frac{x_{H_2O,dk}}{1 - x_{H_2O,dk}} S_{O_2} \frac{i}{4F} \frac{1}{x_{O_2}}$ $\dot{m}_{H_2O,dk} = S_{O_2} \frac{i}{4F} \frac{1}{x_{O_2}} X_{Zk} M_{H_2O}$ <p>Dla pełnego nawilżenia $\varphi = 1$ i</p> $X_{Zk} = \frac{p_{H_2O}^n(T_k)}{p_{pow} - p_{H_2O}^n(T_k)}$

11	<p><i>Strumienie na wylocie z katody</i></p> <p><u>Tlen</u></p> $\dot{n}_{O_2, wk} = (S_{O_2} - 1) \frac{i}{4F}, \dot{m}_{O_2, wk} = (S_{O_2} - 1) \frac{i}{4F} M_{O_2}$ <p><u>Azot</u></p> $\dot{n}_{N_2, wk} = S_{O_2} \frac{i}{4F} \frac{1 - x_{O_2}}{x_{O_2}}, \dot{m}_{N_2, wk} = S_{O_2} \frac{i}{4F} \frac{1 - x_{O_2}}{x_{O_2}} M_{N_2},$ <p><u>Woda</u></p> $\dot{n}_{H_2O, wk} = S_{O_2} \frac{i}{4F} \frac{1}{x_{O_2}} X_{Zk} + \frac{i}{2F} + (n_D \frac{i}{F} - D_w \frac{c_{w,k} - c_{w,a}}{\delta_m}) = S_{O_2} \frac{i}{4F} \frac{1}{x_{O_2}} X_{Zk} + \frac{i}{2F} + r_D \frac{i}{F} = \frac{x_{H_2O, dk}}{1 - x_{H_2O, dk}} S_{O_2} \frac{i}{4F} \frac{1}{x_{O_2}} + \frac{i}{2F} + r_D \frac{i}{F}$ <p><u>Strumień powietrza wylotowego</u></p> $\dot{n}_{pow, wk} = \dot{n}_{O_2, wk} + \dot{n}_{N_2, wk} = (S_{O_2} - 1) \frac{i}{4F} + S_{O_2} \frac{i}{4F} \frac{1 - x_{O_2}}{x_{O_2}} = S_{O_2} \frac{i}{4F} \frac{1}{x_{O_2}} - \frac{i}{4F} = \frac{i}{4F} [4.761 S_{O_2} - 1]$
----	---

20.5.4. Charakterystyka napięciowo-prądowa

Napięcie standardowe. Potencjał Nernsta

Napięcie standardowe opisują związki [3]:

$$E_{el} = \frac{-\Delta_r \mu^0}{zF} - \frac{(MR)T \Delta_r (\ln \bar{a})}{zF} = \frac{-\Delta_r \bar{g}_0(T, p_0)}{zF} - \frac{(MR)T}{zF} \ln \frac{\bar{p}_{H_2O}^2}{\bar{p}_{H_2}^2 \bar{p}_{O_2}} \quad \text{OP}, \quad (20.29)$$

$$E_{el} = \frac{\Delta_r \mu^0}{zF} + \frac{(MR)T \Delta_r (\ln \bar{a})}{zF} = \frac{\Delta_r \bar{g}_0(T, p_0)}{zF} + \frac{(MR)T}{zF} \ln \frac{\bar{p}_{H_2}^2 \bar{p}_{O_2}}{\bar{p}_{H_2O}^2} \quad \text{EL}, \quad (20.30)$$

gdzie: $\Delta_r \bar{g}(H_2O) = \Delta_r \bar{h}(H_2O) - T \Delta_r \bar{s}(H_2O)$, z – liczba nośników ładunku, $\bar{p}_{O_2}, \bar{p}_{H_2}, \bar{p}_{H_2O}$ – ciśnienia cząstkowe w kanałach anody i katody odpowiednio dla EL i OG.

Dla warunków standardowych (T_0, p_0):

$$\Delta_r \bar{h}(H_2O) = \bar{h}(T_0, p_0)_{H_2} + \frac{1}{2} \bar{h}(T_0, p_0)_{O_2} - \bar{h}(T_0, p_0)_{H_2O} = 285.840 \text{ kJ/mol}$$

$$\Delta_r \bar{s}(H_2O) = 163.15 \text{ J/mol K}$$

$$\Delta_r \bar{g}_0 = \Delta_r \bar{h}(H_2O) - T_0 \Delta_r \bar{s}(H_2O) = 237.22 \text{ kJ/mol}$$

$$E_{el0}(298, 1) = E_0 = \frac{\Delta_r \bar{g}_0}{2F} = \frac{237.22 \text{ kJ/mol}}{2 \times 96485 \text{ C/mol}} = 1.2293 \text{ V} \approx 1.23 \text{ V}$$

Po wprowadzeniu poprawki temperaturowej:

$$E_{el0}(T, 1) = 1.23 - 9 \times 10^{-4} (T - 298). \quad (20.31)$$

Ogólna charakterystyka napięcia w rzeczywistym module elektrolizera, ogniwa paliwowego

$$V_{el} = E_{el} + \Delta V_a + \Delta V_{kt} + \Delta V_{\Omega} \quad \mathbf{EL}, \quad (20.32)$$

$$V_{el} = E_{el} - (\Delta V_a + \Delta V_{kt} + \Delta V_{\Omega}) \quad \mathbf{OP}, \quad (20.33)$$

gdzie: $\Delta V_a = \left(\frac{T \bar{s}_{gen,ka}}{zF} \right)_{k,a}$ – nadnapięcie aktywacyjne dla katody i anody,

$\Delta V_{kt} = \frac{T}{F} \sum_{p,s} \frac{\bar{s}_{gen,p,s}}{z_{p,s}}$ – straty potencjału związane z transportem przez elektrody

i elektrolit substratów (s) i produktów (p), $\Delta V_{\Omega} = \frac{T \bar{s}_{gen,\Omega}}{zF}$ – straty omowe. Zależność ta obowiązuje dla wszystkich rodzajów elektrolizerów i ogniw. W każdym jednak wypadku dla określenia poszczególnych składowych wykorzystuje się zazwyczaj odmienne związki i stałe charakteryzujące prace elektrolizerów i ogniw. Z tego powodu sposoby dochodzenia do konkretnych postaci charakterystyk są zróżnicowane. Często do określenia przebiegu charakterystyk wykorzystujemy badania eksperymentalne, które weryfikują przyjęte założenia i uproszczenia.

Wartość nadnapięcia aktywacji z uwzględnieniem stężeń substratów i produktów może być określona przez równanie *Butlera-Volmera*, zapisane poniżej dla anody (a) i katody (k) [3]:

$$i = i_{0,\alpha} \left[\frac{C_{Pm\alpha}}{C_{Po\alpha}} \exp\left(\frac{zF\beta_{\alpha}\Delta V_{a,\alpha}}{(MR)T}\right) - \frac{C_{Sm\alpha}}{C_{So\alpha}} \exp\left(-\frac{zF(1-\beta_{\alpha})\Delta V_{a,\alpha}}{(MR)T}\right) \right], \quad (20.34)$$

gdzie: α – katoda (k) lub anoda (a), i – gęstość prądu [A/m^2], i_0 jest gęstością prądu wymiany, β – współczynnikiem przejścia, ΔV_a – nadnapięciem aktywacyjnym, $C_{Pm\alpha}$, $C_{Po\alpha}$, $C_{Sm\alpha}$, $C_{So\alpha}$ – stężenia odpowiednio: produktów w kanale i na powierzchni elektrod, substratów w kanale i na powierzchni elektrod.

W literaturze rozpatruje się różne wartości β – współczynnika przejścia (także często różne dla anody i katody) oraz i_0 . Wielokrotnie ich dobór koryguje modele analityczne do wyników eksperymentu.

Za wyjściowe w opracowanych algorytmach przyjęto następujące związki określające straty aktywacji [3]:

$$V_{a,k} = 8.617 \times 10^{-5} T \ln \left[\frac{i}{2i_{0k}} + \sqrt{\left(\frac{i}{2i_{0k}}\right)^2 + 1} \right] \quad (20.35)$$

$$i_{0k} = 2 \times 10^{-3} \exp \left(7.349 \times 10^3 \left(\frac{1}{298.15} - \frac{1}{T} \right) \right),$$

$$V_{a,a} = 8.617 \times 10^{-5} T \ln \left[\frac{i}{2i_{0a}} + \sqrt{\left(\frac{i}{2i_{0a}}\right)^2 + 1} \right] \quad (20.36)$$

$$i_{0a} = 447 \exp \left(0.2862 \cdot 10^4 \left(\frac{1}{298.15} - \frac{1}{T} \right) \right).$$

Nad napięcie spowodowane stratami omowymi jest w ogólnym przypadku równe:

$$\Delta V_{\Omega} = R_c i = \sum_{j=a,k,e,ik} R_j i = \sum_{j=a,k,e,ik} \frac{d_j}{\sigma_j} i, \quad (20.37)$$

gdzie: a, k, e, ik – anoda, katoda, elektrolit, interkonektor – odpowiednio; d_j = grubość j -tego, elementu, m ; σ_j – konduktywność j -tego elementu, S/m.

Konduktywność istotnie zależy od temperatury i struktury materiałowej, a w przypadku OP i EL PEM także istotnie od stopnia nawilżenia. Zazwyczaj uwzględnia się opór tylko elektrolitu. W opracowanym programie uwzględniono opór jonowy membrany, przyjmując:

$$\sigma_m = (0.5139\lambda - 0.326) \exp \left[1268 \left(\frac{1}{303} - \frac{1}{T} \right) \right] \quad (20.38)$$

$$\Delta V_{om} = d_m \frac{i}{\sigma_m}. \quad (20.39)$$

Straty koncentracji

OP

$$\Delta V_{kt,a} = \frac{(MR)T_a}{2F} \ln \frac{C_{H_2,m}}{C_{H_2,o}} \quad (20.40)$$

$$\Delta V_{k,tk} = \frac{(MR)T_k}{4F} \ln \frac{C_{O_2,m}}{C_{O_2,o}} \quad (20.41)$$

EL

$$\Delta V_{kt,k} = \frac{(MR)T_k}{2F} \ln \frac{C_{H_2,m}}{C_{H_2,o}} \quad (20.42)$$

$$\Delta V_{k,ta} = \frac{(MR)T_a}{4F} \ln \frac{C_{O_2,m}}{C_{O_2,o}} \quad (20.43)$$

Indeksy m, o oznaczają odpowiednio powierzchnię membrany i kanał.

20.6. Miary efektywności elektrolizerów i ogniw paliwowych typu PEM

Dla oceny efektywności *procesu elektrolizy* wprowadza się różne miary. Dla samego procesu konwersji elektrochemicznej odpowiednią miarą będzie sprawność (odwrotność sprawności ogniwa paliwowego) [3]:

$$\eta_{EL} = \frac{\Delta_r \bar{h}}{l_{el}} = \frac{\Delta_r \bar{h}}{\Delta_r \bar{g} + T \bar{s}_{gen}} = \frac{\Delta_r \bar{h}}{\Delta_r \bar{g}} \left(\frac{1}{1 + T \frac{\bar{s}_{gen}}{\Delta_r \bar{g}}} \right). \quad (20.44)$$

W rozumieniu definicji (20.44) człon $\frac{\Delta_r \bar{h}}{\Delta_r \bar{g}}$ jest sprawnością maksymalną procesu elektrolizy (> 1 , czerpiemy ciepło z otoczenia, w przypadku bez generacji entropii z wykorzystaniem idealnej pompy ciepła), człon drugi jest wskaźnikiem doskonałości elektrolizera. Obok sprawności zdefiniowanej przez (20.44) wprowadza się sprawności Faradaya:

$$\eta_{FK} = \frac{\dot{n}_{H_2}}{i/2F}, \quad \eta_{FA} = \frac{\dot{n}_{O_2}}{i/4F} \quad (20.45)$$

oraz sprawności:

$$\varepsilon_{EL1} = \frac{E_{el}}{V_{el}}, \quad \varepsilon_{EL2} = \frac{U_{el}}{V_{el}} \quad (20.46)$$

Pierwszą sprawność można zapisać jako:

$$\eta_{el} = \varepsilon_{EL1} = \frac{1}{1 + T \frac{\bar{s}_{gen}}{\Delta_r \bar{g}}}. \quad (20.47)$$

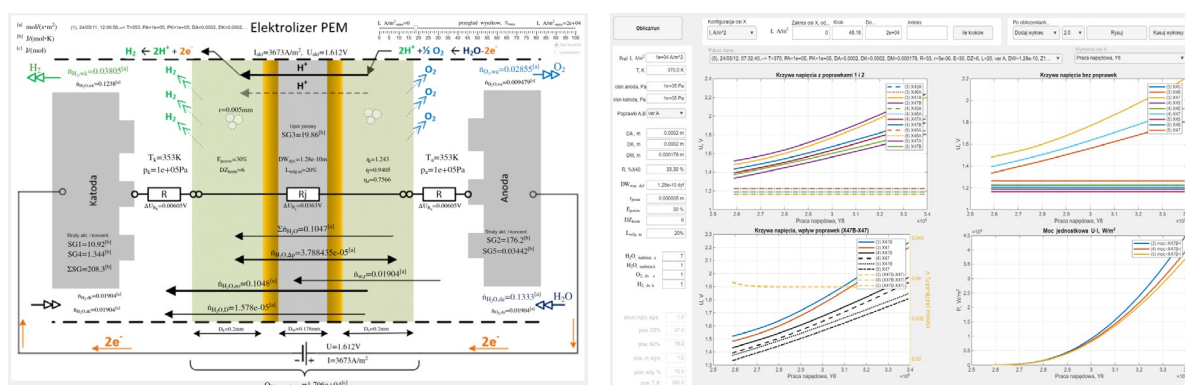
Sprawność ε_{EL2} jest ekwiwalentna [44]. Dla ogniwa paliwowego zachodzi:

$$\eta_{OG0} = \frac{-\Delta_r \bar{g}}{-\Delta_r \bar{h}} \quad (20.48)$$

$$\eta_{OG} = \frac{l_{el}}{-\Delta_r \bar{h}} = \frac{-\Delta_r \bar{g} - T \bar{s}_{gen}}{-\Delta_r \bar{h}} = \eta_{OG0} \left(1 - \frac{T \bar{s}_{gen}}{-\Delta_r \bar{g}} \right). \quad (20.49)$$

20.7. Systemy obliczeniowe

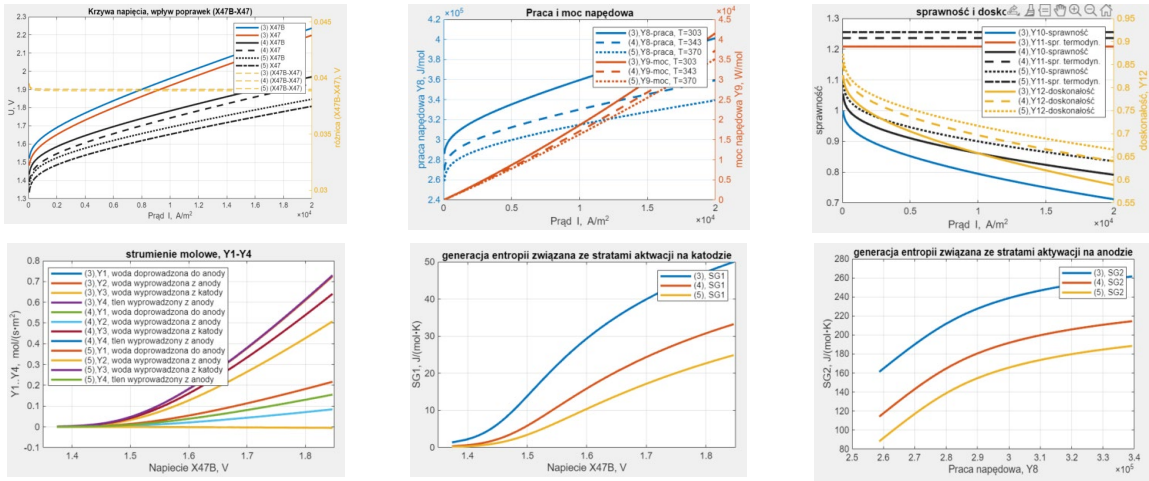
Przedstawione w p. 20.5 i 20.6 algorytmy opisujące charakterystyki podstawowych modułów (cel) ogniw paliwowych i elektrolizerów typu PEM stanowiły podstawę do opracowania systemów obliczeniowych o strukturze umożliwiającej uzyskanie wielu interesujących informacji. Dla ilustracji poniżej przedstawiono program *Elektrolizer PEM*. Udostępnia on szerokie możliwości analiz parametrycznych zero-wymiarowego modelu procesu elektrolizy prowadzonej w technologii PEM (rys. 20.7).



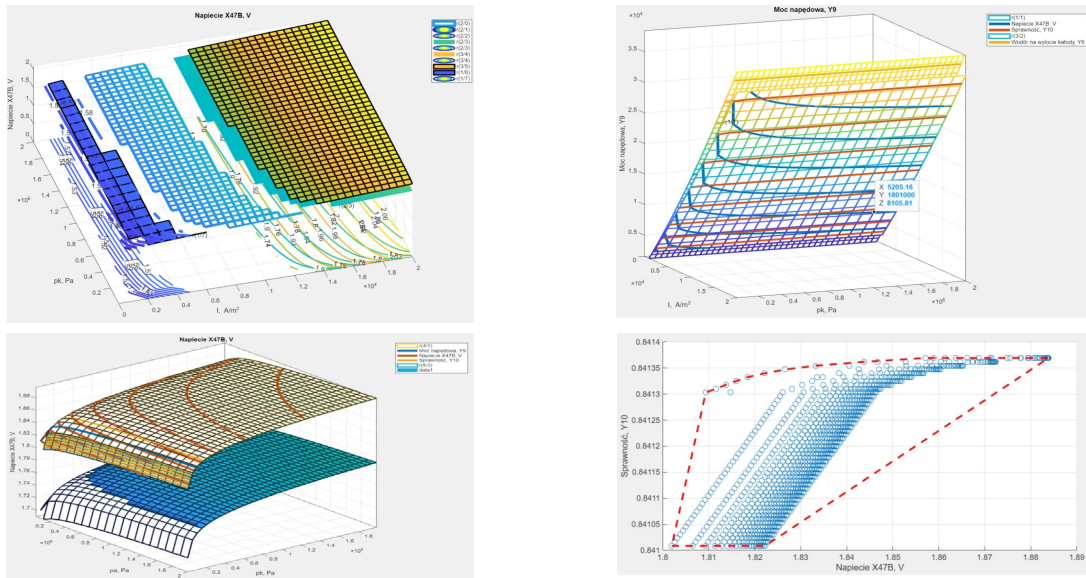
Rys. 20.7. Okno główne programu obliczeniowego elektrolizera PEM
Fig. 20.7. Main window of the PEM electrolyzer calculation program

Struktura programu obejmuje model obliczeniowy, interfejs użytkownika, zarządzanie danymi wynikowymi, generację materiału graficznego oraz wewnętrzne funkcje pomocnicze i uzupełniające. Funkcjonalnie zaimplementowano trzy grupy analiz w zależności od liczby jednocześnie zmiennych parametrów:

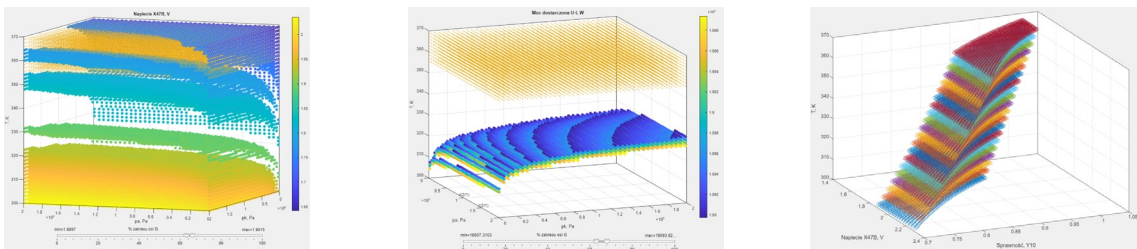
1. Analizy (x,y) – pozwalają na przeszukiwanie zakresu zmienności jednego parametru (x) przy zadanych wartościach stałych pozostałych parametrów. Przykładem są tu obliczenia parametryczne np. krzywej napięcia elektrolizera, sprawności, strumieni molowych i innych. Wybrane charakterystyki otrzymane z tej analizy pokazano na rys. 20.8.
2. Analizy (x,y,z) – umożliwiają prezentację danych w układzie współrzędnych (x,y,z), każda z osi może reprezentować jeden z wielu dostępnych parametrów. Wybrane charakterystyki pokazano na rys. 20.9.
3. Analizy (x,y,z,g) – umożliwiają prezentację obliczeń w przestrzeni czterowymiarowej. Ten rodzaj analizy wspiera poszukiwanie parametrów zadawanych przy ograniczeniach nałożonych na wartości wynikowe, zawiera więc narzędzia wspomagające rozwiązywanie zadań odwrotnych (rys. 20.10).



Rys. 20.8. Wybrane charakterystyki analizy (x,y)
 Fig. 20.8. Selected analysis characteristics (x,y)



Rys. 20.9. Przykłady charakterystyk w przestrzeni trójwymiarowej (x,y,z)
 Fig. 20.9. Examples of characteristics in three-dimensional space (x,y,z)



Rys. 20.10. Wybrane charakterystyki poglądowe w przestrzeni (x,y,z,g)
 Fig. 20.10. Selected illustrative characteristics in space (x,y,z,g)

Obliczenia domyślnie prowadzone są w odniesieniu do jednostkowej gęstości prądu wyrażonej w A/m^2 powierzchni membrany; opcjonalnie można to zdefiniować inaczej, wybierając dowolną zmienną wiodącą, taką jak: temperatura, ciśnienie po stronie anody i katody, grubości membran, parametry porowatości warstw dyfuzyjnych, poziom nawilżenia membrany i inne. Zestawienie wszystkich parametrów obejmuje kilkadziesiąt zmiennych. W rezultacie obliczeń otrzymujemy zestaw wartości wynikowych jako jeden punkt obliczeniowy pracy elektrolizera. Jeden cykl tworzy serię punktów obliczeniowych zgodnie z zadaną wartością wiodącą. Uzyskane w drodze obliczeń cykle są następnie opracowywane funkcjami graficznymi, co w efekcie udostępnia szerokie możliwości analizy procesu elektrolizy PEM.

20.8. Podsumowanie

- Ogniwa paliwowe i elektrolizery typu PEM osiągnęły wysoki stopień dojrzałości technologicznej. Nie oznacza to, że nie wymagają one dalszych badań i analiz. W zakresie procesów obliczeniowych o podstawowych zadaniach informuje rys. 20.3.
- Do opisu zjawisk zachodzących w ogniwach paliwowych i elektrolizerach stosuje się różne modele obliczeniowe. Ich stopień ogólności zależy od koniecznych do uzyskania informacji służących do analizy i syntezy OP i EL oraz rodzajów scenariuszy ich eksploatacji.
- W opracowaniu przedstawiono algorytmy modeli zero-przestrzennych. Mimo zastosowanych uproszczeń ich wykorzystanie może stanowić ważne źródło informacji zarówno dla doskonalenia konstrukcji, jak i eksploatacji. Obliczenia parametryczne pozwalają ocenić między innymi: wpływ parametrów geometrycznych (np. grubości i struktur warstw porowatych i katalitycznych), gospodarki wodnej (stopnia nawilżenia membrany, stopnia nawilżenia substratów itp.), sposobu recyrkulacji, wartości współczynników stechiometrycznych i innych parametrów na charakterystyki urządzeń. Wyniki obliczeń mogą mieć znaczenie dla doboru instalacji pomocniczych.

- Struktura przygotowanego oprogramowania umożliwia wykorzystanie danych modelu w procesach zarówno analizy, jak i syntezy badanych modułów. Dodatkowego podkreślenia wymaga bardzo przyjazna graficzna prezentacja wyników oraz, co bardzo istotne, wyodrębnienie obszarów eksploatacji o przyjętych wskaźnikach efektywności.
- Opracowane algorytmy i oprogramowanie mogą być istotnie pomocne w organizacji eksperymentu i interpretacji wyników pomiarów.

Bibliografia

1. Mijndert van der Spek, et al.: Perspective on the hydrogen economy as a pathway to reach net-zero CO₂ emissions in Europe. *Energy Environ. Sci.*, 2022, 15, 1034.
2. Chmielniak T., Remiorz L.: Entropy analysis of hydrogen production in electrolytic processes. *Energy* 2020, 211, 118468.
3. Chmielniak T., Chmielniak T.M., *Energetyka wodorowa*, PWN, Warszawa 2020.
4. Chmielniak T., *Harnessing Hydrogen*, Akademia 1/69/2021.
5. Primus A., Chmielniak T., Rosik-Dulewska Cz.: Concepts of energy use of municipal solid waste. *Archives of Environmental Protection* 2021,47(2), 70–80, 2021.
6. Chmielniak T., Skorek-Osikowska A., Bartela Ł.: Potencjał zastosowania wodoru w polskim systemie energetycznym. *Zeszyty Naukowe Instytutu Gospodarki Surowcami Mineralnymi i Energią Polskiej Akademii Nauk* 1(110), 2022.
7. Chmielniak T., Gąsior R.: Przegląd technologii energetycznych (rozdz. 3, 31 str.) [w:] *Transformacja energetyczna – Zapotrzebowanie na źródła energii pierwotnej w perspektywie do 2040*. Red. S. Tokarski, wyd. GIG, 2022.
8. Chmielniak T.: *Struktury Technologiczne Energetyki Wodorowej*, 14 Th International Conference On Boiler Technology. Poland 2022, *Prace KMiUE*, 2022, 1–15.
9. Katla D.: *Research on the potential of electrolysis and gasification of solid fuels for the production of synthetic natural gas in a polygeneration system*. Doctoral Thesis in Environmental Engineering, Mining and Energy Silesian University of Technology, Gliwice, Poland, 2023.
10. Chmielniak T., Chmielniak T.: *Siłownie biomasowe zintegrowane z generacją wodoru*. XXXVI Konferencja Zagadnienia surowców energetycznych i energii w gospodarce krajowej, 15–18 października 2023 r., Zakopane.
11. Kotowicz J., Szykowska K.: *Analiza różnych aspektów energetycznego wykorzystania zielonego wodoru*. Zjazd Termodynamików, Gdańsk, 11–14.09.2023.
12. Chmielniak T., Remiorz L.: *Ogólna charakterystyka zagadnień początkowo-brzegowych w teorii ogni w paliwowych i elektrolizerów*. Zjazd Termodynamików, Gdańsk, 11–14.09.2023.
13. Chmielniak T.: *Ocena dojrzałości technologicznej modułów i urządzeń instalacji wodorowych w gospodarce*. XI Konferencja Techniczna „Nowy Model Energetyki”, 21–23.11.2023, Kazimierz Dolny.
14. Chmielniak T., Kotowicz J.: *Wybrane zagadnienia gospodarki wodorowej i magazynowanie energii (w: Polska energetyka na drodze do neutralności klimatycznej, pod red. J. Lewandowski, E. Mreńca, S. Gawłowski. Wyd. Senackie, 2024)*.

15. Witkowski A., Rusin A., Majkut M., Stolecka K.: Analysis of compression and transport of the methane/hydrogen mixture in existing natural gas pipelines, *International Journal of Pressure Vessels and Piping* 2018, 166, 24–34.
16. Stolecka-Antczak K., Rusin A., Kosman W., Rusin K., Paltrinieri N.: Hazards Caused By Hydrogen Explosion at Hydrogen Refueling Station Due to Uncontrolled Gas Release, *Advances in Reliability, Safety and Security, ESREL 2024, June 23rd to June 27th 2024, Cracow, Poland*.
17. Rusin A., Stolecka-Antczak K., Kosman W., Rusin K.: Hazards in the Operation of a Hydrogen Refueling Station, *The 16th Conference on Research and Development in Power Engineering, 28 November – 1 December 2023, Warsaw, Poland*.
18. Stolecka-Antczak K., Rusin A.: Aspekty bezpieczeństwa transportu wodoru, amoniaku oraz mieszanin wodoru metan i amoniak wodoru, w: *Ochrona klimatu i środowiska, nowoczesna energetyka: wybrane zagadnienia / Werle Sebastian, Ferdyn-Grygierek Joanna (red.)*, Monografia, Politechnika Śląska, vol. 1006, 2023, Wydawnictwo Politechniki Śląskiej, ISBN 978-83-7880-929-6, s. 282–300.
19. Huan N., Yamamoto T., Sato H., Tzioutzios D.s, Sala R., Goncalves L., Kosman W., Stolecka-Antczak K.: Risk assessment for hydrogen fuelling stations: public perception versus reality, *Chemical Engineering Transactions, The Italian Association of Chemical Engineering*, vol. 105, 2023, s. 139–144, DOI:10.3303/CET23105024.
20. Bartela Ł., Chmielniak T., Katla D., Kosman W., Lepszy S., Lutyński M., Peczkis G., Rusin A., Skorek-Osikowska A., Stanek B.: Magazynowanie energii i energetyka wodorowa, w: *Ochrona klimatu i środowiska, nowoczesna energetyka Praca zbiorowa / Werle Sebastian, Ferdyn-Grygierek Joanna, Szczygieł Marcin (red.)*, Monografia, vol. 909, 2021, Politechnika Śląska, ISBN 978-83-7880-790-2, s. 270–304.
21. Stolecka K.: Hazards of hydrogen transport in the existing natural gas pipeline network, *Journal of Power Technologies, Politechnika Warszawska, Instytut Techniki Ciepłej*, vol. 98, nr 4, 2018, s. 329–335.
22. Witkowski A., Rusin A., Majkut M., Stolecka K.: Analysis of compression and transport of the methane/hydrogen mixture in existing natural gas pipelines. *International Journal of Pressure Vessels and Piping* 2018, 166, 24–34.
23. Niesporek K., Baszczeńska O., Brzęczek M.: Hydrogen vs. methane: A comparative study of modern combined cycle power plants. *Energy* 2024, 291, 1–13.
24. Janusz-Szymańska K., Kotowicz J.: Energy consumption of the hydrogen separation process from a mixture with natural gas. *Desalination and Water Treatment* 2020, 247, 64–71.
25. Kotowicz J., Brzęczek M., Walewska A.: Aspekty ekonomiczne wytwarzania metanolu. *Rynek Energii* 2022, 27–31.
26. Kotowicz J., Walewska A., Jurczyk M.: Badania zbiorników adsorpcyjnych przeznaczonych do magazynowania wodoru przy wykorzystaniu systemu stabilizacji temperatury. *Rynek Energii* 2022, 62–67.
27. Kotowicz J., Węcel D., Kwilinski A., Brzęczek M.: Efficiency of the power-to-gas-to-liquid-to-power system based on green methanol. *Applied Energy* 2022, 314, 1–15.
28. Kotowicz J., Szykowska K.: Koszty wytwarzania metanolu na bazie odnawialnego wodoru. *Rynek Energii* 2022, 58–63.
29. Kotowicz J., Brzęczek M., Walewska A., Szykowska K.: Methanol production in the Brayton cycle. *Energies* 2022, 15, 1–14.
30. Szykowska K., Kotowicz J., Wiciak G.: Analiza możliwości badań procesu separacji wodoru z gazu ziemnego z zastosowaniem separacji membranowej. *Rynek Energii* 2022, 34–41.

31. Uchman W., Kotowicz J., Sekret R.: Investigation on green hydrogen generation devices dedicated for integrated renewable energy farm: solar and wind. *Applied Energy* 2022, 328, 1–15.
32. Brzęczek M., Kotowicz J.: Analiza integracji instalacji wytwarzającej odnawialny metanol z nowoczesną elektrownią gazowo-parową z CCS w technologii oxy-combustion – efekty synergii. *Rynek Energii* 2021, 41–49.
33. Kotowicz J., Szykowska K.: Analiza pracy farmy wiatrowej i farmy fotowoltaicznej dla generacji wodoru. *Rynek Energii* 2021, 13–18.
34. Kotowicz J., Uchman W.: Analysis of the integrated energy system in residential scale: Photovoltaics, micro-cogeneration and electrical energy storage. *Energy* 2021, 227, 1–15.
35. Kotowicz J., Węcel D., Brzęczek M.: Analysis of the work of a renewable methanol production installation based ON H₂ from electrolysis and CO₂ from power plants. *Energy* 2021, 221, 1–10.
36. Kotowicz J., Brzęczek M.: Methods to increase the efficiency of production and purification installations of renewable methanol. *Renewable Energy* 2021, 177, 568–583.
37. Kotowicz J., Jurczyk M., Węcel D.: The possibilities of cooperation between a hydrogen generator and a wind farm. *International Journal of Hydrogen Energy* 2021, 46, 7047–7059.
38. Kotowicz J., Szykowska K.: Wodór i współczesne metody jego produkcji oraz wykorzystania. *Rynek Energii* 2021, 23–29.
39. Kotowicz J., Walewska A.: Wpływ wybranych parametrów na charakterystyki instalacji produkującej odnawialny metanol. *Rynek Energii* 2021, 30–35.
40. Kotowicz J., Szykowska, K.: Współczesne metody produkcji paliw alternatywnych. *Rynek Energii* 2021, 35–41.
41. Uchman W., Kotowicz J., Li K.F.: Evaluation of a micro-cogeneration unit with integrated electrical energy storage for residential application. *Applied Energy* 2021, 282, 116196.
42. Uchman W., Kotowicz J.: Varying load distribution impacts on the operation of a hydrogen generator plant. *International Journal of Hydrogen Energy* 2021, 46, 39095–39107.
43. Ghiasirad H., Skorek-Osikowska A.: Biomethanol production via electrolysis, oxy-fuel combustion, water-gas shift reaction, and LNG cold energy recovery. *International Journal of Hydrogen Energy* 2024, 52, 610–626.
44. Gholizadeh B.T., Ghiasirad H., Skorek-Osikowska A., Arabkoohsar A.: Techno-economic optimization and working fluid selection of a biogas-based dual-loop bi-evaporator ejector cooling cycle involving power-to-hydrogen and water facilities. *International Journal of Hydrogen Energy* 2024, 1–16.
45. Katla-Milewska D., Nazir S.M., Skorek-Osikowska A.: Synthetic natural gas (SNG) production with higher carbon recovery from biomass: Techno-economic assessment. *Energy Conversion and Management* 2024, 300, 117895.
46. Ghiasirad H., Gholizadeh B.T., Rostami S., Stanek B., Skorek-Osikowska A., Bartela Ł.: A triple solar desalination system integrated with a biomass fuelled SCO₂ power cycle: thermodynamic modelling, in: 36th International Conference on Efficiency, Cost, Optimization, Simulation and Environmental Impact of Energy Systems (ECOS 2023), 2023, Curran Associates, Inc., ISBN 978-1-7138-7492-8, s. 1854–1865.
47. Ghiasirad H., Gholizadeh B.T., Ochmann J., Jurczyk M., Bartela Ł., Skorek-Osikowska A.: Synergizing compressed air energy storage (CAES) and LNG regasification to produce biomethanol: A techno-economic study, in: The 16th Conference on Research and Development in Power Engineering, 28 November – 1 December 2023, Warsaw, Poland. Book of abstracts, 2023, Politechnika Warszawska, s. 70–70.

48. Gholizadeh B.T., Ghiasirad H., Skorek-Osikowska A.: Multi-criteria assessment (Energy, Exergy and Economic) and optimization of a biogas-fired dual-loop bi-evaporator ejector cooling cycle combined with desalination and power-to-hydrogen facilities, in: The 16th Conference on Research and Development in Power Engineering, 28 November – 1 December 2023, Warsaw, Poland. Book of abstracts, 2023, Politechnika Warszawska, s. 53–53.
49. Ghiasirad H., Gholizadeh B.T., Javanfam F., Rostamzadeh K.H., Skorek-Osikowska A.: Indirect integration of a thermal-mechanical heat pump with a humidification-dehumidification desalination unit. *Applied Thermal Engineering* 2023, 230, 120852.
50. Ghiasirad H., Khalili M., Bahnamiri F.K., Pakzad P., Skorek-Osikowska A.: Techno-economic comparison of power-to-ammonia and biomass-to-Ammonia plants using electrolyzer, CO₂ capture and water-gas-shift membrane reactor. *Journal of the Taiwan Institute of Chemical Engineers* 2023, 151, 105097.
51. Katla D., Węcel D., Jurczyk M., Skorek-Osikowska A.: Preliminary experimental study of a methanation reactor for conversion of H₂ and CO₂ into synthetic natural gas (SNG). *Energy* 2023, 263, 125881.
52. Shokri K.A., Heidarabadi S., Khaleghi M., Ghiasirad H., Skorek-Osikowska A.: Biomass-to-energy integrated trigeneration system using supercritical CO₂ and modified Kalina cycles: Energy and exergy analysis. *Energy* 2023, 270, 126845.
53. Ghiasirad H., Skorek-Osikowska A.: Parametric analysis of biomethanol production unit using biomass gasifier and high-temperature electrolyzer, in: Proceedings of WHEC 2022 - 23rd World Hydrogen Energy Conference: Bridging Continents by H₂ / Dincer I., Colpan C.C., Ezan M.A. (eds), Numer artykułu: #434, 2022, International Association for Hydrogen Energy, ISBN 9786250008430, s. 252–254.
54. Katla D., Kupecki J., Motyliński K., Skorek-Osikowska A.: Energy analysis of the Power to SNG system based on solid oxide electrolyzer, in: Proceedings of the 7th International Conference Contemporary Problems of Thermal Engineering: Towards sustainable & decarbonized energy system. Warsaw, Poland, 20-23 September 2022 / Stanek Wojciech [i in.] (red.), 2022, Politechnika Śląska, ISBN 978-83-61506-55-3, s. 655–666.
55. Jurczyk M., Węcel D., Uchman W., Skorek-Osikowska A.: Assessment of operational performance for an integrated 'Power to synthetic natural gas system. *Energies* 2022, 15, 74.
56. Jurczyk M., Węcel D., Katla D., Skorek-Osikowska A.: Ewolucja stanowiska reaktora metanizacji podczas procesu prowadzenia badań laboratoryjnych. *Rynek Energii* 2022, 4, 16–19.
57. Ochmann J., Jurczyk M., Ghiasirad H., Bartela Ł., Skorek-Osikowska A.: Ocena zasadności podjęcia badań nad procesem pozyskiwania paliw wykorzystaniu instalacji zgazowania biomasy oraz elektrolizerów wysokotemperaturowych. *Rynek Energii* 2022, 4, 20–24.
58. Skorek-Osikowska A.: Thermodynamic and environmental study on synthetic natural gas production in power to gas approaches involving biomass gasification and anaerobic digestion. *International Journal of Hydrogen Energy* 2022, 47(5), 3284-3293.
59. Skorek-Osikowska A.: Efektywność energetyczna, ekologiczna i ekonomiczna wybranych układów do produkcji biometanu, Monografia, vol. 899, 2021, Politechnika Śląska, ISBN 978-83-7880-768-1, 148 s.
60. Katla D., Węcel D., Jurczyk M., Skorek-Osikowska A.: Experimental study involving methanation reactor for conversion of H₂ and CO₂ into synthetic natural gas (SNG), [in:] Research & development in power engineering 2021. Book of abstracts, 2021, Politechnika Warszawska, s. 33.

61. Katla D., Jurczyk M., Skorek-Osikowska A.: Thermodynamic analysis of the integrated Power to SNG system using heat from process gas and methanation reactor cooling to produce steam for solid oxide electrolyzer, in: 34th International Conference on Efficiency, Cost, Optimization, Simulation and Environmental Impact of Energy Systems (ECOS 2021), Taormina, Sicily 28 June – 2 July 2021, 2021, Curran Associates Inc., ISBN 9781713843931, s. 1222–1230.
62. Katla D., Jurczyk M., Skorek-Osikowska A., Uchman W.: Analysis of the integrated system of electrolysis and methanation units for the production of synthetic natural gas (SNG). *Energy* 2021, 237, 121479.
63. Skorek-Osikowska A., Bartela Ł., Katla D., Waniczek S.: Thermodynamic assessment of the novel concept of the energy storage system using compressed carbon dioxide, methanation and hydrogen generator. *Fuel* 2021, 304, 120764.
64. Katla D., Jurczyk M., Skorek-Osikowska A., Uchman W.: Analysis of the integrated system of electrolysis and methanation units for the production of synthetic natural gas (SNG), W: Proceedings of the 6th International Conference Contemporary Problems of Thermal Engineering: CPOTE 2020, Poland, 21-24 September 2020. Stanek Wojciech i in. (red.), 2020, Politechnika Śląska, ISBN 978-83-61506-54-6, s. 641-650.
65. Katla D., Jurczyk M., Skorek-Osikowska A., Uchman W.: Analysis of the integrated system of electrolysis and methanation units for the production of synthetic natural gas (SNG), in: 6th International Conference on Contemporary Problems of Thermal Engineering Online : CPOTE 2020, 21–24 September 2020. Book of abstracts [online], 2020, Department of Thermal Engineering. Silesian University of Technology, art. no. CPOTE2020-1042-A.
66. Bartela Ł., Katla D., Skorek-Osikowska A.: Evaluation of conceptual electrolysis-based energy storage systems using gas expanders. *International Journal of Hydrogen Energy* 2020, 46(38), 20171-20182.
67. Katla D., Bartela Ł., Skorek-Osikowska A.: Evaluation of electricity generation subsystem of power-to-gas-to-power unit using gas expander and heat recovery steam generator. *Energy* 2020, 212, 118600.
68. Uchman W., Skorek-Osikowska A., Jurczyk M., Węcel D.: The analysis of dynamic operation of power-to-SNG system with hydrogen generator powered with renewable energy, hydrogen storage and methanation unit. *Energy* 2020, 213, 118802.
69. Węcel D., Jurczyk M., Uchman W., Skorek-Osikowska A.: Investigation on system for renewable electricity storage in small scale integrating photovoltaics, batteries, and hydrogen generator. *Energies* 2020, 13 (22), 6039.
70. Zhu H., Kee R.J.: A general mathematical model for analyzing the performance of fuel-cell membrane-electrode assemblies. *Journal of Power Sources* 2003, 117, 61–74.
71. Kim S., Mench M.M.: Investigation of temperature-driven water transport in polymer electrolyte fuel cell: Thermo-osmosis in membranes. *Journal of Membrane Science* 2009, 328, 113–120.
72. Bhaiyaa M., Putzb A., Secanella M.: Analysis of non-isothermal effects on polymer electrolyte fuel cell electrode assemblies. *Electrochimica Acta* 2014, 147, 294–309.
73. Kim S., Mench M.M.: Investigation of temperature-driven water transport in polymer electrolyte fuel cell: Thermo-osmosis in membranes. *Journal of Membrane Science* 2009, 328, 113–120.
74. Qian X., Kim K., Jung S.: Multiphase, multidimensional modeling of proton exchange membrane water electrolyzer. *Energy Conversion and Management* 2022, 268, 116070.
75. Wang M., Xu L., Yang X.: A coupled CFD model for an accurate and fast prediction of the unsteady operation process of a proton exchange membrane fuel cell. *Energy Conversion and Management* 2022, 272, 116317.

76. Dickinson E.J.F., Smith G.: Modelling the Proton-Conductive Membrane in Practical Polymer Electrolyte Membrane Fuel Cell (PEMFC) Simulation: A Review. *Membranes* 2020, 10, 310.
77. Abdin Z., Webb C.J., Mac E., Gray A.: Modelling and simulation of a proton exchange membrane (PEM) electrolyser cell, *International Journal of Hydrogen Energy* 2015, 40, 13243-13257.
78. Abdin Z., Webb C.J., Mac E., Gray A.: PEM fuel cell model and simulation in Matlabe Simulink based on physical parameters. *Energy* 2016, 116, 1131–1144.
79. Qian X., Kim K., Jung S.: Multiphase, multidimensional modeling of proton exchange membrane water electrolyzer. *Energy Conversion and Management* 2022, 268, 116070.
80. Koo T., Ko R., Ha D., Han J.: Development of Model-Based PEM Water Electrolysis HILS (Hardware-in-the-Loop Simulation) System for State Evaluation and Fault Detection. *Energies* 2023, 16, 3379.

21. ZMIANY W KONSTRUKCJI KRZEMOWYCH OGNIW SŁONECZNYCH W CELU POPRAWY ICH WŁASNOŚCI OPTYCZNYCH I ELEKTRYCZNYCH

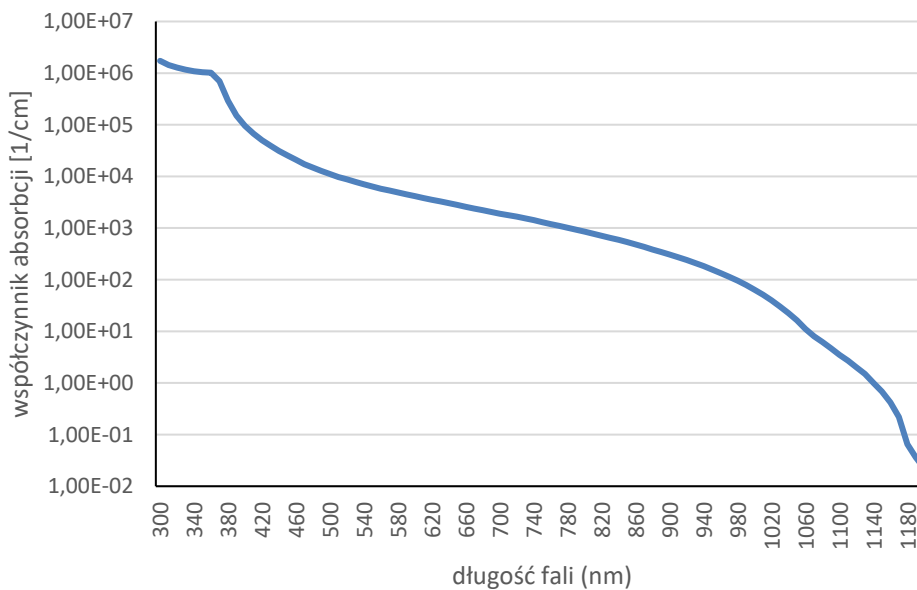
21.1. Wstęp

Na Wydziale Mechanicznym Technologicznym Politechniki Śląskiej od lat nieprzerwanie prowadzone są badania nad modyfikacją konstrukcji krzemowych ogniw słonecznych, mające na celu poprawę ich wydajności oraz obniżenie kosztów produkcji. Technologia grubowarstwowa krzemowego ogniw słonecznych jest skomplikowana i składa się z wielu etapów, z których każdy ma istotne znaczenie w kontekście końcowej jego sprawności. Krzemowe ogniwa słoneczne o wysokiej sprawności wymagają znacznej redukcji strat optycznych przez obniżenie współczynnika odbicia promieniowania słonecznego od naświetlanej powierzchni. Straty optyczne stanowią ponad 35% wszystkich występujących w krzemowym ogniwie słonecznym. Spowodowane są odbiciem promieniowania świetlnego od powierzchni zewnętrznej ogniw. Możliwe jest uzyskanie wartości poniżej 0,5% z zastosowaniem rozwinięcia powierzchni w postaci specjalnej tekstury oraz warstwy antyrefleksyjnej. Dlatego prowadzone są intensywne badania nad nowymi rozwiązaniami technologicznymi i materiałowymi w tym temacie.

Innym istotnym podejmowanym tematem prac badawczych w jednostkach naukowych jest zmniejszenie zacienienia przedniej strony ogniw słonecznych przez metalizację. Etap nanoszenia elektrody musi spełniać określone wymagania, w tym przemysłowe (m.in. wysoka wydajność i niski koszt produkcji). W praktyce stosowane są różne techniki wytwarzania metalizacji. Od 1975 roku najpowszechniej używana w przemyśle fotowoltaicznym jest metoda sitodruku. Jest to prosta, a zarazem szybka metoda. W porównaniu z innymi technikami wydaje się ona w dalszym ciągu dominująca na rynku fotowoltaicznym, chociaż technologie laserowe szybko stają się obiecującymi i alternatywnymi technikami wytwarzania metalizacji.

21.2. Teksturowanie krzemu

Promieniowanie słoneczne, padając na powierzchnię materiału, może wywołać różnorakie zjawiska, z których najczęściej występującym jest jego nagrzewanie. W przypadku gdy fotony wnika do materiału półprzewodnikowego, mogą zostać pochłonięte przez jego składniki. Fotony mające energię większą od szerokości przerwy energetycznej półprzewodnika zostają zaabsorbowane przez elektrony, które zostają wzbudzone z pasma walencyjnego do pasma przewodnictwa półprzewodnika. Wówczas generowane są pary nośników prądu elektrycznego: elektrony i dziury. Sprawność konwersji ogniw słonecznych jest bezpośrednio powiązana z liczbą fotonów zaabsorbowanych przez materiał, która zależy między innymi od współczynnika absorpcji [1, 2]. Zależność współczynnika absorpcji od długości fali dla krzemu przedstawiono na rysunku 21.1.

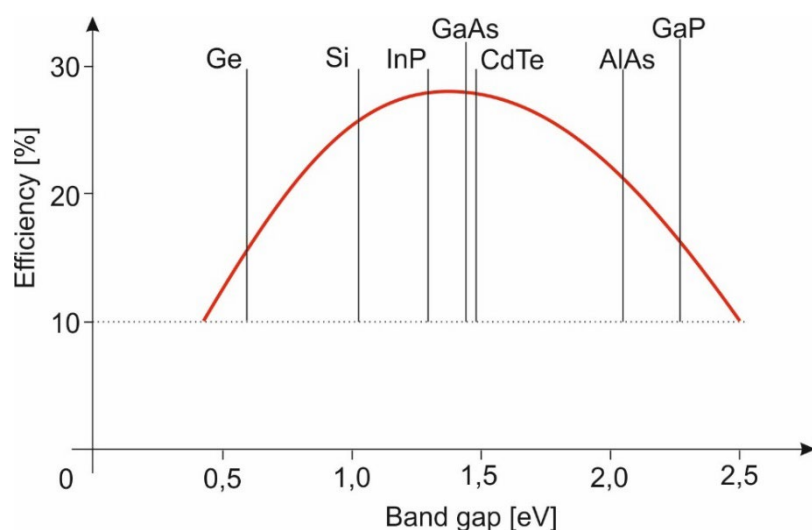


Rys. 21.1. Zależność współczynnika absorpcji od długości fali padającego promieniowania dla krzemu [3]

Fig. 21.1. Absorption coefficient of silicon as a function of the wavelength [3]

Istnieje określona szerokość przerwy energetycznej, która umożliwia optymalne wykorzystanie padających fotonów. Na rysunku 21.2 przedstawiono zależność maksymalnej teoretycznej sprawności ogniw słonecznych od szerokości przerwy energetycznej. Materiał fotowoltaiczny powinien mieć pasmo zabronione w zakresie 1–1,8 eV [4, 5].

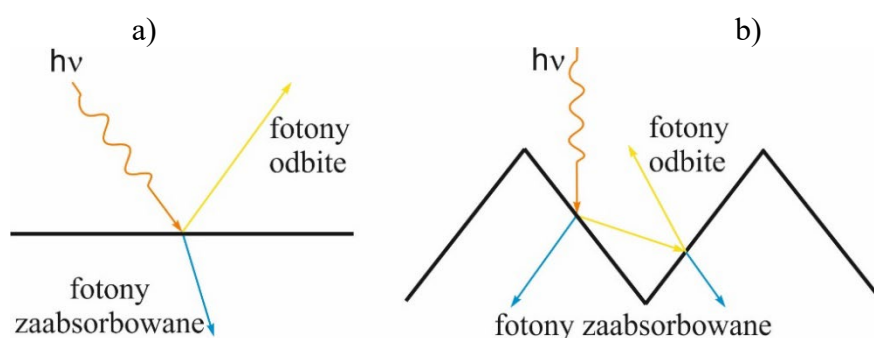
Ogniwa wykonane na bazie materiałów o większej przerwie energetycznej wytwarzają wyższe napięcie fotoelektryczne, natomiast o mniejszej wykorzystują większą część widma słonecznego i charakteryzują się większym prądem zwarcia [6].



Rys. 21.2. Zależność maksymalnej teoretycznej sprawności ogniw słonecznych od szerokości przerwy [6]

Fig. 21.2. Absorption coefficient of silicon as a function of the wavelength [6]

Konwersja energii słonecznej może być ograniczona przez odbicie światła od powierzchni ogniwa fotowoltaicznego. Spośród fotonów padających na powierzchnię półprzewodnika część z nich ulega odbiciu lub zostaje zaabsorbowana (rys. 21.3a), a jeżeli warstwa materiału jest zbyt cienka, może przejść przez półprzewodnik. W celu zmniejszenia strat związanych z odbiciem światła stosowane są warstwy antyrefleksyjne lub płytki poddaje się teksturowaniu (rys. 21.3b) [7–9].

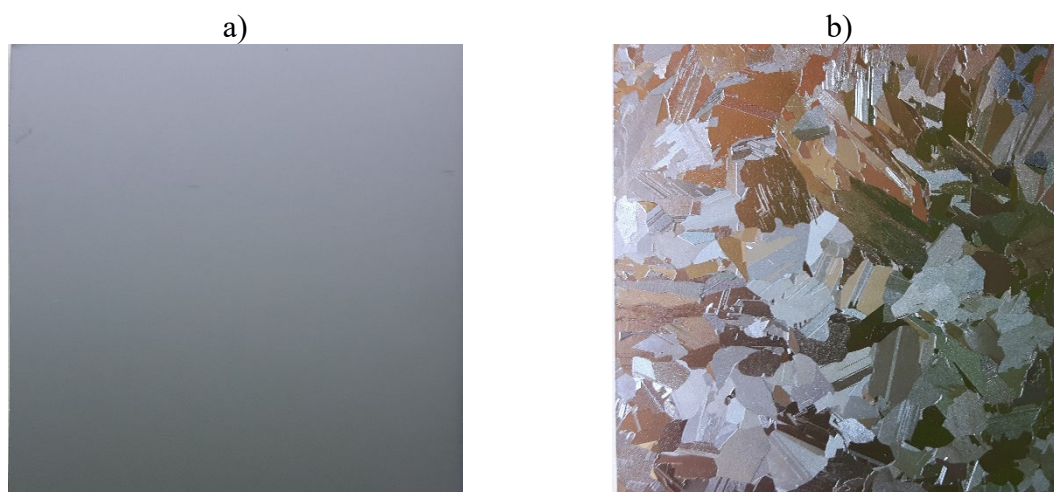


Rys. 21.3. Schemat oddziaływania fotonów z krzemem: a) przed teksturowaniem, b) po teksturowaniu [9]

Fig. 21.3. Scheme of photon interaction with silicon: a) before texturing, b) after texturing [9]

Krzemowe ogniwa słoneczne mogą być oparte na krzemie amorficznym lub krystalicznym. Najczęściej stosowana jest forma krystaliczna ze względu na większą wydajność konwersji. Krzem monokrystaliczny (rys. 21.4a) ma uporządkowaną

strukturę krystaliczną, w której każdy atom idealnie leży w z góry określonej pozycji, ale ze względu na wymagane staranne i powolne procesy produkcyjne jest to również najdroższy rodzaj krzemu. Produkcja krzemu multikrystalicznego jest prostsza i tańsza, ale jakość materiału jest gorsza niż w przypadku materiału monokrystalicznego ze względu na obecność granic ziarn (rys. 21.4b), które zmniejszają wydajność ogniw słonecznych [10].



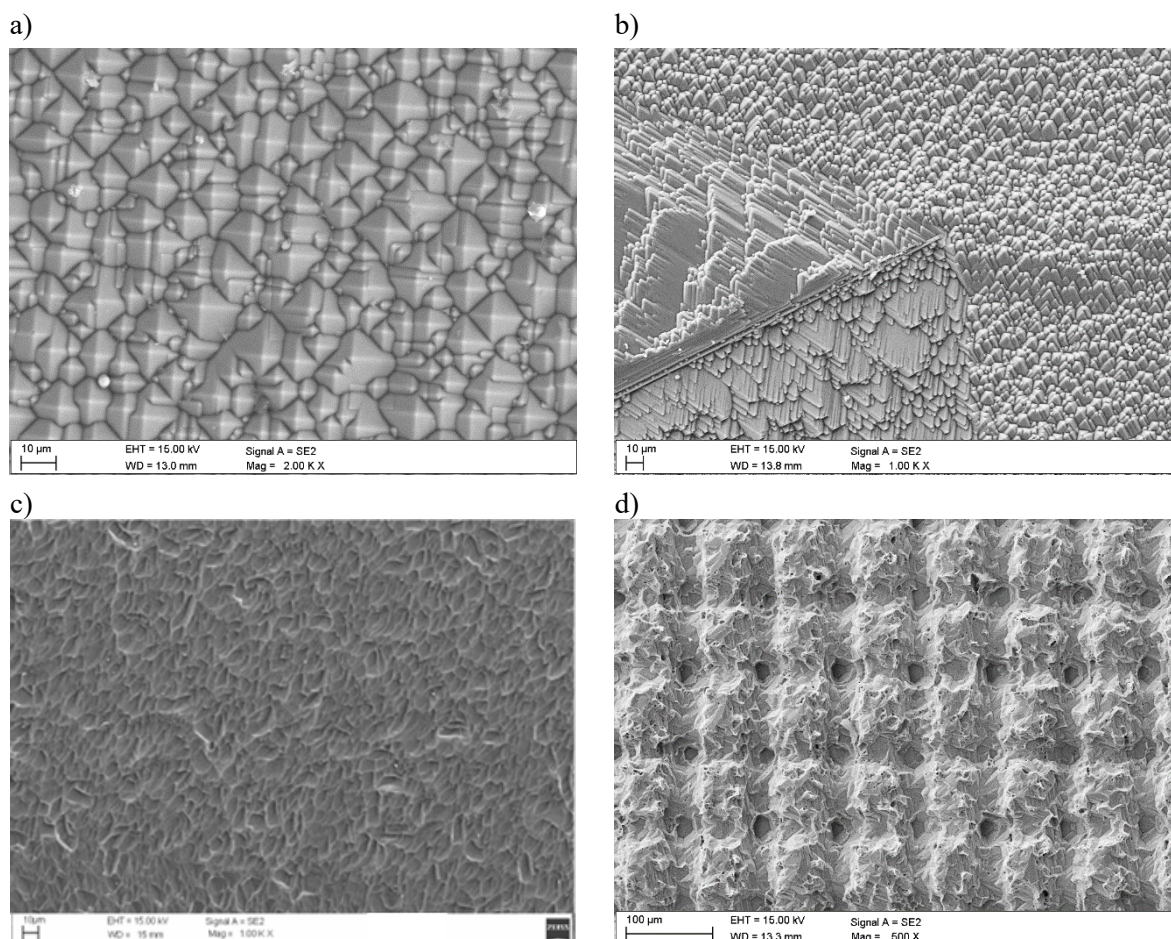
Rys. 21.4. Płytki krzemu: a) monokrystalicznego, b) multikrystalicznego

Fig. 21.4. Silicon wafer: a) monocrystalline, b) multicrystalline

Płaska powierzchnia krzemu ma współczynnik odbicia światła wynoszący ok. 30% [11]. Teksturyzacja powierzchni krzemu jest jednym z kluczowych elementów produkcji ogniw słonecznych i stosowana jest w celu zwiększenia absorpcji światła. W wyniku anizotropowego trawienia krzemu monokrystalicznego o orientacji krystalograficznej (100) w zasadzie potasowej lub sodowej na powierzchni płytek powstaje tekstura w postaci „piramid” o różnych rozmiarach (rys. 21.5a) [12, 13]. Niestety alkaliczne metody trawienia są nieskuteczne w przypadku krzemu multikrystalicznego, co jest związane z losowym rozmieszczeniem ziarn o różnej orientacji krystalograficznej na powierzchni krzemu multikrystalicznego (rys. 21.5b). Dzieje się tak, ponieważ kryształ trawi się z różną szybkością w różnych kierunkach krystalograficznych, co prowadzi do powstania na powierzchni różnorodnych struktur o różnym kształcie i różnej wysokości lub planaryzacji innych ziarn. Dodatkowo w wyniku anizotropowego trawienia na granicach ziarn powstają niekorzystne uskoki [14].

Innymi metodami stosowanymi w celu zmniejszenia odbicia od przedniej powierzchni krzemu multikrystalicznego są mechaniczne teksturowanie, reaktywne trawienie jonowe, trawienie kwasowe. Mechaniczne metody teksturowania z wykorzystaniem ostrza diamentowego zmniejszają efektywny współczynnik odbicia,

ale są mało wydajne. Reaktywne trawienie jonowe (RIE) umożliwia usunięcie na sucho, za pomocą wiązki jonów, relatywnie dużej objętości materiału przez trawienie selektywne, a przy tym anizotropowe, gdyż nie zależy od krystalografii podłoża. Umożliwia uzyskanie tekstury (np. w postaci igieł) znacznie zmniejszającej odbicie światła od powierzchni, natomiast wymaga zastosowania skomplikowanej aparatury. Ponadto problemem jest naniesienie na tak przygotowaną powierzchnię elektrody przedniej z wykorzystaniem sitodruku [15].



Rys. 21.5. Płytki krzemu: a) monokrystalicznego, b) multikrystalicznego
Fig. 21.5. Silicon wafer: a) monocrystalline, b) multicrystalline

Badane są chemiczne metody teksturowania w roztworach kwasowych. Na rysunku 21.5c przedstawiono topografię powierzchni krzemu multikrystalicznego trawionego w mieszaninie kwasów $\text{HF}/\text{HNO}_3/\text{CH}_3\text{COOH}$. Na powierzchni krzemu tworzą się nieregularne zagłębienia. Kwasowa teksturyzacja nie pozostawia uskoków na granicach ziarn. Jednak powierzchnia nie jest tak rozwinięta, jak w przypadku krzemu monokrystalicznego trawionego alkalicznie [14].

Intensywnie poszukiwane są inne metody izotropowego teksturowania krzemu multikrystalicznego; w tym celu zastosowano wiązkę laserową. Cechy obróbki

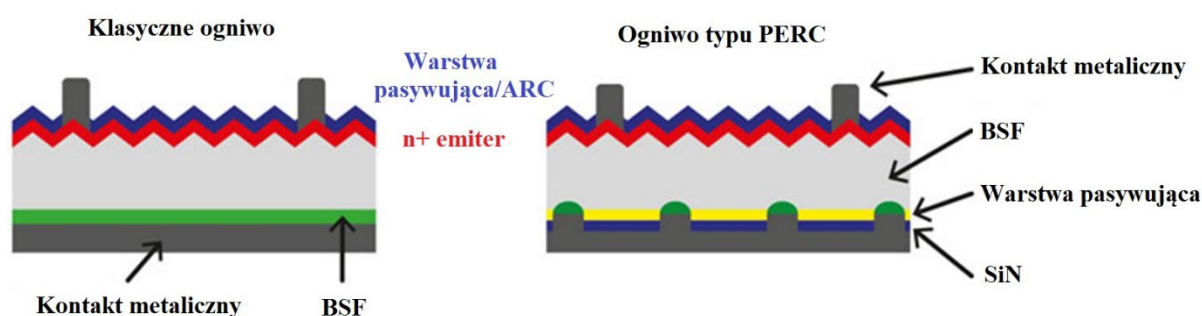
laserowej, takie jak bezkontaktowość, selektywność oraz możliwość pełnej automatyzacji, pozwalają na precyzyjną obróbkę wybranych fragmentów podłoża przy dokładnie regulowanej głębokości i szerokości. Na rysunku 21.5d przedstawiono powierzchnię multikrystalicznego krzemu po teksturyzacji laserowej. Obróbka laserowa pozwala na uzyskanie jednorodnej tekstury niezależnie od losowej orientacji krystalograficznej poszczególnych ziarn. Jednak wiązka laserowa wprowadza defekty w wierzchnią warstwę obrobionego krzemu, ale zastosowany etap trawienia po teksturuwaniu laserowym umożliwia usunięcie uszkodzonej warstwy [11, 16].

Teksturuwanie powierzchni płytek krzemowych jest kluczowym procesem w produkcji ogniw słonecznych, mających na celu zwiększenie absorpcji światła i poprawę wydajności urządzeń fotowoltaicznych. Podsumowując, należy zauważyć, że teksturuwanie monokrystalicznego krzemu o orientacji krystalograficznej (100) wykonywane przy użyciu anizotropowych środków trawiących (np. KOH, NaOH) jest nieskomplikowane i efektywne. W jego wyniku na powierzchni powstają losowo rozmieszczone piramidy. Niestety tej metody nie można skutecznie zastosować do teksturuwania ogniw słonecznych z krzemu multikrystalicznego ze względu na przypadkową orientację ziarn. Metody takie jak kwasowe trawienie, reaktywne trawienia jonowe, mechaniczne rowkowanie, laserowe teksturuwanie są opracowywane w celu generowania jednorodnych tekstur na powierzchni płytek multikrystalicznych o efektywnych własnościach wychwytywania światła.

21.3. Cienkie warstwy tlenków metali stosowane w krzemowych ogniwach słonecznych

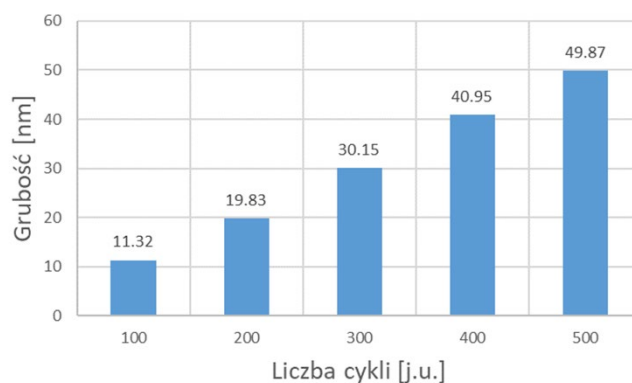
Straty energetyczne spowodowane defektami występującymi w krzemie oraz ograniczeniami materiałów półprzewodnikowych mają istotne znaczenie podczas konstrukcji krzemowego ogniwa słonecznego. Półprzewodnik, w którym równowaga termodynamiczna została zakłócona, na przykład przez absorpcję fotonu, dąży, jak każdy układ w fizyce, do osiągnięcia stanu o najniższej energii. Proces ten nazywa się rekombinacją i polega na przejściu wzbudzonego elektronu z pasma przewodnictwa do pasma walencyjnego oraz jego anihilacji z dziurą w paśmie walencyjnym [17-19]. Rekombinacja jest zjawiskiem niepożądanym, występującym zarówno na powierzchni, jak i w całej objętości półprzewodnika z dużą szybkością (kilka metrów na sekundę). Stosuje się pasywację powierzchni za pomocą warstwy SiO₂, aby spowolnić rekombinację lub jej zapobiec [19-22]. W zależności od konstrukcji krzemowego

ogniwa słonecznego mamy do czynienia z pasywacją powierzchni przedniej lub tylnej (rys. 21.6). Zastosowanie warstw pasywujących umożliwiło osiągnięcie sprawności krzemowych ogniw słonecznych powyżej 20%. Dwutlenek krzemu tworzy wiązania chemiczne z wolnymi stanami powierzchniowymi, redukując tym samym szybkość rekombinacji do około 0,1 m/s. Zmniejszenie rekombinacji wpływa na zwiększenie prądu zwarcia. Warstwy tego typu (pasywujące) wytwarzane są standardowo przy użyciu procesu utleniania termicznego w klasycznych piecach do obróbki termicznej półprzewodników. Wytworzone w ten sposób warstwy są jednak nierównomierne i niejednorodne, a dokładna kontrola grubości warstwy jest utrudniona [21–24].



Rys. 21.6. Pasywacja przednia w klasycznym krzemowym ogniwie słonecznym oraz pasywacja przednia i tylna w ogniwie typu PERC (z ang. Passivated Emitter and Rear Cell)

Fig. 21.6. Front passivation in a classic silicon solar cell and front and rear passivation in a PERC solar cell (Passivated Emitter and Rear Cell)

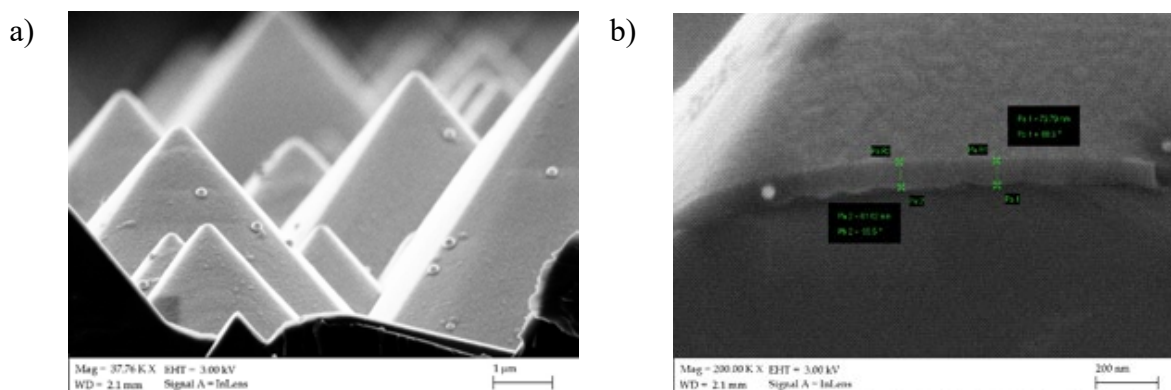


Rys. 21.7. Wpływ liczby ustawionych cykli procesu ALD na grubość warstwy Al_2O_3

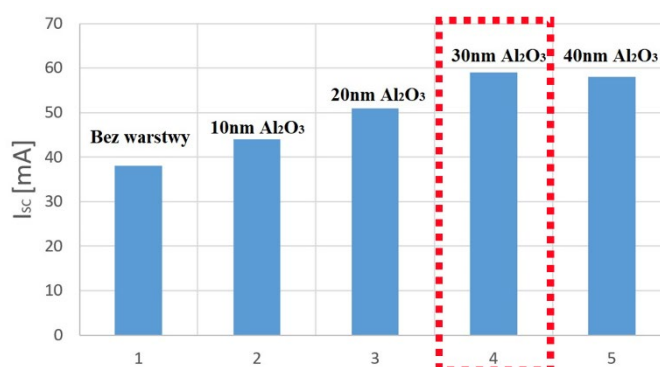
Fig. 21.7. The influence of the number of set ALD process cycles on the thickness of the Al_2O_3 layer

W ramach realizowanych badań na Wydziale Mechanicznym Technologicznym Politechniki Śląskiej zastosowano warstwę Al_2O_3 osadzoną metodą atomowego osadzania warstw (ALD). Zaletą warstwy Al_2O_3 w strukturze gotowego ogniwa fotowoltaicznego jest fakt, że pełni ona funkcję warstwy zarówno pasywującej, jak i antyrefleksyjnej, a proponowana metoda osadzania ALD umożliwia kontrolę grubości warstwy w skali nanometrycznej [25]. Każdy cykl procesu ALD pozwala na wzrost

warstwy o konkretną grubość. Na podstawie badań określono prędkość wzrostu warstwy Al_2O_3 (rys. 21.7). Badania wstępne wskazują na możliwość równomiernego pokrycia rozwiniętej (teksturowanej) powierzchni (rys. 21.8), a także zwiększenia prądu zwarcia półprzewodnika (rys. 21.9).



Rys. 21.8. Obraz w elektronowym mikroskopie skaningowym (SEM) przekroju poprzecznego teksturowanej powierzchni krzemu z równomierną warstwą Al_2O_3 osadzoną metodą ALD
 Fig. 21.8. Scanning electron microscopy (SEM) image of a cross-section of a textured silicon surface with a uniform Al_2O_3 thin film deposited using the ALD method



Rys. 21.9. Wpływ grubości cienkiej warstwy Al_2O_3 na prąd zwarcia (I_{sc}) krzemowego ogniwa słonecznego
 Fig. 21.9. The influence of the thickness of the Al_2O_3 thin film on the short-circuit current (I_{sc}) of a silicon solar cell

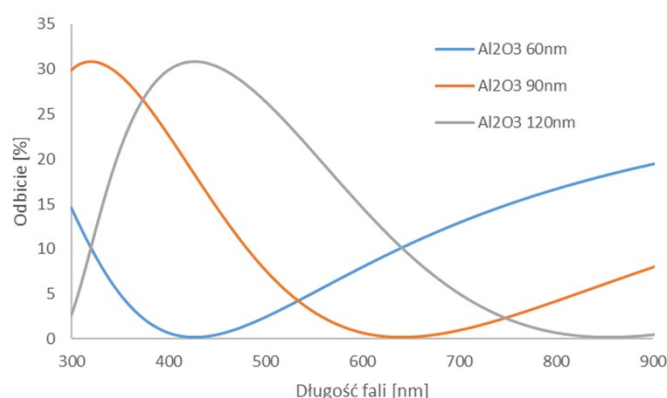
Krzemowe ogniwa słoneczne o wysokiej sprawności wymagają znacznej redukcji strat optycznych przez obniżenie współczynnika odbicia promieniowania słonecznego od naświetlanej powierzchni. Odbicie światła z zakresu 400–1100 nm od płytki krzemowej sięga 35–50% [26–28]. W pierwszej kolejności wykonuje się chemicznie teksturę na płytce w celu rozwinięcia powierzchni i zwielokrotnienia odbicia światła od rozwiniętej powierzchni krzemu. W ten sposób niestety nie eliminuje się całkowicie niekorzystnego odbicia. Współczynnik odbicia promieniowania słonecznego $R(\lambda)$ od płytek krzemowych można zmniejszyć, stosując warstwę antyrefleksyjną ARC (ang. Antireflection Coating) [28–30]. Dla płytki krzemu o współczynniku załamania

$n=3,87$ przy długości fali równej 632,8 nm odpowiednią warstwą antyrefleksyjną jest warstwa wytworzona z materiału o współczynniku załamania n z przedziału 1,6–2,4. Pokrycia antyrefleksyjne mogą być jednowarstwowe lub wielowarstwowe. Pokrycia jednowarstwowe mogą być stosowane tylko dla wąskiego zakresu promieniowania świetlnego. W przypadku urządzeń wymagających szerszego zakresu promieniowania świetlnego wymagane jest stosowanie pokryć dwuwarstwowych lub wielowarstwowych [30, 31].

Jako warstwy antyrefleksyjne w ogniwach fotowoltaicznych wykorzystuje się między innymi warstwy TiO_2 i Si_3N_4 osadzone metodą CVD lub PVD. W ramach badań realizowanych na Wydziale Mechanicznym Technologicznym Politechniki Śląskiej stosuje się do tego celu metodę atomowego osadzania warstw (ALD). W porównaniu z już używanymi technologiami metoda ALD cechuje się następującymi zaletami:

- grubość warstwy zależy przede wszystkim od liczby cykli, dzięki czemu łatwo można ją kontrolować,
- kontakt reagentów następuje dopiero na podłożu, dzięki czemu można stosować związki chemiczne o wysokiej reaktywności oraz równomiernie pokrywać podłoża o rozwiniętej powierzchni,
- tempo wzrostu nie zależy od jednorodności strumienia prekursorów jak w przypadku metod CVD i PVD [29, 30].

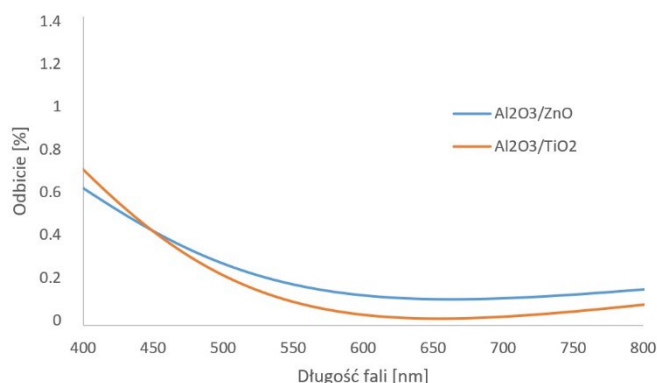
W ramach realizowanych badań stosowane są warstwy ALD Al_2O_3 , TiO_2 , ZnO . Jak wspomniano powyżej, jednowarstwowe pokrycia antyrefleksyjne umożliwiają minimalizację odbicia światła jedynie w wąskim zakresie. Zmiana grubości warstwy powoduje przesunięcie minimum odbicia (rys. 21.10).



Rys. 21.10. Wpływ grubości cienkiej warstwy Al_2O_3 osadzonej metodą ALD na zakres redukcji odbicia promieniowania słonecznego od polerowanego podłoża krzemowego

Fig. 21.10. The influence of the thickness of the Al_2O_3 thin film deposited by ALD method on the short-circuit current (I_{sc}) of a silicon solar cell

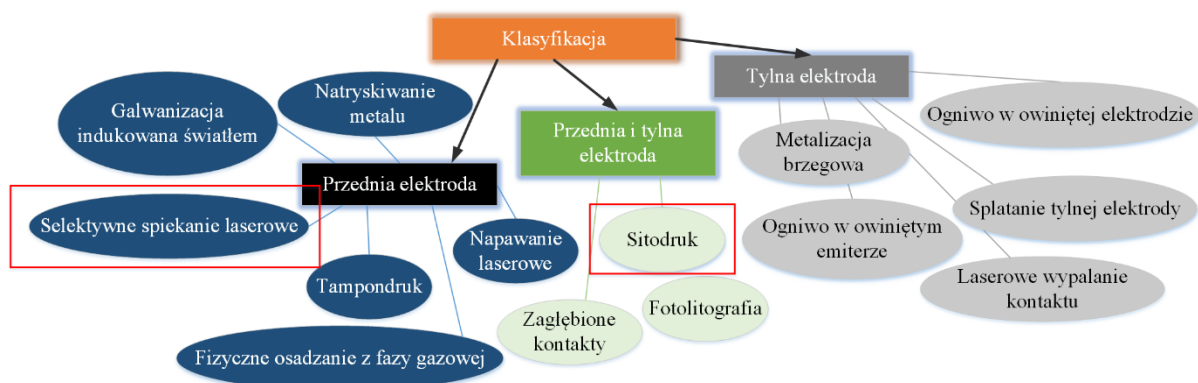
Zastosowanie jednocześnie tekstury, jak również dwuwarstwowych powłok antyrefleksyjnych umożliwia minimalizację odbicia światła w szerokim zakresie poniżej 0,5% (rys. 21.11), co w praktyce eliminuje problem strat optycznych w krzemowym ogniwie słonecznym.



Rys. 21.11. Wpływ dwuwarstwowej powłoki antyrefleksyjnej osadzonej metodą ALD na zakres redukcji odbicia promieniowania słonecznego od teksturowanego podłoża krzemowego
 Fig. 21.11. The influence of a double-layer antireflection coating deposited using the ALD method on the extent of reduction of solar radiation reflection from a textured silicon substrate

21.4. Modyfikacja przedniej metalizacji krzemowych ogniw słonecznych

Rysunek 21.12 przedstawia klasyfikację metod stosowanych na etapie procesu technologicznego krystalicznego krzemowego ogniwa słonecznego. W ramach pracy zostaną omówione dwie techniki, tj. sitodruk SP (ang. Screen Printing) oraz selektywnego spiekania laserowego SLS (ang. Selective Laser Sintering) [32–37].



Rys. 21.12. Podział technik metalizacji stosowanych w procesie produkcyjnym wytwarzania ogniwa słonecznego [38]

Fig. 21.12. Division of metallization techniques used in the production process of a solar cell [38]

Wytwarzanie elektrody przedniej ogniwa słonecznego będzie przedmiotem badań w ramach niniejszej pracy pod kątem zastosowania nowoczesnej metody selektywnego spiekania laserowego jako jednej ze zmian w konstrukcji krzemowych ogniw słonecznych w celu poprawy ich własności elektrycznych [38].

W technice SLS warstwy proszku łączy się ze sobą z użyciem wiązki światła laserowego, np. urządzenia EOSINT M 250 Xtended wyposażanego w laser CO₂. Dzięki takiemu rozwiązaniu możliwe jest spieczenie lub stopienie cząstek proszku. Metoda ta często jest stosowana w przemyśle do szybkiego prototypowania, czyli wykonania skalowanego modelu całego elementu lub zespołu części z użyciem przeznaczonego do tego oprogramowania, które wspomaga przetwarzanie trójwymiarowych danych. Do etapów wytworzenia elementu, jakim jest np. przednia metalizacja ogniw słonecznego z użyciem SLS, zalicza się m.in. [39]:

1. ułożenie krzemowej płytki półprzewodnikowej w komorze do mikroobróbki,
2. rozprowadzenie mieszanki proszków (w tym składającej z się z proszku Ag) po powierzchni płytki za pomocą zgarniacza oraz zgarnięcie jej nadmiaru do pojemnika,
3. skanowanie wiązki lasera w selektywnie wybranych miejscach warstwy proszku na powierzchni badanej płytki zgodnie z danymi projektowanymi wspomagany komputerowo,
4. obniżenie stołu roboczego o ustaloną wcześniej wysokość oraz powtórzenie czynności od początku aż do momentu uzyskania zaplanowanego wzoru przedniej metalizacji na powierzchni ogniwa fotowoltaicznego.

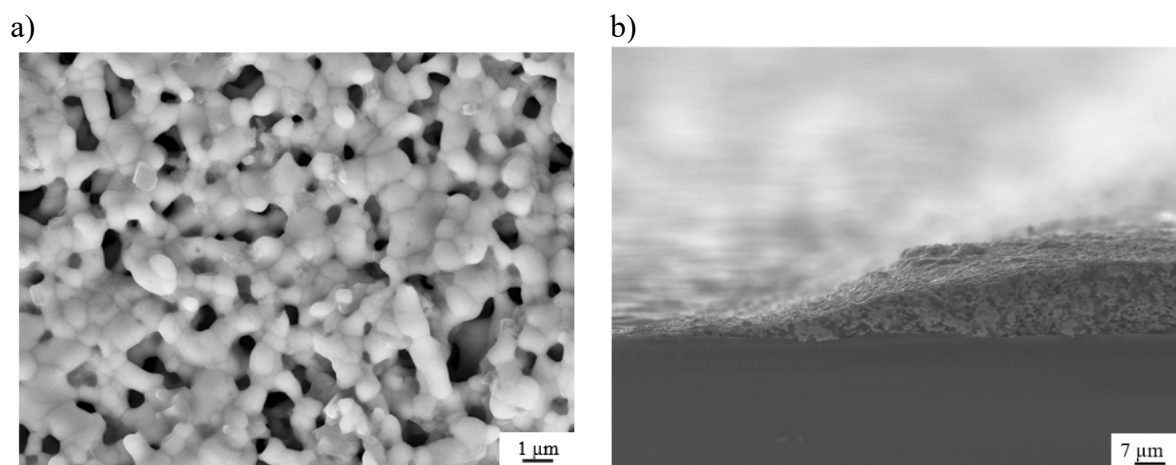
Metoda sitodruku SP (ang. Screen Printing) jest kompleksową techniką stosowaną do nanoszenia przednich i tylnych elektrod na badane podłoże. Do etapów nanoszenia elementu, jakim jest np. przednia metalizacja ogniwa słonecznego z użyciem techniki SP, zalicza się m.in. [38]:

1. umieszczenie nad badaną płytką sita (z ustaloną wcześniej odległością),
2. nałożenie przewodzącej pasty srebrnej na sito,
3. użycie dwóch przecierków (1 – rozprowadzający, 2 – dociskający) do przecięnięcia z określonym naciskiem pasty na badaną powierzchnię płytki,
4. suszenie nadrukowanej pasty w suszarce w celu jej wypoziomowania.

Nadrukowany wzór metalizacji poddaje się operacji np. wypalania w piecu grzewczym, aby otrzymać jej stabilność.

Dokonany przegląd piśmiennictwa pozwala stwierdzić, że powszechnie stosowana jest konwencjonalna metoda sitodruku połączona z wypalaniem w piecu do wytwarzania elektrody przedniej. Spośród analizowanych doniesień literaturowych oraz

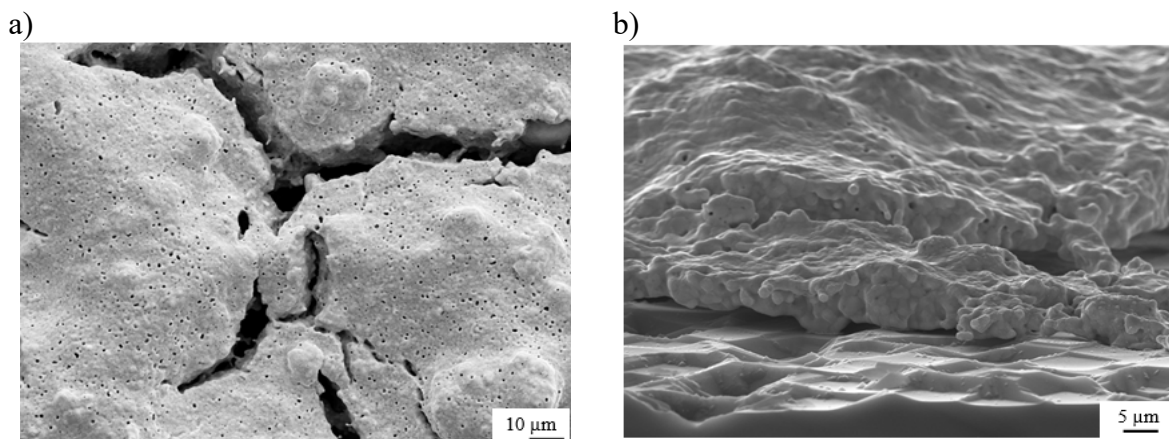
dotychczasowych badań własnych [33–39], dotyczących elektrod przednich, najlepszymi własnościami elektrycznymi oraz strukturalnymi charakteryzuje się wypalany w piecu układ testowy uzyskany z pasty komercyjnej. Wytworzona tym sposobem topografia powierzchni elektrody wykazuje porowatą strukturę (rys. 21.13a). Utworzone w trakcie eksperymentów elektrody wykazały strukturę o różnym stopniu zagęszczenia w zależności od zastosowanej temperatury wypalania (od 830°C do 945°C). Podobnie było w przypadku badań faktograficznych, podczas których badane przekroje poprzeczne elektrod wykazały porowatą strukturę złożoną z gęstej siatki połączeń pomiędzy aglomeratami ziarn (rys. 21.13b) [39].



Rys. 21.13. a) Topografia powierzchni elektrody przedniej i b) powierzchnia przekroju poprzecznego elektrody przedniej oraz obszar jej połączenia z podłożem krzemowym, wypalanej w temperaturze 945°C (SEM) (wybrany przykład)

Fig. 21.13. a) Topography of the front electrode and b) cross-sectional of the front electrode and the area of its connection with the silicon substrate co-fired at a temperature of 945°C (SEM) (chosen example)

W przypadku elektrod wykonanych z past przygotowanych na bazie nanoproszku srebra wypalanego w piecu taśmowym stwierdzono niejednorodną strukturę zawierającą liczne pęknięcia na całej powierzchni elektrod (rys. 21.14a). Ponadto elektrody te wykazują strukturę porowatą podobną do uzyskanej w wyniku wypalania komercyjnej pasty PV 145, a ich stopień zagęszczenia zależy od temperatury wypalania podobnie jak w przypadku past komercyjnych. Połączenia elektrod z past wykonanych na bazie nanoproszku srebra są punktowe (rys. 21.14b) [39].



Rys. 21.14. a) Topografia powierzchni elektrody przedniej i b) powierzchnia przekroju poprzecznego elektrody przedniej spiekanej laserowo przy prędkości skanowania 50 mm/s i mocy wiązki lasera 40,5 W z pasty na bazie nanoproszku srebra (SEM) (wybrany przykład)

Fig. 21.14. a) Topography of the front electrode and b) cross-sectional of the front electrode laser sintered at a scanning speed of 50 mm/s and a laser beam power of 40.5 W from a silver nanopowder paste (SEM) (chosen example)

Zastosowanie niekonwencjonalnej metody selektywnego spiekania laserowego do wytworzenia przedniej elektrody krzemowego ogniwa fotowoltaicznego stanowiło swoiste wyzwanie. Spośród analizowanych elektrod przednich najlepszymi własnościami elektrycznymi (kryterium najniższej rezystancji układu elektroda przednia – krzemowe podłoże) oraz strukturalnymi charakteryzuje się spiekany laserowo układ testowy uzyskany z nanopasty przy mocy wiązki lasera 37,8 W oraz prędkości skanowania wiązką lasera 50 mm/s, składzie nanopasty 83%Ag+2%SiO₂+15% nośnika organicznego, grubości naniesionej warstwy 35 µm oraz powierzchni ogniwa fotowoltaicznego bez tekstury i naniesionej warstwy antyrefleksyjnej. Ograniczenia techniczne urządzenia w dotychczasowych badaniach, w tym głównie prędkość skanowania wiązki lasera (min. 50 mm/s), uniemożliwiły wytworzenie struktury elektrody przedniej o regularnym kształcie, bez pęknięć i mikroporów [39]. Uzyskane w tych badaniach najistotniejsze osiągnięcia stanowią wskazówkę, w którym kierunku powinny pójść dalsze prace. Wykonana dotychczas praca ujawniła nowe problemy, a także wskazała nowe potencjalne możliwości, którymi należy się zająć.

