

INTERDYSCYPLINARNE ZAGADNIENIA W INŻYNIERII I OCHRONIE ŚRODOWISKA



6



Oficyna Wydawnicza Politechniki Wrocławskiej

INTERDYSCYPLINARNE ZAGADNIENIA W INŻYNIERII I OCHRONIE ŚRODOWISKA

6

*Praca zbiorowa pod redakcją
Andrzeja Kotowskiego, Katarzyny Piekarskiej
i Bartosza Kaźmierczaka*



Oficyna Wydawnicza Politechniki Wrocławskiej
Wrocław 2015

Recenzenci

Jan DANIELEWICZ, Lech DZIENIS, Janusz JEŻOWIECKI, Andrzej KOTOWSKI,
Marek KOZŁOWSKI, Renata KRZYŻYŃSKA, Leszek KUCHAR, Marian KWIETNIEWSKI,
Józef KUROPKA, Katarzyna PIEKARSKA, Izabela SÓWKA, Andrzej SZCZUREK,
Barbara TCHÓRZEWSKA-CIEŚLAK, Teodora M. TRACZEWSKA, Jacek WIŚNIEWSKI

Redakcja techniczna

Bartosz KAŻMIERCZAK,
Małgorzata KUTYŁOWSKA,
Agnieszka TRUSZ-ZDYBEK

Projekt okładki

Bartosz KAŻMIERCZAK

Wszelkie prawa zastrzeżone. Żadna część niniejszej książki, zarówno w całości,
jak i we fragmentach, nie może być reprodukowana w sposób elektroniczny,
fotograficzny i inny bez zgody wydawcy i właścicieli praw autorskich.

Wydrukowano na podstawie dostarczonych materiałów

© Copyright by Oficyna Wydawnicza Politechniki Wrocławskiej, Wrocław 2015

OFICyna WYDAWNICZA POLITECHNIKI WROCŁAWSKIEJ

Wybrzeże Wyspiańskiego 27, 50-370 Wrocław

<http://www.oficyna.pwr.edu.pl>

e-mail: oficwyd@pwr.edu.pl

zamawianie.książek@pwr.edu.pl

ISBN 978-83-7493-897-6

SPIS RZECZY

G. BARTNICKI, A. CHMIELEWSKA, Efektywność wykorzystania energii pierwotnej do przygotowania ciepłej wody użytkowej w lokalnej kotłowni osiedlowej	5
G. BARTNICKI, A. CHMIELEWSKA, Zastosowanie sztucznych sieci neuronowych w procesie rozliczeń mieszkańców budynków wielolokatorowych	13
Y. BEZYK, I. SÓWKA, Trendy i prognozy emisji wybranych gazów cieplarnianych w Europie.....	22
A. CHLEBOWSKA-STYŚ, I. SÓWKA, Trendy zmian stężenia pyłów zawieszonych (PM ₁₀ i PM _{2,5}) oraz benzo(a)pirenu na przykładzie wybranych miast Wielkopolski	40
D. CISZEK, B. NOWAK, M. POGRZEBA, Zastosowanie procesów fitoremediacji w ograniczeniu reemisji rtęci do powietrza na terenach zanieczyszczonych tym pierwiastkiem	54
K. ĆWIEK, Zmienność stężeń rtęci gazowej (TGM) w powietrzu na stacjach tła regionalnego w Polsce	65
C. E. DINIZ DOS SANTOS, M.H. RISSATO ZAMARIOLLI DAMIANOVIC, Evaluation of simultaneous nitrification and denitrification (SND) in structured-bed reactors operated with different wastewater	78
A. DOLEGA, Badanie jakości powietrza w obiekcie sakralnym	86
G. DUMIENSKI, A. PASIECZNIK-DOMINIAK, A. TIUKAŁO, Społeczno-ekonomiczna ocena zagrożenia powodziowego gmin w Polsce	100
B. DZIEDZIELA, Modelowanie spływu i składu ścieków opadowych dla rzeczywistej zlewni miejskiej	126
J. GANCARZ, K. WARTALSKA, B. KAŻMIERCZAK, Modelowanie działania kanalizacji deszczowej ze zbiornikiem retencyjnym	146
A. GAYER, Przegląd metod oceny osobistej ekspozycji na zanieczyszczenia pyłowe powietrza w środowisku miejskim stosowanych w badaniach epidemiologicznych	156
D. HOŁDA, D. LEWANDOWSKA, Możliwość wykorzystania urządzeń mobilnych w przedsiębiorstwach sieciowych.....	164
J. JURASZ, J. MIKULIK, Wpływ dystrybucji przestrzennej na stabilność źródeł fotowoltaicznych.....	179
K. KULAWINEK, P. JADWISZCZAK, Wpływ lokalizacji budynku NF15 na roczne koszty zasilania w ciepło z OZE.....	192
M. KUTYŁOWSKA, Inspekcja telewizyjna kanalizacji deszczowej we Wrocławiu.....	203
M. KWIATKOWSKA, Badanie zmienności w czasie parametrów powietrza wewnętrznego z zastosowaniem metody DAEs.....	214
L. LANGE, M. MROWIEC, Ocena wpływu wód opadowych na działanie przepompowni ścieków komunalnych	221
U. MILLER, I. SÓWKA, Matematyczne metody opisu kinetyki biofiltracji odorotwórczych gazów	233
A. MŁYŃSKA, M. ZIELINA, Wpływ metod renowacji przewodów wodociągowych na jakość transportowanej wody	244