Bibliografia

1. Tsai C-Y.: Absorption coefficients of silicon: A theoretical treatment, *Journal of Applied Physics* 2018, 123, 183103.
2. Aharoni R., Sinvni M., Tischler Y.R., Zalevsky Z.: Basic model of absorption depth and injection levels in silicon under intermediate illumination levels, *Optics Communications* 2013, 291, 1–6.
3. <https://www.pveducation.org/pvcdrom/materials/optical-properties-of-silicon>
4. Jarosz G., Marczyński R., Signerski R.: Effect of band gap on power conversion efficiency of single-junction semiconductor photovoltaic cells under white light phosphor-based LED illumination 2020, 107, 104812.
5. Sutherland B.R.: Solar Materials Find Their Band Gap, *Joule*, 2020, 4(5), 984–985.
6. Klugmann-Radziemska E.: Alternatywne źródła energii. Energetyka fotowoltaiczna, Wydawnictwo Ekonomia i Środowisko, Białystok 1999.
7. Drygała A., Dobrzański L.A., Szindler M., Szindler M.M., Prokopiuk vel Prokopowicz M., Jonda E.: Influence of laser texturization surface and atomic layer deposition on optical properties of polycrystalline silicon, *International Journal of Hydrogen Energy* 2016, 41, 7563–7567.
8. Manzoor S., Filipic M., Onno A., Topic M., Holman Z.C.: Visualizing light trapping within textured silicon solar cells, *Journal of Applied Physics* 2020, 127, 063104.
9. Dobrzański L.A., Drygała A., Influence of laser processing on polycrystalline silicon surface, *Materials Science Forum* 2012, 706, 829–834.
10. Kalogirou S.A., *Solar Energy Engineering: Processes and Systems*, Third Edition, Elsevier, 2023
11. Dobrzański L.A., Drygała A., Laser application in photovoltaics for surface texturization of silicon and front electrode deposition *Materials Performance and Characterization* 2019, 8 (6), 1136–1146.
12. Kim H, Park S, et al.: Influence of surface texturing conditions on crystalline silicon solar cell performance, *Current Applied Physics* 2013, 13 S34–S40.
13. Dobrzański L.A., Drygała A.: Wpływ obróbki laserowej na topografie powierzchni krzemu polikrystalicznego, *Elektronika: konstrukcje, technologie, zastosowania* 2011, 52 (4), 53–54.
14. Sreejith K.P., Sharma A.K., Basu P.K., Kottantharayil A.: Etching methods for texturing industrial multicrystalline silicon wafers: a comprehensive review, *Solar Energy Materials and Solar Cells* 2022, 238, 111531.
15. Fang K., Su L., Wang Y., Research status and development of surface texturing methods for polycrystalline silicon solar cells 2022, 1229420, 230.
16. Purushothaman S., Srinivas M.S., Behera R.R., Venkaiah N., Sankar M.R.: Laser micro-texturing of silicon for reduced reflectivity, *Sustainable Materials and Manufacturing Technologies*, CRC Press 2023, 82–96.
17. Schmidt J., Peibst R., Brendel R.: Surface passivation of crystalline silicon solar cells: Present and future. *Solar Energy Materials and Solar Cells* 2018, 187, 39–54.
18. Leguijt C., Lolgen P., Eikelboom J.A., et al.: Low temperature surface passivation for silicon solar cells. *Solar Energy Materials and Solar Cells* 1996, 40, 297–345
19. Glunt S.W., Feldmann F.: SiO₂ surface passivation layers – a key technology for silicon solar cells. *Solar Energy Materials and Solar Cells*, 2018, 185, 260–269.

20. Muller M., Fischer G., Bitnar B.: Loss analysis of 22% efficient industrial PERC solar cells. *Energy Procedia* 2017, 124, 131–137.
21. Deng W., Ye F., Xiong Z., et al.: Development of High-efficiency Industrial p-type Multicrystalline PERC Solar Cells with Efficiency Greater Than 21%. *Energy Procedia* 2016, 92, 721–729.
22. Lipiński M., Panek P., Kluska S.: Defect passivation of multicrystalline silicon solar cells by silicon nitride coatings. *Materials Science-Poland* 2006, 24, 1003–1007.
23. Drabczyk K., Kulesza-Matlak G., Drygala A., Szindler M., Lipiński M., Electroluminescence imaging for determining the influence of metallization parameters for solar cell metal contacts, *Solar Energy* 2016, 126, 14–21.
24. Ding Z.T., Yan D., Stuckelberger J., et al.: Phosphorus-doped polycrystalline silicon passivating contacts via spin-on doping, *Solar Energy Materials and Solar Cells* 2021, 221, 1–7.
25. Dobrzański L.A., Szindler M., et al.: Silicon solar cells with Al₂O₃ antireflection coating. *Central European Journal of Physics* 2014, 12, 2014, 666–670.
26. Szindler M., Szindler M.M.: Application of Al₂O₃, ZnO, and TiO₂ ALD thin films as antireflection coating in the silicon solar cells. *Opto-Electronics Review* 2023, 31, 1–7.
27. Leon J.J.D., Hiszpanski A.M., Bond T.C., Kuntz J.D.: Design rules for tailoring antireflection properties of hierarchical optical structures. *Advanced Optical Materials* 2017, 5, 1–8.
28. Mousa H.M., Shabat M.M., Karmoot M.R.: Double layer antireflection coating design for conductive solar cells, *Romanian Reports in Physics* 2020, 72, 1–18.
29. Sarkar S., Pradhan S.K.: Silica-based antireflection coating by glancing angle deposition. *Surface Engineering* 2019, 35, 982–985.
30. Marszałek M., Winkowski P., Jaglarz J.: Optical properties of the Al₂O₃/SiO₂ and Al₂O₃/HfO₂/SiO₂ antireflective coatings. *Materials Science-Poland* 2014, 32, 80–87.
31. Dong C., et al.: Low emissivity double sides antireflection coatings for silicon wafer at infrared region. *Journal of Alloys and Compounds* 2018, 742, 729–735.
32. Hannebauer H., Schimanke S., Falcon T., Altermatt P.P., Dullweber T.: Optimized stencil print for low Ag paste consumption and high conversion efficiencies. *Energy Procedia* 2015, 67, 108–115.
33. Musztyfaga-Staszuk M.: Nowe kompozyty na bazie miedzi w zastosowaniu do wytwarzania krzemowych ogniw fotowoltaicznych, *Politechnika Śląska, Gliwice* 2019, ISBN 978-83-7880-626-4.
34. Musztyfaga-Staszuk M., Putynkowski G., Socha R., Stodolny M., Panek P.: Copper-based volumetric filler dedicated for Ag paste for depositing the front electrodes by printing on solar Si cell. *Materials* 2018, 11, 2493, doi:10.3390/ma11122493.
35. Mette A., Schetter C., Wissen D., Glunz S.W., Willeke G.: Increasing the efficiency of screen-printed silicon solar cells by light-induced silver plating. *Proceedings of the 4th World Conference on Photovoltaic Energy Conversion* 2006, 1056.
36. Gautero L., Hofmann M., Rentsch J., Lemke A., Mack S., Seiffé J., Nekarda J., Biro D., Wolf A., Bitnar B., Sallese J.M., Preu R.: All-screen-printed 120- μ m-thin large-area silicon solar cells applying dielectric rear passivation and laser-fired contacts reaching 18% efficiency. *Proceedings of Photovoltaic Specialists Conference (PVSC), 34th IEEE*, 2009, 1888–1893.
37. Exner H., Regnefuss P., Hartwig L., Klötzer S., Ebert R., Selective laser sintering with a Novel Process. *Proceedings of 4th International Symposium on Laser Precision Microfabrication*, 2003, 145–151.

38. Ebert R., Regnefuss P., Hartwig L., Klötzer S., Exner H.: Process Assembly for μ m-Scale SLS, Reaction Sintering, and CVD. Proceedings of 4th International Symposium on Laser Precision Micro fabrication 2003,183–188.
39. Muszyfaga M.: Mikroobróbka laserowa elementów krzemowych ogniw fotowoltaicznych, Praca doktorska niepublikowana, Biblioteka Główna Politechniki Śląskiej, Gliwice 2011.

22. WYBRANE ASPEKTY ŚRODOWISKOWE ENERGETYKI JĄDROWEJ W POLSCE

22.1. Wprowadzenie

W styczniu 2009 roku ogłoszono uruchomienie drugiego Programu Polskiej Energetyki Jądrowej (PPEJ). Pierwszy program zaczęto realizować w latach 80. ubiegłego wieku, ale budowę elektrowni jądrowej w Żarnowcu przerwano po katastrofie w Czarnobylu. Obecny PPEJ był kilka razy aktualizowany i zakłada budowę sześciu energetycznych bloków jądrowych o mocy rzędu od 6 do 9 GWe [1]. W listopadzie 2022 roku rząd Polski formalnie wskazał technologię reaktorów jądrowych dla polskich elektrowni jądrowych – reaktory wodne ciśnieniowe (Pressurized Water Reactor – PWR). Ogłoszono również dostawcę technologii, którym ma być amerykańska firma Westinghouse, oferująca reaktor AP1000 [2]. W tym samym okresie Ministerstwo Aktywów Państwowych oraz zarządy grup PGE i ZE PAK ogłosiły podpisanie listu intencyjnego z koreańską firmą KHNP na dostawę reaktorów APR-1400 do elektrowni jądrowej, której lokalizacja planowana jest w Pątnowie [3].

Według danych Międzynarodowej Agencji Energii Atomowej (MAEA) w Wiedniu udostępnianych w Systemie Informacji o Energetycznych Reaktorach Jądrowych [4] w maju 2024 roku na świecie pracuje 416 reaktorów jądrowych, a łączna moc elektryczna zainstalowana w elektrowniach jądrowych to 374,6 GW. W budowie znajduje się kolejnych 59 energetycznych bloków jądrowych. Wybrana technologia reaktorów PWR jest zdecydowanie najbardziej popularna: tego typu jednostki stanowią 307 z 416 (73,8%) działających reaktorów jądrowych i aż 51 z 59 budowanych reaktorów (ponad 86%).

Zmiany struktury wytwarzania elektryczności i planowane wprowadzenie do polskiego miks energetycznego elektrowni jądrowych związane są przede wszystkim z regulacjami prawnymi w zakresie oddziaływania instalacji energetycznych na środowisko. Ograniczenia emisji, które wynikają z zapisów prawa dotyczą jednak nie tylko energetyki zawodowej, lecz także przemysłowej. W tym ostatnim przypadku w zasadzie wyklucza się możliwość wykorzystania wielkoskalowych energetycznych reaktorów jądrowych. Należy też pamiętać, że ciepło wydzielane w reakcji

rozszczerzenia jądra atomowego można wykorzystać nie tylko do zasilania obiegu Calusiusa-Rankine'a, lecz także do celów ciepłowniczych czy technologicznych. Między innymi z tego ostatniego powodu zainteresowanie przemysłu, w tym również dużych polskich firm, skupia się na technologii małych, modułowych reaktorów jądrowych, tzw. Small Modular Reactors – SMR. Wśród reaktorów zaliczanych do tej grupy rozwijane są różne technologie [5]: reaktory wodne, ale też chłodzone gazem czy ciekłymi metalami. Wspólną cechą jest nieduża moc cieplna i elektryczna w porównaniu z blokami energetyki zawodowej. Problemem jest fakt, że jednostki te w wielu przypadkach znajdują się we wczesnych fazach projektowania i tylko jeden reaktor z grupy SMR uzyskał dotąd licencję: Amerykańska Komisja Dozoru Jądrowego wydała w styczniu 2023 roku certyfikat [6] dla reaktora opracowanego przez firmę NuScale Power z USA [7], który jest jednostką typu iPWR (integrated PWR). Licencja obowiązuje jednak na razie tylko na terenie USA. W przypadku reaktora BWRX-300 proces uzyskiwania licencji jest w toku [8], aczkolwiek organizacje dozoru jądrowego w Kanadzie i Polsce, gdzie zainteresowanie tą technologią jest bardzo duże, wydały już oświadczenia o zgodności projektu z obowiązującymi wymogami bezpieczeństwa [9, 10].

Energetyka jądrowa budzi wciąż wiele kontrowersji, a najsilniejszy opór społeczny związany jest z ryzykiem awarii w elektrowniach jądrowych oraz kwestią postępowania z odpadami promieniotwórczymi, a w szczególności z wypalonym paliwem jądrowym. Ten ostatni problem jest bardzo istotny i został też już zaadresowany przez polskiego ustawodawcę, który w 2015 roku ustanowił „Krajowy plan postępowania z odpadami promieniotwórczymi i wypalonym paliwem jądrowym” [11]. Dokument ten został zaktualizowany w roku 2020 [12] i zawiera między innymi prognozy dotyczące ilości odpadów promieniotwórczych o różnych stopniach aktywności oraz wypalonego paliwa jądrowego pochodzącego z polskich elektrowni jądrowych. Informacje te są kluczowe z punktu widzenia planowania i rozwoju infrastruktury związanej z tym etapem jądrowego cyklu paliwowego. Należy tutaj podkreślić, że każda jednostka organizacyjna, w której powstają odpady promieniotwórcze lub wypalone paliwo jądrowe, jest zobowiązana do zapewnienia możliwości postępowania z tymi odpadami oraz finansowania procesu gospodarowania odpadami od momentu ich powstania aż po ich oddanie do składowania, łącznie z finansowaniem składowania. Takie regulacje prawne wynikają z międzynarodowych standardów i znalazły odzwierciedlenie w polskim Prawie atomowym [13]. Podane w [12] ilości wypalonego paliwa jądrowego zostały oszacowane przy określonych założeniach dotyczących przyszłych elektrowni jądrowych w Polsce i opierają się na statystycznych danych pochodzących z pracujących elektrowni jądrowych na świecie, przy uwzględnieniu technologii reaktorów wodnych ciśnieniowych.

W niniejszej pracy oszacowano ilość wypalonego paliwa jądrowego w elektrowniach jądrowych dużej mocy wykorzystujących AP1000 i APR1400. Analogiczne obliczenia przeprowadzono dla reaktora małej mocy NuScale, jak również reaktora wodnego wrzącego BWRX-300. Paliwo jądrowe stanowi odpad o dużej aktywności radiacyjnej. Ponadto wyznaczono ilości odpadów jądrowych o średniej i niskiej aktywności powstających w założonym okresie funkcjonowania rozważanych elektrowni, opierając się na danych literaturowych. W ten sam sposób oszacowano również ilości wysokoaktywnych odpadów promieniotwórczych dla przypadku zamkniętego cyklu paliwowego. Zbadano także możliwości potencjalnego zmniejszenia emisji substancji szkodliwych do otoczenia wynikających z zastosowania bloków jądrowych z reaktorami wspomnianymi wyżej w miejsce elektrowni konwencjonalnych.

22.2. Charakterystyka analizowanych reaktorów jądrowych

Wszystkie analizowane w niniejszej pracy reaktory jądrowe należą do technologii reaktorów chłodzonych i moderowanych lekką wodą. Gdy weźmie się pod uwagę kryteria klasyfikacji podawane przez MAEA w Wiedniu, reaktory te należą do generacji III+ jądrowych reaktorów energetycznych.

Reaktor AP1000 konstrukcji firmy Westinghouse prezentuje rewolucyjne podejście do rozwiązań systemów bezpieczeństwa [14]. Wszystkie systemy awaryjnego chłodzenia rdzenia, jak też system obniżania ciśnienia w obudowie bezpieczeństwa to systemy pasywne, niewymagające zasilania energią elektryczną. Konstrukcja koreańskiego reaktora APR-1400 to z kolei przykład ewolucyjnego projektowania systemów bezpieczeństwa [15]. Wykorzystano znane z poprzednich generacji i sprawdzone eksploatacyjnie rozwiązania, jednak poziom bezpieczeństwa zwiększono przez rozbudowaną redundancję systemów bezpieczeństwa. Z kolei reaktor SMR firmy NuScale to konstrukcja całkowicie odmienna od wcześniejszych. Jest to rozwiązanie zintegrowane (kompaktowe), w którym w zbiorniku ciśnieniowym reaktora umieszczono również wytwornice pary i stabilizator ciśnienia, a wszystko to zamknięto w obudowie bezpieczeństwa, która jest niewiele większa od zbiornika reaktorowego. Na podkreślenie zasługuje fakt zastosowania naturalnej cyrkulacji chłodziwa pierwotnego w czasie normalnej pracy jednostki. Reaktor stanowi w zasadzie moduł, którego wielokrotność (do 12 sztuk) pozwala na stworzenie elektrowni jądrowej o mocy

kilkuset megawatów elektrycznych. BWRX-300 jest z kolei projektem małego modułowego (SMR) reaktora jądrowego zaproponowanym przez firmę GE Hitachi Nuclear Energy (GEH). Jest to dziesiąta generacja reaktora wodnego wrzącego (BWR). BWRX-300 to projekt opierający się koncepcyjnie na reaktorze ESBWR o mocy 1520 MWe, który jest licencjonowany przez Nuclear Regulatory Commission (NRC) w USA. Elektrownia z reaktorem BWRX-300 generuje 300 MW mocy elektrycznej brutto. Jeden cykl paliwowy trwa od 12 do 24 miesięcy. To, co wyróżnia reaktor BWRX-300, to naturalna cyrkulacja chłodziwa. Reaktor używa również systemów skraplaczy z naturalną cyrkulacją, czyli pasywnych układów chłodzenia awaryjnego oraz odprowadzania mocy powyłączeniowej. Kondensacja pary i grawitacja pozwalają reaktorowi BWRX-300 na samoczynne schładzanie się przez co najmniej siedem dni bez zasilania energią elektryczną i bez interwencji operatora.

Z punktu widzenia niniejszej pracy najważniejsze dane techniczne rozważanych reaktorów związane są z organizacją cyklu paliwowego i zostały one zestawione w tabeli 22.1. W każdym przypadku paliwo jądrowe ma postać dwutlenku uranu (UO_2).

Tabela 22.1

Wybrane dane techniczne analizowanych reaktorów jądrowych [5, 14–17]

Parametr	Jednostka	AP1000	APR1400	NuScale	BWRX-300
Moc cieplna	MW	3400	3983	200	870
Moc elektryczna brutto	MW	1200	1455	60	300
Moc elektryczna netto	MW	1100	1400	57	290
Okres eksploatacji	lata	60	60	60	60
Dyspozycyjność	%	93	90	95	95
Masa paliwa w rdzeniu	kg UO_2	95 975	103 300	9 250	56 000
Długość cyklu paliwowego	miesiące	18	18	24	24
Sprawność energetyczna*	%	32,4	35,1	28,5	33,3

* wartości sprawności wyznaczono na podstawie mocy cieplnej reaktora i mocy elektrycznej netto

Dane te pochodzą z zestawień publikowanych przez producentów rozważanych rozwiązań. Dyspozycyjność jest określana jako rzeczywisty czas pracy reaktora do założonego czasu jego eksploatacji. Uwzględnia ona przerwy w działaniu związane z koniecznością przeładunku paliwa oraz przeglądami okresowymi. Długość cyklu paliwowego to okres pomiędzy przeładunkami paliwa. W każdym z rozważanych przypadków stosuje się tzw. strefowe napromienianie paliwa, z przeładunkiem

najbardziej zużytych zestawów paliwowych oraz przesunięciem zestawów mniej zużytych z zewnętrznego obszaru rdzenia do jego centrum. Świeże zestawy paliwowe ładowane są do strefy zewnętrznej rdzenia.

Wyjaśnienia wymagają dane dla reaktora SMR. Firma NuScale złożyła w 2016 roku do US NRC wnioski o wydanie certyfikatu dla tzw. standardowego projektu, czyli reaktora o mocy cieplnej 160 MW i mocy elektrycznej pojedynczego bloku 50 MW (600 MWe dla elektrowni złożonej z 12 modułów). Certyfikat wydany w 2023 roku dotyczy właśnie takiego układu [6]. Portal internetowy firmy NuScale [7] podaje obecnie dane dla elektrowni jądrowej o nazwie VOYGR, której moc elektryczna może wynosić do 924 MWe, natomiast szczegółowe dane uzyskane z [5] i wykorzystane w niniejszej pracy dotyczą modułu o mocy cieplnej 200 MW i mocy elektrycznej brutto 60 MW. Dane i analiza dla tego reaktora dotyczą pojedynczego modułu.

22.3. Analiza obliczeniowa

22.3.1. Emisje uniknięte

Dokładne określenie wielkości unikniętych emisji substancji szkodliwych do środowiska wynikających z zastąpienia bloków energetycznych spalających paliwa kopalne przez bloki jądrowe nie jest możliwe. Każdy istniejący blok energetyczny charakteryzuje się pewnymi wskaźnikami emisji i w zasadzie tylko w przypadku analizy dla konkretnej lokalizacji można by uzyskać w miarę dokładne oszacowanie. Prognozowanie wielkości emisji unikniętych jest obarczone niepewnością z uwagi na kierunki transformacji energetycznej i plany rozwoju energetyki jądrowej.

W ramach niniejszej pracy oszacowano zatem wielkości unikniętych emisji substancji szkodliwych w okresie rocznym, przy założeniu zastąpienia przez źródła jądrowe źródeł konwencjonalnych. Wartości wskaźników emisji są opracowywane przez Krajowy Ośrodek Bilansowania i Zarządzania Emisjami (KOBIZE), a ostatni raport opublikowany w grudniu 2023 roku [18] dotyczy wielkości emisji za 2022 rok. Przywołany raport zawiera dwie grupy wskaźników, dotyczących: energii elektrycznej generowanej w instalacjach do spalania paliw oraz elektryczności dla odbiorców końcowych. W drugim z przypadków uwzględniono informacje o aktualnym miksie energetycznym, tj. alternatywnych źródłach energii wykorzystywanych do produkcji energii elektrycznej (woda, wiatr itp.), jak również straty przesyłowe. Dokument [18]

podaje następujące wartości wskaźników emisji w kilogramach danej substancji szkodliwej na megawatogodzinę elektryczności dla odbiorców końcowych:

- dwutlenek węgla – 685,
- tlenek węgla – 0,261,
- tlenki siarki – 0,436,
- tlenki azotu – 0,456,
- pył całkowity – 0,018.

Podstawą analizy obliczeniowej w zakresie emisji unikniętych jest informacja o rocznej produkcji elektryczności netto, którą można określić, biorąc pod uwagę moc netto rozważanych jednostek oraz ich dyspozycyjność. Wyniki obliczeń zebrano w tabeli 22.2.

Tabela 22.2

Wielkość unikniętych emisji substancji szkodliwych w okresie rocznej pracy

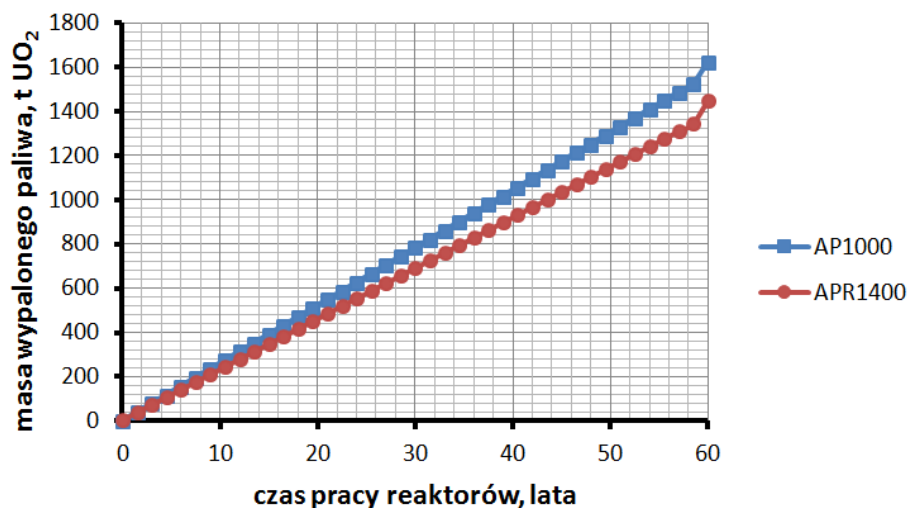
Parametr	Jednostka	AP1000	APR1400	NuScale	BWRX-300
Produkcja energii elektrycznej	MWh	8 961 480	11 037 600	474 354	2 413 380
dwutlenek węgla	t	6 138 613	7 560 756	324 932	1 653 165
tlenek węgla	t	2 338	2 880	123	629
tlenki siarki	t	3 907	4 812	206	1 052
tlenki azotu	t	4 086	5 033	216	1 100
pył całkowity	t	161,3	199,7	8,5	43,4

22.3.2. Szacunkowa ocena potencjalnych ilości wypalonego paliwa jądrowego

Kampania paliwowa reaktorów wodnych ciśnieniowych jest realizowana w systemie napromieniania strefowego, jak wspomniano wcześniej. W typowym przypadku po zakończeniu kampanii paliwowej wyładowuje się z rdzenia 1/3 paliwa i zastępuje świeżymi zestawami paliwowymi, przesuując wcześniej ku środkowi rdzenia reaktora paliwo już częściowo wypalone z zewnętrznych stref rdzenia. Pozostaje ono w rdzeniu podczas kolejnej kampanii. W analogiczny sposób realizowana jest kampania paliwowa w przypadku reaktora AP1000 [15] oraz NuScale [5]. Rdzeń reaktora AP1000 tworzy 157 zestawów paliwowych, a dokument [14] podaje, że w czasie przeładunku paliwa wymienia się 64 kasety. Stanowi to jednak prawie 41% całkowitej ilości paliwa w rdzeniu reaktora.

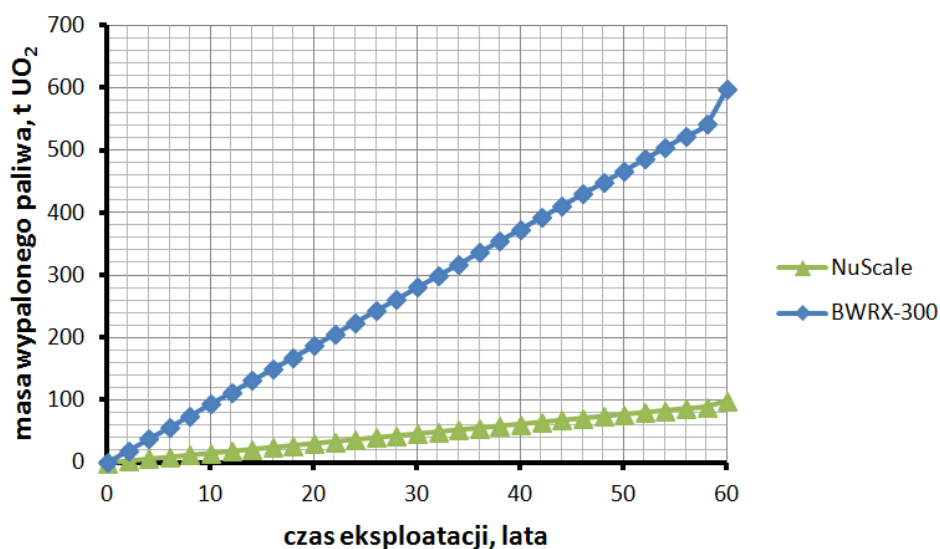
Obliczenia masy paliwa zużytego w całym okresie eksploatacji analizowanych reaktorów jądrowych przeprowadzono, przyjmując dane z tabeli 22.1 oraz podane

wcześniej informacje o organizacji kampanii paliwowej. Dodatkowo założono, że po zakończeniu okresu eksploatacji cała zawartość rdzenia jest traktowana jako zużyte paliwo jądrowe i jednorazowo wyładowywana. Wyniki obliczeń dla pojedynczych reaktorów wielkoskalowych AP1000 i APR1400 pokazano na rys. 22.1, natomiast dla reaktorów NuScale i BWRX-300 na rys. 22.2.



Rys. 22.1. Masa wypalonego paliwa w planowanym okresie eksploatacji – reaktory wielkoskalowe
Fig. 22.1. Spent fuel mass in the planned exploitation period – big scale reactors

Z uwagi na różnice w wielkości rozważanych reaktorów jądrowych bezpośrednie porównanie wyników jest niewłaściwe i dlatego obliczono masę wypalonego paliwa jądrowego przypadającą na jednostkę wyprodukowanej energii brutto. Rezultaty zestawiono w tabeli 22.3. W tej części obliczeń uwzględniono moc elektryczną brutto oraz dyspozycyjność bloków energetycznych.



Rys. 22.2. Masa wypalonego paliwa w planowanym okresie eksploatacji – reaktory SMR
Fig. 22.2. Spent fuel mass in the planned exploitation period – SMRs

Porównanie jednostkowej masy wypalonego paliwa jądrowego

Parametr	Jednostka	AP1000	APR-1400	NuScale	BWRX-300
Ilość wyprodukowanej elektryczności	GWh	586 570	688 273	29 959	149 796
Jednostkowa masa zużytego paliwa	kg/GWh	2,765	2,101	3,293	3,990

Wyniki analizy porównawczej reaktorów dużych jednoznacznie wskazują na korzyść reaktora koreańskiego. Dodatkowym atutem tego rozwiązania jest możliwość wykorzystania do zasilania reaktora paliwa typu MOX, czyli mieszanych tlenków uranu oraz plutonu, który pochodzi z przerobu wypalonego paliwa jądrowego. Według [15] paliwo MOX może stanowić do 1/3 wsadu w rdzeniu reaktora. Wyniki uzyskane dla małych modułowych reaktorów są wyraźnie gorsze niż dla jednostek wielkoskalowych.

Ocena tych rezultatów wymaga jednak bardzo wyraźnego podkreślenia, że opierają się one na danych technicznych projektowych, podawanych przez dostawców technologii. Analiza przeprowadzona dla dużych reaktorów AP1000 i APR1400 uwzględnia na przykład podane przez producentów wskaźniki dyspozycyjności (odpowiednio 93% i 90%). Zarówno reaktory AP1000, jak i reaktory APR1400 zostały już uruchomione i pracują w elektrowniach jądrowych na świecie. Koordynowany przez MAEA portal PRIS [4] podaje, że w Chinach od 2018 roku działają cztery reaktory AP1000. Odnotowane do tej pory dane pozwoliły MAEA na ustalenie wskaźników dyspozycyjności na następującym poziomie: 91,2% (blok SANMEN-1), 66,5% (SANMEN-2), 91,4% (HAIYANG-1) i 93,1% (HAIYANG-2). Kolejny reaktor AP1000 działa w Stanach Zjednoczonych: blok VOGTLE 3 od roku 2023 ma dotąd 100-procentową dyspozycyjność. Z kolei pierwszy reaktor APR1400 zaczął pracować w koreańskiej elektrowni SAEUL-1 w 2016 roku i jego skumulowana dyspozycyjność wynosi obecnie 79,2%. Dla bloku SAEUL-2 parametr ten wynosi 84,1%. W elektrowni jądrowej SHIN-HANUL z kolei blok 1 charakteryzuje się dyspozycyjnością 99,3%. W Zjednoczonych Emiratach Arabskich blok elektrowni BARAKAH-1, pracując od 2020 roku, osiągnął dyspozycyjność równą 81,1%, blok BARAKAH-2 od 2021 roku 92,0%, a blok BARAKAH-3 ma dyspozycyjność 96,8% rejestrowaną od roku 2023. Czas pracy analizowanych reaktorów (i zbierania doświadczenia) jest krótki, ale można zauważyć, że dla reaktorów APR1400 zarejestrowane wskaźniki w najdłużej działających jednostkach wyraźnie odstają od zaplanowanych wartości. Uwzględnienie tych danych nieco odwraca zatem obraz uzyskany na podstawie przedstawionych tutaj

wyników. Warto podkreślić, że na świecie działają jeszcze inne jednostki rozważanych typów (VOGTLE 4, SHIN-HANUL 2, BARAKAH-4), ale z uwagi na bardzo krótki czas pracy (kilka miesięcy) MAEA nie podaje jeszcze wskaźników eksploatacyjnych. Nie są też publikowane informacje o ilości wypalonego paliwa, które pozwoliłyby zweryfikować przeprowadzone obliczenia.

Obecny stan rozwoju technologii reaktorów SMR nie pozwala na przeprowadzenie bardziej wnikliwej analizy.

Należy wyraźnie zaznaczyć, że obliczona tutaj masa wypalonego paliwa jądrowego dotyczy tylko samego paliwa i nie obejmuje masy koszulek paliwowych oraz elementów konstrukcyjnych zestawów paliwowych. Wyniki dotyczą także pojedynczych reaktorów.

W dokumencie [12] oszacowano, że masa wypalonego paliwa wytworzonego przez elektrownie jądrowe o mocy elektrycznej 6000 MW w okresie eksploatacji wyniesie 6700 tHM (tony HM – heavy metal; ciężki metal jest tutaj rozumiany jako metaliczny uran). Chemiczna postać paliwa jądrowego stosowanego w wybranych dla polskich elektrowni jądrowych reaktorach to dwutlenek uranu i właśnie ten związek został uwzględniony w obliczeniach ilości wypalonego paliwa w tej pracy. Określenie masy metalicznego uranu w paliwie wymaga uwzględnienia informacji o stopniu wzbogacenia paliwa. W analizowanych przypadkach wzbogacenie paliwa nie przekracza 5% [5, 14, 15, 17]. Wcześniejsze doświadczenia [19] pozwalają przyjąć, że dla celów szacunkowych udział metalicznego uranu w dwutlenku uranu stanowi masowo około 88%. Stosując tę wartość i uwzględniając wyniki obliczeń pokazane na rys. 22.1 i rys. 22.2, uzyskano następującą masę metalicznego uranu w zużytym paliwie jądrowym: 1427 ton dla reaktora AP1000, 1273 tony dla reaktora APR1400 oraz 86,8 ton dla reaktora SMR firmy NuScale i nieco ponad 526 ton dla reaktora BWRX-300. Przy przyjęciu, że w Polsce w lokalizacji pierwszej elektrowni jądrowej powstaną trzy bloki z reaktorami AP1000, a w lokalizacji drugiej elektrowni dwa bloki z reaktorami APR1400 (co razem daje 6510 MW elektrycznych brutto i 6100 MWe netto), szacunkowo w ciągu 60 lat eksploatacji powstanie 6827 tHM. W przywołanym dokumencie [12] oszacowanie można zatem uznać za dość dokładne.

22.3.3. Szacunkowa ocena ilości pozostałych odpadów promieniotwórczych

Energetyka jądrowa jest źródłem kilku rodzajów odpadów promieniotwórczych, w tym analizowanego wcześniej wypalonego paliwa reaktorowego (przy otwartym cyklu paliwowym). Paliwo jest odpadem wysokoaktywnym. W trakcie pracy reaktora

powstają odpady o niskiej i średniej aktywności. Odpady wysokoaktywne powstają także w przypadku przetwarzania paliwa jądrowego, w tzw. zamkniętym cyklu paliwowym.

Odpady radioaktywne pochodzące z elektrowni jądrowych są ściśle określone i udokumentowane. Doświadczenie z ponad 4600 GWe-lat pracy energetycznych reaktorów jądrowych daje dobrą wiedzę na temat ilości i rodzajów odpadów promieniotwórczych wytwarzanych przez elektrownie jądrowe [20]. Jednakże produkcja w poszczególnych elektrowniach podlega zmianom w czasie w wyniku różnych uwarunkowań ekonomicznych i społecznych (to samo dotyczy w pewnym stopniu wytwarzania odpadów w drodze ponownego przetwarzania). Na przestrzeni lat w związku z postępem technologicznym ilość odpadów radioaktywnych przypadających na jednostkę wyprodukowanej energii ulegała zmniejszeniu. Przy założeniu znanej średniej jednostkowej ilości odpadów dla danego typu reaktora jądrowego możliwe jest wyznaczenie ilości odpadów generowanych przez elektrownię jądrową w przewidzianym okresie jej funkcjonowania. Takie podejście zastosowano w niniejszej pracy przy obliczaniu odpadów nisko- i średnioaktywnych, wykorzystując przy tym dane techniczne zamieszczone w tabeli 22.1.

W dostępnej literaturze można zauważyć pewien rozrzut ilości odpadów nisko- i średnioaktywnych powstających przy produkcji energii elektrycznej z mocą 1 GWe przez jeden rok. Ilość energii jest określona jako tzw. 1 gigawatorok, co odpowiada 8760 GWh. Dla reaktorów wodnych ciśnieniowych ilość wspomnianych odpadów waha się w zakresie od 177 m³ do 338 m³, natomiast dla reaktorów wodnych wrzących w zakresie od 513 m³ do 613 m³ [21–23]. Dane te były przedmiotem analiz prowadzonych przez ekspertów Międzynarodowej Agencji Energii Atomowej w Wiedniu, która w dokumencie [24] sugeruje przyjęcie dla reaktorów wodnych ciśnieniowych objętości 250 m³ odpadów nisko- i średnioaktywnych na gigawatorok oraz 500 m³ dla reaktorów wodnych wrzących.

Biorąc pod uwagę informacje o produkcji energii elektrycznej w całym planowanym okresie eksploatacji (tabela 22.1), oszacowano ilości odpadów niskoaktywnych i średnioaktywnych związanych z pracą analizowanych reaktorów jądrowych. Wyniki zestawiono w tabeli 22.4.

Zamknięty cykl paliwowy, czyli cykl, w którym zakłada się przetwarzanie wypalonego paliwa jądrowego, pozwala odzyskać niezużyte materiały rozszczepialne i paliworodne, a także izotopy, które można wykorzystać w innych gałęziach techniki. Jak wspomniano wcześniej, w przypadku zamkniętego cyklu paliwowego powstają też jednak odpady promieniotwórcze wysokoaktywne. Przywołany wcześniej raport [24]

podaje, że średnia objętość tego typu odpadów przypadająca na jeden gigawatorok wyprodukowanej elektryczności wynosi 15 m³ dla reaktorów lekkowodnych. Wykorzystując ten wskaźnik, obliczono dla analizowanych jednostek reaktorowych ilości odpadów wysokoaktywnych, które powstałyby w zamkniętym cyklu paliwowym. Wyniki te zamieszczono w ostatnim wierszu tabeli 22.4.

Tabela 22.4

Ilości odpadów o niskiej, średniej i wysokiej aktywności

Parametr	Jednostka	AP1000	APR1400	NuScale	BWRX-300
Produkcja elektryczności	GWrok	66,96	78,57	3,42	17,1
Objętość odpadów nisko- i średnioaktywnych	m ³	16 740	19 642,5	855	4 275
Objętość odpadów wysokoaktywnych*	m ³	1004,4	1178,6	51,3	256,5

* oszacowanie przy założeniu zamkniętego cyklu paliwowego

22.4. Podsumowanie i wnioski

Energetyka jądrowa stanowi stabilne źródło wytwarzania energii elektrycznej. Obecnie budowane są bloki o relatywnie dużej mocy elektrycznej, oparte w przeważającej części na technologiach reaktorów wodnych ciśnieniowych. Współczesne rozwiązania cechują się znacznie podwyższonymi standardami bezpieczeństwa w stosunku do wcześniejszej generacji tych reaktorów. Stosowanie technologii jądrowych zastępujących procesy spalania daje możliwość zmniejszenia emisji substancji szkodliwych do otoczenia. Z drugiej strony podczas pracy elektrowni jądrowych powstają odpady promieniotwórcze. Istotny jest jednak fakt pełnej kontroli tych odpadów i postępowania z nimi w okresie długofalowym. Ważne jest także to, że objętość odpadów, w szczególności tych wysokoaktywnych, jest relatywnie mała.

Podziękowania

Praca powstała w ramach subwencji badawczej dla Wydziału Inżynierii Środowiska i Energetyki Politechniki Śląskiej w 2024 roku.

Bibliografia

1. Program Polskiej Energetyki Jądrowej – Załącznik do uchwały nr 141 Rady Ministrów z dnia 2 października 2020 r. Monitor Polski, poz. 946, Warszawa, 16.10.2020.
2. Uchwała nr 215 Rady Ministrów: Uchwała w sprawie budowy wielkoskalowych elektrowni jądrowych w Rzeczypospolitej Polskiej. Monitor Polski, poz. 1124, Warszawa, 28.11.2022.
3. <https://www.gov.pl/web/aktywa-panstwowe/pge-konsekwentnie-realizuje-projekt-elektrowni-jadrowej-w-polsce> [dostęp 26.05.2024].
4. Międzynarodowa Agencja Energii Atomowej: Power Reactor Information System – PRIS, <https://pris.iaea.org/PRIS/home.aspx> [dostęp: 30.05.2024].
5. Międzynarodowa Agencja Energii Atomowej: Advanced Reactor Information System – ARIS, <https://aris.iaea.org/sites/SMR.html> [dostęp: 26.05.2024].
6. United States Nuclear Regulatory Commission: NuScale Small Modular Reactor Design Certification. Federal Register, Vol. 88, No. 12, 19.01.2023. Rules and Regulations, 3287–3311.
7. NuScale Power LLC: NUSCALE Small Modular Reactor. Fact sheet, 2022 (dostępny na <https://www.nuscalepower.com/-/media/nuscale/pdf/fact-sheets/smr-fact-sheet.pdf>).
8. <https://www.nrc.gov/reactors/new-reactors/smr/licensing-activities/pre-application-activities/bwrx-300.html> [dostęp: 30.05.2024].
9. <https://www.governova.com/news/press-releases/ge-hitachi-bwrx-300-small-modular-reactor-achieves-pre-licensing-milestone-in-canada> [dostęp: 30.05.2024].
10. <https://www.gov.pl/web/paa/ogolna-opinia-prezesa-paa-w-sprawie-reaktora-bwrx-300> [dostęp: 30.05.2024].
11. Uchwała nr 195 Rady Ministrów z dnia 16 października 2015 r. „Krajowy plan postępowania z odpadami promieniotwórczymi i wypalonym paliwem jądrowym”. Monitor Polski, poz. 1092, Warszawa, 17.11.2015.
12. Uchwała nr 154 Rady Ministrów z dnia 21 października 2020 r. w sprawie aktualizacji „Krajowego planu postępowania z odpadami promieniotwórczymi i wypalonym paliwem jądrowym”. Monitor Polski, poz. 1070, Warszawa, 24.11.2020.
13. Ustawa – Prawo atomowe z 29.11.2000 r. z późniejszymi zmianami. Art. 48a, ust. 1.
14. Westinghouse AP1000 Design Control Document, revision 19. Opublikowany 21.06.2011 (dostępny na <https://www.nrc.gov/docs/ML0715/ML071580895.pdf>).
15. OECD NEA: Design description and comparison of design differences between APR1400 plants. MDEP Technical Report TR-APR1400-01, 2018.
16. Kulczyński D.: BWRX-300, pierwszy SMR w Darlington. Postępy Techniki Jądrowej 2023, 66(3).
17. GE Hitachi and Hitachi GE Nuclear Energy: Status Report – BWRX-300, 30.09.2019, USA.
18. KOBIZE: Wskaźniki emisyjności CO₂, SO₂, NO_x, CO i pyłu całkowitego dla energii elektrycznej na podstawie informacji zawartych w Krajowej bazie o emisjach gazów cieplarnianych i innych substancji za 2022 rok. Warszawa, 2023.
19. Bury T.: Radioactive waste production in selected nuclear reactors of generation III, III+ and IV. Materiały 6th International Conference Contemporary Problems of Thermal Engineering. CPOTE 2020, Polska, 21-24 września 2020. Edytorzy: Wojciech Stanek,

Paweł Gładysz, Sebastian Werle, Lucyna Czarnowska, Katedra Techniki Ciepłej, Politechnika Śląska, Gliwice, s. 805-814, e-ISBN: 978-83-61506-54-6.

20. International Atomic Energy Agency: Nuclear Technology Review 2000. IAEA General Conference, 44th regular session, GC(44)/9, IAEA, Vienna, 2000.
21. United States Department of Energy: Integrated Data Base Report – 1996: U.S. Spent Nuclear Fuel and Radioactive Waste Inventories, Projections, and Characteristics. DOE/RW-0006, Rev. 13, Washington, DC, 1997.
22. Murray R.L.: Understanding Radioactive Waste. Edited by Judith A. Powell, Battelle Press, 1994.
23. International Atomic Energy Agency: Radioactive Waste Management. IAEA Source Book, STI/PUB/889, IAEA, Vienna, 1992.
24. International Atomic Energy Agency: Estimation of Global Inventories of Radioactive Waste and Other Radioactive Materials. IAEA-TECDOC-1591, Vienna, 2007.

23. ROZPOZNANIE STRUKTURY GÓROTWORU METODĄ PRZEŚWIETLANIA SEJSMICZNEGO PRZY UŻYCIU AUTOMATYCZNEGO ŹRÓDŁA SEJSMICZNEGO PODCZAS PRACY ŚCIANY EKSPLOATACYJNEJ

23.1. Wstęp

Rozpoznanie struktury górotworu jest jedną z najistotniejszych technik umożliwiających zminimalizowanie powszechnego zagrożenia tąpnięciami w kopalniach dołowych w Polsce. Poza aktywnym monitorowaniem górotworu systemami bezpieczeństwa wykonuje się wiele badań i analiz górotworu, w tym bardzo często badania metodą aktywnej i pasywnej tomografii sejsmicznej oraz interferometrii sejsmicznej [1]. Metody aktywne, ze względu na wykorzystanie materiałów wybuchowych do generowania fali sejsmicznej, stosowane są rzadko, co utrudnia śledzenie gwałtownych i nagłych zmian prędkości fal sejsmicznych w rejonie wydobywania.

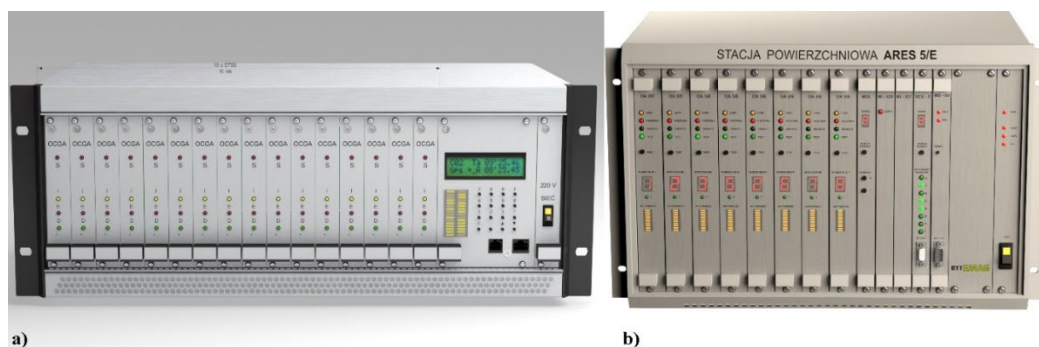
Celem pracy było wykorzystanie stosowanych obecnie systemów sejsmicznych i sejsmoakustycznych do ciągłego prześwietlania ściany eksploatacyjnej, również podczas wydobywania. W tym celu zaprojektowano oraz wykonano iskrobezpieczny pneumatyczny wzbudnik sejsmiczny, współpracujący z produkowanymi w Polsce systemami sejsmoakustycznymi ARES-5/E i sejsmicznymi ARAMIS M/E.

W stosowanych systemach do oceny stanu zagrożenia tąpnięciami obserwuje się dążenie do objęcia ciągłą kontrolą szczególnie zagrożonych rejonów kopalni, jakimi są rejonu ścian wydobywczych. W projekcie LOFRES [2] zaproponowano na przykład stosowanie w rejonie ściany wydobywczej metody niskoczęstotliwościowej interferometrii sejsmicznej do kontroli względnych zmian prędkości rozchodzenia się sejsmicznych fal poprzecznych aż do warstw przypowierzchniowych. W pracy [3] rozpatrywana była tomografia osłabieniowo-tłumieniowa z wykorzystaniem organu urabiającego kombajnu do wzbudzania podłużnej fali prześwietlającej w bezpośredniej bliskości rejonu ściany wydobywczej, a w [4] opracowano i wdrożono pasywną tomografię bayerowską z wykorzystaniem lokalizowanych wstrząsów w obrębie ściany do prześwietlania jej rejonu.

W projekcie INGEO [5] zaproponowano konstrukcję pierwszych mechanicznych wzbudników działających z magazynowaniem energii uderzenia w napinanych przez siłowniki pneumatyczne sprężyny. Praca [6] zainspirowała do użycia wzbudnika pneumatycznego, co znacznie uprościło jego konstrukcję, zmniejszyło wagę i zwiększyło praktyczność jego zastosowania.

23.2. Współpraca źródła sejsmicznego z systemami sejsmicznymi w podziemnych zakładach górniczych

W polskim górnictwie węglowym powszechnie stosowane są polskie systemy bezpieczeństwa do oceny zagrożenia tąpnięciami: system sejsmiczny ARAMIS M/E oraz system sejsmoakustyczny ARES-5/E (rys. 23.1).



Rys. 23.1. Stosowane w polskim górnictwie systemy ARAMIS M/E (a) oraz ARES-5/E(b)
Fig. 23.1. ARAMIS M/E (a) and ARES-5/E(b) systems used in the Polish mining industry

System ARES-5/E, z analogową, prądową transmisją sygnałów sejsmoakustycznych TSA, służy do monitorowania i oceny zagrożeń tąpnięciami podczas prowadzenia i eksploatacji ścian wydobywczych. System ARAMIS M/E z cyfrową transmisją sygnałów sejsmicznych DTSS służy do monitorowania aktywności sejsmicznej podczas prowadzenia i eksploatacji większych rejonów kopalni. Jego ciągły rozwój umożliwia obecnie również obserwację sejsmoakustyczną z zastosowaniem nadajników dołowych MP N/O i sond SP-5.28/E.

W ramach doktoratu wdrożeniowego pt. „Wysokorozdzielcze monitorowanie zmian prędkości rozchodzenia się fal sejsmicznych w rejonie frontu eksploatowanej ściany pokładu węgla z wykorzystaniem permanentnego, pneumatycznego źródła sejsmicznego”, realizowanego we Wspólnej Szkole Doktorskiej Politechniki Śląskiej, skonstruowano wzbudnik sejsmiczny WZB-2, współpracujący z przedstawionymi aparaturami, oraz przeprowadzono jego badania certyfikacyjne. Doktorant uruchomił

wzbudnik oraz przeprowadził jego wstępne badania laboratoryjne, po czym nadzorował ustalenie programu badań oraz badania atestacyjne w Ośrodku Badań, Atestacji i Certyfikacji OBAC Sp. z o.o. w Gliwicach w celu uzyskania certyfikatu badania typu UE. W wyniku przeprowadzonych w OBAC badań wzbudnik WZB-2 producenta Centrum Transferu Technologii EMAG Sp. z o.o., które zatrudnia doktoranta, uzyskał certyfikat badania typu UE OBAC 22 ATEX 0068X, wydanie 0, który dotyczy konstrukcji, oceny i badań przedmiotowego urządzenia, produktu lub systemu ochronnego zgodnie z dyrektywą 2014/34/UE.



Rys. 23.2. Wzbudniki w dwóch wykonaniach: WZB-2a oraz WZB-2b

Fig. 23.2. Exciters in two cases: WZB-2a and WZB-2b

Tabela 23.1

Dane techniczne wzbudnika WZB-2 w wersji a i b

Parametr	Wartość
Energia uderzenia	~150 J
Zasilanie (powietrze)	3–6 barów
Gabaryty (bez uchwytów)	335x205x280 mm – WZB-2a
	368x205x210 mm – WZB-2b
Waga (bez płyty udarowej)	25 kg WZB 2a
	23 kg WZB 2b
Magazyn energii	Powietrze
Konstrukcja kafara	PS-80 (OLI)
Stopień ochrony IP	IP54
Temperatura pracy	+0°C+50°C

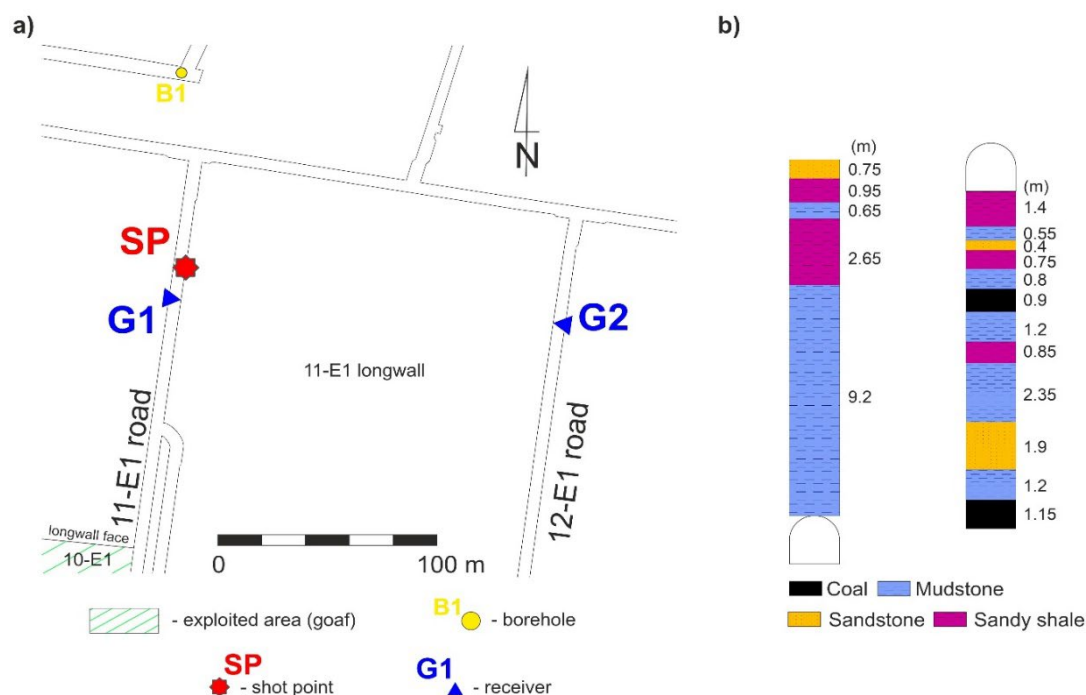
Wzbudnik został zaprojektowany w dwóch wykonaniach:

- elektrozawór wewnątrz obudowy wzbudnika WZB-2a,
- elektrozawór na zewnątrz obudowy wzbudnika WZB-2b.

Umożliwia to działania z dowolnym iskrobezpiecznym elektrozaworem, jak również pracę z zaworem ręcznym. Na rysunku 23.2 przedstawiono wygląd wzbudnika WZB-2 w dwóch wykonaniach. Dane techniczne wzbudnika WZB-2 w wersji a i b przedstawiono w tabeli 23.1.

23.3. Test współpracy wzbudnika WZB-2 z górnictwymi systemami geofizycznymi

Testowanie wzbudnika przeprowadzono w KWK ROW Ruch „Rydułtowy” w rejonie ściany 11-E1, w pokładzie 703/1-2. Ściana 11-E1 to nowo zagospodarowana część pokładu węgla 703/1-2. Głębokość nadbrzeża pokładu węgla 703/1-2 wynosi około 1070 m. Miąższość pokładu węgla to 2,05 m. Górotwór stropowy jest rodzajem mułowców i łupków piaszczystych (rys. 23.3b). W dnie zalega na przemian kilka cienkich warstw mułowców, łupków piaszczystych i węgla. Występuje także warstwa piaskowca o grubości 1,9 m. Ogólnie rzecz biorąc, pokład węgla na tym polu jest stabilny, bez żadnych zaburzeń tektonicznych.

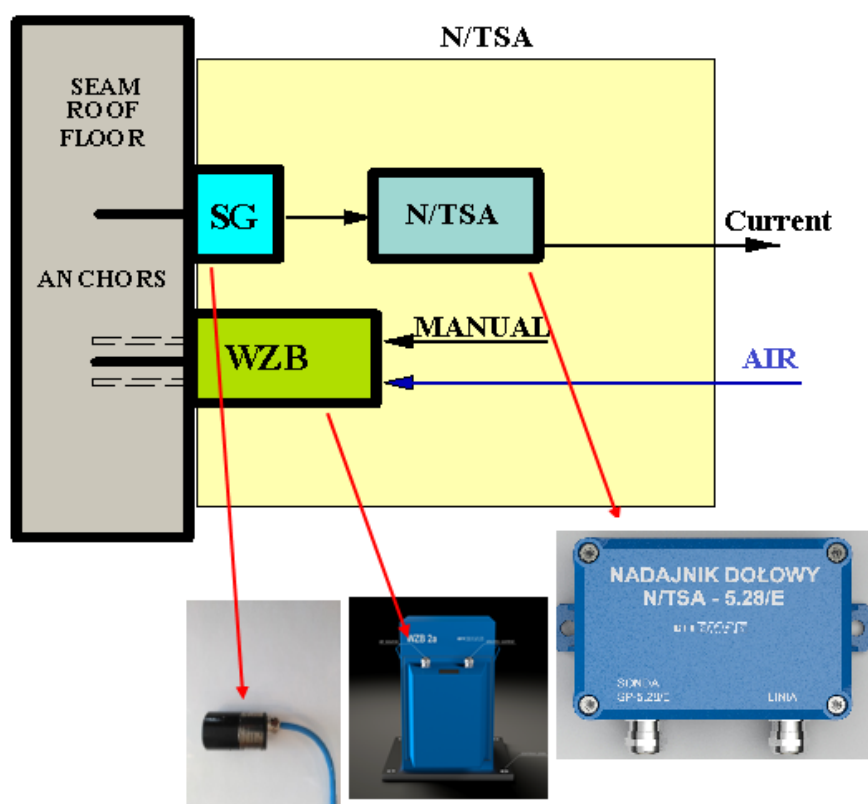


Rys. 23.3. Schemat pomiarowy testu wzbudnika WZB-2 (a) oraz górotwór stropowy (b) [7]
 Fig. 23.3. Measurement diagram for the WZB-2 exciter test (a) and orogen roof (b) [7]

W czasie pomiaru nie prowadzono robót wydobywczych. Wzbudnik został zamontowany we wschodnim ociosie chodnika 11-E1, w połowie miąższości pokładu węgla, na 4 kotwach o długości 2,5 m każda. Schemat pomiarowy przedstawiono na rysunku 23.3a.

23.3.1. Test wzbudnika WZB-2 z analogowym systemem ARES-5/E

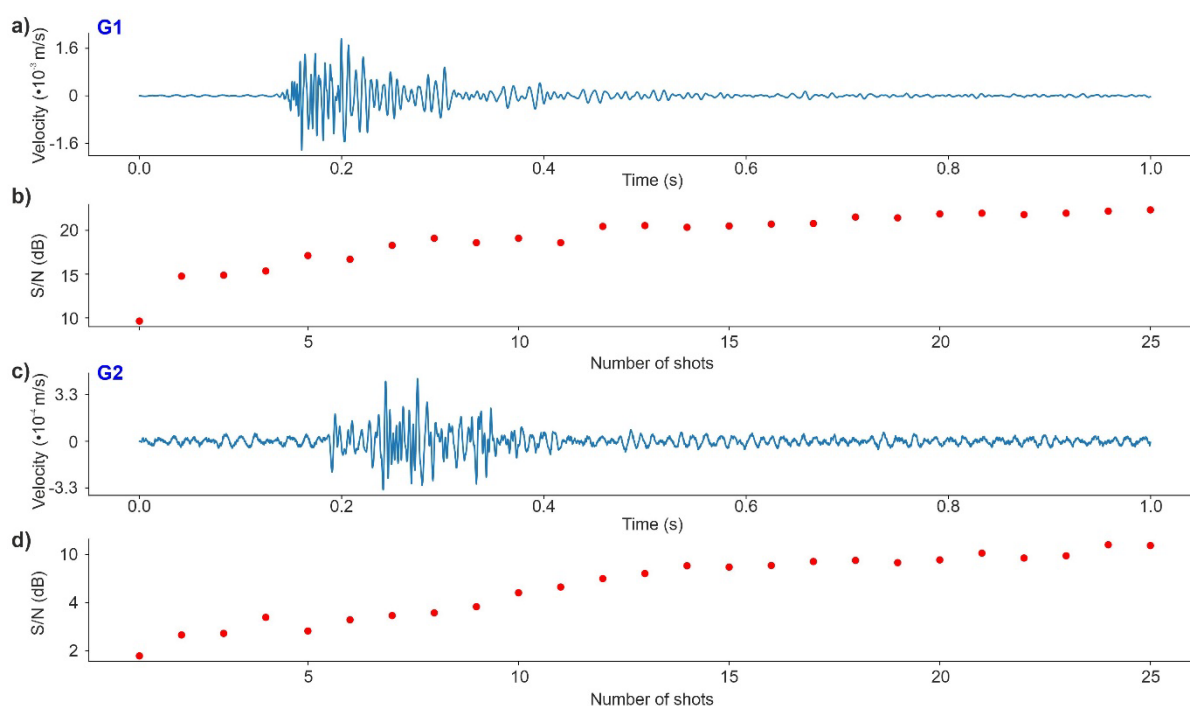
Fale sejsmiczne generowane wzbudnikiem WZB-2 rejestrowano geofonami G1 oraz G2. Rozmieszczono je odpowiednio 30 m na południe od miejsca zamocowania wzbudnika we wschodnim ociosie chodnika 11-E1 (G1) oraz w zachodnim ociosie chodnika 12-E1, około 200 m od punktu wzbudzenia fali po przeciwległej stronie ściany (G2). Geofony o częstotliwości rezonansowej 28 Hz podłączono do iskrobezpiecznego systemu sejsmoakustycznego ARES-5/E, który pracował w trybie ciągłej rejestracji z próbkowaniem 4 kHz. Podczas testu zarejestrowano impulsy wywołane uderzeniami wzbudnika na obydwu geofonach. Wzbudnik był wyzwalany ręcznie przez załogę kopalni. Wyniki eksperymentu przedstawiono w pracy [7]. Schemat stanowiska badawczego pokazano na rysunku 23.4.



Rys. 23.4. Schemat stanowiska badawczego wzbudnika WZB-2 współpracującego z systemem ARES-5/E

Fig. 23.4. Diagram of the WZB 2 inductor test bench cooperating with the ARES-5/E system

Dla polepszenia stosunku sygnału użytecznego do szumu wykonano sumowanie 25 uderzeń wzbudnikiem WZB-2. W tym celu wycięto fragmenty ciągłego zapisu zarejestrowanego na geofonach G1 i G2, a następnie otrzymane szeregi czasowe skorelowano ze sobą względem pierwszego wstąpienia wygenerowanej fali. Po zsumowaniu otrzymano zapis przedstawiony na rysunku 1.6. Po zsumowaniu około 25 uderzeń uzyskano znaczący wzrost S/N rzędu 20 dB. Otrzymana paczka fal sejsmicznych zaznacza się wyraźnie już od około 0,1 s do 0,5 s, sugerując obecność zarówno fal objętościowych, jak i fal dyspersyjnych oraz przypuszczanie fal wielokrotnie rozproszonych.



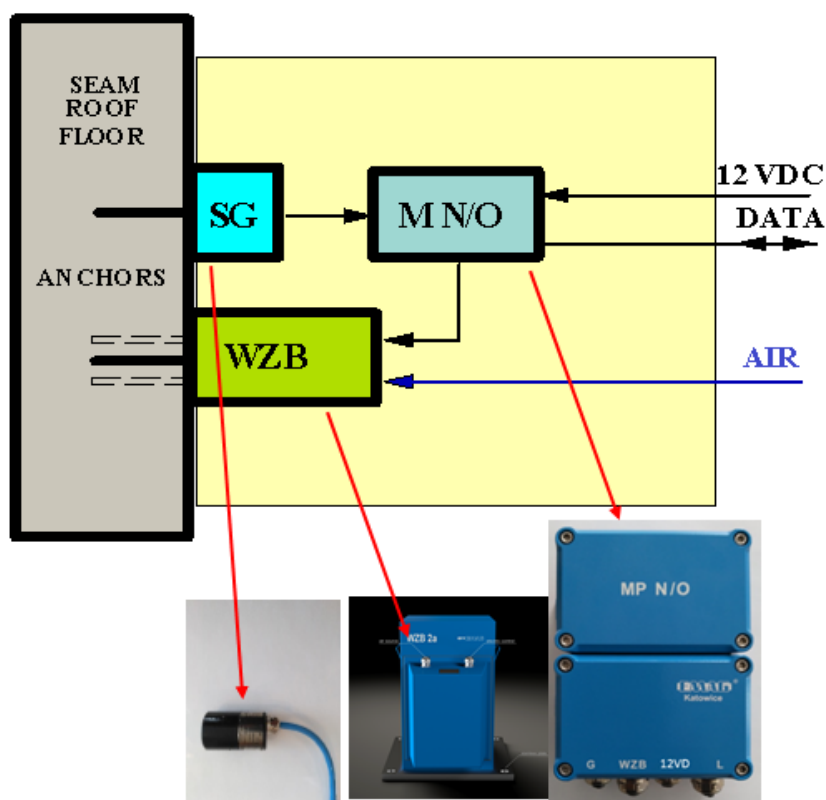
Rys. 23.5. Wynik sumowania 25 zapisów uderzeń prototypu wzbudnika WBZ-2 dla geofonów G1 (a) oraz G2 (c). Stosunek sygnału użytecznego do szumu (S/N) w zależności od liczby uderzeń dla geofonów G1 (b) oraz G2 (d) [7]

Fig. 23.5. Result of summing the 25 strike recordings of the WBZ-2 exciter prototype for geophones G1 (a) and G2 (c). Useful signal-to-noise (S/N) ratio as a function of the number of strokes for geophones G1 (b) and G2 (d) [7]

23.3.2. Testy wzbudnika WZB-2 z cyfrowym systemem ARAMIS M/E

Testowanie wzbudnika przeprowadzono w KWK ROW Ruch „Rydułtowy” w rejonie ściany 11-E1, w pokładzie 703/1-2. Schemat pomiarowy był zgodny z rysunkiem 23.3a. Celem testu było zbadanie automatycznego wyzwalań wzbudnika z powierzchni kopalni. W tym celu zastosowano cyfrowy system ARAMIS M/E z iskrobezpiecznym nadajnikiem dołowym MP N/O.

Nadajnik ten umożliwi pomiar sygnału sejsmicznego z sondy geofonowej SG (SP-5.28/E), jak również sterowanie wzbudnikiem WZB. Dwukierunkowa, cyfrowa transmisja iskrobezpieczna systemu ARAMIS M/E umożliwi wysyłanie rozkazu otwarcia zaworu SEMI-2 znajdującego się wewnątrz wzbudnika WZB-2 z powierzchni i wywołanie impulsu rejestrowanego przez geofony podłączone do systemu. W takiej konfiguracji wzbudnik nie wymaga operatora pod ziemią i możliwe są dłuższe sesje pomiarowe. Schemat stanowiska badawczego przedstawiono na rysunku 23.7.



Rys. 23.6. Schemat stanowiska badawczego wzbudnika WZB-2 współpracującego z systemem ARAMIS M/E

Fig. 23.6. Diagram of the WZB-2 inductor test bench cooperating with the ARAMIS M/E system

Rezultaty pomiarów wyzwalanych z powierzchni były zbliżone do testów wykonywanych systemem ARES-5/E z analogową transmisją sygnałów przedstawionych na rysunku 23.6.

23.4. Rezultaty testów

Przeprowadzone badania certyfikacyjne w firmie OBAC wykazały możliwość skonstruowania iskrobezpiecznego źródła sejsmicznego do zastosowań w podziemnych zakładach górniczych z zagrożeniem gazowym. Głównym celem konstrukcji tego

urządzenia było umożliwienie łatwego, automatycznego i quasi-ciągłego monitorowania prędkości rozchodzenia się fal sejsmicznych i pośrednio oceny występowania miejsc groźnych koncentracji prędkości i związanych z tym naprężeń. Wzbudnik przy współpracy z istniejącymi systemami wzbudzał falę sejsmiczną w warunkach podziemnej eksplantacji węgla. Wykonane badania dowiodły, że zarówno system sejsmoakustyczny ARES-5/E z analogową transmisją sygnałów, jak i cyfrowy system ARAMIS M/E były w stanie zarejestrować fale sejsmiczne różnego typu po przeciwległej stronie ściany. Zaletą rozwiązania cyfrowego jest automatyzacja wyzwalania wzbudnika z powierzchni. Kolejnym etapem badań będą pomiary quasi-ciągłe, skorelowane z postępem ściany wydobywczej. Umożliwi to lepsze rozpoznanie struktury górotworu wraz z postępem eksploatacji i przyczyni się do zmniejszenia zagrożenia tąpnięciami w polskim górnictwie podziemnym.

Bibliografia

1. Dębski W.: Tomografia sejsmiczna w górnictwie, *Przegląd Górniczy* 2012, 68(7).
2. Isakow Z. (red.): System LOFRES sejsmiki pasywnej z wykorzystaniem szumu sejsmicznego, Monografia, Instytut Technik Innowacyjnych ITI EMAG 2015, ISBN 978-83-63674-23-6, s.1–134.
3. Isakow Z.: Geotomography with the help of a cutter-loader working organ as a source of imaging waves. *International Journal of Rock Mechanics and Mining Sciences* 2009, 46(7), 1235–1242.
4. Dębski W.: Seismic Tomography by Monte Carlo Sampling, *Pure. Appl. Geophys.* 2010, 167, 131–152.
5. Isakow Z. (red.): Innowacyjne metody i system do oceny zagrożenia tąpnięciami na podstawie probabilistycznej analizy procesu pęknięcia i geotomografii online, Monografia, Instytut Technik Innowacyjnych ITI EMAG 2016, ISBN 978-83-63674-27-4, s. 1–156.
6. Salmon B.P., Goldswain G., Lynch R.A., Rebuli D., Olivier J.C., Kleynhans W.: Estimating changes in seismic wave velocity from a pneumatic source in an operational mine, *Geophysics* 2019, ISSN 0016-8033.
7. Sierodzki P., Remiorz L., Cwiękała M., Krawiec K.: Iskrobezpieczne pneumatyczne źródło sejsmiczne do monitorowania i obrazowania górotworu w górnictwie podziemnym, *Napędy i sterowanie* 2024, 7/8.

24. OCENA POZIOMU ZAGROŻENIA KLIMATYCZNEGO KOPALNI WĘGLA KAMIENNEGO WRAZ Z ZASADNOŚCIĄ BUDOWY UKŁADU KLIMATYZACJI – STUDIUM PRZYPADKU

24.1. Wprowadzenie

W polskich kopalniach węgla kamiennego systematycznie rośnie głębokość eksploatacji, co bezpośrednio przyczynia się do wzrostu temperatury pierwotnej górotworu i zwiększenia zagrożenia klimatycznego [1]. Ponadto wzrost tego zagrożenia związany jest z koncentracją produkcji oraz większymi mocami maszyn i urządzeń. Zgodnie z przepisami [2] w kopalniach węgla kamiennego praca zabroniona jest, gdy temperatura powietrza mierzona termometrem suchym przekroczy 33°C, a gdy temperatura powietrza przekroczy 28°C lub intensywność chłodzenia powietrza będzie niższa od 11 katastopni wilgotnych, to praca powinna być skrócona do 6 godzin. Zadaniem służb wentylacyjnych kopalni jest zapewnienie właściwych warunków klimatycznych w miejscach pracy. Jeśli tradycyjne metody poprawy warunków klimatycznych (np. zwiększenie prędkości powietrza) nie przyniosą oczekiwanych rezultatów, to konieczne staje się zastosowanie klimatyzacji – lokalnej, grupowej lub centralnej. Przed zastosowaniem konkretnego rodzaju klimatyzacji konieczne jest wykonanie oceny stopnia zagrożenia klimatycznego, uwzględniającego zarówno obecną, jak i przyszłą eksploatację [3].

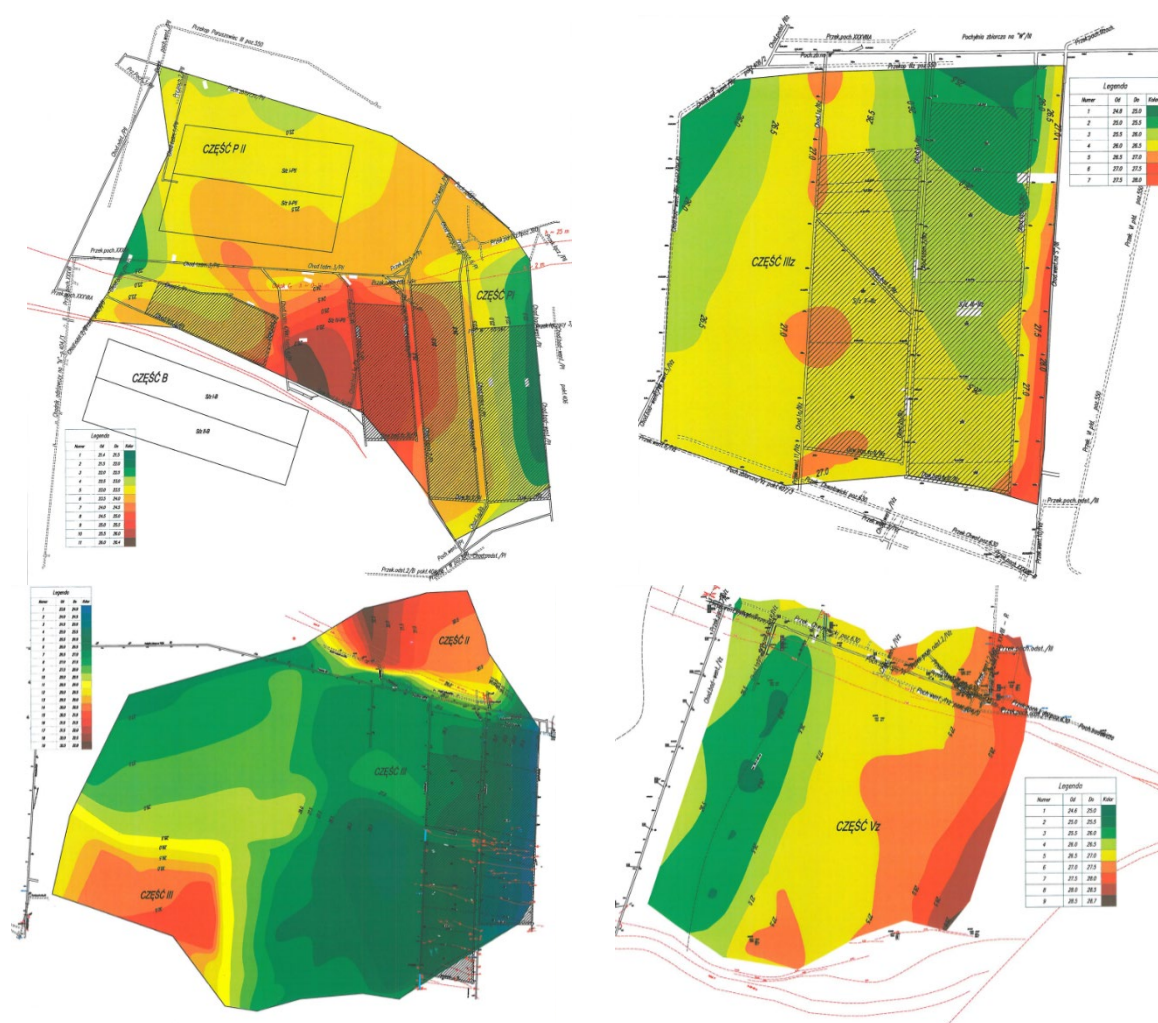
Rozpoznanie zagrożenia klimatycznego jest konieczne przy projektowaniu procesu technologicznego i przy ustalaniu bezpiecznych warunków pracy (np. czasu i ciężkości pracy). Do oceny zagrożenia klimatycznego w kopalniach węgla kamiennego wykorzystuje się głównie parametry powietrza kopalnianego, to znaczy temperaturę, wilgotność powietrza oraz prędkość jego przepływu.

Celem niniejszej pracy jest ocena poziomu zagrożenia klimatycznego kopalni węgla kamiennego dla najbliższych dziesięciu lat wraz z zasadnością budowy układu klimatyzacji. Dane do przeprowadzenia pracy stanowią informacje uzyskane i dostarczone przez służby kopalniane, a dotyczące harmonogramów robót eksploatacyjnych i przygotowawczych w kolejnych dziesięciu latach, warunków

przewietrzania, map pokładowych oraz map izolinii temperatury pierwotnej górotworu. W pracy przedstawiono wykonane szacunkowe prognozy warunków klimatycznych w rejonach eksploatacyjnych i dla robót przygotowawczych, które posłużyły do określenia zapotrzebowania na moc chłodniczą zapewniającą właściwe warunki klimatyczne. Na podstawie wykonanych prognoz przeanalizowano zasadność budowy układu klimatyzacji z określeniem jej mocy i podano szacunkowe koszty budowy.

24.2. Materiał i metody

Warunki geotermiczne złoża określono na podstawie pomiarów temperatury pierwotnej skał udostępnionych przez kopalnię. Zestawienie pomiarów temperatury pierwotnej skał (t.p.s.) pokazano na rysunku 24.1 [4].



Rys. 24.1. Rozkład izolinii temperatury pierwotnej górotworu dla Części PI, PII, IIIz, II, III i Vz [4]
 Fig. 24.1. Distribution of primary rock mass temperature isolines for Parts PI, PII, IIIz, II, III and Vz [4]

Rozkład temperatur w serii złożowej na poziomach przedstawia się następująco:

- głębokość -122 m (poziom 390 m) temperatura pierwotna skał 21,0–23,0°C,
- głębokość -282 m (poziom 550 m) temperatura pierwotna skał 24,0–27,5°C,
- głębokość -432 m (poziom 700 m) temperatura pierwotna skał 26,0–29,0°C,
- głębokość -572 m (poziom 840 m) temperatura pierwotna skał 31,0–33,0°C.

Wyniki pomiarów temperatury są bardzo zróżnicowane w zależności od pokładu, w którym były one wykonywane. Stopień geotermiczny wynosi od 28 m/1°C do 40 m/1°C, a jego wartość średnia jest zbliżona do wartości 33 m/1°C, czyli średniej wielkości dla GZW.

Do oceny zagrożenia klimatycznego służy wskaźnik klimatyczny:

$$K = \frac{\theta_0 - t_d}{t_d - t_o}, \quad (24.1)$$

gdzie:

θ_0 – temperatura pierwotna skał na danym poziomie wydobywczym, °C,

t_d – dopuszczalna temperatura powietrza w miejscu pracy, $t_d = 28^\circ\text{C}$,

t_o – temperatura powietrza na podszybiu danego poziomu.

Uważa się, że dla $0,8 < K \leq 1,5$ w celu uniknięcia zagrożenia klimatycznego należy zaprojektować przewietrzanie i eksploatację w taki sposób, by powietrze doprowadzane ulegało możliwie najmniejszemu nagrzaniu.

Natomiast gdy $K > 1,5$, to istnieje bardzo duże zagrożenie klimatyczne, dla zmniejszenia którego należy stosować urządzenia chłodnicze.

Dla powietrza wilgotnego przyjmuje się wzrost temperatury w szybie wdechowym w wysokości 0,6°C/100 m.

Temperaturę powietrza wlotowego do szybu określa się jako wartość średniodobową powietrza atmosferycznego:

$$t_{sd} = \frac{t_7 + t_{13} + 2 \cdot t_{19}}{4}, \quad (24.2)$$

gdzie t_7 , t_{13} , t_{19} są pomiarami powietrza atmosferycznego o godzinie: 7.00, 13.00, 19.00.

Obliczenia dla poziomu 550 m

Temperatura pierwotna górotworu θ_0 na poziomie 550 m wynosi od 24,0°C do 27,5°C. Temperatura na podszybiu szybu wdechowego (poziom 550 m) może wynosić:

$$t_o = t_{sd} + 0,6 \cdot 5,5 = t_{sd} + 3,3, \quad (24.3)$$

- dla $t_{sd} = 20^\circ\text{C}$

$$t_o = 20 + 3,3 = 23,3^\circ\text{C}$$

Dla $\theta_0=24,0^\circ\text{C}$ otrzymuje się:

$$K = \frac{24,0 - 28}{28 - 23,3} = \frac{-4,0}{4,7} = -0,85$$

Dla $\theta_0=27,5^\circ\text{C}$ otrzymuje się:

$$K = \frac{27,5 - 28}{28 - 26,3} = \frac{-0,5}{1,7} = -0,11$$

Dla średnich temperatur dobowych niższych od $20,0^\circ\text{C}$ wskaźnik klimatyczny będzie również ujemny ze względu na temperaturę pierwotną skał poniżej 28°C . Według takich danych poziom nie jest zagrożony klimatycznie.

Obliczenia dla poziomu 700 m

Temperatura pierwotna górotworu θ_0 na poziomie 700 m wynosi od $26,0^\circ\text{C}$ do 29°C . Temperatura na podszybiu szybu wdechowego (poziom 700 m) może wynosić:

$$t_o = t_{sd} + 0,6 \cdot 7,0 = t_{sd} + 4,2, \quad (24.4)$$

- dla $t_{sd}=20^\circ\text{C}$

$$t_o = 20 + 4,2 = 24,2^\circ\text{C}$$

Dla $\theta_0=26,0^\circ\text{C}$ otrzymuje się:

$$K = \frac{26 - 28}{28 - 24,2} = \frac{-2}{3,8} = -0,53$$

Dla $\theta_0=29,0^\circ\text{C}$ otrzymuje się:

$$K = \frac{29 - 28}{28 - 24,2} = \frac{1,0}{3,8} = 0,26$$

Dla średnich temperatur dobowych niższych od $20,0^\circ\text{C}$ wskaźnik klimatyczny będzie również niski, to jest poniżej wartości 0,26, ze względu na niską temperaturę pierwotną skał – poniżej 29°C . Według takich danych poziom nie jest zagrożony klimatycznie.

Obliczenia dla poziomu 840 m (poziom teoretyczny ze względu na obecnie najniższą głębokość eksploatacji)

Temperatura pierwotna górotworu θ_0 na poziomie 840 m wynosi od $31,0^\circ\text{C}$ do $33,0^\circ\text{C}$. Temperatura na podszybiu szybu wdechowego może wynosić:

$$t_o = t_{sd} + 0,6 \cdot 8,4 = t_{sd} + 5,0, \quad (24.5)$$

- dla $t_{sd}=20^\circ\text{C}$

$$t_o = 20 + 5,0 = 25,0^\circ\text{C}$$

Temperatura powietrza na podszybiu szyby wdechowej nie przekroczy wartości 28°C, w związku z czym nie będzie na nim najwyższego stanu zagrożenia klimatycznego według wskaźnika K .

Dla $\theta_0=31,0^\circ\text{C}$ otrzymuje się:

$$K = \frac{31 - 28}{28 - 25,0} = \frac{3,0}{3,0} = 1,0$$

Dla $\theta_0=33,0^\circ\text{C}$ otrzymuje się:

$$K = \frac{33 - 28}{28 - 25,0} = \frac{5,0}{3,0} = 1,66$$

- dla $t_{sd} = 19,7^\circ\text{C}$

$$t_o = 19,7 + 5,0 = 24,7^\circ\text{C}$$

Dla $\theta_0=31,0^\circ\text{C}$ otrzymuje się:

$$K = \frac{31 - 28}{28 - 24,7} = \frac{3,0}{3,3} = 0,91$$

Dla $\theta_0=33,0^\circ\text{C}$ otrzymuje się:

$$K = \frac{33 - 28}{28 - 24,7} = \frac{5,0}{3,3} = 1,51$$

- dla $t_{sd} = 16,8^\circ\text{C}$

$$t_o = 16,8 + 5,0 = 21,8^\circ\text{C}$$

Dla $\theta_0=31,0^\circ\text{C}$ otrzymuje się:

$$K = \frac{31 - 28}{28 - 21,8} = \frac{3,0}{6,2} = 0,48$$

Dla $\theta_0=33,0^\circ\text{C}$ otrzymuje się:

$$K = \frac{33 - 28}{28 - 21,8} = \frac{5,0}{6,2} = 0,81$$

- dla $t_{sd} = 10,0^\circ\text{C}$

$$t_o = 10,0 + 5,0 = 15,0^\circ\text{C}$$

Dla $\theta_0=31,0^\circ\text{C}$ otrzymuje się:

$$K = \frac{31 - 28}{28 - 15,0} = \frac{3,0}{13,0} = 0,23$$

Dla $\theta_0=33,0^\circ\text{C}$ otrzymuje się:

$$K = \frac{33 - 28}{28 - 15,0} = \frac{5,0}{13,0} = 0,38$$

Z obliczeń wynika, że wskaźnik klimatyczny $K=1,5$ zostanie osiągnięty przy temperaturze powietrza atmosferycznego powyżej 19,7°C i przy założeniu najniższej temperatury pierwotnej skał $\theta_0=33^\circ\text{C}$. Wskaźnik klimatyczny K będzie poniżej 1,5

zawsze wtedy, gdy temperatura powietrza na podszybiu będzie niższa od $24,7^{\circ}\text{C}$ i $\theta_0=33,0^{\circ}\text{C}$ (warunki takie mogą wystąpić wówczas, gdy średnia temperatura powietrza atmosferycznego będzie poniżej $19,7^{\circ}\text{C}$ dla $\theta_0=33,0^{\circ}\text{C}$).

Dla temperatury pierwotnej górotworu wynoszącej $\theta_0=33,0^{\circ}\text{C}$ możliwe jest uzyskanie wskaźnika klimatycznego poniżej wartości 0,8 wówczas, gdy temperatura powietrza wlotowego do szybu nie przekroczy $16,8^{\circ}\text{C}$.

Poziomy krytyczne ze względu na wartość temperatury pierwotnej górotworu θ to:

- I poziom krytyczny, gdy $30^{\circ}\text{C} \leq \theta < 35^{\circ}\text{C}$,
- II poziom krytyczny, gdy $35^{\circ}\text{C} \leq \theta < 40^{\circ}\text{C}$,
- III poziom krytyczny, gdy $\theta \geq 40^{\circ}\text{C}$.

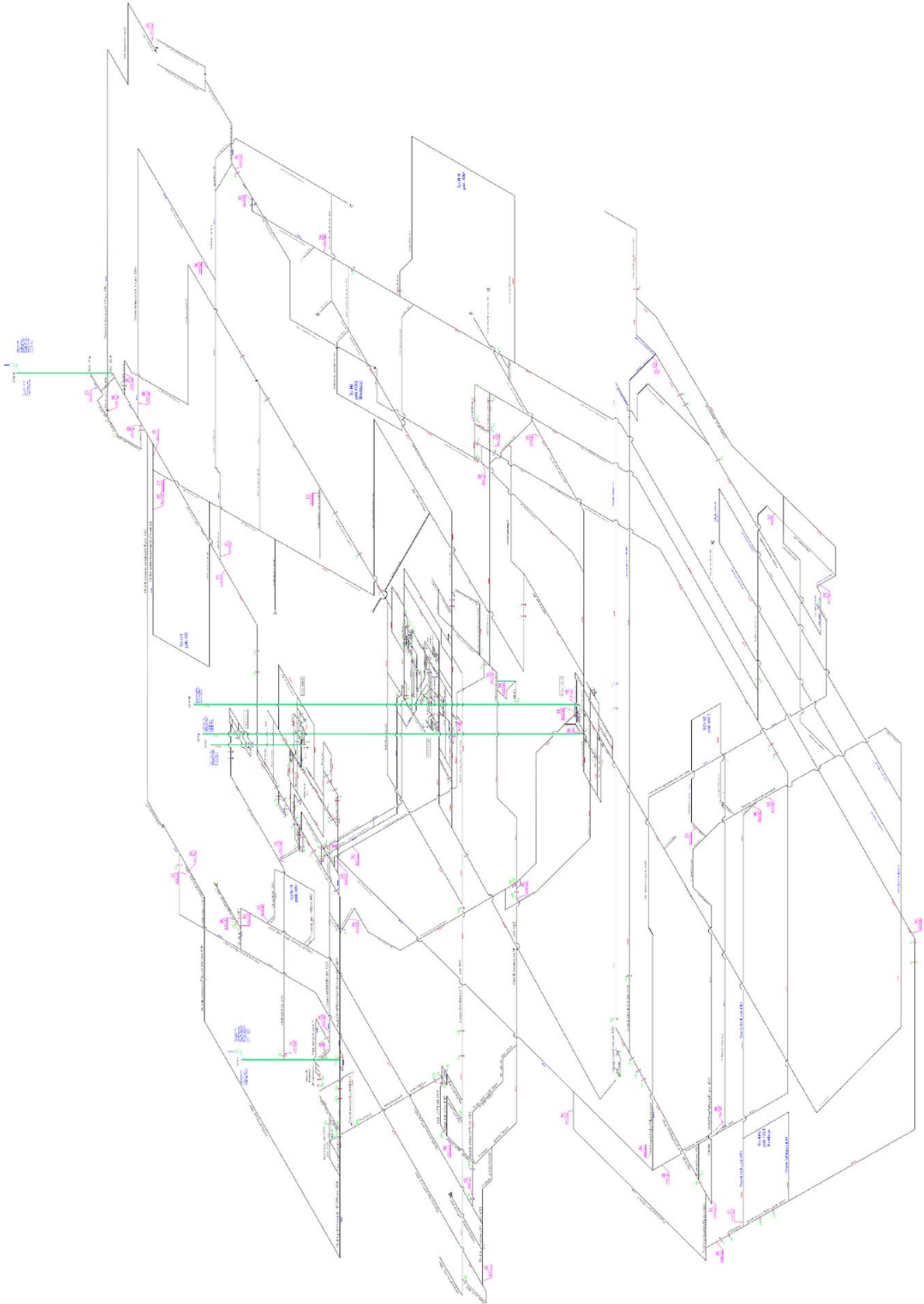
Takie podejście do problemu pozwala zróżnicować środki organizacyjne i techniczne mające na celu zmniejszenie zagrożenia klimatycznego. W analizowanej kopalni węgla kamiennego w czasie eksploatacji pokładów powyżej poziomu 700 m nie zostaje osiągnięty żaden poziom krytyczny, oceniany temperaturą pierwotną górotworu. Poziom I zostanie osiągnięty w czasie eksploatacji pokładów poniżej poziomu 700 m – dla eksploatacji podpoziomowej lub budowy nowego, głębszego poziomu, np. poziomu 840 m.

Przeprowadzona analiza zarówno na podstawie wskaźnika klimatycznego K , jak i wskaźnika temperatury pierwotnej górotworu θ_0 wskazuje, że w okresie eksploatacji pokładów na głębokościach poniżej poziomu 700 m w oddziałach eksploatacyjnych i podczas robót przygotowawczych będzie zachodzić konieczność stosowania urządzeń klimatyzacyjnych powietrza. System klimatyzacji grupowej lub centralnej należy przewidywać od samego początku eksploatacji pokładów na poziomie głębszym niż 700 m.

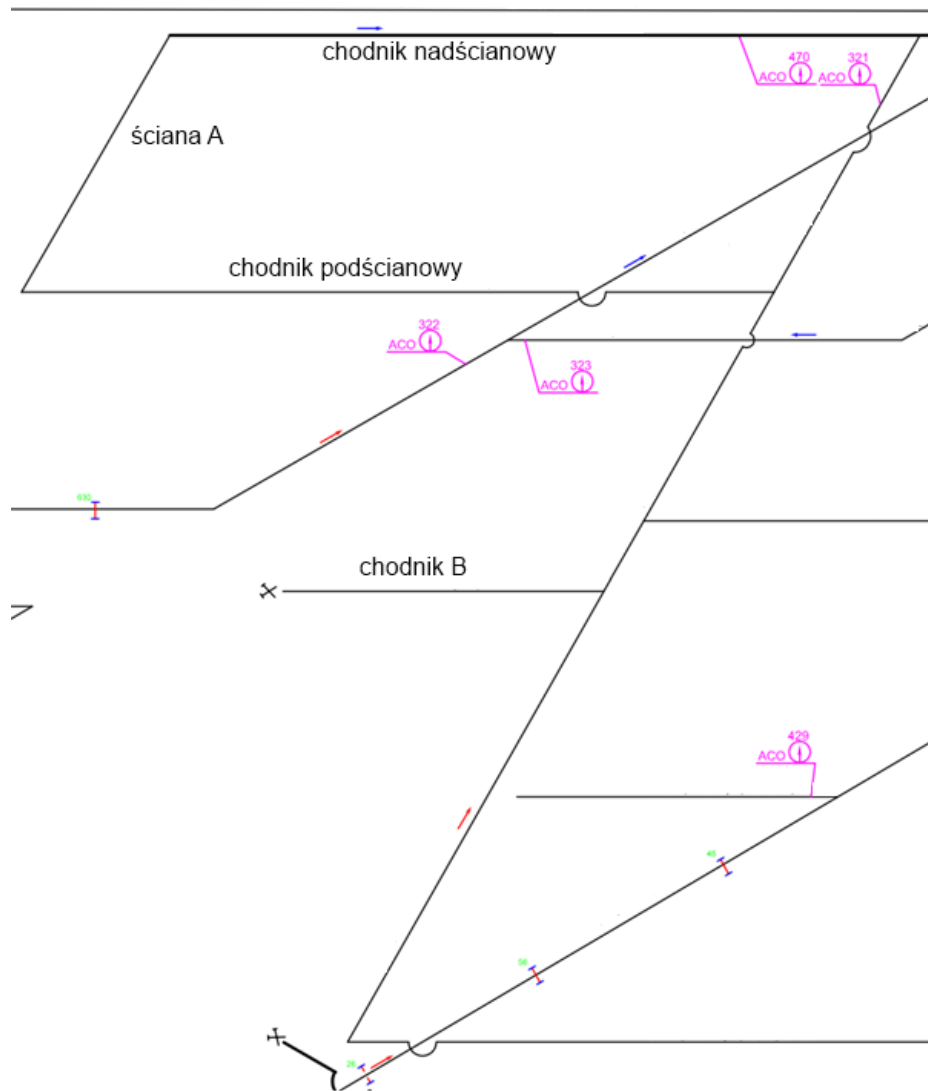
Obecny sposób prowadzenia robót przygotowawczych i eksploatacyjnych oraz stosowany sposób przewietrzania powodują, że temperatura powietrza w tych rejonach przekracza $28,0^{\circ}\text{C}$, nawet na poziomie 700 m.

W kopalni najczęściej dochodzi do przewietrzania jednym prądem powietrza kolejno dwóch przodków ślepych oraz dodatkowo (na końcu) rejonu eksploatacyjnego. Taki sposób przewietrzania powoduje wzrost temperatury i wilgotności powietrza przez ogrzewanie silnikami maszyn i urządzeń (kombajny, przenośniki), transformatorami oraz nawilżanie go systemami zraszającymi.

Dla zobrazowania niniejszego problemu przedstawiono aktualny schemat przewietrzania kopalni (rys. 24.2) wraz z przykładowym rejonem ściany (rys. 24.3), gdzie przewietrzane są jednym prądem powietrza zarówno drażone wyrobiska, jak i ściana.



Rys. 24.2. Schemat przewietrzania kopalni [4]
Fig. 24.2. Ventilation scheme of coal mine [4]



Rys. 24.3. Schemat przewietrzania rejonu ściany [4]
 Fig. 24.3. Ventilation scheme of area of longwall [4]

24.3. Zapotrzebowanie na moc chłodniczą

Liczne prace i opracowania metod prognozy warunków klimatycznych opisują procesy wymiany ciepła i wilgoci w wyrobisku górniczym [5–7]. Opierają się one na założeniach, że masyw skalny jest jednorodny i izotropowy. Poszczególne metody różnią się od siebie sposobem opisu zachodzących procesów wymiany ciepła i masy w wyrobisku górniczym (w tym również w ścianie) pomiędzy otoczeniem a przepływającym powietrzem. Opracowania powyższego tematu (rozwiązania matematyczne) sprowadzają się w swojej końcowej formie do podania zależności określających parametry końcowe powietrza – głównie temperatury i wilgotności.

Funkcje tych parametrów zależne są od parametrów początkowych powietrza na wlocie do wyrobiska oraz od poszczególnych źródeł ciepła i wilgoci tam występujących.

W celu prawidłowego prognozowania warunków klimatycznych w ścianie konieczne było poznanie i dokładne opisanie wszystkich możliwych do określenia źródeł ciepła i wilgoci występujących w tym wyrobisku. Sumę dopływów ciepła i wilgoci w ścianie można opisać wzorami [7]:

$$\begin{aligned} \sum_{i=1}^7 q_i &= q_1 + q_2 + q_3 + q_4 + q_5 + q_6 + q_7 = \\ &= \lambda \cdot q^* \cdot [t_{pg} - t(s, \tau)] + 2\pi \cdot r_w \cdot q_0 \cdot k_w + a_m \cdot N_m \cdot \delta(s - s_m) + \\ &+ 1,1 \cdot m_{tu} \cdot L^{-0,2} \cdot [t_u - (t_w^* + b^*)] + 2\pi \cdot r_w \cdot r_p \cdot \Omega \cdot (x_{n0} - x) + \\ &+ A \cdot v \cdot c_p \cdot \Delta t_{ch} \cdot \delta(s - s_{ch}) + 7,719 \cdot (v \cdot D_r)^{0,62} \cdot (t - t_r), \text{ W/m}, \end{aligned} \quad (24.6)$$

$$\begin{aligned} \sum_{i=1}^5 \kappa_i &= \kappa_1 + \kappa_2 + \kappa_3 + \kappa_4 + \kappa_5 = \\ &= 2\pi \cdot r_w \cdot k_m \cdot \beta \cdot (x_n - x) + 2\Omega \cdot \pi \cdot r_w \cdot (x_n - x) + \\ &+ F \cdot \rho_p \cdot \frac{dx_n[t(s, \tau)]}{dt(s, \tau)} \cdot \left[\frac{\delta t(s, \tau)}{\delta \tau} + v \cdot \frac{\delta t(s, \tau)}{\delta s} \right] + \\ &+ A \cdot v \cdot \rho_p \cdot \Delta x_{ch} \cdot \delta(s - s_{ch}) + A \cdot v \cdot \rho_p \cdot \Delta x_m \cdot \delta(s - s_m), \text{ W/m}, \end{aligned} \quad (24.7)$$

gdzie:

q_1 – dopływ ciepła z górotworu, W/m,

q_2 – dopływ ciepła od utleniającego się węgla, W/m,

q_3 – dopływ ciepła od maszyn i urządzeń, W/m,

q_4 – dopływ ciepła od transportowanego urobku, W/m,

q_5 – dopływ utajonego ciepła wraz z parą wodną z górotworu, W/m,

q_6 – odprowadzanie ciepła przez chłodnice, W/m,

q_7 – przejmowanie ciepła od powietrza przez rurociągi z zimną wodą, W/m,

κ_1 – dopływ wilgoci związany z parowaniem wody z otwartych powierzchni w wyrobisku, W/m,

κ_2 – dopływ wilgoci związany z dopływem pary wodnej z górotworu, W/m,

κ_3 – dopływ wilgoci związany z przemianami fazowymi wody zawartej w powietrzu, W/m,

κ_4 – dopływ wilgoci związany ze skraplaniem się pary wodnej w chłodnicach, W/m,

κ_5 – dopływ wilgoci związany z lokalnymi dodatnimi źródłami ciepła, W/m,

A – pole powierzchni poprzecznego przekroju wyrobiska, m^2 ,

- a_m – współczynnik wykorzystania mocy maszyny (lub urządzenia) stanowiącej lokalne źródło ciepła w wyrobisku,
 b^* – stała empiryczna, zależna od temperatury węgla w przodku wydobywczym oraz od masy transportowanego urobku, °C,
 c_p – ciepło właściwe suchego powietrza przy stałym ciśnieniu, J/(kgK),
 D_r – średnica rurociągu, m,
 F – powierzchnia wymiany ciepła, m²,
 k_m – udział mokrej powierzchni ścian wyrobiska w całej powierzchni ścian,
 k_w – udział części obwodu wyrobiska zajętego przez węgiel w całym obwodzie,
 L – długość wyrobiska, m,
 \dot{m}_{tu} – strumień masy transportowanego urobku, kg/s,
 N_m – moc maszyny lub urządzenia zainstalowanego w wyrobisku, W,
 q^* – bezwymiarowy strumień ciepła z górotworu,
 q_o – ciepło z procesu utleniania się węgla przypadające na jednostkę powierzchni i jednostkę czasu, W/m²
 r_p – utajone ciepło parowania wody, J/kg,
 r_w – promień hydrauliczny poprzecznego przekroju wyrobiska, m,
 s – współrzędna bieżąca mierzona wzdłuż osi wyrobiska, m,
 s_{ch} – współrzędna przekroju wyrobiska, w którym znajduje się chłodnica wraz z wentylatorem, m,
 s_m – współrzędna przekroju wyrobiska, w którym znajduje się maszyna lub urządzenie stanowiące lokalne dodatkowe źródło ciepła, m,
 t – temperatura powietrza mierzona termometrem suchym, °C,
 t_{pg} – temperatura pierwotna górotworu, °C,
 t_r – temperatura zewnętrznej powierzchni rurociągu, °C,
 t_u – temperatura urobku, °C,
 t_w – temperatura powietrza mierzona termometrem wilgotnym, °C,
 t_w^* – szacowana średnia temperatura powietrza w wyrobisku mierzona termometrem wilgotnym, °C,
 v – średnia prędkość przepływu powietrza w wyrobisku, m/s,
 x – wilgotność właściwa powietrza w wyrobisku, kg pary H₂O/kg such. pow.,
 x_n – wilgotność właściwa powietrza w stanie nasycenia, kg pary H₂O/kg such. pow.
 β – współczynnik przejmowania wilgoci przez powietrze z mokrych powierzchni, kg/(m²s),
 δ – dystrybucja Diraca, 1/m,

Δt_{ch} – zmiana temperatury powietrza w wyrobisku powodowana przez chłodnicę, °C,

Δx_{ch} – przyrost wilgotności właściwej powietrza w wyrobisku powodowany przez chłodnicę, kg pary H₂O/kg such. pow.,

Δx_m – przyrost wilgotności właściwej powietrza w wyrobisku powodowany przez lokalne dodatnie źródło ciepła, kg pary H₂O/kg such. pow.,

λ – współczynnik przewodnictwa cieplnego górotworu, W/(mK),

ρ_p – gęstość powietrza suchego, kg/m³,

τ – czas, s,

Ω – współczynnik przejmowania wilgoci przez powietrze z górotworu, kg/(m²s).

W trakcie badań i analiz nad bilansem ciepła i wilgoci w ścianach ustalono, że największy wpływ na przyrosty temperatury powietrza i wilgotności właściwej miały: temperatura pierwotna górotworu, ilość przepływającego powietrza, wielkość wydobycia, moce zainstalowanych maszyn i urządzeń oraz parametry początkowe powietrza wpływającego do ściany. Algorytm uwzględniający te czynniki umożliwia ocenę ich udziału w kształtowaniu temperatury i wilgotności właściwej powietrza oraz wpływ zmian tych czynników na poprawę bądź pogorszenie warunków klimatycznych w ścianie [7].

Temperaturę powietrza w kopalniach podziemnych, a więc i zapotrzebowanie na moc chłodniczą w przypadku przekroczenia II poziomu krytycznego, określają przede wszystkim takie czynniki jak głębokość złoża, z czym wiąże się również proces sprężenia powietrza w polu sił ciężkości, a także ciepło i wilgotność oddawana przez górotwór, zainstalowane w wyrobiskach urządzenia mechaniczne i elektryczne oraz transportowany urobek.

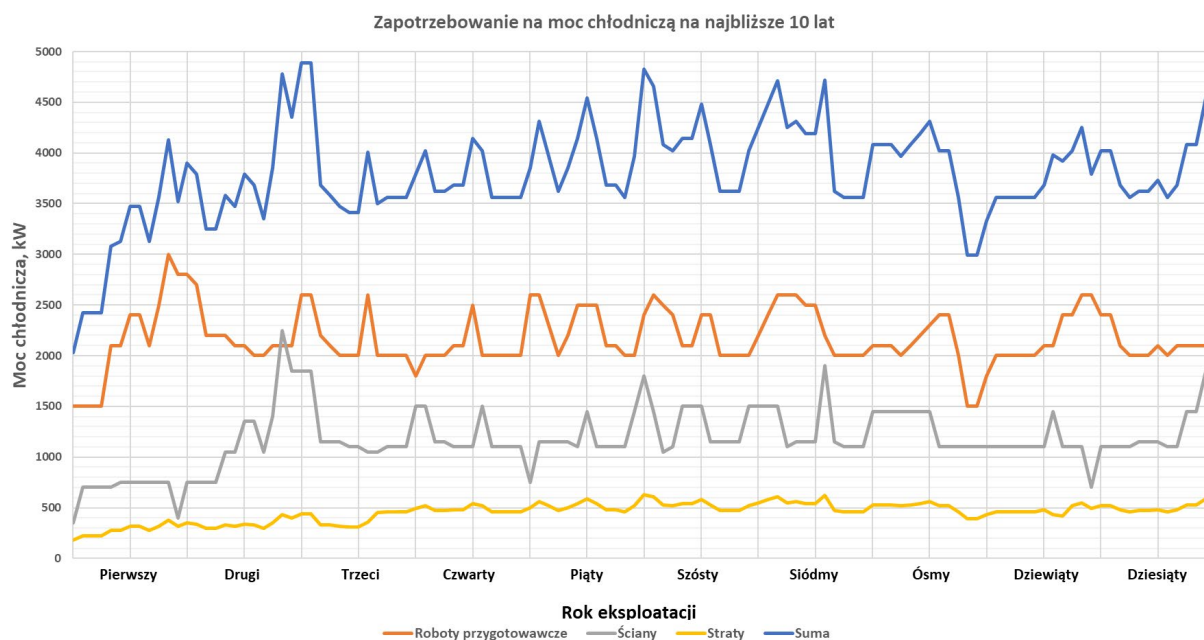
W niektórych przypadkach znaczącą rolę przy wzroście temperatury i przy związanym z tym zapotrzebowaniu na moc chłodniczą mogą odgrywać takie lokalne źródła ciepła jak: proces utleniania skał, desorpcja metanu, obecność rurociągów wodnych i powietrza sprężonego, parująca w wyrobiskach woda.

W przypadku analizowanej kopalni największy przyrost temperatury i wilgotności powietrza wiąże się ze sposobem przewietrzania frontów robót przygotowawczych i eksploatacyjnych (przewietrzanie jednym prądem powietrza jednego lub dwóch przodków, a następnie rejonu ściany) i z wynikającym z tego przepływem ciepła i wilgoci z zainstalowanych maszyn i urządzeń w tych rejonach.

Harmonogram planowanych prac na dziesięć najbliższych lat przedstawiono w tabeli 24.1.

Łącznie w latach 2021–2030 zaplanowano eksploatację 44 ścianami oraz drażnienie 220 przodków.

Na podstawie planowej eksploatacji oraz wykonanych pomiarów wentylacyjno-klimatycznych wykonano prognostyczne obliczenia warunków klimatycznych oraz sporządzono wykresy zapotrzebowania na moc chłodniczą (rys. 24.4).



Rys. 24.4. Zapotrzebowanie na moc chłodniczą [źródło: opracowanie własne]

Fig. 24.4. Cooling power requirement [source: author's study]

Przeprowadzone obliczenia prognostyczne wskazują, że największe zapotrzebowanie na moc chłodniczą stanowią planowane prace przygotowawcze – drażnienie wyrobisk. Maksymalne zapotrzebowanie na moc chłodniczą dla tych prac wynosi 3 MW, minimalne 1,5 MW, a średnio 2 MW. Taka wielkość mocy chłodniczej pozwoliłaby na zapewnienie właściwych warunków klimatycznych dla około 6 przodków drażnionych w tym samym czasie.

W przypadku robót eksploatacyjnych (ścian) zapotrzebowanie na moc chłodniczą wynosi od 0,5 MW do 2,3 MW, średnio 1,5 MW, co pozwoli na zapewnienie właściwych warunków klimatycznych dla trzech lub czterech ścian prowadzonych w tym samym czasie.

Według wykonanych prognoz zaleca się, aby klimatyzacja grupowa (centralna) o łącznej mocy chłodniczej 4 MW została uruchomiona jak najszybciej, czyli od pierwszego roku. Następnie od roku trzeciego zaleca się zwiększenie mocy chłodniczej o kolejny 1 MW, aby osiągnąć docelową moc chłodniczą 5 MW.

24.4. Wybór układu klimatyzacji

Obecnie kopalnia korzysta z układów klimatyzacji lokalnej, opartej na kilku urządzeniach o mocy od 290 kW do 350 kW. Są to niewystarczające moce, aby zapewnione były właściwe warunki klimatyczne we wszystkich rejonach.

Według wykonanych obliczeń prognostycznych zapotrzebowanie na moc chłodniczą może wynieść nawet 5 MW. W takim przypadku najkorzystniejsze będzie przejście z klimatyzacji lokalnej na klimatyzację grupową lub centralną, w zależności od możliwości techniczno-ruchowych.

W celu podjęcia decyzji o wyborze konkretnego rozwiązania konieczne będzie wykonanie studium przypadku – projektu klimatyzacji.

Klimatyzacja grupowa

W przypadku klimatyzacji grupowej korzystne byłoby rozłożenie mocy chłodniczej na poszczególne części (rejon eksploatacyjny), gdzie w wykonanych komorach znajdowałyby się agregaty chłodzące wodę o mocy 1–2 MW jako pojedyncze agregaty lub zespoły agregatów, a chłodnice wyparne zabudowane byłyby w komorach zlokalizowanych w pobliżu dwóch szybów wydechowych. Taki rodzaj klimatyzacji pozwala na jego rozbudowę, regulowanie mocy chłodniczej w rejonie przez ich włączanie lub wyłączenie, co pozwala uzyskać wysoką efektywność energetyczną. Ze względu na mogące wystąpić problemy ze zrzutem ciepła korzystne byłoby zastosowanie komór zraszania lub/i wykorzystanie wody pochodzącej z układu odwodnienia kopalni oraz odpowiednich wymienników ciepła. Jeśli nie będą spełnione właściwe warunki górniczo-techniczne do odprowadzenia ciepła drogą wentylacyjną lub z wykorzystaniem wody z układu odwodnienia, to konieczne będzie zastosowanie klimatyzacji centralnej.

Koszty budowy klimatyzacji grupowej o mocy chłodniczej rzędu 5 MW są bardzo trudne do określenia ze względu na stale rosnące ceny materiałów, inflację, koszty pracy oraz konkurencję. Ponadto inwestycja będzie wymagała uruchomienia procedury przetargowej, gdzie cena będzie wyłącznie jednym z kilku kryteriów przetargowych. Dodatkowo koszty poszczególnych elementów systemu podlegają negocjacom z dostawcami. Można przypuszczać, że końcowa wartość takiego rozwiązania może wynieść 100-150 mln PLN i będzie bardzo zależna od zakresu prac (np. budowy komór). Na powyższe koszty składać się będą: wykonanie dokumentacji technicznej,

pozwolenia (o 1-5% wartości inwestycji), zakup urządzeń (50-60%), przebudowa wyrobisk, montaż i uruchomienie instalacji (20-40%), obsługa instalacji przez okres 6 miesięcy (5%).

Klimatyzacja centralna

W przypadku klimatyzacji centralnej konieczne są dodatkowo: budowa powierzchniowej stacji chłodniczej na bazie chłodziarek absorpcyjnych i sprężarkowych wraz z rurociągami powierzchniowymi, zabudowa rurociągów w szybie (rurociągu wody chłodniczej zasilającej dół i rurociągu powrotnego) oraz budowa reduktora ciśnienia. Koszt takiego rozwiązania należy zwiększyć o 30–50% w stosunku do klimatyzacji grupowej, głównie ze względu na konieczność zabudowy rurociągów w szybie i budowy stacji powierzchniowej, i może on wynieść 130–180 mln PLN.

24.5. Wnioski

Po wykonaniu analiz klimatycznych oraz zapotrzebowania na moc chłodniczą dla kopalni na najbliższe dziesięć lat można wysunąć następujące wnioski:

- Prognoza zapotrzebowania na moc chłodniczą została wykonana na podstawie materiałów udostępnionych przez kopalnię [4], przy uwzględnieniu zaproponowanego harmonogramu robót przygotowawczych i eksploatacyjnych na najbliższe dziesięć lat.
- Analiza systemu przewietrzania wykazała, że kopalnia stosuje równoległe przewietrzanie przodków ślepych i rejonu ściany jednym prądem powietrza, co powoduje znaczny przyrost temperatury i wilgotności oraz konieczność schładzania.
- Średnie natężenie przepływu powietrza w przypadku prac przygotowawczych wynosi około 12 m³/s, a w przypadku ścian 18–20 m³/s.
- Ściany są przewietrzane w większości przypadków sposobem na „U”, przez co nie ma możliwości doprowadzenia bezpośrednio chłodniejszego powietrza do ściany, na co pozwoliłby sposób przewietrzania na „Y” (chłodne powietrze doprowadzone do ściany, a jako doświeżanie byłoby wykorzystane powietrze z robót przygotowawczych).

- Kopalnia projektuje jednocześnie prace eksploatacyjne i przygotowawcze w tej samej części, a korzystniej – ze względu na zagrożenie klimatyczne – byłoby wykonywanie tych prac w różnych częściach (niewykonywanie ich jednocześnie w tej samej części).
- Temperatura pierwotna skał na głębokości -122 m (poziom 390 m) wynosi 21,0–23,0°C, na głębokości -282 m (poziom 550 m) 24,0–27,5°C, na głębokości – 432 m (poziom 700 m) 26,0–29,0°C, na głębokości -572 m (poziom 840 m) 31,0–33,0°C.
- Wyniki pomiarów temperatury są bardzo zróżnicowane w zależności od pokładu, w którym były one wykonywane.
- Stopień geotermiczny wynosi od 28 do 40 m/1°C, a jego wartość średnia jest zbliżona do wartości 33 m/1°C, czyli średniej wielkości dla GZW.
- Według obliczonego wskaźnika klimatycznego poziom 550 m nie jest zagrożony klimatycznie.
- Według obliczonego wskaźnika klimatycznego poziom 700 m nie jest zagrożony klimatycznie.
- Dla hipotetycznego poziomu 840 m wskaźnik klimatyczny $K=1,5$ zostanie osiągnięty przy temperaturze powietrza atmosferycznego powyżej 19,7°C i przy założeniu najniższej temperatury pierwotnej skał $\theta_0=33^\circ\text{C}$. Wskaźnik klimatyczny K będzie poniżej 1,5 zawsze, gdy temperatura powietrza na podszybiu będzie niższa od 24,7°C i $\theta_0=33,0^\circ\text{C}$ (warunki takie mogą wystąpić wówczas, gdy średnia temperatura powietrza atmosferycznego będzie poniżej 19,7°C dla $\theta_0=33,0^\circ\text{C}$). Dla temperatury pierwotnej górotworu wynoszącej $\theta_0=33,0^\circ\text{C}$ możliwe jest uzyskanie wskaźnika klimatycznego poniżej wartości 0,8 wówczas, gdy temperatura powietrza wlotowego do szybu nie przekroczy 16,8°C.
- W kopalni w czasie eksploatacji pokładów powyżej poziomu 700 m nie zostaje osiągnięty żaden poziom krytyczny, oceniany temperaturą pierwotną górotworu. Poziom I zostanie osiągnięty w czasie eksploatacji pokładów poniżej poziomu 700 m – dla eksploatacji podpoziomowej lub budowy nowego, głębszego poziomu, np. poziomu 840 m.
- Przeprowadzona analiza zarówno na podstawie wskaźnika klimatycznego K , jak i wskaźnika temperatury pierwotnej górotworu θ_0 wskazuje, że w okresie eksploatacji pokładów na głębokościach poniżej poziomu 700 m w oddziałach eksploatacyjnych i podczas robót przygotowawczych będzie zachodzić konieczność

stosowania urządzeń klimatyzacyjnych powietrza. System klimatyzacji grupowej lub centralnej należy przewidywać od samego początku eksploatacji pokładów na poziomie głębszym niż 700 m.

- Analizując obecny sposób prowadzenia robót przygotowawczych i eksploatacyjnych oraz sposób przewietrzania, stwierdza się, że temperatura powietrza mierzona termometrem suchym w rejonach przekracza $28,0^{\circ}\text{C}$, nawet na poziomie 700 m.
- W prognozie zapotrzebowania na moc chłodniczą założono, że będzie stosowany dotychczasowy sposób przewietrzania, przy średniorocznej temperaturze powietrza atmosferycznego wynoszącej 18°C .
- Przeprowadzone obliczenia prognostyczne wskazują, że największe zapotrzebowanie na moc chłodniczą stanowią planowane prace przygotowawcze – drażnienie wyrobisk. Maksymalne zapotrzebowanie na moc chłodniczą dla tych prac wynosi 3 MW, minimalne 1,5 MW, a średnie 2 MW. Taka wielkość mocy chłodniczej pozwoliłaby na zapewnienie właściwych warunków klimatycznych dla około 6 przodków drażnionych w tym samym czasie.
- W przypadku robót eksploatacyjnych (ścian) zapotrzebowanie na moc chłodniczą wynosi od 0,5 MW do 2,3 MW, średnio 1,5 MW, co pozwoli na zapewnienie właściwych warunków klimatycznych dla trzech lub czterech ścian prowadzonych w tym samym czasie.
- Według wykonanych prognoz zaleca się, aby klimatyzacja grupowa (centralna) o łącznej mocy chłodniczej 4 MW została uruchomiona jak najszybciej, czyli od pierwszego roku. Następnie od trzeciego roku zaleca się zwiększenie mocy chłodniczej o kolejny 1 MW, aby osiągnąć docelową moc chłodniczą 5 MW.
- Do momentu uruchomienia klimatyzacji grupowej lub centralnej należy stosować dotychczasowo wykorzystywany system klimatyzacji lokalnej.
- Wybór systemu klimatyzacji powinien zostać poprzedzony wykonaniem studium przypadku – projektu klimatyzacji.
- W przypadku wyboru klimatyzacji grupowej należy rozważyć możliwość wykorzystania wody pochodzącej z układu odwodnienia kopalni oraz odpowiednich wymienników ciepła.
- Szacunkowy koszt klimatyzacji grupowej może wynosić 100–150 mln PLN, a klimatyzacji centralnej 130–180 mln PLN.

Bibliografia

1. Stan bezpieczeństwa i higieny pracy w górnictwie – wydanie aktualne. Pobrane z: https://www.wug.gov.pl/download/WUG_Stan_bhp_23,8364.pdf [dostęp 20.05.2024].
2. Internetowy System Aktów Prawnych (ISAP). Rozporządzenie Ministra Energii z dnia 23 listopada 2016 r. w sprawie szczegółowych wymagań dotyczących prowadzenia ruchu podziemnych zakładów górniczych (Dz.U. 2019, poz. 1880). Pobrane z: <https://isap.sejm.gov.pl/isap.nsf/download.xsp/WDU20190001880/O/D20191880.pdf> [dostęp 15.05.2024].
3. Słota K., Słota Z., Świda I.: Analiza oraz prognoza zagrożenia temperaturowego dla KWK „Sońnica” przy uwzględnieniu planowanej eksploatacji. *Przegląd Górniczy*. 2005, 61, 34–38.
4. Słota K.: Ocena poziomu zagrożenia klimatycznego kopalni węgla kamiennego wraz z zasadnością budowy układu klimatyzacji, 2021 (praca niepublikowana).
5. Roszczynialski W., Waclawik J.: *Aerologia górnicza*. PWN, Warszawa 1983.
6. Strumiński A., Strumińska B.: Zastosowanie gradientów temperatury powietrza do prognozowania mikroklimatu w podziemnych wyrobiskach górniczych. 9 Sesja IBMT, 2000, 95–108.
7. Słota K.: Zmiana temperatury i wilgotności właściwej powietrza przepływającego wzdłuż frontu górniczego w ścianach z klimatyzacją lokalną. *Przegląd Górniczy*. 2005, 61, 16–23.

25. PROJEKT WENTYLACJI PRZY ZABEZPIECZANIU PUSTEK I STABILIZACJI GÓROTWORU W PODZIEMNYM OBIEKCIE MUZEALNYM

25.1. Wprowadzenie

Muzeum Górnictwa Węglowego w Zabrzu ma w swojej ofercie podziemne trasy turystyczne, zlokalizowane w dwóch kompleksach: „Guido” i „Sztolnia Królowa Luiza”. Główna Kluczowa Sztolnia Dziedziczna jest elementem kompleksu „Sztolnia Królowa Luiza”. Znajduje się tam wiele wyrobisk, które stanowią dużą wartość historyczną i poznawczą, lecz nie wszystkie mogą być udostępnione do ruchu turystycznego. Wynika to głównie ze względów bezpieczeństwa, na przykład braku lub złego stanu obudowy, braku przewietrzania itp. Aby nie tracić cennych historycznie wyrobisk, konieczne są stabilizacja górotworu oraz zapewnienie właściwej wentylacji. Z wyrobiskami udostępnionymi do zwiedzania sąsiaduje wiele wyrobisk i pustek poeksploatacyjnych, które nie zostały zlikwidowane przez ich podsadzenie i niejednokrotnie w długim okresie istniały jako pustki w górotworze. W czasie istnienia tych wyrobisk w ich otoczeniu zachodzą procesy degradacyjne pogarszające warunki utrzymania stateczności i w konsekwencji mogą doprowadzić do ich zawалу. Przy uwzględnieniu małej głębokości, na jakiej są one zlokalizowane (od kilku do kilkudziesięciu metrów pod powierzchnią ziemi), wyrobiska te zarówno stwarzają często poważne zagrożenie dla powierzchni terenu i jej infrastruktury, jak i stanowią dużą wartość historyczną i są unikalnym dowodem rozwoju techniki górniczej [1–3].

25.2. Materiał i metody

Celem pracy jest przedstawienie rozwiązania wentylacji przy zabezpieczaniu pustek i stabilizacji górotworu w otoczeniu wyrobisk Głównej Kluczowej Sztolni Dziedzicznej na odcinku od Krzyżówki Heintzmanna do szybu Carnall, ze szczególnym

uwzględnieniem pustek zlokalizowanych pomiędzy chodnikiem nr 7 Reden a chodnikiem nr 9 Reden północny oraz wykonywanym otworem wentylacyjnym z powierzchni do obszaru pustek.

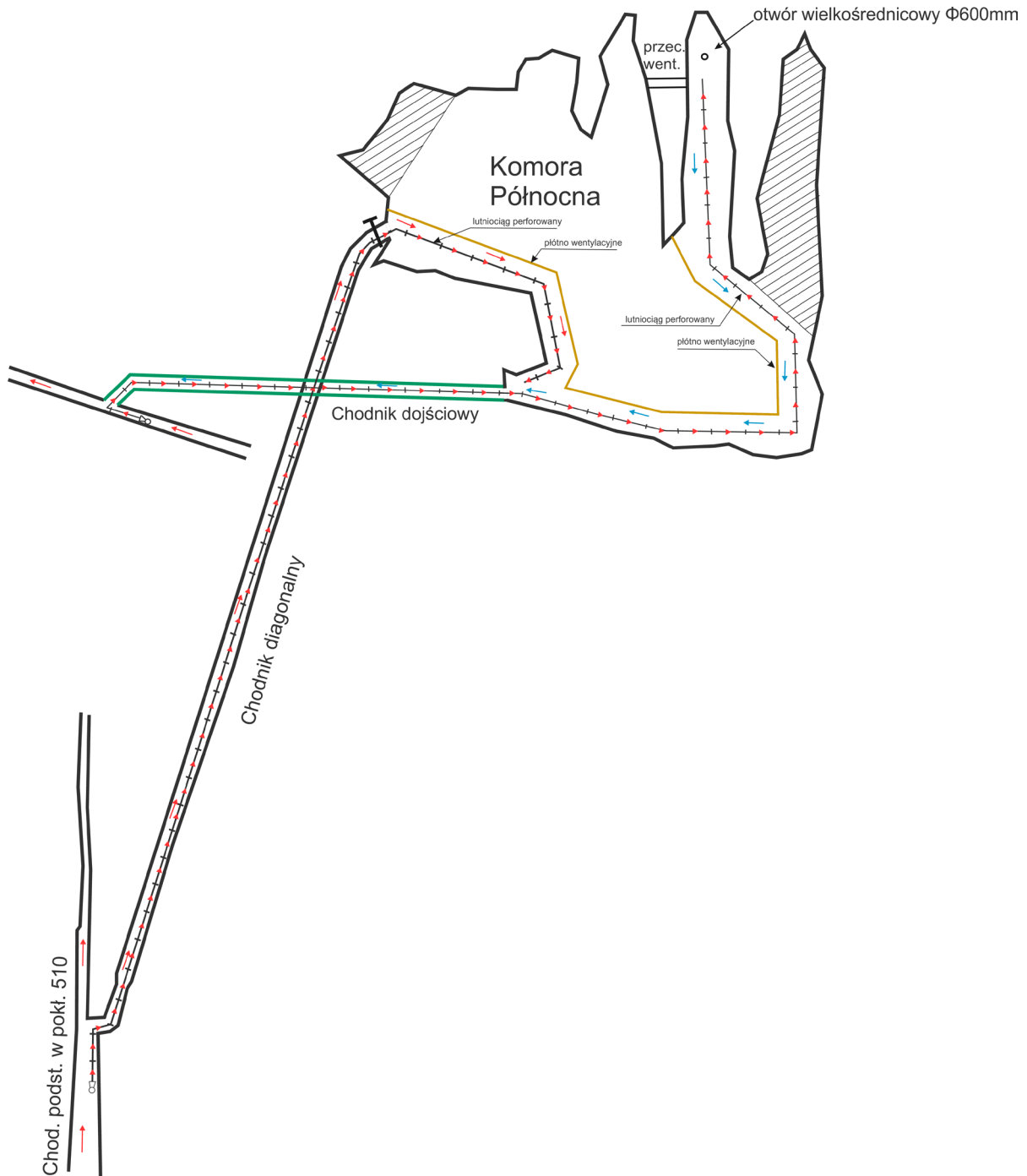
Przed przystąpieniem do projektu wentylacji wykonano: analizy dostępnej dokumentacji geologiczno-górnicznej, inwentaryzację techniczno-konstrukcyjną wyrobisk Głównej Kluczowej Sztolni Dziedzicznej na odcinku od Krzyżówki Heintzmanna do szybu Carnall, przestrzenny model zawierający dane geologiczno-górniczne, prace wiertnicze i skany laserowe, ocenę stateczności górotworu w otoczeniu przedmiotowych wyrobisk Głównej Kluczowej Sztolni Dziedzicznej oraz ocenę stopnia zagrożenia powierzchni terenu w rejonie stwierdzonych pustek w górotworze.

Wyrobiska rejonu sztolni, z wyjątkiem wykonanego na odcinku od sztolni do szybu „Wilhelmina” chodnika podstawowego w pokł. 510, wydrążone zostały w skale płonnej z lokalnymi kontaktami z pokładami 504, 505, 506, 507 i 509. Pokłady uznane zostały za niemietanowe decyzją kierownika ruchu zakładu MGW w Zabrze. W związku z tym wszystkie wyrobiska rejonu nie są objęte granicami pola metanowego i są wyrobiskami niemietanowymi. MGW w Zabrze ma opracowaną przez Główny Instytut Górnictwa Kopalnię Doświadczalną „Barbara” dokumentację dotyczącą badania i oceny stanu zagrożenia wybuchem pyłu węglowego w rejonie Główna Kluczowa Sztolnia Dziedziczna, na podstawie której kierownik ruchu zakładu MGW w Zabrze zaliczył do klasy A zagrożenia wybuchem pyłu węglowego następujące wyrobiska rejonu: szyb „Zabrze II-Carnall” z nadszybiem i wyrobiskami podszybia na poz. 40 m, szyb „Wilhelmina” z nadszybiem oraz wyrobiskami podszybia na poz. 40 m, chodnik podstawowy w pokł. 510 na poz. 40 m, wnęki ekspozycyjne nr 1, nr 2 i nr 3, a do niezagrażonych wybuchem pyłu węglowego – pozostałe wyrobiska rejonu. W sztolni nie prowadzi się obecnie robót górniczych związanych z urabianiem węgla, jak również nie prowadzi się jego transportu. W związku z tym nie występują źródła powstawania niebezpiecznego pyłu węglowego. W przypadku gdy pojawi się konieczność wykonania robót górniczych (przebudowa, drażnienie) w pokładzie 510, stosowana będzie wymagana przepisami profilaktyka, w tym neutralizacja i usuwanie gromadzącego się pyłu węglowego. Kierownik ruchu zakładu MGW w Zabrze wydał decyzję zaliczającą GKSD do II stopnia zagrożenia wodnego, w której rozszerzone zostały granice zagrożenia wodnego obejmujące projektowane do udrożnienia wyrobiska pomiędzy poziomami 40 m a 80 m. Roboty górnicze w wyrobiskach Głównej Kluczowej Sztolni Dziedzicznej w warunkach występowania zagrożenia wodnego II stopnia prowadzone są każdorazowo na podstawie opracowanych dla nich technologii bezpiecznego prowadzenia robót górniczych, zaopiniowanych za każdym razem przez kopalniany

zespół ds. zagrożeń naturalnych. Dotychczasowe pomiary stężenia energii potencjalnej alfa w powietrzu oraz mocy kermy promieniowania gamma utrzymywały się poniżej dolnej granicy przedziału. Do tej pory nie stwierdzono występowania zagrożenia wyrzutami gazów i skał w żadnym z rejonów MGW w Zabrze. Z uwagi na to, że kopalnia nie prowadzi i nie będzie prowadziła robót eksploatacyjnych, jest kopalnią niemietanową, w której nie występują czynniki powodujące konieczność zaliczenia do jednej z trzech kategorii zagrożenia wyrzutami gazów i skał, uznać należy, że w MGW w Zabrze zagrożenie to nie występuje. W żadnym z rejonów MGW w Zabrze zagrożenie tąpnięciami nie występuje. W rejonach MGW w Zabrze, część użytkowanych wyrobisk dołowych ma kontakt z pokładami węgla, które mają małą skłonność do samozapalenia. W wyrobiskach, gdzie zabudowane są tamy izolujące rejony wcześniejszej eksploatacji, podczas gwałtownych zmian ciśnienia atmosferycznego (nizu barometrycznego) zachodzi możliwość czasowego powstania atmosfery niezdanej do oddychania. W celu zabezpieczenia prowadzonych robót w sztolni został opracowany system monitorujący skład atmosfery dołowej ze wskazywaniem na bieżąco parametrów powietrza kopalnianego do dyspozytora. W przypadku wykonywania wyrobisk w pokładach węgla kierownik ruchu zakładu podejmuje decyzję o wczesnym wykrywaniu pożarów endogenicznych.

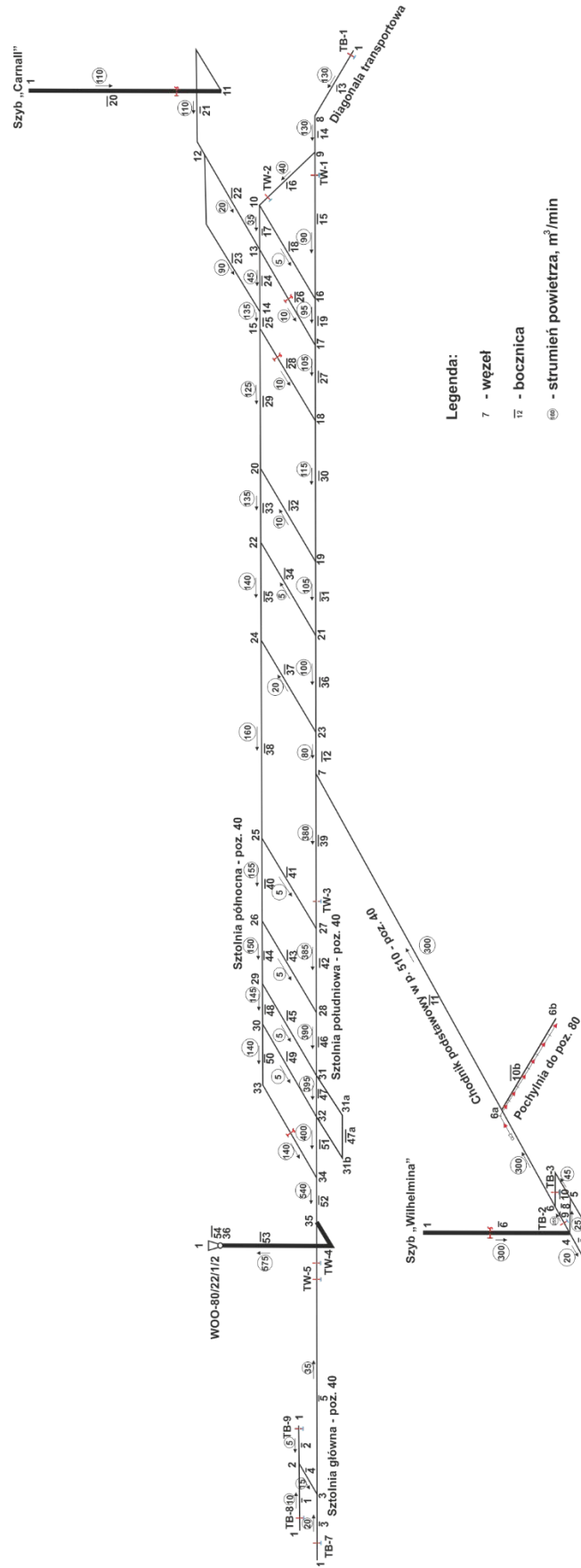
Projekt wentylacji obejmuje swoim zakresem przewietrzanie Komory Północnej w okresie drażenia otworu wielkośrednicowego $\varnothing 600$ mm i chodnika łączącego części komory dla poprawy jej przewietrzania. Na podstawie stworzonego modelu matematycznego [3] wykonano obliczenia wentylacyjne, zgodnie z danymi przedstawionymi na rysunkach poglądowych (rys. 25.1 i 25.2) oraz danymi dotyczącymi zastosowanej technologii drażenia (drażenie ręczne). W projekcie założono, że do rejonu Komory Północnej dostarczone zostanie powietrze w ilości do 50% strumienia powietrza płynącego chodnikiem podstawowym w pokł. 510 poz. 40. Ponadto przyjęto, że zostanie zastosowana wentylacja lutniowa tłocząca z wykorzystaniem lutniociągu o przekroju 600 mm, który nie jest fabrycznie nowy. W projekcie wykonano obliczenia dla lutniociągów elastycznych oraz lutniociągów metalowych.

Na rysunku 25.1 przedstawiono schemat z wentylacją lutniową do przewietrzania Komory Północnej i prac przy otworze wielkośrednicowym i przecince wentylacyjnej. Na rysunku 25.2 pokazano schemat przewietrzania sztolni zastosowany do obliczeń numerycznych.



Rys. 25.1. Schemat z fragmentem sztolni z projektowanymi lutniociągami do przewietrzania Komory Północnej podczas drążenia otworu wielkośrednicowego [źródło: opracowanie autorskie]

Fig. 25.1. Diagram with a section of the adit with designed lute pipelines for ventilation of the North Chamber during the excavation of the Large Diameter Hole [source: author's study]



© J.A.S. 2022

Rys. 25.2. Schemat przewietrzania sztolni [źródło: opracowanie autorskie]
 Fig. 25.2. Ventilation scheme of the adit [source: author's study]

25.3. Obliczenia

Wentylacja lutniowa tłocząca będzie poprowadzona chodnikiem diagonalnym do Komory Północnej i będzie przebiegała w niej do miejsca przebicia się z chodnikiem dojsciowym. W chodniku dojsciowym będzie poprowadzona wentylacja lutniowa tłocząca, która doprowadzona będzie do miejsca przebicia się w Komorze Północnej otworu wielkośrednicowego $\varnothing 600$ mm oraz wykonania chodnika łączącego części komory w celu poprawy wentylacji. Chodnik diagonalny został zaliczony do klasy A zagrożenia wybuchem pyłu węglowego. Po rozpoczęciu robót związanych z urabianiem węgla pokładu 510 wykonane zostaną nowe badania zagrożenia wybuchem pyłu węglowego. Kierownik ruchu zakładu MGW w Zabrze w dniu 10.09.2019 wydał decyzję zaliczającą GKSD do II stopnia zagrożenia wodnego, w której rozszerzone zostały granice zagrożenia wodnego obejmujące projektowane do udroźnienia wyrobiska pomiędzy poziomami 40 m a 80 m. Nie ma zagrożenia radiacyjnego, wyrzutami metanu i skał oraz tapaniami. Węgiel w pokładzie 510 został zaliczony do małej skłonności do samozapalenia (II grupa samozapalności), a okres inkubacji pożaru jest stosunkowo długi i wynosi od 89 do 99 dni.

W związku z brakiem zagrożenia metanowego nie ma konieczności wykonania prognozy metanowości. Wyrobisko (chodnik łączący) będzie drażone ręcznie (bez stosowania maszyn urabiających i materiałów wybuchowych) i nie powinno to powodować zapylenia. Docelowa długość lutniociągu poprowadzonego chodnikiem diagonalnym wyniesie około 150 m, a chodnikiem dojsciowym – około 180 m. Średnica projektowanych lutniociągów wyniesie 600 mm. Części lutniociągu zamontowane w Komorze Północnej będą perforowane, aby zwiększyć skuteczność przewietrzania komory. W celu zmniejszenia strefy przewietrzania wykonane zostaną przegrody z płótna wentylacyjnego wzdłuż poprowadzonych lutniociągów. Ze względu na fakt, że wyrobiska będą na głębokości od -40 do -80 m (od powierzchni), nie będzie konieczności schładzania powietrza.

W projekcie przewidziano zastosowanie wentylacji lutniowej tłoczącej z wykorzystaniem wentylatora elektrycznego i lutniociągu (metalowego lub elastycznego) o średnicy 600 mm.

Minimalny wydatek powietrza w części wygradzonej Komory Północnej \dot{V}_v ze względu na zapewnienie minimalnej prędkości powietrza wynosi [4]:

$$\dot{V}_v = S_t \cdot v_{min} \cdot \frac{m^3}{s}, \quad (25.1)$$

gdzie:

S_t – pole przekroju poprzecznego drażonego wyrobiska = 20,0 m²,

v_{min} – minimalna prędkość powietrza określona ze względu na opanowanie zagrożeń lub wymagana przez przepisy prawne = 0,15 m/s.

$$\dot{V}_v = 20,0 \cdot 0,15 = 3,00 \frac{m^3}{s} = 180 \frac{m^3}{min}$$

Minimalny wydatek powietrza w wyrobisku i Komorze Północnej \dot{V}_{os} ze względu na pracującą załogę wynosi [4]:

$$\dot{V}_{os} = n \cdot q_n \cdot \frac{m^3}{s}, \quad (25.2)$$

gdzie:

n – największa liczba pracowników znajdujących się równocześnie w wyrobisku = 15 osób,

q_n – ilość powietrza na jednego pracownika = 0,067 m³/s.

$$\dot{V}_{os} = 15 \cdot 0,067 = 1,0 \frac{m^3}{s} = 60,0 \frac{m^3}{min}$$

Drażenie wyrobiska będzie odbywało się ręcznie, więc nie będzie występowało zagrożenie związane z gazami szkodliwymi ze względu na pracujące maszyny.

Ze względu na budowę geologiczną urabianego materiału oraz sposób drażenia nie przewiduje się powstania zapylenia w wyniku urabiania i transportu materiału.

Z powodu faktu, że Komora Północna nie jest komorą funkcyjną, nie zastosowano wymogu pięciokrotnej wymiany powietrza w ciągu jednej godziny. Obliczenia ilości powietrza przeprowadzono dla dwóch różnych objętości Komory Północnej – obliczonej na podstawie prac skaningu otworowego $V_{kom} = 11800 \text{ m}^3$ i na podstawie dokumentacji mapowej $V_{kom} = 3982 \text{ m}^3$. Minimalny wydatek powietrza przy założeniu jednokrotnej wymiany powietrza w ciągu jednej godziny wynosi [4]:

$$\dot{V}_{kom} = 2,78 \cdot 10^{-4} \cdot V_{kom} \cdot \frac{m^3}{s} \quad (25.3)$$

Dla objętości komory równej 3892 m³:

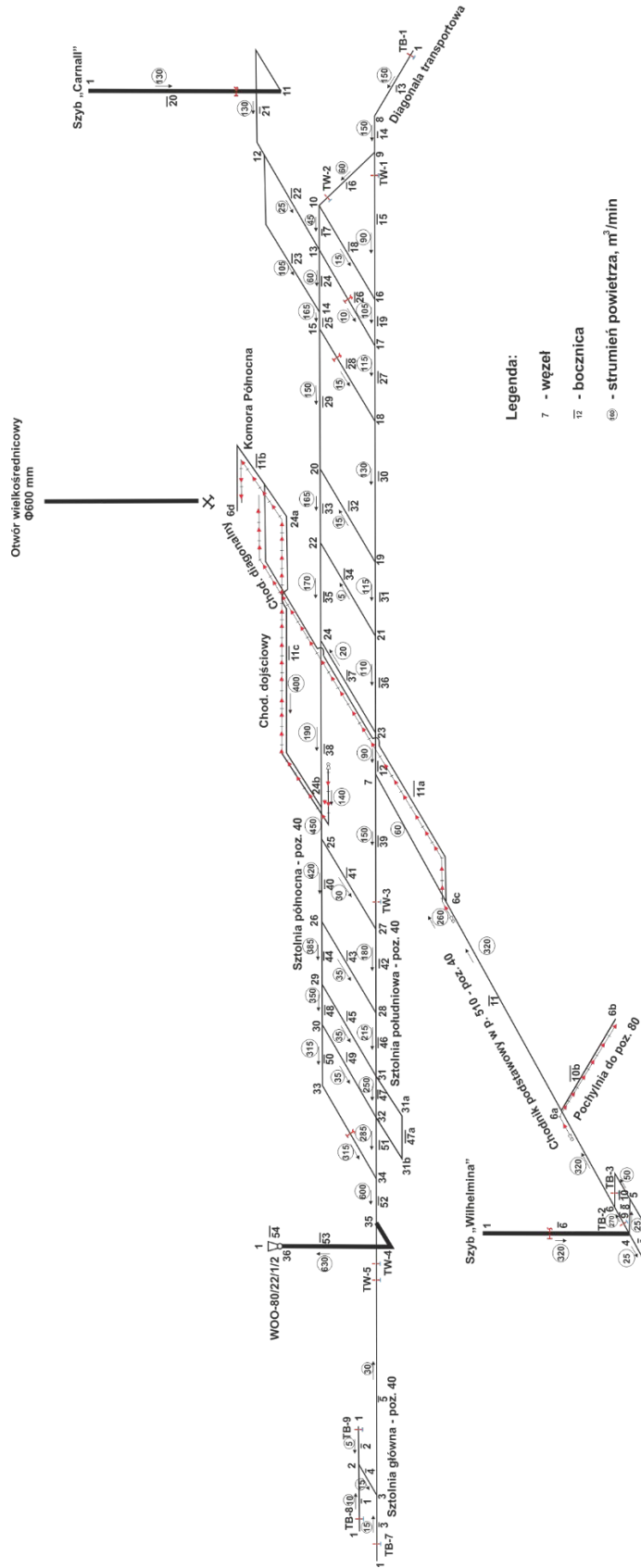
$$\dot{V}_{kom} = 2,78 \cdot 10^{-4} \cdot 3982 = 1,10 \frac{m^3}{s} = 66 \frac{m^3}{min}$$

Dla objętości komory równej 11 800 m³:

$$\dot{V}_{kom} = 2,78 \cdot 10^{-4} \cdot 11800 = 3,28 \frac{m^3}{s} = 196,8 \frac{m^3}{min}$$

Dla objętości komory wygradzonej płótnem wentylacyjnym w części przewietrzanej wentylacją lutniową poprowadzoną w chodniku diagonalnym 800 m³:

$$\dot{V}_{kom} = 2,78 \cdot 10^{-4} \cdot 800 = 0,23 \frac{m^3}{s} = 13,8 \frac{m^3}{min}$$



Rys. 25.3. Schemat przewietrzania sztolni z zaznaczoną wentylacją lutniową tłoczącą powietrze do Komory Północnej [źródło: opracowanie autorskie]

Fig. 25.3. Diagram of ventilation of the adit with marked braze ventilation pumping air into the North Chamber [source: author's study]

Dla objętości komory wygradzonej płótnem wentylacyjnym w części przewietrzanej wentylacją lutniową poprowadzoną w chodniku dojsciowym 2500 m³:

$$\dot{V}_{kom} = 2,78 \cdot 10^{-4} \cdot 2500 = 0,70 \frac{m^3}{s} = 42,0 \frac{m^3}{min}$$

Z uwagi na fakt, że możliwości techniczne nie pozwalają na intensywne przewietrzanie rejonu Komory Północnej, do tego rejonu będzie dostarczone powietrze chodnikiem diagonalnym w maksymalnej dostępnej ilości wynikającej z wydatku płynącego chodnikiem podstawowym w pokł. 510 poz. 40, tj. 230 m³/min (3,83 m³/s), a chodnikiem dojsciowym w maksymalnej dostępnej ilości wynikającej z wydatku płynącego sztolnią północną, tj. 120 m³/min (2,00 m³/s).

$$\dot{V}_{o\ diag} = 3,83 \frac{m^3}{s} = 230 \frac{m^3}{min}$$

$$\dot{V}_{o\ dojsć} = 2,00 \frac{m^3}{s} = 120 \frac{m^3}{min}$$

Na rysunku 25.3 przedstawiono schemat przewietrzania sztolni z zaznaczoną wentylacją lutniową tłoczącą powietrze do Komory Północnej.

25.4. Podsumowanie

Projekt wentylacji przy zabezpieczeniu pustek i stabilizacji górotworu w otoczeniu wyrobisk Głównej Kluczowej Sztolni Dziedzicznej na odcinku od Krzyżówki Heintzmanna do szybu Carnall został wykonany zgodnie z obowiązującymi przepisami i normami [4, 5]. W projekcie założono, że wentylacja będzie tłocząca z wykorzystaniem lutniociągu o średnicy 600 mm, który nie jest fabrycznie nowy. Strumień objętości (wydatek) powietrza, którym ma być przewietrzana Komora Północna w okresie drażenia otworu wielkośrednicowego, został określony na wlocie do wentylatora na 260 m³/min dla wentylacji lutniowej poprowadzonej chodnikiem diagonalnym i 140 m³/min dla wentylacji lutniowej poprowadzonej chodnikiem dojsciowym. Dla sprawdzenia poprawności działania systemu wentylacji oraz jakości powietrza zaleca się kontrolę parametrów powietrza co najmniej raz na godzinę podczas zmiany roboczej (stężenia O₂, CO oraz CO₂) w miejscu pracy załogi za pomocą mierników ręcznych lub automatycznych. W przypadku stwierdzenia przekroczeń dopuszczalnych stężeń gazów należy przerwać pracę, wycofać załogę i przewietrzać wyrobiska w celu przywrócenia prawidłowych stężeń gazów.

Bibliografia

1. Słota K., Słota Z.: A method to reduce air heating costs in winter period in the Królowa Luiza Mining Museum in Zabrze – case study. *Civil and Environmental Engineering Reports*. 2021;105–116.
2. Słota Z., Słota K., D’Obyrn K., Jaksza Z.: Tama izolacyjna z wizjerem jako sposób prezentacji dawnych wyrobisk górniczych. *Cuprum: czasopismo naukowo-techniczne górnictwa rud*. 2019;43–51.
3. Słota K.: Analysis and modification of the ventilation network of an underground tourist mining facility in order to make new workings accessible. *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science*. 2023;1132:1–15.
4. Pawiński J., Roszkowski J., Strzemiński J.: *Przewietrzanie kopalń*. Śląskie Wydawnictwa Techniczne, 1995.
5. Internetowy System Aktów Prawnych (ISAP). Rozporządzenie Ministra Energii z dnia 23 listopada 2016 r. w sprawie szczegółowych wymagań dotyczących prowadzenia ruchu podziemnych zakładów górniczych (Dz.U. 2019, poz. 1880). Pobrane z: <https://isap.sejm.gov.pl/isap.nsf/download.xsp/WDU20190001880/O/D20191880.pdf> [dostęp 15.05.2024].

26. ANALIZA MOŻLIWOŚCI I ZAKRES WYKORZYSTANIA WÓD DOŁOWYCH DO CHŁODZENIA SKRAPLACZY AGREGATÓW CHŁODNICZYCH

26.1. Wprowadzenie

W polskim górnictwie jednym z istotnych zagrożeń jest zagrożenie klimatyczne. Wpływ na warunki klimatyczne mają przede wszystkim parametry powietrza wlotowego do kopalni, a następnie do oddziałów eksploatacyjnych [1], długość dróg doprowadzających powietrze do miejsc pracy, temperatura pierwotna skał, sposób przewietrzania, moce energetyczne maszyn i urządzeń oraz inne źródła ciepła.

Na pierwszym etapie zwalczania zagrożenia klimatycznego stosuje się głównie sposoby wentylacyjne, to znaczy zwiększa się prędkość przepływu powietrza przez wyrobiska, gdzie znajdują się stanowiska pracy. Zgodnie z przepisami [2] takie rozwiązanie może być stosowane wyłącznie do osiągnięcia granicznych wartości prędkości powietrza. W przypadku gdy powyższe rozwiązanie nie zapewni prawidłowych warunków klimatycznych, konieczne staje się zastosowanie rozwiązań klimatyzacyjnych [3]. Należy wówczas wziąć pod uwagę kilka czynników dotyczących klimatyzacji, między innymi miejsce schładzania powietrza (chłodzenie całego prądu powietrza w kopalni, chłodzenie prądów rejonowych czy chłodzenie stanowisk pracy), budowę chłodnic powietrza i ich sposób działania (pośredni, bezpośredni), rodzaj czynnika chłodniczego, sposób odbioru ciepła skraplania itd. Najczęstszymi układami klimatyzacji są klimatyzacja lokalna (stacjonarne, indywidualne urządzenia chłodnicze stosowane do schładzania wyrobiska), grupowa (jeden lub kilka agregatów chłodniczych w układzie równoległym schładzania wody) oraz centralna (urządzenia odbierające ciepło skraplania zlokalizowane są na powierzchni, a agregaty chłodnicze znajdują się na powierzchni, pod ziemią lub na powierzchni i pod ziemią).

26.2. Materiał i metody

Celem niniejszej pracy jest analiza możliwości i zakres wykorzystania wód dołowych do chłodzenia skraplaczy agregatów chłodniczych. Skraplacze agregatów chłodniczych będą wykorzystywane w układzie klimatyzacji grupowej w jednej z polskich kopalń węgla kamiennego. Dane do przeprowadzenia analizy stanowią informacje uzyskane i dostarczone przez służby kopalniane.

Projektowana instalacja będzie składać się z dwóch górniczych maszyn chłodniczych GMC 2000 [4], które są urządzeniami zblokowanymi, zbudowanymi z następujących podstawowych zespołów:

- zespołu sprężarkowego,
- odolejacza poziomego,
- skraplacza płaszczowo-rurowego,
- parownika dwustopniowego,
- wodnej chłodnicy oleju,
- pompy oleju,
- automatyki chłodniczej,
- systemu sterowania.

Urządzenia GMC [4] mają zastosowanie w przemyśle górniczym do pośredniego chłodzenia wyrobisk górniczych. W urządzeniu schładzana jest woda, która następnie, dostarczona do chłodnic, ochładza powietrze w celu zapewnienia określonej temperatury w rejonach wydobywczych. Woda w dwustopniowym parowniku schładzana jest od temperatury 18–20°C do temperatury 1,5–3°C. Czynnik R404A odparowuje w parowniku przy temperaturze około 0,0°C (ciśnieniu 6,03 bara), a ciepło niezbędne do procesu odparowania freonu odbierane jest od schładzanej wody. Przewodem ssawnym, poprzez zawór odcinająco-zwrotny i filtr, odparowany czynnik zostaje zassany przez sprężarkę i sprężony do ciśnienia 20,27 bara. Dla zabezpieczenia sprężarki przed zanieczyszczeniami z instalacji po stronie ssawnej, przed sprężarką, zainstalowany jest filtr wstępny. Po sprężaniu czynnik wraz z olejem służącym do smarowania, uszczelniania i chłodzenia wtłaczany jest do odolejacza, skąd po dwustopniowym odolejeniu, poprzez zawór zwrotny i odcinający, odprowadzany jest do skraplacza. Wydajność sprężarki (masowe natężeniu przepływu) w funkcji aktualnego zapotrzebowania instalacji regulowana jest w zakresie 11–100% przy pomocy suwaka napędzanego hydraulicznie – co odpowiada położeniu suwaka 33 – 100%. Zakres ustawień suwaka od 0% (bieg jałowy) do 30% jest tylko wewnętrznym

zakresem manipulacyjnym agregatu i może być wykorzystany wyłącznie do rozruchu sprężarki. Zastosowany zawór odcinająco-zwrotny zapobiega obracaniu się sprężarki w przeciwnym kierunku o więcej niż kilka obrotów i odcina agregat sprężarkowy od instalacji chłodniczej w chwili wyłączenia. W skraplaczu przepływająca w rurkach woda odbiera ciepło od czynnika chłodniczego (R404A), na skutek czego zostaje on skroplony. Ciekły czynnik poprzez zespół filtrującoodwadniający doprowadzany jest do termostatycznych zaworów rozprężnych PHT300, gdzie zostaje rozprężony i zasila parownik. Ilość czynnika, który jest doprowadzany do parownika, jest regulowana przez termostatyczne zawory rozprężne PHT300. Sterowanie suwakiem wydajności może się odbywać ręcznie (praca manualna) lub automatycznie (praca automatyczna). W pracy automatycznej układ sterowania reguluje wydajność w zależności od temperatury wody na wylocie z parownika.

Sprężarka zainstalowana w agregacie GMC 2000 to jednostopniowa sprężarka śrubowa typu SR255G, z wirnikami o specjalnym zarysie asymetrycznym, z regulowanym ręcznie stosunkiem objętości wbudowanej. Sprężarka jest wyposażona w hydraulicznie poruszany suwak regulacji wydajności i odciążenia przy rozruchu oraz dławnicę obrotową typu odciążonego. Wirniki łożyskowane są w łożyskach ślizgowych, które służą do przenoszenia sił poprzecznych, oraz są wyposażone w łożyska kulkowe skośne do przenoszenia sił osiowych. Dodatkowo na wirniku głównym zamontowany jest tłok obrotowy odciążający ten wirnik od sił osiowych. Dla prawidłowej pracy sprężarki górnicza maszyna chłodnicza wyposażona jest w układ olejowy (hydrauliczny) z pompą olejową, dostarczający olej do sprężarki. Parowacz PG 1800 jest poziomym, dwustopniowym aparatem płaszczowo-rurowym. Składa się z dwóch zbiorników: parowacza wstępnego i głównego, z których każdy ma konstrukcję stalową spawaną. Obydwa zbiorniki ułożone są szeregowo i połączone są za pośrednictwem tulei o zmiennym przekroju przy wykorzystaniu śrubowych złączy kołnierzowych. Każdy ze zbiorników składa się z płaszcza w kształcie rury, wykonanego z segmentów blachy stalowej, giętej na odpowiednią średnicę. Tak wykonane płaszcze zamknięte są z obu stron dnami sitowymi, w których rozwalcowane są rury miedziane, wewnątrz których przepływa czynnik chłodniczy R404A. Pierścienie z układem kolan pomiędzy parowaczem wstępnym i głównym pełnią funkcję kolektora łączącego dwa stopnie parowacza. Cały parowacz zamknięty jest dennicami. Czynnik roboczy wpływa do przestrzeni wewnątrzrurowej wstępnej części parowacza w postaci mieszaniny pary i cieczy. Czynnikiem chłodzonym jest woda, doprowadzana do przestrzeni zewnątrzrurowej w taki sposób, że w części wstępnej, tj. I stopnia chłodzenia, przepływa przeciwbieżnie w stosunku do kierunku przepływu czynnika,

a w części głównej, II stopnia chłodzenia, współbieżnie z kierunkiem przepływu czynnika. Górniczy skraplacz płaszczowo-rurowy składa się ze stalowego płaszcza, den sitowych oraz pakietu rur miedzianych. Skraplacz służy do odbioru ciepła od czynnika i przekazania go wodzie z obiegu chłodziń wyparnych. Woda zajmuje przestrzeń wewnątrzrurową. Czynnik chłodniczy znajdujący się w przestrzeni zewnątrzrurowej po zetknięciu z żebrowanymi rurkami miedzianymi kondensuje. W celu intensyfikacji wymiany ciepła zbiornik został wewnątrz podzielony odpowiednimi przegrodami, które powodują zmianę kierunku przepływu par czynnika.

Zakłada się chłodzenie dwóch agregatów chłodniczych typu GMC 2000 z wykorzystaniem wody pochodzącej z układu odwodnienia poziomu -465 m oraz czterech płaszczowo-płytowych wymienników ciepła Tranter SPW 055.

Planuje się następujące warunki zabudowy rurociągów wody chłodzącej:

- a) odległość pomiędzy komorą pomp przy szybie na poziomie -465 m a miejscem zabudowy agregatów chłodniczych wynosi około 1932 m,
- b) ogólna różnica poziomów pomiędzy miejscami jw. wynosi około 50 m (wznios w kierunku agregatów chłodniczych),
- c) w głównym wyrobisku, w którym zainstalowane będą rurociągi, panują następujące warunki:
 - temperatura powietrza:
 - w okresie jesienno-zimowym – średnio 10,6°C,
 - w okresie wiosenno-letnim – średnio 20°C,
 - prędkość przepływu powietrza 4,38–5,35 m/s,
- d) wykorzystanie rur nieizolowanych z tworzyw sztucznych, DN 300.

W celu poprawy własności fizykochemicznych wody planuje się zainstalowanie w układzie wody chłodzącej stacji kondycjonowania.

Parametry wody w układzie odwodnienia są następujące:

– Wydatek maksymalny	300 m ³ /h
– Temperatura	18,6°C
– Odczyn pH	8,11
– Chlorki	do 1483 mg/l
– Siarczany	412 mg/l
– Zawiesina ogólna	<2 mg/l
– Azot amonowy	<0,050 mg/l
– Azot amonowy	<0,89 mg/l
– Twardość węglanowa	558 mg/l CaCO ₂

– Twardość niewęglanowa	0 mg/l CaCO ₂
– Twardość ogólna	284 mg/l CaCO ₂
– Mangan	38,4 µg/l
– Żelazo ogólne”	13,6 µg /l
– Zasadowość „p”	<20 mg/l CaCO ₂
– Zasadowość „m”	458 mg/l CaCO ₂
– Wodorowęglany	558 µg /l
– Węglany	<12 mg/l
– Magnez	43,7 mg/l
– Wapń	60,5 mg/l
– Sód	948 mg/l
– Potas	45,1 mg/l
– Substancje rozpuszczone	3149 mg/l

26.3. Obliczenia

Poniżej przedstawiono wymagane parametry wody chłodzącej oraz skuteczność układu chłodzenia agregatów w założonej konfiguracji, a także wskazano możliwości ewentualnej rozbudowy mocy chłodniczej układu klimatyzacji przy wykorzystaniu posiadanych zasobów wody.

Obliczenia dotyczą następujących elementów:

- minimalnego przepływu wody chłodzącej dla uzyskania mocy chłodniczej 3,6 MW,
- maksymalnej mocy chłodniczej agregatów, możliwej do osiągnięcia przy maksymalnym wykorzystaniu parametrów wody w układzie odwodnienia – tj. 300 m³/h,
- odległości zabudowy wymienników ciepła oraz stacji kondycjonowania wody od agregatów chłodniczych,
- prędkości przepływu wody w układzie chłodzenia (po obu stronach wymienników),
- sprawdzenia doboru rur DN 300 oraz zasadności stosowania rur preizolowanych (z osobna wody zimnej i ogrzanej).

Parametry przyjęte do przeprowadzenia obliczeń są następujące:

- parametry wody chłodzonej:

- temperatura wylotowa maksymalna $t_{wylwemax} = 38^{\circ}\text{C}$,
- temperatura wlotowa $t_{wlotwc} = 25^{\circ}\text{C}$,
- strumień wody chłodzonej $m'_{wc} = 240 \text{ m}^3/\text{h}$;
- parametry wody chłodzącej w komorze pomp:
 - temperatura minimalna wody $t_{wmin} = 18,6^{\circ}\text{C}$,
 - maksymalny strumień wody chłodzącej $m'_{wchmax} = 300 \text{ m}^3/\text{h}$;
- pozostałe parametry:
 - maksymalna temperatura w wyrobisku $t_{pmax} = 20,0^{\circ}\text{C}$,
 - minimalna temperatura w wyrobisku $t_{pmin} = 10,6^{\circ}\text{C}$,
 - prędkość przepływu powietrza w wyrobisku $v_p = 4,38\text{--}5,35 \text{ m/s}$,
 - średnica rur $D = 0,3 \text{ m}$,
 - współczynnik wymiany ciepła dla rur nieizolowanych $k_{ni} = 20 \text{ W}/(\text{m}^2\text{K})$,
 - współczynnik wymiany ciepła dla rur preizolowanych $k_{pi} = 3 \text{ W}/(\text{m}^2\text{K})$,
 - długość rurociągu $L = 1932 \text{ m}$.

Wymiennik ciepła zlokalizowany w odległości $L_{max}=1932 \text{ m}$ od komory pomp

Obliczenie temperatury wody chłodzącej dla długości rurociągu $L=1932 \text{ m}$ oraz maksymalnego strumienia wody chłodzącej $m_{chmax}=300 \text{ m}^3/\text{h}$ [5]:

$$N_{rwch} = k \cdot \pi \cdot D \cdot L \cdot (t_p - t_{wp}), \text{ kW}, \quad (26.1)$$

$$N_{rwch} = m_{wch} \cdot c_w \cdot (t_{wk} - t_{wp}), \text{ kW}, \quad (26.2)$$

stąd:

$$t_{wk} = \frac{k \cdot \pi \cdot D \cdot L \cdot (t_p - t_{wp})}{m_{wch} \cdot c_w} + t_{wp}, \text{ }^{\circ}\text{C} \quad (26.3)$$

oraz:

$$m_{wch} = \frac{N_{rwch}}{c_w \cdot (t_{wk} - t_{wp})}, \text{ kg/s}, \quad (26.4)$$

gdzie:

N_{rwch} – moc cieplna wody chłodzącej, kW,

k – współczynnik wymiany ciepła pomiędzy powietrzem a wodą w rurociągu, kJ/kg,

D – średnica rurociągu, m,

L – długość rurociągu, m,

t_p – temperatura powietrza w wyrobisku, $^{\circ}\text{C}$,

t_{wp} – temperatura wody na początku rurociągu, $^{\circ}\text{C}$,

t_{wk} – temperatura wody na końcu rurociągu, $^{\circ}\text{C}$,

m_{wch} – strumień masy wody płynącej w rurociągu, kg/s,

c_w – ciepło właściwe wody, kJ/kgK.

Rury nieizolowane (okres letni):

- wlot

$$t_{wk} = \frac{k_{ni} \cdot \pi \cdot D \cdot L \cdot (t_p - t_{wp})}{m_{wch} \cdot c_w} + t_{wp} = \frac{0,020 \cdot 3,1415 \cdot 0,3 \cdot 1932 \cdot (20,0 - 18,6)}{83,33 \cdot 4,187} + 18,6 = 18,7^\circ\text{C}$$

- wylot

$$t_{wk} = \frac{k_{ni} \cdot \pi \cdot D \cdot L \cdot (t_p - t_{wp})}{m_{wch} \cdot c_w} + t_{wp} = \frac{0,020 \cdot 3,1415 \cdot 0,3 \cdot 1932 \cdot (20,0 - 36,0)}{83,33 \cdot 4,187} + 36,0 = 34,3^\circ\text{C}$$

- maksymalna moc cieplna wymiennika (wody chłodzącej)

$$N_{wchmax} = m_{wch} \cdot c_w \cdot (t_{wymk} - t_{wwymp}) = 83,33 \cdot 4,187 \cdot (36,0 - 18,7) = 6036 \text{ kW}$$

- prędkość wody chłodzącej w rurociągu dla maksymalnej mocy wody chłodzącej

$$v_{max} = \frac{m_{wch} \cdot \rho_w}{\frac{\pi \cdot D^2}{4}} = \frac{83,33 \cdot 0,001}{\frac{\pi \cdot 0,3^2}{4}} = 1,179 \text{ m/s}$$

- strumień masy wody chłodzącej przy mocy cieplnej wymiennika 3600 kW

$$m_{wch} = \frac{N_{rwch}}{c_w \cdot (t_{wk} - t_{wp})} = \frac{3600}{4,187 \cdot (36,0 - 18,7)} = 49,70 \text{ kg/s} = 179 \text{ m}^3/\text{h}$$

- prędkość wody chłodzącej w rurociągu dla mocy cieplnej wymiennika 3600 kW

$$v_{max} = \frac{m_{wch} \cdot \rho_w}{\frac{\pi \cdot D^2}{4}} = \frac{49,70 \cdot 0,001}{\frac{\pi \cdot 0,3^2}{4}} = 0,703 \text{ m/s}$$

Rury nieizolowane (okres zimowy):

- wlot

$$t_{wk} = \frac{k_{ni} \cdot \pi \cdot D \cdot L \cdot (t_p - t_{wp})}{m_{wch} \cdot c_w} + t_{wp} = \frac{0,020 \cdot 3,1415 \cdot 0,3 \cdot 1932 \cdot (10,6 - 18,6)}{83,33 \cdot 4,187} + 18,6 = 17,8^\circ\text{C}$$

- wylot

$$t_{wk} = \frac{k_{ni} \cdot \pi \cdot D \cdot L \cdot (t_p - t_{wp})}{m_{wch} \cdot c_w} + t_{wp} = \frac{0,020 \cdot 3,1415 \cdot 0,3 \cdot 1932 \cdot (10,6 - 36,0)}{83,33 \cdot 4,187} + 36,0 = 33,3^\circ\text{C}$$

- maksymalna moc cieplna wymiennika (wody chłodzącej)

$$\begin{aligned} N_{wchmax} &= m_{wch} \cdot c_w \cdot (t_{wymk} - t_{wwymp}) = \\ &= 83,33 \cdot 4,187 \cdot (36,0 - 17,8) = 6350 \text{ kW} \end{aligned}$$

- prędkość wody chłodzącej w rurociągu dla maksymalnej mocy wody chłodzącej

$$v_{max} = \frac{m_{wch} \cdot \rho_w}{\frac{\pi \cdot D^2}{4}} = \frac{83,33 \cdot 0,001}{\frac{\pi \cdot 0,3^2}{4}} = 1,179 \text{ m/s}$$

- strumień masy wody chłodzącej przy mocy cieplnej wymiennika 3600 kW

$$m_{wch} = \frac{N_{rwch}}{c_w \cdot (t_{wk} - t_{wp})} = \frac{3600}{4,187 \cdot (36,0 - 17,8)} = 47,24 \text{ kg/s} = 171 \text{ m}^3/\text{h}$$

- prędkość wody chłodzącej w rurociągu dla mocy cieplnej wymiennika 3600 kW

$$v_{max} = \frac{m_{wch} \cdot \rho_w}{\frac{\pi \cdot D^2}{4}} = \frac{47,24 \cdot 0,001}{\frac{\pi \cdot 0,3^2}{4}} = 0,668 \text{ m/s}$$

Rury preizolowane (okres letni):

- wlot

$$t_{wk} = \frac{k_{pi} \cdot \pi \cdot D \cdot L \cdot (t_p - t_{wp})}{m_{wch} \cdot c_w} + t_{wp} = \frac{0,003 \cdot 3,1415 \cdot 0,3 \cdot 1932 \cdot (20,0 - 18,6)}{83,33 \cdot 4,187} + 18,6 = 18,62^\circ\text{C}$$

- wylot

$$t_{wk} = \frac{k_{pi} \cdot \pi \cdot D \cdot L \cdot (t_p - t_{wp})}{m_{wch} \cdot c_w} + t_{wp} = \frac{0,003 \cdot 3,1415 \cdot 0,3 \cdot 1932 \cdot (20,0 - 36,0)}{83,33 \cdot 4,187} + 36,0 = 35,7^\circ\text{C}$$

- maksymalna moc cieplna wymiennika (wody chłodzącej)

$$N_{wchmax} = m_{wch} \cdot c_w \cdot (t_{wymk} - t_{wwymp}) = \\ = 83,33 \cdot 4,187 \cdot (36,0 - 18,6) = 6070 \text{ kW}$$

- prędkość wody chłodzącej w rurociągu dla maksymalnej mocy wody chłodzącej

$$v_{max} = \frac{m_{wch} \cdot \rho_w}{\frac{\pi \cdot D^2}{4}} = \frac{83,33 \cdot 0,001}{\frac{\pi \cdot 0,3^2}{4}} = 1,179 \text{ m/s}$$

- strumień masy wody chłodzącej przy mocy cieplnej wymiennika 3600 kW

$$m_{wch} = \frac{N_{rwch}}{c_w \cdot (t_{wk} - t_{wp})} = \frac{3600}{4,187 \cdot (36,0 - 18,6)} = 49,41 \text{ kg/s} = 178 \text{ m}^3/\text{h}$$

- prędkość wody chłodzącej w rurociągu dla mocy cieplnej wymiennika 3600 kW

$$v_{max} = \frac{m_{wch} \cdot \rho_w}{\frac{\pi \cdot D^2}{4}} = \frac{49,41 \cdot 0,001}{\frac{\pi \cdot 0,3^2}{4}} = 0,699 \text{ m/s}$$

Rury preizolowane (okres zimowy):

- wlot

$$t_{wk} = \frac{k_{pi} \cdot \pi \cdot D \cdot L \cdot (t_p - t_{wp})}{m_{wch} \cdot c_w} + t_{wp} = \frac{0,003 \cdot 3,1415 \cdot 0,3 \cdot 1932 \cdot (10,6 - 18,6)}{83,33 \cdot 4,187} + 18,6 = 18,5^\circ\text{C}$$

- wylot

$$t_{wk} = \frac{k_{pi} \cdot \pi \cdot D \cdot L \cdot (t_p - t_{wp})}{m_{wch} \cdot c_w} + t_{wp} = \frac{0,003 \cdot 3,1415 \cdot 0,3 \cdot 1932 \cdot (10,6 - 36,0)}{83,33 \cdot 4,187} + 36,0 = 35,6^\circ\text{C}$$

- maksymalna moc cieplna wymiennika (wody chłodzącej)

$$N_{wchmax} = m_{wch} \cdot c_w \cdot (t_{wymk} - t_{wwymp}) = \\ = 83,33 \cdot 4,187 \cdot (36,0 - 18,5) = 6105 \text{ kW}$$

- prędkość wody chłodzącej w rurociągu dla maksymalnej mocy wody chłodzącej

$$v_{max} = \frac{m_{wch} \cdot \rho_w}{\frac{\pi \cdot D^2}{4}} = \frac{83,33 \cdot 0,001}{\frac{\pi \cdot 0,3^2}{4}} = 1,179 \text{ m/s}$$

- strumień masy wody chłodzącej przy mocy cieplnej wymiennika 3600 kW

$$m_{wch} = \frac{N_{rwch}}{c_w \cdot (t_{wk} - t_{wp})} = \frac{3600}{4,187 \cdot (36,0 - 18,5)} = 49,13 \text{ kg/s} = 177 \text{ m}^3/\text{h}$$

- prędkość wody chłodzącej w rurociągu dla mocy cieplnej wymiennika 3600 kW

$$v_{max} = \frac{m_{wch} \cdot \rho_w}{\frac{\pi \cdot D^2}{4}} = \frac{49,13 \cdot 0,001}{\frac{\pi \cdot 0,3^2}{4}} = 0,696 \text{ m/s}$$

Wymiennik ciepła zlokalizowany w odległości $L_{min}=32 \text{ m}$ od komory pomp

Obliczenie temperatury wody chłodzonej dla długości rurociągu $L=1900 \text{ m}$ oraz maksymalnego strumienia wody chłodzącej $m_{chmax}=300 \text{ m}^3/\text{h}$ [5]:

Rury nieizolowane (okres letni):

- wlot

$$t_{wGMCK} = \frac{k_{ni} \cdot \pi \cdot D \cdot L \cdot (t_p - t_{wp})}{m_{wch} \cdot c_w} + t_{wp} = \frac{0,020 \cdot 3,1415 \cdot 0,3 \cdot 1900 \cdot (20,0 - 38,0)}{69,44 \cdot 4,187} + 38,0 = 35,8^\circ\text{C}$$

- wylot

$$t_{wGMCK} = \frac{k_{ni} \cdot \pi \cdot D \cdot L \cdot (t_p - t_{wp})}{m_{wch} \cdot c_w} + t_{wp} = \frac{0,020 \cdot 3,1415 \cdot 0,3 \cdot 1900 \cdot (20,0 - 18,6)}{69,44 \cdot 4,187} + 18,6 = 18,8^\circ\text{C}$$

- maksymalna moc cieplna wymiennika (wody chłodzącej)

$$\begin{aligned} N_{wchmax} &= m_{wch} \cdot c_w \cdot (t_{wymk} - t_{wwymp}) = \\ &= 83,33 \cdot 4,187 \cdot (33,8 - 18,7) = 5268 \text{ kW} \end{aligned}$$

- prędkość wody chłodzącej w rurociągu dla maksymalnej mocy wody chłodzącej

$$v_{max} = \frac{m_{wch} \cdot \rho_w}{\frac{\pi \cdot D^2}{4}} = \frac{83,33 \cdot 0,001}{\frac{\pi \cdot 0,3^2}{4}} = 1,179 \text{ m/s}$$

- prędkość wody chłodzonej w rurociągu dla maksymalnej mocy wody chłodzącej

$$v_{max} = \frac{m_{wch} \cdot \rho_w}{\frac{\pi \cdot D^2}{4}} = \frac{69,44 \cdot 0,001}{\frac{\pi \cdot 0,3^2}{4}} = 0,983 \text{ m/s}$$

- strumień masy wody chłodzącej przy mocy cieplnej wymiennika 3600 kW

$$m_{wch} = \frac{N_{rwch}}{c_w \cdot (t_{wk} - t_{wp})} = \frac{3600}{4,187 \cdot (33,8 - 18,7)} = 56,94 \text{ kg/s} = 205 \text{ m}^3/\text{h}$$

- prędkość wody chłodzącej w rurociągu dla mocy cieplnej wymiennika 3600 kW

$$v_{max} = \frac{m_{wch} \cdot \rho_w}{\frac{\pi \cdot D^2}{4}} = \frac{56,94 \cdot 0,001}{\frac{\pi \cdot 0,3^2}{4}} = 0,806 \text{ m/s}$$

Rury nieizolowane (okres zimowy):

- wlot

$$t_{wGMCK} = \frac{k_{ni} \cdot \pi \cdot D \cdot L \cdot (t_p - t_{wp})}{m_{wch} \cdot c_w} + t_{wp} = \frac{0,020 \cdot 3,1415 \cdot 0,3 \cdot 1900 \cdot (10,6 - 38,0)}{69,44 \cdot 4,187} + 38,0 = 34,7^\circ\text{C}$$

- wylot

$$t_{wGMCK} = \frac{k_{ni} \cdot \pi \cdot D \cdot L \cdot (t_p - t_{wp})}{m_{wch} \cdot c_w} + t_{wp} = \frac{0,020 \cdot 3,1415 \cdot 0,3 \cdot 1900 \cdot (10,6 - 18,6)}{69,44 \cdot 4,187} + 18,6 = 17,6^\circ\text{C}$$

- maksymalna moc cieplna wymiennika (wody chłodzącej)

$$N_{wchmax} = m_{wch} \cdot c_w \cdot (t_{wymk} - t_{wwymp}) = \\ = 83,33 \cdot 4,187 \cdot (32,7 - 18,6) = 4919 \text{ kW}$$

- prędkość wody chłodzącej w rurociągu dla maksymalnej mocy wody chłodzącej

$$v_{max} = \frac{m_{wch} \cdot \rho_w}{\frac{\pi \cdot D^2}{4}} = \frac{83,33 \cdot 0,001}{\frac{\pi \cdot 0,3^2}{4}} = 1,179 \text{ m/s}$$

- prędkość wody chłodzonej w rurociągu dla maksymalnej mocy wody chłodzącej

$$v_{max} = \frac{m_{wch} \cdot \rho_w}{\frac{\pi \cdot D^2}{4}} = \frac{69,44 \cdot 0,001}{\frac{\pi \cdot 0,3^2}{4}} = 0,983 \text{ m/s}$$

- strumień masy wody chłodzącej przy mocy cieplnej wymiennika 3600 kW

$$m_{wch} = \frac{N_{rwch}}{c_w \cdot (t_{wk} - t_{wp})} = \frac{3600}{4,187 \cdot (32,7 - 18,7)} = 61,41 \text{ kg/s} = 221 \text{ m}^3/\text{h}$$

- prędkość wody chłodzącej w rurociągu dla mocy cieplnej wymiennika 3600 kW

$$v_{max} = \frac{m_{wch} \cdot \rho_w}{\frac{\pi \cdot D^2}{4}} = \frac{61,41 \cdot 0,001}{\frac{\pi \cdot 0,3^2}{4}} = 0,869 \text{ m/s}$$

Rury preizolowane (okres letni):

- wlot

$$t_{wGMCK} = \frac{k_{pi} \cdot \pi \cdot D \cdot L \cdot (t_p - t_{wp})}{m_{wch} \cdot c_w} + t_{wp} = \frac{0,003 \cdot 3,1415 \cdot 0,3 \cdot 1900 \cdot (20,0 - 38,0)}{69,44 \cdot 4,187} + 38,0 = 37,6^\circ\text{C}$$

- wylot

$$t_{wGMCK} = \frac{k_{pi} \cdot \pi \cdot D \cdot L \cdot (t_p - t_{wp})}{m_{wch} \cdot c_w} + t_{wp} = \frac{0,003 \cdot 3,1415 \cdot 0,3 \cdot 1900 \cdot (20,0 - 18,6)}{69,44 \cdot 4,187} + 18,6 = 18,7^\circ\text{C}$$

- maksymalna moc cieplna wymiennika (wody chłodzącej)

$$N_{wchmax} = m_{wch} \cdot c_w \cdot (t_{wymk} - t_{wwymp}) = \\ = 83,33 \cdot 4,187 \cdot (35,6 - 18,7) = 5896 \text{ kW}$$

- prędkość wody chłodzącej w rurociągu dla maksymalnej mocy wody chłodzącej

$$v_{max} = \frac{m_{wch} \cdot \rho_w}{\frac{\pi \cdot D^2}{4}} = \frac{83,33 \cdot 0,001}{\frac{\pi \cdot 0,3^2}{4}} = 1,179 \text{ m/s}$$

- prędkość wody chłodzonej w rurociągu dla maksymalnej mocy wody chłodzącej

$$v_{max} = \frac{m_{wch} \cdot \rho_w}{\frac{\pi \cdot D^2}{4}} = \frac{69,44 \cdot 0,001}{\frac{\pi \cdot 0,3^2}{4}} = 0,983 \text{ m/s}$$

- strumień masy wody chłodzącej przy mocy cieplnej wymiennika 3600 kW

$$m_{wch} = \frac{N_{rwch}}{c_w \cdot (t_{wk} - t_{wp})} = \frac{3600}{4,187 \cdot (35,6 - 18,7)} = 50,88 \text{ kg/s} = 184 \text{ m}^3/\text{h}$$

- prędkość wody chłodzącej w rurociągu dla mocy cieplnej wymiennika 3600 kW

$$v_{max} = \frac{m_{wch} \cdot \rho_w}{\frac{\pi \cdot D^2}{4}} = \frac{50,88 \cdot 0,001}{\frac{\pi \cdot 0,3^2}{4}} = 0,720 \text{ m/s}$$

Rury preizolowane (okres zimowy):

- wlot

$$t_{wGMCK} = \frac{k_{pi} \cdot \pi \cdot D \cdot L \cdot (t_p - t_{wp})}{m_{wch} \cdot c_w} + t_{wp} = \frac{0,003 \cdot 3,1415 \cdot 0,3 \cdot 1900 \cdot (10,6 - 38,0)}{69,44 \cdot 4,187} + 38,0 = 37,5^\circ\text{C}$$

- wylot

$$t_{wGMCK} = \frac{k_{pi} \cdot \pi \cdot D \cdot L \cdot (t_p - t_{wp})}{m_{wch} \cdot c_w} + t_{wp} = \frac{0,003 \cdot 3,1415 \cdot 0,3 \cdot 1900 \cdot (10,6 - 18,6)}{69,44 \cdot 4,187} + 18,6 = 18,4^\circ\text{C}$$

- maksymalna moc cieplna wymiennika (wody chłodzącej)

$$\begin{aligned} N_{wchmax} &= m_{wch} \cdot c_w \cdot (t_{wymk} - t_{wwymp}) = \\ &= 83,33 \cdot 4,187 \cdot (35,5 - 18,6) = 5896 \text{ kW} \end{aligned}$$

- prędkość wody chłodzącej w rurociągu dla maksymalnej mocy wody chłodzącej

$$v_{max} = \frac{m_{wch} \cdot \rho_w}{\frac{\pi \cdot D^2}{4}} = \frac{83,33 \cdot 0,001}{\frac{\pi \cdot 0,3^2}{4}} = 1,179 \text{ m/s}$$

- prędkość wody chłodzonej w rurociągu dla maksymalnej mocy wody chłodzącej

$$v_{max} = \frac{m_{wch} \cdot \rho_w}{\frac{\pi \cdot D^2}{4}} = \frac{69,44 \cdot 0,001}{\frac{\pi \cdot 0,3^2}{4}} = 0,983 \text{ m/s}$$

- strumień masy wody chłodzącej przy mocy cieplnej wymiennika 3600 kW

$$m_{wch} = \frac{N_{rwch}}{c_w \cdot (t_{wk} - t_{wp})} = \frac{3600}{4,187 \cdot (35,5 - 18,6)} = 50,88 \text{ kg/s} = 184 \text{ m}^3/\text{h}$$

- prędkość wody chłodzącej w rurociągu dla mocy cieplnej wymiennika 3600 kW

$$v_{max} = \frac{m_{wch} \cdot \rho_w}{\frac{\pi \cdot D^2}{4}} = \frac{50,88 \cdot 0,001}{\frac{\pi \cdot 0,3^2}{4}} = 0,720 \text{ m/s}$$

26.4. Wyniki i wnioski

Wyniki przeprowadzonych obliczeń zostały przedstawione w tabeli 26.1.