M. MROWIEC, K. PLUTA, Innowacyjna konstrukcja osadnika ścieków opadowych	259
E. NIEMIERKA, P. JADWISZCZAK, Energochłonność wielorodzinnych budynków energooszczędnych i standardowych w warunkach klimatycznych Polski	272
M. NOWAKOWSKA, A. KOTOWSKI, Badania niestacjonarności czasoprzestrzennej opadów na potrzeby modelowania kanalizacji	281
L. PACHURKA, I. SÓWKA, M. FORTUNA, Ocena ryzyka zdrowotnego związanego z narażeniem inhalacyjnym na benzo(a)piren w wybranych miastach Dolnego Śląska	296
A. PAWŁOWSKA, M. ZIELINA, Analiza metod technicznych stosowanych w ujęciach wody w celu ochrony ryb i narybku	304
T. PIETRUCHA, Koncepcja zastosowania pomiaru stężenia ditlenku węgla i lotnych związków organicznych na potrzeby wentylacji	313
K. SIEKANOWICZ-GROCHOWINA, GIS jako wsparcie przy ocenie stanu technicznego sieci kanalizacyjnej. Studium przypadku	320
A. SIEROTA, S. SZCZEŃNIAK, Wpływ nawiewu wspomagającego na strumień powietrza wentylującego przy stropach laminarnych	329
M. SMOL, J. KULCZYCKA, A. HENCLIK, K. GORAŻDA, Z. WZOREK, Możliwości zastosowania odpadów po termicznym przekształceniu osadów ściekowych w materiałach budowlanych	342
P. SOBCZYŃSKI, I. SÓWKA, Y. BEZYK, Charakterystyka zmienności emisji odorów z osadników wstępnych i jej wpływ na zasięg oddziaływania zapachowego oczyszczalni ścieków komunalnych	356
Ł. SZAŁATA, M. BARTOSIK, Doradztwo ekologiczne skutecznym narzędziem zarządzania środowiskiem	364
M. SZUBEL, G. BASISTA, Analiza wpływu konstrukcji akumulacyjnego wymiennika ciepła na efektywność ogrzewania piecem na drewno i bilans cieplny urządzenia grzewczego	375
M. TARNOWSKI, Zmiany sposobu prowadzenia prac eksploatacyjnych w kanalizacji na przełomie XX i XXI wieku na przykładzie wodociągów białostockich	391
K. WARTALSKA, J. MICHALEC, B. KAŻMIERCZAK, Symulacje hydrodynamiczne kanalizacji deszczowej na wybranym osiedlu mieszkaniowym w Głogowie	404
P. WIELGAT, Modelowanie wymiany wody w zbiornikach hodowlanych przy użyciu zmodyfikowanego modelu tłokowego na przykładzie basenów hodowlanych dla fok	419
H. WIŚNIEWSKA, Krajowe działania w obszarze efektywności energetycznej systemów ciepłowniczych	437
K. WÓJCIK, M. WDOVIKOWSKI, Zastosowanie mierników ADCP do oceny zmian parametrów hydraulicznych w korycie rzecznym	447
A. ZIELIŃSKA, W. SZCZEPANIAK, M. ZABŁOCKA-MALICKA, P. RUTKOWSKI, Recykling materiałowy materiałów ściernych (na przykładzie tarczy szlifierskiej)	466

Grzegorz BARTNICKI, Agnieszka CHMIELEWSKA*

EFEKTYWNOŚĆ WYKORZYSTANIA ENERGII PIERWOTNEJ DO PRZYGOTOWANIA CIEPŁEJ WODY UŻYTKOWEJ W LOKALNEJ KOTŁOWNI OSIEDLOWEJ

W artykule przedstawione zostały wyniki badań zużycia mediów prowadzonych w istniejącym systemie grzewczym, w którym od kilku lat prowadzone są badania dotyczące problematyki efektywności energetycznej systemów grzewczych oraz funkcjonowania współczesnych, lokalnych źródeł ciepła. Na podstawie danych pomiarowych oszacowano udział ciepła na cele przygotowania ciepłej wody użytkowej w mieszkaniach, który jest zdecydowanie większy niż podawany w literaturze. Określono również zmienność zużycia paliwa i ciepłej wody użytkowej w cyklu rocznym i miesięcznym. Na tej podstawie oszacowano ilość zużytego paliwa na cele przygotowania ciepłej wody użytkowej w ciągu roku.

1. WPROWADZENIE

Postęp cywilizacji jest związany ze stałym przyrostem zużycia energii, która jest niezbędna do rozwoju gospodarczego i społecznego ludzkości. Sektor budowlany należy przy tym do wysoce energochłonnych obszarów gospodarki, dlatego UE wprowadziła dla niego dodatkowe regulacje prawne. Dzięki tym przepisom w budynkach mieszkalnych zapotrzebowanie na ciepło na cele centralnego ogrzewania jest coraz mniejsze, jednak przygotowanie ciepłej wody użytkowej wiąże się z poborem ciepła, którego wielkość z ekonomicznego i energetycznego punktu widzenia jest dalej znacząca.

Z tego powodu w artykule została zbadana sprawność wykorzystania ciepła zawartego w paliwie do celów przygotowania ciepłej wody użytkowej.

* Politechnika Wroclawska, Wydział Inżynierii Środowiska, Katedra Klimatyzacji, Ogrzewnictwa, Gazownictwa i Ochrony Powietrza, Wyb. Wyspiańskiego 27, 50-370 Wrocław, grzegorz.bartnicki@pwr.edu.pl.

Trzeba pamiętać, że zwiększenie efektywności energetycznej systemu zaopatrzenia w ciepło niesie za sobą m.in. korzyści finansowe, które są niezwykle istotne z punktu widzenia właścicieli lokali mieszkalnych. Pozwala bowiem ograniczyć koszty utrzymania nieruchomości, zarówno jako całości, jak również poszczególnych lokali mieszkalnych. Oczywiście nie można również zapomnieć, że poprawa efektywności energetycznej to również zmniejszenie emisji zanieczyszczeń, a w skali globalnej – bardziej racjonalne zarządzanie nośnikami energii pierwotnej.

2. OPIS SYSTEMU BADAWCZEGO

Analizą objęto sześć budynków wielorodzinnych wzniesionych w latach 2008-2009. Łącznie we wszystkich budynkach znajduje się 259 funkcjonalnych mieszkań o powierzchni od 26,7 do 103,4 m². Są to budynki podpiwniczone, w których na poziomie piwnicy usytuowano podziemne garaże i komórki lokatorskie. Konstrukcja budynków jest wykonana z materiałów tradycyjnych o podwyższonej izolacyjności i akustyczności. Wszystkie obiekty posiadają podobne rozwiązania konstrukcyjne i cieplne.

Ciepło na potrzeby centralnego ogrzewania i przygotowania ciepłej wody użytkowej wytwarzane jest w dwóch lokalnych kotłowniach gazowych (oznaczonych w dalszej części publikacji jako ZM01 i ZM02). Każda z central grzewczych zasila w ciepło trzy budynki mieszkalne. Zamontowane w nich zostały po dwa żeliwne kotły gazowe firmy De Dietrich DTG 320 EcoNOx o mocy 342 kW każdy. Wszystkie kotły wyposażone zostały w palniki atmosferyczne, które powodują, że proces spalania przebiega z ograniczoną sprawnością.

Przygotowanie ciepłej wody użytkowej w obu kotłowniach odbywa się za pomocą baterii podgrzewaczy pojemnościowych, a instalacja doprowadzająca ciepłą wodę użytkową do odbiorców wyposażona została w termostaticzne zawory podpionowe. Instalacja centralnego ogrzewania wykonana została w systemie rozdzielaczowym.

Analiza dwóch bardzo podobnych z punktu widzenia konstrukcji grup budynków pozwala na uśrednienie prowadzonych obserwacji i wyeliminowanie błędów pomiarowych.

3. METODA BADAWCZA

Wszystkie analizowane mieszkania zostały wyposażone w instalację wodociągową doprowadzającą zimną i ciepłą wodę użytkową do pomieszczenia kuchni oraz łazienki. Każdy z lokali opomiarowany został przy pomocy wodomierzy mieszkaniowych skrzydełkowych jednostrumieniowych JS o $q_n = 1,5 \text{ m}^3/\text{h}$ do pomiaru zużycia wody

zimnej i ciepłej. Do pomiaru zużycia ciepła na potrzeby centralnego ogrzewania w szafkach rozdzielaczowych zamontowane zostały liczniki ciepła, zbudowane z przepływomierza skrzydełkowego, pary czujników temperatury i elektronicznego przelicznika (integratora). Odczyty zużycia mediów w mieszkaniach dokonywane były raz na miesiąc.

Miesięczne zużycie gazu na potrzeby centralnego ogrzewania i ciepłej wody użytkowej wyznaczone zostało jako różnica wskazań gazomierza z początku i końca danego miesiąca. Roczne zużycie ciepła na potrzeby c.w.u. i c.o. obliczone zostało na podstawie pomiarów dla poszczególnych mieszkań. Badania obejmowały okres od stycznia 2012 r. do grudnia 2013 r.

4. ANALIZA

4.1. CHARAKTERYSTYKA ZUŻYCIA CIEPŁEJ WODY UŻYTKOWEJ

Roczne zużycie ciepłej wody użytkowej, odrębnie dla każdej z analizowanych kotłowni porównano w tabeli 1. W obu analizowanych centralach grzewczych można zauważyć niewielką zmienność zużycia ciepłej wody w latach 2012–2013. Znikome wahania w poborze medium na poziomie 2–3% mogą być związane z niezmienną strukturą budynków lub liczbą mieszkańców.

Tabela 1. Roczny pobór ciepłej wody użytkowej w mieszkaniach zasilanych z kotłowni A5 i A6

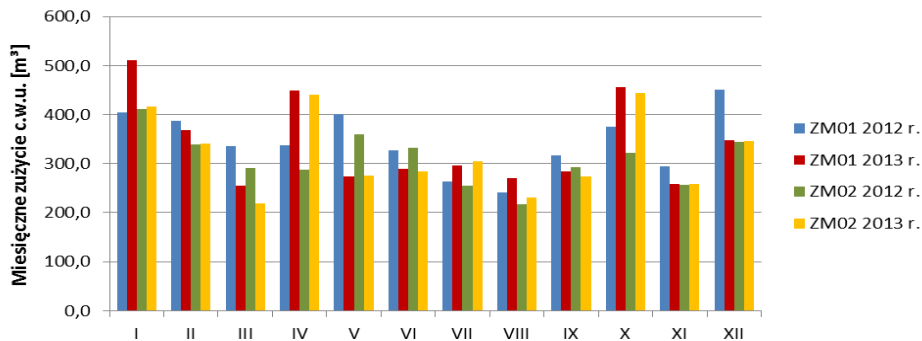
Kotłownia	Rok	Roczne zużycie c.w.u. [m ³ /a]	Względne zużycia c.w.u.
ZM01	2012	4134,6	100%
	2013	4061,2	98%
ZM02	2012	3709,6	100%
	2013	3833,6	103%
ZM01 i ZM02	2012	7844,2	100%
	2013	7894,8	101%

Na rysunku 1 przedstawiono zmienność zużycia ciepłej wody w budynkach zasilanych w ciepło z kotłowni ZM01 i ZM02 w cyklu miesięcznym. Zmienność zużycia wody w poszczególnych miesiącach jest znacznie większa niż w ujęciu rocznym. Miesięczny rozbiór wody waha się w zakresie od 6 do 13% rocznego zużycia ciepłej wody.

W tabeli 2 zamieszczono oszacowane zużycie ciepła potrzebne do podgrzania zużytej ilości wody w mieszkaniach oraz – odrębnie – do ogrzania mieszkań.

Należy podkreślić, że układ mieszkaniowy pomiarowy nie rejestrował temperatur wody zimnej i ciepłej, tym samym oszacowane wartości obarczone są błędem metody.

Zachowano przy tym należyłą staranność przy wykonywaniu obliczeń, a dla pełniejszego spojrzenia na zjawisko w analizie uwzględniono zakres różnicy temperatur od 45 do 55°C.



Rys. 1. Miesięczna zmienność zużycia ciepłej wody użytkowej w latach 2012–2013

Analizując dane zawarte w tabeli 2 można zauważyć znaczący udział zużycia ciepła na potrzeby przygotowania ciepłej wody użytkowej w całkowitym bilansie zużycia energii cieplnej przez mieszkania. W zależności od przyjętych założeń udział ten mieści się w zakresie od 40 do 48%. Relacja ta może zyskiwać inne wartości w przypadku analiz wskazań układu pomiarowego zlokalizowanego w źródle ciepła. Centralny pomiar mediów uwzględnia bowiem straty ciepła na przesyle w instalacji c.o., c.w.u. oraz działanie cyrkulacji.