Tabela 26.1

Maksymalna moc cieplna wymiennika

Maksymalna moc cieplna wymiennika N_{wchmax} , kW			
Wymiennik ciepła zlokalizowany w odległości 1932 m od komory pomp			
Rury nieizolowane		Rury preizolowane	
Okres letni	Okres zimowy	Okres letni	Okres zimowy
6036	6350	6070	6105

Wymiennik ciepła zlokalizowany w odległości 32 m od komory pomp			
Rury nieizolowane		Rury preizolowane	
Okres letni	Okres zimowy	Okres letni	Okres zimowy
5268	4919	5896	5896

Przeprowadzone obliczenia pozwoliły na wykonanie właściwej analizy oraz sformułowanie następujących wniosków:

- Optymalną lokalizacją wymiennika ciepła wykorzystującego wody dołowe z poziomu -465 m będzie miejsce oddalone od komory pomp w maksymalnej odległości, tj. 1932 m,
- przy instalacji wymiennika ciepła bezpośrednio przy komorze pomp maksymalna moc chłodnicza będzie niższa od 5% do 20% w porównaniu z instalacją wymiennika w maksymalnej odległości od komory pomp; różnica ta wynika przede wszystkim z odebrania ciepła wodzie chłodzonej przez powietrze przepływające w wyrobisku i chłodzące rurociąg;
- do uzyskania mocy chłodniczej wymiennika na poziomie 3,6 MW wymagany minimalny strumień masowy wody będzie wynosić około 180 m³/h,
- okres zimowy będzie sprzyjać uzyskaniu wyższej mocy chłodniczej w porównaniu z okresem letnim od około 1% (w przypadku stosowania rur preizolowanych) do 5% (w przypadku stosowaniu rur nieizolowanych),
- według wykonanych obliczeń niezasadne będzie korzystanie w instalacji z rur preizolowanych – zysk energetyczny w stosunku do ceny rur nie będzie adekwatny – różnica w wielkości możliwej do uzyskania mocy chłodniczej w okresie letnim w stosunku do okresu zimowego jest bardzo mała (około 34 kW),
- w przypadku instalacji z rur nieizolowanych możliwa jest do uzyskania maksymalna moc chłodnicza wynosząca 6,35 MW dla okresu zimowego, dla okresu letniego 6,036 MW,
- prędkość wody chłodzącej w rurociągu dla uzyskania maksymalnej mocy chłodniczej wyniesie około 1,2 m/s,
- prędkość wody w rurociągu dla uzyskania mocy chłodniczej 3,6 MW wyniesie około 0,7 m/s.

Bibliografia

1. Szlązak N., Tor A., Jakubów A.: Metody zwalczania zagrożenia temperaturowego w kopalniach Jastrzębskiej Spółki Węglowej S.A. Biblioteka Szkoły Eksploatacji Podziemnej, 2006.
2. Internetowy System Aktów Prawnych (ISAP). Rozporządzenie Ministra Energii z dnia 23 listopada 2016 r. w sprawie szczegółowych wymagań dotyczących prowadzenia ruchu podziemnych zakładów górniczych (Dz.U. 2019, poz. 1880). Pobrane z: <https://isap.sejm.gov.pl/isap.nsf/download.xsp/WDU20190001880/O/D20191880.pdf> [dostęp 15.05.2024].
3. Szlązak N., Nawrat S., Jakubów A.: Pierwsza klimatyzacja centralna w KWK „Pniówek” Jastrzębskiej Spółki Węglowej S.A. Przegląd Górniczy, 2000, 10.
4. Dokumentacja techniczno-ruchowa Górniczej Maszyny Chłodniczej GMC 2000. Wytwórnia Urządzeń Chłodniczych „PZL – Dębica” S.A., 2012.
5. Hobler T.: Ruch ciepła i wymienniki. WNT, Warszawa 1971.

27. DOKŁADNOŚĆ OBJĘTOŚCI ZWAŁOWISKA KAMIENIA OBLICZONYCH RÓŻNYMI PROGRAMAMI KOMPUTEROWYMI

27.1. Wstęp

Bilans mas ziemnych jest nieodzowną częścią prowadzenia inwestycji budowlanych. Zadaniem geodety jest rzetelne określenie objętości ziemi pozyskanej w czasie prac, czy to przy wykonywaniu wykopów, czy też przy tworzeniu nasypów. Wykorzystanie technik geodezyjnych pomaga m.in. w określeniu kosztów robót i materiału zużytego np. do formowania nasypu. Pierwszym etapem prac na placu budowy każdej inwestycji jest przygotowanie terenu. Dobre zorganizowanie pracy na samym początku skutkuje zbilansowaniem kosztów całej inwestycji.

Obliczanie objętości materiałów sypkich można również rozpatrywać w kontekście prac górniczych, takich jak określenie objętości węgla wydobytego na kopalni, urobku czy skały płonnej. Każdy zakład górniczy zobowiązany jest do prowadzenia dokumentacji związanej z inwentaryzacją i kontrolowaniem wielkości zasobów kopaliny użytecznej.

Obecnie stosowane techniki geodezyjne pozwalają na stosunkowo szybki i dokładny pomiar. Z kolei nowoczesne sprzęty geodezyjne obarczone są niewielkimi błędami instrumentalnymi. W połączeniu z geodezyjnymi programami komputerowymi, w których opracowywane są wyniki pomiarów, możliwe jest podanie wiarygodnej objętości składowiska materiałów sypkich. Jednak każdy program wykorzystuje odmienne algorytmy. Wprowadzenie tych samych danych do różnych programów może skutkować odmiennymi wynikami końcowymi. Aby dokonać interpretacji i oceny uzyskanych wyników, konieczne jest użycie kilku programów wykorzystujących różne algorytmy obliczeniowe i porównanie otrzymanych wyników z objętością uznaną za bazową.

W niniejszym rozdziale przedstawiono różnice w objętościach zwałowiska kamienia znajdującego się na terenie zakładu górniczego, obliczonych trzema różnymi programami komputerowymi: C-Geo, WinKalk i Geolisp. Uzyskane różnice wynikają

przede wszystkim z algorytmów wykorzystywanych do obliczeń objętości przez poszczególne programy i mieszczą się w odchyłkach dopuszczalnych przez przepisy prawa.

27.2. Podstawy prawne obliczania objętości i jej dokładność

Normy ustalające dokładność pomiarów objętości zwałowisk i mas ziemnych na terenie zakładów górniczych reguluje Rozporządzenie Ministra Gospodarki w sprawie dokumentacji mierniczo-geologicznej [1]. Zostało ono sporządzone zgodnie z art. 116 ust. 7 ustawy Prawo geologiczne i górnicze [2].

Rozporządzenie określa:

- rodzaje dokumentacji mierniczo-geologicznej w zależności od struktury zakładu górniczego,
- sposób i terminy sporządzania oraz uzupełniania dokumentacji mierniczo-geologicznej organom nadzoru,
- wymagania dotyczące wykonywania prac geodezyjnych w celu wykonania dokumentacji mierniczo-geologicznej,
- udostępnianie dokumentacji mierniczo-geologicznej i postępowanie w przypadku likwidacji zakładu górniczego.

W rozszerzeniu określa ono:

- dokładne wytyczne odnośnie do dokumentacji mierniczo-geologicznej, w tym normy związane z prowadzeniem dzienników pomiarowych, szkiców oraz stosowanych technik informatycznych,
- skład dokumentacji kartograficznej dla zakładów podziemnych, odkrywkowych i zakładów górniczych stosujących wydobywanie kopaliny przez otwory wiertnicze,
- sposób dokumentowania oraz używania map dla zakładów specjalizujących się w magazynowaniu różnych substancji, np. dwutlenku węgla,
- terminy oraz sposób sporządzania dokumentacji mierniczo-geologicznej,
- wytyczne odnośnie do skali opracowania map i przekrojów,
- wytyczne odnośnie do aktualizacji dokumentacji,
- wytyczne dotyczące wykonywanych prac mierniczych, geologicznych, w tym prowadzenia pomiarów osnowy.

Rozporządzenie jasno określa wytyczne dotyczące pomiarów geodezyjnych. Wskazuje m.in., w jaki sposób należy odwzorowywać wyrobiska górnicze oraz jak należy kontrolować postęp robót górniczych.

Szczegółowo określono również procedury związane z pomiarem objętości zwałowisk urobku. Pomiar objętości mas ziemnych na terenach zakładów górniczych powinien być prowadzony z zachowaniem wymaganej dokładności i być dostosowany do przyjętej metody pomiaru, a także do kształtu i zróżnicowania mierzonej powierzchni.

Błąd względny pomiaru objętości zwałowisk i składowisk odpadów nie powinien przekraczać:

- od 0 do 20 tys. m³: ±4% objętości,
- od 20 do 50 tys. m³: ±3% objętości,
- od 50 do 200 tys. m³: ±2% objętości,
- ponad 200 tys. m³: ±1% objętości [1].

Normy te stosuje się do oceny dokładności pomiarów zwałowisk urobku znajdujących się na powierzchni terenu i pochodzących z podziemnych zakładów górniczych.

Rozporządzenie [1] reguluje również stosowanie metod obliczeń. Można je wykonywać przy użyciu modelowania numerycznego (program Geolisp) lub elektronicznej techniki obliczeniowej (programy C-Geo i WinKalk).

27.3. Charakterystyka zwałowiska kamienia

Dane wykorzystane w niniejszym opracowaniu zostały pozyskane z zasobów kopalni węgla kamiennego należącej do Jastrzębskiej Spółki Węglowej.

Zwałowisko kamienia charakteryzuje się nieskomplikowanym i dość regularnym kształtem. Na stokach nasypu wschodnim oraz południowym obserwowany jest jednostajny spadek. Kolejny spadek przebiega od zachodniej części zwałowiska, poprzez jego środek ku północy. Różnica wysokości między najwyższym i najniższym punktami wynosi 9,97 m. Widok zwałowiska z lotu ptaka przedstawiono na rysunku 27.1.



Rys. 27.1. Widok z góry zwałowiska kamienia
Fig. 27.1. Top view of stones stack

Ze względu na regularność bryły zwałowiska, dostępność odbiorników GPS i stosunkowo niewielki nakład pracy pomiar wykonano przy wykorzystaniu metody GNSS. Łącznie zmierzono 157 punktów, a pikietażem objęto charakterystyczne elementy bryły, takie jak dolna krawędź nasypu, jego szczyt oraz zbocza. Dokładne ustalenie miejsc pomiaru zależało od pomiarowego i jego indywidualnej interpretacji kształtu bryły. Dane uzyskane z pomiaru wyeksportowano do pliku tekstowego, co umożliwiło późniejsze opracowanie wyników.

27.4. Charakterystyka zastosowanych programów komputerowych

W niniejszym podrozdziale przedstawiono krótką charakterystykę trzech programów komputerowych (C-Geo, WinKalk, Geolisp), za pomocą których obliczono objętość zwałowiska kamienia.

27.4.1. Program C-Geo

Program C-Geo stanowi oprogramowanie przeznaczone dla przedsiębiorstw geodezyjnych, umożliwiające szybkie i wygodne opracowanie wyników pomiaru nawet w warunkach polowych. Charakteryzuje je łatwe przesyłanie danych dzięki integracji z tachimetrami, niwelatorami kodowymi i odbiornikami GPS. Możliwy jest import danych pomiarowych zapisanych w różnych formatach. Wśród funkcji obliczeniowych można znaleźć liczne moduły obliczeniowe, m.in.:

- tachimetrii,
- niwelacji (precyzyjna, techniczna),
- wcięć (liniowe, kątowe, wstecz, przestrzenne, kombinowane, z wyrównaniem),
- przecięć,
- obliczania powierzchni (działek, użytków),
- ciągów poligonowych,
- tyczenia,
- transformacji współrzędnych.

Program umożliwia opracowywanie rastrów oraz tworzenie map z treści wektorowej czy profili. Do graficznego opracowania można wykorzystać zdefiniowane kody zgodne z Rozporządzeniem w sprawie Bazy Danych Obiektów Topograficznych (BDOT) oraz mapy zasadniczej [3], Geodezyjną Ewidencją Sieci Uzbrojenia Terenu (GESUT – rozdział 5, art. 27 ustawy Prawo geodezyjne i kartograficzne [4]) oraz licznymi branżowymi instrukcjami technicznymi.

Program przetwarza również dane 3D, a także zewnętrzne pliki w postaci wektorowej, takie jak DGN, SHP czy GML. Możliwy jest również import danych z serwisów WMS, takich jak Geoportal.

27.4.2. Program WinKalk

Program WinKalk ma środowisko obliczeniowe do przeprowadzania specjalistycznych obliczeń geodezyjnych oraz graficzne do wykonywania szkiców dokumentacyjnych. Efektem poprawnie wykonanych obliczeń jest wygenerowany raport oraz szkic.

Program umożliwia geodetom opracowanie wyników pomiaru dzięki modułom obliczeniowym, takim jak:

- trasy – moduł służy do projektowania łuków kołowych i krzywych przejściowych, a także do projektowania suwnic,
- rejestrator – moduł umożliwia konfigurację z rejestratorami polowymi,
- wyrównanie – funkcja umożliwia wykonanie wyrównania ścisłego,
- niwelacja – moduł pomiarów wysokościowych,
- transformacja – moduł umożliwia wykonanie transformacji między układami współrzędnych.

Jedną z wielu możliwości programu jest także wykonywanie obliczeń objętości. Program zawiera tutaj dwie funkcje, tj. obliczenie mas ziemnych i graficzne obliczenie mas ziemnych. W przypadku wykonanych obliczeń zastosowanie znalazł drugi moduł, którego algorytm obliczeniowy opiera się na pokryciu danej bryły siatką trójkątów. Aby wynik był rzeczywisty, obliczenia należy wykonać w dwóch etapach. Pierwszym z nich jest wykonanie modelu poziomu odniesienia (obrysu bryły nazywanego w programie obwodnicą). Drugim etapem jest wykonanie modelu całej bryły i pokrycie jej powierzchni siatką trójkątów. Różnica objętości zawartych pomiędzy tymi dwiema powierzchniami pozwala na uzyskanie ostatecznego, wiarygodnego wyniku.

27.4.3. Program Geolisp

Program Geolisp współpracuje z programami typu CAD. Jest on używany do prac obliczeniowych związanych z geodezją i górnictwem. Program dysponuje szerokim wyborem znaków umownych występujących na mapie zasadniczej i mapie wyrobisk górniczych. System ten jest powszechnie wykorzystywany przede wszystkim przez działy mierniczo-geologiczne śląskich kopalń wchodzących w skład Jastrzębskiej Spółki Węglowej. W związku z tym w dalszych rozważaniach objętość zwałowiska kamienia uzyskana z tego programu będzie objętością wzorcową, z którą będą porównywane objętości obliczone w pozostałych programach.

Program Geolisp umożliwia:

- tworzenie map przy wykorzystaniu danych z pomiaru bezpośredniego,
- opracowanie i aktualizację map już istniejących,
- opracowanie zdjęć lotniczych,
- tworzenie numerycznego modelu terenu,
- obliczanie objętości,
- interpolację i zagęszczenie warstwic,
- wykonywanie profili podłużnych i poprzecznych oraz wykresów,

- tworzenie baz danych,
- transformację współrzędnych między układami państwowymi, lokalnymi i wykorzystywanymi w polskich kopalniach,
- prognozowanie zalewisk,
- pracę z menu górniczym, m.in. obliczanie zasobów parceli, projektowanie wentylacji kopalń itp.,
- pracę z menu geologicznym, m.in. definiowanie uskoków geologicznych.

27.5. Obliczenie objętości zwałowiska w programach komputerowych

Poniżej przedstawiono sposoby obliczenia objętości zwałowiska kamienia w trzech wybranych programach komputerowych: C-Geo, WinKalk oraz Geolisp, wraz z uzyskanymi wynikami.

27.5.1. Program C-Geo

Po zapoznaniu się z kształtem i umiejscowieniem najważniejszych elementów zwałowiska (przyziemie, górne krawędzie szczytowe) w programie C-Geo założono nowy projekt. Następnie wprowadzono dane z pomiaru bezpośredniego przez import współrzędnych pikiet. Efektem było utworzenie numerycznego modelu terenu na podstawie wygenerowanej siatki trójkątów.

Moduł obliczania objętości

Objętość pomierzonego obiektu obliczono z zastosowaniem modułu „Obliczenie objętości, warstwice”.

Do zakładki „punkty terenu” wprowadzono wszystkie zmierzone punkty.

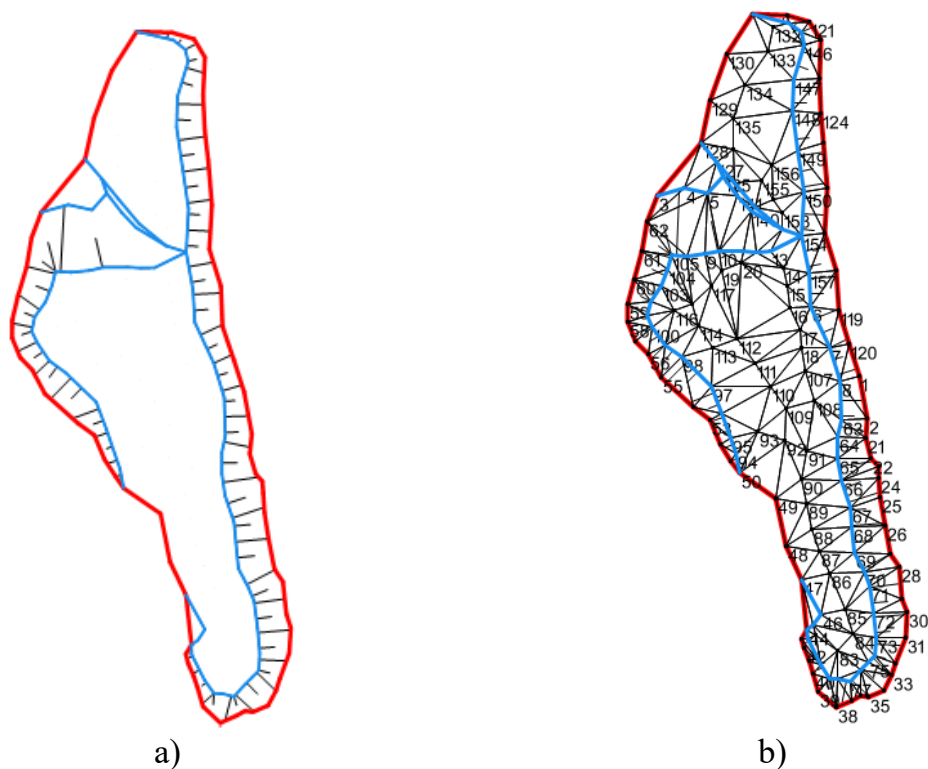
W zakładce „punkty tworzące obrys obszaru” umieszczono wszystkie punkty dolnej krawędzi nasypu. „Połączenia stały” stanowiły relacje między punktami należącymi do linii nieciągłości. Określenie linii nieciągłości jest bardzo ważne dla zachowania prawidłowego kształtu zwałowiska.

Model graficzny zwałowiska utworzono z podziałem na warstwy, które jednoznacznie identyfikują jego elementy. Obrys, czyli dolną krawędź nasypu,

zaznaczono kolorem czerwonym, a linie nieciągłości, czyli szczyty zwałowiska, oznaczono kolorem niebieskim. Czarnym kolorem określono zaś szrafurę skarpy (rysunek 27.2a).

Tworzenie siatki trójkątów

Siatkę trójkątów utworzono przez wybór opcji „siatka trójkątów” z funkcji „rodzaje modelu” znajdującej się w module „objętości”. Następnie wybrano ikonę zatytułowaną „przenieś siatkę trójkątów na mapę” i uzyskano model siatki trójkątów. Skontrolowano, czy utworzona siatka zachowała wcześniej zdefiniowane linie nieciągłości. Siatkę trójkątów utworzono zarówno dla całego zwałowiska, jak i samego obrysu (rysunek 27.2b).

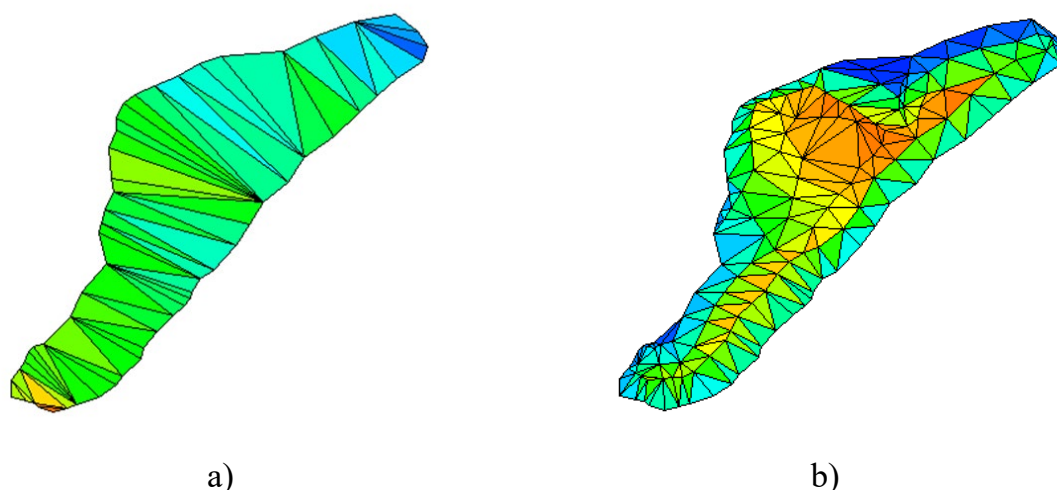


Rys. 27.2. Zwałowisko kamienia z: a) zaznaczonymi liniami obrysu (kolor czerwony), liniami nieciągłości (kolor niebieski) i szrafurą skarpy (kolor czarny), b) utworzoną siatką trójkątów wraz z numeracją pikiet pomiarowych

Fig. 27.2. Stones stack with: a) the edge lines (red colour), the discontinuity lines (blue colour) and an escarpment symbol (black colour), b) a created triangle mesh with numbering of measurement points

Tworzenie numerycznego modelu terenu

Ten krok umożliwił zobrazowanie terenu przez utworzenie jego numerycznego modelu. Dzięki zastosowanemu gradientowi zaobserwowano spadki terenu oraz jego najniższe i najwyższe partie. Numeryczny model terenu utworzono zarówno dla podstawy (rysunek 27.3a), jak i całego zwałowiska (rysunek 27.3b).



Rys. 27.3. Numeryczny model terenu: a) podstawy zwałowiska, b) powierzchni zwałowiska
Fig. 27.3. Numerical terrain model of: a) a stones stack basis, b) a stones stack surface

Obliczenie objętości końcowej

Po wybraniu ikony „obliczenie objętości”, a następnie polecenia „wykonaj obliczenia” w oknie dialogowym należy wybrać model obliczenia objętości: z zastosowaniem danej powierzchni odniesienia lub od określonej rzędnej wysokościowej terenu. W przypadku obliczenia objętości zwałowiska kamienia skorzystano z pierwszej opcji, a powierzchnią odniesienia była dolna krawędź zwałowiska. Ostateczna objętość zwałowiska kamienia wyniosła 97 001,00 m³ (rysunek 27.4).

```

Poziom odniesienia: model zwałowisko obrys
Przesunięcie wysokościowe modelu : 0.000m
Obliczona objętość :
- ponad płaszczyznę odniesienia V1 =    97001.0 m3.
- pod płaszczyznę odniesienia V2 =     0.0 m3.
Powierzchnia 3D nasypu =    21840.3054 m2
Powierzchnia 3D wykopu =     0.0000 m2
Powierzchnia 2D nasypu =    20478.1922 m2
Powierzchnia 2D wykopu =     0.0000 m2
  
```

Rys. 27.4. Raport obliczeniowy z programu C-Geo
Fig. 27.4. Calculation report from the C-Geo program

27.5.2. Program WinKalk

Program WinKalk stosuje podobne algorytmy obliczeniowe jak program C-Geo. Moduł obliczania objętości opiera się tutaj również na metodzie trójkątów oraz na metodzie różnicowej objętości całego zwałowiska i jego podstawy.

Obliczenia w programie rozpoczęto od założenia nowego projektu i zaimportowania wszystkich pomierzonych punktów za pomocą polecenia „utwórz”.

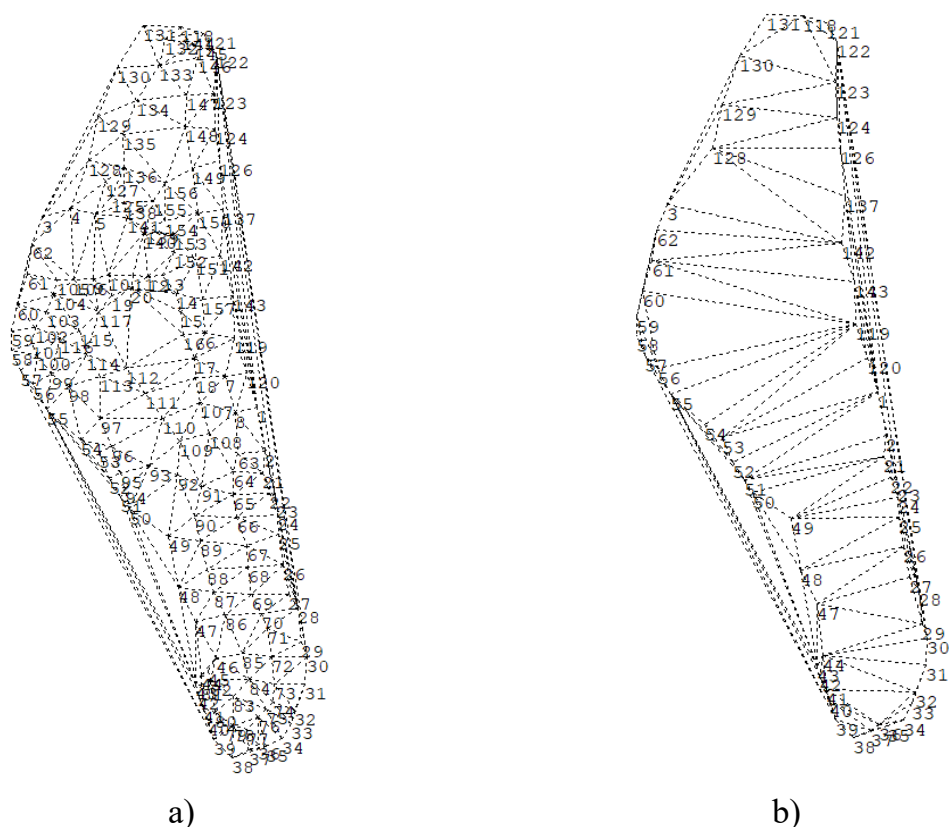
Obliczenie objętości całego zwałowiska

Do obliczenia objętości całego zwałowiska wykorzystano moduł „objętość mas graficznie”. Umożliwia on modyfikację połączeń w siatce trójkątów, dzięki czemu możliwe jest ustanowienie poprawnych miejsc występowania linii nieciągłości.

Po wybraniu modułu zaznaczono wszystkie punkty oraz przeniesiono je za pomocą strzałki na pole obliczeniowe i zatwierdzono ich wybór. Program wyświetlił komunikat z pytaniem, czy wykonać siatkę trójkątów. Po zatwierdzeniu pojawiło się okno z rysunkiem połączeń. Skontrolowano zaproponowane linie nieciągłości i poprawiono te niewłaściwe. Siatka trójkątów pokrywała się z liniami nieciągłości (rysunek 27.5a), więc wynik przeprowadzonych obliczeń można uznać za poprawny. Następnie wyświetliło się okno z podanym wynikiem objętości, która wyniosła 6 427 413,47 m³.

Obliczenie objętości podstawy zwałowiska

Po obliczeniu objętości całego zwałowiska przystąpiono do obliczenia objętości jego podstawy. Wybrano opcję „objętość obrysu zwałowiska” i wyświetliło się okno dialogowe. Spośród wszystkich punktów wybrano tylko te, które tworzyły obrys zwałowiska. Przez naciśnięcie symbolu „strzałka w prawo” zatwierdzono ich wybór i utworzono rysunek z ich rozmieszczeniem. Następnie utworzono siatkę trójkątów (rysunek 27.5b) i obliczono objętość, która wyniosła 6 330 206,25 m³.



Rys. 27.5. Siatka trójkątów: a) całej powierzchni zwałowiska, b) podstawy zwałowiska
 Fig. 27.5. Triangle mesh of: a) whole surface of a stones stack, b) a stones stack basis

Obliczenie objętości końcowej zwałowiska

Ostateczna objętość zwałowiska jest obliczana jako różnica objętości całego zwałowiska i jego podstawy, czyli wyniosła ona 97 207,22 m³.

27.5.3. Program Geolisp

Przed rozpoczęciem procedury obliczeniowej w programie Geolisp należy określić dokładny kształt zwałowiska. Ważne jest tutaj wyznaczenie spadków i szczytów nasypu, czyli linii nieciągłości [5–9]. Do tego celu służy polecenie wyznaczania skarpy.

Wczytanie danych do programu

Do programu wczytano pikiety z pomiaru GPS. Przy każdym punkcie opisano numer pikiety oraz jej wysokość. Dla ułatwienia rozróżnienia obrysu i szczytu zwałowiska wprowadzono dodatkowe oznaczenia przed numerami punktów. Punkty z oznaczeniem

„K” zostały zdefiniowane jako punkty należące do krawędzi obrysu, a punkty z oznaczeniem „B” oznaczały krawędzie szczytowe (rysunek 27.6a).

Obrys dolnej krawędzi zwałowiska

Aby zdefiniować dolną krawędź zwałowiska, należało zastosować polecenie „WSD”, a następnie połączyć punkty stanowiące dolny obrys bryły. Można je było łatwo zidentyfikować dzięki użytemu oznaczeniu „K” przed numerem punktu. Po połączeniu właściwych punktów wybrano „enter”, dzięki czemu ostatecznie zatwierdzono wskazany obrys.

Obrys górnych krawędzi zwałowiska

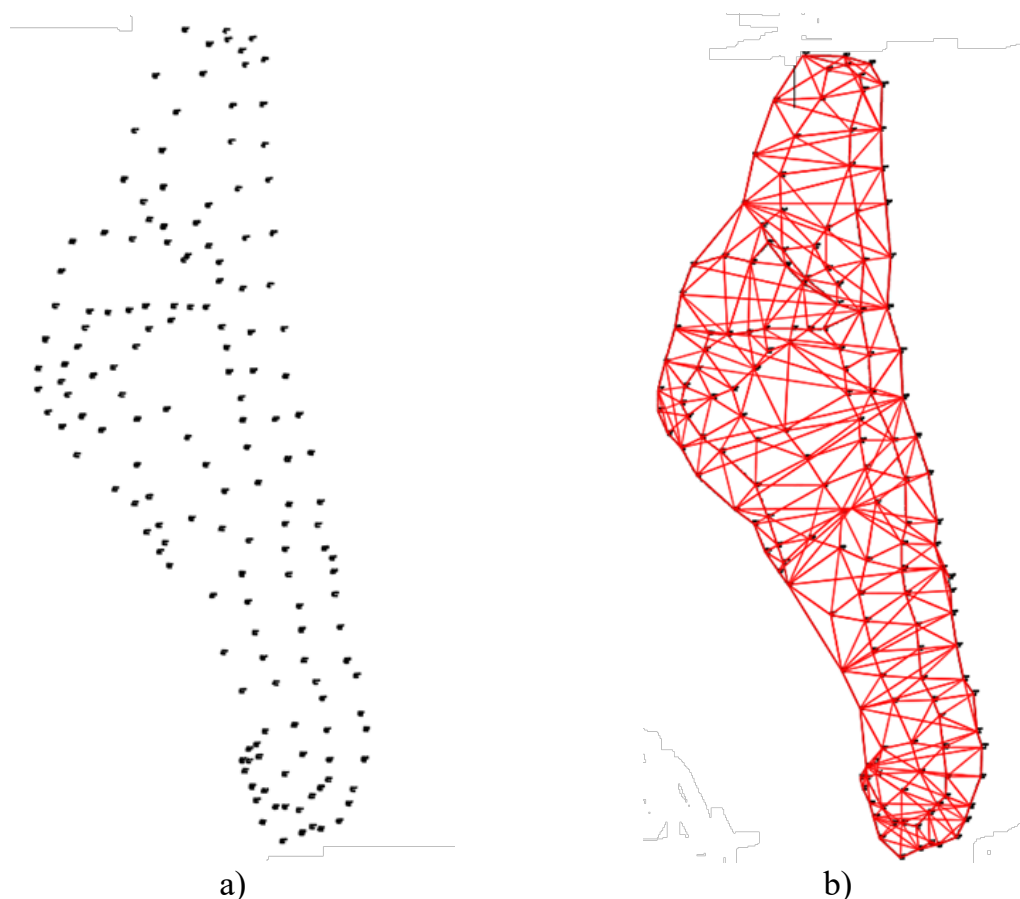
Linie oznaczające szczyty zwałowiska uzyskano dzięki zastosowaniu polecenia „WSQ”. Wybrano punkty tworzące górne obrysy zwałowiska, których nazwy zaczynały się od oznaczenia „B” przed ich numerami. Wybór odpowiednich punktów zatwierdzono klawiszem „enter” i uzyskano szczyty zwałowiska.

Utworzenie skarpy

Aby utworzyć szrafurę obrazującą górę skarpy, zastosowano polecenie „SK”. Następnie wskazano wcześniej już utworzony górny obrys zwałowiska, po czym wybrano jego dolną krawędź i całość zatwierdzono klawiszem „enter”.

Tworzenie siatki trójkątów

Aby uzyskać strukturę siatki trójkątów (rysunek 27.6b), w odniesieniu do której były prowadzone obliczenia objętości, należało zastosować polecenie „SIA”. Wybrano powierzchnię odniesienia, od której były prowadzone obliczenia (dolna krawędź obrysu). Wysokości punktów zdefiniowanych jako dolny obrys zwałowiska zostały uśrednione, a więc od tej wartości zostały przeprowadzone obliczenia objętości. Dzięki zastosowaniu polecenia definiującego elementy skarpy zostały zachowane linie nieciągłości bryły.



Rys. 27.6. Zwałowisko kamienia w programie Geolisp: a) punkty pomiarowe, b) siatka trójkątów
 Fig. 27.6. Stones stack in the Geolisp program: a) measurement points, b) triangle mesh

Obliczenie objętości zwałowiska

Obliczenie objętości zwałowiska kamienia nastąpiło jako obliczenie różnicy objętości pomiędzy jego dolnym obrysem (średnią wartością rzędnej wysokościowej podstawy bryły) a objętością zawartą ponad tę podstawę. Poniżej przedstawiono raport wykonanych obliczeń objętości (rysunek 27.7), która ostatecznie wyniosła 97 064,91 m³.

Objętość =	97 064.91	
Błąd pomiaru =	1 632	1.70%
Pole powierzchni =	20 655	
Ilość trójkątów =	256	
Ilość punktów =	157	
Il. pkt. obwiedni =	57	
Z min =	259.28	
Z max =	269.25	
Metoda =	Objętość do obwiedni	

Rys. 27.7. Raport obliczeniowy z programu Geolisp
 Fig. 27.7. Calculation report from the Geolisp program

27.6. Omówienie wyników obliczeń objętości zwałowiska

W tabeli 27.1 zestawiono wyniki obliczeń objętości zwałowiska kamienia przeprowadzonych w trzech programach komputerowych: C-Geo, WinKalk i Geolisp. Wynik obliczeń uzyskany z programu Geolisp przyjęto za wyjściowy, ponieważ program ten jest powszechnie stosowany przez zakłady górnicze należące do Jastrzębskiej Spółki Węglowej. W związku z tym wartości objętości otrzymane z pozostałych programów zostały porównane z objętością bazową, w odniesieniu do której obliczono również względny błąd wyznaczenia objętości m_{V_i} (tab. 27.1). Błąd ten obliczono jako stosunek różnicy objętości ΔV_i zwałowiska kamienia (uzyskanej jako różnica objętości wyznaczonej danym programem komputerowym V_i i objętości bazowej V_B) do objętości bazowej V_B , wyrażony w procentach:

$$m_{V_i} = \frac{\Delta V_i}{V_B} \cdot 100\% = \frac{V_i - V_B}{V_B} \cdot 100\%, \quad (27.1)$$

gdzie:

m_{V_i} – względny błąd objętości obliczonej danym programem [%],

V_B – bazowa objętość zwałowiska obliczona programem Geolisp [m^3],

V_i – objętość zwałowiska obliczona programem C-Geo lub WinKalk [m^3],

ΔV_i – różnica objętości bazowej i obliczonej danym programem [m^3].

Tabela 27.1

Objętość zwałowiska kamienia obliczona danym programem V_i i jej względny błąd m_{V_i}

Lp.	Program	V_i [m^3]	ΔV_i [m^3]	m_{V_i} [%]
1 (B)	Geolisp	97 064,91	-	-
2	C-Geo	97 207,22	+142,31	+0,147
3	WinKalk	97 001,00	-63,91	-0,066

Dane zaprezentowane w tabeli 27.1 wskazują, że objętość zwałowiska kamienia V_3 obliczoną programem WinKalk cechuje ponaddwukrotnie mniejszy błąd względny, wynoszący $m_{V_3}=-0,07\%$ (objętość obliczona z niedomiarem), od błędu względnego objętości V_2 obliczonej programem C-Geo (objętość obliczona z nadmiarem $m_{V_2}=+0,15\%$). Biorąc pod uwagę wartości błędu względnego obliczania objętości składowisk materiałów sypkich o objętościach wynoszących od 50 do 200 tys. m^3 ($m_v=\pm 2\%$ objętości), można stwierdzić, że powszechnie stosowane programy geodezyjne C-Geo i WinKalk spełniają wymagania dokładnościowe zawarte w rozporządzeniu [1].

27.7. Podsumowanie i wnioski końcowe

W niniejszym rozdziale przedstawiono różne metodyki obliczania objętości zwałowiska kamienia zlokalizowanego na terenie zakładu górniczego należącego do Jastrzębskiej Spółki Węglowej i położonego na południu województwa śląskiego w Polsce. Obliczenia objętości wykonano na podstawie wyników pomiarów geodezyjnych zrealizowanych odbiornikiem GPS i pochodzących ze 157 pikiet pomiarowych charakteryzujących wysokość, wymiary i kształt zwałowiska. Obliczeń dokonano w trzech programach komputerowych: C-Geo, WinKalk i Geolisp, powszechnie wykorzystywanych przez firmy geodezyjne oraz zakłady górnicze do obliczania objętości mas ziemnych. Objętość wyniosła kolejno 97 207,22 m³, 97 001,00 m³ i 97 064,91 m³. W celu obliczenia błędu względnego uzyskanych wyników za wyjściową objętość, z którą porównano objętości wyznaczone programami C-Geo i WinKalk, przyjęto tę wyliczoną programem Geolisp (ze względu na jego szerokie zastosowanie w zakładach górniczych). W przypadku programu C-Geo otrzymana objętość została obliczona z nadmiarem o +0,15%, a program WinKalk pozwolił na uzyskanie objętości z ponaddwukrotnie (2,23 razy) mniejszym niedomiarem wynoszącym -0,07%. Zatem można stwierdzić, że ten ostatni dokładniej wykonuje obliczenia objętości, jednak oba programy zapewniają dokładność obliczeń objętości składowisk materiałów sypkich wymaganą przepisami prawa (maksymalny błąd względny na poziomie $\pm 2\%$), o których wspomniano w niniejszej pracy.

Bibliografia

1. Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 28 października 2015 r. w sprawie dokumentacji mierniczo-geologicznej (Dz.U. 2015 poz. 1941).
2. Ustawa z dnia 9 czerwca 2011 r. – Prawo geologiczne i górnicze (Dz.U. 2011 nr 163 poz. 981).
3. Rozporządzenie Ministra Rozwoju, Pracy i Technologii z dnia 23 lipca 2021 r. w sprawie bazy danych obiektów topograficznych oraz mapy zasadniczej (Dz.U. 2021 poz. 1385).
4. Ustawa z dnia 17 maja 1989 r. – Prawo geodezyjne i kartograficzne – tekst jednolity (Dz.U. 2023 poz. 1752).
5. Sokoła-Szewioła V., Poniewiera M.: Verification of the deposit model and determining the course of the fault in the entire rock mas. Zeszyty Naukowe Akademii Morskiej w Szczecinie, 2022, 72, 95–101.
6. Sokoła-Szewioła V., Poniewiera M.: Methods of introducing a discontinuity line into a numerical model of a hard coal deposit. Zeszyty Naukowe Akademii Morskiej w Szczecinie, 2022, 71, 81–89.

7. Jiskani I.M., Siddiqui F.I.: Fault orientation modeling of Sonda-Jherruck coalfield, Pakistan. *Journal of Mining and Environment* 2019, 10(2), 305–313.
8. Wu Q., Xu H.: An approach to computer modeling and visualization of geological faults in 3D. *Computers & Geosciences* 2003, 29(4), 503–509.
9. Zhu L., He Z., Pan X., Wu X.: An approach to computer modeling of geological faults in 3D and an application. *Journal of China University of Mining and Technology* 2006, 16(4), 461–465.

28. SELECTED ENVIRONMENTAL ENGINEERING PROBLEM OF GEOTECHNICAL NUMERICAL MODELLING OF SLOPE LANDSLIDES USING A SIMPLIFIED LANDSLIDE MODEL BASED ON BATANG KALI (MALAYSIA) EXAMPLE

28.1. Introduction

Landslides and mudslides are categorized as one of the dangerous disasters owing to their frequent occurrence and it is often causing casualties, injuries and loss of properties [1]. There are several different causes of landslides, where the major triggering factor for landslides and mudslides in Southeast Asia is intense and prolonged rainfall as the region is prone to heavy rainfall and monsoon seasons [2, 3]. This may lead to excessive soil saturation and increased landslide and mudslide risk. Together with the rainfall factors, human activities and design errors including high density of constructions in hilly terrains (i.e., roads and built-up areas), deforestation, and accelerating urban tree canopy are also contributing to the slope instability [4, 5].

The infiltration of rainwater into the ground causing an increase of the slope's pore water pressure subsequently affects the slope's stability by increasing the active lateral pressure of the slope [3]. Consequently, decreases the matrix of suction and re-duce the shear strength of a slope due to the inverse relationship between pore water pressure and negative pore water pressure, a parameter that indicates the soil suction of an unsaturated soil condition [6]. Further promoting slopes instability, the infiltrated rainwater behaves like softening agent or lubricants for the sliding surface [7]. A major landslide has occurred at the Batang Kali-Genting Highlands Road, Malaysia in December 2022 sacrificing 31 people where 13 of the victims are children [8]. The landslide has displaced about 450,000 m³ of soil, burying a campsite located at the foot slope [9].

Hence, to avoid such disaster, a slope stability analysis is practically important to evaluate the stability of man-made or natural slopes and its equilibrium conditions [10]. There are several existing methods used for stability analysis, including limit equilibrium (LEM), finite element methods (FEM), finite difference methods (FDM), shear strength reduction analysis (SSRA), soft computing etc. [11]. The LEM method is

traditionally used in estimating slope stability, but it comes with limitations which involves neglecting some important factors in the analysis due to its inability to analyze complex slope geometry [12]. Since the advancement of computer technology, numerical methods (i.e., FEM and FDM) have been used by engineers to analyze slope stability. This is because numerical methods can deal with complex problems and are more powerful in providing comprehensive analysis [13].

Fast Lagrangian Analysis of Continua (FLAC, Itasca C.G.) is a two-dimensional, explicit finite difference numerical program for engineering mechanics computation [14]. The soft-ware is used by engineers for analyzing, testing, and designing geotechnical, civil and mining structures [15]. Using “Lagrangian” calculation scheme as basis, FLAC has the capability for modelling large distortions and material collapse, and are able to simulate highly non-linear, irreversible responses that are representative of geologic or similar materials [14].

The objective of this research is to numerically investigate the influence of water saturation of a soil medium on the possibility of landslide occurrence in the context of the different geometrical and material properties of the soil medium. The investigation is taking the Batang Kali Landslide, Malaysia, as a case study. This project uses FLAC 8.1 software to simulate the slope failure under water saturated conditions.

28.2. Materials and methods

28.2.1. Study area

The Batang Kali landslide area is chosen as a case study in this research. The tragedy occurs at latitude $3^{\circ}25'24''$ N and longitude $101^{\circ}45'14''$ E. The landslide event encompasses a slope failure of approximately $450,000 \text{ m}^3$ of soil, over an area measuring 500 meters in length and 200 meters in width, with a depth of 8 meters [9]. The extent of the landslide encompassed a horizontal distance of 300 meters, from an altitude of 70 meters. The collapsed slope directly impacted the grounds of all three campsites and produced a field rubble 30 meters high, covering an area of 0.49 hectares [16]. The disaster took place at the mountain around Genting Highland, famously known as its recreational function (Fig. 28.1). Due to the presence of plantations and picturesque landscapes, a number of camping sites can be found along the routes that lead to Genting Highland. These places are highly favored by individuals who possess an affinity for

camping within the tropical rainforest [17]. One of the roads is the Batang Kali Genting Road, characterized as narrow and mostly single-lane roads leading up and down the mountain, where the landslide has occurred [18].

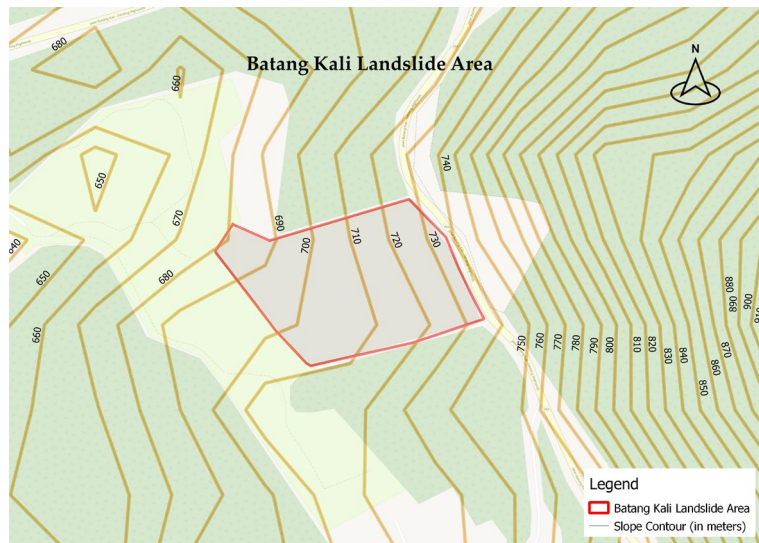


Fig. 28.1. The study area: Batang Kali Landslide, Malaysia

Rys. 28.1. Obszar objęty analizą: osuwisko Batang Kali, Malezja

28.2.2. Data description

The geometry of the model was developed based on geological maps, articles and videos from the disaster available on the web from which the dimensions, heights and shape of the model were developed. The elevation of the study area was extracted from the OpenStreetMap. Figure 28.2 shows one of many analyzed screenshots of the videos of the disaster.



Fig. 28.2. Video screenshot of the disaster [19]

Rys. 28.2. Zrzut ekranu wideo z katastrofy [19]

Soil/rock properties are always site specific and often, developing countries like Malaysia, does not have database specifically for obtaining these values. Hence, the need of site-specific soil/rocks testing. Additionally, as the soil/rock behaves differently under dry and water saturated conditions, testing for both conditions are necessary. Although the testing procedures are not complicated, for instance, the use of a direct shear apparatus, however, the difficulties lie on acquiring the soil/rock samples for testing [20]. This study employs the Mohr-Coulomb model which criterion of the material model refers to normal stress, material shear strength, cohesion, and internal friction angle. Therefore, data acquisition, i.e., soil and rock properties are based on Mohr-Coulomb model's criterion and are obtained from the compilation of information from different resources. Table 28.1 presented the shear strength properties of different soils types obtained from existing literatures.

It should be noted again that the authors did not have “straightforward” data on soil and rock properties. Numerical “back analysis”, and intensive literature analysis, and study of the relationship between material constants for soil conditions in Malaysia were conducted.

Table 28.1

The shear strength properties of soil obtain from existing literatures

Soil/Rock type	Soil Classifications	Soil Conditions	Shear Stress τ (kPa/m ²)	Cohesion C (kPa/m ²)	Angle of Friction ϕ (°)	Sources
Residual Granite Soil	High plasticity clay	Dry	154.4–277.2	124.7	37.3	[21]
Residual Granite Soil	-	Dry	15–43.5	61.8–117	1.0–9.5	[22]
Peat	High of content of fiber	Dry	-	10	16	[23]
Residual Granite Soil	High plasticity clay	Wet	23.9–75.5	9.9	17.8	[21]
Nn	High of content of fiber	Wet	-	21	41	[23]

28.2.3. Slope Stability Analysis (FLAC 8.1)

The slope stability of Batang Kali has been analyzed using FLAC 8.1. (Itasca C.G). Based on the information obtained from the literatures, elevation information, and existing videos of the disasters, the geometry of the slope has been corresponding plotted using the FLAC 8.1 software. Figure 28.3. shows the geometry of the slope in two

different conditions: dry (DM) and *false saturated* with water (FW) model. Two model of different conditions are built to capture the influence of water saturation on the slope stability. The model consists of two layers of soils; namely the slided soils and rooted soils, and two layers of rocks; namely the bottom rock and the right-hand-side rock. Each layers exhibits different materials and shear strength properties.

The model built is a simplified model as lack of reliable and concrete information on the geological cross-section and the exact value of Mohr-Coulomb properties of the soil and rock in the Batang Kali area. Hence, is built based on several assumptions: (1) The researchers are interested in showing the behavior of the upper layer of the model, therefore extra attention was given on the top layer, (2) The replacement of gradual saturation and progressive saturation with water, precipitation, which is combined with the omission of the permeability process.

Generally, assignment of material properties of soil and rock layers was done on the basis of geological analyses and vegetation cover characteristic of this area of Malaysia.

The task was made more difficult by the specific shape of the slope slip/landslide line observed on maps, videos and photos.

The slope stability analysis holds three principal aspects, slope formation material properties, FoS calculation, and slope failure interpretation [24]. As stated in the previous sub-section, this study adopts Mohr-Coulomb model for the slope formation material properties, hence, the three parameters (friction angle, cohesion, and tension) are considered. To examine the stability state of slope, FoS value is used, where a value of greater than 1.0 indicates the slope is stable, while lower than 1 indicates instability. In which the FoS is calculated using Equation (28.1), where τ is the shear strength of the slope material calculated using Mohr-Coulomb criterion shown in Equations (28.1)–(28.5). SRF referred to the strength reduction factor, where to obtained the correct SRF, the FoS value that cause the slope to fail is traced.

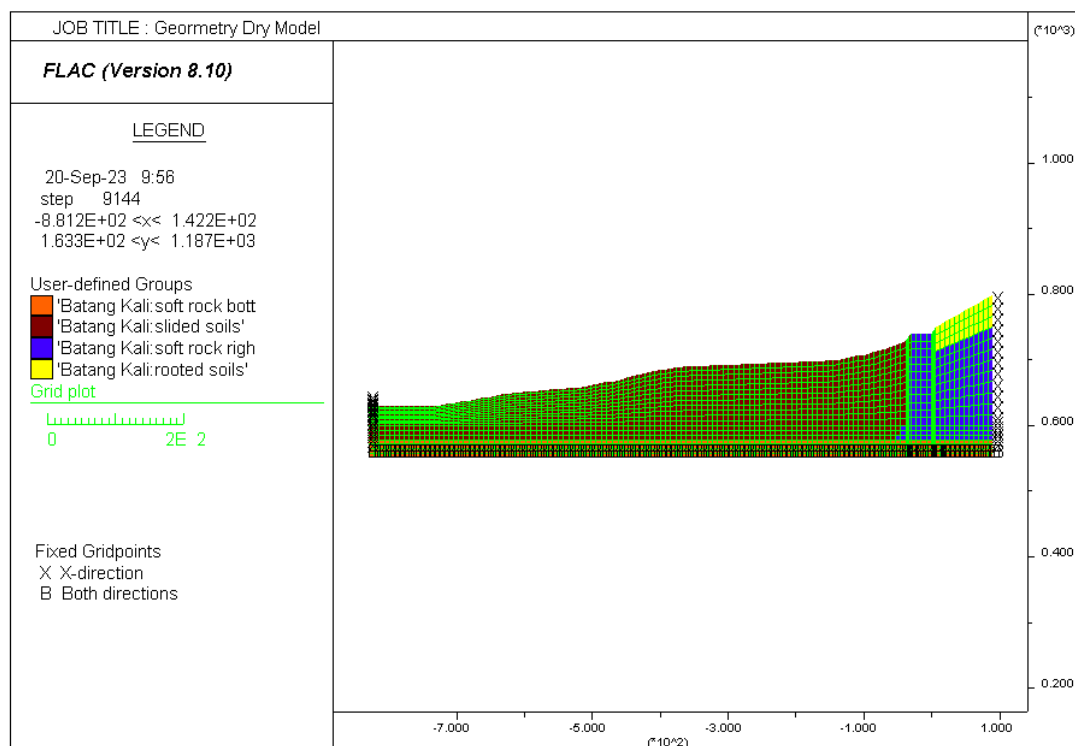
$$FoS = \frac{\tau}{\tau_f} \quad (28.1)$$

$$\tau = C + \sigma_n \tan \phi \quad (28.2)$$

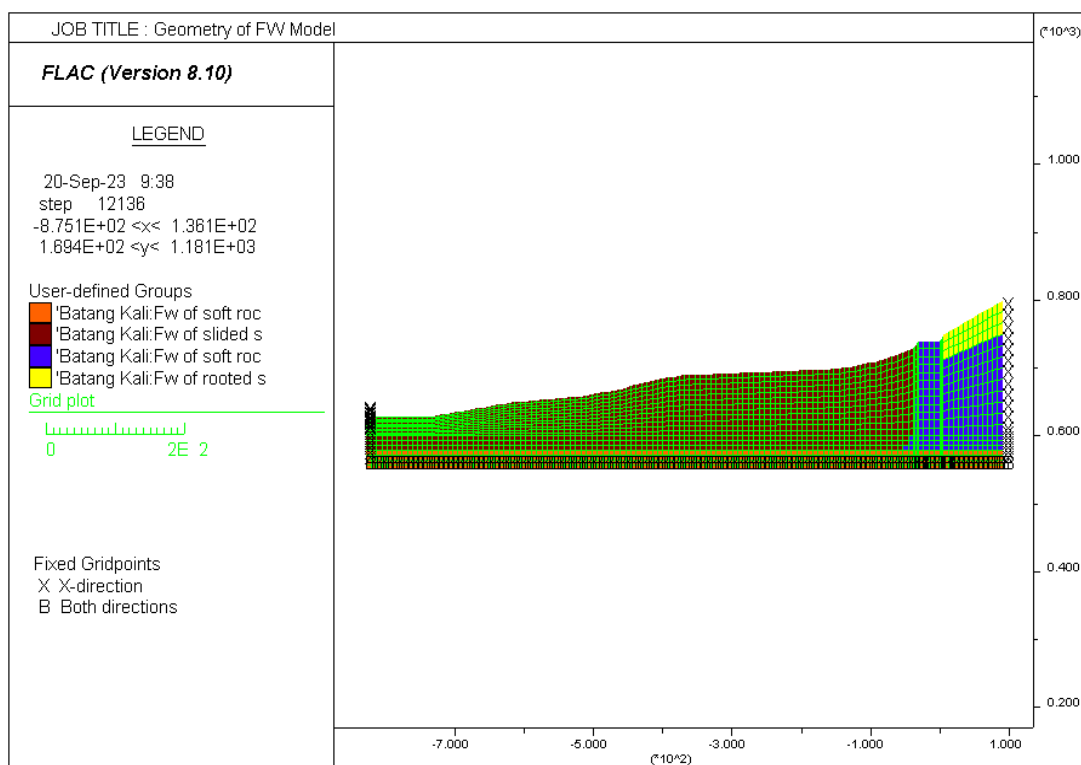
$$\tau_f = C + \sigma_n \tan \phi_f \quad (28.3)$$

$$C_f = \frac{C}{SRF} \quad (28.4)$$

$$\phi_f = \tan^{-1} \left(\frac{\tan \phi}{SRF} \right) \quad (28.5)$$



(a)



(b)

Fig. 28.3. The geometry of the slope model: (a) DM Dry Model; (b) FW Model; the geometric dimensions are given in meters, that is, the width of the model is about 1250 m, and the height is 250 m

Rys. 28.3. Geometria modelu zbocza: (a) Model dla ośrodka nienasyconego (DM); (b) Model dla ośrodka nasyconego (FW); wymiary geometryczne podane są w metrach, czyli szerokość pokazanego modelu to około 1250 m, a wysokość to 250 m

28.3. Results

Table 28.2 shows the finalized shear strength properties for each layer in two different conditions. Based on the work conducted by [22], the shear strength properties of soil reduced to 10–12 times in water saturated conditions. This explains the differing values in both conditions.

Table 28.2

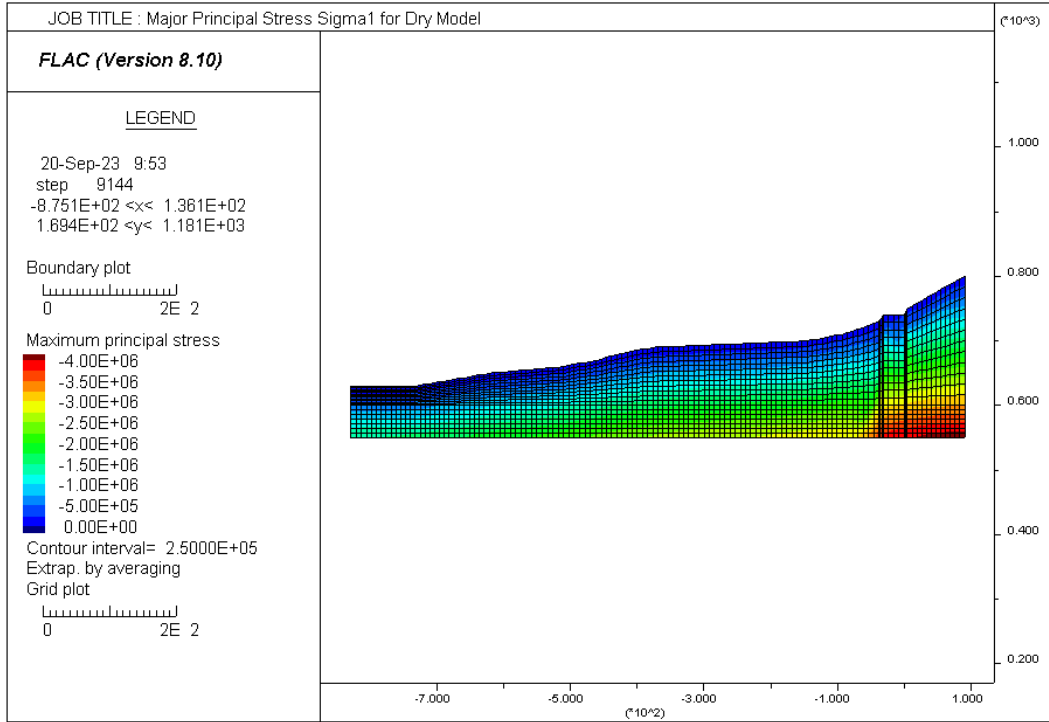
The materials properties used in this analysis

Type of soil/rock materials	Mass Density ρ (kg/m ³)	Cohesion C (kPa)	Tension σ_T (kPa)	Angle of Friction ϕ (°)
<i>Dry Model</i>				
Slided Soils	1900.0	8	2	15
Rooted Soils	1950.0	20	10	38
Soft Rock (Right)	2000.0	800	400	37
Soft Rock (Bottom)	2100.0	1000	500	38
<i>False Wet Model*</i>				
Slided Soils FW	1900.0	0.8	0.02	5
Rooted Soils FW	1950.0	10	5	26
Soft Rock (Right) FW	2000.0	6500	2000	32
Soft Rock (Bottom) FW	2100.0	8000	4000	32

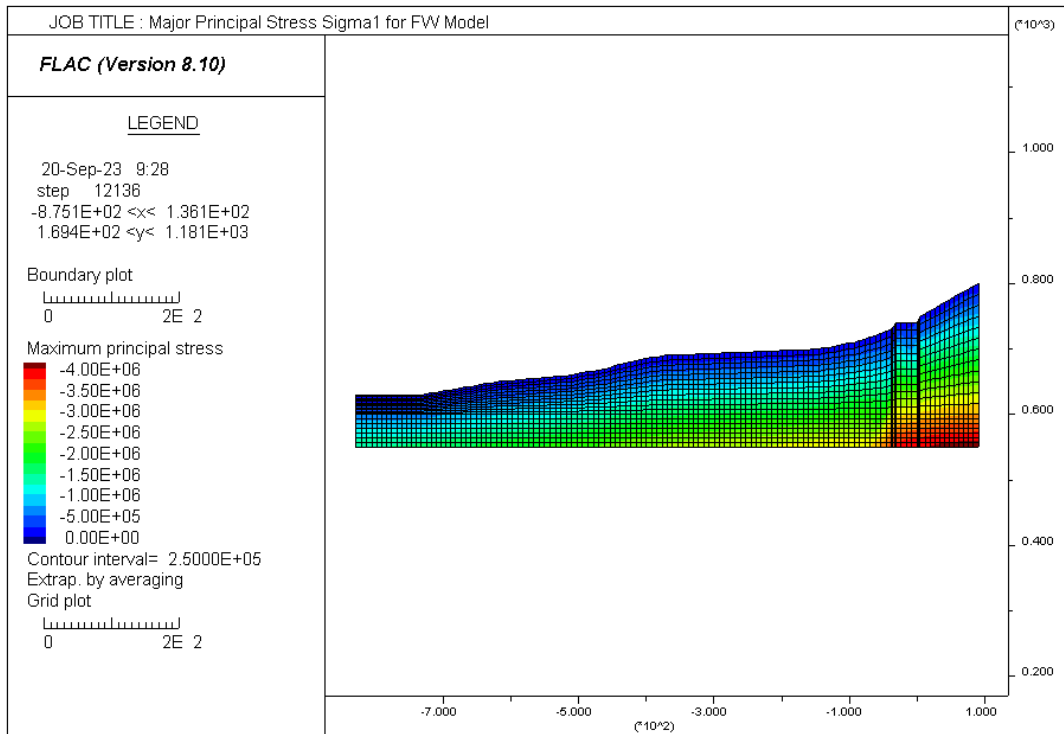
* – *false*, because due to the time-consuming nature of model calibration, full material saturation was assumed. This makes physical sense, since the archives of weather and precipitation intensity and the permeability properties of the soil material were analyzed

Figure 28.4 presents the major principal stress σ_1 for both models; stress values are in Pa. The principal stress σ_1 distribution is similar for both dry and FW models, where the maximum principal stress value appears in the bottom rock layers. The maximum value of vertical stresses (identified with σ_1) are about 4.25e6 Pa (compression). The model managed to simulate distribution of the major principal stress σ_1 consistent with the material strength properties.

Figure 28.5 presents the stress σ_2 (identified with horizontal) for both models. The distribution and magnitude of stress σ_2 for both models are similar. The maximum value of stress σ_2 is 1.5e6 Pa (compression) while the lowest value is 1.0e5 Pa. The maximum value occurs at the top part of the bottom rock layers, while the minimum value at the top soil layers. This condition is true for both model, dry and FW.

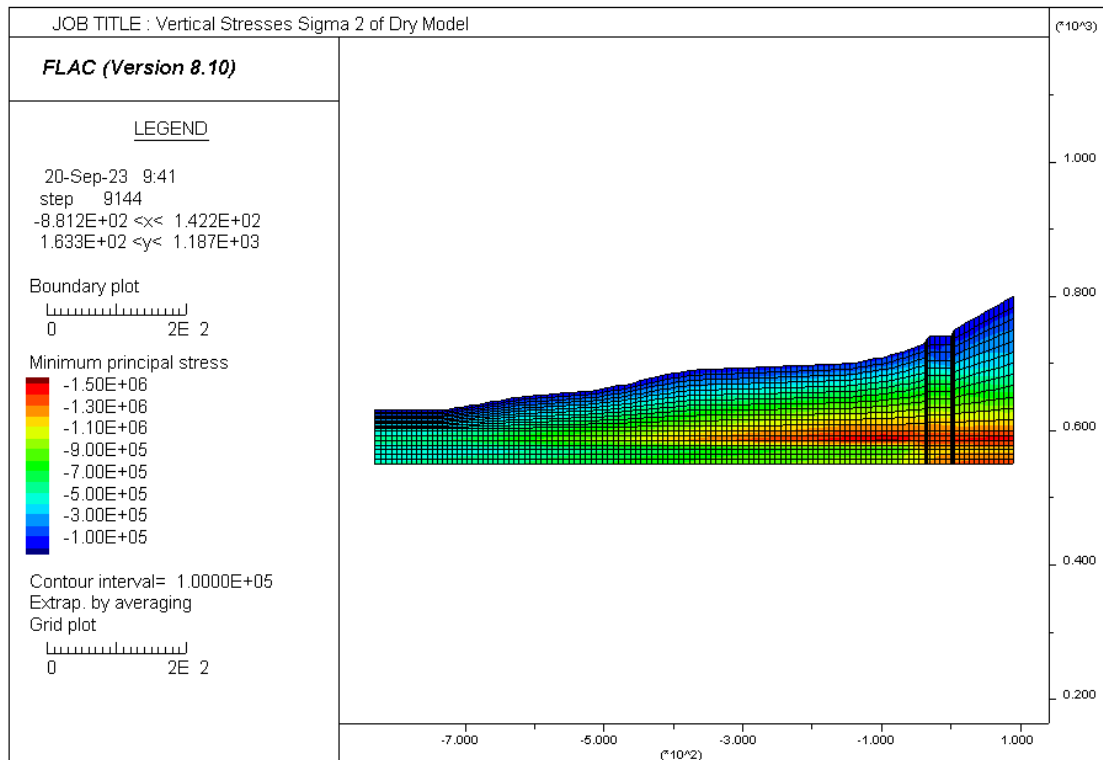


(a)

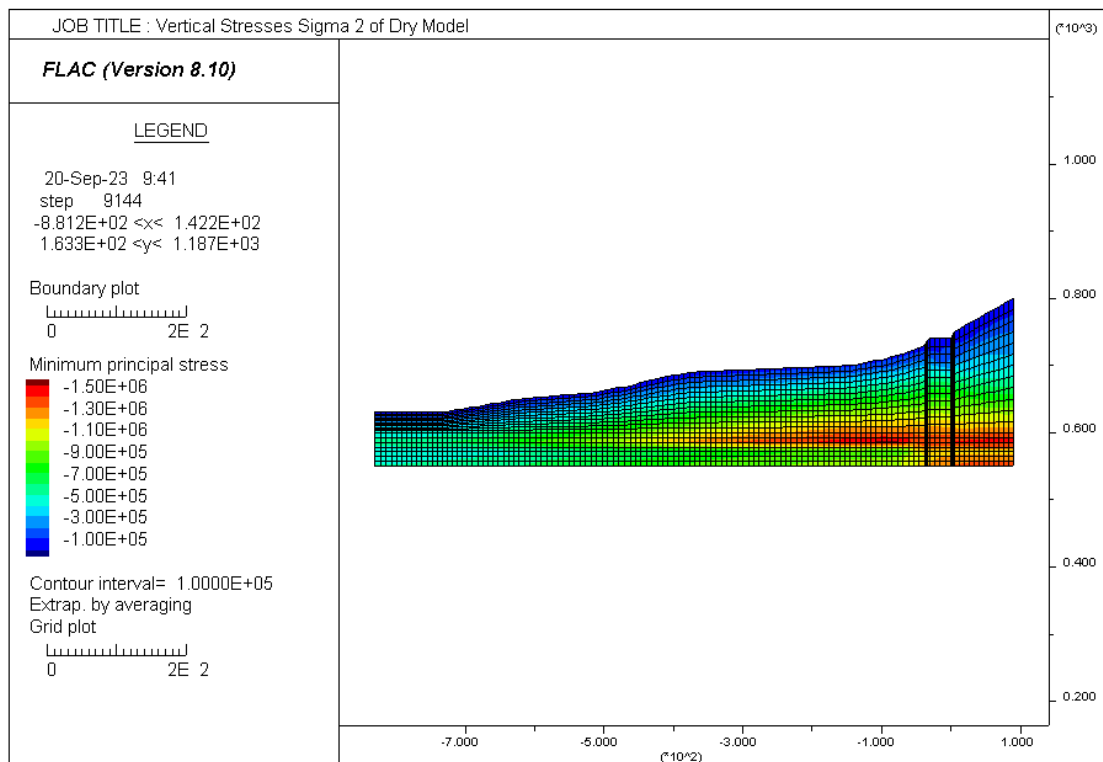


(b)

Fig. 28.4. The major principal stress σ_I (identified with vertical) (a) Dry Model; (b) FW Model
Rys. 28.4. Największe naprężenia główne σ_I (utożsamiane z pionowymi): (a) dla ośrodka nienasyconego (DM); (b) dla ośrodka nasyconego (FW)



(a)



(b)

Fig. 28.5. The principal stress σ_2 (identified with horizontal): (a) Dry Model; (b) FW Model

Rys. 28.5. Naprężenia główne σ_2 (utożsamiane z poziomymi): (a) dla ośrodka nienasyconego (DM); (b) dla ośrodka nasyconego (FW)

Figure 28.6 shows the XY displacement d_{xy} and vectors displacement for both models. The displacement of is concentrated at the slided soil layers. Although the displacement pattern is similar for both models, however, the magnitude is different. Where the maximum displacement d_{xy} for dry model DM is 5.9e1 m (maximum displacement vector), while the maximum displacement for FW model is 9.8e1 m (maximum displacement vector). The simulation results are consistent with the very clear instability situation of soil under water saturated condition.

Figure 28.7 shows the plastic indicators for both models, where a significant difference can be observed between the two models. The plot shows two failure mechanisms, shear failure and tensile failure. Each plot shows the slide zone are currently on the yield surface, indicating the zone is at active failure now. The plot for dry model shows more of shear failure, identified in the middle zone of the model.

Theoretically, this could mean that for the dry model, plasticization/damage and finally failure occurs only when the limit shear stresses are exceeded, while for the water-saturated model – when the limit tensile stresses are exceeded (whose value is far less than the shear stresses), and the failure is tensile in nature.

Figure 28.8 shows the Factor of Safety (FoS) plot for dry DM and FW model. The FoS calculated for dry model is 1.05, while FoS for FW model is 0.27. From the FoS values indicates that the dry model is in *quasi* stable state, while the FW model is instable state. The maximum shear strain γ_{xy} for both model is concentrated at the same zone, the slided zone. The magnitude for the maximum shear strain is different, where the value for dry model is 2 times lower, than for the water-saturated model.

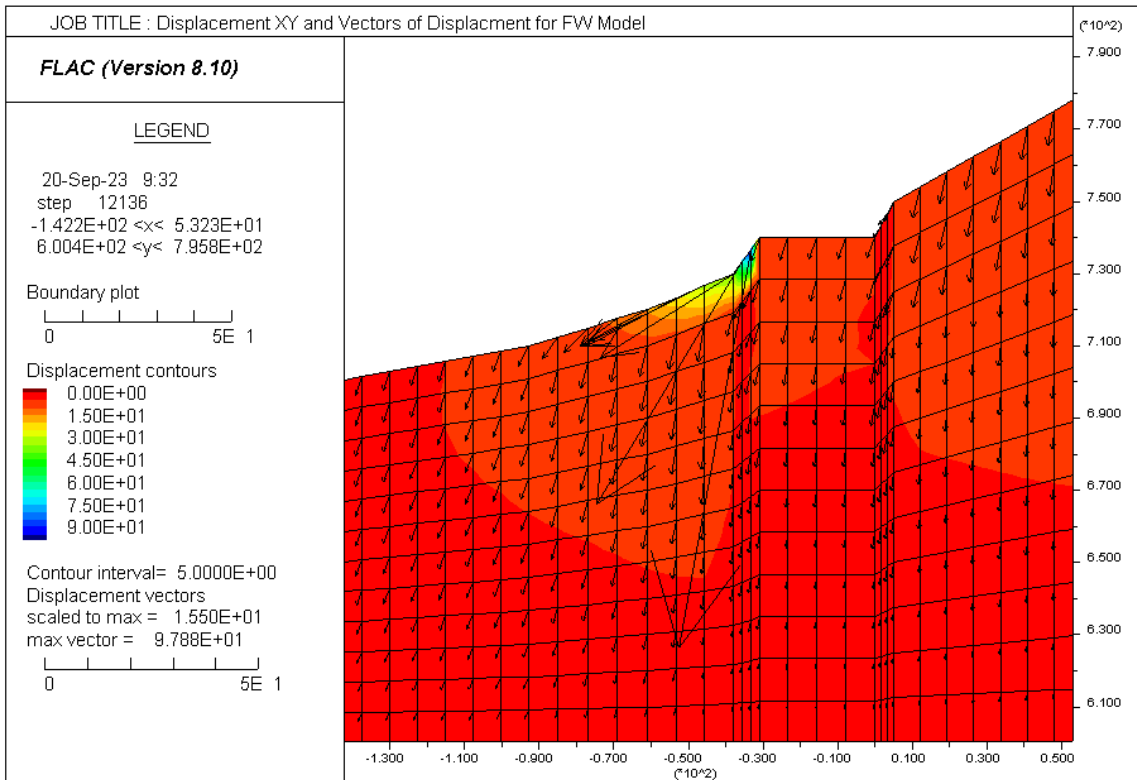
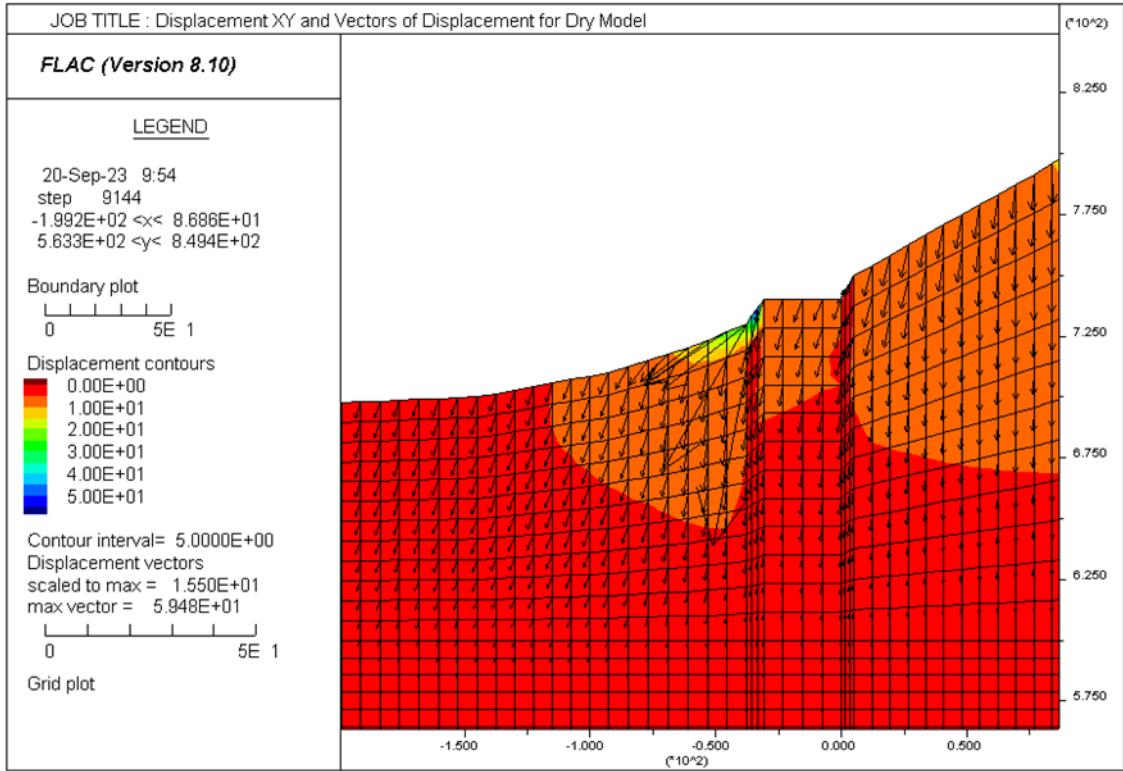


Fig. 28.6. The XY displacement (d_{XY}) and XY displacement vectors: (a) Dry Model; (b) FW Model
 Rys. 28.6. Przemieszczenia XY (d_{XY}) i wektory przemieszczeń XY: (a) dla ośrodka nienasyconego (DM); (b) dla ośrodka nasyconego (FW)

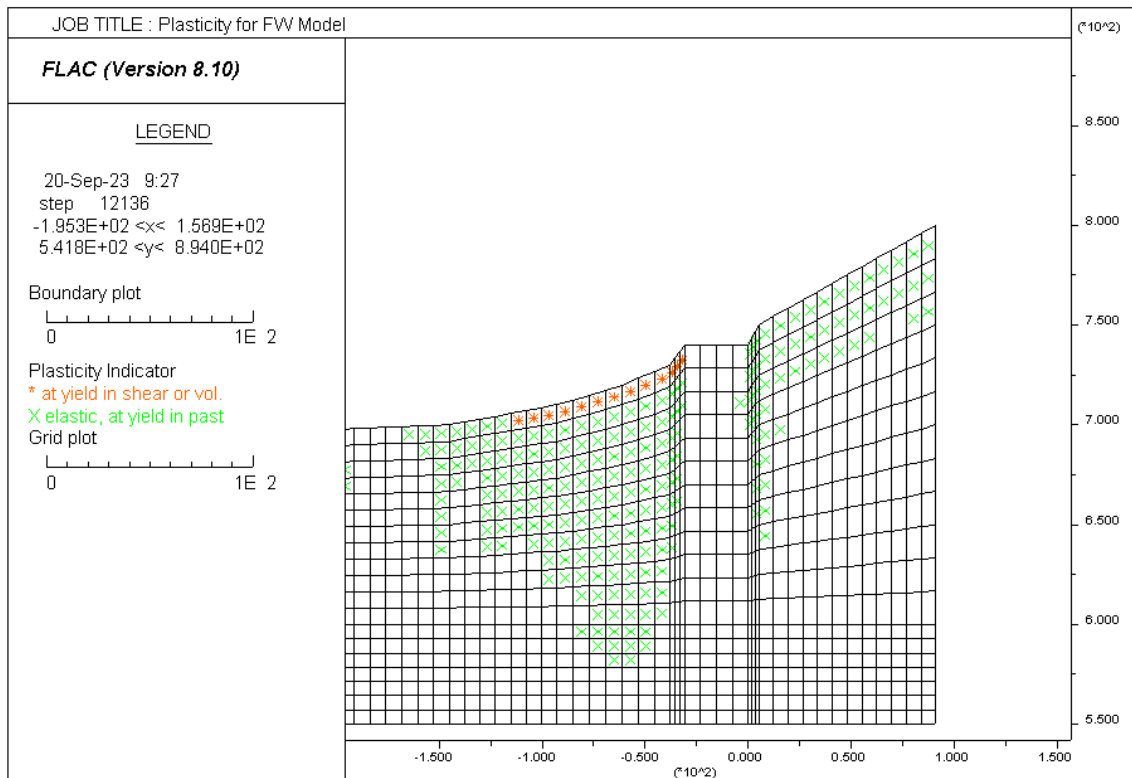
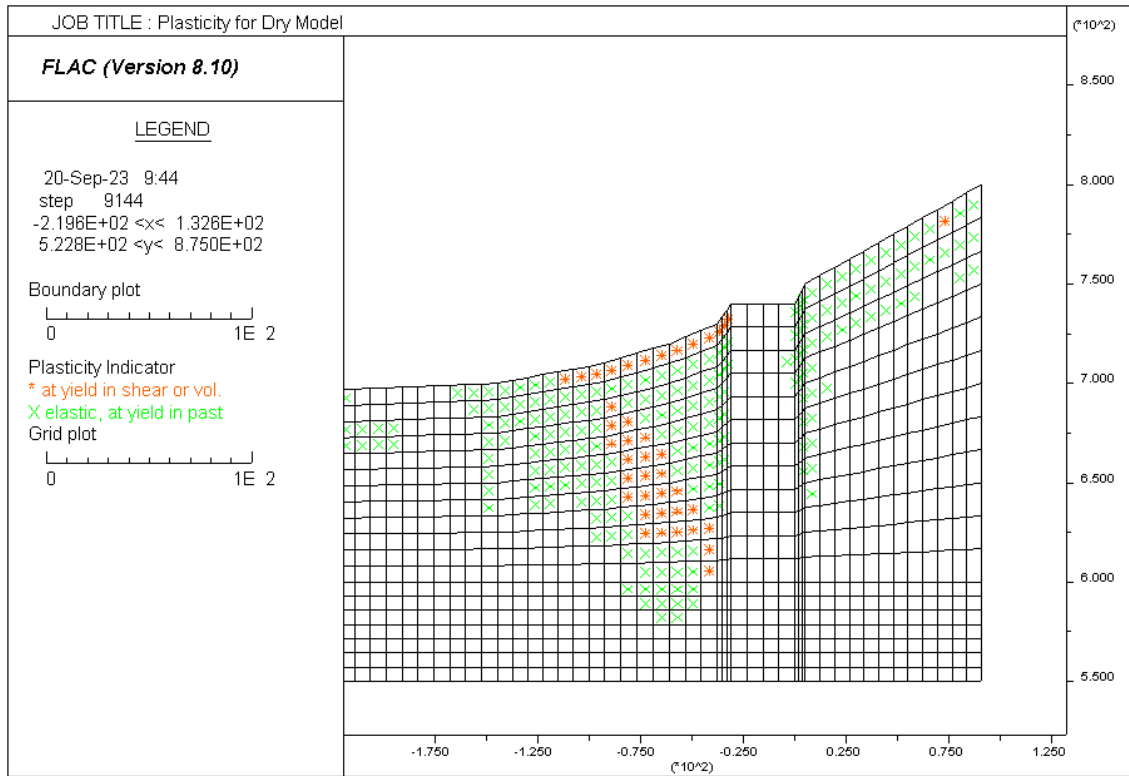
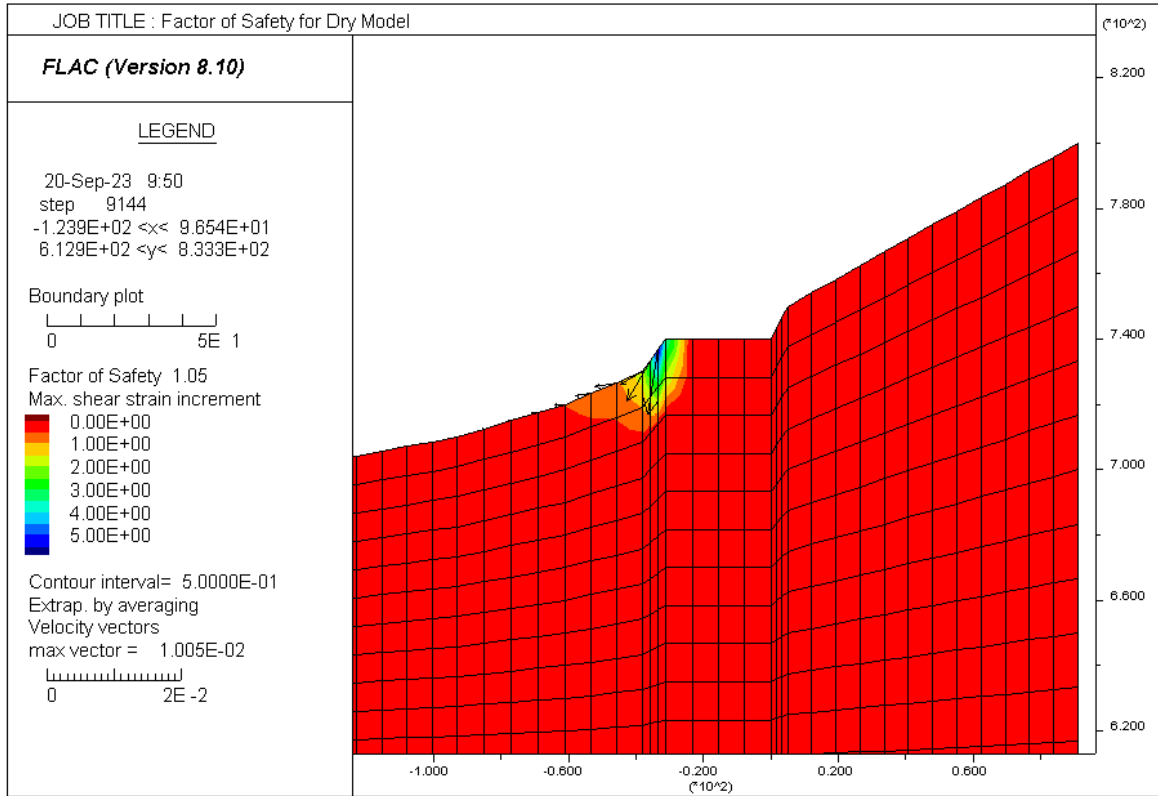
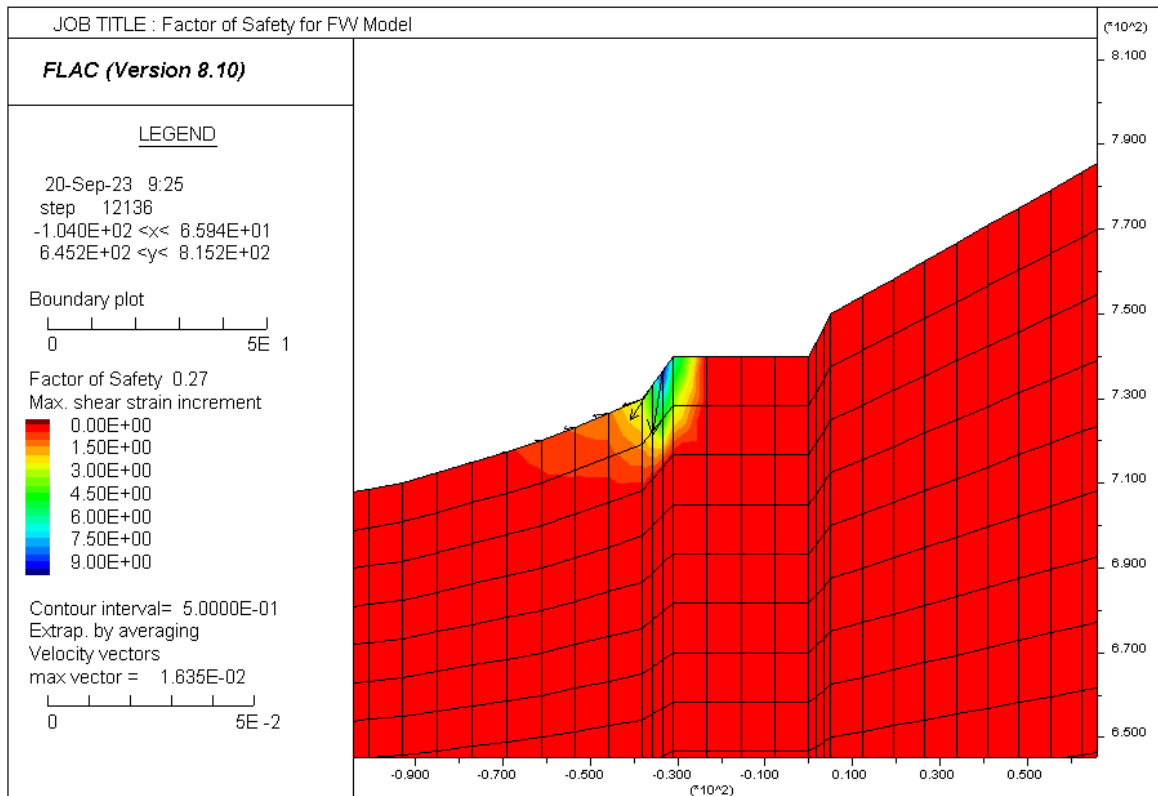


Fig. 28.7. The plasticisation: (a) Dry Model; (b) FW Model

Rys. 28.7. Uplastycznienie: (a) dla ośrodka nienasyconego (DM); (b) dla ośrodka nasyconego (FW)



(a)



(b)

Fig. 28.8. The Factor-of-Safety (FoS): Dry Model; (b) FW Model

Rys. 28.8. Wskaźnik bezpieczeństwa (FoS): dla ośrodka nienasyconego (DM); (b) dla ośrodka nasyconego (FW)

28.4. Discussions

The analysis was divided into two cases: the “Dry” (DM) model and the "False saturated with Water" (FW) model. Comparison of the results of calculations of both cases from the FLAC program allowed to show that with artificial water saturation, the value of the FoS index decreased four to five times compared to the FoS index in the dry model. It is also worth noting that the landslide in Batang Kali occurred only on the left side of the model and had its beginning right at the edge of the road running along the upper border of the landslide, it had several reasons, certainly the construction of the Great Dane and the technology used to fill and harden the ground under the asphalt increased the strength of this fragment of the slope, afforestation of the upper part of the slope above the road where the roots of trees and shrubs bond the earth together, increasing its strength. They prevent oversaturation of the soil with rainwater and the layer of rocks under the layer of earth increases its strength. Of course, this is a simplified model, but in opinion of Authors it defines all the most important geological aspects of this area very well. An extremely important aspect of taking care of safety is the awareness of how much water saturation has an impact on the stability of the slope, the fact that the FoS indicator has decreased more than four times in the case of saturation of the slope with water should make you realize how big the threat of this phenomenon is. The people of Southeast Asia in particular should be aware of this.