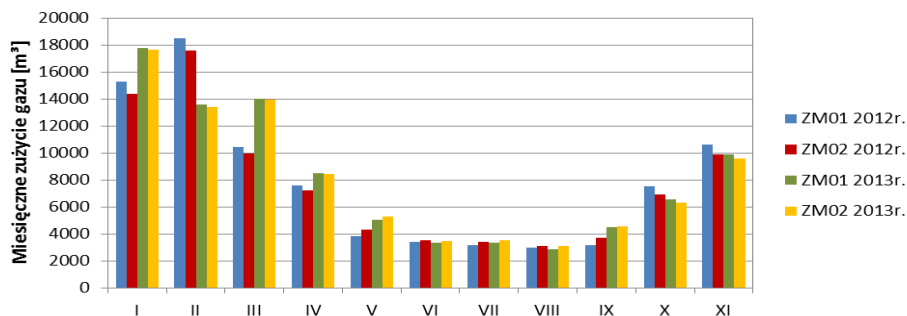
Tabela 2. Ilość ciepła zużyta na potrzeby ogrzewania i podgrzewania ciepłej wody użytkowej w mieszkaniach

Rok	Kotłownia	Zużycie ciepła do podgrzania c.w.u. [GJ]		Zużycie ciepła do ogrzewania mieszkań [GJ]
		$\Delta t = 45\text{ }^{\circ}\text{C}$	$\Delta t = 50\text{ }^{\circ}\text{C}$	
2012	ZM01	779,6	866,2	1076,1
	ZM02	699,4	777,1	1007,1
2013	ZM01	765,7	850,8	1144,1
	ZM02	722,8	803,1	1098,5

4.2. CHARAKTERYSTYKA ZUŻYCIA GAZU

Na rys. 2 przedstawiono miesięczne zużycie gazu w analizowanych kotłowniach na przełomie lat 2012–2013. Wyraźnie widoczny jest jednoznaczny trend dla okresu letniego, który wskazuje, że od czerwca do sierpnia analizowane kotłownie działały wyłącznie na potrzeby przygotowania ciepłej wody. Miesięczne zużycie gazu w tych

miesiącach jest w zasadzie takie samo i to w kolejnych latach prowadzenia badań. Związane jest to również z dość stabilnym zużyciem wody w tym okresie.



Rys. 2. Miesięczna zmienność zużycia gazu w latach 2012–2013 (kotłownia A5 i A6)

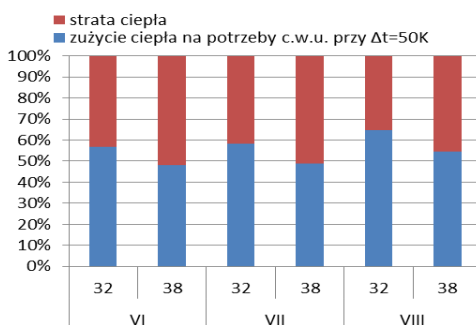
4.3. SPRAWNOŚĆ WYKORZYSTANIA CIEPŁA ZAWARTEGO W PALIWIE DO PRZYGOTOWANIA CIEPŁEJ WODY UŻYTKOWEJ

Z uwagi na zagadnienia formalne i trudności techniczne, wartość opałowa gazu nie jest mierzona w punktach poboru paliwa. Z tego względu przeliczenie ilości paliwa gazowego na ciepło odbywać się może w oparciu o przyjętą średnioroczną wartość opałową gazu. W analizach przyjęto dwie różne wartości tej wielkości – 32 i 38 MJ/m³.

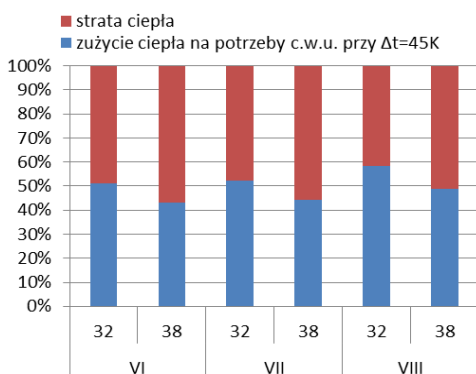
Na rys. 3 i rys. 4 przedstawiono udział zużycia ciepła w postaci c.w.u. wyznaczonego na podstawie pomiaru zużycia ciepłej wody we wszystkich mieszkaniach obsługiwanych przez kotłownie ZM01 i ZM02. Przyjęto jako poziom odniesienia ilość ciepła możliwą do wytworzenia poprzez spalanie gazu w ciągu miesiąca, do ilości która została zmierzona, zakładając średnią wartość opałową paliwa. Analizy przeprowadzono dla miesięcy, w których kotłownia pracowała tylko na cele przygotowania ciepłej wody użytkowej. Na tej podstawie oszacowano straty ciepła badanego systemu, które wynoszą od 35 do 57%. Najmniejsze straty występowały w sierpniu, gdzie występowało również najmniejsze zużycie.

Badanie przeprowadzone na budynkach zasilanych z kotłowni ZM02 dały bardzo zbliżone wyniki. Straty ciepła wynoszą 42 do 60%, a najmniejsze wartości występują w sierpniu.

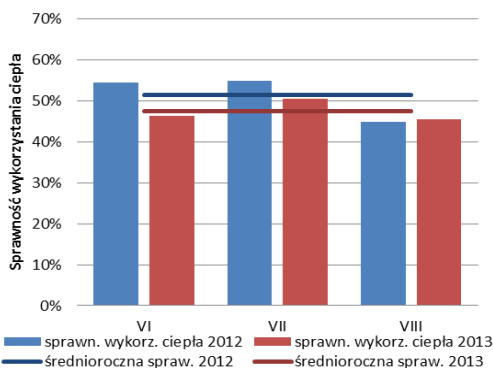
Sprawdzono również czy podobny trend utrzymywał się we wcześniejszym roku działania instalacji. Na rys. 5 i rys. 6 przedstawiona została sprawność przygotowania ciepłej wody użytkowej w poszczególnych miesiącach 2012 i 2013 r. w kotłowniach ZM01 i ZM02. Na zamieszczonych wykresach widać, że we wcześniejszym roku działania instalacji również możemy zaobserwować wykorzystanie ciepła na cele przygotowania ciepłej wody użytkowej w zakresie od 40% do 55% (przy założeniu $\Delta t = 50,36 \text{ MJ/m}^3$).



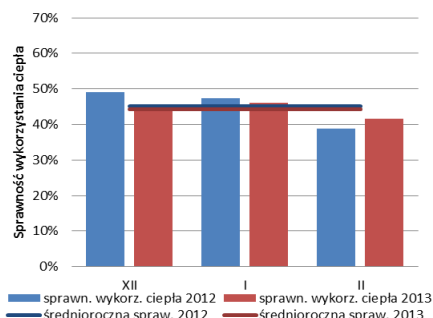
Rys. 3. Udział zużycia ciepła na potrzeby c.w.u. w zużyciu energii pierwotnej zawartej w paliwie przy założonej wartości opałowej 38 MJ/m³ i 32 MJ/m³ (Δt c.w.u. = 50K) w kotłowni ZM01 w czerwcu, lipcu i sierpniu 2013 r.