28.5. Conclusions

In conclusion, landslides remain a significant and persistent threat in Asia, and to a slightly lesser extent, also in Poland, with devastating consequences for both human communities and the natural environment. This article has highlighted the complex interplay of geological, climatic, and human factors that contribute to the occurrence of landslides in the region. From the towering peaks of the Himalayas to the densely populated lowlands, Asia's diverse landscapes are vulnerable to these destructive events. One such example of the devastating impact of landslides in Asia is the Batang Kali landslide in Malaysia, which occurred in 2022. This tragic event serves as a poignant reminder of the potential consequences of unstable terrain in the region. While it is challenging to predict and prevent landslides entirely, there is hope on the horizon. Advances in technology, such as remote sensing and early warning systems, are

improving our ability to monitor and respond to land-slide risks. Additionally, increased awareness and education about safe land use practices can reduce human-induced triggers for landslides, such as deforestation and im-proper construction. Nevertheless, governments, scientists, and communities must work together to address this ongoing hazard. Collaborative efforts to strengthen infrastructure resilience, enhance disaster preparedness, and promote sustainable land management are essential steps in mitigating the impact of landslides in Southeast Asia. As the region continues to experience population growth and urbanization, the urgency of these actions becomes increasingly clear. By taking proactive measures and drawing lessons from tragic events like the Batang Kali landslide, Southeast Asia can better protect its people and preserve its unique landscapes in the face of this formidable natural challenge.

The analysis presented here, implemented in 2023 within the framework of the international PBL Project carried out at the Silesian University of Technology, although it is a simplified analysis, contains all the most important elements of a properly implemented numerical study. This research was accompanied by extensive literature studies and analyses, backward analyses and multivariate analyses. This subsection presents only a slice of the work.

The challenge was to obtain a similar view of the slip surface to the real one and to determine the properties, very specific in terms of strength and deformation properties, of the soil and rock material.

Interestingly, already after the completion of this work, a comprehensive official report was published by the Malaysian Ministerial Special Committee to Investigate the Causes of the Batang Kali Disaster with many similar conclusions and analyses, obviously much more extensive and advanced. The Malaysian Ministry had a much better resource of information and data.

Bibliography

1. Aleotti P., Chowdhury R.: Landslide hazard assessment: summary review and new perspectives, in *Bull Eng Geol Env.* 1999, 21–44.
2. Panda S.D., et al.: Effect of groundwater table fluctuation on slope instability: a comprehensive 3D simulation approach for Kotropi landslide, India. *Landslides*, 2023. 20(3), 663–682.
3. Chung M.Y., Loo V.H.: The Effect of Rainfall Variability on Slope Stability in Canada Hill, Miri. in *IOP Conference Series: Materials Science and Engineering*. 2019. Institute of Physics Publishing.

4. Akter A., et al.: Landslide Disaster in Malaysia: An Overview. *International Journal of Innovative Research and Development* 2019, 8(6).
5. Kazmi D., et al.: A Study on the Contributing Factors of Major Landslides in Malaysia. *Civil Engineering Journal* 2016, 2(12), 669–678.
6. Pujiastuti, H., et al.: The effect of matric suction on the shear strength of unsaturated sandy clay. *International Journal of GEOMATE* 2018, 14(42), 112–119.
7. Huang, S., Peng Y.: Seismic Stability Analysis of Saturated and Unsaturated Soil Slopes Using Permanent Displacement. *Advances in Civil Engineering*, 2018.
8. Badri Saali M.S.: Batang Kali landslide 2nd worst disaster in Malaysia in terms of deaths, in *New Straits Times* 2022.
9. Mohamed Radhi N.A., Murugan D.: Nik Nazmi: Batang Kali landslide displaced 450,000 cubic meters of earth, in *New Straits Times* 2022.
10. Digvijay M., Salunkhe P., Guruprasad Chvan A.: An Overview on Methods for Slope Stability Analysis. *International Journal of Engineering Research & Technology* 2017, 6(3).
11. Kainthola A., et al.: A Review on Numerical Slope Stability Analysis. *International Journal of Science, Engineering and Technology Research* 2013, 2(6), 1315–1315.
12. Duncan J.M., Wright S.G.: The Accuracy of Equilibrium Methods of Slope Stability Analysis, in *Engineering Geology* 1980, 5–17.
13. Vaze Mobaraki J.: Stability Analysis of Mineral Structures using FLAC Software. *SRPH Journal of Interdisciplinary Studies* 2020.
14. Fairhurst C.: An introduction to FLAC 8 and a guide to its practical application in geotechnical engineering 1993.
15. Wang L.-G., Li H.-L., Zhang J.: Numerical simulation of creep characteristics of soft roadway with bolt-grouting support. *Journal of Central South University Technology* 2008, 15(1), 391–396.
16. Reuters, Nine dead, 25 missing after landslide hits Malaysia campsite, in *CNBC*. 2022: <https://www.cnbc.com/2022/12/16/malaysia-landslide-latest-updates.html>.
17. Ferdous Alam A.S.A., et al.: Community-based development of Fraser's Hill towards sustainable ecotourism. *Environment, Development and Sustainability* 2022.
18. Hassan A., et al.: *Forestry Camp: Guide and Practical*. 2021: Universiti Malaysia Sabah.
19. Grunebaum D.: Questions Raised Over What Led to Deadly Landslide at Malaysia Campsite. 2023: <https://www.voanews.com/a/questions-raised-over-what-led-to-deadly-landslide-at-malaysia-campsite/6933912.html>.
20. Gallage C., Uchimura T.: Direct Shear Testing on Unsaturated Silty Soils to Investigate the Effects of Drying and Wetting on Shear Strength Parameters at Low Suction. *Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering* 2016, 142(3), 04015081.
21. Taha M.R., et al.: Geotechnical Behaviour of a Malaysian Residual Granite Soil. *Pertanika Journal Science and Technology* 1998, 7(2), 151–169.
22. Salih A.G.: Review of Granitic Residual Soils' Geotechnical Properties. *Electronic Journal of Geotechnical Engineering* 2012, 2645–2658.
23. Azhar A.T.S., et al.: Comparison of Shear Strength Properties for Undisturbed and Reconstituted Parit Nipah Peat, Johor. *iop Conf. Series: Materials Science and Engineering* 2016, 160.
24. Rocscience, *Application of the Finite Element Method to Slope Stability*. 2004, Rocscience Incorporation.

29. AUTOMATIC SYSTEM FOR CHANGING THE LOCATION OF MEASUREMENT POINTS IN THE RESEARCH CHAMBERS OF THE BUILDING ACOUSTICS LABORATORY

29.1. Introduction

There are many solutions on the market that enable an automatic system for measuring acoustic parameters. A rotating microphone boom is used to average the spatial sound level by continuously rotating. The basic application is building acoustics, acoustic absorption measurements or determining acoustic power using the microphone method. The system can be equipped with a turntable or a holder for mounting various objects. In this configuration, the main application is to measure the directionality of acoustic transducers such as loudspeakers or microphones. The device can be manually controlled from the front panel using an eight-position switch. Each position refers to a rotation of $\pm 90^\circ$ or $\pm 180^\circ$ at a different rotation speed. These settings can be defined by remote commands. External control of the device is possible thanks to remote commands from a computer using an optional serial interface. This enables precise control of angular position, rotation speed and acceleration. When rotation is started, the speed is gradually increased by the acceleration instruction until the desired value is reached. By setting a longer acceleration time, you can move even very heavy objects. Such devices use a digital signal processor for accurate positioning using a simple and rugged design. Speed and acceleration accuracy is ensured by the use of a precision crystal clock. The device is characterized by very low noise emission, especially when operating at lower speeds. [1] Fig. 29.1 shows an example of a device manufactured by Norsonic.

29.2. Laboratory tests

To determine the appropriate reverberation time in an auditorium, office or production hall, and to reduce noise with the use of sound-absorbing means and systems,

it is essential to know the acoustic absorption characteristics of individual surfaces. The standard [2] presents a uniform method and conditions for the measurement of sound absorption in reverberation chambers and the calculation of the sound absorption coefficient α_{Si} , while the conversion of frequency-dependent values of the sound absorption coefficient α_S into one number is carried out using the procedures described in the standard [3]. The measured values of sound absorption coefficient for individual 1/3 octave bands are converted into the calculated (practical) sound absorption coefficient α_p for the octave bands and into the single-number sound absorption coefficient α_w . The tests of absorbing properties of materials or construction elements are carried out in a reverberation chamber on a specifically prepared test sample. The diagram of the laboratory structure is presented in (Fig. 29.2) and the preparation method of the sample for testing is presented in (Fig. 29.3).



Fig. 29.1. Nor265 rotary boom by Norsonic [1]

Rys. 29.1. Nor265 obrotowy boom produkcji Norsonic [1]

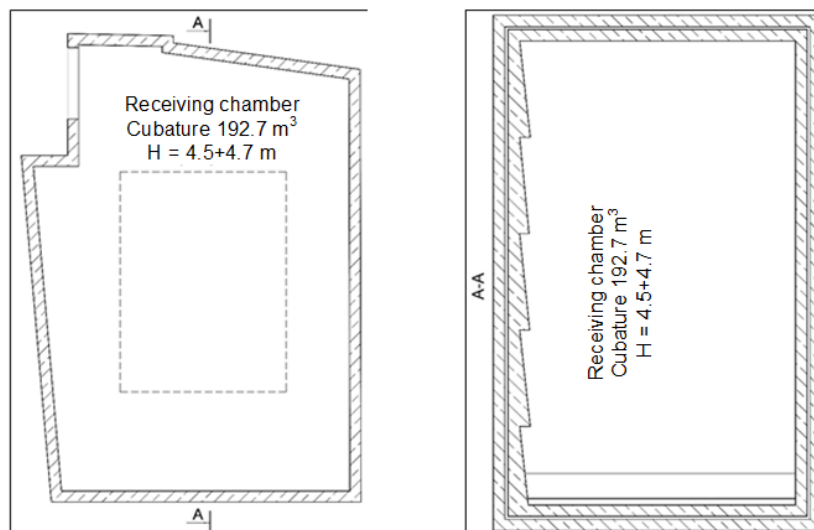


Fig. 29.2. Schematic of the reverberation chamber

Rys. 29.2. Rzut i przekrój komory pogłosowej

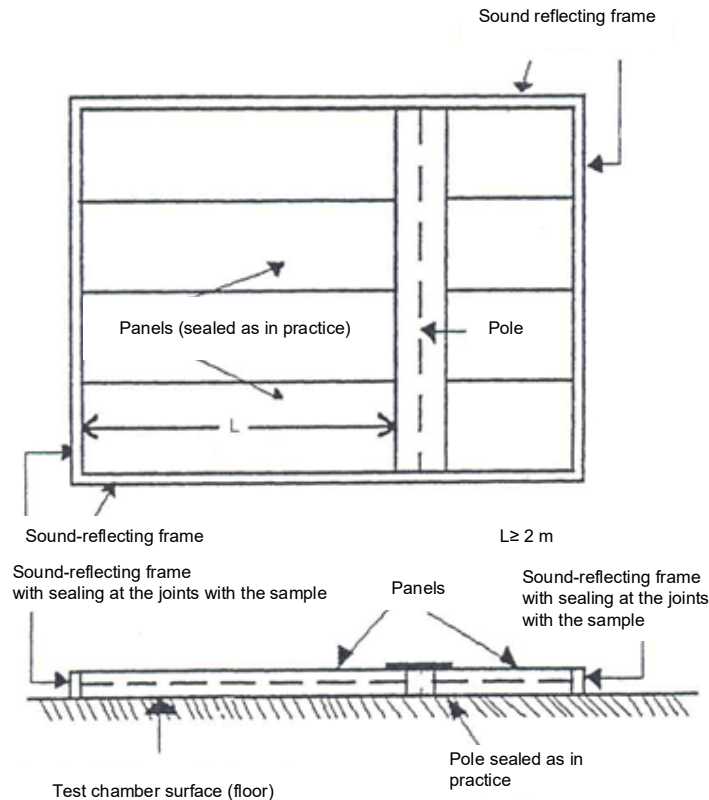


Fig. 29.3. Schematic of the sample for the tests of sound absorption index [4]


Rys. 29.3. Schemat budowy próbki stosowanej w badaniach pochłaniania dźwięku [4]

29.3. Method of conducting measurements

The sample was mounted in the reverberation chamber for 24 hours before taking measurements in order to equalize and stabilize the temperature and humidity. The tested samples had the following dimensions: 380 x 293.5 x 11 cm with an area of 11.15 m². The elements subjected to tests comprised in their structure a pole HEB 160 with a length of 2.935 m, in accordance with the recommendations [4] presented in (Fig. 29.3). The edge of the tested sample was shielded with a wooden frame and sealed with tape. The tests of sound absorption coefficient α_{si} were carried out using the intermittent noise method in compliance with the guidelines contained in the standard [3]. To determine the parameters characterizing the acoustic absorption of a test sample placed on the floor of the reverberation chamber in accordance with the recommendations for the installation method according to the standard [4]. The dimensions of the tested sample and photographs illustrating how the panels were arranged in the reverberation chamber are shown in Table 29.1.

Table 29.1

Characteristics of the sample tested for sound-absorbing properties in a reverberation chamber

Sample	View of the tested sample in the reverberation chamber	Dimensions
EA-1		<p style="text-align: center;">380,0 X 293,5 X 11 cm (average of 3 measurements carried out in different places of the sample)</p>

The edges of the sample were covered with tape to protect against additional sound absorption by these fragments of the sample. The tests were carried out using the intermittent noise method in accordance with the guidelines contained in the subject standard [4]. Measurements were made for six microphone positions and two sound source positions, which gave a number of spatially independent measured decay curves of 12. For each of the 12 microphone/speaker positions, in order to reduce measurement uncertainty caused by statistical deviations, 6 repetitions were performed. For each of the 72 sound decay curves, the reverberation time was determined. The final result was the arithmetic mean. Similarly, tests were carried out for an empty chamber (without a test sample). Measurements of the reverberation time of the empty chamber were performed immediately after dismantling the test sample.

29.4. Method of conducting measurements

To make it possible to move remotely the microphone as it is required by the measurement procedure which was described before, the manipulator was designed and the prototype was built and tested in a real environment. Before starting the design phase some preliminary assumptions were established for the manipulator, namely:

- robust design to withstand frequent measurements and transportation,
- providing easy integration with the tripod,

- compact design,
- the control and GUI software running on a server and being accessible from a web browser,
- two degrees of freedom.

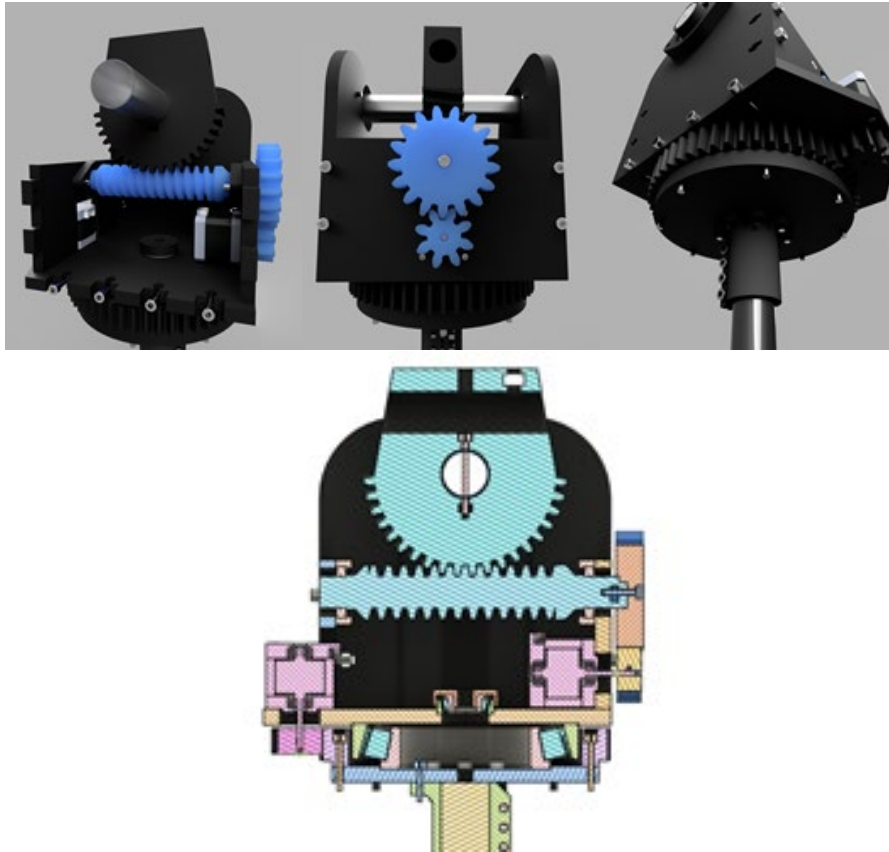


Fig. 29.4. Views of the final design in the CAD environment

Rys. 29.4. Widok końcowego rozwiązania statywu opracowanego w środowisku CAD

When considering the potential kinematic structure of the manipulator, it was taken into account that the positioning of the microphone neither needs to be done with extremely high precision, nor does it need to control its orientation – only the position of the microphone is to be controlled. Thus, it was found that a manipulator with two degrees of freedom would be perfectly sufficient. In the end, a manipulator of the RR type (having two revolute axes) was adopted for practical implementation, i.e. one having two rotary joints, the kinematic structure of which is shown in Figure 29.4. According to the kinematic classification of manipulators, it is the spherical configuration, i.e. ideally suited to the task set in the project. As regards the mechanical part of the manipulator, to drive both the axes stepper motors were chosen as actuators. The reason for choosing stepper motors were their low cost, availability, precision and ease of control [5]. The disadvantage of stepper motors in terms of low dynamic range

did not matter in this project, because the acoustic measurement procedure is done in the stationary state of the manipulator, and the times of moving the microphone to the next measurement position are not that important. The motors were sized for the expected loads due to the weight of the arm and the measurement microphone. Two gears were also designed to transfer torque from the motors to the axes. One of the gears, in axis two, was designed as a worm gear to take advantage of its inherent self-locking capability, so that the motor in axis two does not need to be powered during measurement. The entire design, including the housing, was realized in a CAD environment. A view of the final, finished design is shown in Figure 29.5.

Both gears were made using 3D printing technology, while the housing was made using a CNC milling machine. The final result of these steps and after assembling the mechanical part, is shown in Figure 29.5.

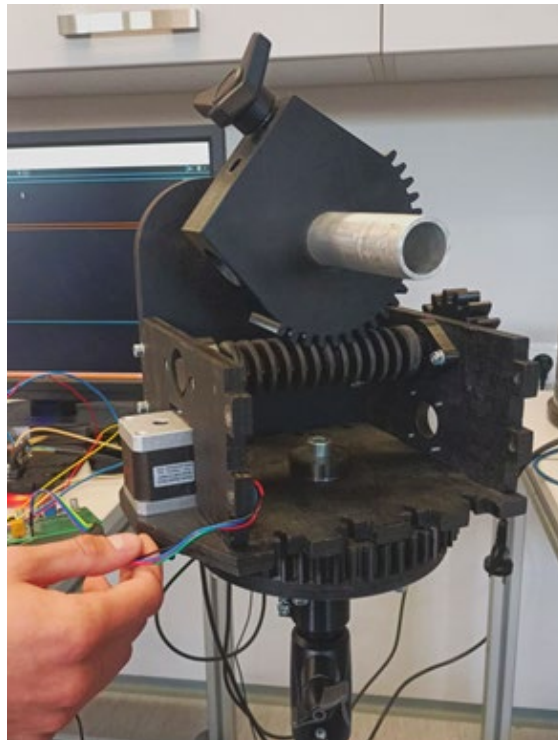


Fig. 29.5. The assembled mechanical part of the manipulator
Rys. 29.5. Widok zamontowanej części mechanicznej manipulatora

29.5. Research results

A reliable feature involving the assessment of the acoustic properties of road noise barriers is the single-number sound absorption rating index $DL_{\alpha\text{NRD}}$, used to determine absorption properties of the acoustic screen containing in its design structural elements

and filling elements. The conducted laboratory tests were the basis for determining the reverberation coefficient of sound absorption α_{si} and the single-number sound absorption coefficient $DL_{\alpha NRD}$. Figures 29.6 and 29.7 show views of measurements using a rotating and fixed arm, while graph 1 shows the results of reverberation time measurement for an empty and sample-filled reverberation chamber. The summary of the obtained results is presented in the (Table 29.2) and in the graphs (Fig. 29.7).

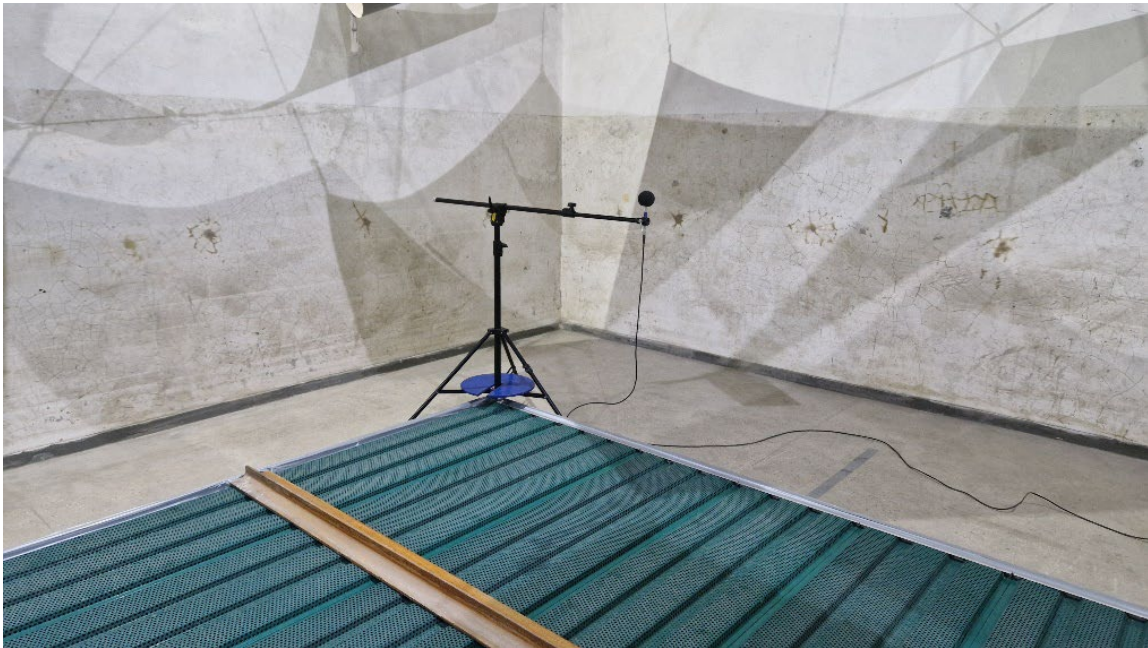


Fig. 29.6. View of the reverberation time measurement using a fixed arm
Rys. 29.6. Widok pomiaru czasu pogłosu przy użyciu ramienia stałego



Fig. 29.7. View of the reverberation time measurement using the rotating arm
Rys. 29.7. Widok pomiaru czasu pogłosu przy użyciu ramienia obrotowego

Zestawienie czasów pogłosu dla pustej i pełnej komory pogłosowej.
Pomiar z wykorzystaniem obrotowego i stałego ramienia.

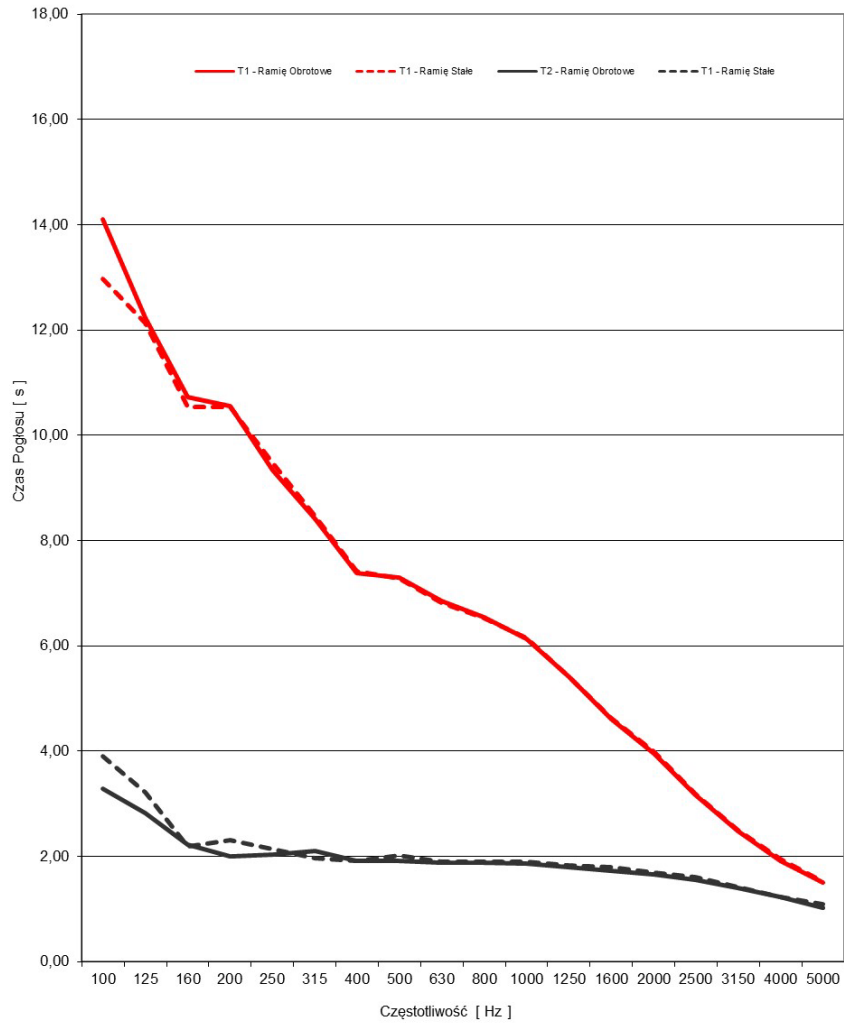


Fig. 29.8. A summary of reverberation time results made using a rotating arm and a fixed arm
Rys. 29.8. Zestawienie wyników czasu pogłosu z zastosowaniem ramienia stałego i obrotowego

Table 29.2

Results of the single-number sound absorption index $DL_{\alpha NRD}$

Częstotliwość f [Hz]	α_s	α_s	T_1 [s]	T_2 [s]
100	0,55	0,75	13,54	3,59
125	0,67		12,18	3,02
160	0,97		10,63	2,21
200	1,00	1,00	10,54	2,15
250	1,00		9,40	2,09
315	1,00		8,43	2,03
400	1,00	1,00	7,40	1,92
500	1,00		7,28	1,96
630	1,00		6,83	1,89
800	1,00	1,00	6,53	1,89
1000	1,00		6,14	1,88
1250	1,00		5,41	1,81
1600	0,96	0,90	4,61	1,76
2000	0,94		3,97	1,68
2500	0,86		3,16	1,58
3150	0,84	0,80	2,49	1,41
4000	0,81		1,92	1,22
5000	0,79		1,51	1,05
α_{NRD}	0,95 (L)			
$DL_{\alpha NRD}$	16 dB			

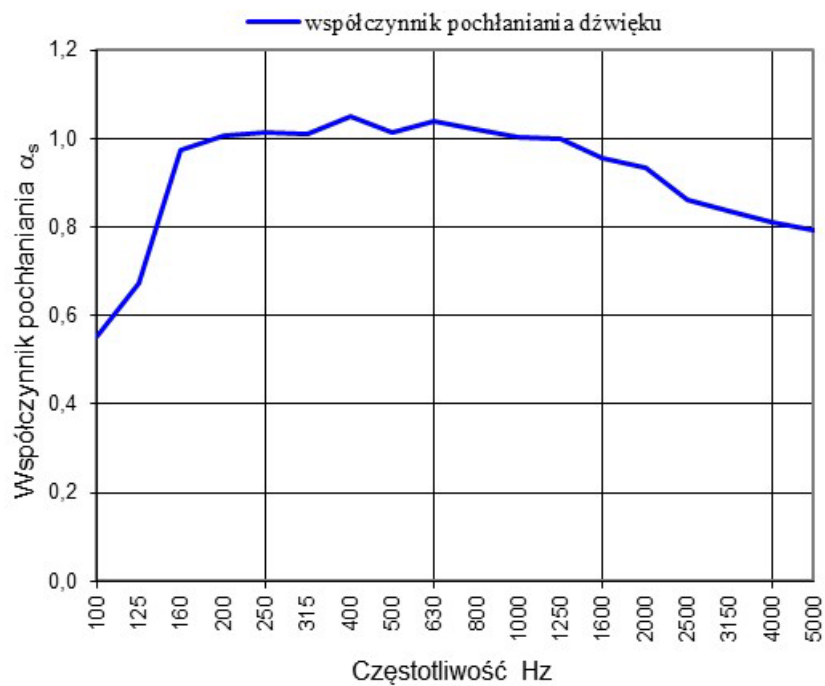


Fig. 29.9. Values of sound absorption coefficient for panels containing sound-absorbing material
 Rys. 29.9. Wartości współczynnika pochłaniania dźwięku dla płyt dźwiękochłonnych

29.6. Conclusions

The article presents research studies of acoustic panels made of sound-absorbing. The adopted solution makes it possible to incorporate the pole into the structure, and the holes in the external lining allow the screen to be planted with vegetation, which means that such protection can be perfectly integrated into the surrounding environment. When analyzing the results obtained from the laboratory tests, we can observe that the combination of sound-absorbing material encapsulated with perforated elements yields acoustic parameters obtained in the form of the single-number sound absorption index $DL_{\alpha NRD}$ ranging 16 dB. This result was obtained by performing measurements using both a rotary arm and a fixed arm.

Bibliography

1. Product Data NOR265, PD265 Ed2 Rev2 EN 1020.
2. PN-EN ISO 354:2005 Acoustics. Measurement of sound absorption in a reverberation chamber, 2005.
3. PN-EN ISO 11654:1999 Acoustics. Sound absorption products used in construction. Sound Absorption Index, 1999.
4. PN-EN 1793-1:2013 Road noise reduction devices – Method for the determination of acoustic properties – Part 1: Basic sound absorption properties, 2013.
5. Kenjo T., Sugawara A.: Stepping motors and their motors and their microprocessor control, Oxford University Press, 1994.

30. ZAPOTRZEBOWANIE I MOŻLIWOŚCI OPRACOWANIA NOWEGO TYPU WENTYLATORA OSIOWEGO O WYSOKIEJ SPRAWNOŚCI DO OBSZARÓW ZAGROŻONYCH WYBUCHEM – ANALIZA TECHNICZNO-PRAWNA

30.1. Wprowadzenie

Ostatnie lata przyniosły zauważalny wzrost wymagań klientów co do sprawności działania wentylatorów osiowych oraz ekonomicznej opłacalności ich użytkowania. Jest to związane zarówno z ekonomiką funkcjonowania firm (wzrost kosztów energii), jak i (bardziej) z restrykcyjnymi regulacjami w zakresie ochrony środowiska i oszczędności energii. Nie bez znaczenia jest też perspektywa wprowadzania nowych regulacji związanych z tzw. zielonym ładem [1]. Rozporządzenie o europejskim prawie klimatycznym przekształca ambicje polityczne dotyczące osiągnięcia neutralności klimatycznej do 2050 roku w zobowiązanie prawne dla UE. Przyjmując ten akt, UE i jej państwa członkowskie zobowiązały się do ograniczenia emisji gazów cieplarnianych netto w UE o co najmniej 55% do 2030 roku w porównaniu z poziomami z 1990 roku [1]. Cel ten jest prawnie wiążący i opiera się na ocenie skutków przeprowadzonej przez Komisję.

W wyniku konsultacji, wizyt w zakładach, które wykorzystują wentylatory osiowe w strefach zagrożonych wybuchem, wymiany uwag i doświadczeń (pomiędzy naukowcami, konstruktorami, producentami i odbiorcami końcowymi) pojawiła się potrzeba opracowania urządzeń o zwiększonej sprawności działania i jednocześnie mniejszych potrzebach energetycznych, przeznaczonych dla różnych branż, w szczególności górnictwa, energetyki, petrochemii, budownictwa i innych, w których istnieją dodatkowe wymagania dotyczące konieczności pracy w atmosferze wybuchowej.

Dodatkowym celem byłoby spełnianie najnowszych światowych standardów i norm (w tym przyszłych, planowanych do wprowadzenia przepisów UE), co pozwoliłoby konkurować tym urządzeniom na krajowym, europejskim lub nawet światowym rynku.

W celu wzrostu sprawności działania wentylatorów konieczne jest zmodyfikowanie układu przepływu powietrza w wentylatorze oraz jego napędu. Obecnie stosowane układy są mało sprawne, dodatkowo generują znaczny hałas, ich praca jest bardzo energochłonna, a przy tym wydzielają dużo ciepła. W konsekwencji wtłaczane (schłodzone) powietrze w celu obniżenia temperatury (np. w chodnikach górniczych) jest ogrzewane nawet o 15°C, co oznacza niejednokrotnie konieczność schłodzenia powietrza do jeszcze niższej temperatury (co nie zawsze jest możliwe) i wiąże się z dodatkowymi kosztami.

30.2. Analiza prawna

Parlament Europejski dyrektywą 2005/32/WE [2] określił ogólne zasady ustalania wymagań dotyczących ekoprojektu dla urządzeń wykorzystujących energię elektryczną lub paliwa kopalne. Wymagania dotyczą projektowania urządzeń, mających na celu minimalizację oddziaływania na środowisko przy zachowaniu tej samej funkcjonalności. W kolejnych latach zmieniano lub uchwalano nowe dyrektywy, gdzie określono parametry, według których produkowane silniki muszą mieć co najmniej klasę sprawności IE2, a silniki o mocy znamionowej z przedziału 7,5–375 kW muszą mieć klasę sprawności co najmniej IE3 lub odpowiadać klasie IE2 i być wyposażone w falownik.

W lutym 2021 roku opublikowano przepisy Unii Europejskiej dotyczące minimalnej sprawności silników asynchronicznych (na przykład stosowanych w wentylatorach lutniowych). Określone one zostały w rozporządzeniu Komisji UE 2019/1781 wraz z nowelizacją 2021/341 [3], gdzie przedstawiono minimalne wartości efektywności energetycznej η_n dla klas efektywności IE2, IE3 i IE4.

Wymagania dotyczące silników z rozporządzenia 640/2009 również wzrosną, ponieważ silniki trójfazowe o mocy poniżej 1000 kW muszą mieć klasę sprawności IE3 od lipca 2021 roku, natomiast silniki o mocy od 75 kW do 200 kW muszą mieć już poziom IE4, począwszy od lipca 2023 roku.

Obecnie silniki elektryczne zużywają około 36% całkowitej energii elektrycznej. W przemyśle stosunek ten wzrasta do prawie 70% całkowitego zużycia. Urządzenia te odgrywają znaczącą rolę – przekształcają energię elektryczną w energię mechaniczną – nie tylko w przemyśle, lecz także w życiu codziennym. Z powodu tego ogromnego

zużycia energii badania i projekty dotyczące silników elektrycznych o wysokiej wydajności energetycznej mogą przynieść wiele korzyści dla planów oszczędnościowych państw [4].

Silniki elektryczne i układy silnikowe mogą pozostać w użyciu przez 20 lat i dłużej, więc energia zużywana przez cały okres użytkowania szybko się nalicza, co często jest pogarszane przez niewydajny projekt całej instalacji urządzenia. Oczekuje się, że bez kompleksowych rozwiązań w zakresie wydajności zużycie energii z silników elektrycznych wzrośnie o 13 360 TWh rocznie do 2030 roku, zwiększając emisję dwutlenku węgla do 8570 Mt rocznie. Globalny rynek silników elektrycznych obejmuje wielomiliardowy przemysł, ze sprzedażą rosnącą w tempie +2,5% rocznie. Konsumenci wydają obecnie 565 miliardów dolarów rocznie na energię elektryczną wykorzystywaną w tych systemach, napędzanych silnikiem elektrycznym, a do 2030 roku wartość ta może osiągnąć blisko 900 miliardów dolarów [4].

Stosując bardziej wydajne silniki, kraje mogą zaoszczędzić 300 TWh energii elektrycznej rocznie w 2030 roku, zmniejszając emisję dwutlenku węgla o 200 Mt – co odpowiada rocznej produkcji energii elektrycznej przez około 60 elektrowni węglowych o mocy 1000 MW [4].

Państwa członkowskie UE zobowiązały się do ograniczenia emisji gazów cieplarnianych netto w UE o co najmniej 55% do 2030 roku w porównaniu z poziomami z 1990 roku. Cel ten jest prawnie wiążący i opiera się na ocenie skutków przeprowadzonej przez Komisję [1].

Główne działania przewidziane w rozporządzeniu to:

- określenie tempa redukcji emisji do 2050 roku, aby zapewnić przewidywalność przedsiębiorstwom, zainteresowanym stronom i obywatelom,
- opracowanie systemu monitorowania i raportowania postępów w realizacji celu,
- zapewnienie racjonalnej kosztowo i sprawiedliwej społecznie transformacji ekologicznej.

Wstępne porozumienie osiągnięte w kwietniu 2021 roku z Parlamentem Europejskim zostało zatwierdzone przez Radę i w maju 2021 roku rozporządzenie weszło w życie.

W czerwcu 2021 roku unijni ministrowie środowiska przyjęli konkluzje o zatwierdzeniu nowej strategii UE w zakresie przystosowania się do zmiany klimatu [1]. Strategia przedstawia długofalową wizję, zgodnie z którą społeczeństwo UE ma do 2050 roku stać się odporne na zmianę klimatu i w pełni przystosowane do jej nieuniknionych skutków.

Środki określone w strategii obejmują:

- lepsze gromadzenie i wymianę danych, tak by wiedza o skutkach zmiany klimatu była bardziej dostępna i lepiej rozpowszechniana,
- rozwiązania oparte na zasobach przyrody, pomagające budować odporność klimatyczną i chronić ekosystemy,
- uwzględnienie adaptacji klimatycznej w polityce makroekonomicznej.

Konkluzje zawierają wskazówki polityczne dla Komisji co do realizacji strategii [1].

Wszystkie wspomniane wyżej akty prawne i towarzyszące im rozporządzenia mają na celu bezpośrednią lub też pośrednią poprawę efektywności energetycznej silników elektrycznych. Wymiana przestarzałych silników może znacząco przyczynić się do zmniejszenia strat energii oraz osiągnięcia zamierzonych celów polityki energetycznej UE.

30.3. Analiza techniczna

Globalna analiza wskazuje, że najnowsze postępy technologiczne i ulepszenia konstrukcyjne, takie jak bezszczotkowe silniki prądu stałego, zaprojektowane do użytku przy odpowiednich parametrach, mogą zmniejszyć zużycie energii nawet o 50%.

Warto zaznaczyć, że układy wentylacji dla górnictwa i innych branż przemysłowych nie zmieniły się znacząco w ostatnich kilkudziesięciu latach, co wiąże się między innymi z wymaganiami stawianymi im przez normy i surowe warunki eksploatacji. W celu wzrostu sprawności działania wentylatorów konieczne wydaje się zmodyfikowanie układu przepływu powietrza w wentylatorze oraz jego napędu.

Komisja UE stoi na stanowisku, że rozwój szeroko pojętego przemysłu nie może odbywać się kosztem środowiska naturalnego. Liczne ograniczenia dotyczące emisji szkodliwych gazów, będących skutkiem ubocznym procesów wytwarzania energii (np. z węgla), są bodźcem do poszukiwania nowych źródeł energii (m.in. źródła odnawialne) oraz ulepszania obecnie istniejących urządzeń i procesów przemysłowych w celu ograniczenia zużycia produkowanej energii. Dodatkowym czynnikiem determinującym powyższe działania jest znaczący wzrost zapotrzebowania na energię elektryczną w stosunku do możliwości wytwórczych.

Okolo 50% energii elektrycznej wyprodukowanej w Polsce wykorzystywane jest przez układy napędowe z silnikami elektrycznymi [5]. Z tego względu zastosowanie energooszczędnych układów napędowych z silnikami elektrycznymi o wysokiej sprawności może znacznie ograniczyć negatywne oddziaływanie na środowisko, a jednocześnie przynieść wymierne oszczędności dla użytkownika.

Podstawową wielkością określającą przewidywane oszczędności wynikające z zastosowania silnika energooszczędnego jest jego sprawność, która powiązana jest z klasą sprawności. Na terenie Unii Europejskiej podział silników elektrycznych pod kątem sprawności odbywa się przy wykorzystaniu klasyfikacji IE (International Efficiency) według normy EN 60034-30-1:2014 [6].

Przyporządkowanie silnika do danej klasy sprawności następuje przez porównanie sprawności silnika wyznaczonej według ustalonej metody pomiaru (zgodnie z normą EN 60034-2-1:2007) [7] z wymaganiami minimalnej sprawności dla danej klasy sprawności IE.

Należy podkreślić, że norma EN 60034-30-1:2014, określająca klasy sprawności silników (IE) i powiązane z nimi minimalne wartości sprawności, jak wszystkie inne normy jest dokumentem do dobrowolnego stosowania – wymagania prawne (obligatoryjne) w zakresie minimalnego poziomu sprawności silników wprowadzanych na rynek UE określone są w dyrektywie Parlamentu Europejskiego i Rady oraz powiązanych z nią rozporządzeniach.

Nowe rozporządzenie Komisji Europejskiej 2019/1781 wraz z nowelizacją 2021/341 [3] wprowadza wiele zmian i stawia nowe wyzwania przed producentami silników elektrycznych oraz ich użytkownikami. Najważniejsze z nich to wymaganie sprawności w klasie IE3 dla silników przeciwwybuchowych (z wyłączeniem silników przeznaczonych dla przemysłu górniczego), określenie minimalnej klasy sprawności IE4 dla silników o mocy od 75 kW do 200 kW oraz wprowadzenie poziomu IE3 również dla silników zasilanych z przemienników częstotliwości (wykluczenia możliwości wprowadzania na rynek silników w klasie sprawności IE2 do zasilania z przemienników częstotliwości).

W rozporządzeniach UE nr 2019/1781 i nr 2021/341 dla minimalnego poziomu sprawności [3] zostały określone również wymagania dla państw członkowskich w zakresie weryfikacji efektywności energetycznej silników dostępnych na rynku i wytyczne dla producentów dotyczące dokumentacji technicznej dołączanej do silników. Na podstawie analiz przeprowadzonych przez Komisję Europejską szacuje się, że nowe wymagania co do sprawności silników (określone w nowym rozporządzeniu) przyczynią się do ograniczenia rocznego zużycia energii elektrycznej o około 10 TWh i do zmniejszenia rocznej emisji gazów cieplarnianych o 3 Mt ekwiwalentu dwutlenku węgla do 2030 roku.

Dyrektywy ATEX definiują minimalne wymagania dotyczące bezpiecznych warunków pracy i sprzętu używanego w strefach zagrożenia wybuchem. Obecnie obowiązuje dyrektywa ATEX 2014/34/UE, czyli ATEX 114 z 26 lutego 2014 roku,

która weszła w życie w Polsce Rozporządzeniem Ministra Rozwoju z 6 czerwca 2016 roku (Dz.U. z 2016 r., poz. 817) [8]. Ujednolica ona poprzednią wersję dyrektywy i dodatkowo obejmuje wymagania dotyczące projektowania i budowy, procedury oceny zgodności, zakresu dokumentacji technicznej, sposobu oznakowania w przypadku systemów ochronnych oraz urządzeń przeznaczonych do używania w atmosferze potencjalnie wybuchowej. Wymagania szczegółowe podane są w normach powiązanych z tą dyrektywą, natomiast wymagania, które nie są objęte ani dyrektywą, ani normami, mogą być przedmiotem regulacji wewnętrznych, obowiązujących w poszczególnych krajach członkowskich [9]

Regulacje te nie mogą jednak być sprzeczne z dyrektywą oraz nie mogą zastrzegać jej wymagań. Ponieważ dyrektywa ATEX 2014/34/UE wymaga znakowania CE, więc każdy produkt zgodny z ATEX, który został oznaczony symbolem Ex, musiał wcześniej zostać przez producenta oznakowany znakiem CE i przejść procedurę oceny zgodności z obowiązkowym udziałem wybranej jednostki certyfikacyjnej, jeżeli producent użył innych, niecertyfikowanych części (zał. VIII dyrektywy – wewnętrzna kontrola produkcji) [9].

Drugą dyrektywą ATEX jest dyrektywa 99/92/EC, ATEX 137 z dnia 16 grudnia 1999 roku, w sprawie minimalnych wymagań dotyczących bezpieczeństwa i ochrony zdrowia pracowników zatrudnionych na stanowiskach pracy, na których może wystąpić atmosfera wybuchowa. Ta dyrektywa została wprowadzona do polskiego prawodawstwa Rozporządzeniem Ministra Gospodarki z dnia 30 lipca 2010 r. w sprawie minimalnych wymagań dotyczących bezpieczeństwa i higieny pracy wiązanych z możliwością wystąpienia w miejscu pracy atmosfery wybuchowej (Dz.U. z 2010 r., nr 138, poz. 931) [10].

Celem wprowadzenia dyrektyw ATEX 114 i ATEX 137 jest m.in. eliminacja lub maksymalne zmniejszenie ryzyka w obszarach, gdzie może występować atmosfera grożąca wybuchem – oznaczona jako Ex. Dyrektywy ATEX 114 i ATEX 137 oraz odpowiednie rozporządzenia krajowe definiują przestrzenie wybuchowe, wprowadzają podział na grupy i kategorie urządzeń przeznaczonych do pracy w tych przestrzeniach, określają wymogi bezpieczeństwa dotyczące projektowania i budowy urządzeń oraz systemów ochronnych do użytku w strefach zagrożonych wybuchem, opisują procedurę badania urządzeń przez jednostki notyfikowane oraz określają zawartość deklaracji zgodności, określają minimalne kryteria, jakie powinny być uwzględnione przy notyfikowaniu jednostek, oraz sposób oznakowania urządzeń i systemów ochronnych [9].

30.4. Wyniki analiz

Z rozporządzenia [3] wynika, że w górnictwie nie ma konieczności stosowania zawartych w nim regulacji, ale z uwagi na to, że przedsiębiorcy górniczy również szukają oszczędności energetycznych, w ramach niniejszej pracy wykonano analizę potrzeb i możliwości podjęcia prac nad projektem wentylatora o wysokiej sprawności, także dla tego przemysłu.

Analizę zapotrzebowania i możliwości podjęcia prac nad projektem pod względem formalnoprawnym przeprowadzono pod kątem określenia założeń i wykonania działań, których wynikiem będzie opracowanie zestawu urządzeń o podwyższonej sprawności i efektywności, stosowanych w obszarach zagrożonych wybuchem gazów i pyłów, przeznaczonych dla branży górniczej, petrochemicznej, chemicznej, środowiskowej i budowlanej.

Zespół, którego członkiem jest autor niniejszego opracowania, ma wieloletnie doświadczenie w projektowaniu, konstruowaniu, produkowaniu i sprzedaży układów wentylacji stosowanych w przemyśle górnictwym i innych działach gospodarki. Działając w ramach współpracy nauki i przemysłu, zespół skonstruował i wdrożył już wiele nowoczesnych rozwiązań i urządzeń przeznaczonych między innymi dla branży górniczej [11]. Warto zauważyć, że układy wentylacji dla górnictwa i innych branż przemysłowych nie zmieniły się znacząco w ostatnich kilkudziesięciu latach, co wiąże się między innymi z wymaganiami stawianymi im przez normy i surowe warunki eksploatacji. W kopalniach ciągle funkcjonują rozwiązania systemów wentylacji oparte na myśli technicznej sięgającej lat siedemdziesiątych i osiemdziesiątych ubiegłego wieku.

W ramach analiz wstępnych i prac koncepcyjnych ustalono, że brak jest obecnie na rynku urządzeń i układów wentylacyjnych o wysokim poziomie sprawności przeznaczonych dla górnictwa. Dziś obowiązują wysokie wymagania dyrektyw w celu zgodności urządzeń z normą ATEX IM2. Zaprojektowanie takich rozwiązań jest trudne do wykonania i wymaga doświadczonego zespołu specjalistów. Koszt dostosowania do dyrektyw często jest nieopłacalny ekonomicznie i ryzykowny, gdyż prace badawcze nie gwarantują osiągnięcia zamierzonych rezultatów. W ostatnim czasie zaczęły pojawiać się na rynku nowe materiały kompozytowe spełniające wymagania ATEX, tj. antystatyczne, antywybuchowe, które powoli zaczynają być wykorzystywane w produkcji urządzeń wymagających niskiej awaryjności, narażonych na przeciążenia i trudne warunki eksploatacji.

Z perspektywy użytkownika kluczowy jest dobór urządzenia odpowiedniego do potrzeb, którego konstrukcja jest przystosowana do pracy w strefach zagrożonych wybuchem i do zagrożeń występujących w miejscu ich instalacji. Sprzęt zgodny z dyrektywą ATEX, który dopuszczony został do pracy w strefach zagrożonych wybuchem, musi być również, zgodnie z normami, odpowiednio oznakowany. Stosuje się tu sformalizowane oznaczenia, które obejmują grupę i kategorię oraz rodzaj ochrony przeciwwybuchowej, a także parametry, takie jak klasa temperaturowa czy maksymalna temperatura powierzchni, na której może być zainstalowane dane urządzenie [9].

Aby zwiększyć bezpieczeństwo w strefach zagrożonych wybuchem, należy unikać możliwości powstawania atmosfery wybuchowej. W tym celu stosuje się przede wszystkim dobrze zaprojektowane i wydajne systemy wentylacyjne, które stały się przedmiotem podjętej w pracy analizy.

Drugim istotnym elementem jest wyeliminowanie efektywnych źródeł zapłonu, dlatego w strefach zagrożonych wybuchem wykorzystuje się maszyny i urządzenia zgodne z dyrektywą ATEX. Instalacja przemysłowa powinna być też w taki sposób zaprojektowana, aby maksymalnie ograniczała skutki wybuchu. Często w strefach zagrożonych wybuchem instaluje się urządzenia, których konstrukcja jest odporna na wybuch [9].

Zidentyfikowano także problemy szczegółowe, które dotyczą przede wszystkim znalezienia rozwiązania zwiększającego efektywność wentylatorów przy jednoczesnym braku wzrostu kosztów, zapewnienia wysokiego stopnia niezawodności urządzenia, łatwości konserwacji (ze względu na istotny wpływ niekorzystnych warunków eksploatacyjnych), optymalizacji sprawności oraz znalezienia rozwiązania pozwalającego na zmniejszenie się nagrzewania się powietrza przepływającego przez wentylator. Wszystko powyższe należy rozważyć przy uwzględnieniu ograniczeń w optymalizacji wynikających z wymogów norm ATEX, o których wspomniano wcześniej.

30.5. Podsumowanie

Wentylatory osiowe są powszechnie stosowane do wentylacji, chłodzenia i wymiany powietrza w różnych gałęziach przemysłu. W strefach zagrożonych wybuchem, takich jak wyrobiska podziemne kopalń węgla kamiennego, rafinerie, zakłady chemiczne i magazyny materiałów łatwopalnych, wymogi dotyczące stosowanego sprzętu są znacznie bardziej restrykcyjne. Celem pracy była analiza zapotrzebowania na nowy typ

wentylatora osiowego o wysokiej sprawności przeznaczonych do takich stref oraz ocena możliwości jego opracowania z uwzględnieniem aspektów technicznych i prawnych.

Obszary zagrożone wybuchem charakteryzują się obecnością mieszanin gazów, par, pyłów lub mgieł, które mogą tworzyć atmosfery wybuchowe. Wentylatory używane w takich środowiskach muszą spełniać rygorystyczne normy bezpieczeństwa, aby zapobiec zapłonowi mieszanin wybuchowych. W UE obowiązuje dyrektywa ATEX (2014/34/UE), która reguluje wymagania dla urządzeń przeznaczonych do użytku w atmosferach potencjalnie wybuchowych. Wentylatory muszą spełniać określone w niej standardy i uzyskać odpowiednie certyfikaty. Kluczowe parametry techniczne obejmują:

- odporność na iskrzenie,
- hermetyczność,
- odporność na korozję,
- efektywność energetyczną,
- możliwość pracy w warunkach ekstremalnych (wysokie temperatury, agresywne chemikalia).

Zwiększające się zapotrzebowanie na energooszczędne i niezawodne systemy wentylacyjne w przemyśle ciężkim oraz rosnące inwestycje w bezpieczeństwo zakładów przemysłowych wskazują na konieczność wprowadzenia nowoczesnych rozwiązań technologicznych, w tym nowych typów wentylatorów osiowych.

Konstrukcja nowego typu wentylatora może zostać oparta na nowoczesnych materiałach kompozytowych i zaawansowanych technologiach produkcji, takich jak np. druk 3D, które pozwalają na tworzenie bardziej precyzyjnych i wydajnych komponentów.

Zaawansowane narzędzia do symulacji przepływu powietrza (CFD – Computational Fluid Dynamics) umożliwiają optymalizację konstrukcji łopatek wentylatora pod kątem maksymalnej wydajności i minimalizacji hałasu.

Innowacyjne rozwiązania, takie jak silniki o wysokiej sprawności (np. silniki EC – Electronically Commutated) i zaawansowane systemy sterowania, mogą znacznie poprawić efektywność energetyczną nowych wentylatorów.

Proces certyfikacji wymaga przeprowadzenia licznych testów, w tym:

- testów na iskrzenie,
- testów wytrzymałościowych,
- testów działania w ekstremalnych warunkach.

Oprócz dyrektywy ATEX wentylatory muszą spełniać lokalne regulacje w krajach, w których będą używane. Na przykład w Stanach Zjednoczonych obowiązują normy określone przez National Fire Protection Association (NFPA).

Zapotrzebowanie na nowy typ wentylatora osiowego o wysokiej sprawności do obszarów zagrożonych wybuchem, gdy weźmie się pod uwagę rosnącą świadomość bezpieczeństwa i potrzeby efektywności energetycznej w przemyśle, jest wysokie. Opracowanie nowego wentylatora wymaga zaawansowanej wiedzy technicznej, dostępu do nowoczesnych materiałów i technologii produkcji oraz dokładnego zrozumienia specyfiki regulacji prawnych.

Przeprowadzona analiza pozwoliła na określenie najważniejszych obszarów, w których podjęte przez zespół projektowy działania pozwoliłyby na zwiększenie prawdopodobieństwa powodzenia projektu. Są to:

- analiza najnowszych badań (opracowań naukowych) związanych z rozwojem technologii materiałowych oraz konstrukcyjnych,
- współpraca z jednostkami testującymi oraz certyfikującymi w celu uzyskania potwierdzenia zakładanych parametrów urządzeń i odpowiednich certyfikatów,
- monitorowanie zmian w regulacjach prawnych i dostosowywanie produktów do nowych wymagań,
- dalsza współpraca z przemysłem w celu dokładnej identyfikacji potrzeb oraz testowania opracowanych rozwiązań „in situ”.

Wstępna analiza kosztów związanych z możliwością opracowania nowego typu wentylatora osiowego o wysokiej sprawności do obszarów zagrożonych wybuchem wskazuje także na konieczność uzyskania dofinansowania na realizację takiego projektu (np. z funduszy UE) w celu sprawnego prowadzenia prac, co powinno przełożyć się na uzyskanie gotowego do wdrożenia produktu w terminie nieprzekraczającym 24 miesięcy.

Bibliografia

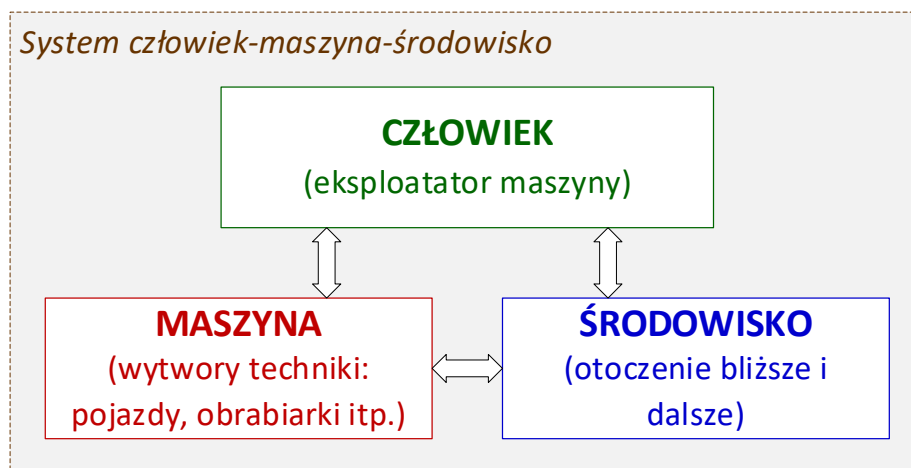
1. Strona internetowa: <https://www.consilium.europa.eu/pl/policies/green-deal/> [dostęp na dzień 22.05.2024 r.].
2. Dyrektywa 2005/32/WE Parlamentu Europejskiego i Rady z dnia 6 lipca 2005 r. ustanawiająca ogólne zasady ustalania wymogów dotyczących ekoprojektu dla produktów wykorzystujących energię oraz zmieniająca dyrektywę Rady 92/42/EWG, oraz dyrektywy Parlamentu Europejskiego i Rady 96/57/WE i 2000/55/WE. Dz.U. UE. L.2005.191.29.

3. Rozporządzenie Komisji (UE) 2021/341 z dnia 23 lutego 2021 r. zmieniające rozporządzenia (UE) 2019/424, (UE) 2019/1781, (UE) 2019/2019, (UE) 2019/2020, (UE) 2019/2021, (UE) 2019/2022, (UE) 2019/2023 oraz (UE) 2019/2024 w odniesieniu do wymogów dotyczących ekoprojektu dla serwerów i produktów do przechowywania danych, silników elektrycznych i układów bezstopniowej regulacji obrotów, urządzeń chłodniczych, źródeł światła i oddzielnego osprzętu sterującego, wyświetlaczy elektronicznych, zmywarek do naczyń dla gospodarstw domowych, pralek dla gospodarstw domowych i pralko-suszarek dla gospodarstw domowych oraz urządzeń chłodniczych z funkcją sprzedaży bezpośredniej. Dz.U. UE. L.2021.68.108.
4. Strona internetowa: <https://mechatronika.tech/aktualnosci/nowe-normy-dotyczacesprawnosci-silnikow-elektrycznych/> [dostęp na dzień 22.05.2024r.]
5. Flaszka J., Kaziród D.: Poprawa efektywności energetycznej napędów przemysłowych – analiza porównawcza stacji odpylania. *Maszyny Elektryczne – Zeszyty Problemowe*, 2012, T. 1(94), 61-65.
6. PN-EN 60034-30-1:2014-11: Maszyny elektryczne wirujące – Część 30-1: Klasy sprawności silników prądu przemiennego bezpośrednio zasilanych z sieci (Kod IE).
7. PN-EN 60034-2-1:2015-01: Maszyny elektryczne wirujące – Część 2-1: Znormalizowane metody wyznaczania strat i sprawności na podstawie badań (z wyjątkiem maszyn pojazdów trakcyjnych).
8. Dyrektywa ATEX 2014/34/UE dotycząca urządzeń i systemów ochronnych przeznaczonych do użytku w atmosferze potencjalnie wybuchowej dostępna w bazie aktów prawnych Unii Europejskiej Eur-Lex. Rozporządzenie krajowe wdrażające dyrektywę 2014/34/UE (Dz.U. z 2016 r. poz. 817).
9. Bieńkowski M.: Przepisy ATEX i normy dotyczące zabezpieczeń przeciwwybuchowych w branży materiałów sypkich. *Powder&Bulk* 2022, 1, 12–18.
10. Dyrektywa ATEX 99/92/EC, ATEX 137 z dnia 16 grudnia 1999 r., w sprawie minimalnych wymagań dotyczących bezpieczeństwa i ochrony zdrowia pracowników zatrudnionych na stanowiskach pracy, na których może wystąpić atmosfera wybuchowa. Rozporządzenie Ministra Gospodarki z dnia 30 lipca 2010 r. w sprawie minimalnych wymagań dotyczących bezpieczeństwa i higieny pracy związanych z możliwością wystąpienia w miejscu pracy atmosfery wybuchowej (Dz.U. z 2010 r., nr 138, poz. 931).
11. Juszczyk J., Maciaszek M., Morcinek-Słota A., Słota K., Słota Z.: Wdrożenie pneumatycznego dozownika pyłu typu DJP, w polskim górnictwie węgla kamiennego, dla poprawy bezpieczeństwa związanego z zagrożeniem wybuchem pyłu węglowego. *Przegląd Górniczy* 2020, 76, 39–41.

31. BADANIE HAŁASU SYSTEMU PRODUKCYJNEGO Z ZASTOSOWANIEM DEMONSTRATORA CENTRUM TESTOWANIA TECHNOLOGII PRZEMYSŁU 4.0

31.1. Wprowadzenie

Funkcjonowanie złożonych systemów technicznych w warunkach przemysłowych ma charakter złożony, wymagający interpretacji z uwzględnieniem relacji człowiek-maszyna-środowisko (rys. 31.1).



Rys. 31.1. Schemat relacji człowiek-maszyna-środowisko
Fig. 31.1. Diagram of the relationship man-machine-environment

Oddziaływania występujące w takim układzie wykazują charakter zarówno pozytywny, jak i negatywny. W odniesieniu do typowego złożonego systemu produkcyjnego oddziaływania o charakterze pozytywnym wynikają z głównej funkcji celu takiego systemu i przejawiają się przede wszystkim w możliwości realizacji procesów (produkcyjnych i eksploatacyjnych) prowadzących do uzyskania zamierzonych produktów i/lub usług. Z kolei oddziaływania o charakterze negatywnym stanowią zbiór czynników ubocznych realizacji funkcji celu, a ich efekty zlokalizowane są indywidualnie w ramach każdego elementów rozpatrywanej relacji. W szczególności negatywne oddziaływania funkcjonowania złożonych systemów technicznych dotyczyć mogą:

- aspektów niezawodności maszyn (uszkodzenia, awarie),
- aspektów ergonomii i bezpieczeństwa pracy (zagrożenia, wypadki),
- aspektów środowiska pracy (emisja szkodliwych substancji i czynników do otoczenia).

Należy przy tym zauważyć ściśle powiązanie przyczynowo-skutkowe wszystkich powyższych aspektów pomimo częstej praktyki odrębnego ich rozpatrywania w ramach prowadzonych procedur badawczych.

Jednym z powszechnie rozpatrywanych zagadnień wzajemnego oddziaływania przemysłowego w obrębie relacji człowiek-maszyna-środowisko jest problem emitowanego hałasu, którego źródłem są eksploatowane maszyny i urządzenia produkcyjne. Problem ten ma charakter wieloaspektowy, ponieważ odbierane i obserwowane sygnały akustyczne z jednej strony mogą być cenną informacją o stanie technicznym badanych maszyn, ale z drugiej strony stanowią niepożądany zdrowotny efekt uboczny dla człowieka i jego otoczenia.

Powyższe argumenty wskazują na aktualną potrzebę prowadzenia badań akustycznych obejmujących problematykę pomiarów sygnałów, przetwarzania danych, jak również interpretacji uzyskanych wyników zarówno w obiektywnym aspekcie matematyczno-akustycznym, jak i w subiektywnym kontekście odbioru efektów oddziaływania hałasu na człowieka.

Badania związane z oddziaływaniem hałasu na człowieka prowadzone są w ujęciu modelowym (np. z użyciem metod i modeli symulacyjnych) oraz w warunkach przemysłowych (na podstawie pomiarów działających maszyn i urządzeń). Ciekawym (wartościowym) podejściem w tym zakresie wydaje się wzajemne powiązanie tych dwóch kierunków, które polegać może na badaniach akustycznych rzeczywistych systemów technicznych działających zgodnie z określonymi parametrami procesów eksploatacyjnych, realizujących zadane procesy produkcyjne i funkcjonujących w ściśle ustalonych warunkach otoczenia. Przyjęcie tak określonych założeń możliwe jest dzięki prowadzeniu analiz i interpretacji akustycznych z zastosowaniem przemysłowych systemów demonstracyjnych. Takie właśnie podejście stanowi przedmiot dalszej części tego artykułu, w którym autorzy przedstawili przebieg i wyniki badań przeprowadzonych z użyciem przemysłowego demonstratora systemu produkcyjnego – Centrum Testowania Technologii Przemysłu 4.0 funkcjonującego w Politechnice Śląskiej.

31.2. Pomiary akustyczne w środowisku przemysłowym – przegląd metod i narzędzi

Badania wibroakustyczne mogą być rozważane w ujęciu bezpośrednim, w odniesieniu zarówno do maszyny/urządzenia, człowieka, jak i jego otoczenia. W ogólności generacja i skutki oddziaływania energii wibroakustycznej mogą być rozpatrywane na zasadzie interakcji badanego układu lub poszczególnych jego elementów. Badania środowiska zagrożonego działaniem źródeł hałasu i drgań, ze względu na swoją specyfikę i wieloaspektowość, zakwalifikować można do następujących klas zadań:

- oceny hałasu i drgań,
- oceny klimatu akustycznego.

W zależności od przyjętego celu badawczego podejmowane zadania oceny wibroakustycznej w środowisku dotyczyć mogą [1]:

- oceny zagrożenia zdrowia pracownika lub spadku jego wydajności pracy przez stwierdzenie zgodności wartości pomiarowej z obowiązującymi normami i wytycznymi,
- oceny zagrożenia hałasowego obiektów i stref ochronnych (np. duże zakłady przemysłowe, lotniska, autostrady) na potrzeby wyznaczenia granic strefy zagrożenia lub w przypadkach koniecznych ograniczenie tej strefy,
- oceny zagrożenia drganiowego wrażliwych urządzeń i obiektów na potrzeby badania zgodności strefy ochronnej z poziomami drgań dopuszczalnych pochodzących od maszyn i urządzeń o dużej dynamiczności.

W zależności od uwarunkowań formalnoprawnych [2, 3] klimat akustyczny wyznaczany jest za pomocą pomiarów akustycznych oraz tworzenia map akustycznych. Zjawiska i oddziaływania pochodzące od różnych kategorii źródeł składają się na klimat akustyczny środowiska [4], który rozpatrywać można w układzie czasoprzestrzennym. Uogólniony model analityczny opisu klimatu akustycznego uwzględnia wszystkie podstawowe elementarne zjawiska o charakterze deterministycznym związane z propagacją fali akustycznej, tj. odbicia, dyfrakcji, transmisji przez przegrody, interferencji, i w kompleksowy sposób uwzględnia modelowanie pola akustycznego. Jakość klimatu akustycznego środowiska wyrażana jest ekwiwalentnym poziomem dźwięku L_{AeqT} , [4].

$$L_{AeqT} = 10 \cdot \log \left[\frac{1}{T} \cdot \sum_{i=1}^n t_i \cdot 10^{0,1 \cdot L_{Ai}} \right], \quad (31.1)$$

gdzie:

L_{AeqT} – równoważny poziom dźwięku A wyznaczony dla czasu oceny T,

L_{Ai} – poziom dźwięku działający w czasie t_i ,

t_i – czas działania dźwięku o poziomie L_{Ai} ,

T – czas oceny hałasu.

Ważnym i stosunkowo nowatorskim podejściem w badaniach nad zagrożeniami hałasu w pomieszczeniach przemysłowych były podejmowane próby wyznaczenia oceny klimatu akustycznego za pomocą globalnego wskaźnika. W wyrażeniu globalnego wskaźnika zaproponowano wprowadzenie m.in. nowych wskaźników składowych, tj. wskaźnika hałasu impulsowego i wpływu hałasu, wskaźnika gęstości wypełnienia pomieszczenia, wskaźnika rozkładu częstotliwościowego hałasu uwzględniającego niskie częstotliwości [5].

Stosowane powszechnie rozwiązania w zakresie odwzorowania środowiska w przestrzeni zarówno otwartej, jak i zamkniętej realizowane są za pomocą modelu numerycznego. Wykorzystuje się w tym celu mapowanie hałasu, które uwzględnia wpływ aktualnego stanu akustycznego środowiska na klimat akustyczny pracowników lub mieszkańców [6].

Stosowane w tym zakresie metody modelowania geometrycznego i symulacji rozprzestrzeniania się poziomu dźwięku dają szerokie możliwości oceny i kształtowania klimatu akustycznego w pomieszczeniach przemysłowych przy wykorzystaniu metodyki tworzenia map akustycznych z uwzględnieniem wariantowania rozwiązań.

Obowiązujące prawne wymagania oceny hałasu środowiska obejmują proceduralne realizacje badań krótko- oraz długookresowej oceny hałasu [7]. Krótkookresowa ocena hałasu polega na ustalaniu i kontroli warunków korzystania ze środowiska w odniesieniu do jednej doby (L_{AeqD} , L_{AeqN}). W ocenie długookresowej wykorzystuje się odpowiednio wskaźniki hałasu mające zastosowanie do prowadzenia długookresowej polityki w zakresie ochrony środowiska przed hałasem (L_{DWN} , L_N) oraz do [8, 9].

$$L_{DWN} = 10 \cdot \log \left[\frac{12}{24} \cdot 10^{0,1 \cdot L_D} + \frac{4}{24} \cdot 10^{0,1 \cdot (L_W + 5)} + \frac{8}{24} \cdot 10^{0,1 \cdot (L_{NC} + 10)} \right], \quad (31.2)$$

$$L_N = 10 \cdot \log \left(\frac{N}{N_0} \right), \quad (31.3)$$

gdzie:

L_D , L_W , L_{NC} – długookresowy średni poziom dźwięku A wyznaczony zgodnie z ISO 1996-2: 1987 odpowiednio: w ciągu wszystkich pór dnia (L_D), w ciągu wszystkich pór wieczoru (L_W), w ciągu wszystkich pór nocy (L_{NC}),

N – moc akustyczna źródła dźwięku [W],

N_0 – moc odniesienia równa $1 \cdot 10^{-12}$ [W].

Na podstawie przeprowadzonego rozpoznania w zakresie stosowanych metod oceny hałasu w środowisku przemysłowym stwierdzić można, że w rzeczywistych warunkach środowiska przemysłowego występują zmienne w czasie warunki akustyczne, będące skutkiem występowania poziomu tła akustycznego i generowania hałasu przez źródła. W wielu praktycznych przypadkach możliwe jest uzyskanie podobnych wartości oceny hałasu dla działania różnych źródeł, które odpowiadać mogą w rzeczywistości zróżnicowanym konfiguracjom nie tylko układów źródło–droga propagacji–odbiornik i zmiennym strukturalnym przebiegu sygnałów akustycznych w czasie, lecz także występowaniu sygnałów akustycznych pochodzących od źródeł różnych klas.

Na potrzeby oceny klimatu akustycznego wykorzystuje się cechy fizyczne dźwięku, które odnoszą się do wyznaczenia wskaźników imisji hałasu. Wskaźniki te wyrażają uśrednione wartości poziomu hałasu z uwzględnieniem przyjętych czasów odniesienia. Aby ocenić wrażenia dźwiękowe, przeprowadzono ocenę subiektywnych cech dźwięku na podstawie czterech modeli wskaźników: głośności, ostrości, chropowatości i siły fluktuacji [10–12]. Modele subiektywnych cech dźwięku wyznaczone są w częstotliwościowej skali Bark (skala modelu psychoakustycznego), która obejmuje cały zakres częstotliwości znajdujących się w obszarze 24 tzw. pasm krytycznych.

W obliczaniu głośności dźwięku (N) wykorzystuje się poziom pobudzenia względem wzorca pasma krytycznego jako podstawy budowania całkowitej głośności [12].

$$N = \int_0^{24Bark} N' dz, \quad (31.4)$$

gdzie:

N' – głośność właściwa.

Całkowita głośność w tym modelu wyrażona jest jako całka wartości głośności powyżej pasma krytycznego, tzw. głośności właściwej N' .

Ostrość dźwięku (S) reprezentowana jest równaniem zawierającym właściwą głośność dźwięku [12].

$$S = c \cdot \frac{\int_0^{24Bark} [N' \cdot g'(z) \cdot z] dz}{\int_0^{24Bark} N' dz}, \quad (31.5)$$

gdzie:

$g(z)$ – współczynnik wzmocnienia jako funkcja skali Bark.

W ocenie ostrości występuje dodatkowy czynnik, $g(z)$, który zależy od oceny pasma krytycznego. Dla częstotliwości krytycznych powyżej 16 Bark czynnik $g(z)$ wzrasta od jedności do wartości czterech (w pobliżu 24 Bark).

Na chropowatość dźwięku (R) mają wpływ dwa główne czynniki: rozdzielczość częstotliwościowa i czasowa układu słuchowego. Rozdzielczość częstotliwościowa może być modelowana przez wzorec pobudzania lub właściwą głośność w zależności od wzorca pasma krytycznego [10].

$$R = 0,3 \cdot f_{mod} \cdot \sum_0^{24Bark} \Delta L_e(z) dz, \quad (31.6)$$

gdzie:

f_{mod} – częstotliwość modulacji,

ΔL – wielkość oszacowania różnic między maksymalnym i minimalnym czasowym wzorem maskowania,

ΔL_e – aproksymacja wartości zmiennej ΔL do zmian właściwej głośności.

Zaznaczyć należy, że efekt maskowania wywołany tymczasowo przez różne maskery ma znaczenie w analizie procesu modulacji amplitudowej. Poziom maskowania jest skuteczną miarą dla określenia pobudzenia, może być on wykorzystany w oszacowaniu różnic poziomu pobudzenia powstałych przez modulację amplitudy.

Reprezentacja siły fluktuacji (F) opiera się na czasowej zmianie wzoru maskowania [10].

$$F = \frac{0.008 \cdot \int_0^{24Bark} \Delta L dz}{\left(\frac{f_{mod}}{4Hz}\right) + \left(\frac{4Hz}{f_{mod}}\right)}, \quad (31.7)$$

W tym przypadku masker jest modulowany amplitudowo sinusoidalnie. Częstotliwość modulacji 4 Hz odgrywa istotną rolę w opisie siły fluktuacji. Dla

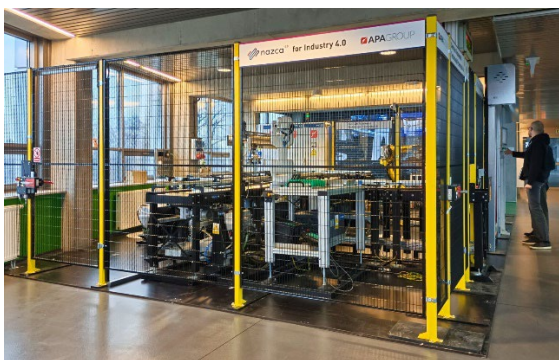
szybszych modulacji częstotliwości ucho wykazuje cechy integracyjne występujące w maskowaniu resztkowym, z kolei dla częstotliwości modulacji poniżej 4 Hz ważne stają się efekty pamięci krótkotrwałej.

W postępowaniu weryfikacyjnym oceny hałasu w środowisku przemysłowym stosuje się często powiązanie metod pomiarowych i symulacyjnych. W takich przypadkach wykorzystuje się odniesienie otrzymanych wartości parametrów akustycznych (pomiarowych i symulacyjnych) do wartości dopuszczalnych określonych właściwymi regulacjami prawnymi. Zgodnie z przyjętymi wytycznymi metodycznymi w wybranych punktach referencyjnych środowiska przeprowadza się pomiary akustyczne na potrzeby kalibracji, weryfikacji i oceny warunków akustycznych. Otrzymana dokładność pomiarów akustycznych z wybranych punktów referencyjnych środowiska w zestawieniu z wartościami symulowanymi poziomu dźwięku nie zawsze oznacza zbieżność wyników w pozostałych punktach symulowanego poziomu dźwięku.

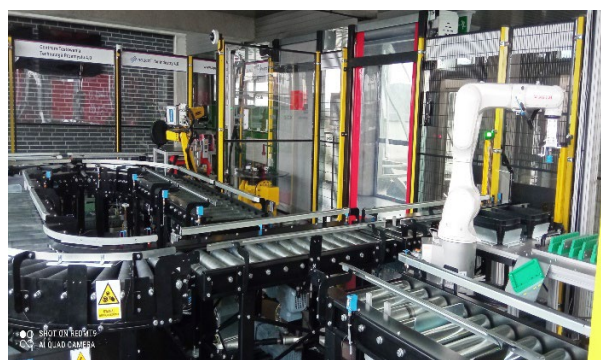
31.3. Stacja Centrum Testowania Technologii Przemysłu 4.0 (CTTP40) – wybrane aspekty

Stacja Centrum Testowania Technologii Przemysłu 4.0 (CTTP4.0) jest przemysłowym układem demonstracyjnym zbudowanym przez firmę APA Group Sp. z o.o., funkcjonującym w Centrum Nowych Technologii (CNT) Politechniki Śląskiej (rys. 31.2).

a.



b.



Rys. 31.2. Widok na stację Centrum Testowania Technologii Przemysłu 4.0 (CTTP40)
 Fig. 31.2 View of the station of the Industry 4.0 Technology Testing Center (CTTP40)

Stacja CTTP40 prezentuje realizację typowego zadania produkcyjnego, dlatego stanowi doskonałe środowisko do testowania elementów tego procesu, ale także

aspektów „zachowania się” maszyn i urządzeń z uwzględnieniem zadanych parametrów i wymuszeń czy oddziaływania instalacji przemysłowej na otoczenie.

Pod względem strukturalnym CTTp40 stanowi złożone środowisko przemysłowe składające się z dwóch głównych podsystemów:

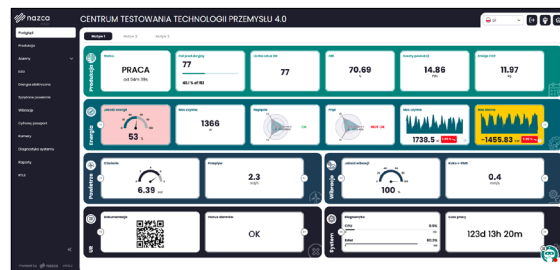
- podsystemu materialnego, stanowiącego zbiór maszyn i urządzeń produkcyjnych realizujących zadany proces produkcyjny (rys. 31.3a),
- podsystemu wirtualnego, stanowiącego informatyczną platformę przetwarzania danych NAZCA 4.0 (rys. 31.3b).

Głównym celem podsystemu materialnego jest realizacja procesu produkcyjnego, który w tym przypadku polega na trwałym montażu elementów pojemnika o zadanych parametrach. Główny proces produkcyjny jest uzupełniony procesami transportowymi elementów składowych i końcowego produktu. Podsystem ten jest w pełni zautomatyzowany i wyposażony w duży zbiór czujników pozwalających na monitorowanie procesu produkcyjnego i eksploatacyjnego, jak również pomiar wartości cech oddziaływania elementów linii na otoczenie.

a.



b.



Rys. 31.3. Główne składniki systemu CTTp40

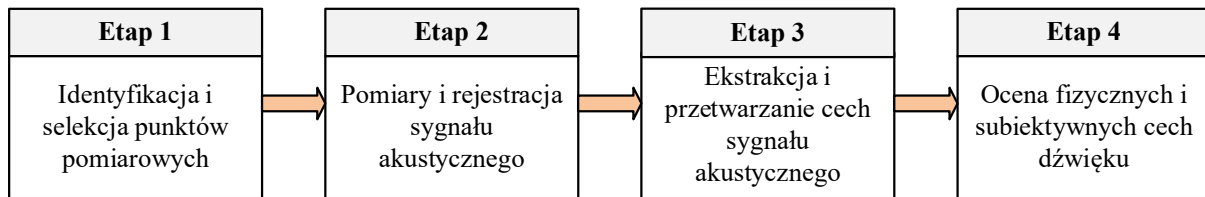
Fig. 31.3 Main components of the CTTp40 system

Zadaniem podsystemu NAZCA 4.0 jest gromadzenie danych z czujników pomiarowych, a także realizacja procedur analitycznych związanych z działaniem linii produkcyjnej. System NAZCA 4.0 charakteryzuje się otwartą strukturą, co pozwala na prowadzenie analiz w bardzo szerokim zakresie, a także opracowywanie nowych modeli oceny i optymalizacji z użyciem metod i narzędzi sztucznej inteligencji.

31.4. Plan i przebieg pomiarów akustycznych na stacji CTTp4.0

Głównym celem badań na stacji CTTp40 była ocena możliwości realizacji badań akustycznych w środowisku przemysłowym reprezentowanym w postaci demonstracyjnej, ze szczególnym uwzględnieniem wskaźników oceny hałasu oraz

występowania wrażeń dźwiękowych związanych z funkcjonowaniem linii przemysłowej. Przebieg zrealizowanych badań akustycznych przedstawiono schematycznie na rys. 31.4.



Rys. 31.4. Etapy badań akustycznych zrealizowanych na stacji CTTP40

Fig. 31.4 Stages of acoustic research carried out at the CTTP40 station

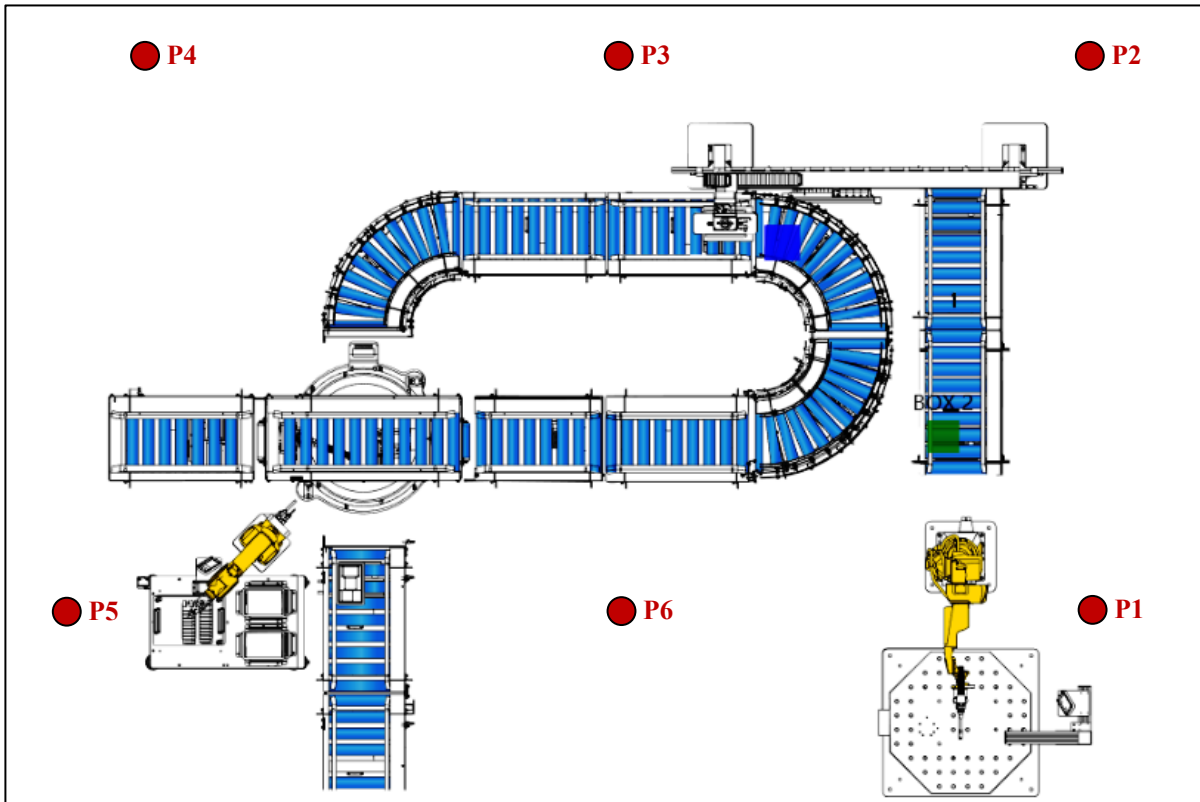
Celem etapu 1 (Identyfikacja i wybór punktów pomiarowych) była identyfikacja, a także lokalizacja punktów pomiarowych w przestrzeni stacji CTTP40. Lokalizacja i liczba punktów pomiarowych zdeterminowane były występującymi źródłami dźwięku oraz stosowanymi kryteriami dla realizacji pomiarów.

W ramach etapu 2 (Pomiary i rejestracja sygnału akustycznego) przeprowadzone zostały pomiary wybranych cech akustycznych. Pomiary w ustalonych punktach wykonano zgodnie ze stosowaną metodyką realizacji pomiarów akustycznych w pomieszczeniach zamkniętych [13].