Rys. 4. Udział zużycia ciepła na potrzeby c.w.u. w zużyciu energii pierwotnej zawartej w paliwie przy założonej wartości opałowej 38 MJ/m³ i 32 MJ/m³ (Δt c.w.u. = 45K) w kotłowni ZM02 w czerwcu, lipcu i sierpniu 2013 r.



Rys. 5. Sprawność wykorzystania ciepła zawartego w paliwie w kotłowni ZM01 w miesiącach VI–VIII



Rys. 6. Sprawność wykorzystania ciepła zawartego w paliwie w kotłowni ZM02 w miesiącach VI–VII

4.4. WZGLĘDNA WARTOŚĆ ZUŻYCIA GAZU NA POTRZEBY PRZYGOTOWANIA CIEPŁEJ WODY UŻYTKOWEJ

Dysponując zużyciem gazu i ciepłej wody użytkowej w ciągu roku oszacowany został udział zużycia nośnika energii pierwotnej na potrzeby przygotowania ciepłej wody użytkowej w odniesieniu do całkowitego zużycia paliwa.

Tabela 3. Względna wartość zużycia gazu potrzebna do przygotowania ciepłej wody użytkowej w kotłowni ZM01 i ZM02 w ciągu roku w latach 2009–2010

miesiące		Zużycie ciepłej wody użytkowej [m ³]		Zużycie gazu [m ³]		Oszacowana ilość gazu potrzebna do przygotowania c.w.u.	
		VI–VIII	I–XII	VI–VIII	I–XII	m ³	%
2012	ZM01	831,0	4134,6	9542	101117	47479	47%
	ZM02	803,4	3709,6	9556	102089	44122	43%
2013	ZM01	857,6	4061,2	10048	97747	47582	49%
	ZM02	820,2	3833,6	10083	101609	47126	46%

Udział zużycia gazu na potrzeby przygotowania ciepłej wody jest stosunkowo wysoki i wynosi od 43 do 49%. Trzeba jednak pamiętać, że w zastosowanej metodzie nie uwzględnia się różnic w zapotrzebowaniu na ciepło dla instalacji cyrkulacyjnej w zależności od pory roku.

5. WNIOSKI

Obowiązujące regulacje prawne wymuszają na inwestorze zagwarantowanie coraz lepszej ochrony cieplnej budynków. Przekłada się to na ograniczenie zużycia ciepła

na potrzeby ogrzewania pomieszczeń. W przypadku układu przygotowania c.w.u. brak jest presji na podobne działania, a zmniejszenie zużycia wody (a dalej ciepła) jest w istocie indywidualną decyzją użytkownika. W konsekwencji udział zużycia ciepła na potrzeby przygotowania ciepłej wody użytkowej w całkowitym bilansie budynku jest coraz większy. Zależność ta jest tym większa im budynek spełnia bardziej restrykcyjne wymagania ochrony cieplnej.

Straty ciepła badanego systemu zaopatrzenia w ciepło wynosiły w 2013 r. w okresie letnim ok. 42 do 60%. Składały się na nie m.in. straty ciepła w instalacji dystrybucji (c.w.u. i cyrkulacja), niewłaściwe sterowanie, czy sprawność urządzeń grzewczych. Wyznaczona wartość może również uwzględniać niedokładności układu pomiarowego, jak i różnicę pomiędzy przyjętą do obliczeń, a rzeczywistą wartość opałową gazu.

Otrzymane wyniki skłaniają do maksymalnego ograniczenia strat ciepła w instalacji c.w.u., zmniejszenia zapotrzebowania ciepła na ciepłą wodę, jak i zwrócenia szczególnej uwagi na dobór źródła ciepła i sposobu sterowania instalacją przygotowania c.w.u.

Praca współfinansowana w ramach badań statutowych S40-012.

LITERATURA

- [1] BARTNICKI G., NOWAK B., *Sezonowe zużycia ciepła a efektywność systemu grzewczego*, Rynek Instalacyjny, 2008, Vol. 16, No. 4.
- [2] BARTNICKI G., KAMOLA A., *Zużycie gazu w lokalnej kotłowni osiedlowej*. Ciepłownictwo, Ogrzewnictwo, Wentylacja, 2012, Vol. 43, No. 11, 487–490.
- [3] BARTNICKI G., NOWAK B., *Liczba użytkowników instalacji jako parametr w analizach dotyczących wielkości poboru c.w.u.*, Ciepłownictwo, Ogrzewnictwo, Wentylacja, 2011, No. 11.
- [4] KAMLER W., *Ciepłownictwo*, cz. I, PWN, Warszawa 1969.
- [5] ROZPORZĄDZENIE MINISTRA INFRASTRUKTURY z dnia 12 kwietnia 2002 r. w sprawie warunków technicznych, jakim powinny odpowiadać budynki i ich usytuowanie.
- [6] SYPOSZ J., BARTNICKI G., *Badania dotyczące metod szacowania i pomiarów ilości ciepła zużywanego na potrzeby ciepłej wody użytkowej w budynkach mieszkalnych*, Ciepłownictwo, Ogrzewnictwo, Wentylacja, 2005, No. 5.

PRIMARY ENERGY CONSUMPTION FOR PREPARATION OF HOT WATER IN BOILER ROOM

The paper presents the results of the analysis of energy consumption in residential buildings based on an example of a housing estate in Wrocław. Data were obtained from monthly readings of heatmeters, water metres, and gas consumption of two boilers houses. Based on the measured data was estimated share of heat for domestic hot water purposes and monthly variation of fuel and heat consumption.

Grzegorz BARTNICKI, Agnieszka CHMIELEWSKA*

ZASTOSOWANIE SZTUCZNYCH SIECI NEURONOWYCH W PROCESIE ROZLICZEŃ MIESZKAŃCÓW BUDYNKÓW WIELOLOKATOROWYCH

W pracy wykazano możliwość zastosowania sztucznych sieci neuronowych (SSN) jako modelu predykcji miesięcznych rozbiórów c.w.u., alternatywnego dla typowych modeli statystycznych. Do prognozowania wykorzystano sieć MLP o bardzo prostej topologii, wynikającej zarówno z liczby, jak i struktury dostępnych danych. Sprawdzono również, które z cech zawartych w arkuszu pomiarowym, mogą mieć realny wpływ na strukturę, czy wielkość poborów ciepłej wody użytkowej. Oceny dokonano przy zastosowaniu narzędzi statystycznych. Celem stosowania nowych procesów podejmowania decyzji jest eliminacja błędów przy rozliczaniu mieszkańców budynków wielorodzinnych. Zastosowanie urządzeń pomiarowych poprawiło jakość realizowanych rozliczeń, jednak nie wyeliminowało wszystkich problemów. Ujawniają się one szczególnie doniośle w przypadku uszkodzenia wodomierzy lub braku możliwości odczytania jego wskazań.

1. WPROWADZENIE

Jednym z istotnych obowiązków zarządów jest rozliczenie kosztów zużytej wody we wspólnotach mieszkaniowych. Niestety rozliczenia mediów bywają bardzo kłopotliwe nie tylko matematycznie, ale i merytorycznie. Szczególnie skomplikowane jest rozliczenie mediów zużytych w częściach wspólnych nieruchomości. Przeważnie podział tych kosztów jest oparty na różnicy wskazań między licznikiem głównym, a sumą wskazań liczników indywidualnych. Może to przysparzać dodatkowych trudności w przypadku braków odczytów z części lokali w budynku, spowodowanych uszkodzeniem wodomierzy lub ograniczonym dostępem do urządzeń pomiarowych.

* Politechnika Wroclawska, Wydział Inżynierii Środowiska, Katedra Klimatyzacji, Ogrzewnictwa, Gazownictwa i Ochrony Powietrza, Wyb. Wyspiańskiego 27, 50-370 Wrocław, grzegorz.bartnicki@pwr.edu.pl.

Problem ten zostaje częściowo rozwiązany, gdy odczytów urządzeń pomiarowych możemy dokonywać zdalnie. Dodatkowo trzeba pamiętać o różnej klasie dokładności wodomierzy indywidualnych i wodomierza głównego, która powoduje brak zgodności wskazań sumy indywidualnych urządzeń pomiarowych z wodomierzem głównym. Oznacza to, że nawet uszkodzenie pojedynczego urządzenia pomiarowego może podważyć fundamentalne zasady rozliczeń, a to dalej może prowadzić do kwestionowania prawidłowości merytorycznej rozliczeń.

Warto również podkreślić, że regulacje prawne (np. prawo energetyczne) nie definiują nawet podstawowych zasad rozliczenia poszczególnych lokali mieszkalnych. Wiadomo jedynie, że reguły podziału kosztów powinny być określone w formie wewnętrznego regulaminu. Z tego względu metody prognozowania miesięcznego zapotrzebowania na ciepłą wodę stanowią ważny aspekt przy rozliczaniu mieszkańców. Nieprecyzyjne określenie tej wartości może mieć poważne skutki dla samego użytkownika lokalu, jak i dla całej wspólnoty.

Stosować można różne metody prognozowania jednak w tej pracy autorzy skupili się na metodach statystycznych, które są obecnie najczęściej stosowane przez zarządców osiedli mieszkaniowych tzn. medianie oraz średniej i sztucznych sieciach neuronowych. W pracy została podjęta próba znalezienia wewnętrznych zależności i stworzenie modelu empirycznego wykorzystującego sztuczne sieci neuronowe do prognozowania miesięcznego zużycia ciepłej wody użytkowej w poszczególnych mieszkaniach. Do przeprowadzenia analiz wykorzystano sieć perceptronu wielowarstwowego (MLP).

2. SIECI NEURONOWE

Istnieje wiele różnych typów i struktur sieci neuronowych, których dokładny opis znajduje się np. w [1]. Praca koncentruje się na sieci perceptronu wielowarstwowego (MLP), która jest najczęściej opisywaną i najchętniej wykorzystywaną w zastosowaniach praktycznych architekturą neuronową.

Uczenie sieci polega na modyfikacji tzw. współczynników wagowych (lub także struktury sieci) w odpowiedzi na zestaw danych trenujących podawanych na wejście i wyjście sieci. Sygnał wyjściowy z sieci, który jest rozwiązaniem stawianych jej zadań, jest porównywany do wartości oczekiwanej w celu określenia błędu, który w następnych krokach uczenia jest minimalizowany do niezbędnego poziomu. Perceptron wielowarstwowy (MLP) jest siecią jednokierunkową, w której neurony pogrupowane są w trzy lub więcej warstw (wejściowej, ukrytych i wyjściowej). Sygnały wejściowe są przetwarzane przez wszystkie warstwy. Każdy neuron jest charakteryzowany przez tzw. funkcję aktywacji. Może to być funkcja skokowa lub

ciągła, taka jak tangens hiperboliczny, funkcja sigmoidalna, funkcja o symetrii promieniowej czy, po prostu funkcja liniowa.

Sieci neuronowe tego typu zostały zastosowane z sukcesem w różnych zagadnieniach dotyczących inżynierii środowiska m.in.:

- prognozowaniu obciążenia sieci rurociągów do transportu gazu ziemnego
- w prognozowaniu dobowego i godzinowego poboru wody w sieciach wodociągowych
- w monitoringu, sterowaniu i eksploatacji systemów zaopatrzenia w wodę
- predykcji mocy cieplnej systemu ciepłowniczego

3. CHAREKTERYSTYKA BADANEGO SYSTEMU

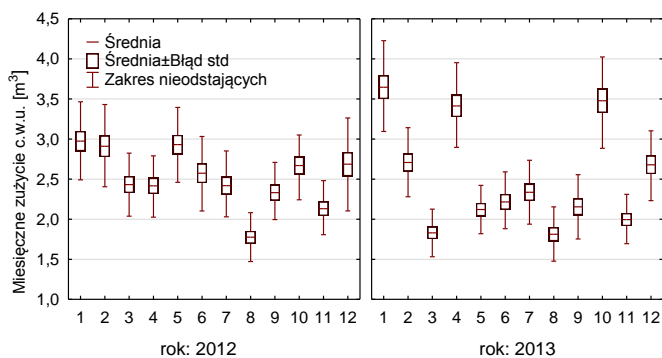
Do prognozowania miesięcznych poborów wody przy użyciu sztucznych sieci neuronowych zostały wykorzystane dane w postaci szeregów czasowych pomiarów miesięcznego poboru wody na osiedlu budynków wielorodzinnych. Wspólnota, z której pochodzą pomiary składa się z 259 mieszkań. Każdy z lokali opomiarowany został przy pomocy wodomierzy mieszkaniowych skrzydełkowych jednostrumieniowych JS o $q_n=1,5\text{m}^3/\text{h}$ do pomiaru zużycia wody zimnej i ciepłej. Badania obejmowały okres od stycznia 2012 r. do grudnia 2013 r. Odczyty urządzeń pomiarowych dokonywane były raz w miesiącu. Dodatkowo zarządca udostępnił informacje o powierzchni poszczególnych mieszkań i liczbie pokoi.