Etap 3 (Ekstrakcja i przetwarzanie cech sygnału akustycznego) polegał na analitycznym wyznaczeniu cech dźwięku przy wykorzystaniu stosownych modeli i algorytmów przetwarzania danych pomiarowych.

W ramach etapu 4 (Ocena fizycznych i subiektywnych cech dźwięku) na podstawie pozyskanych danych z rejestracji sygnału akustycznego przeprowadzona została ocena uzyskanych wartości cech o charakterze zarówno fizycznym, jak i subiektywnym.

W otoczeniu stacji przyjęto 6 punktów pomiarowych z uwzględnieniem odległości od źródeł dźwięku i możliwości umieszczenia przyrządów pomiarowych. Rozmieszczenie poszczególnych punktów przedstawiono schematycznie na rys. 31.5.

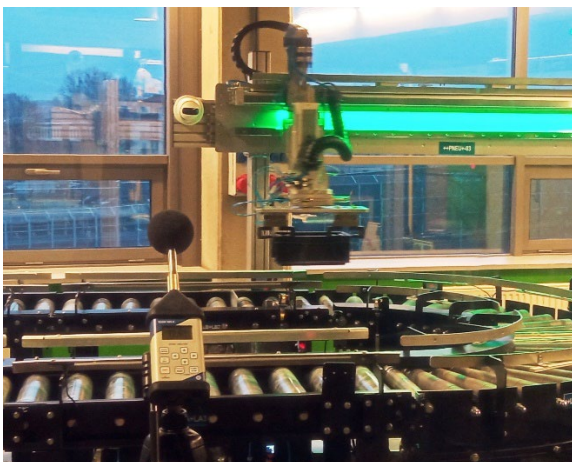


Rys. 31.5. Lokalizacja punktów pomiarowych wokół stacji CTT4.0
 Fig. 31.5 Location of measurement points around the CTT4.0 station

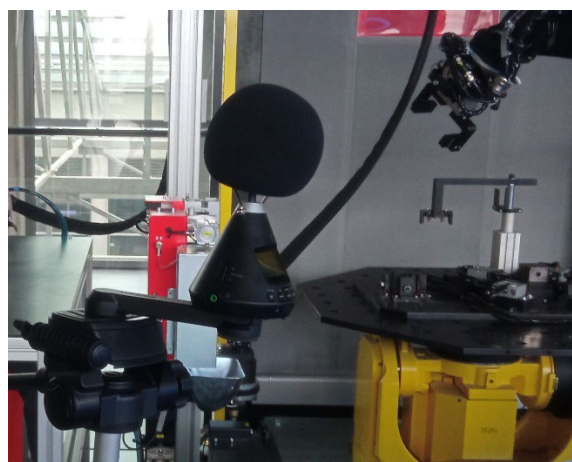
Do przeprowadzenia pomiarów akustycznych wykorzystano dwa urządzenia rejestrujące:

- miernik poziomu dźwięku SVAN 945A (rys. 31.6a),
- czterokanałowy rejestrator dźwięku ambisonicznego ZOOM H-VR (rys. 31.6b).

a.



b.



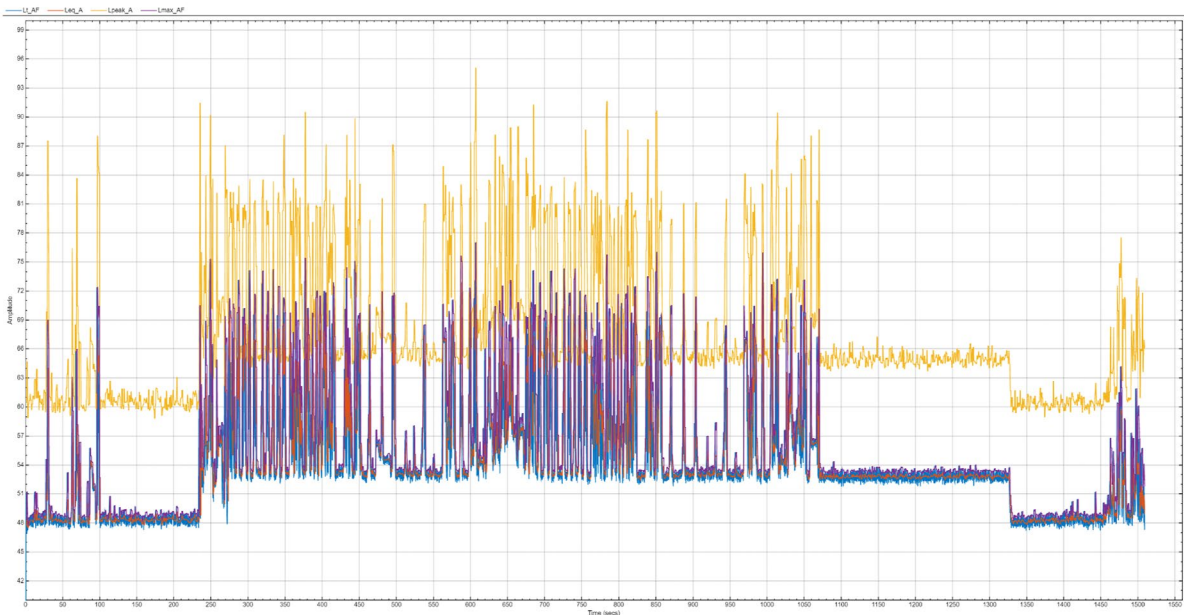
Rys. 31.6. Urządzenia do rejestracji sygnału akustycznego na stacji CTT4.0
 Fig. 31.6 Instruments for recording the acoustic signal at the CTT4.0 station

W przebiegu pomiarów wykonano jednoczesne pomiary sygnału akustycznego i sygnału audio w wybranych wyznaczonych punktach pomiarowych. Na podstawie obserwacji stwierdzono, że pełny cykl działania badanej linii produkcyjnej trwał ok. 25 minut. W związku z tym pomiary sygnału audio oraz poziomów ciśnienia akustycznego przeprowadzone zostały dla pełnego cyklu działania linii dla każdego z punktów pomiarowych. Częstotliwość próbkowania nagrań została określona na 44,1 kHz. Przyjęta częstotliwość wynika przede wszystkim z maksymalnej częstotliwości ludzkiego słuchu – 20kHz, twierdzenia Kotielnikowa-Shannona oraz częstotliwości Nyquista. Pomiar poziomu ciśnienia akustycznego przeprowadzono z włączonym filtrem A i charakterystyką FAST.

Wykonane pomiary pozwoliły zarejestrować i zgromadzić wartości poziomu ciśnienia akustycznego dla wyznaczonych 6 punktów pomiarowych, a także sygnały audio w formie czterokanałowego zapisu cyfrowego (wav).

W ramach zrealizowanego planu badań oraz na podstawie pozyskanych informacji z pomiarów akustycznych przeprowadzono analizę i ocenę cech dźwięku dla zidentyfikowanych źródeł hałasu linii produkcyjnej. Przedstawiony sposób badań pozwolił oszacować zarówno zagrożenie hałasem, jak i wrażenia dźwiękowe (w tym docelowo dokuczliwość hałasu) w potencjalnych miejscach narażenia na hałas, z uwzględnieniem zmienności działania źródeł dźwięku, na podstawie zależności opisanych w pierwszej części rozdziału.

Analiza została zrealizowana w środowisku Matlab z użyciem wybranych wewnętrznych procedur i funkcji modułu Audio dostosowanych do wymagań realizowanego eksperymentu badawczego. Pomimo że obliczenia przeprowadzono dla wszystkich sześciu punktów pomiarowych, to interpretacja dotycząca subiektywnych cech dźwięku zaprezentowana zostanie dla jednego z nich, dla punktu P5. W pierwszej kolejności, opierając się na zgromadzonych danych pomiarowych, wyznaczono wartości wskaźników opisujących cechy fizyczne emitowanego hałasu z krokiem całkowania 20 ms, w szczególności: ekwiwalentny poziom dźwięku (L_{Aeq}), szczytowy poziom dźwięku (L_{Apeak}), maksymalny poziom dźwięku (L_{Amax}) oraz minimalny poziom dźwięku (L_{AFmin}). Przebiegi czasowe poszczególnych wskaźników zaprezentowano na rys. 31.7.



Rys. 31.7. Rozkłady czasowe podstawowych wskaźników oceny hałasu w punkcie pomiarowym P5
 Fig. 31.7. Time distributions of basic noise assessment indicators at measuring point P5

Rysunek 31.7 przedstawia odwzorowanie fizycznych wskaźników oceny hałasu w wybranym punkcie pomiarowym dla pełnego cyklu działania linii. Zarejestrowana zmienność wartości wskaźników w czasie wynika z kolejności operacji realizowanych przez linię, co jest związane przede wszystkim z włączaniem/wyłączaniem poszczególnych źródeł dźwięku. Uśrednione wartości fizycznych wskaźników oceny hałasu, odpowiadające pełnemu cyklowi działania linii dla punktów pomiarowych P1–P6, zestawiono w tabeli 31.1.

Ocena szkodliwości hałasu na stanowiskach pracy, która zależy od jego poziomu i czasu narażenia, opiera się na wartościach dopuszczalnych [14]. Zgodnie z [14] wartości najwyższych dopuszczalnych natężeń fizycznych czynników szkodliwych dla zdrowia w środowisku pracy wynoszą:

- poziom ekspozycji na hałas odniesiony do 8-godzinnego dobowego wymiaru czasu pracy nie może przekraczać 85 dB,
- maksymalny poziom dźwięku A nie może przekraczać 115 dB,
- szczytowy poziom dźwięku C nie może przekraczać 135 dB.

Tabela 31.1

Uśrednione wartości fizycznych wskaźników oceny hałasu

	L_{Aeq}	L_{Apeak}	L_{Cpeak}	L_{Amax}	L_{AFmin}
P1	67,5	97,6	98,6	85,2	54,6
P2	64,9	99,4	100,7	84,5	50,2
P3	64,2	97,8	97,4	81,6	49,1
P4	62,5	97,3	97,0	81,6	49,3
P5	65,6	95,6	97,2	81,6	51,0
P6	70,4	102,8	101,1	86,1	58,9

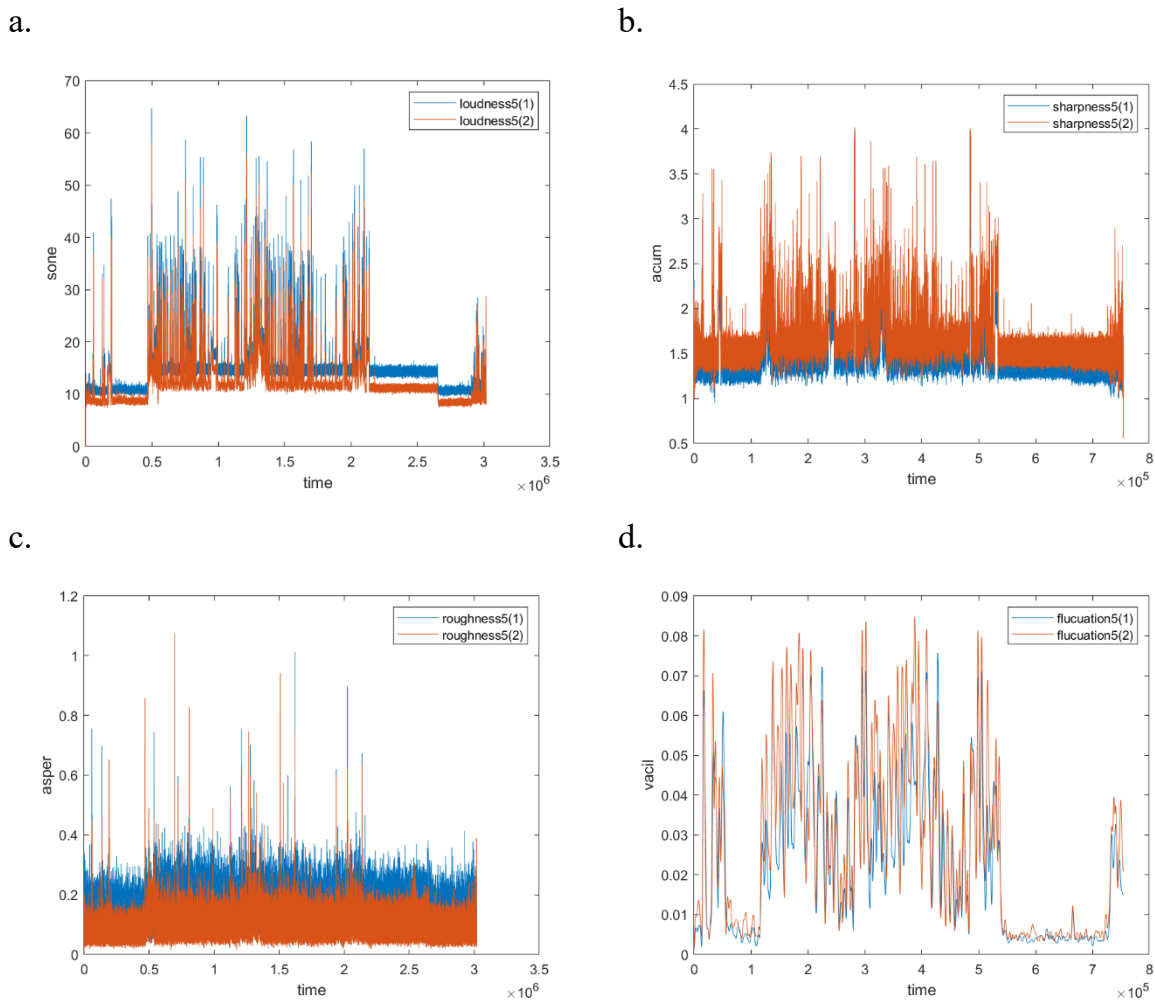
Uzyskane wartości fizycznych wskaźników oceny hałasu nie przekroczyły wartości dopuszczalnych.

W dalszej części wykonano obliczenia wartości subiektywnych wskaźników hałasu. Wyznaczono głośność (N), ostrość (S), chropowatość (R) i siłę fluktuacji (F) w dziedzinie czasu i Bark na podstawie czterokanałowej rejestracji sygnału. Przebiegi czasowe poszczególnych wskaźników zaprezentowano na rys. 31.8.

Na rys. 31.8 przedstawiono rozkłady subiektywnych cech dźwięku w czasie zarejestrowanego dwukanałowo sygnału akustycznego. Rozkład głośności w czasie koreluje w dużym stopniu z przebiegiem wskaźników oceny hałasu (rys. 31.9).

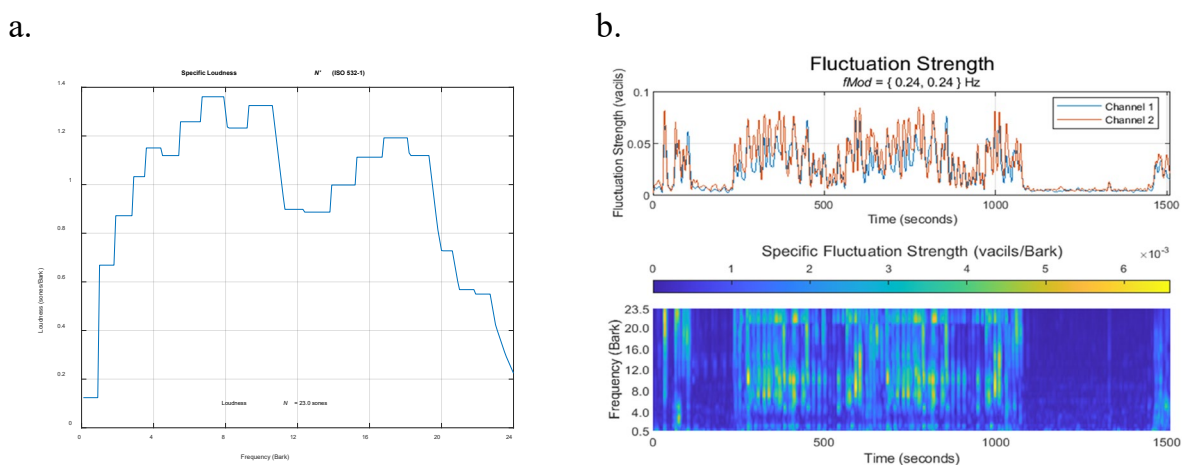
Otrzymane charakterystyki przebiegu ostrości dźwięku, chropowatości dźwięku i siły fluktuacji w czasie dostarczają dodatkowych informacji z sygnału akustycznego, jednak na potrzeby oceny wrażeń dźwiękowych wymagana jest ich transformacja do częstotliwościowej skali słyszenia.

Charakterystyki rozkładu głośności dźwięku oraz siły fluktuacji odniesione do skali Bark pozwalają ocenić wrażenia dźwiękowe odpowiadające działaniu źródeł akustycznych stacji CTTP40. W szczególności na podstawie uzyskanego spektrogramu siły fluktuacji stwierdzić można, że częstotliwości słyszalne dźwięków dla tej cechy występowały w zakresie czasowym 250–1050 sekund. Stosowane algorytmy obliczenia głośności dźwięku pozwalają na ocenę całkowitej głośności dźwięku oraz identyfikację dominujących częstotliwości oddziaływania źródeł akustycznych w skali słyszenia Bark.



Rys. 31.8. Rozkłady subiektywnych cech dźwięku w dziedzinie czasu dla punktu pomiarowego P5: a. głośność, b. ostrość, c. chropowatość, d. siła fluktuacji

Fig. 31.8 Distributions of subjective sound characteristics in the time domain for the P5 measurement point: a. loudness, b. sharpness, c. roughness, d. strength of fluctuations



Rys. 31.9. Rozkład głośności dźwięku w dziedzinie częstotliwości oraz siły fluktuacji w dziedzinach czasu i czasowo-częstotliwościowej dla punktu pomiarowego P5

Fig. 31.9 Distribution of sound loudness in the frequency domain and the strength of fluctuations in the time and time-frequency domains for the P5 measurement point

31.5. Podsumowanie

Przedstawiony sposób badań pozwala na identyfikację i kompleksową ocenę oddziaływania cząstkowych źródeł hałasu nie tylko w wymiarze fizycznym, lecz także z uwzględnieniem wrażeń dźwiękowych. Ocena taka może mieć charakter kompleksowy i dotyczyć może w szczególności zadań oceny wrażeń akustycznych oddziaływania źródeł hałasu, diagnostyki technicznej funkcjonowania elementów maszyn, monitorowania zagrożenia akustycznego na stanowiskach pracy, oceny i predykcji hałasu w halach produkcyjnych czy też oddziaływania źródeł hałasu na środowisko zewnętrzne.

Zrealizowane prace potwierdzają możliwość prowadzenia badań akustycznych na podstawie celowo zbudowanych instalacji demonstracyjnych. Takie podejście pozwala na prowadzenie badań nie tylko w formie eksperymentów biernych, jak to się dzieje w warunkach przemysłowych, lecz także na wprowadzanie procedur typowych dla eksperymentów czynnych, czyli ustalanie relacji „stan-sygnał” z kontrolowaną zmianą cech stanu i sterowania.

Bibliografia

1. Cempel Cz.: Wibroakustyka stosowana. Państwowe Wydawnictwo Naukowe, Warszawa 1989.
2. Directive 2002/49/EC of the European Parliament and of the Council of 25 June 2002 relating to the assessment and management of environmental noise, Official Journal of the European Communities – 18.07.2002.
3. Ustawa z dnia 27 kwietnia 2001 r. Prawo ochrony środowiska (Dz.U.2017, poz. 519).
4. Sadowski J.: Kształtowanie klimatu akustycznego środowiska i jego ochrona przed hałasem i drganiami. Prace Instytutu Techniki Budowlanej 1999, 2–3, 110–111.
5. Piechowicz J.: Global index of the acoustic climate. Archives of Acoustics 2004, 29(3), 411–425.
6. Murphy E., King E.A.: Strategic environmental noise mapping: Methodological issues concerning the implementation of the EU Environmental Noise Directive and their policy implications. Environ. Int. 2010, 36, 290–298.
7. Ustawa z dnia 27 kwietnia 2001 r. Prawo ochrony środowiska (Dz.U.2001 Nr 62 poz. 627 z późn. zm.).
8. Rozporządzenie Ministra Klimatu z dnia 9 czerwca 2020 r. w sprawie sposobu ustalania wartości wskaźnika hałasu L_{DWN} (Dz.U. 2020, poz. 1018).
9. Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 14 czerwca 2007 r. w sprawie dopuszczalnych poziomów hałasu w środowisku (Dz.U. Nr 120, poz. 826).
10. Aures W.: A procedure for calculating auditory roughness. Acustica 1985, 58(5), 268–281.

11. Paszkowski W.: Modeling of vibroacoustic phenomena using the method of parameterizing the audio signal. *Eksploatacja i Niezawodność – Maintenance and Reliability* 2020; 22 (3), 501–507.
12. Zwicker E., Fastl H.: *Psychoacoustics: facts and models*, 3rd ed., Springer, Heidelberg-Berlin 2007.
13. PN-87/B-02156: *Akustyka budowlana – Metody pomiaru poziomu dźwięku A w budynkach*.
14. Rozporządzenie Ministra Rodziny, Pracy i Polityki Społecznej z dnia 3 lipca 2018 r. w sprawie najwyższych dopuszczalnych stężeń i natężeń czynników szkodliwych dla zdrowia w środowisku pracy (Dz.U. 2018, poz. 1286).

32. PROMOWANIE MYŚLENIA OPARTEGO NA CYKLU ŻYCIA W SZKOLNICTWIE WYŻSZYM (LIFE-C)

32.1. Wprowadzenie

Jednymi z priorytetowych celów Unii Europejskiej (UE) są ochrona środowiska oraz walka ze zmianami klimatycznymi [1]. W tym kontekście należy najpierw ocenić wpływ dowolnego produktu, usługi lub działania na środowisko, aby przewidzieć możliwą redukcję powstałego obciążenia [2]. Projekt LIFE-C ma na celu promowanie myślenia opartego na cyklu życia (ang. *life cycle thinking*, LCT) i nauczanie studentów oraz specjalistów ze wszystkich sektorów przemysłu i szkolnictwa wyższego przez zapewnienie im wiedzy i narzędzi wspierających podejmowania przyszłych wyborów i decyzji, przy minimalizacji wpływu ich działalności na środowisko. W ramach projektu opracowane zostaną materiały dydaktyczne oraz pedagogiczne wraz ze specjalnym darmowym kursem z zakresu oceny cyklu życia (ang. *life cycle assessment*, LCA) na podstawie innowacyjnych metod nauczania.

Ogólnym celem projektu jest dostarczanie narzędzi w postaci wiedzy oraz wykładów na temat minimalizowania wpływu produktów i działań na środowisko dla wsparcia rozwoju nowoczesnej gospodarki i uświadamiania społeczeństwa w celu wdrażania idei zrównoważonego przemysłu oraz gospodarki cyrkularnej.

Partnerzy zaproponowali przyczynienie się do osiągnięcia tego celu przez podnoszenie świadomości w zakresie myślenia o cyklu życia, przygotowując darmowy kurs e-learningowy LCA, znajdujący się na specjalnej platformie e-learningowej, dostępnej dla studentów zagranicznych kierunków inżynierskich i ekonomicznych, która ma na celu przekazanie niezbędnej wiedzy technicznej i ekonomicznej potrzebnej do zrozumienia zrównoważonego charakteru procesów produkcyjnych i technologii przy podejściu LCT. Całość działań wspiera osiągnięcie celów zrównoważonego rozwoju ONZ nr 11 „zrównoważone miasta i społeczności” oraz nr 12 „odpowiedzialna produkcja i konsumpcja”. W projekcie oraz przygotowywanych rezultatach uwzględniono wszystkie trzy filary zrównoważonego rozwoju – środowiskowy, gospodarczy i społeczny.

Cele szczegółowe projektu odnoszą się do oczekiwanych zmian, a rezultaty, które mają zostać osiągnięte do końca projektu, to:

- zdefiniowanie potrzeb szkoleniowych studentów na podstawie ich pochodzenia (interdyscyplinarna równość studentów),
- zebranie i ocena listy dostępnych narzędzi informatycznych do prowadzenia LCA w celach dydaktycznych,
- opracowanie kursu LCA dla różnych poziomów zaawansowania,
- wprowadzanie innowacyjnych metod nauczania oraz uczenia się przez całe życie,
- zbudowanie kursu modułowego na e-platformie dla wykładowców/nauczycieli szkół wyższych w zakresie LCT,
- prowadzenie zajęć dla studentów partnerskich uczelni, wzmacnianie ich kompetencji i umiejętności w zakresie LCT i LCA, dostarczanie wiedzy niezbędnej do zrozumienia wpływu działalności przemysłowej na ekosystemy, zasoby naturalne i zdrowie ludzkie na LC oraz zapewnienie przeszkolonym studentom otwartych odznak (ang. *open badges*),
- coaching studentów w zakresie rozwiązywania projektu/wyzwania,
- udostępnienie kursu na darmowej e-platformie,
- stworzenie podręcznika kursu, zawierającego metodologie coachingu wyzwań,
- dążenie do zwiększenia szans na zatrudnienie studentów uczelni wyższych w branżach przemysłu,
- zwiększanie świadomości i widoczności LCA jako podmiotu mającego duży wpływ na ekologię i zrównoważony rozwój łańcuchów dostaw wśród inżynierów i ekonomistów w nowoczesnym społeczeństwie; zwiększanie kompetencji studentów i społeczeństwa w zakresie umiejętności zielonych i miękkich (ang. *green and soft skills*).

Koordynatorem projektu jest Politechnika Śląska w Gliwicach (ang. *Silesian University of Technology*, SUT). Partnerami w projekcie i członkami są Uniwersytet Niccolò Cusano (Unicusano) we Włoszech, Politechnika Lappeenranta-Lahti (LUT) w Finlandii, Narodowy Uniwersytet Techniczny w Atenach (NTUA) w Grecji.

32.2. Projekt „LIFE-C”

Program Erasmus+

Od chwili uruchomienia w 1987 roku program Erasmus rozszerzył się, obejmując wszystkie obszary edukacji i szkoleń: edukację szkolną, edukację zawodową (VET), wyższą edukację, edukację dorosłych, współpracę młodzieżową, sport. Program Erasmus+ opiera się na różnych kluczowych działaniach:

- Akcja Kluczowa 1: Mobilność edukacyjna jednostek,
- Akcja Kluczowa 2: Współpraca pomiędzy organizacjami i instytucjami,
- Akcja Kluczowa 3: Wsparcie rozwoju polityki i współpracy,
- Działania Jean Monett oraz wiele innych.

Projekt LIFE-C został zgłoszony i sfinansowany w ramach Akcji Kluczowej 2: *Współpraca pomiędzy organizacjami i instytucjami*. Partnerstwa kooperacji w sektorze szkolnictwa wyższego (HE) to międzynarodowe projekty mające na celu opracowywanie, transfer i promowanie innowacyjnych praktyk oraz wdrażanie wspólnych inicjatyw promujących współpracę, partnerskie uczenie się, uczenie przez całe życie i wymianę doświadczeń na poziomie europejskim.

Efektem tego typu projektów powinno być przede wszystkim unowocześnienie oferty edukacyjnej uczelni, lepsze jej dostosowanie do potrzeb społeczeństwa i gospodarki oraz podniesienie jakości kształcenia.

Wyniki powinny nadawać się do ponownego wykorzystania, przenoszenia, skalowania i, jeśli to możliwe, mieć silny wymiar interdyscyplinarny. Od wybranych projektów oczekuje się udostępniania wyników swoich działań na poziomie lokalnym, regionalnym, krajowym i ponadnarodowym.

32.2.1. Motywacja działań oraz główne oczekiwane rezultaty projektu

Główną motywacją i inspiracją skłaniającą do podjęcia tematyki projektu LIFE-C jest potrzeba zwiększania świadomości LCT i LCA we współczesnych społeczeństwach, a w szczególności:

- zapewnienie dostępnego kształcenia z zakresu metod jakościowej i ilościowej analizy środowiskowych i społecznych skutków działalności człowieka – materializowanie zrównoważonego rozwoju, czynienie go namacalnym,

- zapoznanie młodzieży, dorosłych i studentów kierunków technicznych i nietechnicznych z ogólną ideą LCT – kształcenie przyszłej kadry w celu poszukiwania i wdrażania np. celów UE w zakresie klimatu i energii,
- zwiększenie konkurencyjności przyszłych pracowników na rynku pracy dla inteligentnego przemysłu.

Głównym celem projektu jest opracowanie modułowego kursu LCA/LCC/S-LCA dla szkolnictwa wyższego wraz z kompletem materiałów dydaktycznych do wdrożenia na zaangażowanych uczelniach.

Główne oczekiwania wobec projektu LIFE-C to:

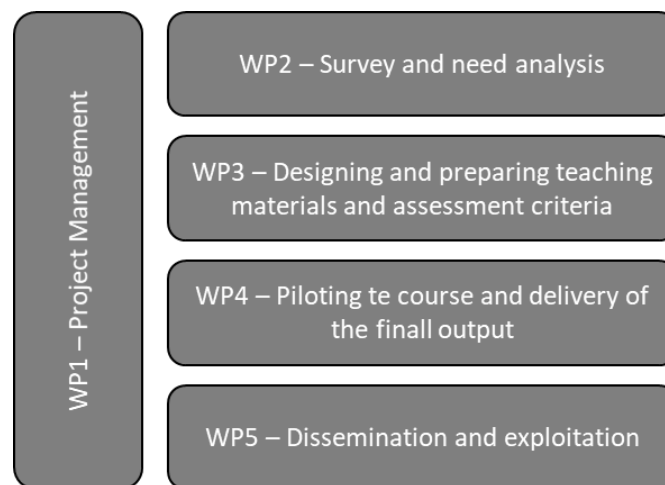
- tworzenie sieci akademickich i tworzenie podstaw współpracy międzynarodowej dla przyszłych projektów,
- promowanie myślenia opartego na cyklu życia zarówno w środowisku akademickim, jak i wśród ogółu społeczeństwa,
- udostępnienie innowacyjnego kursu na platformie e-learningowej oraz podręcznika zawierającego kompletne wytyczne i materiały umożliwiające wdrożenie i dostosowanie modułowego kursu LIFE-C dla każdej zainteresowanej uczelni.

32.2.2. Struktura projektu LIFE-C

Projekt LIFE-C rozpoczął się we wrześniu 2022 roku i jego zakończenie planowane jest w sierpniu 2025 roku. Zatem w chwili pisania tego tekstu projekt LIFE-C jest już w połowie realizacji. Projekt składa się z pięciu pakietów roboczych (WP) przedstawionych na rys. 32.1:

- WP1: Project Management, zarządzanie, zapewnienie jakości i wewnętrzna ocena rezultatów w konsorcjum;
- WP2: Survey and Need Analysis – ma na celu zdefiniowanie potrzeb i stanu wiedzy w sektorze nauczania LCA, aby zapewnić rozwiązania i odpowiedzi na stwierdzone luki edukacyjne; ten pakiet roboczy został już ukończony;
- WP3: Designing and preparing teaching materials and assessment criteria, którego celem jest przygotowanie kompletnego zestawu materiałów dydaktycznych i metodologii edukacyjnych oraz coachingowych dla studentów i nauczycieli w celu wdrożenia i prowadzenia kursu Life-C na swoich uniwersytetach; ten pakiet roboczy jest w fazie rozwoju;

- WP4: Piloting the course and delivery of the final output, główny pakiet prac poświęcony prowadzeniu kursu Life-C dla zainteresowanych studentów, zbieranie ocen i uznawanie zdobytych punktów ECTS. Pakiet WP4 rozpoczął się w czerwcu 2024 roku i potrwa niemal do końca projektu;
- WP5: Dissemination and exploitation, czyli rozpowszechnianie i obecność projektu w mediach społecznościowych – promowanie myślenia o cyklu życia w szkolnictwie wyższym i budowanie obecności projektu Life-C w mediach społecznościowych podczas konferencji, biuletynów, profili i seminariów internetowych przez cały czas trwania projektu.



Rys. 32.1. Struktura prac w projekcie LIFE-C
 Fig. 32.1. LIFE-C project workflow structure

32.3. Dotychczasowe rezultaty projektu

32.3.1. Rezultaty pakietu WP2: Survey and Need Analysis – analiza potrzeb oraz obecnego stanu kształcenia w zakresie LCA

W pierwszej kolejności, w celu rozeznania luki w nauczaniu LCA (sygnalizowanej zarówno przez środowiska naukowe, jak i przemysł), oceniono obecny stan wiedzy oraz metody nauczania w sektorze LCA. Partnerzy dokonali przeglądu i analizy uzyskanych programów kursów na uczelniach wyższych zorientowanych na LCA prowadzonych na poziomie międzynarodowym (na studiach każdego stopnia, stacjonarnych i hybrydowych, dziennych i zaocznych). W ramach zadania pozyskano i przeanalizowano 26 programów kursów dedykowanych LCA z 13 krajów (rys. 32.2), co zdaniem partnerów stanowi znaczącą większość kursów wykładanych obecnie.

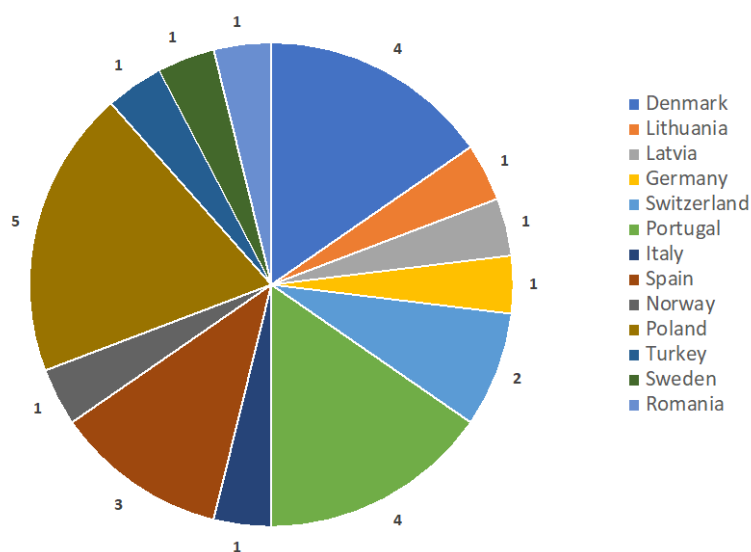
Szczególną uwagę poświęcono specjalistycznym kursom niezwiązanym z dyscyplinami inżynierii środowiska, aby zapewnić interdyscyplinarne i włączające podejście LCT jako kompetencję przekrojową, jednak stwierdzono i wyciągnięto wnioski, że oferta dydaktyczna kursów opartych na LCT dla wydziałów innych niż środowiskowe jest raczej ograniczona.

Praktyki pedagogiczne w analizowanym sektorze nauczania LCT/LCA były bardzo zróżnicowane. Wśród zgłaszanych metod nauczania najpopularniejsze były: teoria (wykłady, wykłady online, wykłady e-learningowe, także wykłady połączone z zadaniami praktycznymi), praktyka oraz ćwiczenia (studia przypadków, praca projektowa, praca w grupach i zadania, ćwiczenia, prezentacje studentów wybranych tematów, burza mózgów, przygotowywanie raportów), seminaria i wizyty.

Jeśli chodzi o ocenę uczniów, najpopularniejszymi metodami były egzaminy i kolokwia, ocena ćwiczeń, testy teoretyczne i praktyczne oraz w niewielkiej części prezentacje ustne.

Do celów dydaktycznych uczniowie korzystali z różnych programów LCA, zarówno otwartych, jak i licencjonowanych, np. GaBi, wersja Simapro dla klas, Simapro 9, OpenLCA.

Bardzo ważnym wnioskiem jest to, że partnerzy nie wskazali ani nie uzyskali żadnych publicznie dostępnych materiałów dydaktycznych do kursów LCA/LCT, co podkreśla potrzebę udostępnienia materiałów edukacyjnych i dydaktycznych LCT/LCA typu open source, które będą dostarczane w ramach projektu LIFE-C. W odpowiedzi na rozpoznane luki w nauczaniu projekt wdraża w pełni interdyscyplinarny modułowy kurs nauczania LCA, podzielony na 3 moduły w zależności od potrzeb studenta, stopnia zaawansowania oraz profilu wykorzystywanego LCA.



Rys. 32.2. Kraje, z których uzyskano i przeanalizowano programy nauczania uczelni
Fig. 32.2. Countries from which from HE syllabuses were obtained and analyzed

32.3.2. Rezultaty pakietu WP3: Designing and preparing teaching materials and assessment criteria – program nauczania w kursie, efekty uczenia się oraz nowoczesne metody pedagogiczne

Pakiet WP3 poświęcony jest przygotowaniu serca kursu LIFE-C – materiałów dydaktycznych, pedagogicznych oraz metod oceny jakości nauczania i ewaluacji efektów uczenia się. Do chwili pisania tego tekstu przeprowadzono już kilka działań, przede wszystkim skonfigurowano platformę e-learningową jako platformę Moodle w ramach LUT. Wszyscy partnerzy mogą mieć dostęp do LUT Moodle.

Następnie Politechnika stworzyła wspólne wytyczne pedagogiczne dotyczące przygotowywania materiałów dydaktycznych oraz wdrażania ich w materiałach dydaktycznych i edukacyjnych, które po uwagach wszystkich partnerów zostały zweryfikowane i sfinalizowane przez Politechnikę Wrocławską. Niektóre części wytycznych pedagogicznych zostały przekazane także poza partnerami projektu za pośrednictwem biuletynu LIFE-C.

Innowacyjne podejścia pedagogiczne i technologie wspierające pedagogikę stanowią podstawę kursów opracowywanych w ramach projektu LIFE-C. Pedagogika wpływa na uczenie się: chodzi o to, aby nauczanie było aktywne. Projekt podkreśla i kładzie nacisk na potrzebę rozważenia, w jaki sposób można wspierać i aktywizować naukę uczniów.

Do kursów LIFE-C włącza się cztery strategie uczenia się:

- nauka przez przyswajanie (wykłady, filmy, quizy). Przykład: Dobrym sposobem na aktywizację klasy podczas wykładu jest ankieta/ankieta z wykorzystaniem dostępnych narzędzi takich jak Mentymetr, Poll Everywhere czy Slido;
- nauka przez współpracę (projekty grupowe, warsztaty). Przykład: Uczniowie w parach prezentują sobie nawzajem swoje praktyczne prace i uczestniczą w mentoringu rówieśniczym;
- nauka przez dyskusję (dyskusja grupowa, chat, wywiad i ekspert). Przykład: Podczas synchronicznych sesji wykładów online studenci mogą zostać podzieleni na mniejsze grupy, aby stworzyć oddzielne pokoje do dyskusji, lub w przypadku kursów asynchronicznych fora dyskusyjne mogą być wykorzystywane do rozmów;
- uczenie się przez dociekanie (analizowanie pomysłów i informacji znajdujących się w różnych zasobach). Przykład: Uczestnicy zajęć prowadzą dziennik nauki lub zadają sztucznej inteligencji określone pytania, a następnie analizują i omawiają wyniki.

Wysokiej jakości nauczanie jest zgodne z zasadami konstruktywnego dostosowania i wymaga wiedzy, kiedy i jak zastosować określoną strategię uczenia się, aby zmaksymalizować działania i osiągnięcia uczniów. Ponadto LUT stworzyło Plan Działań (AP), który ma wyznaczać kierunki i dzielić zadania związane z przygotowaniem materiałów dydaktycznych i edukacyjnych pomiędzy partnerów. Konsorcjum jest obecnie na etapie wewnętrznej recenzji przygotowanych materiałów dydaktycznych. Plan nauczania modułowego kursu LIFE-C przedstawiono w tab. 32.1.

Tabela 32.1

Plan nauczania modułowego kursu LIFE-C

Lp.	Nazwa modułu oraz tematy sesji kursu LIFE-C
	<i>Moduł 1: Introduction to life cycle thinking and assessment</i>
1.	Introduction
2.	Avoiding burden shifting with the help of LCA
3.	Goal and Scope
4.	Life Cycle Inventory (LCI)
5.	Life Cycle Impact Assessment (LCIA)
6.	Interpretation, Sensitivity and Uncertainty Analysis
	<i>Moduł 2: Application of life cycle assessment</i>
1.	Introduction to the course and its topics
2.	Introduction to the LCA assignment and Product and Organization Environmental Footprint (PEF and OEF)
3.	LCA software training
4.	Environmental Product Declaration (EPD)
5.	Carbon Footprint
6.	Water Footprint
7.	Allocation
8.	Sensitivity Analysis
9.	Uncertainty Analysis
	<i>Moduł 3: Social life cycle assessment and life cycle costing</i>
1.	Introduction to the course and S-LCA development
2.	Introduction of S-LCA
3.	Goal and Scope
4.	Social Hotspot analysis
5.	S-LCA databases and software
6.	Training for S-LCA databases and software
7.	Life Cycle Costing (LCC)
8.	LCC methodologies and indicators

32.3.3. Pakiet WP4: Piloting the course and delivery of the final output – realizacja kursu dla studentów uczelni partnerskich oraz uczelni stowarzyszonych

Latem przyszłego roku kurs LIFE-C będzie dostępny w fazie pilotażowej, przeznaczonej dla studentów z uczelni partnerskich w formie szkoły letniej oraz regularnego kursu w semestrze zimowym 2024/2025. Po fazie pilotażowej i ewentualnych zmianach kurs LIFE-C będzie publiczny i swobodnie dostępny dla każdego w Internecie oraz na platformie udostępniania rezultatów Erasmus+ po zakończeniu projektu.

32.3.4. Pakiet WP5: Dissemination and exploitation – rozpowszechnianie oraz obecność projektu w mediach społecznościowych

Obecnie niemal każdy projekt, zarówno dydaktyczny, jak i badawczy, powinien być obecny w mediach społecznościowych (ang. *social media*) w celu promowania jego rezultatów oraz pozyskiwania potencjalnych interesariuszy i beneficjentów. Nie inaczej jest przypadku projektu LIFE-C; profile społecznościowe na platformach takich jak Facebook czy LinkedIn są świetnym miejscem do promowania ostatnich rezultatów w projekcie, rozpowszechniania zaproszeń oraz informacji o wydarzeniach w projekcie oraz na uczelniach partnerskich. Korzyści dla projektu (i konsorcjum) z dobrej obecności w mediach społecznościowych jest wiele. Po pierwsze, pomagają one dotrzeć do szerokiego grona odbiorców oraz stworzyć sieć kontaktów potrzebnych np. do pozyskiwania wskaźników ilościowych w projekcie, tj. liczba studentów obecnych na wydarzeniu, liczba „lajków” pod wpisami (postami), ankiet itp. Po drugie, dobrze prowadzone profile w mediach społecznościowych są obecnie jedną z najlepszych wizytówek projektów oraz zaangażowanych w jego realizację konsorcjantów, co jest niezwykle przydatne do pozyskiwania nowych kontaktów oraz projektów.

W mediach społecznościowych oraz Internecie projekt LIFE-C działa wielotorowo; oprócz profili na popularnych platformach projekt ma świetnie zorganizowaną stronę internetową www.life-c.eu, której działanie planowane jest jeszcze na długo po zakończeniu projektu, oraz newsletter, mający obecnie ponad 100 subskrybentów.

W projekcie za pakiet WP5 odpowiedzialni są partnerzy z Narodowej Politechniki w Atenach (NTUA), których wkład oraz doświadczenie w zadaniach „dyseminacyjnych” przyczynia się do dotychczasowych sukcesów oraz obecności projektu LIFE-C w sieci oraz pozyskiwania nowych partnerów stowarzyszonych przez obecność projektu na innych uczelniach krajowych oraz zagranicznych.

32.4. Podsumowanie

Projekt LIFE-C ma na celu podniesienie świadomości myślenia o cyklu życia wśród studentów szkół wyższych, zwłaszcza studentów kierunków inżynierskich i ekonomicznych. Ci studenci będą profesjonalistami jutra pracującymi w firmach w najbliższej przyszłości. Zapewnienie im solidnych podstaw dotyczących oceny wpływu na środowisko z perspektywy cyklu życia pomoże im analizować i ulepszać efektywność środowiskową dowolnego produktu, usługi lub działania. W ramach projektu partnerzy opracowują specjalne zajęcia z oceny cyklu życia, oceny cyklu życia społecznego i rachunku kosztów cyklu życia, oparte na innowacyjnych metodologiach nauczania, które zostaną wprowadzone do kilku programów nauczania, w których obecnie nie ma myślenia o cyklu życia.

Podziękowania

Artykuł został przygotowany w ramach projektu „Promowanie myślenia o cyklu życia w szkolnictwie wyższym”, Life-C. Więcej informacji o projekcie można znaleźć na stronie <https://life-c.eu/>.

Współfinansowane przez Unię Europejską. Wyrażane poglądy i opinie są jednak wyłącznie poglądami autora lub autorów i niekoniecznie odzwierciedlają stanowisko Unii Europejskiej lub Fundacji Rozwoju Systemu Edukacji. Ani Unia Europejska, ani podmiot udzielający dotacji nie ponoszą za nie odpowiedzialności.



Dofinansowane przez
Unię Europejską

Bibliografia

1. The European Green Deal, Brussels, 640 final, European Commission, Belgium, 2019.
2. Sobek S., Mendecka B., Lombardi L., Mumtaz H., Sajdak M., Muzyka R., Werle S.: A life cycle assessment of the laboratory – scale oxidative liquefaction as the chemical recycling method of the end-of-life wind turbine blades. *Journal of Environmental Management* 2024, 361, 121241.

33. DROGA POLSKICH UCZELNI W KIERUNKU ZRÓWNOWAŻONEGO ROZWOJU – IDENTYFIKACJA STANU BIEŻĄCEGO NA PODSTAWIE WYBRANYCH RANKINGÓW ŚWIATOWYCH

33.1. Wprowadzenie

Rozwój zrównoważony to „taki rozwój, w którym potrzeby obecnego pokolenia mogą być zaspokojone bez umniejszania szans przyszłych pokoleń na ich zaspokojenie”. Taka ogólna definicja została zawarta w Raporcie Światowej Komisji ds. Środowiska i Rozwoju z 1987 roku „Nasza wspólna przyszłość” [1]. Koncepcja zrównoważonego rozwoju była rozwijana w kolejnych latach, powstały zasady oraz instrumenty jej praktycznego wdrażania. Już w latach 60. XX wieku zauważono pogarszającą się kondycję środowiska. Zanieczyszczenia powietrza, wody i gleby stały się istotnym zagrożeniem dla zdrowia ludzi i równowagi biologicznej ekosystemów w skali lokalnej. Niekorzystnym zmianom środowiskowym towarzyszyła rosnąca nierówność ekonomiczna i społeczna. Kryzys energetyczny z 1973 roku oraz katastrofy ekologiczne, które wystąpiły w następnych latach, przyczyniły się do poszukiwania alternatywnego modelu rozwoju do dotychczas prowadzonego, a opartego na maksymalizacji zysków ekonomicznych [2].

Koncepcja zrównoważonego rozwoju powstała jako odpowiedź na postępujący kryzys ekologiczny, który od drugiej połowy XX wieku nabrał charakteru globalnego. To spowodowało, że kwestia zmniejszenia presji antropogenicznej na środowisko stała się sprawą międzynarodową i włączyła się w nią Organizacja Narodów Zjednoczonych (ONZ) [3]. Wydarzeniami, które przyczyniły się do wypracowania fundamentów oraz rozpowszechnienia idei zrównoważonego rozwoju, były: ustanowienie Światowej Komisji Środowiska i Rozwoju (WCED) Organizacji Narodów Zjednoczonych (1983), wydanie Raportu WCED „Nasza wspólna przyszłość” (1987), konferencja ONZ w Rio de Janeiro „Środowisko i rozwój” (1992), konferencja ONZ w Johannesburgu „Światowy Szczyt Zrównoważonego Rozwoju Rio+10” (2002) oraz konferencja ONZ w Rio de Janeiro w Sprawie Zrównoważonego Rozwoju „Rio+20” (2012) [4–6].

Podczas wymienionych wydarzeń przyjmowano istotne dla zrównoważonego rozwoju dokumenty, dzięki którym został on zaimplementowany w skali międzynarodowej, krajowej, regionalnej i lokalnej.

Zrównoważony rozwój jest koncepcją, której podstawę stanowi nierozzerwalny związek łączący obszary: środowiskowy, gospodarczy i społeczny. Problemy pojawiające się w jednym obszarze nie mogą być skutecznie rozwiązywane bez uwzględnienia sytuacji w pozostałych [7]. Obowiązująca obecnie Agenda 2030, która jest planem działań do 2030 roku w obszarze wdrażania zrównoważonego rozwoju, wskazuje, że dla jego osiągnięcia konieczna jest koherentność trzech kluczowych elementów: wzrostu gospodarczego, inkluzji społecznej i ochrony środowiska. Są one wzajemnie powiązane i wszystkie składają się na poprawę jakości życia poszczególnych osób i całych społeczeństw.

Z 17 celami Agendy 2030 powiązanych jest 169 zadań, które wyznaczają kierunki pożądaných decyzji, jakie powinny zostać podjęte na poziomie międzynarodowym, krajowym, a także regionalnym i lokalnym, w tym w różnego typu organizacjach (przedsiębiorstwa produkcyjne, usługowe, placówki edukacyjne, w tym wyższe uczelnie i inne). Istotne jest przy tym uwzględnianie różnic wynikających z realiów krajowych, poziomu i możliwości rozwoju oraz respektowanie zasad i priorytetów obowiązujących w poszczególnych krajach.

Cele i zadania Agendy odnoszą się do pięciu głównych obszarów tematycznych (określanych jako „5P” od pięciu angielskich słów): Ludzie – People, Planeta – Planet, Dobrostan – Prosperity, Pokój – Peace, Partnerstwo – Partnership [8]. Uczelnie wyższe w każdym z tych obszarów mają istotne do odegrania zadanie [9].

Proces edukacji, jakiemu poddawany jest student, to proces nie tylko nabywania wiedzy i umiejętności, lecz także kształtowania postaw etycznych względem drugiego człowieka i środowiska. Elastyczne umiejętności i wiedza to efekt takiego procesu nauczania, w toku którego student będzie miał możliwość skonfrontować wiedzę z zakresu zrównoważonego rozwoju z praktycznymi wymaganiami rynku. Absolwent musi umieć myśleć zarówno jak przedsiębiorczy producent, jak i wymagający konsument, a wiedza z zakresu zrównoważonego staje się w tym momencie fundamentem tworzenia wewnętrznej motywacji do pracy, do ochrony dóbr przyrody oraz do poszukiwania sposobów rozwiązywania problemów ekonomicznych i społecznych w sposób najbardziej przyjazny dla środowiska. Zwraca na to uwagę Stefan Kozłowski, pisząc: „jeżeli chcemy dokonać zwrotu i realizować założenia zrównoważonego rozwoju, to konieczna jest zmiana światopoglądu i sposobu myślenia, a to jest możliwe przez systematyczne uczenie młodego pokolenia myślenia

holistycznego, globalnego i ekologicznego. Potrzebny jest globalny zbiorowy wysiłek intelektualny, mający wytyczyć dalsze drogi i sposoby życia na Ziemi” [10].

Wyrazem działań, jakie na całym świecie podejmują w tym kierunku uczelnie, są sparametryzowane rankingi, dzięki którym możliwe jest porównywanie ich osiągnięć. W toku analiz porównano trzy rankingi: QS World University Rankings, UI GreenMetric World University Ranking i THE Impact Rankings – jedyny światowy ranking szkół wyższych monitorujący stopień ich zaangażowania w realizację 17 celów zrównoważonego rozwoju.

33.2. Analiza wybranych rankingów

Niniejszy artykuł zbudowany jest z dwóch części – analizy metodologicznej i empirycznej, wskazujących na realne działania uczelni w zakresie implementacji koncepcji zrównoważonego rozwoju. Wykorzystując metodę interpretacji literatury przedmiotu – popartą praktycznym doświadczeniem badaczek, w pierwszej części artykułu określono stan bieżący, co pozwoliło na umiejscowienie polskich uniwersytetów na tle międzynarodowym. W wymiarze empirycznym zamierzeniem auterek było określenie kryteriów, które powinny być uwzględnione przez uczelnie wyższe na potrzeby spełniania wymogów zrównoważonego rozwoju uczelni – w zakresie zarówno działań, jak i raportowania przez analizę dobrych praktyk wypracowanych przez najwyższej sklasyfikowane w rankingach uczelnie z Polski.

Osiągnięcia polskich uczelni w raportowaniu celów zrównoważonego rozwoju przeanalizowano na podstawie wyników kwalifikacji w trzech rankingach: QS World University Rankings, UI GreenMetric World University Ranking i THE Impact Rankings. Zapoznano się z metodologią oceny w każdym z nich i zbiorczo zaprezentowano wyniki polskich uczelni na tle uczelni zajmujących pierwsze miejsca. Na kolejnym etapie badań przedyskutowano, pod jakim względem polskie uczelnie wypadły najslabiej, i podjęto próbę dyskusji przyczyn.

W najbardziej aktualnych międzynarodowych rankingach (podsumowania za 2023 rok), badających poziom zrównoważonego rozwoju uczelni, polskie placówki plasują się na dalekich miejscach. Poniżej zaprezentowano i poddano analizie wyniki trzech, uznanych subiektywnie za istotne, rankingów międzynarodowych, w których raportują również uczelnie polskie: QS World University Rankings: Sustainability 2024, UI GreenMetric World University Rankings oraz THE (Times Higher Education) Impact Rankings.

QS World University Rankings 2024 (ranking za 2023 rok) obejmuje łącznie 54 dyscypliny, 15 700 programów nauczania z 1594 placówek edukacyjnych na całym świecie [11].

Szczegółowa metodologia QS w zakresie zrównoważonego rozwoju (QS World University Rankings: Sustainability) ocenia wpływ społeczny i środowiskowy prawie 1400 uniwersytetów jako ośrodków edukacyjnych i badawczych, a także jako głównych pracodawców stojących przed wyzwaniami w ramach zrównoważonego rozwoju. Ranking jest prowadzony w trzech kategoriach: wpływ na środowisko (45%), wpływ społeczny (45%) i zarządzanie (10%). W różnych proporcjach procentowych brane są pod uwagę szczegółowo opisane wskaźniki dotyczące następujących zagadnień: równość, wymiana wiedzy, równe szanse na zatrudnienie i rozwój, zdrowie i dobrostan, zrównoważony rozwój środowiska, edukacja ekologiczna, badania środowiskowe i dobre zarządzanie.

Tabela 33.1

Pozycja polskich uczelni wyższych w rankingu Sustainability Ranking QS 2024

Miejsce	Ranking QS 2024	Nazwa uczelni
1.	222	Uniwersytet Warszawski
2.	402	Uniwersytet Jagielloński
3.	420	Politechnika Gdańska
4.	434	Uniwersytet im. Adama Mickiewicza w Poznaniu
5.	488	Uniwersytet Gdański
6.	699	Uniwersytet Przyrodniczy we Wrocławiu
7.	701–710	Uniwersytet Wrocławski
8./9.	761–770	Uniwersytet Warmińsko-Mazurski w Olsztynie
8./9.	761–770	Szkoła Główna Gospodarstwa Wiejskiego w Warszawie
10.	881–900	Politechnika Łódzka
11.	1001–1050	Uniwersytet Śląski w Katowicach
12.	1051–1100	Uniwersytet Łódzki
13./14.	1101–1150	Akademia Górniczo-Hutnicza im. St. Staszica w Krakowie
13./14.	1101–1150	Uniwersytet im. Mikołaja Kopernika w Toruniu
15.–20.	1201+	Politechnika Białostocka
15.–20.	1201+	Uniwersytet Przyrodniczy w Poznaniu
15.–20.	1201+	Politechnika Poznańska
15.–20.	1201+	Politechnika Śląska w Gliwicach
15.–20.	1201+	Politechnika Warszawska
15.–20.	1201+	Politechnika Wrocławska

Źródło: <https://www.topuniversities.com/sustainability-rankings> (publikacja: 5.12.2023 r.)

Do rankingu QS przystąpiło 20 uczelni wyższych z Polski. W kategorii Sustainability zajęły one miejsca od 222. do ponad 1200. Były to kolejno od najwyższej lokaty: Uniwersytet Warszawski, Uniwersytet Jagielloński, Politechnika Gdańska, Uniwersytet im. A. Mickiewicza w Poznaniu, Uniwersytet Gdański, Uniwersytet Przyrodniczy we Wrocławiu, Uniwersytet Wrocławski, Uniwersytet Warmińsko-Mazurski w Olsztynie, Szkoła Główna Gospodarstwa Wiejskiego w Warszawie, Politechnika Łódzka, Uniwersytet Śląski, Uniwersytet Łódzki, Akademia Górniczo-Hutnicza w Krakowie, Uniwersytet im. M. Kopernika w Toruniu, Politechnika Białostocka, Uniwersytet Przyrodniczy w Poznaniu, Politechnika Śląska, Politechnika Warszawska, Politechnika Wrocławska (tab. 33.1). Uwagę zwraca przewaga lidera (Uniwersytet Warszawski – 222. miejsce) nad drugim polskim uniwersytetem w rankingu (Uniwersytet Jagielloński – 402. miejsce). Najwyżej notowane w światowym rankingu Sustainability Ranking QS 2024 uczelnie to kolejno: University of Toronto w Kanadzie, University of California Berkeley (UCB) w Stanach Zjednoczonych, The University of Manchester, Wielka Brytania (tab. 33.2).

Tabela 33.2

QS World University Rankings: Sustainability 2024 – Top 3

Ranking QS 2024	Nazwa uczelni
1.	University of Toronto, Toronto, Canada
2.	University of California, Berkeley (UCB), Berkley, United States
3.	The University of Manchester, Manchester, United Kingdom

Źródło: <https://www.topuniversities.com/sustainability-rankings> (publikacja: 5.12.2023 r.)

Kolejny ranking The Impact Rankings w 2023 roku był już piątą edycją. Ocenie poddano 1705 uczelni ze 115 krajów i regionów. Według The Impact Rankings za 2023 rok na pierwszym miejscu spośród zgłoszonych polskich uczelni są Uniwersytet Gdański, Uniwersytet Jagielloński i Uniwersytet Ekonomiczny w Krakowie. Na miejscu drugim spośród polskich uczelni uplasowało się pięć placówek: Politechnika Gdańska, Politechnika Łódzka, Uniwersytet Warszawski, Uniwersytet Przyrodniczy we Wrocławiu i Akademia WSB. Miejsce trzecie z kolei ex aequo zajęły cztery polskie uczelnie: Akademia Leona Koźmińskiego, Uniwersytet Medyczny w Gdańsku, Politechnika Poznańska i Politechnika Śląska. Czwarte miejsce, również ex aequo, zajęły: Uniwersytet im. Adama Mickiewicza w Poznaniu, Akademia Ekonomiczno-Humanistyczna w Warszawie, Uniwersytet im. Jana Kochanowskiego w Kielcach, Uniwersytet Medyczny w Łodzi, Politechnika Rzeszowska, Szkoła Główna Handlowa w Warszawie, Szkoła Wyższa Psychologii Społecznej w Warszawie, Uniwersytet Warmińsko-Mazurski w Olsztynie, Szkoła Główna Gospodarstwa Wiejskiego w Warszawie, Uniwersytet Przyrodniczo-Techniczny we Wrocławiu i Uniwersytet Wrocławski [12].

Tabela 33.3

Zestwienie UI GreenMetrics – polskie uczelnie w odniesieniu do najwyższej notowanego Uniwersytetu Wageningen University & Research w Holandii

Ranking GM 2023	Uczelnia	Punkty razem	Otoczenie i infrastruktura	Energia i zmiany klimatyczne	Odpady	Woda	Transport	Edukacja i badania
1	Wageningen University & Research	9500	1350	1825	1800	1000	1750	1775
197	Politechnika Gdańska	7835	1100	1410	1575	600	1550	1600
325	Wyższa Szkoła Informatyki i Zarządzania w Rzeszowie	7150	1100	1525	1425	400	1200	1500
339	Uniwersytet im. A. Mickiewicza w Poznaniu	7100	1100	1100	1575	600	1175	1550
382	Politechnika Białostocka	6885	1075	1375	1575	650	635	1575
670	Uniwersytet Gdański	5670	810	1035	1050	600	625	1550
734	Akademia Pedagogiki Specjalnej im. Marii Grzegorzewskiej	5325	565	935	975	800	575	1475
758	Uniwersytet Kard. Stefana Wyszyńskiego w Warszawie	5175	740	1175	750	360	850	1300
772	Państwowa Akademia Nauk Stosowanych w Nysie	5065	440	1090	1200	210	900	1225
775	Uniwersytet Warmińsko-Mazurski w Olsztynie	5060	1015	510	1200	500	735	1100
818	Politechnika Śląska	4845	570	765	900	160	950	1500
903	Uniwersytet WSB	4270	385	885	750	350	800	1100
947	Politechnika Poznańska	3985	505	1150	525	110	635	1060
1032	Politechnika Krakowska im. T. Kościuszki	3305	520	890	450	310	610	525
1105	Akademia Finansów i Biznesu Vistula	2705	475	635	525	10	385	675
1114	Uniwersytet Medyczny we Wrocławiu	2635	700	700	75	60	600	500

Źródło: opracowanie własne na podstawie: <https://greenmetric.ui.ac.id/rankings/overall-rankings-2023>

Pierwsze miejsce spośród 1705 uniwersytetów ze 115 krajów świata w rankingu zajął australijski Western University, uzyskując sumarycznie 99,4 punktów (polski najlepszy wynik w tym rankingu to 66,9–72,6 punktów).

Trzeci z analizowanych rankingów – UI GreenMetric World University Rankings [13] – to ranking dotyczący wdrażania przez uczelnie zasad zrównoważonego rozwoju i zazieleniania kampusu. Zainicjowany przez Universitas Indonesia w 2010 roku za pomocą 39 wskaźników i 6 kryteriów, tj.: „otoczenie i infrastruktura”, „energia i zmiany klimatyczne”, „odpady”, „woda”, „transport”, „edukacja i badania”, ranking ocenia zaangażowanie i inicjatywy środowiskowe uniwersytetów. Spośród polskich uniwersytetów na najwyższym, 197., miejscu uplasowała się Politechnika Gdańska. Kolejność pozostałych uczelni zaprezentowano w tabeli 33.3.

W ogólnym rankingu najlepszy Uniwersytet z Holandii – Wageningen University & Research – uzyskał 9500 punktów. Dla porównania najlepsza uczelnia z Polski – Politechnika Gdańska – uzyskała 7835 punktów (miejsce 197.), procentowo tracąc do lidera na poziomie światowym ponad 1600 punktów (tab. 33.3). Stosując benchmarking, ustalono udział procentowy spełnienia kryteriów dla polskich uczelni w odniesieniu do lidera (tab. 33.4).

Ocenie w poszczególnych kryteriach rankingu GreenMetric podlegają: w kategorii „otoczenie i infrastruktura” (15% oceny końcowej) – podstawowe informacje o polityce uczelni wobec środowiska oraz rozwój jednostki w kontekście wdrażania zielonej energii; w kategorii „energia i zmiany klimatu” (21% oceny końcowej) – kwestie efektywnego wykorzystania energii i przeciwdziałania zmianom klimatycznym. Pod uwagę brane są wysiłki odnoszące się do poprawy efektywności energetycznej budynków, a także efektywności w zakresie wykorzystania dostępnych zasobów. Kolejną kategorią są „odpady” (18% oceny końcowej). Punktowane są tu zaraportowane działania dotyczące posiadania przez uczelnię programu zarządzania odpadami i recyklingu, a także stopień zapobiegania wytwarzaniu odpadów. W ramach czwartej kategorii, „woda” (10% oceny końcowej), oceniane są funkcjonujące na uczelniach programy ochrony przyrody ze szczególnym uwzględnieniem ochrony siedlisk istot żywych, ochrony wody, a także ograniczania zużycia wody wodociągowej. Przedostatnią punktowaną w rankingu GreenMetric kategorią jest „transport” (18% oceny końcowej), gdzie uczelnie raportują podejmowane inicjatywy z zakresu ograniczania stosowania pojazdów silnikowych na terenie kampusu, wspierania korzystania z transportu miejskiego, a także rowerów w celu obniżania śladu węglowego uniwersytetów i w ich otoczeniu i zmniejszania tym samym negatywnego wpływu na środowisko. Ostatnią w zestawieniu, ale priorytetową z punktu widzenia

prowadzonej działalności kategorię stanowi obszar „edukacja” (18% całości punktów). Uczelnie podlegają ocenie w zakresie wspierania młodego pokolenia w zrównoważonych działaniach. Uwzględniane są między innymi publikacje dotyczące zrównoważonego rozwoju, istnienie i trwałość organizacji studenckich, działań kulturalnych, występowanie programów prozdrowotnych i wszelkich programów i działań wspierających poprawę kondycji psychicznej i fizycznej studentów [13].

Wyniki polskich uczelni ocenionych w raporcie GreenMetric, wyrażone w procentach, zestawiono w tabeli 33.4 (punkt odniesienia stanowił zgodnie z zasadą benchmarkingu najwyżej notowany w zestawieniu Wageningen University & Research z Holandii).

Tabela 33.4

Wynik procentowy polskich uczelni w rankingu GreenMetric w stosunku do najlepszego wyniku (Wageningen University & Research w Holandii), oznaczonego jako 100% w każdej kategorii

Ranking GM 2023	Uczelnia	Punkty razem [%]	Otoczenie i infrastruktura [%]	Energia i zmiany klimatyczne [%]	Odpady [%]	Woda [%]	Transport [%]	Edukacja i badania [%]
1	Wageningen University & Research	100	100	100	100	100	100	100
197	Politechnika Gdańska	82	81	77	88	60	89	90
325	Wyższa Szkoła Informatyki i Zarządzania w Rzeszowie	75	81	84	79	40	69	85
339	Uniwersytet im. Adama Mickiewicza w Poznaniu	75	81	60	88	60	67	87
382	Politechnika Białostocka	72	80	75	88	65	36	89
670	Uniwersytet Gdański	60	60	57	58	60	36	87
734	Akademia Pedagogiki Specjalnej im. Marii Grzegorzewskiej	56	42	51	54	80	33	83
758	Uniwersytet Kard. Stefana Wyszyńskiego w Warszawie	54	55	64	42	36	49	73
772	Państwowa Akademia Nauk Stosowanych w Nysie	53	33	60	67	21	51	69

cd. tabeli 33.4

Ranking GM 2023	Uczelnia	Punkty razem [%]	Otoczenie i infrastruktura [%]	Energia i zmiany klimatyczne [%]	Odpady [%]	Woda [%]	Transport [%]	Edukacja i badania [%]
775	Uniwersytet Warmińsko-Mazurski w Olsztynie	53	75	28	67	50	42	62
818	Politechnika Śląska	51	42	42	50	16	54	85
903	Uniwersytet WSB	45	29	48	42	35	46	62
947	Politechnika Poznańska	42	37	63	29	11	36	60
1032	Politechnika Krakowska im. Tadeusza Kościuszki	35	39	49	25	31	35	30
1105	Akademia Finansów i Biznesu Vistula	28	35	35	29	1	22	38
1114	Uniwersytet Medyczny we Wrocławiu	28	52	38	4	6	34	28

Źródło: opracowanie własne na podstawie: <https://greenmetric.ui.ac.id/rankings/overall-rankings-2023>

Podsumowując dane (tab. 33.4), stwierdzono, że polskie uczelnie wyższe średnio w 2023 roku uzyskały w całej klasyfikacji nieco ponad 50% punktacji, jaką zdobył lider z Holandii (tab. 33.5). Na podstawie wyników zamieszczonych w tabeli 33.5 odnotowano, że najlepszy wynik sumarycznie polskie uczelnie osiągnęły w kategorii „edukacja” (68%), a najniższy w kategoriach: „woda” (38%) i „transport” (47%). Najwyższą ocenę w tych kategoriach w porównaniu z przyjętą wartością 100% dla nr 1 w rankingu (Wageningen University & Research) uzyskały: Akademia Pedagogiki Specjalnej im. Marii Grzegorzewskiej („woda” 80%) i Politechnika Gdańska („transport” 89%).

Tabela 33.5

Wynik uśrednienia ocen przyznanych polskim uczelniom w rankingu UI GreenMetric po odniesieniu wyników do nr 1 – Uniwersytetu Wageningen University & Research w Holandii. Przeliczone również w procentach

Średnia dla Polskich uczelni	RAZEM	Otoczenie i infrastruktura	Energia i zmiany klimatyczne [%]	Odpady [%]	Woda [%]	Transport [%]	Edukacja i badania [%]
w punktach	5134	740	1012	970	381,3	815	1215,7
w %	54	55%	55%	54%	38%	47%	68%

Źródło: opracowanie własne na podstawie <https://greenmetric.ui.ac.id/rankings/overall-rankings-2023>

Następnie analizie poddano przygotowany w 2023 roku „Katalog dobrych praktyk w obszarach ESG” [15], który przygotowały Ministerstwa: Funduszy i Polityki Regionalnej oraz Edukacji i Nauki za 2022 rok, jak również raport Ministerstw Nauki i Szkolnictwa Wyższego oraz Inwestycji i Rozwoju, a także grupy roboczej ds. społecznej odpowiedzialności uczelni, którzy trzy lata wcześniej opracowali podobny (bo również zawierający zbiór dobrych praktyk uczelni) dokument: „Społeczna odpowiedzialność. Znaczenie dla uczelni i sposoby wdrażania” [16]. W tym raporcie nie tylko przedstawiono znaczenie zrównoważonego rozwoju dla uczelni, lecz także wskazano dobre praktyki w tym zakresie.

Założono, że działania w obszarze dobrych praktyk poszczególnych uczelni znajdują swoje odzwierciedlenie w światowych raportach.

Ponadto, uznając działalność edukacyjną uczelni za priorytetową, przeanalizowano zestawienie sporządzone w 2022 roku przez P. Pietrzaka, w którym autor zestawił liczbę artykułów opublikowanych w 2021 roku przez nauczycieli akademickich publicznych szkół wyższych w Polsce i inne osoby realizujące zajęcia, działalność naukową i biorące udział w jej prowadzeniu, korespondujących z celami zrównoważonego rozwoju (SDGs) [14].

33.3. Dyskusja wyników

W toku analizy stwierdzono, że rankingi wpływu THE Times Higher Education (Impact Rankings) to jedyne globalne tabele wyników, które oceniają uniwersytety pod kątem wszystkich 17 celów zrównoważonego rozwoju Organizacji Narodów Zjednoczonych (SDG). Stosowane wskaźniki są starannie dobrane, tak by zapewnić kompleksowe i wyważone porównanie w czterech szerokich obszarach: badania, zarządzanie, docieranie do odbiorców i nauczanie. W ogólnym rankingu drugi rok z rzędu na pierwszym miejscu znalazł się australijski Western Sydney University, drugie miejsce zajmuje brytyjski Uniwersytet w Manchesterze, a trzecie – kanadyjski Queen’s University. W pierwszej setce najliczniej reprezentowanym krajem jest Wielka Brytania z 26 instytucjami, za nią plasuje się Australia z 16 instytucjami i Kanada z 15. W czwartej setce na pierwszym miejscu jest Irak, jeśli chodzi o liczebność raportujących uczelni z 56 instytucjami przed Polską na miejscu drugim z 23 [12].

W tabeli 33.6 zestawiono 12 polskich uczelni, które w 2023 roku zajęły najwyższe lokaty w zestawieniu generalnym THE Impact Rankings (przykładowo – Uniwersytet Gdański – 1/401–600: pierwsze miejsce wśród polskich uczelni, miejsca 401.–600.

w klasyfikacji generalnej); w drugiej kolumnie zawarto linki do raportów tychże uczelni jako przydatne źródła dobrych praktyk; kolumna trzecia informuje, czy dana uczelnia raportowała również do rankingów QS Ranking oraz Green Metrics – za każde raportowanie przyznano po 1 punkcie.

W kolumnie czwartej tabeli 33.6 zamieszczono liczbę aktywności uczelni w zakresie publikacji, posiłkując się zestawieniem sporządzonym w 2022 roku przez P. Pietrzaka [14]. W raporcie autor podzielił publiczne szkoły wyższe w Polsce pod względem produktywności naukowej w zakresie promowania celów zrównoważonego rozwoju (SDGs) w roku 2021 (mierzonej liczbą publikacji przypadających na jednego nauczyciela akademickiego i innych osób realizujących zajęcia, działalność naukową i biorących udział w jej prowadzeniu) – za każdą topową aktywność w danym celu przyznano 1 punkt.

Kolumna piąta (tab. 33.6) zawiera zestawienie liczby dobrych praktyk zgłoszonych przez polskie szkoły wyższe do dwóch rejestrów: „Katalogu dobrych praktyk w obszarach ESG” [15] i dokumentu: „Społeczna odpowiedzialność. Znaczenie dla uczelni i sposoby wdrażania” [16]; za każdą zgłoszoną w tych dwóch raportach praktykę przyznano po 1 punkcie.

Tabela 33.6

Polish TOP 12 na podstawie: THE Impact Rankings 2023, aktywności widocznych w sieci Internet, uczestnictwa w QS i Green Metrics Ranking w 2023 roku, przewodnictwa w liczbie publikacji w obszarze danego celu (Raport za 2022 rok) oraz liczbie zgłoszonych praktyk (Raporty 2019 r. i 2022 r.)

Szkoła wyższa/ Top w THE Impact Rankings 2023 Polish Universities /Top w klasyfikacji generalnej Impact Rankings 2023*	Działania w kierunku ZR, raporty ZR lub CSR (link) [tak -1, brak - 0]	QS Ranking Sustainability I Green Metrics [2 punkty za każdy]	Liczba publikacji promujących ZR w 2021 r.* [liczba aktywności w danym celu jako top]	Liczba dobrych praktyk ZR suma: 2019 i 2022** [liczba zrewidowanych praktyk]	RAZEM	Top
Uniwersytet Gdański / 1 / 401-600	https://czrug.ug.edu.pl/raport-razem-dla-ludzi-srodowiska-i-dobrobytu-spoeczne-zaangazowanie-uniwersytetu-gdanskiego-przez-pryzmat-celow-zrownowazonego-rozwoju/	2	1	8	17	2
Uniwersytet Jagielloński / 1 / 401-600	https://przelamuj.uj.edu.pl/	1	3	3	13	3
Uniwersytet Ekonomiczny w Krakowie / 1 / 401-600	https://d30mzt1bxg5llt.cloudfront.net/public/uploads/PDFs/UEK_raport_26-10-2020.pdf	-	-	-	6	9

Szkoła wyższa/ Top w THE Impact Rankings 2023 Polish Universities /Top w klasyfikacji generalnej Impact Rankings 2023*	Działania w kierunku ZR, raporty ZR lub CSR (link) [tak - 1, brak - 0]	QS Ranking Sustainability I Green Metrics [2 punkty za każdy]	Liczba publikacji promujących ZR w 2021 r.* [liczba aktywności w danym celu jako top]	Liczba dobrych praktyk ZR suma: 2019 i 2022** [liczba zrewidowanych praktyk]	RAZEM	Top
Politechnika Gdańska / 2 / 601-800	https://pg.edu.pl/zrownowazony-rozwoj/2023-10/trzecia-edycja-raportu-zrownowazonego-rozwoju-pg-juz-dostepna	2	-	-	7	8
Politechnika Łódzka / 2 / 601-800	https://p.lodz.pl/uczelnia/zrownowazony-rozwoj/politechnika-nadrodze-zrownowazonego-rozwoju-raporty-za-rok-akad-202021-i-202122	1	-	5	11	5
Uniwersytet Warszawski / 2 / 601-800	https://www.uw.edu.pl/wp-content/uploads/2021/10/agenda-na-rzecz-klimatu-i-zrownowazonego-rozwoju.pdf	1	5	7	18	1
Uniwersytet Przyrodniczy we Wrocławiu / 2 / 601-800	https://upwr.edu.pl/aktualnosc/filtr,zrownowazony-rozwoj,21.html	1	-	-	6	9
Akademia WSB w Dąbrowie Górniczej / 2 / 601-800	https://wsb.edu.pl/uczelnia/strategia-zrownowazonego-rozwoju-akademii-wsb-do-roku-2030	1	-	6	12	4
Akademia Leona Koźmińskiego / 3 / 801-1000	https://www.kozminski.edu.pl/pl/o-uczelnia/zrownowazony-rozwoj	-	-	1	5	10
Uniwersytet Medyczny w Gdańsku / 3 / 801-1000	https://bip.gumed.edu.pl/attachment/attachment/90233/zal_nr_1_do_Uchwaly_Senatu_823_Strategia_GUMed_2019_2025_aktualizacja.pdf	-	-	5	9	7
Politechnika Poznańska / 3 / 801-1000	https://www.put.poznan.pl/strategia	1	3	5	13	3
Politechnika Śląska / 3 / 801-1000	https://www.polsl.pl/uczelnia/wp-content/uploads/sites/80/2022/02/Strategia-rozwoju-Politechnika-Slaska-2022.pdf	1	2	3	10	6

LEGENDA: pierwsza kolumna: miejsce w klasyfikacji THE Impact Rankings: pierwsze – 5 punktów, drugie – 4, trzecie – 3, czwarte – 2, piąte – 1, powyżej piątego miejsca – 0 punktów

*na podstawie danych zawartych w publikacji P. Pietrzaka „Zaangażowanie publicznych szkół wyższych w Polsce w promowanie Celów Zrównowazanego Rozwoju” (2022)

**wg zestawienia zawartego w Katalogu dobrych praktyk uczelni w obszarach ESG, Ministerstwo Funduszy i Polityki Regionalnej, Ministerstwo Edukacji i Nauki (2023) oraz Raportu – Społeczna odpowiedzialność. Znaczenie dla uczelni i sposoby wdrażania, Ministerstwo Nauki i Szkolnictwa Wyższego, Ministerstwo Inwestycji i Rozwoju (2019)

W ostatnich dwóch kolumnach tabeli 33.6 zsumowano punkty, co pozwoliło na sporządzenie rankingu dwunastu wyróżniających się polskich uczelni: na miejscu pierwszym Uniwersytet Warszawski, na miejscu drugim Uniwersytet Gdański, na miejscu trzecim ex aequo: Uniwersytet Jagielloński i Politechnika Poznańska, na czwartym: Akademia WSB z siedzibą w Dąbrowie Górniczej, na piątym: Politechnika Łódzka, szóstym: Politechnika Śląska, siódmym: Uniwersytet Medyczny w Gdańsku, ósmym: Politechnika Gdańska, dziewiątym: Uniwersytet Ekonomiczny w Krakowie i Uniwersytet Przyrodniczy we Wrocławiu i na dziesiątym Akademia Leona Koźmińskiego.

33.4. Podsumowanie

Badając rozwój polskich uczelni w kontekście sprawozdawczości podejmowanych i raportowanych działań na rzecz zrównoważonego rozwoju, zauważa się, że istnieje konieczność dalszego budowania struktur wspierających omawianą ideę. Analizując szczegółowe wyniki na poziomie krajowym, można zauważyć, że jednostki badawczo-dydaktyczne mają dobrą podbudowę w zakresie działalności edukacyjnej, badań na rzecz zrównoważonego rozwoju czy też wspierania rozwoju społeczno-dydaktycznego studentów. W porównaniu ze standardami na poziomie międzynarodowym należałoby poszukiwać możliwych do wdrożenia w Polsce działań z zakresu wspierania i rozwoju transportu publicznego, rozwiązań transportu miejskiego, szczególnie rowerowego jako preferowanego przez studentów i pracowników uczelni. Obecna pozycja polskich uniwersytetów to głównie efekt niedociągnięć w zakresie infrastruktury nie tylko transportowej, lecz także wykorzystania odnawialnych źródeł energii, nowoczesnych rozwiązań dotyczących użytkowania wody czy też zmniejszania energochłonności budynków. Wszystkie działania podejmowane w tym kierunku związane są z wysokimi nakładami inwestycyjnymi. Wiele działań jest w toku, wiele wymaga wciąż nakładów finansowych. Jednocześnie nie należy zapominać, że duży postęp w wymienionych obszarach będzie możliwy przez zmianę przyzwyczajeń, zmiany organizacyjne itp., które często stanowią rozwiązania niskokosztowe, takie jak działania edukacyjne i informacyjne, związane z budowaniem świadomości proekologicznej wśród społeczności akademickiej.

Bibliografia

1. Mysłowski P.: Rola i znaczenie zasady zrównoważonego rozwoju w prawie administracyjnym – zagadnienia ogólne, https://repozytorium.uwb.edu.pl/jspui/bitstream/11320/1928/1/BSP_14_2013_Myslowski.pdf [dostęp: 20.05.2024], 253–264.
2. Curley M., Spapens P.: *Dzielenie się Światem, zrównoważony sposób życia i globalnie sprawiedliwy dostęp do zasobów naturalnych w XXI wieku*, Wydawnictwo Ekonomia i Środowisko, Białystok – Warszawa 2000.
3. Papuziński A.: Filozofia zrównoważonego rozwoju jako subdyscyplina badań filozoficznych, *Problemy Ekorozwoju* 2007, 2, 27–40.
4. Burchard-Dziubińska M., Rzeńca A., Drzazga D.: *Zrównoważony rozwój – naturalny wybór*. Wydawnictwo Uniwersytetu Łódzkiego, Łódź 2014.
5. Brodowicz D.P., Michalska M., Kalinowski M.: *Zrównoważony rozwój. Wybrane zagadnienia*, Texter, Warszawa 2017.
6. Zalega T.: Rozwój zrównoważony a ekonomia zrównoważonego rozwoju – zarys problematyki, *Studia i Materiały* 2016, 1/ (20), 101–126.
7. Michalska M., Cupiał B.: Rola edukacji ekologicznej we wdrażaniu konwencji z Aarhus, *General and Professional Education* 2015, 4, 58–65.
8. Rezolucja przyjęta przez Zgromadzenie Ogólne ONZ w dniu 25 września 2015 r., *Przekształcamy nasz świat: Agenda na rzecz zrównoważonego rozwoju 2030*. A/RES/70/1. https://www.un.org/files/164/Agenda%202030_pl_2016_ostateczna.pdf [dostęp: 25.05.2024].
9. Ruiz-Mallén I., Heras M.: What Sustainability? Higher Education Institutions' Pathways to Reach the Agenda 2030 Goals, *Sustainability* 2020, 12(4), 1290; <https://doi.org/10.3390/su12041290> [dostęp: 25.05.2024].
10. Buchcic E.: Edukacja na rzecz zrównoważonego rozwoju zadaniem szkolnictwa wyższego, *Forum Pedagogiczne* 2016, 2, 85–94.
11. QS World University Rankings. <https://www.topuniversities.com/world-university-rankings> [dostęp: 20.03.2024].
12. The Times Higher Education Impact Rankings. <https://www.timeshighereducation.com/impactrankings> [dostęp: 25.03.2024].
13. UI GreenMetric World University Rankings. <https://greenmetric.ui.ac.id/about/welcome> [dostęp: 25.03.2024].
14. Pietrzak P.: *Zaangażowanie publicznych szkół wyższych w Polsce w promowanie Celów Zrównoważonego Rozwoju*. Microsoft PowerPoint. P_Pietrzak_Szkola_Glowna_Gospodarstwa_Wiejskiego_w_Warszawie_Lodz_1.03.2022 [dostęp: 20.05.2024].
15. *Katalog dobrych praktyk uczelni w obszarach ESG 2023* pdf. Ministerstwo Nauki i Szkolnictwa Wyższego – Portal Gov.pl [dostęp: 20.05.2024].
16. Jastrzębska E., Przybysz M., Wróbel M. (red.): *Społeczna odpowiedzialność. Znaczenie dla uczelni i sposoby wdrażania 2019* pdf. Ministerstwo Nauki i Szkolnictwa Wyższego, Warszawa 2019 [dostęp: 20.05.2024].

34. TRANSFORMACJA SYSTEMU ENERGETYCZNEGO W POLSCE NA TLE POZOSTAŁYCH PAŃSTW UNII EUROPEJSKIEJ: WYZWANIA I PERSPEKTYWY

34.1. Wprowadzenie

W ostatnich dziesięcioleciach świat stanął w obliczu rosnących wyzwań związanych ze zmianami klimatycznymi. Wzrost emisji gazów cieplarnianych, w sporej mierze wynikający z działalności człowieka, stał się głównym czynnikiem napędzającym te zmiany. Globalne porozumienia, takie jak Protokół z Kioto oraz Porozumienie Paryskie, wprowadziły ramy prawne i cele redukcji emisji gazów cieplarnianych [1–3]. Celem tych działań jest ograniczenie globalnego ocieplenia do poziomu poniżej 2°C w porównaniu z erą preindustrialną, a najlepiej do 1,5°C.

Dekarbonizacja gospodarek, czyli proces redukcji emisji dwutlenku węgla, stała się priorytetem dla wielu krajów na całym świecie. Transformacja energetyczna, polegająca na przechodzeniu od paliw kopalnych do odnawialnych źródeł energii (OZE), odgrywa kluczową rolę w tych działaniach. OZE, takie jak energia słoneczna, wiatrowa, wodna i geotermalna, stają się coraz bardziej dostępne i konkurencyjne cenowo, co dodatkowo sprzyja ich szerokiemu wdrażaniu.

Polska, jako kraj członkowski Unii Europejskiej (UE), zobowiązana jest do realizacji polityki klimatyczno-energetycznej UE, która stawia ambitne cele w zakresie redukcji emisji gazów cieplarnianych, zwiększenia efektywności energetycznej oraz wzrostu udziału OZE w miksie energetycznym. Historycznie polska gospodarka opierała się na węglu, który odgrywał kluczową rolę w sektorze energetycznym. Wynikało to z bogatych zasobów węgla kamiennego i brunatnego, które przez dekady stanowiły podstawę krajowego bezpieczeństwa energetycznego.

Jednakże rosnąca świadomość ekologiczna oraz presja międzynarodowa i unijna wymuszają na Polsce akcelerację działań w kierunku dekarbonizacji. Wymaga to gruntownej transformacji systemu energetycznego, który musi sprostać wyzwaniom związanym zarówno z redukcją emisji, jak i koniecznością zapewnienia stabilnych dostaw energii.

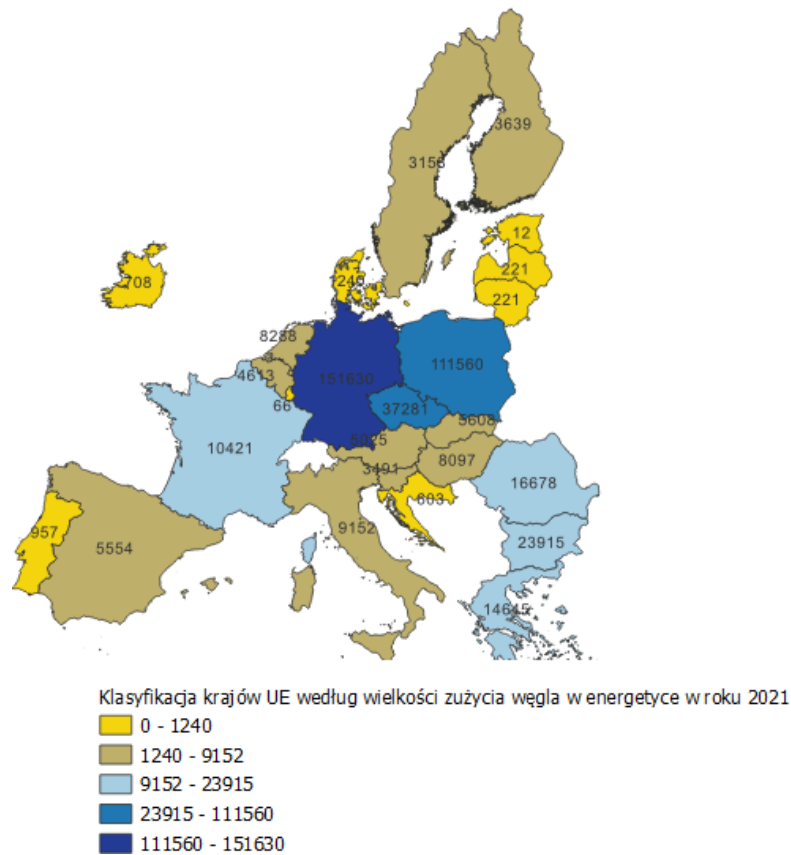
Transformacja systemu energetycznego w Polsce ma kluczowe znaczenie z następujących powodów [4]:

1. **Redukcja emisji gazów cieplarnianych:** Sektor energetyczny jest jednym z największych emitentów gazów cieplarnianych w Polsce. Przejście na OZE oraz zwiększenie efektywności energetycznej pozwolą na znaczące zmniejszenie emisji CO₂, co jest niezbędne do spełnienia zobowiązań klimatycznych.
2. **Bezpieczeństwo energetyczne:** Zmniejszenie zależności od importu paliw kopalnych, takich jak węgiel i gaz, zwiększy bezpieczeństwo energetyczne kraju. OZE, jako lokalne źródła energii, mogą przyczynić się do większej niezależności energetycznej.
3. **Ekonomiczne korzyści:** Inwestycje w OZE i nowoczesne technologie energetyczne mogą przyczynić się do tworzenia nowych miejsc pracy i stymulacji gospodarki. Ponadto koszty technologii odnawialnych spadają, co w długoterminowej perspektywie może prowadzić do obniżenia cen energii.