4. PROGNOZOWANIE MIESIĘCZNYCH POBORÓW WODY

Prognozowanie miesięcznych zużyć ciepłej wody użytkowej należy do zadań trudnych, gdyż w dużej mierze zależy od czynników stochastycznych, takich jak przyzwyczajenia lub zachowania użytkowników instalacji. W tej publikacji przedstawiono podejście do prognozowania, bazujące na zastosowaniu różnych metod prognostycznych działających na tych samych danych.

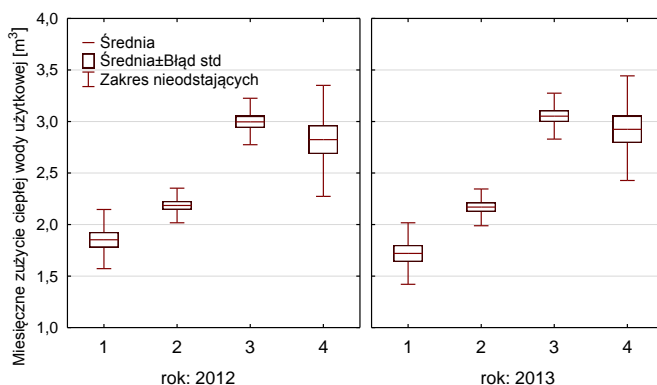
W przypadku sieci neuronowych trenowanych z nauczycielem ważnym elementem jest wybór cech prognostycznych użytych jako sygnały wejściowe dla sieci neuronowej. Z tego powodu należało sprawdzić, które z cech zawartych w arkuszu pomiarowym, mogą mieć realny wpływ na strukturę, czy wielkość poborów ciepłej wody użytkowej. Najlepszym sposobem potwierdzenia tego było sprawdzenie zależności pomiędzy wybranymi wartościami (wielkością mieszkań, miesiącem, czy porą roku), a zużyciem ciepłej wody użytkowej. Jest to zdecydowanie szybszy sposób niż sprawdzanie sygnałów wyjściowych dla wszystkich możliwych kombinacji.

Na rys. 1 przedstawiona została zmienność przeciętnego zużycia wody w poszczególnych miesiącach 2012 i 2013 roku. Na załączonym wykresie widać, że brak jest ścisłej zależności między zużyciem wody w poszczególnych miesiącach danego roku. Pora roku, czy czas wakacyjny nie mają istotnego wpływu na przeciętną wielkość zużycia w poszczególnych miesiącach, choć w obu sezonach sierpień charakteryzował się ograniczonym zużyciem c.w.u.



Rys. 1. Zmienność zużycia ciepłej wody użytkowej w poszczególnych miesiącach w latach 2012–2013

Na rys. 2 przedstawiona została zależność miesięcznego zużycia ciepłej wody użytkowej od liczby pokoi w mieszkaniu, czyli pośrednio wielkości mieszkań. Zamieszczone wykresy wskazują na wyraźny trend, widoczny w kolejnych latach działania instalacji, który sugeruje, że przeciętne zużycie wody jest zależne od wielkości mieszkania. Dodatkowo przeprowadzono testy, których celem było potwierdzenie istotnego statystycznego różnicowania przeciętnego zużycia ciepłej wody użytkowej w mieszkaniach wyróżnionych ze względu na liczbę pokoi. Brak istotnej różnicy występuje jedynie między mieszkaniami 3 i 4-pokojowymi. Otrzymane wyniki dają podstawę do wykorzystania tej zmiennej w procesie uczeniu sieci neuronowych.

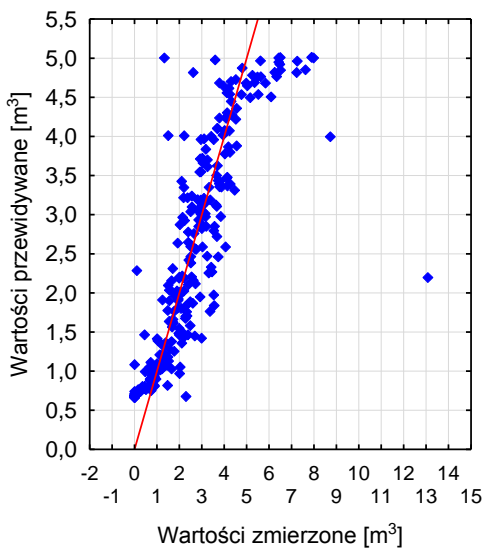


Rys. 2. Zmienność miesięcznego zużycia ciepłej wody użytkowej w zależności od liczby pokoi w mieszkaniu w latach 2012–2013

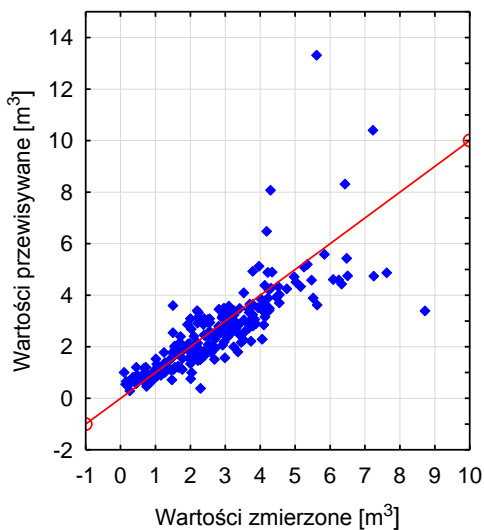
Prognoza miesięcznego zużycia c.w.u. dla konkretnego mieszkania odbyła się przy zastosowaniu sieci MLP. Eksperyment numeryczny przeprowadzono dla danych obejmujących okres dwóch lat. Rok 2012 posłużył w uczeniu sieci, a rok 2013 jedynie do testowania poszczególnych rozwiązań. Wielkość mieszkania zakodowano w postaci 2 bitów (00 – mieszkania 1-pokojowe, 01 – mieszkania 2-pokojowe, 10- mieszkania 3-pokojowe, 11- mieszkania 4-pokojowe). Uczenie sieci odbywało się poprzez minimalizację różnicy między wartościami historycznymi zużycia c.w.u., a ich predykcją. Sygnałem wejściowe dla obu sieci MLP były historyczne miesięczne zużycia (odpowiednio 5 i 11 miesięcy roku) i liczba pokoi w poszczególnych mieszkaniach, a wyjściem każdej z nich jest przewidywane obciążenie w następnym miesiącu.