Przedmiotem badań w niniejszym rozdziale jest przeprowadzenie analizy porównawczej wybranych wskaźników opisujących proces transformacji energetycznej, tj. w obszarze redukcji emisji oraz w obszarze bezpieczeństwa energetycznego dla badanych państw UE z uwzględnieniem sytuacji Polski w dobie przemian, oraz opracowanie potencjalnych scenariuszy transformacji energetycznej.

34.2. Ocena procesu transformacji w obszarze redukcji emisji gazów cieplarnianych w Unii Europejskiej i Polsce

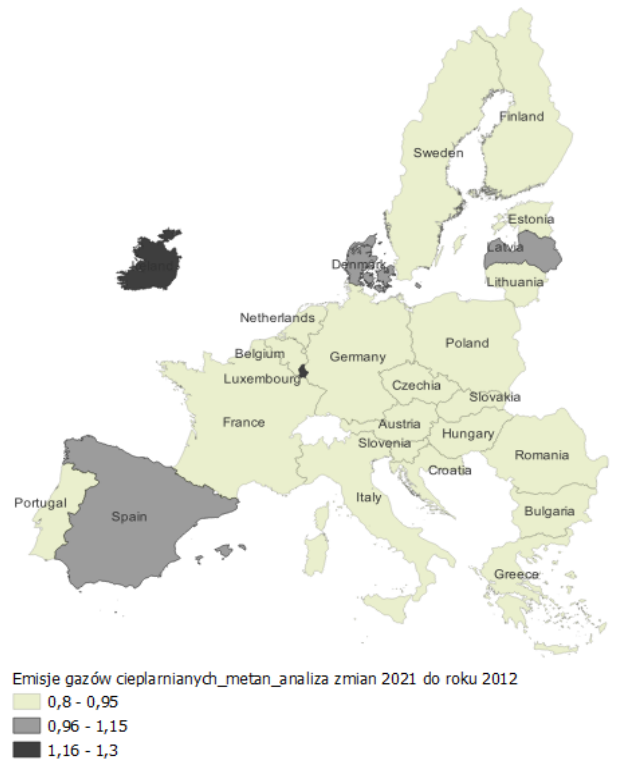
Poddając analizie proces przemiany systemów energetycznych w krajach Unii Europejskiej, należy w pierwszej kolejności zwrócić uwagę na struktury zużycia surowców w systemach energetycznych [5]. Poziom produkcji energii jest bardzo zróżnicowany wśród krajów członkowskich [6]. Jak zaprezentowano na rysunku 34.1, najwyższe zużycie węgla odnotowały Niemcy, w następnej grupie są Polska i Czechy, w kolejnej Rumunia, Grecja, Francja, Bułgaria oraz pozostałe kraje. Jednak sytuacja Polski na tle krajów członkowskich jest najbardziej odmienna, gdyż w systemie energetycznym węgiel zajmuje ponad 80% całkowitej produkcji energii elektrycznej, co jest niekorzystnie postrzegane przy uwzględnieniu celów pakietu klimatycznego [7, 8].



Rys. 34.1. Klasyfikacja krajów UE według zużycia węgla w energetyce w 2021 roku. Źródło: opracowanie własne na podstawie danych bazy Eurostat
 Fig. 34.1. Classification of EU countries according to coal consumption in the energy sector in 2021. Source: own study based on Eurostat database

Na rysunku 34.2 przedstawiono indeks zmian wielkości emisji metanu jako najbardziej uciążliwego dla środowiska gazu cieplarnianego. W wyniku klasyfikacji państw UE w zakresie zmian w poziomach emisji metanu wyróżnić można trzy grupy państw. Pierwszą grupę reprezentuje Irlandia, gdzie zanotowano wzrost emisji o 17% w odniesieniu do roku bazowego 2012. Druga grupa państw odnotowała bardzo niewielki spadek emisji metanu, w granicach od 1% do 2%; są to: Hiszpania, Dania i Łotwa. Pozostałe kraje członkowskie zanotowały spadki poziomów emisji metanu. Największy spadek zanotowały Czechy (o 18%) oraz Szwecja (16%). Największy udział procentowy w poziomie emisji metanu mają Niemcy, Hiszpania, Francja, Włochy, Polska, które łącznie odpowiadają za 60% emisji Unii Europejskiej. Są to największe gospodarki UE z odpowiednio największymi poziomami produkcji energii elektrycznej.

Kolejnym gazem cieplarnianym poddanym analizie są tlenki azotu. Na rysunku 34.3 zaprezentowano poziomy emisji w krajach UE w 2021 roku. Jak wykazano, kilka największych gospodarek UE, tj. Niemcy, Francja, Włochy, Polska, Hiszpania, generują 59% całej emisji w Unii Europejskiej.



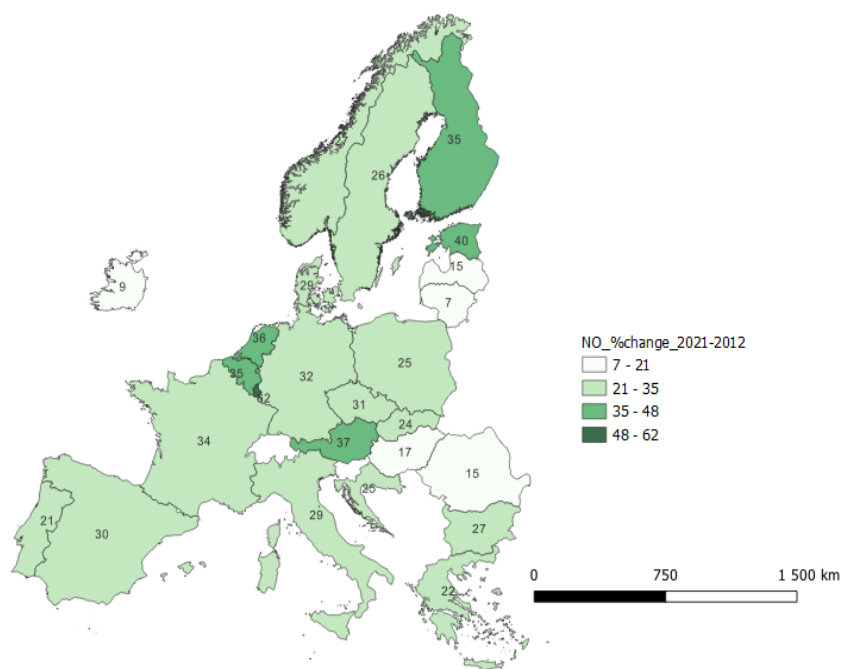
Rys. 34.2. Dynamika zmian poziomów emisji metanu w krajach UE w 2021 roku w odniesieniu do 2012 roku. Źródło: opracowanie własne na podstawie danych bazy Eurostat

Fig. 34.2. Dynamics of changes in methane emission levels in EU countries in 2021 compared to 2012. Source: own study based on Eurostat database



Rys. 34.3. Poziomy emisji tlenków azotu w 2021 roku wyrażone w tonach. Źródło: opracowanie własne na podstawie danych bazy Eurostat

Fig. 34.3. Nitrogen oxide emission levels in 2021 expressed in tons. Source: own study based on Eurostat database



Rys. 34.4. Dynamika zmian poziomów emisji NO w roku 2021 w odniesieniu do 2012. Źródło: opracowanie własne na podstawie danych bazy Eurostat

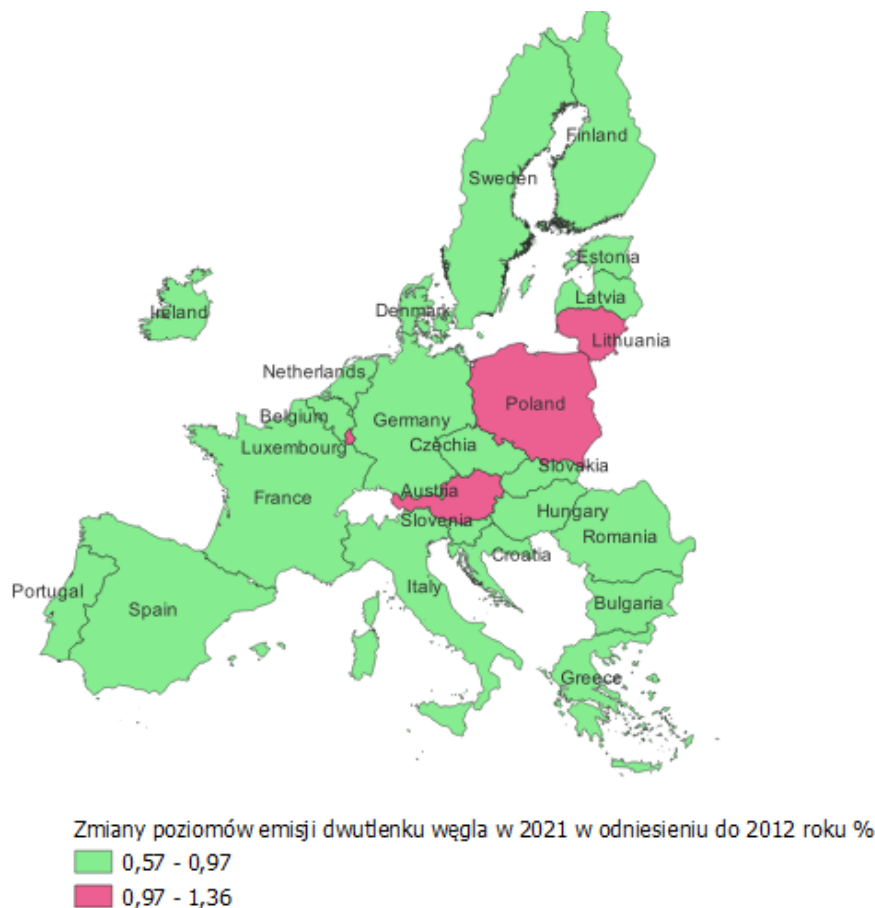
Fig. 34.4. Dynamics of changes in NO emission levels in 2021 compared to 2012. Source: own study based on Eurostat database

Na rysunku 34.4 zobrazowano dynamikę zmian w redukcji poziomów emisji tlenków azotu w okresie 2012 do 2021 roku. Od 2012 roku badane kraje Unii Europejskiej wykazują systematyczny spadek poziomów emisji tlenków azotu (NO). Najwyższy poziom redukcji w 2021 roku w porównaniu z 2012 rokiem zanotowano w Luksemburgu – o 62%. Kolejna grupa osiągnęła redukcje emisji w granicach 35–48%; są to: Austria, Belgia, Holandia, Estonia i Finlandia. Polska osiągnęła poziom redukcji o 25% w 2021 roku w odniesieniu do 2012 roku.

Kolejnym gazem cieplarnianym poddanym analizie jest dwutlenek węgla. Jak zaprezentowano na rysunku 34.5, znaczna większość krajów członkowskich osiągnęła redukcje poziomów emisji w 2021 roku w odniesieniu do roku bazowego 2012.

Litwa zanotowała w badanym okresie wzrost emisji CO₂ o 36%, Luksemburg o 14%, Polska o 4%, natomiast Austria zanotowała najniższy spadek – jedynie o 3%. We wszystkich pozostałych krajach UE zanotowano spadek emisji od 4% (Węgry) do 43% (Estonia). Na podstawie zaprezentowanych danych jednoznacznie można pozytywnie ocenić postępy krajów członkowskich w osiąganiu celów klimatycznych. Wyznaczone poziomy redukcji stanowią narzędzie kontroli i stałego nadzoru nad wypełnianiem przyjętych kryteriów oceny. Wyznaczone ambitne cele środowiskowe w krajach Unii Europejskiej stanowią bardzo złożony problem badawczy. Z jednej strony wymuszają wdrażanie wszelkich działań i rozwiązań proekologicznych

w gospodarkach europejskich, które pomimo kosztów będą mogły w przyszłości przynosić korzyści dla społeczeństwa, z drugiej jednak strony jest wiele powiązanych problemów natury społeczno-gospodarczej. Należy w tym miejscu zasygnalizować problematykę wzrostu importu z krajów Azji, gdzie limity emisji oraz standardy środowiskowe nie obowiązują, które mają bezpośredni wpływ na poziom konkurencyjności generowanej produkcji na terenie krajów UE. Silnie skorelowany z wymaganiami środowiskowymi jest również problem dotyczący przenoszenia gałęzi przemysłów energochłonnych do rejonów, gdzie kryteria środowiskowe nie są tak rygorystyczne. Zjawiska te mają wpływ na bezpieczeństwo łańcuchów dostaw i poziom potencjalnych miejsc pracy w tych sektorach. Wymienione problemy są dyskutowane w komisji europejskiej i następują w tym kierunku liczne inicjatywy, aby przeciwdziałać negatywnym skutkom pakietu klimatycznego, jednak efekty będzie można oceniać dopiero w perspektywie długoterminowej.



Rys. 34.5. Dynamika zmian emisji CO₂ w 2021 w odniesieniu do 2012. Źródło: opracowanie własne na podstawie danych bazy Eurostat

Fig. 34.5. Dynamics of changes in CO₂ emissions in 2021 compared to 2012. Source: own study based on Eurostat database

34.3. Ocena procesu transformacji w obszarze bezpieczeństwa energetycznego w Unii Europejskiej i Polsce

Obszar bezpieczeństwa energetycznego został poddany analizie z uwzględnieniem dwóch wskaźników: wskaźnika zależności od importu oraz wskaźnika zależności energetycznej.

Wskaźnik zależności od importu netto [9] wyrażony jest zależnością (34.1):

$$NID = \frac{I_j - E_j}{C_j} [\%], \quad (34.1)$$

gdzie:

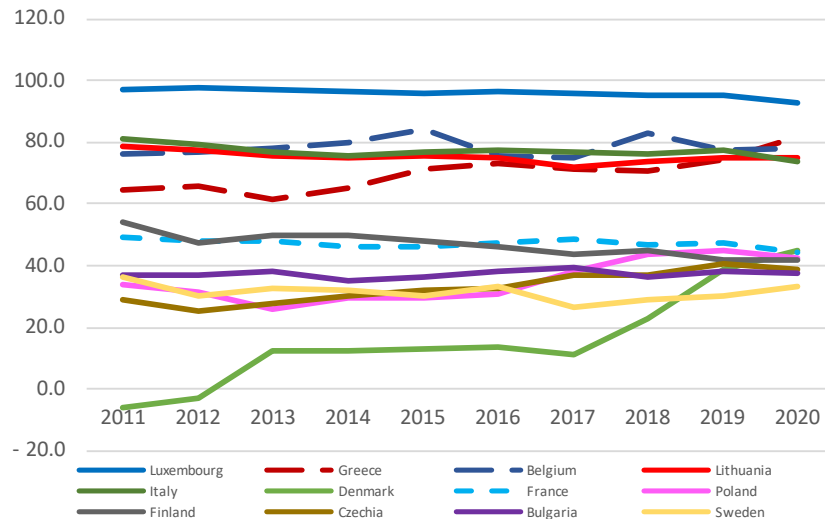
C_j – poziom całkowitej konsumpcji j-nośnika energii,

I_j – import j-nośnika energii,

E_j – export j-nośnika energii.

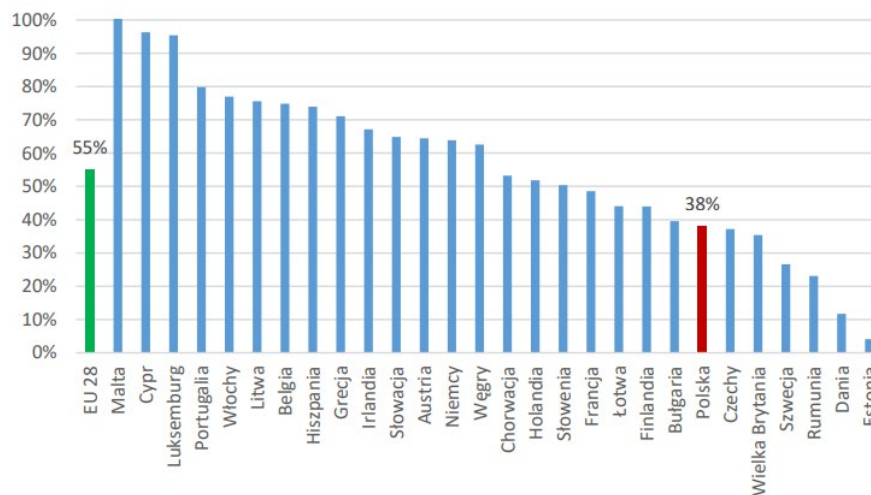
Podstawową funkcją bezpieczeństwa energetycznego jest zapewnienie obywatelom dostępu do energii elektrycznej po akceptowalnej cenie. Z tym zagadnieniem ściśle związany jest wskaźnik zależności energetycznej, który ukazuje potencjał państwa do samowystarczalności energetycznej. Na podstawie wybranych danych dostępnych w bazie Eurostat, zaprezentowanych na rysunkach 34.6 i 34.7, widać, że większość krajów członkowskich zależna jest w zróżnicowanym stopniu od dostępności surowców energetycznych. Ogólny poziom wskaźnika dotyczy wszystkich surowców energetycznych łącznie. Krajami o najwyższym poziomie samowystarczalności energetycznej są w badanych latach od 2011 do 2020 Szwecja – wskaźnik zależności energetycznej 33,5%, następnie Bułgaria 37%, Czechy 38%, Finlandia 42%, Polska 42%, Francja 44%, Dania 44%. Najbardziej zależne od dostępności surowców energetycznych są: Włochy 73%, Litwa 74%, Belgia 78%, Grecja 81% oraz Luxemburg 92%.

W związku z dużym udziałem krajowych surowców energetycznych w krajowym bilansie energetycznym – węgiel kamienny i brunatny, Polska należy do jednych z najbardziej niezależnych energetycznie krajów UE. Wskaźnik zależności energetycznej wyniósł w 2017 roku dla Polski 38% przy średniej unijnej 55% [10].



Rys. 34.6. Wskaźnik zależności od importu netto [%]. Źródło: opracowanie własne na podstawie danych bazy Eurostat

Fig. 34.6. Net import dependence rate [%]. Source: own study based on Eurostat database



Rys. 34.7. Wskaźnik zależności energetycznej w UE w 2017 roku. Źródło: opracowanie własne na podstawie danych bazy Eurostat

Fig. 34.7. Energy dependence index in the EU in 2017. Source: own study based on Eurostat database

34.4. Przegląd obecnego stanu systemu energetycznego w Polsce

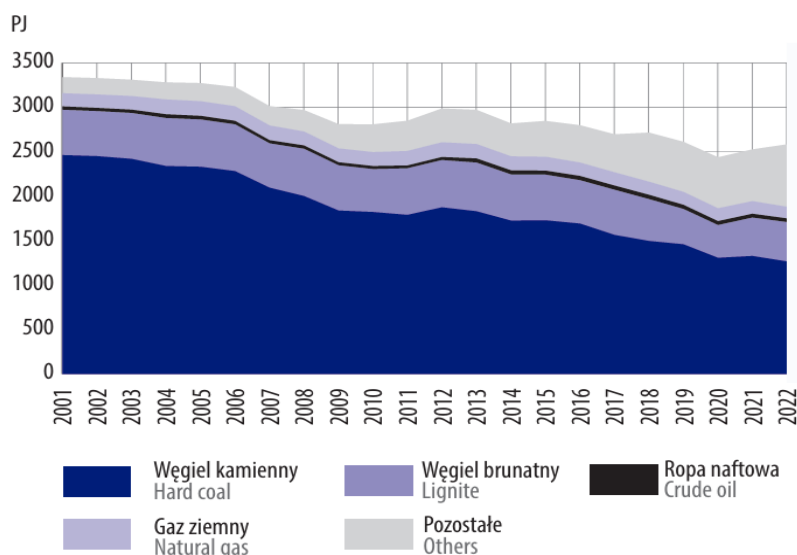
Pomimo licznych korzyści transformacja energetyczna w Polsce napotyka także wiele wyzwań:

1. **Infrastruktura energetyczna:** Polska infrastruktura energetyczna, w dużej mierze oparta na węglu, wymaga znaczących modernizacji i rozbudowy, aby mogła efektywnie integrować odnawialne źródła energii.

2. **Koszty i finansowanie:** Transformacja energetyczna wiąże się z wysokimi kosztami inwestycyjnymi. Konieczne jest pozyskanie odpowiednich źródeł finansowania, w tym funduszy unijnych oraz inwestycji prywatnych.
3. **Techniczne wyzwania:** Integracja OZE z systemem energetycznym wymaga rozwoju technologii magazynowania energii i inteligentnych sieci, które zapewnią stabilność i niezawodność dostaw energii.
4. **Regulacje i polityka:** Skuteczna transformacja energetyczna wymaga jasnych i stabilnych ram prawnych oraz politycznych, które będą wspierać rozwój OZE i inwestycje w nowoczesne technologie.

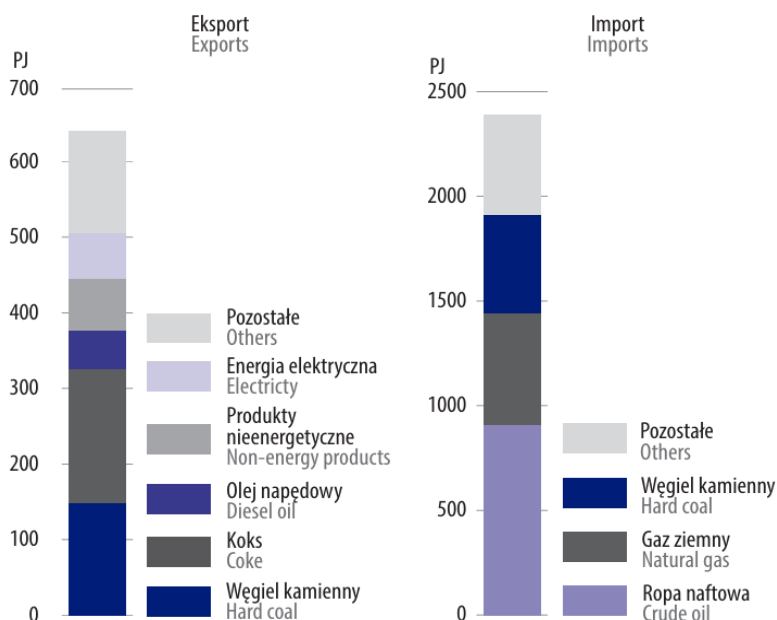
Transformacja systemu energetycznego w Polsce w obliczu globalnych trendów do dekarbonizacji jest nie tylko koniecznością wynikającą ze zobowiązań międzynarodowych, lecz także szansą na zrównoważony rozwój gospodarczy i poprawę jakości życia obywateli. Przy odpowiednim wsparciu politycznym, finansowym i społecznym Polska ma potencjał, aby stać się liderem pod względem transformacji energetycznej w regionie.

Dekarbonizacja sektora energetycznego jest kluczowym elementem strategii walki ze zmianami klimatycznymi i wymaga skoordynowanych działań na poziomie krajowym i międzynarodowym. Przyszłość polskiego systemu energetycznego zależy od zdolności do innowacji, współpracy i adaptacji do nowych wyzwań i możliwości, jakie niesie ze sobą era odnawialnych źródeł energii.



Rys. 34.8. Pozyskanie energii pierwotnej. Źródło: opracowanie Głównego Urzędu Statystycznego
 Fig. 34.8. Obtaining primary energy. Source: study by the Central Statistical Office

Produkcja energii elektrycznej w Polsce w 2023 roku wyniosła 163 629 GWh, co oznacza spadek o 13% w porównaniu z poprzednim rokiem. Szczegółowe dane pokazano na rys. 34.8. W miksie energii pierwotnej znaczący udział z importu miały ropa naftowa i gaz ziemny, ale również zaimportowano aż około 500 PJ węgla kamiennego pomimo bogatych złóż rodzimych, co zaprezentowano na rysunku 34.9.



Rys. 34.9. Eksport i import surowców energetycznych. Źródło: opracowanie Głównego Urzędu Statystycznego

Fig. 34.9. Export and import of energy raw materials. Source: study by the Central Statistical Office

Krajowe zużycie energii w 2023 roku było niższe o 3,44% i wyniosło 167 518 GWh. Energia elektryczna była produkowana przede wszystkim w elektrowniach zawodowych, które w 2023 roku wygenerowały 128 420 GWh, co stanowiło 78% całej produkcji. Resztę stanowiły elektrownie wiatrowe i inne odnawialne źródła energii. Największy udział w wytwarzaniu energii elektrycznej miał węgiel kamienny, którego udział wyniósł 46,8%, oraz węgiel brunatny z udziałem 21,1%. Odnawialne źródła energii wyprodukowały 25 209 GWh, a ich udział wzrósł do 21,5%.

34.5. Cele transformacji energetycznej

Transformacja energetyczna w Polsce jest kluczowym elementem krajowej strategii energetycznej, mającej na celu redukcję emisji gazów cieplarnianych, poprawę efektywności energetycznej oraz zwiększenie udziału odnawialnych źródeł energii (OZE) w miksie energetycznym. Dążenie do zrównoważonego rozwoju i bezpieczeństwa energetycznego jest napędzane zarówno przez krajowe inicjatywy, jak i międzynarodowe zobowiązania.

34.5.1. Krajowe cele polityczne i regulacyjne

PEP2040 [4] to strategiczny dokument, który definiuje kierunki rozwoju sektora energetycznego w Polsce na najbliższe dwie dekady. Jego główne założenia obejmują:

- **Redukcję emisji gazów cieplarnianych:** Polska zobowiązała się do ograniczenia emisji CO₂, co jest zgodne z unijną polityką klimatyczną. PEP2040 zakłada stopniowe zmniejszanie udziału węgla w produkcji energii i promowanie czystszych źródeł energii.
- **Zwiększenie udziału OZE:** Planowane jest znaczące zwiększenie udziału odnawialnych źródeł energii w miksie energetycznym do 23% do 2030 roku. Szczególny nacisk kładziony jest na rozwój energetyki wiatrowej, zarówno lądowej, jak i morskiej, oraz fotowoltaiki.
- **Rozwój energetyki jądrowej:** Mimo że Polska nie ma jeszcze działających elektrowni jądrowych, PEP2040 zakłada budowę pierwszych reaktorów do 2033 roku, co ma przyczynić się do stabilizacji systemu energetycznego i redukcji emisji CO₂.

NECP [11] jest kolejnym kluczowym dokumentem, który integruje krajowe cele w zakresie energii i klimatu z polityką Unii Europejskiej. Polska zobowiązała się do:

- **Zwiększenia efektywności energetycznej:** NECP zakłada redukcję zużycia energii finalnej o 23% do 2030 roku w porównaniu z prognozami biznes-as-usual.
- **Promowania OZE:** Dalszy rozwój odnawialnych źródeł energii, w szczególności biogazu, biomasy, energii wiatrowej i słonecznej.
- **Poprawy jakości powietrza:** Ograniczenie emisji zanieczyszczeń powietrza przez modernizację i dekarbonizację sektora energetycznego oraz wdrożenie nowoczesnych technologii spalania.

Polska, jako członek Unii Europejskiej, jest sygnatariuszem Porozumienia Paryskiego, które zobowiązuje kraje do ograniczenia globalnego ocieplenia do poziomu poniżej 2°C w porównaniu z poziomem sprzed epoki przemysłowej. Aby osiągnąć te cele, Polska musi zmniejszyć swoje emisje gazów cieplarnianych i zwiększyć udział OZE.

Europejski Zielony Ład (European Green Deal) [12] to ambitny plan działania Unii Europejskiej, mający na celu osiągnięcie neutralności klimatycznej do 2050 roku. Polska zobowiązała się do realizacji tego celu przez:

- **Zieloną transformację gospodarczą:** Inwestycje w technologie niskoemisyjne i odnawialne źródła energii.

- **Zwiększenie finansowania działań proekologicznych:** Wsparcie finansowe z funduszy unijnych, takich jak Fundusz na rzecz Sprawiedliwej Transformacji, który ma pomóc regionom węglowym w transformacji gospodarczej.

W ramach realizacji celów klimatycznych Unii Europejskiej Polska uczestniczy w implementacji pakietu legislacyjnego „Fit for 55” [13], który ma na celu redukcję emisji gazów cieplarnianych o 55% do 2030 roku w porównaniu z poziomami z 1990 roku. Kluczowe elementy pakietu obejmują:

- **Wzrost udziału OZE w miksie energetycznym:** Polska zobowiązała się do intensyfikacji działań na rzecz rozwoju energii odnawialnej.
- **Wprowadzenie systemu handlu emisjami (ETS):** Polska musi dostosować swoje polityki do unijnego systemu handlu emisjami, który obejmuje coraz więcej sektorów gospodarki.

34.5.2. Odnawialne źródła energii w Polskim miksie energetycznym

Energetyka wiatrowa jest jednym z kluczowych obszarów rozwoju OZE w Polsce. Krajowy plan zakłada znaczące zwiększenie mocy zainstalowanej w farmach wiatrowych na lądzie i morzu. Długoterminowe cele obejmują:

- **Energetyka wiatrowa lądowa:** Polska ma ambicję zwiększenia mocy zainstalowanej w energetyce wiatrowej lądowej do 10 GW do 2030 roku.
- **Energetyka wiatrowa morska:** Planowane jest uruchomienie pierwszych farm wiatrowych na Morzu Bałtyckim z docelową mocą zainstalowaną na poziomie 8–11 GW do 2040 roku.

Fotowoltaika również odgrywa kluczową rolę w transformacji energetycznej Polski. Celem jest osiągnięcie 7,8 GW mocy zainstalowanej w systemach fotowoltaicznych do 2030 roku. Polska wspiera rozwój fotowoltaiki przez różnorodne programy dotacyjne oraz ułatwienia prawne dla prosumentów.

Biomasa i biogaz stanowią istotne źródła odnawialnej energii, szczególnie w kontekście lokalnym. Celem Polski jest zwiększenie produkcji energii z biomasy i biogazu przez wsparcie inwestycji w biogazownie oraz rozwój technologii spalania biomasy.

Cele i polityki transformacji energetycznej w Polsce są ściśle powiązane z międzynarodowymi zobowiązaniami klimatycznymi oraz unijnymi regulacjami. Polska dąży do redukcji emisji gazów cieplarnianych, zwiększenia udziału OZE w miksie energetycznym oraz poprawy efektywności energetycznej. Wyzwania

finansowe, społeczne i technologiczne stanowią istotne przeszkody w realizacji tych celów, jednak wsparcie unijne oraz krajowe programy mogą pomóc w pokonaniu tych trudności. Transformacja energetyczna jest niezbędna do zapewnienia zrównoważonego rozwoju i bezpieczeństwa energetycznego Polski.

34.6. Przegląd potencjalnych scenariuszy rozwoju bilansu energetycznego w kontekście bezpieczeństwa energetycznego i zrównoważonego rozwoju

Transformacja energetyczna Polski jest procesem wielowymiarowym, który wymaga zintegrowanego podejścia i uwzględnienia wielu czynników, takich jak bezpieczeństwo energetyczne, zrównoważony rozwój oraz zmiany technologiczne i społeczne. Przegląd potencjalnych scenariuszy rozwoju i strategii na przyszłość pomoże lepiej zrozumieć możliwe ścieżki, którymi Polska może pójść w dążeniu do zrównoważonego systemu energetycznego.

W rozdziale opracowano trzy scenariusze, których założenia pokazano w tabeli 34.1.

Tabela 34.1

Scenariusze rozwoju miks energetycznego

Scenariusz 1: Wysoki udział odnawialnych źródeł energii	Scenariusz 2: Wzrost roli energetyki jądrowej	Scenariusz 3: Zwiększenie efektywności energetycznej
A	B	C
Ten scenariusz zakłada intensywny rozwój odnawialnych źródeł energii (OZE), takich jak energia wiatrowa, słoneczna i biomasa, co prowadzi do znaczącego zmniejszenia emisji gazów cieplarnianych oraz poprawy jakości powietrza. Wysoki udział OZE w miksie energetycznym (do 50% do 2050 roku) wymaga jednak znacznych inwestycji w infrastrukturę, technologie magazynowania energii oraz rozwój inteligentnych sieci energetycznych.	W tym scenariuszu Polska inwestuje w rozwój energetyki jądrowej jako stabilnego i niskoemisyjnego źródła energii. Budowa kilku elektrowni jądrowych do 2040 roku mogłaby znacząco zmniejszyć zależność od paliw kopalnych i OZE, jednocześnie zapewniając stabilność dostaw energii.	Skupienie się na zwiększeniu efektywności energetycznej we wszystkich sektorach gospodarki może przynieść znaczne oszczędności energetyczne i zmniejszyć emisje gazów cieplarnianych. Modernizacja infrastruktury, wdrażanie nowoczesnych technologii oraz edukacja społeczna w zakresie efektywności energetycznej są kluczowymi elementami tego scenariusza.

Przyszłość polskiego systemu energetycznego zależy od zdolności do adaptacji i innowacji. Wybór odpowiednich scenariuszy rozwoju i strategii na przyszłość jest kluczowy dla zapewnienia bezpieczeństwa energetycznego i zrównoważonego rozwoju. Dywersyfikacja źródeł energii, wsparcie dla innowacji, edukacja społeczna, partnerstwo publiczno-prywatne oraz zintegrowane planowanie energetyczne są głównymi elementami, które mogą przyczynić się do skutecznej transformacji energetycznej Polski. Długoterminowa strategia powinna być elastyczna i dostosowana do zmieniających się warunków gospodarczych, technologicznych i społecznych, aby sprostać wyzwaniom przyszłości.

W celu oszacowania prawdopodobieństwa realizacji opracowanych scenariuszy transformacji energetycznej posłużono się podstawami teorii prawdopodobieństwa oraz analizą wielokryterialną.

Analiza wielokryterialna (MCA) jest metodą oceny różnych scenariuszy na podstawie kilku kryteriów. W kontekście oceny prawdopodobieństwa realizacji scenariuszy transformacji energetycznej zastosowano następujące kroki:

1. **Identyfikacja kryteriów:** Wybrano kluczowe czynniki wpływające na realizację scenariuszy, takie jak polityczne wsparcie, ekonomiczne uwarunkowania, technologiczne możliwości, społeczne poparcie i ryzyka geopolityczne.
2. **Przypisanie wag:** Każdemu kryterium przypisano wagę odzwierciedlającą jego znaczenie w procesie decyzyjnym. Suma wag wynosi 100%, co oznacza pełne uwzględnienie wszystkich kluczowych czynników.
3. **Ocena poszczególnych scenariuszy:** Każdy scenariusz został oceniony pod kątem poszczególnych kryteriów w skali od 0 do 1, gdzie 0 oznacza bardzo niskie prawdopodobieństwo, a 1 bardzo wysokie.
4. **Obliczenie ważonego prawdopodobieństwa:** Prawdopodobieństwo realizacji każdego scenariusza obliczono jako ważoną sumę ocen dla poszczególnych kryteriów.

Model matematyczny zastosowany do obliczeń prawdopodobieństwa opiera się na ważonej sumie ocen poszczególnych kryteriów. Dodatkowo wprowadzono parametry, takie jak zależności pomiędzy kryteriami i wpływ czynników zewnętrznych. Prawdopodobieństwo realizacji scenariusza można wyznaczyć z zależności:

$$P_r = \sum_{i=1}^n C_i W_i + \sum_{i=1}^n \sum_{j=i+1}^n I_{ij} C_i C_j, \quad (34.2)$$

gdzie:

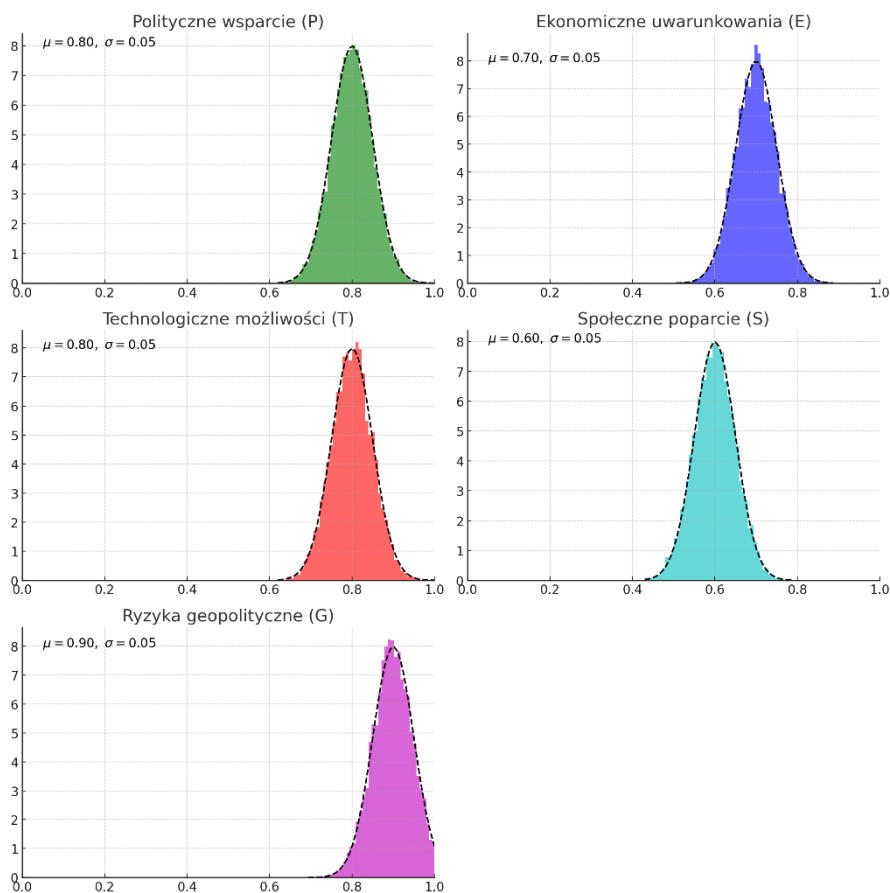
C_i – ocena dla i -tego kryterium,

W_i – waga i -tego kryterium,

I_{ij} – współczynnik interakcji między kryteriami i oraz j ,

n – liczba kryteriów.

Wykorzystano również modelowanie stochastyczne dla uwzględnienia niepewności i zmienność czynników wpływających na realizację scenariuszy. Użyto do tego celu symulację Monte Carlo, która polega na wielokrotnym losowaniu wartości zmiennych losowych i obliczaniu wyników. Zdefiniowano również rozkłady prawdopodobieństwa dla każdej zmiennej na podstawie historycznych danych, aktualnych warunków ekonomicznych, politycznych i technologicznych. Przyjęto, stosując regułę matematyczną, że oceny kryteriów mają rozkład normalny, co pokazano na rysunku 34.10.



Rys. 34.10. Rozkłady prawdopodobieństwa dla kryteriów. Źródło: opracowanie własne
 Fig. 34.10. Probability distributions for criteria. Source: study by the Central Statistical Office

Scenariusz *Wysoki udział odnawialnych źródeł energii (OZE)* zakłada intensywny rozwój OZE w Polsce, w szczególności energii wiatrowej, słonecznej i biomasy, co prowadzi do:

- zwiększenia udziału OZE w miksie energetycznym do 50% do 2050 roku,
- znaczącej redukcji emisji gazów cieplarnianych,
- poprawy jakości powietrza.

Kluczowe założenia dotyczą:

- **Docelowa moc zainstalowana OZE:** 50 GW.
- **Koszt inwestycji w OZE:** 1 mln EUR za 1 MW mocy zainstalowanej.
- **Koszt magazynowania energii:** 0,5 mln EUR za 1 MW mocy magazynowej.
- **Redukcja emisji CO₂:** 70% w porównaniu z poziomem z 2020 roku. **Emisje CO₂ w 2020 roku wynoszą 300 mln ton.**
- **Polityczne wsparcie (P):** $\mu=0,8$, $\sigma=0,05$, Polska zobowiązała się do realizacji celów klimatycznych wynikających z Porozumienia Paryskiego oraz Europejskiego Zielonego Ładu. Wsparcie rządu dla OZE jest silne, co sprzyja realizacji tego scenariusza.
- **Ekonomiczne uwarunkowania (E):** $\mu=0,7$, $\sigma=0,05$. Wysokie koszty inwestycji w OZE mogą być częściowo pokryte przez fundusze unijne oraz krajowe programy wsparcia. Mimo to konieczne będą znaczne nakłady finansowe.
- **Technologiczne możliwości (T):** $\mu=0,8$, $\sigma=0,05$. Postępy technologiczne w dziedzinie energii wiatrowej, słonecznej i magazynowania energii są znaczące. Technologia jest dostępna i rozwija się dynamicznie.
- **Społeczne poparcie (S):** $\mu=0,6$, $\sigma=0,05$. Rosnąca świadomość ekologiczna społeczeństwa sprzyja rozwojowi OZE, choć mogą wystąpić opory lokalne związane z lokalizacją farm wiatrowych i słonecznych.
- **Ryzyka geopolityczne (G):** $\mu=0,9$, $\sigma=0,05$. OZE zmniejszają zależność od importu paliw kopalnych, co jest korzystne z punktu widzenia bezpieczeństwa energetycznego.

Do wyznaczenia prawdopodobieństwa scenariusza zastosowano analizę wielokryterialną z uwzględnieniem interakcji między kryteriami.

Oceny i wagi:

- Polityczne wsparcie (P): $C_1=0,80$, $W_1=0,30$.
- Ekonomiczne uwarunkowania (E): $C_2=0,70$, $W_2=0,25$.
- Technologiczne możliwości (T): $C_3=0,80$, $W_3=0,20$.
- Społeczne poparcie (S): $C_4=0,60$, $W_4=0,15$.
- Ryzyko geopolityczne (G): $C_5=0,90$, $W_5=0,10$.

Współczynniki interakcji:

- $I_{12}=0,05$, $I_{13}=0,04$, $I_{14}=0,03$, $I_{15}=0,02$,
- $I_{23}=0,05$, $I_{24}=0,04$, $I_{25}=0,03$,
- $I_{34}=0,04$, $I_{35}=0,03$,
- $I_{45}=0,02$.

Obliczenie prawdopodobieństwa dla scenariusza 1:

$$P_1 = \sum_{i=1}^n C_i W_i + \sum_{i=1}^n \sum_{j=i+1}^n I_{ij} C_i C_j = 0,96 \quad (34.3)$$

Scenariusz 1: Wysoki udział odnawialnych źródeł energii ma duże prawdopodobieństwo realizacji, wynoszące około 0,96. Wynika to z silnego wsparcia politycznego, znaczących postępów technologicznych oraz korzyści związanych z uniezależnieniem się od importu paliw kopalnych. Wysokie koszty inwestycji oraz potencjalne opory społeczne stanowią wyzwania, ale są one zrównoważone przez dostępność funduszy unijnych i krajowych programów wsparcia.

Scenariusz *Wzrost roli energetyki jądrowej* zakłada intensywny rozwój energetyki jądrowej w Polsce do 2024 roku, obejmujący:

- początek budowy kilku elektrowni jądrowych,
- znaczną redukcję emisji gazów cieplarnianych w dłuższej perspektywie,
- zapewnienie stabilności dostaw energii.

Kluczowe założenia dotyczą:

- **Docelowa moc zainstalowana jądrowa:** 6 GW do 2040 roku.
- **Koszt budowy elektrowni jądrowej:** 5 mln EUR za 1 MW mocy zainstalowanej.
- **Koszt operacyjny elektrowni jądrowej:** 0,1 mln EUR rocznie za 1 MW mocy zainstalowanej.
- **Redukcja emisji CO₂:** 60% w porównaniu z poziomem z 2020 roku.
- **Polityczne wsparcie (P):** $\mu=0,6$, $\sigma=0,05$. Rząd planuje rozwój energetyki jądrowej, ale istnieją pewne opory społeczne i regulacyjne.
- **Ekonomiczne uwarunkowania (E):** $\mu=0,5$, $\sigma=0,05$. Wysokie koszty budowy i długoterminowe zobowiązania finansowe są znaczącymi wyzwaniami, ale również stabilność kosztów operacyjnych może być korzystna.
- **Technologiczne możliwości (T):** $\mu=0,7$, $\sigma=0,05$. Technologie jądrowe są rozwinięte, ale wymagają długiego czasu budowy i odpowiednich regulacji bezpieczeństwa.
- **Spoleczne poparcie (S):** $\mu=0,4$, $\sigma=0,05$. Występują mieszane reakcje społeczne oraz obawy związane z bezpieczeństwem i odpadami radioaktywnymi.
- **Ryzyko geopolityczne (G):** $\mu=0,8$, $\sigma=0,05$. Energetyka jądrowa zmniejsza zależność od importu paliw kopalnych, ale w przypadku Polski wymaga importu paliwa jądrowego.

Do wyznaczenia prawdopodobieństwa scenariusza zastosowano analizę wielokryterialną z uwzględnieniem interakcji między kryteriami.

Oceny i wagi:

- Polityczne wsparcie (P): $C_1=0,60$, $W_1=0,30$.
- Ekonomiczne uwarunkowania (E): $C_2=0,50$, $W_2=0,25$.
- Technologiczne możliwości (T): $C_3=0,70$, $W_3=0,20$
- Społeczne poparcie (S): $C_4=0,40$, $W_4=0,15$.
- Ryzyko geopolityczne (G): $C_5=0,80$, $W_5=0,10$.

Współczynniki interakcji:

- $I_{12}=0,05$, $I_{13}=0,04$, $I_{14}=0,03$, $I_{15}=0,02$,
- $I_{23}=0,05$, $I_{24}=0,04$, $I_{25}=0,03$,
- $I_{34}=0,04$, $I_{35}=0,03$,
- $I_{45}=0,02$.

Obliczenie prawdopodobieństwa dla scenariusza 2:

$$P_2 = \sum_{i=1}^n C_i W_i + \sum_{i=1}^n \sum_{j=i+1}^n I_{ij} C_i C_j = 0,70 \quad (34.4)$$

Scenariusz 2: Wzrost roli energetyki jądrowej do 2024 roku ma umiarkowane prawdopodobieństwo realizacji, wynoszące około 0,70. Wynika to z wyzwań związanych z wysokimi kosztami inwestycji, długoterminowymi zobowiązaniami finansowymi oraz mieszanymi reakcjami społecznymi. Mimo to silne wsparcie polityczne, stabilność kosztów operacyjnych oraz zmniejszenie zależności od importu paliw kopalnych mogą sprzyjać realizacji tego scenariusza.

Scenariusz *Zwiększenie efektywności energetycznej* zakłada wzmożone działania na rzecz zwiększenia efektywności energetycznej w Polsce do 2024 roku, które obejmują:

- modernizację infrastruktury energetycznej,
- wdrażanie nowoczesnych technologii efektywności energetycznej.

Kluczowe założenia dotyczą:

- **Redukcja zużycia energii:** 20% do 2040 roku.
- **Koszt modernizacji infrastruktury:** 0,2 mln EUR za 1 MW oszczędności energii.
- **Redukcja emisji CO₂:** 15% w porównaniu z poziomem z 2020 roku.
- **Polityczne wsparcie (P):** $\mu=0,9$, $\sigma=0,05$. Zwiększenie efektywności energetycznej ma wysokie poparcie polityczne na szczeblu krajowym i unijnym.
- **Ekonomiczne uwarunkowania (E):** $\mu=0,8$, $\sigma=0,05$. Koszty modernizacji są niższe w porównaniu z budową nowych źródeł energii. Są również dostępne fundusze unijne.

- **Technologiczne możliwości (T):** $\mu=0,7$, $\sigma=0,05$, Istniejące technologie są wystarczające, ale wymagają szerokiego wdrożenia i modernizacji infrastruktury.
- **Spoleczne poparcie (S):** $\mu=0,8$, $\sigma=0,05$. Występuje wysokie poparcie społeczne dla działań poprawiających efektywność energetyczną i zmniejszających koszty energii.
- **Ryzyko geopolityczne (G):** $\mu=0,9$, $\sigma=0,05$. Zmniejszenie zużycia energii redukuje zależność od importu paliw kopalnych, co jest korzystne z punktu widzenia bezpieczeństwa energetycznego.

Do wyznaczenia prawdopodobieństwa scenariusza zastosowano analizę wielokryterialną z uwzględnieniem interakcji między kryteriami.

Oceny i wagi:

- Polityczne wsparcie (P): $C_1=0,90$, $W_1=0,30$.
- Ekonomiczne uwarunkowania (E): $C_2=0,80$, $W_2=0,25$.
- Technologiczne możliwości (T): $C_3=0,70$, $W_3=0,20$.
- Społeczne poparcie (S): $C_4=0,80$, $W_4=0,15$.
- Ryzyko geopolityczne (G): $C_5=0,90$, $W_5=0,10$.

Współczynniki interakcji:

- $I_{12}=0,05$, $I_{13}=0,04$, $I_{14}=0,03$, $I_{15}=0,02$,
- $I_{23}=0,05$, $I_{24}=0,04$, $I_{25}=0,03$,
- $I_{34}=0,04$, $I_{35}=0,03$,
- $I_{45}=0,02$.

Obliczenie prawdopodobieństwa dla scenariusza 3:

$$P_3 = \sum_{i=1}^n C_i W_i + \sum_{i=1}^n \sum_{j=i+1}^n I_{ij} C_i C_j = 0,96 \quad (34.5)$$

Scenariusz 3: Zwiększenie efektywności energetycznej do 2040 roku ma bardzo wysokie prawdopodobieństwo realizacji, wynoszące 0,96. Wynika to z silnego wsparcia politycznego, dostępności technologii oraz wysokiego poparcia społecznego dla działań poprawiających efektywność energetyczną. Zmniejszenie zużycia energii redukuje zależność od importu paliw kopalnych, co jest korzystne z punktu widzenia bezpieczeństwa energetycznego.

34.7. Podsumowanie i wnioski

Transformacja systemu energetycznego w Polsce jest kluczowym elementem strategii zrównoważonego rozwoju i walki ze zmianami klimatycznymi. Proces ten wymaga zintegrowanego podejścia uwzględniającego zarówno aspekty techniczne, ekonomiczne, jak i społeczne. Polska, będąc jednym z krajów członkowskich Unii Europejskiej, zobowiązała się do realizacji ambitnych celów klimatycznych i energetycznych, które mają na względzie redukcję emisji gazów cieplarnianych, zwiększenie efektywności energetycznej oraz rozwój odnawialnych źródeł energii (OZE).

Polski system energetyczny jest jednym z największych w ramach Unii Europejskiej. Plasuje się on w pierwszej dziesiątce pod względem głównych wskaźników makroenergetycznych. Odpowiada to potencjałowi polskiej gospodarki, która zajmuje siódme miejsce w Unii Europejskiej pod względem wielkości PKB (w 2018 roku – 496,4 mld EUR w cenach bieżących), szóste miejsce pod względem liczby ludności (37,9 mln). W kategorii wielkości zużycia energii pierwotnej i finalnej brutto w 2018 roku Polska zajmuje szóste miejsce w UE. Zużycie globalne energii ogółem wyniosło w 2018 roku 4490,7 PJ. Krajowe zużycie energii brutto na mieszkańca wyniosło ok. 116 GJ, nieznacznie odbiegając od średniej europejskiej wynoszącej 137,1 GJ. Zużycie bezpośrednie energii wyniosło w 2018 roku 3551,8 PJ. Sektorem gospodarki, który miał największy udział w zużyciu bezpośrednim energii, był przemysł (34,5%). Drugim sektorem pod względem wielkości zużycia był sektor transportu, którego udział systematycznie wzrastał w ostatnich latach i w 2018 roku wyniósł 27%. Gospodarstwa domowe w 2018 roku zużyły 23% energii, rolnictwo 4,6%, a pozostali odbiorcy 9% [6]. Na podstawie przeprowadzonych analiz wykazano, że sektor górnictwa węgla kamiennego i brunatnego odgrywa nadal znaczącą rolę w gospodarce Polski. Energetyka krajowa w największym stopniu nadal oparta jest na węglu kamiennym (46%) oraz brunatnym (31%), co łącznie daje udział 77% w całym bilansie energetycznym. Ponieważ Polska ma bogate złoża węgla kamiennego i brunatnego, jest w największym stopniu samowystarczalna energetycznie na tle pozostałych państw Unii Europejskiej. W dobie wysokiego ryzyka dostaw surowców energetycznych stanowi to bardzo ważny aspekt bezpieczeństwa energetycznego kraju. Wyzwania dla sektora stanowią zmiany strukturalne na rynku energii oraz przejście z gospodarki tradycyjnej na niskoemisyjną, a tym samym działania mające na celu zmniejszenie energochłonności gospodarki. Aby sektor nadal stanowił wartość dodaną dla gospodarki

narodowej, musi odbudować swoją strukturę ekonomiczno-finansową, a następnie wykorzystać szanse, jakie pojawiają się w rozwijającej się polskiej gospodarce. Istotą realizowanego programu dla górnictwa do 2030 roku jest budowanie efektywnego nowoczesnego sektora górnictwa węgla kamiennego, opartego na współpracy, wiedzy i innowacjach, który działając w przyjaznym i przewidywalnym otoczeniu programowo-prawnym, pozwala na efektywne wykorzystanie kapitału zasobowego, społecznego i ekonomicznego dla zapewnienia wysokiej niezależności energetycznej Polski oraz wspierania konkurencyjności gospodarki narodowej.

Podsumowując, należy zauważyć, że polski system energetyczny stoi przed znaczącymi wyzwaniami związanymi z transformacją w kierunku zrównoważonego rozwoju oraz bezpieczeństwa energetycznego. Główne cele i polityki koncentrują się na zwiększeniu udziału odnawialnych źródeł energii (OZE), poprawie efektywności energetycznej oraz potencjalnym rozwoju energetyki jądrowej. Analiza różnych scenariuszy rozwoju wykazała, że:

1. Wysoki udział odnawialnych źródeł energii ma bardzo duże prawdopodobieństwo realizacji dzięki silnemu wsparciu politycznemu, postępom technologicznym oraz dostępności funduszy unijnych. Inwestycje w infrastrukturę i technologie magazynowania energii są kluczowe dla osiągnięcia tego celu.
2. Rozwój energetyki jądrowej wykazuje umiarkowane prawdopodobieństwo realizacji ze względu na wysokie koszty inwestycji oraz długoterminowe zobowiązania finansowe. Pomimo tego stabilność kosztów operacyjnych i zmniejszenie zależności od importu paliw kopalnych są znaczącymi korzyściami.
3. Zwiększenie efektywności energetycznej ma wysokie prawdopodobieństwo realizacji dzięki silnemu wsparciu politycznemu i społecznemu oraz niższym kosztom modernizacji w porównaniu z budową nowych źródeł energii. Modernizacja infrastruktury i edukacja społeczna są kluczowymi elementami tego scenariusza.

Bibliografia

1. Mor S., Aneja R., Madan S., Ghimire M.: Kyoto Protocol and Paris Agreement: Transition from Bindings to Pledges – A Review Millennial Asia, 2023, DOI: 10.1177/09763996221141546.
2. Eichner T., Schopf M.: Pledge and Review Bargaining in Environmental Agreements: Kyoto vs. Paris. Journal of Environmental Economics and Management 2020, DOI: 10.18445/20200623-145652-0.

3. Dagnet Y., Simeonova K., Cogswell N., Holt M., La Viña T., Warszawski N.: Toward More Effective Implementation of the Paris Agreement: Learning from 30 years of experience. World Resources Institute 2021, DOI: 10.46830/wriwp.20.00069.
4. Polityka energetyczna Polski do 2040 roku (PEP2040).
5. Bluszcz A., Manowska A.: Dynamics assessment of the transformation process in mining regions. In: 21st International Multidisciplinary Scientific GeoConference SGEM 2021, 7–10 December, 2021 / Trofymchuk Oleksandr, Baiba Rivza (red.), SGEM International Multidisciplinary Scientific GeoConference, vol. 21, no. 4.2, 2021, STEF92 Technology, ISBN 978-619-7603-34-7, 139–148, DOI:10.5593/sgem2021V/4.2/s19.19.
6. Bluszcz A., Manowska A., Mansor N.S.: Assessment of the potential of European Union member states to achieve climate neutrality. Sustainability, MDPI, vol. 16, no. 3, 2024, 1311, p. 1–18, DOI: 10.3390/su16031311.
7. Manowska A., Bluszcz A.: Primary and final energy mix and energy efficiency. In: 21st International Multidisciplinary Scientific GeoConference SGEM 2021, 7–10 December, 2021 / Trofymchuk Oleksandr, Baiba Rivza (red.), SGEM International Multidisciplinary Scientific GeoConference, vol. 21, no. 6.2, 2021, STEF92 Technology, ISBN 978-619-7603-36-1, 197-204, DOI: 10.5593/sgem2021V/6.2/s27.29.
8. Bluszcz A., Manowska A.: Differentiation of the level of sustainable development of energy markets in the European Union countries. Energies, vol. 13, no. 18, 2020, 1–20, DOI: 10.3390/en13184882.
9. Böhringer C., Bortolamedi M.: Sense and no(n)sense of energy security indicators. Oldenburg Discussion Papers in Economics 2015, 381(15).
10. Gospodarka paliwowo-energetyczna w latach 2017 i 2018, GUS, 2019, Krajowy plan na rzecz rozwoju energii i klimatu na lata 2021–2030, 6.
11. Ministerstwo Klimatu i Środowiska.: Krajowy plan na rzecz energii i klimatu na lata 2021–2030. 2019.
12. European Commission.: The European Green Deal. 2019. Available at: European Green Deal.
13. European Commission.: Fit for 55 Package. 2021. Available at: Fit for 55.

35. WYBRANE ASPEKTY KOSZTÓW NIEZBILANSOWANIA ZAPOTRZEBOWANIA NA ENERGIĘ ELEKTRYCZNĄ, DETERMINOWANYCH JAKOŚCIĄ PROGNOZ

35.1. Wprowadzenie

Dokładne prognozowanie zapotrzebowania na energię elektryczną jest kluczowe dla efektywnego funkcjonowania rynku dnia następnego (RDN). Niedokładności prognoz mogą prowadzić do wielu negatywnych konsekwencji zarówno dla sprzedających, jak i kupujących energię elektryczną na Towarowej Giełdzie Energii (TGE).

Współczesny krajowy system energetyczny (KSE) jest coraz mocniej kształtowany przez dekarbonizację, cyfryzację i decentralizację. Dekarbonizacja wiąże się z odchodzeniem od paliw kopalnych na rzecz niskoemisyjnych źródeł energii, co prowadzi do wzrostu znaczenia rozproszonych źródeł energii. Cyfryzacja obejmuje wdrażanie zaawansowanych technologii informatycznych i komunikacyjnych w celu optymalizacji procesów dystrybucji i zużycia energii. Decentralizacja oznacza rozproszenie generacji i konsumpcji energii, co wpływa na strukturę i funkcjonowanie systemów elektroenergetycznych.

Wzrost udziału rozproszonych źródeł energii w KSE stwarza zarówno wyzwania, jak i możliwości. Z jednej strony, rozproszona generacja może prowadzić do niestabilności sieci energetycznej i utrudniać zarządzanie systemem elektroenergetycznym. Z drugiej strony, stwarza ona szanse na zwiększenie efektywności energetycznej, dywersyfikację źródeł energii i wzrost udziału odnawialnych źródeł energii w miksie energetycznym.

Inteligentne sieci energetyczne stanowią kluczowy element transformacji energetycznej w kierunku zrównoważonego i niskoemisyjnego systemu energetycznego. Inteligentne sieci integrują rozproszone źródła energii, umożliwiają aktywny udział konsumentów w rynku energii i optymalizują przepływ energii w sieci. Ceny rozliczeniowe rynku bilansującego (RB) mogą się wahać od -50 tys. zł/MWh do 50 tys. zł/MWh, co oznacza, że koszt bilansowania uczestnika rynku bilansującego może być bardzo wysoki. Istnieją jednak sposoby na ograniczenie kosztów

niedokładności prognoz. Podstawowe z nich to udoskonalenie istniejących technik i modeli prognozowania, inwestowanie w lepsze modele prognozowania oraz stosowanie zaawansowanych technik analitycznych.

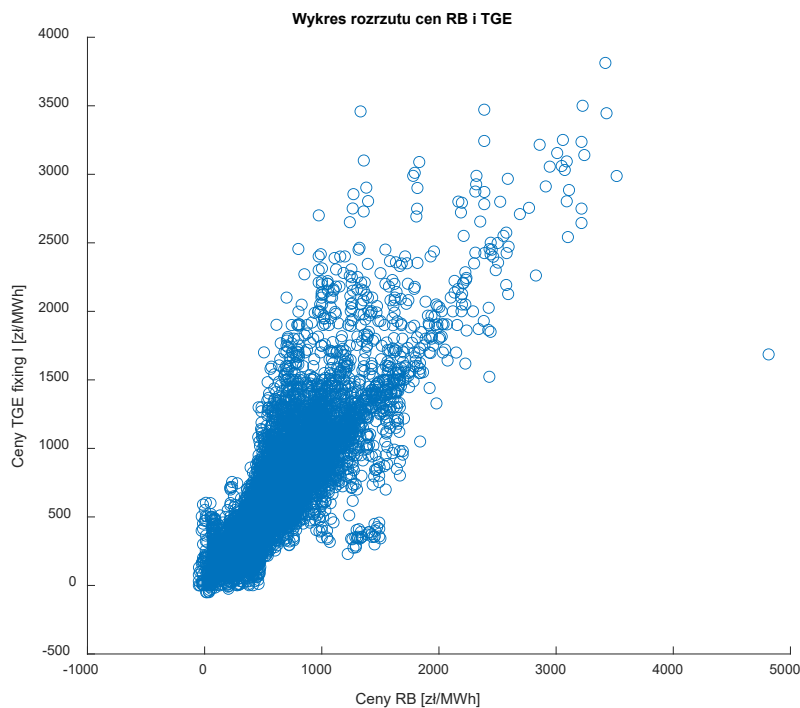
35.2. Ceny energii elektrycznej

Na kształtowanie się cen rynkowych ma wpływ wiele czynników. Kluczowym aspektem przewidywania cen energii elektrycznej jest wybór zmiennych zależnych, czyli predyktorów. Oprócz atrybutów sezonowych, które można łatwo wyprowadzić, istnieją mocne dowody na istnienie innych silnych czynników kształtujących cenę energii elektrycznej. Należą do nich obciążenia systemu (zużycie i wytwarzanie), zmienne klimatyczne i pogodowe, koszty paliwa, zmienne marży rezerw, takie jak nadwyżka lub deficyt wytwarzania, a ostatnio dane dotyczące planowanych konserwacji lub przymusowych przestoju w działaniu elektrowni [1–4].

W ustawie Prawo energetyczne zdefiniowane zostały obowiązki OSP. Jednym z nich jest prowadzenie centralnego mechanizmu bilansowania handlowego krajowego systemu elektroenergetycznego. Zgodnie z definicją w ramach bilansowania systemu Polskie Sieci Elektroenergetyczne – PSE – prowadzą mechanizm rozliczeń podmiotów odpowiedzialnych za bilansowanie handlowe (POB) z tytułu niezbilansowania energii elektrycznej dostarczonej oraz pobranej przez użytkowników systemu, dla których te podmioty prowadzą bilansowanie handlowe [5]. Bilansowanie handlowe polega, zgodnie z prawem, na zgłaszaniu do operatora systemu przesyłowego umów sprzedaży energii elektrycznej zawartych przez użytkowników systemu i na prowadzeniu z nimi rozliczeń pobranej energii elektrycznej i wielkości określonych w tych umowach dla każdego okresu rozliczeniowego [6]. Ceny energii elektrycznej mogą być ustalane w systemie *ex post* lub *ex ante*. W przypadku *ex post* ceny są określane po dostawie energii elektrycznej na podstawie rzeczywistych kosztów – obecnie stosowany jest mechanizm cen RB. Jego zaletą jest większa dokładność, natomiast wadą jest brak odpowiednich sygnałów rynkowych oraz to, że uczestnicy nie znają ceny przed dostawą. W przypadku systemu *ex ante* ceny są ustalane przed dostawą energii. System jest stosowany m.in. przez giełdy energii (np. cena Fixing I TGE jest znana około godziny 15 przed dobą dostawy). Jego zaletą jest generowanie lepszych sygnałów rynkowych oraz to, że uczestnicy rynku znają cenę przed dostawą, natomiast wadą jest to, że ceny mogą różnić się od rzeczywistych cen, po których zostanie rozliczone niezbilansowanie [7].

Każdy uczestnik Rynku Bilansującego, niezależnie od rodzaju działalności, podlega rozliczeniom za energię bilansującą. Jest to różnica pomiędzy zadeklarowaną a rzeczywistą ilością dostarczonej energii [6]. Wyróżniamy dwa rodzaje energii bilansującej: planowaną i nieplanowaną. Energia bilansująca planowana jest ustalana przez PSE na podstawie ofert bilansujących jednostek grafikowych. Z kolei energia bilansująca nieplanowana wynika z różnic pomiędzy zgłoszeniami (Umowy Sprzedaży Energii i Oferty Bilansujące) a rzeczywistą realizacją dostaw energii. Ceny rozliczeniowe odchylenia służą do rozliczania zarówno planowanej, jak i nieplanowanej energii bilansującej. Cena CRO_h (odchylenia w godzinie h) jest równa najwyższej cenie za wytwarzanie lub redukcję energii w planie BPKD swobodnie zbilansowanym (bez uwzględniania ograniczeń systemowych). Mechanizm cenowy w postaci ceny krańcowej jest korzystny dla uczestników rynku energii, ponieważ zmniejsza koszty przez nich ponoszone w przypadku błędów w prognozach popytu [9].

W niniejszym opracowaniu dla uproszczenia wyliczeń przyjęto, że cały prognozowany wolumen zapotrzebowania kupowany jest po cenach TGE Fixing I. Ceny RB zostały pobrane ze strony PSE.pl [10], a ceny TGE Fixing I ze strony internetowej TGE.pl [11]. Na rys. 35.1 przedstawiony został wykres rozrzutu pomiędzy cenami RB i TGE Fixing I.

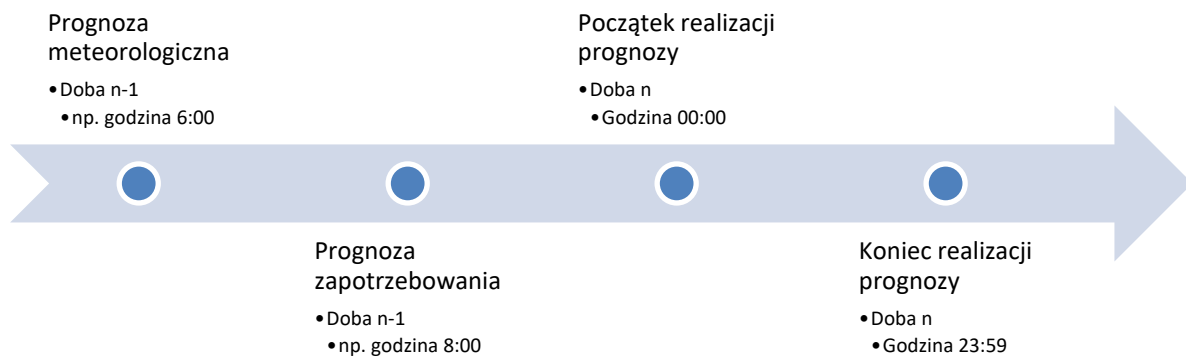


Rys. 35.1. Zależność ceny RB i RDN
Fig. 35.1. Dependence of RB and DAM prices

Korelacja pomiędzy tymi wielkościami jest dodatnia i wynosi 0,9. Cenę TGE Fixing I dla każdej godziny doby możemy traktować jako cenę prognozowaną, a cenę RB jako dane rzeczywiste odzwierciedlające zapotrzebowania i dostępną moc w systemie elektroenergetycznym.

35.3. Prognozy zapotrzebowania na energię elektryczną

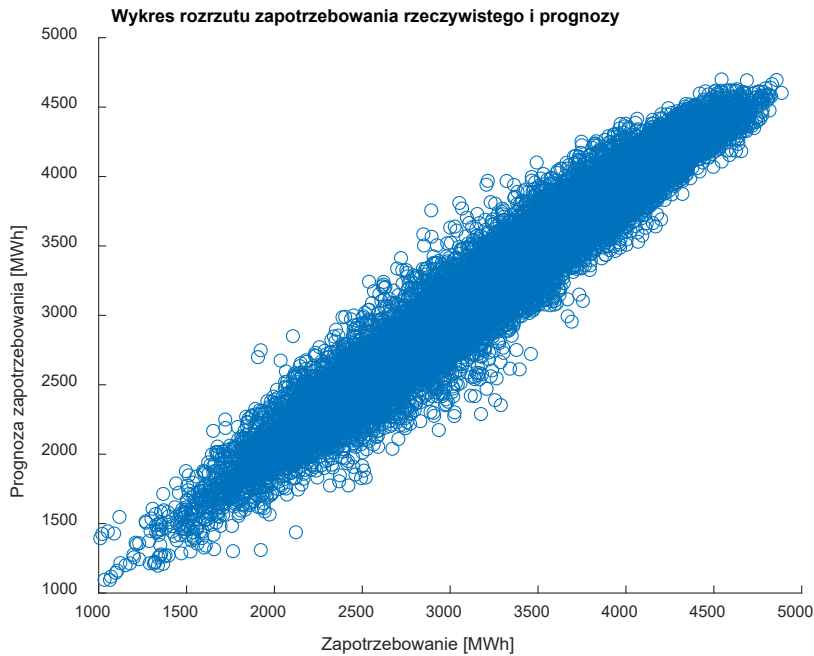
Prognozy zapotrzebowania i generacji energii elektrycznej dla odbiorców, wytwórców oraz prosumentów wykonywane są każdego dnia roku. Prognozy są podstawą do zakupu lub sprzedaży energii elektrycznej na potrzeby kontrahentów mających zawarte umowy ze spółką sprzedażową. Na rys. 35.2 przedstawiony został przykładowy harmonogram generowania prognoz.



Rys. 35.2. Harmonogram tworzenia prognoz zapotrzebowania na energię elektryczną [12]
Fig. 35.2. Schedule for creating electricity demand forecasts [12]

Z przedstawionego harmonogramu wynika, że pomiędzy godziną wygenerowania prognozy a realizacją pierwszej godziny upływa 16 godzin. Realizacja ostatniej następuje po upływie 40 godzin od wygenerowania prognozy. Prognozy są generowane jeden raz i nie są już później aktualizowane. Terminy wykonywania prognozy zapotrzebowania są powiązane z terminem realizacji handlu na TGE. Od godziny 8:00 w dobie n-1 przed dobą dostawy możliwe jest składanie zleceń zakupu bądź sprzedaży energii elektrycznej na 24 godziny doby n [12]. Na rys. 35.3 przedstawiony został wykres rozrzutu pomiędzy zapotrzebowaniem wykonanym a prognozowanym. Korelacja między tymi dwiema wartościami jest bardzo wysoka i wynosi 0,98. Oznacza to, że prognoza jest dobrze przygotowana. Inny parametr, który może opisywać dokładność prognoz, to średnie bezwzględne procentowe odchylenie prognozy (mean

absolute percentage error – MAPE). Prognoza w rozdzielczości godzinowej oraz w horyzoncie od 16 do 40 godzin powinna charakteryzować się MAPE poniżej 5%. Analizowana prognoza spełnia ten warunek, gdyż średnie MAPE w analizowanym okresie wynosi 3,33%.



Rys. 35.3. Zależność pomiędzy zapotrzebowaniem rzeczywistym i prognozą
Fig. 35.3. The relationship between actual demand and forecast

Do prognozowania zapotrzebowania na energię elektryczną stosuje się różne metody, które prezentują różne poziomy efektywności. Tradycyjne techniki, takie jak modele regresji i sieci neuronowe, są również stosowane w spółkach sprzedażowych. Z drugiej strony techniki głębokiego uczenia się, takie jak sieci neuronowe Long Short Memory (LSTM), wykazały znaczący potencjał w zwiększaniu dokładności i wydajności zadań prognozowania szeregów czasowych, w tym prognozowania zapotrzebowania na energię elektryczną [13]. Te różnorodne metody oraz nadzór eksperta mogącego skorygować prognozy wykonane przez modele przyczyniają się do dokładniejszego i wydajniejszego prognozowania zapotrzebowania na energię elektryczną, wspomagając planowanie systemu energetycznego i podejmowanie decyzji [14–16].

35.4. Koszt bilansowania

Istnieją dwa rodzaje niedokładności prognoz – niedoszacowanie oraz przeszacowanie prognozy. O niedoszacowaniu mówimy wówczas, kiedy prognozowane zapotrzebowanie jest niższe od rzeczywistego, co można zapisać w postaci wzoru:

$$E_R - E_D > 0, \quad (35.1)$$

gdzie E_R to energia rzeczywista (wykonane zapotrzebowanie), a E_D – energia deklarowana (prognoza zapotrzebowania).

Przypadek przeszacowania mamy, gdy prognozowane zapotrzebowanie jest wyższe od rzeczywistego, co można zapisać wzorem:

$$E_R - E_D < 0 \quad (35.2)$$

Niedokładności prognoz mogą prowadzić do zwiększenia kosztów działalności uczestnika rynku przez zwiększenie kosztów bilansowania. Właściwie wdrożony system zarządzania ryzykiem handlowym wymaga, aby sprzedawcy energii elektrycznej bilansowali swój portfel na RDN. Wszystkie odchylenia prognoz prowadzą do konieczności zakupu lub sprzedaży energii po cenach RB, które mogą być znacznie wyższe lub niższe od cen RDN.

Koszt niedokładności prognoz można obliczyć na kilka sposobów. Jedną z popularniejszych metod jest metoda kosztów bilansowania, która polega na obliczeniu różnicy między cenami RDN a cenami rynku bilansującego. Metoda kosztów bilansowania jest prostym i efektywnym sposobem obliczania kosztów niedokładności prognoz zapotrzebowania na energię elektryczną. Jest ona łatwa do zrozumienia i wdrożenia, a także zapewnia dokładny pomiar kosztów.

$$K_B = (P_{RB} - P_{RDN}) * (E_R - E_D), \quad (35.3)$$

gdzie:

K_B – koszt bilansowania,

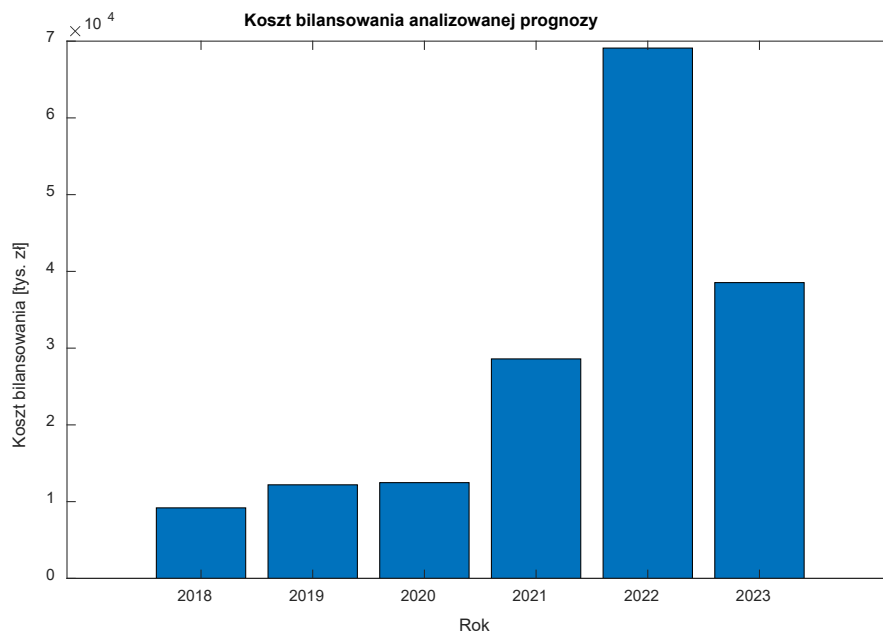
P_{RB} – cena RB,

P_{RDN} – cena RDN.

35.5. Wyniki i podsumowanie

Na koszty bilansowania wpływ mają różnica cen RB i RDN, a także różnica pomiędzy energią rzeczywistą (zapotrzebowanie rzeczywiste klientów) oraz energią deklarowaną (zapotrzebowanie prognozowane). W związku z przyrostem mocy zainstalowanej niestabilnych źródeł wytwórczych, zależnych od dynamicznie zmieniających się warunków pogodowych, dokładność prognoz zapotrzebowania w horyzoncie n-1 jest coraz mniejsza.

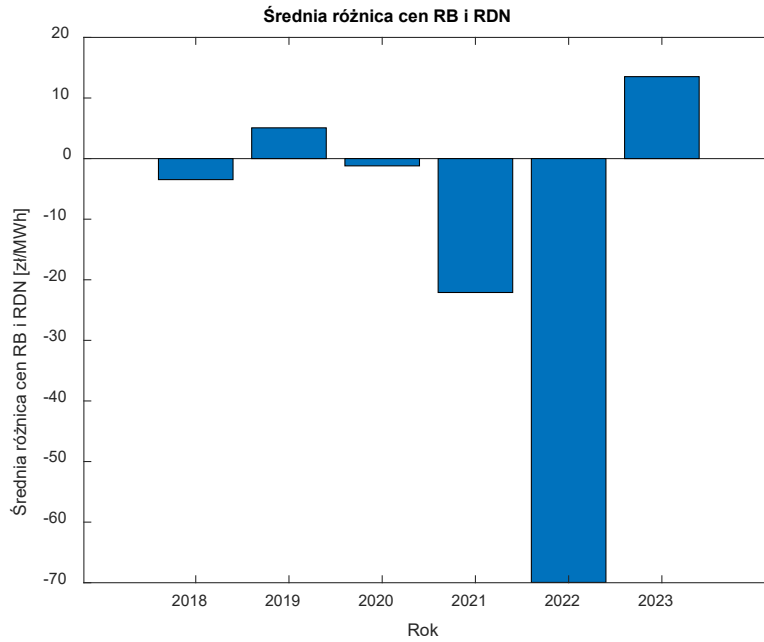
Na rys. 35.4 przedstawiony został koszt bilansowania analizowanej prognozy.



Rys. 35.4. Koszt bilansowania analizowanej prognozy

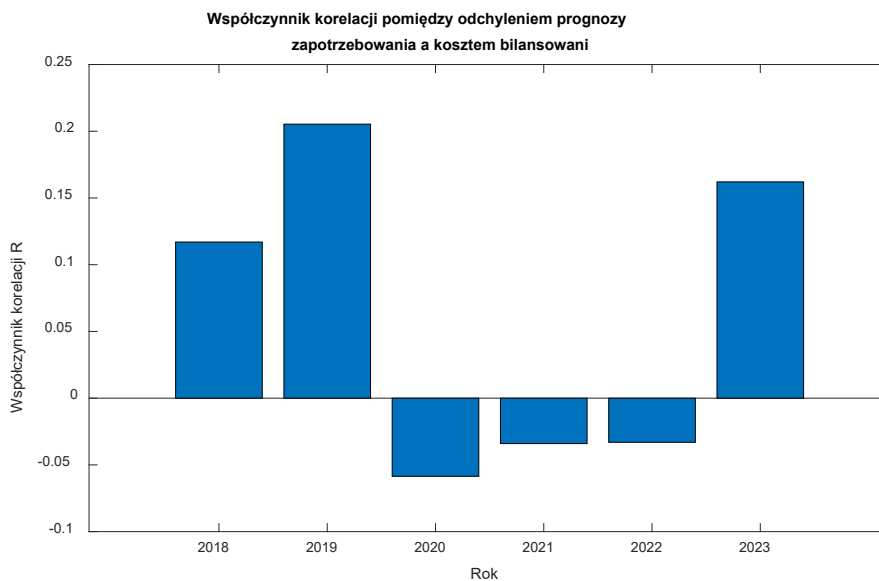
Fig. 35.4. The balancing cost of analyzed forecast

Na uwagę zasługuje dynamiczny wzrost kosztów bilansowania względem 2018 roku, który został przyjęty za okres odniesienia. W 2022 roku koszt bilansowania wzrósł ponad siedmiokrotnie względem 2018 roku. Wpływ na to miała średnia różnica cena RB i RDN, która wzrosła dwudziestokrotnie z 3,5 zł/MWh w 2018 roku do prawie 70 zł/MWh w 2022 roku, co przedstawiono na rys. 35.5.



Rys. 35.5. Średnia różnica cen RB i RDN
 Fig. 35.5. Average difference in RB and DAM prices

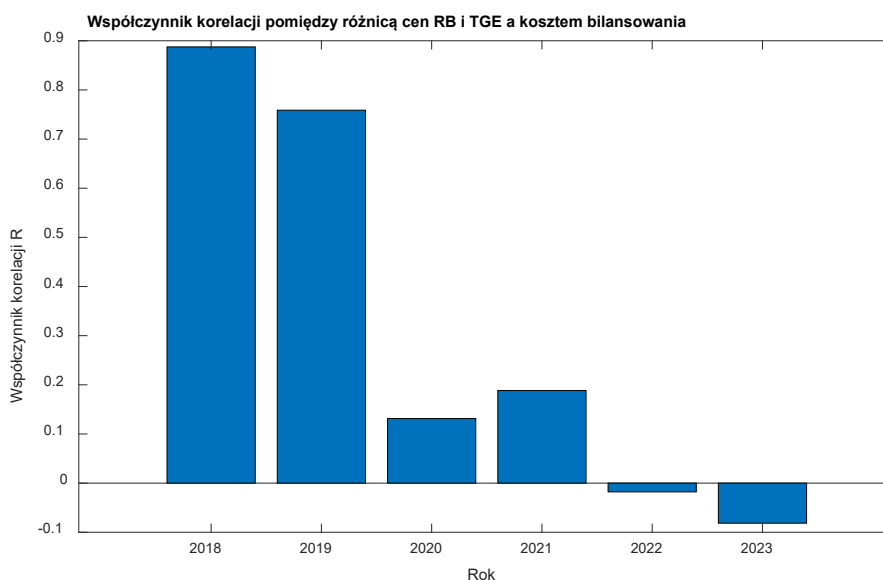
Korelacja pomiędzy kosztem bilansowania a odchyleniem prognoz zapotrzebowania w badanym okresie wyniosła 0,01. Oznacza to, że nie istnieje żadna zależność pomiędzy tymi dwiema wartościami. Odchylenia dla analizowanej prognozy zapotrzebowania były losowe i w badanym okresie nie zaobserwowano istotnego wpływu tych odchyleń na koszty bilansowania. Współczynniki korelacji dla poszczególnych lat z badanego okresu przedstawiono na rys. 35.6.



Rys. 35.6. Współczynniki korelacji pomiędzy odchyleniem prognozy zapotrzebowania a kosztem bilansowania
 Fig. 35.6. Correlation coefficients between demand forecast deviation and balancing cost

Korelacja pomiędzy kosztem bilansowania a różnicą cen RB i RDN w latach 2018–2023 wyniosła 0,09. To oznacza, że istnieje niewielka dodatnia zależność pomiędzy tymi dwiema wartościami. Dla badanej prognozy zapotrzebowania w latach 2018 i 2019 koszt bilansowania wzrastał wraz ze wzrostem różnicy cen RB i RDN. Od 2020 roku do 2023 roku ta zależność już nie występowała, co przedstawiono na rys. 35.7.

Odchylenie prognozy zapotrzebowania na energię elektryczną może mieć istotny wpływ na koszt bilansowania. Wpływ odchylenia prognozy na koszt bilansowania może się różnić w zależności od wielu czynników, takich jak struktura portfela, strategia zarządzania ryzykiem i warunki rynkowe.



Rys. 35.7. Współczynniki korelacji pomiędzy różnicą cen RB i TGE a kosztem bilansowania
Fig. 35.7. Correlation coefficients between the price difference of RB and TGE and the balancing cost

W przedstawionym opracowaniu rozpatrzono wpływ odchylenia analizowanej prognozy zapotrzebowania na energię elektryczną na koszt bilansowania w latach 2018–2023. Na koszt bilansowania wpływa różnica pomiędzy cenami RB i RDN oraz rozbieżność pomiędzy rzeczywistą energią (rzeczywiste zapotrzebowanie klienta) a energią deklarowaną (prognozowane zapotrzebowanie). Trafność prognoz popytu w horyzoncie n-1 maleje ze względu na rozwój niestabilnych źródeł wydobycia zależnych od zmieniających się warunków atmosferycznych. Wyniki badania wskazują jednak, że w badanym okresie nie zaobserwowano istotnego wpływu odchylenia prognoz zapotrzebowania na koszt bilansowania. Autorzy tłumaczą to tym, że odchylenia

prognoz zapotrzebowania były losowe i nie miały znaczącego wpływu na ceny RB i RDN. Należy jednak zaznaczyć, że wyniki tego badania mogą nie być reprezentatywne dla innych prognoz lub innych okresów. Potrzebne są dalsze badania, aby lepiej zrozumieć wpływ odchylenia prognozy zapotrzebowania na energię elektryczną na koszt bilansowania w różnych kontekstach i z uwzględnieniem wpływu różnych czynników.

Bibliografia

1. Weron R.: Electricity price forecasting: A review of the state-of-the-art with a look into the future. *International Journal of Forecasting* 2014, 30, 1030–1081.
2. Karakatsani N.V., Bunn D.W.: Forecasting electricity prices: The impact of fundamentals and time-varying coefficients. *International Journal of Forecasting* 2008, 24, 764–785.
3. Brijs T., de Vos K., de Jonghe C., Belmans R.: Statistical analysis of negative prices in European balancing markets. *Renewable Energy* 2015, 80, 53–60.
4. Ziel F., Steinert R., Husmann S.: Efficient modeling and forecasting of electricity spot prices. *Energy Economics* 2015, 47, 98–111.
5. Ustawa z dnia 10 kwietnia 1997 r. Prawo energetyczne (t.j. Dz.U. z 2012, poz. 1059, ze zm.).
6. Ciesielka E.: Bilansowanie – obowiązek czy potrzeba? *Energetyka Rozproszona* 2020, 2, 45–50.
7. Mielczarski W.: Rynki energii elektrycznej: wybrane aspekty techniczne i ekonomiczne. Agencja Rynku Energii, 2000.
8. Zimmer J.: Bilansowanie odnawialnych źródeł energii przez sprzedawcę zobowiązanego w ustawie o odnawialnych źródłach energii. Dostęp online: https://cire.pl/pliki/2/arttykul_bilansowanieodnawialnychzrodelenargiiprzezsprzedawcezbobowiazanegowustawieoodnawialnychzrodlachenergii.pdf.
9. Mordasiewicz Ł.: Price forecasting in the balancing mechanism. *Rynek Energii* 2011, 3, 153–160.
10. PSE Operator SA, Archiwum <http://www.pse.pl> [stan z dnia: 26.03.2024].
11. Towarowa Giełda Energii, Archiwum <https://wyniki.tge.pl/wyniki/archiwum> [stan z dnia: 26.03.2024].
12. Machał P., Remiorz L., Bukowiec D.: Analiza wstępna wybranych aspektów krótkoterminowych prognoz zapotrzebowania na energię elektryczną w kontekście dynamicznego rozwoju źródeł odnawialnych. *Rynek Energii* 2022, 5.
13. Abumohsen M., Owda AY., Owda M.: Electrical Load Forecasting Using LSTM, GRU, and RNN Algorithms. *Energies* 2023, 16(5):2283. <https://doi.org/10.3390/en16052283>.
14. Yang C., Zhenzhen D., Feng W., Xovee X., Fan Z.: Probabilistic Electricity Demand Forecasting with Transformer-Guided State Space Model. *IEEE 5th International Conference on Automation, Electronics and Electrical Engineering (AUTEEE) 2022*, 964–969, DOI: 10.1109/AUTEEE56487.2022.9994294.

15. Deina C., Lucas J., Santos F., Biuk L., Lizot M., Converti A., Valadares H., Trojan F.: Forecasting Electricity Demand by Neural Networks and Definition of Inputs by Multi-Criteria Analysis. *Energies* 2023, 16, 1712, DOI: 10.3390/en16041712.
16. Mauro L., Campos L.: Time Series Forecast Applied to Electricity Consumption. *International Conference on Intelligent Systems Design and Applications 2023*, DOI: 10.1007/978-3-031-27440-4_18.

36. ROZWIĄZANIA ZIELONYCH DACHÓW W ZRÓWNOWAŻONYCH PRZESTRZENIACH MIEJSKICH

36.1. Wprowadzenie

W miarę coraz szybszego procesu urbanizacji siedlisk ludzkich duże aglomeracje miejskie stają przed coraz większymi wyzwaniami środowiskowymi, takimi jak zanieczyszczenie powietrza [1], problemy z gospodarką wodami z opadów atmosferycznych [2] czy efekt miejskiej wyspy ciepła [3]. Wydaje się, że skuteczną odpowiedzią na te wszystkie wyzwania mogą być zielone dachy na budynkach zarówno mieszkalnych, jak i użyteczności publicznej. W ostatnich latach stały się one popularnym rozwiązaniem, integrującym naturę z krajobrazem miejskim i oferującym niezliczone korzyści środowiskowe, ekonomiczne i społeczne [4]. Te żywe dachy, pokryte roślinnością, przekształcają niewykorzystane przestrzenie w tętniące życiem, funkcjonalne ekosystemy. Coraz częściej zielone dachy to także konieczność wymagana przez europejskie uwarunkowania prawne lub zapisy miejscowych planów zagospodarowania przestrzennego. Te systemy roślinne nie tylko poprawiają estetykę krajobrazów miejskich, lecz także przyczyniają się do poprawy jakości powietrza, efektywności energetycznej i zarządzania wodami deszczowymi. Realizacja zielonych dachów może znacznie zmniejszyć energochłonność budynków przez zapewnienie naturalnej izolacji, a tym samym obniżenie kosztów ogrzewania i chłodzenia [5]. Co więcej, zielone dachy działają jak naturalne systemy filtracji wody, ograniczając ryzyko zalania przez pochłanianie i zarządzanie spływem wody deszczowej. Poza korzyściami dla środowiska zielone dachy promują miejską różnorodność biologiczną, zapewniając siedliska różnym gatunkom roślin, ptaków i owadów, wspierając w ten sposób bardziej odporny ekosystem miejski. Ponieważ miasta dążą do tego, aby stać się bardziej zrównoważone i przyjazne do życia, powszechne przyjęcie technologii zielonych dachów stanowi istotny krok w kierunku tworzenia zdrowszych i bardziej zrównoważonych przestrzeni miejskich. Dodatkowo, w globalnym ujęciu, zielone dachy łagodzą skutki zmian klimatycznych przez redukcję emisji gazów cieplarnianych i zarządzanie spływem wód opadowych, odciążając w ten sposób miejskie systemy

kanalizacji [6]. Z pełną odpowiedzialnością można stwierdzić, że inżynieria zielonych dachów reprezentuje symbiotyczną relację między architekturą i naturą, wspierając odporne środowisko miejskie. Poniżej przedstawiono przykładowe rozwiązania zielonych dachów na obiektach użyteczności publicznej w Europie (rys. 36.1) i Azji (rys. 36.2).



Rys. 36.1. Plac Lizboński w Porto, Portugalia (po lewej) i Muzeum Etnograficzne w Budapeszcie, Węgry (po prawej)

Fig. 36.1. Lisbon Square in Porto, Portugal (left) and the Ethnographic Museum in Budapest, Hungary (right)



Rys. 36.2. Budynek hotelu, Singapur (po lewej) i budynek biurowy w Kuala Lumpur, Malezja (po prawej)

Fig. 36.2. Hotel building, Singapore (left) and office building in Kuala Lumpur, Malaysia (right)

36.2. Typologia zielonych dachów

W tabeli 36.1 podano klasyfikację zielonych dachów wg [7] i [8] wraz z głównymi cechami dla nich charakterystycznymi.

Tabela 36.1

Charakterystyka zielonego dachu w zależności od typu

	Dach intensywny	Dach półintensywny	Dach ekstensywny
Dostępność	Bez ograniczeń w użytkowaniu	Umiarkowane użytkowanie	Niedostępny (z wyjątkiem konserwacji)
Wymagania dotyczące konserwacji	Roślinność wymaga regularnych przeglądów i częstej konserwacji (w tym nawadniania, nawożenia, przycinania i koszenia)	Umiarkowane wymagania konserwacyjne (regularne odchwaszczanie i nawadnianie, okazjonalne nawożenie)	Po zainstalowaniu roślinność wymaga niewielkiej konserwacji (głównie odchwaszczanie i nawożenie)
Maksymalne nachylenie połaci dachowej	5%	20%	100% (zalecane do 70%)
Przyjmowana wartość obciążenia konstrukcji	Powyżej 3,5 kN/m ²	W przybliżeniu od 1,5 do 3,5 kN/m ²	W przybliżeniu od 0,6 do 1,8 kN/m ²
Warstwa podłoża	Podłoże mineralne lub ze zmodyfikowaną wierzchnią warstwą gleby; grubość podłoża powyżej 25 cm (nawet do 150 cm)	Podłoże mineralne; grubość podłoża od 15 cm do 25 cm	Podłoże mineralne, porowate; grubość podłoża niewielka (8-15 cm)
Warstwa roślinna	Rośliny zielne, krzewy i drzewa	Rośliny zielne i krzewy	Rośliny zielne, sukulenty (rozchodniki)
Koszty wykonania i utrzymania	Wyższe koszty początkowe i bieżącego utrzymania	Umiarkowane, odzwierciedlające równowagę między dwiema skrajnościami	Niższe koszty instalacji i konserwacji
Zastosowanie	Budynki komercyjne, kompleksy mieszkalne, budynki instytucjonalne	Budynki komercyjne i mieszkalne	Budynki mieszkalne i komercyjne (w tym na obiektach modernizowanych)

36.3. Stosowane rozwiązania materiałowe

Wybór materiałów na zielone dachy jest kluczowym aspektem w trakcie ich projektowania i wykonawstwa, wymagającym szczegółowego zrozumienia różnych czynników wpływających na zapewnienie optymalnej wydajności i długowieczności. Nośność elementów konstrukcyjnych budynku jest podstawowym uwarunkowaniem, które może wymusić zastosowanie określonych materiałów. Na przykład lekkie podłoża uprawowe są często preferowane w przypadku ekstensywnych zielonych dachów, aby zminimalizować obciążenie konstrukcji, podczas gdy intensywne zielone dachy, które wspierają szerszą gamę roślin, w tym małe drzewa i krzewy, mogą wymagać cięższych podłoży (o wyższej zawartości organicznej dla wsparcia systemu korzeniowego większych roślin). Warunki klimatyczne również odgrywają tutaj kluczową rolę – materiały powinny być wybierane na podstawie lokalnych wzorców pogodowych, takich jak wahania temperatury, poziomy opadów i ekspozycja na wiatr. W regionach o dużych opadach deszczu skuteczne warstwy drenażowe są niezbędne, aby zapobiec gromadzeniu się wody i zapewnić odprowadzanie nadmiaru wody i chronić w ten sposób zarówno rośliny, jak i integralność strukturalną dachu.

Co więcej, wybór między ekstensywnymi i intensywnymi zielonymi dachami znacząco wpływa na dobór materiałów. Ekstensywne zielone dachy, charakteryzujące się płytką głębokością podłoża i roślinnością wymagającą niewielkiej konserwacji, często wykorzystują wytrzymałe, odporne na suszę rośliny i lekkie, dobrze przepuszczalne podłoża. Przeciwnieństwem takiego rozwiązania są intensywne zielone dachy, które wspierają szerszą gamę flory, w tym byliny i krzewy, wymagają głębszej, bogatej w składniki odżywcze gleby i bardziej złożonych systemów nawadniania w celu utrzymania zdrowia roślin. Bariery korzeniowe i wodoodporne membrany są niezbędnymi elementami, chroniącymi leżącą poniżej konstrukcję dachu przed wnikaniem wilgoci i penetracją korzeni, co w przeciwnym razie mogłoby doprowadzić do znacznych uszkodzeń lub zalania budynku.

Niezależnie od przeznaczenia zielone dachy są również poziomą warstwą izolacyjną (zarówno termiczną, jak i akustyczną), zamykającą budynek od góry. Zastosowane materiały mogą poprawić właściwości termiczne, przyczyniając się do zwiększenia efektywności energetycznej budynku przez zmniejszenie zapotrzebowania na ogrzewanie i chłodzenie, a to z kolei w dłuższym okresie przekłada się na znaczne ograniczenie kosztów ponoszonych przez użytkownika na źródła ogrzewania/chłodzenia. Ponadto materiały zapewniające izolację akustyczną mogą zmniejszyć zanieczyszczenie hałasem miejskim, tworząc bardziej spokojne i przyjazne mieszkańcom środowisko do życia.

Oczywiste jest również, że wybór materiałów w każdym z możliwych rozwiązań zielonego dachu powinien być podyktowany wymaganiami konserwacyjnymi. Projektanci powinni wybierać materiały o wysokiej trwałości i niskich wymaganiach konserwacyjnych, aby zminimalizować koszty utrzymania i możliwie jak najbardziej wydłużyć żywotność zielonego dachu. Dostępność do konserwacji jest kolejnym praktycznym aspektem, zapewniającym, że wybrane materiały nie będą utrudniały rutynowych czynności związanych z pielęgnacją roślin i przeglądami technicznymi infrastruktury znajdującej się na dachu.

Aspekty estetyczne i cele funkcjonalne zielonego dachu również muszą determinować wybór materiałów. Przykładowo wykorzystanie określonych gatunków roślin i podłoży pod uprawę powinno być dostosowane do osiągnięcia pożądanego efektu wizualnego lub do stworzenia użytecznej zielonej przestrzeni do odpoczynku lub rekreacji.

Ostatnim, ale nie najmniej ważnym czynnikiem jest wreszcie czynnik finansowy. W przypadku niektórych materiałów wysokiej jakości początkowe koszty mogą być zdecydowanie wyższe, ale długoterminowe korzyści z ich zastosowania (takie jak oszczędność energii i niższe koszty konserwacji) często uzasadniają taką inwestycję.

Skrupulatnie rozważając te wszystkie czynniki oraz kierując się lokalnymi przepisami budowlanymi i normami środowiskowymi, projektanci mogą dokonywać świadomych wyborów materiałów, które zwiększając funkcjonalność, równocześnie przyczyniają się do zrównoważonego rozwoju i estetyki zielonych dachów.

Każda z warstw zielonego dachu pełni ściśle określone funkcje w całym ustroju, a odpowiedni dobór materiałów będzie kluczowy nie tylko ze względu na poprawne funkcjonowanie tego żywego ekosystemu, lecz przede wszystkim na jego bezpieczne i długoletnie użytkowanie. Poniżej przedstawiono typowe (obowiązkowe dla każdego rodzaju zielonego dachu) warstwy, rozpoczynając od wierzchniej warstwy roślinności, a kończąc na spodniej warstwie konstrukcji nośnej dachu.

Roślinność

Wybór roślin zależy od różnych czynników, takich jak rodzaj zielonego dachu (ekstensywny, intensywny, półintensywny), lokalnych warunków klimatycznych, możliwości konserwacji i konkretnego celu projektu [9]. W przypadku ekstensywnych zielonych dachów, które mają być lekkie i łatwe w utrzymaniu, powszechnie stosuje się wytrzymałe, odporne na suszę rośliny, takie jak rozchodniki, sukulenty, mchy i niektóre rodzaje traw. Rośliny te ze względu na niewielkie wymagania dobrze nadają się do

podłoży o niewielkiej grubości. Powinny one również wytrzymywać ekstremalne warunki pogodowe, wymagając tylko minimalnej pielęgnacji bezpośrednio po zasadzeniu. Zapewniają doskonałe pokrycie, pomagają w zatrzymywaniu wody i przyczyniają się do poprawy właściwości termoizolacyjnych dachu. W przeciwieństwie do nich intensywne zielone dachy, które wymagają podłoża o większej grubości, oferują elastyczność w zakresie szerszej gamy roślinności, takiej jak byliny, trawy ozdobne, krzewy, a nawet małe drzewa. Ta różnorodność nie tylko zwiększa walory estetyczne, lecz także zapewnia większe możliwości siedliskowe dla dzikiej przyrody miejskiej, przyczyniając się do zwiększenia różnorodności biologicznej. Półintensywne zielone dachy łączą w sobie elementy systemów zarówno ekstensywnych, jak i intensywnych, charakteryzując się średnią głębokością podłoża, która może wspierać bardziej zróżnicowaną gamę roślin niż te, które są przeznaczone dla dachów ekstensywnych, ale przy niższych wymaganiach konserwacyjnych niż dla roślinności typowej dla dachów intensywnych. Dachy te często zawierają mieszankę traw, ziół i niskich krzewów, oferując równowagę między korzyściami ekologicznymi a wymaganiami konserwacyjnymi. Wybór roślin na dachy zielone o dużej bioróżnorodności jest zwykle dostosowany do wspierania lokalnej przyrody i rodzimych gatunków roślin, które mogą tworzyć siedliska dla ptaków, owadów i innych zapylaczy. Zielone dachy rolnicze, przeznaczone do produkcji żywności, zazwyczaj zawierają warzywa, owoce i zioła. Dachy te wymagają bogatej gleby i regularnej konserwacji, w tym podlewania, nawożenia i zbiorów, aby zapewnić udane plony. Przy wyborze roślinności na zielony dach należy również wziąć pod uwagę takie czynniki jak systemy korzeniowe, które nie powinny uszkadzać membrany dachowej, oraz zdolność do rozwoju w środowisku dachowym, które może być bardziej narażone na podmuchy wiatru i większe wahania temperatury. Przy starannym dobieraniu i łączeniu różnych gatunków zielone dachy mogą przekształcać środowiska miejskie, zapewniając korzyści ekologiczne, ekonomiczne i społeczne, jednocześnie poprawiając wizualny krajobraz miast.

Podłoże

Podłoże uprawowe dla zielonych dachów jest kluczowym elementem, który wspiera wzrost roślin, zapewniając jednocześnie ogólną funkcjonalność i długowieczność systemu dachowego [10]. Musi być starannie zaprojektowane, aby zrównoważyć kilka czynników, w tym ciężar własny, retencję wody, drenaż, dostępność składników odżywczych i napowietrzanie. Zazwyczaj składa się z mieszanki lekkich i porowatych

materiałów, aby zminimalizować dodatkowe obciążenie konstrukcji budynku, które jednocześnie są zdolne do zatrzymywania wystarczającej ilości wody, aby utrzymać życie roślin w okresach suszy. Zawartość składników odżywczych musi być zrównoważona, aby wspierać zdrowy wzrost roślin, często uzupełniany nawozami o spowolnionym uwalnianiu, aby zapewnić stały dopływ składników odżywczych. Poziom pH podłoża powinien być odpowiedni dla wybranych gatunków roślin i zwykle mieścić się w przedziale od 6,0 do 7,5. Typowe materiały stosowane jako elementy składowe podłoża w systemach zielonych dachów obejmują:

- lekkie kruszywa: ekspandowane kruszywa gliniane (są to wypalane w piecu granulki gliny, które są lekkie, porowate i trwałe. Zapewniają doskonały drenaż i napowietrzanie, jednocześnie zatrzymując wilgoć), perlit (szkło wulkaniczne, które rozszerza się po podgrzaniu, tworząc lekki, porowaty materiał. Poprawia napowietrzanie i drenaż), pumeks (skała wulkaniczna, która jest naturalnie lekka i porowata, używana do poprawy drenażu i zmniejszenia ciężaru podłoża), scoria (inny rodzaj skały wulkanicznej, podobny do pumeksu, ale o nieco innych właściwościach i nieco cięższy);
- materiały organiczne: włókno kokosowe (pochodzące z łupin orzecha kokosowego włókno kokosowe jest odnawialnym, lekkim materiałem, który dobrze zatrzymuje wodę i zapewnia dobre napowietrzenie), mech torfowy (powszechny składnik podłoży uprawowych ze względu na wysoką retencję wody i zawartość składników odżywczych. Jest on jednak mniej trwały w porównaniu z innymi opcjami, takimi jak włókno kokosowe), kompostowana kora (dostarcza materii organicznej i pomaga w zatrzymywaniu wody i dostarczaniu składników odżywczych);
- składniki mineralne: piasek (poprawia drenaż i dodaje masy, aby zrównoważyć lekkie składniki), wermikulit (uwodniony krzemian warstwowy, który rozszerza się po podgrzaniu. Pomaga w zatrzymywaniu wody i dostarcza pewnych składników odżywczych), skała lawowa (lekka i porowata, podobna do pumeksu, często używana do poprawy drenażu);
- glebę: używana w połączeniu z innymi materiałami w celu zapewnienia naturalnego podłoża. Zawiera składniki odżywcze niezbędne do wzrostu roślin, ale zwykle jest mieszana z lekkimi kruszywami w celu zmniejszenia masy i poprawy drenażu;
- materiały z recyklingu: kruszona cegła (często stosowana, ponieważ jest lekka i zapewnia dobry drenaż) lub kruszywo betonowe z recyklingu.

Warstwa filtracyjna

Warstwa filtracyjna ma za zadanie zapobiegać wypłukiwaniu drobnych cząstek z podłoża i zatykaniu warstwy drenażowej (działa jak bariera, która przepuszcza wodę, jednocześnie zatrzymując cząstki gleby i inne zanieczyszczenia). Warstwa ta zapewnia, że podłoże uprawowe pozostaje stabilne i nie ulega zagęszczeniu ani degradacji w czasie, co ma kluczowe znaczenie dla utrzymania zdrowego wzrostu roślin. Dodatkowo, utrzymując warstwę drenażową w czystości, warstwa filtracyjna zwiększa ogólną wydajność drenażu, zapobiegając gromadzeniu się wody i zmniejszając ryzyko gnicia korzeni oraz uszkodzeń konstrukcyjnych dachu. Trwałość i przepuszczalność materiału filtracyjnego są istotnymi czynnikami, ponieważ musi on wytrzymać fizyczne obciążenia środowiska dachowego i nadal skutecznie funkcjonować przez cały okres użytkowania zielonego dachu. Typowe materiały na warstwę filtracyjną obejmują:

- geowłókniny: wykonane z włókien syntetycznych, zazwyczaj polipropylenowych lub poliestrowych, które są połączone ze sobą w celu utworzenia przepuszczalnej tkaniny. Są to materiały bardzo trwałe, odporne na degradację biologiczną i chemiczną oraz zapewniające doskonałe właściwości filtracyjne;
- geowłókniny tkane: wykonane ze splecionych włókien syntetycznych, tworzących mocną i trwałą tkaninę. Oferują wysoką wytrzymałość na rozciąganie i trwałość. Stosowane na zielonych dachach, gdzie wymagana jest zarówno filtracja, jak i dodatkowa wytrzymałość mechaniczna;
- geowłókniny typu spunbond: tworzone przez łączenie włókien w procesie przędzenia, w wyniku czego powstaje lekka i trwała tkanina. Zapewnia ona doskonałą filtrację i przepuszczalność, jest łatwa w utrzymaniu i instalacji. Powszechnie stosowane ze względu na równowagę między trwałością i łatwością instalacji;
- geowłókniny igłowane: wytwarzane przez mechaniczne splatanie włókien za pomocą igieł, tworzą wytrzymałą i przepuszczalną tkaninę. Cechują je trwałość, doskonałe właściwości filtracyjne i odporność na zatykanie;
- geowłókniny z włókien naturalnych: wykonane z włókien naturalnych, takich jak juta, włókno kokosowe lub bawełna. Ich zaletami są biodegradowalność i przyjazność dla środowiska. Stosowane są na zielonych dachach, gdzie zrównoważony rozwój jest priorytetem, choć mogą wymagać częstszej wymiany niż odpowiedniki syntetyczne.

Warstwa drenażowa

Zadaniem warstwy drenażowej jest przede wszystkim zarządzanie nadmiarem wody (pochodzącej z opadów lub z niewłaściwie dobranego systemu nawadniania), co zapewnia prawidłowy rozwój roślin (w tym zapobiega gniciu korzeni i innym problemom związanych z wilgocią, które mogą zagrozić zdrowiu roślin). Dodatkowo warstwa ta redukuje wielkość obciążenia zmiennego przejmowanego przez układ konstrukcyjny budynku, zapewniając, że woda nie gromadzi się w podłożu. Skuteczny drenaż wspomaga także napowietrzanie strefy korzeniowej, promując silny rozwój korzeni i ogólną vitalność roślin. W klimacie, w którym występują obfite opady deszczu, warstwa drenażowa odgrywa szczególnie istotną rolę w utrzymaniu równowagi między zatrzymywaniem wody dla roślin a skutecznym zarządzaniem odpływem. Powszechnie stosowane materiały to:

- keramzyt: materiał lekki, porowaty i trwały. Zapewnia doskonały drenaż i napowietrzanie, jednocześnie zatrzymując wilgoć dla korzeni roślin. Jest również obojętny i stabilny, dzięki czemu może prawidłowo spełniać swoją funkcję przez wiele lat. Szeroko stosowany zarówno w ekstensywnych, jak i intensywnych zielonych dachach, szczególnie tam, gdzie ważna jest redukcja ciężaru przypadającego na konstrukcję dachu;
- żwir: materiał naturalny, niedrogi i łatwo dostępny. Zapewnia dobry drenaż, ale wadą może być jego ciężar;
- perlit: to lekka, porowata skała wulkaniczna, doskonała do zatrzymywania wody i napowietrzania. Materiał ten jest często mieszany z innymi w warstwie drenażowej lub stosowany w lekkich systemach zielonych dachów;
- plastikowe płyty drenażowe: wykonane z polietylenu o wysokiej gęstości (HDPE) lub polipropylenu (PP). Płyty te są lekkie, trwałe i zaprojektowane z wbudowanymi kanałami lub miseczkami, aby skutecznie zarządzać przepływem i retencją wody. Często są one wyposażone w tkaninę filtracyjną, która zapobiega zatykaniu systemu odwadniającego przez cząsteczki gleby. Odpowiednie do ekstensywnych, półintensywnych i intensywnych zielonych dachów, zapewniają stałą wydajność drenażu;
- geowłókniny: przepuszczalne tkaniny wykonane z materiałów syntetycznych, takich jak polipropylen lub poliester. Przepuszczają wodę, jednocześnie zapobiegając zatykaniu warstwy drenażowej przez glebę i inne cząstki. Geowłókniny są lekkie i łatwe w montażu. Często stosowane są w połączeniu z innymi materiałami, takimi jak żwir lub płyty z tworzywa sztucznego, w celu zwiększenia wydajności;

- kruszona cegła: materiał pochodzący z recyklingu odpadów budowlanych. Zapewnia dobry drenaż i napowietrzanie. Korzystanie z materiałów pochodzących z recyklingu jest rozwiązaniem przyjaznym dla środowiska oraz może być korzystne finansowo. Nadaje się zarówno do ekstensywnych, jak i intensywnych dachów zielonych, szczególnie w regionach, w których kruszona cegła jest łatwo dostępna;
- szkło spienione: materiał lekki, porowaty i wykonany ze szkła pochodzącego z recyklingu. Zapewnia doskonały drenaż i izolację. Jest również trwały i chemicznie obojętny. Stosowany w zielonych dachach, gdzie zarówno drenaż, jak i izolacja mają krytyczne znaczenie, a równocześnie ciężar warstwy jest istotny;
- skała lawowa: lekka, porowata skała wulkaniczna. Zapewnia dobry drenaż i napowietrzanie oraz ma wysoką zdolność zatrzymywania wody. Skała lawowa jest trwała i stabilna. Często jest stosowana zarówno w ekstensywnych, jak i intensywnych zielonych dachach, zwłaszcza w obszarach, gdzie jest lokalnie dostępna.

Bariera dla korzeni

Bariera ta jest niezbędnym elementem zaprojektowanym w celu zapewnienia ochrony dla wodoodpornej membrany i elementów konstrukcji dachu przed inwazyjnym rozrostem korzeni roślin. Warstwa ta jest szczególnie istotna w przypadku intensywnych i półintensywnych zielonych dachów, gdzie stosowane są większe rośliny z bardziej agresywnymi systemami korzeniowymi. Zatrzymując korzenie przed dotarciem do wodoodpornej membrany, bariera korzeniowa zapewnia, że dach pozostaje szczelny i stabilny konstrukcyjnie, wydłużając w ten sposób żywotność zarówno zielonego dachu, jak i samego budynku. Dodatkowo pomaga ona utrzymać zdrowie roślin przez kierowanie wzrostu korzeni w granicach podłoża uprawowego, pozwalając na lepsze pobieranie składników odżywczych i stabilność roślin. Bariera ta zazwyczaj wykonana jest z materiałów trwałych (spełniających wymagania normy [11]), takich jak:

- polietylen o wysokiej gęstości (HDPE): jeden z najczęściej stosowanych materiałów na bariery korzeniowe ze względu na swoją wytrzymałość i elastyczność. Jest on odporny na przebicia, rozdarcia i degradację chemiczną. Bariery przeciwkorzenne z HDPE są zazwyczaj gładkie i nieprzepuszczalne, co zapobiega zakotwiczeniu się korzeni i przenikaniu przez materiał;

- liniowy polietylen o niskiej gęstości (LLDPE): ma podobne właściwości do HDPE, ale oferuje większą elastyczność, dzięki czemu jest łatwiejszy w montażu w różnych konfiguracjach dachowych. Jest również odporny na przebicia i rozdarcia oraz stanowi skuteczną barierę przed penetracją korzeni;
- polichlorek winylu (PVC): bariery przeciwkorzenne z PVC są również powszechnie stosowane ze względu na ich trwałość i odporność na czynniki środowiskowe. PVC może jednak z czasem stać się kruchy, zwłaszcza przy długotrwałej ekspozycji na promieniowanie UV, dlatego często jest poddawany obróbce lub łączony ze stabilizatorami w celu zwiększenia jego trwałości;
- folia miedziana – bariery korzeniowe z folii miedzianej wykorzystują naturalną toksyczność miedzi dla korzeni roślin. Bariery miedziane są bardzo skuteczne i trwałe i zapobiegają wzrostowi korzeni w pobliżu powierzchni miedzi. Zazwyczaj stosuje się je w połączeniu z innymi materiałami barierowymi w celu zwiększenia skuteczności;
- geowłókniny: są one często wykorzystywane jako część złożonych systemów barier korzeniowych. Mogą one być impregnowane inhibitorami chemicznymi, które powstrzymują wzrost korzeni. Choć nie są tak wytrzymałe jak bariery z tworzyw sztucznych, zapewniają dodatkową warstwę ochrony w połączeniu z innymi materiałami;
- wzmocnione płyty bitumiczne: są one często stosowane w połączeniu z membranami hydroizolacyjnymi. Bitum jest zwykle modyfikowany polimerami w celu zwiększenia elastyczności i trwałości. Wzmocnione arkusze bitumiczne mogą zapewnić podwójną funkcjonalność zarówno jako hydroizolacja, jak i bariera dla korzeni.

Membrana hydroizolacyjna

Warstwa ta jest niezbędna do zapobiegania przedostawaniu się wody do budynku, co mogłoby prowadzić do pogorszenia stanu konstrukcji, rozwoju grzybów, pleśni oraz innych problemów związanych z wilgocią. W systemach dachów zielonych membrana hydroizolacyjna musi być szczególnie wytrzymała, aby przenieść dodatkowe obciążenie wynikające z ciężaru podłoża uprawowego, roślin i zmiennych poziomów wody. Często również charakteryzuje się odpornością na wnikanie korzeni lub jest połączona z oddzielną barierą przeciwkorzenną, aby zapobiec penetracji korzeni i naruszeniu jej integralności. Prawidłowa instalacja i konserwacja membrany hydroizolacyjnej mają

kluczowe znaczenie, ponieważ każde jej przerwanie może zagrozić całemu systemowi zielonego dachu. Zwykle składa się z wytrzymałych materiałów, takich jak:

- termoplastyczna poliolefina (TPO): membrany TPO są znane ze swojej trwałości, elastyczności i odporności na promieniowanie UV, odporności na czynniki chemiczne i na przebicia. Są one zgrzewalne na gorąco, co pozwala na uzyskanie mocnych, bezszwowych połączeń. TPO jest również przyjazny dla środowiska ze względu na możliwość recyklingu;
- monomer etylenowo-propylenowo-dienowy (EPDM): to membrana z kauczuku syntetycznego, która jest bardzo elastyczna i odporna na promieniowanie UV, ozon i ekstremalne temperatury. Ma doskonałe właściwości hydroizolacyjne i jest łatwa w montażu zarówno z opcją klejenia, jak i zgrzewania;
- polichlorek winylu (PVC): membrany PVC są znane ze swojej wytrzymałości, elastyczności i odporności na chemikalia i ogień. Mogą być zgrzewane na gorąco, w wyniku czego tworzą się mocne, wodoodporne szwy. Membrany PVC są również odporne na penetrację korzeni, gdy są traktowane specjalnymi dodatkami;
- modyfikowany bitum: modyfikowane membrany bitumiczne składają się z asfaltu zmieszanego z modyfikatorami, takimi jak APP (ataktyczny polipropylen) lub SBS (styren-butadien-styren), w celu zwiększenia elastyczności i trwałości. Membrany te są trwałe, mają doskonałe właściwości hydroizolacyjne i mogą być nakładane na gorąco (np. z użyciem palnika);
- asfalt gumowany na gorąco: jest to mieszanka asfaltu, modyfikowanych polimerów kauczukowych i wypełniaczy (stabilizatorów mineralnych). Materiał ten jest nakładany na gorąco płynem, który utwardza się, tworząc bezszwową, w pełni przylegającą wodoodporną, bardzo elastyczną i trwałą membranę. Rozwiązanie jest idealne do dachów o skomplikowanych kształtach ze względu na dużą zdolność do dopasowywania się do geometrii dachu przy równoczesnym zapewnieniu solidnej hydroizolacji;
- membrany stosowane w płynie: zazwyczaj składają się z poliuretanu, polimocznika lub materiałów na bazie akrylu nakładanych w postaci cieczy, która utwardza się, tworząc bezszwową membranę. Mogą pokrywać skomplikowane kształty i detale dachu bez szwów, zapewniając doskonałą wodoodporność i elastyczność. Są często stosowane ze względu na łatwość aplikacji.

Warstwa nośna dachu (konstrukcyjna)

Warstwa nośna konstrukcji zielonego dachu nie musi się różnić od typowych rozwiązań konstrukcji dachowych stosowanych powszechnie w budownictwie. Nie ma żadnych ograniczeń co do wykorzystywania typowych materiałów konstrukcyjnych (żelbet, stal, drewno). Jedyna różnica jest taka, że w przypadku zielonego dachu dochodzą dodatkowe obciążenia stałe wynikające z ciężaru warstw podłoża, roślinności, wody (zatrzymywanej z opadów atmosferycznych lub z podlewania) oraz z ciężaru dodatkowych elementów infrastruktury (elementy systemu nawadniania, zbiorniki na wodę, elementy wyposażenia dachu, w tym elementy małej architektury itp.). Dodatkowo dochodzą jeszcze obciążenia zmienne, takie jak obciążenie śniegiem (w tym także z możliwych worków śnieżnych) oraz obciążenie wynikające z obecności osób przebywających na dachu (personel techniczny wykonujący prace konserwacyjne oraz mieszkańcy przebywający na dachu w celach rekreacyjnych). Obliczenia obejmujące sprawdzenie stanów granicznych nośności i użytkowości powinny być wykonane zgodnie z odpowiednimi eurokodami [12–16]. Dodatkowo warstwa konstrukcyjna dachu musi zapewniać odpowiednie nachylenie połaci i ścieżki drenażu, aby ułatwić efektywny odpływ wody i zapobiec jej gromadzeniu się, co w konsekwencji mogłoby zagrozić trwałości zielonego dachu.

36.4. Podsumowanie

Zielone dachy są krokiem milowym w dążeniu do zrównoważonego rozwoju obszarów miejskich, oferując wieloaspektowe podejście do złożonych wyzwań środowiskowych, gospodarczych i społecznych, przed którymi stoją współczesne miasta. Te żywe dachy przekształcają nieużywane dotychczas przestrzenie dachowe w dynamiczne, zielone ekosystemy, zapewniając liczne korzyści, które przyczyniają się do ogólnego zdrowia i podnoszenia odporności środowisk miejskich. Pod względem środowiskowym zielone dachy odgrywają kluczową rolę w łagodzeniu efektu miejskiej wyspy ciepła przez pochłanianie ciepła, obniżając w ten sposób temperaturę otoczenia i zmniejszając zużycie energii do chłodzenia budynków. Znacząco poprawiają również zarządzanie wodą deszczową przez pochłanianie opadów, co zmniejsza obciążenie miejskich systemów kanalizacyjnych, a także zmniejsza ryzyko powodzi. Zdolność ta jest szczególnie istotna, gdy miasta zmagają się z rosnącą częstotliwością i intensywnością burz spowodowanych zmianami klimatycznymi.

Co więcej, zielone dachy poprawiają jakość powietrza przez filtrowanie zanieczyszczeń i wychwytywanie cząstek stałych, przyczyniając się do zdrowszej atmosfery miejskiej. Sprzyjają również bioróżnorodności, zapewniając siedliska dla ptaków, owadów i innych dzikich zwierząt, których często brakuje w gęsto zaludnionych obszarach miejskich. Z ekonomicznego punktu widzenia zielone dachy oferują znaczne długoterminowe oszczędności dzięki swoim właściwościom izolacyjnym, które zmniejszają koszty ogrzewania i chłodzenia, a także chronią membrany dachowe przed promieniowaniem ultrafioletowym i ekstremalnymi wahaniami temperatury, wydłużając w ten sposób żywotność materiałów dachowych. Korzyści finansowe są uzupełniane przez dodatkową estetyczną i społeczną wartość, jaką zielone dachy dodają do przestrzeni miejskich, tworząc przyjazne obszary do rekreacji, relaksu i działań społecznych, które poprawiają jakość życia mieszkańców dużych miast, oferując wytchnienie od betonowej dżungli.

Zielone dachy mogą być wykorzystywane jako wspólne ogrody, przestrzenie edukacyjne i miejsca spotkań towarzyskich i wspierać w ten sposób poczucie wspólnoty oraz przynależności. Ponadto zielone dachy mogą służyć jako platformy dla rolnictwa miejskiego, przyczyniając się do lokalnej produkcji żywności i wsiłek na rzecz zrównoważonego rozwoju. Ponieważ miasta nadal się rozwijają i stają w obliczu rosnącej presji na środowisko, wdrażanie zielonych dachów stanowi praktyczne i skuteczne rozwiązanie, które jest zgodne z zasadami zrównoważonego rozwoju. Uosabiają one harmonijną integrację natury z infrastrukturą miejską, promując równowagę ekologiczną. Zielone dachy to nie tylko innowacyjne rozwiązanie architektoniczne, lecz także świadectwo potencjału ludzkiej pomysłowości w tworzeniu zrównoważonych przestrzeni miejskich, które dbają zarówno o ludzi, jak i cały lokalny ekosystem.

Podziękowanie

Niniejszy artykuł jest częścią realizacji projektu o numerze 2022-1-PL01-KA220-HED-000086828 GREEN ROOFS Technician Training Program.

Sfinansowane ze środków UE. Wyrażone poglądy i opinie są jedynie opiniami autora lub autorów i niekoniecznie odzwierciedlają poglądy i opinie Unii Europejskiej lub Europejskiej Agencji Wykonawczej ds. Edukacji i Kultury (EACEA). Unia Europejska ani EACEA nie ponoszą za nie odpowiedzialności.

Bibliografia

1. Mihalakakou G., Souliotis M., Papadaki M., Menounou P., Dimopoulos P., Kolokotsa D., Paravantis J.A., Tsangrassoulis A., Panaras G., Giannakopoulos E., Papaefthimiou S.: Green roofs as a nature-based solution for improving urban sustainability: Progress and perspectives. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 2023, 180, 1–29, DOI: 10.1016/j.rser.2023.113306.
2. Pirouz B., Palermo S.A., Becciu G., Sanfilippo U., Nejad H.J., Piro P., Turco M.: A Novel Multipurpose Self-Irrigated Green Roof with Innovative Drainage Layer. *Hydrology* 2023, 10.57, DOI: 10.3390/hydrology10030057.
3. Bruno R., Bevilacqua P., Arcuri N.: Green roofs as passive system to moderate building cooling requirements and UHI effects: Assessments by means of experimental data. In *Woodhead Publishing Series in Civil and Structural Engineering, Eco-efficient Materials for Reducing Cooling Needs in Buildings and Construction*, Woodhead Publishing, 2021, DOI: 10.1016/B978-0-12-820791-8.00010-9.
4. Thokchom S., Shijagurumayum C., Suresh T.: Green Roofs- A Review. *SAMRIDDHI: A Journal of Physical Sciences, Engineering and Technology* 2022, DOI: 10.18090/samriddhi.v14spli01.6.
5. Evangelisti L., Guattari C., Grazieschi G., Roncone M., Asdrubali F.: On the energy performance of an innovative green roof in the mediterranean climate. *Energies* 2020, 13(19), 5163, DOI: 10.3390/EN13195163.
6. Calheiros C.S.C., Stefanakis A.I.: Green Roofs Towards Circular and Resilient Cities. *Springer International Publishing* 2021, 1(1), 1–17, DOI: 10.1007/S43615-021-00033-0.
7. Dachbegrünungsrichtlinien – Richtlinien für die Planung, Bau und Instandhaltungen von Dachbegrünungen, *Forschungsgesellschaft Landschaftsentwicklung Landschaftsbau e.V, FLL*, 2018.
8. Palha P. (ed.): *Green Roofs Technical Guide. Technical guide for design, construction and maintenance of green roofs. ANCV – Associação Nacional de Coberturas Verdes, 1st Edition, Porto, 2024.*
9. Cook-Patton S.C.: Plant Biodiversity on Green Roofs. 2015, 193–209, DOI: 10.1007/978-3-319-14983-7_8.
10. Kader S., Chadalavada S., Jaufer L., Spalevic V., Dudic B.: Green roof substrates – A literature review. *Frontiers in Built Environment* 2022, 8, DOI: 10.3389/fbuil.2022.1019362.
11. EN 13948 Flexible sheets for waterproofing. Bitumen, plastic and rubber sheets for roof waterproofing. Determination of resistance to root penetration, 2007.
12. PN-EN 1990 Eurokod 0: Podstawy projektowania konstrukcji, 2004.
13. PN-EN 1991-1-1 Eurokod 1: Oddziaływania na konstrukcje. Część 1-1: Oddziaływania ogólne. Ciężar objętościowy, ciężar własny, obciążenia użytkowe w budynkach, 2004.
14. PN-EN 1992-1-1 Eurokod 2: Projektowanie konstrukcji z betonu. Część 1-1: Reguły ogólne i reguły dla budynków, 2008.
15. PN-EN 1993-1-1 Eurokod 3: Projektowanie konstrukcji stalowych. Część 1-1: Reguły ogólne i reguły dla budynków, 2006.
16. PN-EN 1995-1-1 Eurokod 5: Projektowanie konstrukcji drewnianych. Część 1-1: Postanowienia ogólne. Reguły ogólne i reguły dotyczące budynków, 2010.

OCHRONA KLIMATU I ŚRODOWISKA, NOWOCZESNA ENERGETYKA – WYBRANA PROBLEMATYKA

Streszczenie

Monografia prezentuje wybrane problemy badawcze, rozpatrywane w ramach szóstego Priorytetowego Obszaru Badawczego (POB6) *Ochrona klimatu i środowiska, nowoczesna energetyka*.

W rozdziale 1 zaprezentowano wyniki badań frakcji nadsitowej odpadów komunalnych zmieszanych, przeprowadzonych w jednej z sortowni na terenie aglomeracji śląskiej. Badania potwierdziły zasadność sortowania odpadów komunalnych zmieszanych, gdyż w badanej frakcji nadsitowej (powyżej 80 mm) znajdowało się jeszcze 8–13% surowców wtórnych możliwych do wysortowania i recyklingu. Biorąc pod uwagę wysokie poziomy recyklingu, należy sięgnąć także po surowce wtórne znajdujące się w odpadach komunalnych zmieszanych. Badania wykazały także, że poza surowcami wtórnymi we frakcji nadsitowej wysoki udział ma frakcja wysokokaloryczna (folie, tekstylia), która powinna znaleźć zastawanie jako składnik paliwa z odpadów lub trafić do instalacji termicznego przekształcania odpadów.

W rozdziale 2 przedstawiono analizę oznaczania zawartości biowęglu w próbkach opakowań jednorazowych techniką spektrometrii ciekłoscyntylacyjnej (LSC). Dla skorygowania wartości koncentracji izotopu ^{14}C ze względu na frakcjonowanie izotopowe wykorzystano spektrometrię masową stosunków izotopowych (IRMS). Zawartości biowęglu określono dla dziesięciu typów próbek opakowań jednorazowych. Były one wykonane z papieru, otrębów pszennych, trzciny cukrowej i drewna. Wszystkie próbki wykazały koncentrację izotopu ^{14}C większą niż 100 pMC, co wskazuje, że próbki są współczesne i do ich produkcji użyto biomasy. Największą zawartość biowęglu wykazała próbka drewna, natomiast najmniejszą mają próbki trzciny cukrowej i otrębów pszennych.

W rozdziale 3 przedstawiono wyniki badań doświadczalnych, których celem było znalezienie optymalnego procesu separacji odpadów, gdzie jednym ze składników jest

tworzywo sztuczne, a dotychczas znane procesy sortowania są nieskuteczne bądź nie są uzasadnione ekonomicznie. Zaproponowano dwie innowacyjne metody separacji, opierające się na wykorzystaniu dwóch specyficznych właściwości tworzyw sztucznych: precyzyjnie określonej temperatury topnienia i skurczu temperaturowego. Technologie separacji zostały przetestowane w warunkach laboratoryjnych i technicznych, co dało zadowalające wyniki. Zaproponowana metoda skurczu i topnienia w procesie sortowania może służyć jako etap oddzielania materiału z polipropylenu lub polistyrenu od mieszaniny odpadów bez negatywnego wpływu na dalsze procesy przetwarzania w recyklingu chemicznym lub mechanicznym.

W rozdziale 4 opisano badania węgla aktywnego uzyskanego z odpadów drewnopochodnych. W związku z konsumpcyjnym trybem życia materiały wykończeniowe, szczególnie drewnopochodne, są często wymieniane i trafiają na składowiska bądź do spalarni odpadów, podczas gdy mogą one stanowić cenny surowiec wtórny. Przedstawiono wyniki badań przeprowadzone w ramach PBL, które obejmowały analizę właściwości fizykochemicznych, zawartości metali oraz analizy spektroskopowej FTIR-ATR karbonizatów uzyskanych z dwóch rodzajów odpadów stolarki podłogowej, takich jak panele podłogowe HDF oraz lakierowana podłoga bambusowa. Stwierdzono, że oba materiały po przeprowadzeniu procesu pirolizy wykazują potencjał do produkcji węgla aktywnego i jego dalszego wykorzystania jako adsorbenta zanieczyszczeń ciekłych i gazowych oraz jako dodatku do gleb na terenach zdegradowanych.

W rozdziale 5 omówiono badania wstępnej oceny podatności na rozkład opakowań jednorazowych oferowanych na rynku krajowym na proces kompostowania. Opakowania są powszechnością dla współczesnego społeczeństwa. Rosnąca z roku na rok liczba opakowań przyczyniła się do powstania ogólnoświatowego problemu ekologicznego. Zmniejszenia liczby typowych syntetycznych opakowań upatruje się w stosowaniu modyfikowanych materiałów podatnych na proces biodegradacji.

W rozdziale 6 przedstawiono zjawisko allelopatii jako obiecującą strategię zintegrowanego zwalczania chwastów w kontekście rosnących obaw związanych z nadmiernym użyciem syntetycznych herbicydów. Omówiono mechanizmy działania allelochemikaliów, czynniki wpływające na ich uwalnianie i skuteczność oraz praktyczne aspekty wykorzystywania tych związków w rolnictwie. Wskazano na potrzebę dalszych badań nad stabilnością, biodostępnością i bezpieczeństwem stosowania allelochemikaliów, aby mogły one stać się skuteczną alternatywą dla syntetycznych herbicydów w zrównoważonym rolnictwie.

W rozdziale 7 zaprezentowano koncepcję zautomatyzowanego systemu do monitorowania wody w akwarium słonowodnym. System zaprojektowano zgodnie z koncepcją przemysłu 4.0, z możliwością integracji z nadrzędnym systemem inteligentnego budynku (SMART home). System ten ma wspierać hodowcę przez regularne i automatyczne monitorowanie poziomu wybranych substancji w wodzie w celu zapewnienia najdogodniejszych warunków życia dla roślin i zwierząt. Skonstruowano stanowisko pomiarowe złożone z dwóch czujników spektrometrycznych: AS7262 oraz AS7341, a następnie przeprowadzono badanie zawartości miedzi (Cu) na przygotowanych wzorcach. Wzorce przygotowano na bazie wody demineralizowanej. Na podstawie otrzymanych wyników stężenia miedzi wykonanych na spektrofotometrze Spectroquant® Prove 100 przeprowadzono aproksymację, a następnie walidację wyników z obydwu czujników z zastosowaniem płytkiej sieci neuronowej.

W rozdziale 8 przedstawiono wykorzystanie chemometrycznych metod analizy danych spektroskopowych jako danych wejściowych do budowy algorytmu umożliwiającego wykrywanie nielegalnego spalania odpadów w paleniskach domowych. Analiza danych obejmowała przeprowadzenie analizy wariancji ANOVA, korelacji, skupień (CA) oraz składowych głównych (PCA). Analiza danych pokazała, że na podstawie danych spektralnych będzie można opracować stosowny algorytm umożliwiający rozróżnianie próbek pod względem ich składu chemicznego, a tym samym, czy zostały zanieczyszczone na skutek spalania odpadów, czy też nie.

W rozdziale 9 opisano analizę wpływu rosnących emisji dwutlenku węgla na drzewa występujące na terenach dotkniętych suszą w południowej Polsce. Zastosowana metodologia obejmuje analizę składu izotopowego węgla rocznych przyrostów drzew z obu stanowisk, a także wyliczoną na tej podstawie rzeczywistą efektywność wykorzystania wody (iWUE). Otrzymane dla obu stanowisk wyniki są spójne. Dla obu stanowisk zaobserwowano rosnące trendy zarówno w iWUE, jak i w wartości koncentracji CO₂ w przestrzeniach międzykomórkowych liścia (c_i). Wyniki te sugerują, że drzewa osiągnęły już fizjologiczny limit, umożliwiający przystosowanie się do większej ilości atmosferycznego dwutlenku węgla, po przekroczeniu której nie obserwuje się wpływu CO₂ na drzewa.

W rozdziale 10 omówiono wysokosprawną chromatografię cienkowarstwową (HPTLC) jako skuteczną technikę analityczną służącą do wykrywania i oznaczania ilościowego substancji zanieczyszczających, odgrywającą kluczową rolę w monitorowaniu i badaniach środowiska. Dodatkowo podano możliwości integracji HPTLC z innymi metodami analitycznymi, zwiększając solidność i wiarygodność ocen

środowiskowych. Opisano także praktyczne aspekty HPTLC, w tym przygotowanie próbki, optymalizację metody i interpretację danych. Rozdział ten może służyć jako cenne źródło informacji dla badaczy, praktyków i decydentów zajmujących się ochroną środowiska i zrównoważonym rozwojem.

W rozdziale 11 przedstawiono wyniki eksperymentu, w którym oszacowano potencjał powszechnie stosowanych roślin pokojowych do usuwania z powietrza cząstek fizycznych i mikrobiologicznych – bakterii, grzybów i wirusa SARS-CoV-2. Do tego eksperymentu wybrano trzy popularne rośliny pokojowe, różniące się charakterystyką liści i rodzajem wzrostu: *Tradescantia zebrina*, *Ficus benjamina* i *Hedera helix*. Uzyskane wyniki wykazały, że liczba cząsteczek wirusa obecnych na powierzchni liścia nie jest wykrywalna za pomocą ilościowego narzędzia molekularnego – qPCR (ilościowa reakcja łańcuchowa polimerazy). Do usuwania pyłu zawieszonego PM10 najlepszym typem rośliny wydaje się *Hedera helix*, podczas gdy *Tradescantia zebrina* lepiej radzi sobie z PM2,5. Pomimo wzrostu ogólnej koncentracji bakterii i grzybów w otaczającym powietrzu nie zaobserwowano takiej tendencji w zbiorowiskach mikroorganizmów badanych roślin.

W rozdziale 12 zaprezentowano wyniki badań, których celami były opracowanie i optymalizacja skutecznego procesu dezynfekcji powietrza w pomieszczeniach z uwzględnieniem bezpieczeństwa ludzi. Generator ozonu pracował z wydajnością 0,12 g/min, pomiary wykonywano w odstępach 1-minutowych za pomocą miernika Aeroqual. Tempo wymiany powietrza wentylowanego można było regulować w zakresie od 0,2 do 2 h⁻¹. Analiza mikrobiologiczna obejmowała ocenę ogólnej liczby bakterii mezofilnych, psychrofilnych i pleśni. Próbkę pobierano metodą udarową (próbnik Air Ideal 3P (Biomerieux)) z jednego punktu znajdującego się na przedniej ścianie zamkniętej komory. Podczas dezynfekcji ozonem uzyskano redukcję bakterii o 80–90% i grzybów o 40–45%. Badania potwierdzają, że czas ekspozycji na ozon ma duży wpływ na wyniki dezynfekcji, szczególnie w przypadku grzybów.

W rozdziale 13 zastosowano wskaźnik $u_A(\log PM)$, opisujący jakość pomiaru poziomu pyłu zawieszonego PM, do określania przybliżonego terminu recalibracji czujników. Badania prowadzono przez 23 miesiące od stycznia 2021 roku do listopada 2022 roku z użyciem 12 zestawów składających się z tanich czujników PMS7003 oraz mikrokontrolerów ESP8266. Z powodu uszkodzeń niektórych zestawów wskaźnik jakości pomiaru, opierający się na niepewności pomiaru szacowanej metodą typu A, ostatecznie wyznaczany został na podstawie sygnału z ośmiu czujników PM. Zauważa się stopniowe zwiększanie wartości tego wskaźnika wraz z upływem czasu, co świadczy o dryfcie wskazań. Wyniki badań potwierdzają przydatność wskaźnika $u_A(\log PM)$ w określaniu czasu recalibracji.

Rozdział 14 przedstawia problematykę związaną z redukcją zanieczyszczenia powietrza gazami i pyłami powstałymi podczas prowadzenia eksploatacji węgla brunatnego. Substancje zanieczyszczające powietrze, takie jak pył kamienny, powstają głównie podczas wierceń, wydobywania kopalin, ładowania, rozdrabniania skały lub rudy oraz robót strzałowych. Odpowiednio dobrana profilaktyka związana z redukcją zanieczyszczenia powietrza gazami i pyłami powstałymi podczas eksploatacji węgla brunatnego jest bardzo ważna w aspekcie zapewnienia bezpieczeństwa zatrudnionej tam załozce. Dobór profilaktyki jest możliwy dopiero po przeprowadzeniu dokładnej analizy zagrożeń (np. w ramach procedury oceny ryzyka zawodowego).

W rozdziale 15 omówiono wyniki pomiarów stężenia benzenu, toluenu, etylobenzenu i ksylenów (BTEX) w kabinach eksploatowanych samochodów osobowych w okresie jesienno-zimowym. Badano samochody wyprodukowane w latach 2008-2020, napędzane benzyną lub olejem napędowym. We wszystkich kabinach samochodowych średnie stężenia sumy BTEX były około 2 razy wyższe niż w powietrzu atmosferycznym i mieściły się w przedziale od $32,2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ do $65,2 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Dominującym związkim spośród BTEX był toluen, którego zawartość sięgała nawet 86% w ich sumie. W dwóch z badanych samochodów odnotowano wysokie stężenie kancerogenne benzenu przekraczającego $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Podwyższone stężenia BTEX zaobserwowano w tych pojazdach, które były garażowane i częściej eksploatowane.

W rozdziale 16 opisano wyniki badań skuteczności dezynfekcji laboratorium chemicznego metodą ozonowania, prowadzonej w warunkach rzeczywistych. Warunki prowadzenia dezynfekcji obejmowały zmienną wartość objętościowego przepływu powietrza wentylacyjnego (VFR od $0,036 \text{ m}^3/\text{s}$ do $0,136 \text{ m}^3/\text{s}$) oraz różne stężenia ozonu (od 0,23 ppm do 0,96 pmm). Zastosowano generator ozonu o wydajności $1000 \text{ g O}_3/\text{min}$. Pomiar stężenia bioaerozolu wykonano metodą zderzeniową. Określono zmiany procentowe stężenia bakterii mezofilnych, psychrofilnych, pigmentowych oraz grzybów pleśniowych. Równolegle mierzono temperaturę (T), wilgotność względną (RH), natężenie przepływu powietrza i stężenie ozonu. Skuteczność dezynfekcji w przypadku bakterii mezofilnych i psychrofilnych zależała od stężenia i czasu ekspozycji na ozon. Dezynfekcja w warunkach rzeczywistych pozwoliła na znaczną redukcję stężenia bioaerozolu, jednak nie całkowitą jego eliminację.

W rozdziale 17 zaprezentowano budowę modelu wieloczujnikowego urządzenia do pomiarów parametrów fizykochemicznych powietrza do zastosowań wewnątrz pomieszczeń. Urządzenie to jest przeznaczone do wspomaganie sterowania central wentylacyjnych oraz rekuperatorów. Wspomaganie odbywa się przez pomiar wielu parametrów powietrza jednocześnie w pomieszczeniach oraz komunikację po

standardowym protokole sieciowym, w który wyposażone są z reguły takie urządzenia (automatyczne systemy HVAC). Po wybraniu czujników do modelu urządzenia oraz mikrokontrolerów sterujących pracą systemu zbudowano prototyp urządzenia. System przetestowano w warunkach rzeczywistych. Dane pomiarowe dostarczane przez system porównano ze wskazaniami mierników wzorcowych. Wykonano testy komunikacji sieciowej w celu integracji zbudowanego urządzenia z systemami wentylacji oraz nadrzędnymi systemami BMS.

W rozdziale 18 przedstawiono badania dotyczące przydatności wybranych solanek do procesu magazynowania energii cieplnej za pomocą technologii stawów słonecznych na obszarach pokopalnianych. Stawy słoneczne to systemy magazynujące energię cieplną, wykorzystujące warstwowo utrzymywane solanki, takie jak NaCl, MgCl₂ i czysta woda. Opisano zasadę działania stawów słonecznych oraz metodykę i wyniki eksperymentów dla dwóch rodzajów solanek: CaCl₂ i MgCl₂. Badania pokazały, że solanka MgCl₂ ma słabszą zdolność do magazynowania energii w porównaniu z solanką CaCl₂. Omówiono również analizę korzyści energetycznych i środowiskowych, wskazując na integrację tej technologii z procesem utylizacji solanek kopalnianych jako potencjalnie korzystną i ekologiczną alternatywę.

W rozdziale 19 opisano wybrane aspekty związane z konstrukcją przydomowych grawitacyjnych magazynów energii. Ze względu na wysoką sprawność, brak samorozładowania, stałą pojemność oraz długą żywotność mogą one stanowić alternatywę dla akumulatorów elektrochemicznych. Uzyskanie pożądanej pojemności wymaga odpowiednio dużej różnicy poziomów, która może zostać uzyskana w otworach podziemnych. Zaproponowane zostały zatem magazyny wykorzystujące powszechnie stosowane technologie drążenia otworów. Określone zostały możliwe do otrzymania pojemności i gęstości energii. Uwagę zwrócono na konstrukcję elementu czynnego, w szczególności na jego materiał oraz wysokość, a także na kwestię stabilizacji otworu.

Rozdział 20 omawia wybrane zagadnienia modelowania dla średnitemperaturowych ogniw paliwowych (OP) i elektrolizerów (EL) z membraną jonowymienną typu PEM. W opracowaniu przedstawiono algorytmy modeli zero-przestrzennych. Mimo zastosowanych uproszczeń ich wykorzystanie może stanowić ważne źródło informacji zarówno dla doskonalenia konstrukcji, jak i eksploatacji. Celem szczegółowym rozdziału jest również prezentacja systemu obliczeniowego wykorzystującego opracowane modele.

W rozdziale 21 przedstawiono zmiany w konstrukcji krzemowego ogniwa słonecznego w celu poprawy jego własności optycznych i elektrycznych. Wśród etapów, które mają kluczowe znaczenie w kontekście poprawy jego sprawności, należy

wyróżnić rozwinięcie powierzchni krzemu (tzw. teksturowanie) oraz osadzenie warstwy pasywującej i antyrefleksyjnej. Omówiono metodę laserowego teksturowania jako alternatywę do stosowania klasycznej metody chemicznej oraz metodę atomowego osadzania warstw antyrefleksyjnych. Jedną z końcowych operacji wytwarzania ogniwa słonecznego jest wykonanie elektrody przedniej. Istotą tej operacji jest dążenie do uzyskania optymalnej struktury złącza trwale połączonego z podłożem krzemowym bez porów i mikropęknięć oraz gwarantującego minimalną rezystywność układu Ag-Si. Z minimalizacją wartości rezystywności obszaru układu Ag-Si ogniwa słonecznego jest bezpośrednio związana jego sprawność konwersji fotowoltaicznej.

W rozdziale 22 zaprezentowano wyniki oszacowania ilości wypalonego paliwa jądrowego w ujęciu porównawczym dla technologii wielkoskalowych bazujących na reaktorach wodnych ciśnieniowych AP1000, APR1400, dla reaktora małej mocy NuScale, jak również reaktora wodnego wrzącego BWRX-300. Ponadto, opierając się na danych literaturowych, wyznaczono ilości odpadów jądrowych o średniej i niskiej aktywności, powstających w założonym okresie funkcjonowania rozważanych elektrowni, a także szacunkowe ilości odpadów wysokoaktywnych związanych z zastosowaniem zamkniętego cyklu paliwowego. Zbadano także potencjalny wpływ zastąpienia konwencjonalnych elektrowni przez wspomniane technologie jądrowe na zmniejszenie emisji substancji szkodliwych do otoczenia w Polsce.

W rozdziale 23 opisano wyniki podziemnego eksperymentu, pomiarów fali sejsmicznej wyzwolonej impulsowym, pneumatycznym źródłem sejsmicznym, zarejestrowanym istniejącymi systemami geofizycznymi. Prędkość rozchodzenia się fali sejsmicznej jest związana z polem naprężenia górotworu, które z kolei zmienia się bardzo dynamicznie podczas prowadzenia wydobycia węgla, co może skutkować tąpnięciem. Pomiar tego parametru w krótkich odstępach czasu może wskazać zaburzenia równowagi stanu naprężenia w rejonie eksploatacji, co może być wykorzystane w optymalizacji wydobycia z zachowaniem bezpieczeństwa pracy załogi górniczej.

Rozdział 24 przedstawia prognozę zapotrzebowania na moc chłodniczą wykonaną na podstawie materiałów kopalnianych i przy uwzględnieniu zaproponowanego harmonogramu robót przygotowawczych i eksploatacyjnych na najbliższe dziesięć lat. Przeprowadzona analiza, zarówno na podstawie wskaźnika klimatycznego, jak i wskaźnika temperatury pierwotnej górotworu, wskazuje, że w okresie eksploatacji pokładów na głębokościach poniżej poziomu 700 m w oddziałach eksploatacyjnych i podczas robót przygotowawczych będzie zachodzić konieczność stosowania urządzeń klimatyzacyjnych powietrza. Według wykonanych prognoz zaleca się, aby klimatyzacja

grupowa (centralna) o łącznej mocy chłodniczej 4 MW została uruchomiona jak najszybciej, czyli od pierwszego roku eksploatacji. Następnie od trzeciego roku zaleca się zwiększenie mocy chłodniczej o kolejny 1 MW, aby osiągnąć docelową moc chłodniczą 5 MW. Do momentu uruchomienia klimatyzacji grupowej lub centralnej należy stosować dotychczasowo wykorzystywany system klimatyzacji lokalnej.

Rozdział 25 omawia projekt wentylacji przy zabezpieczaniu pustek i stabilizacji górotworu w podziemnym obiekcie turystycznym. Znajduje się tam wiele wyrobisk, które stanowią dużą wartość historyczną i poznawczą, lecz nie wszystkie mogą być bezpośrednio udostępnione do ruchu turystycznego. Wynika to głównie ze względów bezpieczeństwa, na przykład braku lub złego stanu obudowy, braku przewietrzania itp. Aby nie tracić cennych historycznie wyrobisk, konieczne są stabilizacja górotworu oraz zapewnienie właściwej wentylacji. W projekcie założono, że wentylacja będzie wentylacją tłoczącą z wykorzystaniem lutniociągu o średnicy 600 mm.

Rozdział 26 opisuje analizę możliwości i zakres wykorzystania wód dołowych do chłodzenia skraplaczy agregatów chłodniczych. Skraplacze agregatów chłodniczych będą wykorzystywane w układzie klimatyzacji grupowej w jednej z polskich kopalń węgla kamiennego. Projektowana instalacja będzie składać się z dwóch górniczych maszyn chłodniczych GMC 2000 [4], które są urządzeniami zblokowanymi. Obliczenia przeprowadzono dla dwóch okresów – zimowego oraz letniego, a także przy wykorzystaniu w instalacji rur nieizolowanych, jak również preizolowanych. Wykonane obliczenia potwierdziły możliwość użycia wód dołowych do schładzania skraplaczy, co zapewnia oczekiwaną moc chłodniczą nie tylko 3,6 MW, ale wynoszącą nawet 6 MW.

Rozdział 27 prezentuje metody obliczania objętości składowiska materiałów sypkich, położonego na terenie zakładu górniczego znajdującego się w południowej Polsce, wykorzystywane przez współczesne programy inżynierskie (C-Geo, WinKalk, Geolisp). Objętość przedmiotowej bryły obliczono wraz z błędem względnym w odniesieniu do objętości wyjściowej uzyskanej w programie Geolisp ($97\,064,91\text{ m}^3$) i wyniosła ona $97\,207,22\text{ m}^3 + 0,15\%$ (C-Geo) oraz $97\,001,00\text{ m}^3 - 0,07\%$ (WinKalk). Program WinKalk pozwolił na obliczenie objętości z ponaddwukrotnie mniejszym błędem względnym w porównaniu z programem C-Geo, niemniej jednak oba programy spełniają wymagania dokładnościowe określone w przepisach prawa.

W rozdziale 28 wykorzystano program FLAC 8.1 do zbadania wpływu nasycenia wodą na potencjalne wystąpienie osuwisk w ośrodku gruntowym, biorąc pod uwagę różne parametry geometryczne i materiałowe. Tragiczne w skutkach osuwisko Batang Kali (Malezja) zostało potraktowane jako studium przypadku. Poza analizami pól naprężeń i przemieszczeń oznaczono również wartości współczynnika bezpieczeństwa

(Factor of Safety, FoS); dla modelu *suchego* wynosił 1,05, a dla modelu *nasyconego wodą* – 0,27. Wyniki te potwierdzają, że grunt nasycony wodą wykazuje odmienne charakterystyki wytrzymałościowe i odkształceniowe, co w konsekwencji prowadzi do utraty stateczności zboczy, tym bardziej dla specyficznych gruntów w analizowanym rejonie.

Rozdział 29 przedstawia opracowanie rozwiązania technicznego służącego do doskonalenia i automatyzacji procesów pomiarowych w komorach służących do wyznaczania parametrów akustycznych materiałów i konstrukcji budowlanych. Zakres prac obejmował zaprojektowanie, zakup i wykonanie podzespołów oraz ich budowę i testowanie. Dodatkowo w ramach prowadzonych prac opracowano oprogramowanie do sterowania statywem obrotowym, które umożliwi precyzyjne badania akustyczne bez konieczności ręcznego przestawiania statywu do wyznaczonych stanowisk pomiarowych. Założeniem systemu jest w pełni zdalny dostęp i łatwe sterowanie urządzeniem za pomocą interfejsu użytkownika realizowanego przez przeglądarkę internetową, tak aby zminimalizować liczbę niezbędnych operacji, skrócić czas pomiaru i zwiększyć powtarzalność pomiarów.

Rozdział 30 omawia analizę techniczno-prawną zapotrzebowania i możliwości opracowania nowego typu wentylatora osiowego o wysokiej sprawności do obszarów zagrożonych wybuchem, która powstała w wyniku potrzeby opracowania urządzeń o zwiększonej sprawności i jednocześnie mniejszych potrzebach energetycznych, przeznaczonych dla różnych branż, w których istnieją dodatkowe wymagania konieczności pracy w atmosferze wybuchowej. Dodatkowym celem pracy była analiza możliwości spełnienia najnowszych światowych standardów i norm (w tym przyszłych, planowanych do wprowadzenia przepisów UE), co pozwoliłoby konkurować takim urządzeniom na krajowym, europejskim lub nawet światowym rynku.

W rozdziale 31 opisano przebieg i wyniki badań hałasu przeprowadzonych z użyciem przemysłowego demonstratora systemu produkcyjnego – Centrum Testowania Technologii Przemysłu 4.0 w Politechnice Śląskiej. W ramach zrealizowanych prac na podstawie pozyskanych informacji z pomiarów akustycznych przeprowadzono analizę i ocenę oddziaływania na otoczenie źródeł hałasu linii produkcyjnej za pomocą fizycznych oraz subiektywnych cech dźwięku. Przedstawiony sposób oceny cech dźwięku może być zastosowany w oszacowaniu dokuczliwości hałasu w miejscach obecności pracowników z uwzględnieniem zmienności działania źródeł hałasu.

W rozdziale 32 opisano projekt edukacyjny LIFE-C, który ma na celu podniesienie świadomości myślenia o cyklu życia wśród studentów oraz społeczeństwa europejskiego. Projekt realizowany jest przez konsorcjum uczelni z Polski (SUT),

Finlandii (LUT), Grecji (NTUA) oraz Włoch (Unicusano) w ramach programu Erasmus+. Założeniem projektu jest nauczanie w zakresie analizy oceny środowiskowego cyklu życia (LCA) w szkolnictwie wyższym. W rozdziale zaprezentowano i opisano strukturę prac w projekcie oraz główne cele i rezultaty wszystkich pakietów badawczych. W dotychczasowo wypracowanych rezultatach projektu znajduje się większość prac merytorycznych potrzebnych do wdrożenia kursu LIFE-C, tj. kompletny plan nauczania wraz z efektami uczenia się, materiały dydaktyczne i pedagogiczne, metodyka coachingu studentów oraz metody ewaluacji.

W rozdziale 33 przedstawiono genezę rozwoju koncepcji zrównoważonego rozwoju oraz najważniejsze porozumienia, które uczyniły to podejście istotnym elementem dla planowania rozwoju gospodarczo-społecznego w większości krajów świata. Nakreślono rolę uczelni w kształtowaniu postaw wspierających opisywane zagadnienie. Przedstawiono trzy wybrane rankingi światowe, pozwalające na porównanie uczelni względem przyjętych kryteriów: QS World University Rankings, UI GreenMetric World University Ranking i THE Impact Rankings. Podjęto próbę porównania polskich uczelni w kontekście ww. rankingów, aktywności w zakresie publikacji dotyczących zrównoważonego rozwoju oraz wdrażanych dobrych praktyk. Dzięki temu możliwe było określenie dwunastu wyróżniających się polskich uczelni oraz wskazano obszary, które należy wspierać pod względem praktycznego wdrażania i raportowania zrównoważonego rozwoju oraz edukacji dotyczącej tego obszaru na uczelniach.

W rozdziale 34 omówiono kluczowe aspekty transformacji systemu energetycznego w Polsce, uwzględniając cele polityczne i regulacyjne oraz zobowiązania międzynarodowe, takie jak Protokół z Kioto i Porozumienie Paryskie. Przedstawiono obecny stan systemu energetycznego, analizując dominującą rolę węgla i wyzwania związane z modernizacją infrastruktury. Przeprowadzono analizę porównawczą wybranych wskaźników opisujących proces transformacji energetycznej, tj. w obszarze redukcji emisji oraz w obszarze bezpieczeństwa energetycznego dla badanych państw UE z uwzględnieniem sytuacji Polski. Opracowano również trzy główne scenariusze rozwoju: wysoki udział odnawialnych źródeł energii, rozwój energetyki jądrowej oraz zwiększenie efektywności energetycznej, wraz z analizą możliwości ich realizacji.

W rozdziale 35 zaprezentowano analizę finansową odchyleń prognoz zapotrzebowania na energię elektryczną. Dokładne prognozowanie zapotrzebowania na energię elektryczną jest podstawą efektywnego zarządzania ryzykiem i obniżania kosztów na rynku bilansującym – technicznym rynku prowadzonym przez Operatora Systemu Przesyłowego (OSP). Inwestowanie w lepsze modele prognozowania, dywersyfikacja portfela i stosowanie narzędzi do zarządzania ryzykiem to kluczowe

czynniki wpływające na ograniczenie negatywnych skutków niedokładności prognoz zapotrzebowania odbiorców. Rozwój technologiczny otwiera nowe możliwości dla inteligentnej infrastruktury energetycznej, umożliwiając bardziej efektywne i zrównoważone zarządzanie energią.

W rozdziale 36 przedstawiono krótką charakterystykę, stosowaną klasyfikację oraz podstawowe funkcje zielonych dachów, podkreślając ich pozytywną funkcję, jaką pełnią one w zrównoważonym środowisku miejskim. W dalszej części opisano wachlarz rozwiązań materiałowych dla każdej z niezbędnych warstw zielonego dachu, rozpoczynając od roślinności, poprzez podłoże, warstwę filtracyjną, warstwę drenażową, barierę korzeniową, membranę hydroizolacyjną i kończąc wreszcie na konstrukcji nośnej dachu.

CLIMATE AND ENVIRONMENT PROTECTION, MODERN ENERGY – SELECTED PROBLEMS

Abstract

The monograph presents selected research problems considered within the sixth Research Priority Area (POB6) *Climate and environmental protection, modern energy*.

The chapter 1 presents the results of research on the oversize fraction of mixed municipal waste carried out in one of the sorting plants in the Silesian agglomeration. The research confirmed the validity of sorting mixed municipal waste, as the tested oversieve fraction (over 80 mm) still contained 8–13% of secondary raw materials that could be sorted and recycled. Taking into account the high levels of recycling, we must also use secondary raw materials contained in mixed municipal waste. The research also showed that, apart from secondary raw materials, the oversize fraction also contains a high share of high-calorie fractions (foils, textiles), which should be used as a fuel component from waste or sent to waste thermal treatment installations.

The chapter 2 presents an analysis of the determination of bio-carbon content in disposable packaging samples using liquid scintillation spectrometry (LSC). To correct the ^{14}C isotope concentration values for isotopic fractionation, isotope ratio mass spectrometry (IRMS) was used. Bio-carbon content was determined for ten types of disposable packaging samples. They were made of paper, wheat bran, sugarcane, and wood. All samples showed a ^{14}C isotope concentration greater than 100 pMC, indicating that the samples are contemporary and biomass was used in their production. The highest bio-carbon content was found in the wood sample, while the lowest in the sugarcane and wheat bran samples.

The chapter 3 presents the results of experimental studies aimed at finding the optimal separation method for waste, in which one of them is plastic, and the previously known methods are ineffective or are not economically justified. Two innovative separation methods have been proposed based on the use of two specific properties of plastics: precisely defined melting point and temperature shrinkage. Both technologies were tested in laboratory and technical conditions, giving satisfactory results. The

proposed method of shrinkage and melting in the sorting process can serve as a step of separating the polypropylene or polystyrene material from the waste mixture without its negative impact on further processing processes in chemical or mechanical recycling.

The chapter 4 presents investigations on activated carbon from wood waste. Due to the consumer lifestyle, finishing materials, especially wood-derived ones, are often replaced and end up in landfills or waste incinerators, however, they can represent valuable secondary raw materials. The results of research conducted as part of PBL are presented, which included analysis of physicochemical properties, metal content, and FTIR-ATR spectroscopic analysis of carbonized residues obtained from two types of floor carpentry waste, such as HDF floor panels and lacquered bamboo flooring. It was found that both materials, after the pyrolysis process, show potential for the production of activated carbon and its further use as an adsorbent for liquid and gaseous pollutants, as well as an additive to soils in degraded areas.

In the chapter 5 discusses tests of preliminary evaluations of susceptibility of single-use packaging offered in the domestic market to degradation into process of compositing. The packaging are common in contemporary society. Growing year by year the amount of packaging contributed to worldwide ecological problem. Decrease of the amount of typical synthetic packaging can be achieved by using modified materials susceptible to the process of biodegradation.

The chapter 6 introduces the phenomenon of allelopathy as a promising strategy for integrated weed management in the context of growing concerns about the overuse of synthetic herbicides. Mechanisms of action of allelochemicals, factors affecting their release and efficacy, and practical aspects of using these compounds in agriculture are discussed. The need for further research into the stability, bioavailability and safety of allelochemicals is identified so that they can become an effective alternative to synthetic herbicides in sustainable weed management.

The chapter 7 shows the concept of an automated system for monitoring water in a saltwater aquarium. The system was designed in accordance with the concept of industry 4.0, with the possibility of integration with an intelligent building system (SMART home). This system is intended to support the breeder by regularly and automatically monitoring the level of selected substances in the water to ensure the most favorable conditions for plants and animals in it. A measurement stand consists of two spectrometric sensors AS7262 and AS7341. Then the copper (Cu) content was tested on prepared standards in distilled water. Based on the results obtained and calibration on the Spectroquant® Prove 100 spectrophotometer, the results from both sensors were approximated and validated using a shallow neural network.

The chapter 8 discusses the utilisation of chemometric techniques to analyse spectroscopic data and develop an algorithm for identifying illegal waste incineration in household fireplaces. The data analysis involved performing ANOVA, correlation analysis, cluster analysis (CA), and principal component analysis (PCA). The data analysis revealed that the spectral data could be used to create an effective algorithm for differentiating samples based on their chemical composition. This algorithm can determine whether or not the samples have been contaminated by waste incineration.

The chapter 9 presents an analysis of the impact of increasing carbon dioxide emissions on trees in drought-affected areas in southern Poland. The applied methodology includes the analysis of the carbon isotopic composition of annual tree rings from both sites, as well as the calculated intrinsic Water Use Efficiency (iWUE). The results obtained for both sites are consistent. For both sites, increasing trends in both iWUE and CO₂ concentration values in leaf intercellular spaces (c_i) were observed. These results suggest that trees have already reached a physiological limit, allowing them to adapt to higher atmospheric carbon dioxide levels, beyond which any further impact of CO₂ on trees is not observed.

The chapter 10 presents high-performance thin layer chromatography (HPTLC) as a powerful analytical technique for detecting and quantifying pollutants, playing a crucial role in environmental monitoring and research. Additionally, we address the integration of HPTLC with other analytical methods, enhancing the robustness and reliability of environmental assessments. Practical aspects of HPTLC, including sample preparation, method optimization, and data interpretation, are also discussed. This chapter aims to serve as a valuable resource for researchers, practitioners, and policymakers dedicated to environmental protection and sustainability.

This chapter 11 presents the results of the experiment which evaluates the potential of commonly used indoor plants for the removal of the physical and microbiological particles – bacteria, fungi and SARS-CoV-2 virus from air. For this experiment three common indoor plants differ in leaves' characteristics and type of growth were chosen: *Tradescantia zebrina*, *Ficus benjamina* and *Hedera helix*. The obtained results showed that the number of virus' particles present on the leaf surface is not detectable using a quantitative molecular tool – qPCR (quantitative polymerase chain reaction). For PM10 particulate matter removal *Hedera helix* seems to be the best type of plant, while *Tradescantia zebrina* deals better with PM2.5. Despite the increase of total bacteria and fungi concentration in the surrounding air no such tendency was observed with tested plants' microbial communities.

The chapter 12 presents the results of research aimed at developing and optimizing an effective indoor air disinfection process, taking into account human safety. The ozone generator was operated at an output of 0.12 g/min, measurements were taken at 1 minute intervals with an Aeroqual meter. Ventilated air exchange rates were adjustable from 0.2 to 2 h⁻¹. The microbiological analysis included the estimation of the total number of mesophilic, psychrophilic bacteria and molds. The samples were taken by impact method (sampler Air Ideal 3P (Biomerieux)) from one point located at the front wall of the closed chamber. An 80–90% reduction of bacteria and a 40–45% reduction of fungi was achieved during ozone disinfection. The study confirms that the duration of ozone exposure has a strong influence on disinfection results, especially for fungi.

The chapter 13 uses the $u_A(\log PM)$ indicator, describing the measurement quality of the PM level, to determine the approximate time to sensor recalibration. The research was conducted for 23 months from January 2021 to November 2022 using 12 sets consisting of low-cost PMS7003 sensors and ESP8266 microcontrollers. Due to damage to some sets, the measurement quality indicator, based on the measurement uncertainty estimated using the type A method, was ultimately determined based on the signal from eight PM sensors. There is a gradual increase in the value of this indicator over time, which indicates a drift in the indications. The test results confirm the usefulness of the $u_A(\log PM)$ indicator in determining the recalibration time.

Chapter 14 presents issues related to the reduction of air pollution from gases and dust generated during lignite mining operations. Air pollutants such as rock dust are mainly generated during drilling, mineral extraction, loading, crushing of rock or ore and blasting operations. Appropriate prophylaxis to reduce air pollution from gases and dust generated during lignite mining is very important in terms of ensuring the safety of the staff employed there. The selection of preventive measures is only possible after a thorough risk analysis (e.g. as part of an occupational risk assessment procedure).

The results of measurements of the concentrations of benzene, toluene, ethylbenzene and xylenes (BTEX) in the cabins of passenger vehicles used in the autumn-winter season are presented in Chapter 15. Cars manufactured between 2008 and 2020 and powered by gasoline or diesel fuel were studied. In all car cabins, the average concentrations of total BTEX were about 2 times higher than in ambient air, ranging from 32.2 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ to 65.2 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. The dominant compound among the BTEX was toluene, whose content reached up to 86% in their sum. High concentrations of the carcinogenic benzene exceeding 5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ were recorded in two of the cars tested. Increased BTEX concentrations were observed, in vehicles garaged and more frequently operated.

The chapter 16 presents the results of testing the effectiveness of disinfection of a chemical laboratory using ozonation carried out in real conditions. The disinfection conditions included a variable value of the volumetric ventilation air flow (VFR from 0.036 m³/s to 0.136 m³/s) and various ozone concentrations (from 0.23 ppm to 0.96 ppm). An ozone generator with a capacity of 1000 g O₃/min was used. Bioaerosol concentration measurements were made using the impact method. Percentage changes in the concentration of mesophilic, psychrophilic, pigmented bacteria and mold fungi were determined. In parallel the temperature (T), relative humidity (RH), air flow rate and ozone concentration were measured. The effectiveness of disinfection in the case of mesophilic and psychrophilic bacteria depended on the concentration and time of exposure to ozone. Disinfection in real conditions allowed for a significant reduction in the concentration of bioaerosol, but not its complete elimination.

The chapter 17 presents the construction of a model of a multi-sensor device for measuring physicochemical parameters of air for indoor applications. This device is intended to support the control of air handling units and heat recovery units. Support is provided by measuring many air parameters in rooms and communicating via a standard network protocol with which such devices (automatic HVAC systems) are usually equipped. After selecting sensors for the device model and microcontrollers controlling the system, a prototype of the device was built. The system was tested in real conditions. The measurement data provided by the system were compared with the readings of reference meters. Network communication tests were performed to integrate the built device with ventilation systems and superior BMS systems.

The chapter 18 discusses research on the suitability of selected brines for the process of thermal energy storage using solar pond technology in post-mining areas. Solar ponds are systems that store thermal energy utilizing stratified brines such as NaCl, MgCl₂, and pure water. The operating principle of solar ponds is described, along with the methodology and results of experiments for two types of brines: CaCl₂ and MgCl₂. The research showed that MgCl₂ brine has a weaker ability to store energy compared to CaCl₂ brine. An analysis of energy and environmental benefits is also discussed, indicating the integration of this technology with the disposal process of mining brines as a potentially beneficial and environmentally friendly alternative.

The chapter 19 presents selected aspects related to design of gravity energy storage in small scale. Due to their high efficiency, no self-discharge, constant capacity and long lifetime, they can serve as an alternative to electrochemical batteries. To achieve the desired capacity, a sufficiently large elevation difference is required, which can be achieved in underground openings. Therefore, storage systems utilizing commonly used

drilling techniques have been proposed. Feasible capacities and energy densities have been determined. Emphasis was placed on the design of the weight, in particular its material and height, as well as the issue of borehole stabilization.

The chapter 20 presents selected modeling issues for medium-temperature fuel cells (OP) and electrolyzers (EL) with an ion-exchange membrane of the PEM type. The detailed aim of the study is to present a computational system for the basic characteristics of PEM electrolyzers. An important feature of this system is its ability to quickly evaluate how selected geometric and process parameters affect the characteristics. This may be important for both the analysis and synthesis processes (e.g. design optimization) of these.

The chapter 21 presents changes in the design of a silicon solar cell in order to improve its optical and electrical properties. The stages that are of key importance in the context of improving its efficiency include the development of the silicon surface (so-called texturization) and the deposition of a passivating and antireflection layers. The chapter presents the laser texturing method as an alternative to the classical chemical method and the method of atomic layer deposition of antireflection coating. One of the final operations of manufacturing a solar cell is making the front electrode. The essence of this operation is to strive to obtain an optimal structure of the joint permanently connected to the silicon substrate without pores and microcracks and guaranteeing the minimum resistivity of the Ag-Si system. The photovoltaic conversion efficiency is directly related to the minimization of the resistivity value of the Ag-Si system area of a solar cell.

The chapter 22 presents selected aspects of environmental impact of nuclear power plants. The amount of spent nuclear fuel was estimated in a comparative approach for large-scale technologies based on pressurized water reactors AP1000 and APR1400, for the small nuclear reactor NuScale, as well as for the BWRX-300 boiling water reactor. Moreover, based on literature data, the amounts of medium- and low-activity nuclear waste generated during the assumed period of operation of the considered power plants were determined, as well as high-activity waste related to application of a closed nuclear fuel cycle. The potential impact of replacing of conventional power plants with the mentioned nuclear technologies on reducing of emissions of harmful substances to the environment in Poland was analysed.

The chapter 23 presents the results of an underground experiment, measuring a seismic wave triggered by a pulsed pneumatic seismic source recorded with existing geophysical systems. The seismic wave propagation velocity is related to the stress field of the rock mass, which in turn changes very dynamically during coal mining, which

can result in subsidence. Measurement of this parameter at short intervals can indicate imbalances in the stress state in the mining area, which can be used to optimise extraction while maintaining the safety of the mining crew.

The chapter 24 presents a forecast of cooling power requirements made on the basis of mine materials and taking into account the proposed schedule of preparatory and mining works for the next ten years. The analysis carried out, both on the basis of the climatic index and the primary temperature index of the rock mass, indicates that during the period of exploitation of the seams at depths below the 700 m level in the exploitation departments and during preparatory works there will be a need for air-conditioning equipment. According to the projections made, it is recommended that group (central) air-conditioning with a total cooling capacity of 4 MW be put into operation as soon as possible, that is, from the first year. Then, from the third year, it is recommended to increase the cooling capacity by another 1 MW to reach the target cooling capacity of 5 MW. Until group or central air conditioning is put into operation, the local air conditioning system used so far should be used.

The chapter 25 presents a ventilation design for securing voids and stabilizing the rock mass in an underground tourist site. There are many pits that are of great historical and cognitive value, but not all of them can be directly opened to tourism. This is mainly due to safety reasons, such as the lack or poor condition of the casing, lack of ventilation, etc. In order not to lose historically valuable excavations, it is necessary to stabilize the rock mass and provide proper ventilation. The project assumes that ventilation will be a pumping ventilation using a lute pipeline with a diameter of 600 mm.

The chapter 26 presents an analysis of the feasibility and scope of using underground water for cooling chiller condensers. The condensers of the cooling units will be used in a group air-conditioning system in one of the Polish coal mines. The designed system will consist of two GMC 2000 Mining Refrigeration Machines [4], which are interlocked units. Calculations were carried out for two periods – winter and summer, and with the use of uninsulated as well as pre-insulated pipes in the installation. The performed calculations confirmed the possibility of using underground water for condenser cooling, providing not only the expected cooling capacity of 3.6 MW, but amounting to as much as 6 MW.

The chapter 27 presents methods for calculating the volume of a stones stack located on an area of mining plant in southern Poland, used by modern engineering programs (the C-Geo program, the WinKalk program, the Geolisp program). The volume of the solid was calculated with the relative error in relation to the initial volume obtained in the Geolisp program ($97\,064.91\text{ m}^3$) and amounted to $97\,207.22\text{ m}^3 + 0.15\%$ (the C-Geo

program) and 97 001.00 m³ – 0.07% (the WinKalk program). The WinKalk program allowed for volume calculation with less than twice the relative error compared to the C-Geo program, however, both programs meet the accuracy requirements specified in the law.

The work presented in the chapter 28 used FLAC8.1 to examine the impact of water saturation on the potential occurrence of landslides in a soil medium, considering various geometrical and material parameters. The Batang Kali landslide is taken as a case study for this investigation. The factor of safety (FoS) calculated for the dry model is 1.05, but the wet model has a factor of safety of 0.27. This observation indicates that soil that is saturated with water displays distinct shear strength characteristics, which consequently leads to the instability of the slope.

The aim of the chapter 29 is to present activities leading to the improvement and automation of measurement processes in chambers used to determine acoustic parameters of building materials and structures. The scope of work included the design, purchase and manufacture of components as well as their construction. Additionally, as part of the work carried out, software was developed to control a rotating tripod, which will enable precise acoustic testing without the need to manually move the tripod to designated measurement positions. The assumption of the system is fully remote access and easy control using a user interface available through a web browser, so as to minimize the number of necessary operators, shorten measurement time and increase the repeatability of measurements.

Chapter 30 presents a technical and legal analysis of the need and possibilities of developing a new type of high-efficiency axial fan for explosive atmospheres, which arose from the need to develop equipment with increased efficiency and, at the same time, lower energy needs, dedicated to various industries where there are additional requirements of having to work in explosive atmospheres. An additional aim of the work was to analyse the possibility of meeting the latest global standards and norms (including future EU regulations planned for introduction), which would allow such equipment to compete in the domestic, European or even global market.

The chapter 31 describes the course and results of acoustic research with the use of the industrial demonstrator of the production system – the Industry 4.0 Technology Testing Center at the Silesian University of Technology. Within the scope of completed works, based on the information obtained from the acoustic measurements, an analysis and assessment of the impact of production line noise sources on the environment was carried out using physical and subjective sound characteristics. Presented method of assessing sound features can be applied to estimate noise annoyance in locations of employee presence, taking into account the variability of noise sources.

In the chapter 32 the LIFE-C educational project was described, which aims to raise awareness of life cycle thinking among students and European society. The project is implemented by a consortium of universities from Poland (SUT), Finland (LUT), Greece (NTUA), and Italy (Unicusano) as part of the Erasmus+ program. The project aims to teach environmental life cycle assessment (LCA) analysis in higher education. The chapter presents and describe the structure of work in the project, as well as the main goals and results of all research packages. The project results developed so far include most of the substantive work needed to implement the LIFE-C course, i.e. a complete teaching plan with learning outcomes, teaching and pedagogical materials, student coaching methodology, and evaluation methods.

The chapter 33 presents the origins of the development of the concept of sustainable development and the most important agreements that made this approach an important element for planning economic and social development in most countries of the world. The role of universities in shaping attitudes supporting the described issue was outlined. The study presents three selected world rankings, allowing for comparison of universities in terms of the adopted criteria: QS World University Rankings, UI GreenMetric World University Ranking and THE Impact Rankings. The study attempts to compare Polish universities in the context of the above-mentioned rankings, activity in the field of publications on sustainable development and implemented good practices. This way, it was possible to identify twelve outstanding Polish universities. As a result of the analyses, it was concluded that efforts should be increased to build structures supporting the practical implementation and that should be supported in the field of practical implementation and reporting of sustainable development and education in this area at universities.

The chapter 34 discusses key aspects of the transformation of the energy system in Poland, taking into account political and regulatory goals and international obligations, such as the Kyoto Protocol and the Paris Agreement. The current state of the energy system is presented, analyzing the dominant role of coal and the challenges related to infrastructure modernization. A comparative analysis of selected indicators describing the energy transformation process was carried out, i.e. in the area of emission reduction and in the area of energy security for the examined EU countries, taking into account the situation in Poland. Three main development scenarios were also developed: a high share of renewable energy sources, development of nuclear energy and increasing energy efficiency, along with an analysis of the possibilities of their implementation.

The chapter 35 presents a financial analysis of deviations in electricity demand forecasts. Accurate forecasting of electricity demand is the basis for effective risk management and cost reduction on the balancing market – a technical market run by the Transmission System Operator (TSO). Investing in better forecasting models, portfolio diversification and using risk management tools are key factors in limiting the negative effects of inaccurate customer demand forecasts. Technological development opens new possibilities for intelligent energy infrastructure, enabling more effective and sustainable energy management.

The chapter 36 presents a brief characterisation, the classification used and the basic functions of green roofs, highlighting the positive role they play in a sustainable urban environment. In the following section a range of material solutions for each of the necessary layers of a green roof, starting with the vegetation, the substrate, the filter layer, the drainage layer, the root barrier, the waterproofing membrane, and finally the roof support structure was presented.

WYDAWNICTWO POLITECHNIKI ŚLĄSKIEJ
ul. Akademicka 5, 44-100 Gliwice
tel. (32) 237-13-81,
wydawnictwo@polsl.pl
www.wydawnictwopolitechniki.pl

UIW 48600

Sprzedaż i Marketing
tel. (32) 237-18-48
wydawnictwo_mark@polsl.pl

Ark. wyd. 40

e-wydanie
Monografia 1037



ISBN 978-83-7880-969-2
Wydawnictwo Politechniki Śląskiej

Seria: Inicjatywa Doskonałości – Uczelnia Badawcza



Politechnika
Śląska



**UCZELNIA
BADAWCZA**
INICJATYWA DOSKONAŁOŚCI