Wybór zbiorów uczącego (70% ogólnej liczby obserwacji), walidacyjnego i testowego (odpowiednio po 15% liczby obserwacji), został przeprowadzony w taki sposób, aby zapewnić w każdym z nich dane z całego zakresu analizowanego szeregu czasowego. W analizie wykorzystano jednoetapowy proces uczenia oraz różne funkcje aktywacji w warstwach wejściowej i wyjściowej (liniowa, logistyczna, tangens hiperboliczny, wykładnicza i sinusoidalna).

Na rys. 3 i rys. 4 przedstawiono analizę jakościową modelu prognostycznego, dzięki której można zauważyć, że przydatność sieci MLP uczonej na dłuższym okresie czasu do prognozowania miesięcznego zużycia c.w.u. była mniejsza niż w sieciach preceptonowych uczonej na 5 miesiącach.



Rys. 3. Analiza jakościowa modelu prognostycznego opartego na sieci MLP 15-5-1



Rys. 4. Analiza jakościowa modelu prognostycznego opartego na sieci MLP 10-4-1

Wszystkie wyniki prognoz dla poszczególnych miesięcy były porównywane z wartościami rzeczywistymi dotyczącymi danych historycznych. Przy oznaczeniu $ZW(m)$ i $ZM'(m)$ obciążenia odpowiednio rzeczywistego i estymowanego w grudniu 2013 r. zdefiniowano średni względny błąd (MAPE):

$$MAPE = \frac{1}{n} \sum_{h=1}^n \frac{|ZW(m) - ZW'(m)|}{ZW(m)} \cdot 100\% \quad (1)$$

Powyższy błąd określony został dla danych weryfikujących (testujących) nie uczestniczących w procesie uczenia, czyli dla grudnia w 2013r.

W Tabeli 1 i Tabela 2 przedstawiono wyniki porównania metod prognozowania opartych na sieci neuronowej z metodami statystycznymi opartymi na średniej i medianie. W pierwszej tabeli we wszystkich metodach wykorzystano dane z okresu 11 miesięcy poprzedzających prognozowaną wartość. Najgorsze efekty uzyskano wykorzystując medianę, gdzie również został oszacowany maksymalny błąd bezwzględny. Najlepsze wyniki charakteryzują metodę wykorzystującą sieć MLP. Względny średniokwadratowy błąd prognozy dla sieci neuronowej wynosi 30,5%. W Tabeli 2 pomimo tego, że prognozowanie odbywało się na podstawie krótszego okresu (5 miesięcy) to uzyskane wyniki były bardziej zadowalające. We wszystkich przypadkach zaobserwowano zmniejszenie średniego błędu prognozy, natomiast maksymalny bezwzględny błąd był we wszystkich przypadkach większy.

Tabela 1. Podsumowanie jakości metod prognozowania na podstawie 11 historycznych miesięcy

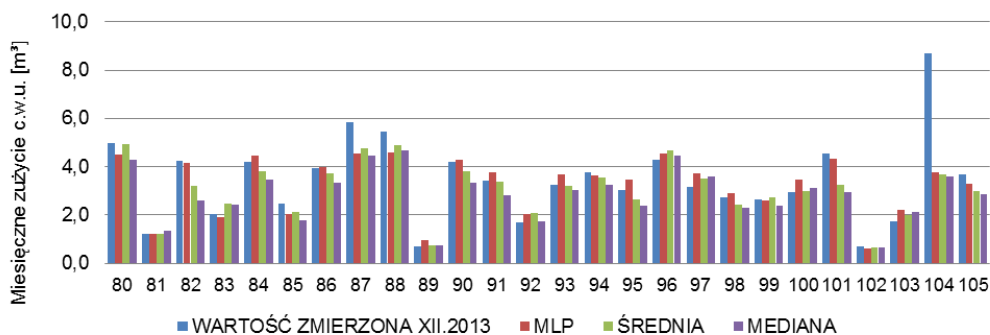
Metoda prognostyczna	Średni względny błąd prognozy, % (MAPE)	Średni miesięczny pobór wody w mieszkaniach, m ³	Średni bezwzględny błąd prognozy, m ³	Maksymalny bezwzględny błąd prognozy, m ³
MLP (15-5-1)	30,5	2,66	0,51	4,96
Średnia	38,8	2,52	0,57	5,05
Mediana	40,7	2,38	0,70	5,22

Tabela 2. Podsumowanie jakości metod prognozowania na podstawie 5 historycznych miesięcy

Metoda prognostyczna	Średni względny błąd prognozy, % (MAPE)	Średni miesięczny pobór wody w mieszkaniach, m ³	Średni bezwzględny błąd prognozy, m ³	Maksymalny bezwzględny błąd prognozy, m ³
MLP (10-4-1)	29,4	2,57	0,62	7,70
Średnia	33,0	2,37	0,61	5,22
Mediana	37,4	2,22	0,74	5,25

W celu pełniejszego spojrzenia na zjawisko na rys. 5 zamieszczono wartości otrzymane po odczycie wodomierzy mieszkaniowych, jak również wyniki predykcji z kilku losowo wybranych mieszkań. Na załączonym wykresie można zauważyć, że w dużej części analizowanych lokali mieszkalnych z wysokim prawdopodobieństwem możemy wyznaczyć wartość oczekiwaną jednak na końcowy wynik wpływ mają wartości odstające. W mieszkaniu 104 wartość predykcji jest o 60% mniejsza od wartości

odczytanej. Prawdopodobnie w tym lokalu wystąpiły czynniki, które powodują, że żadna z zastosowanych metod nie poradziła sobie z oszacowaniem realnego zużycia ciepłej wody użytkowej.



Rys. 5. Miesięczne zużycie ciepłej wody użytkowej w poszczególnych mieszkaniach w grudniu 2013 r.

5. PROGNOZOWANIE MIESIĘCZNYCH POBORÓW WODY

Analiza otrzymanych wyników prognozowania miesięcznych poborów c.w.u. wykazała względnie dobrą jakość predykcji za pomocą neuronowych sieci perceptronowych, jednak porównywalną z klasycznymi metodami opartymi na średniej. Przy czym klasyczne metody statystyczne są szybkie i proste w aplikacji oraz dają zrozumiały opis zjawiska prognozowanego. Natomiast sztuczne sieci neuronowe pozwalają na osiągnięcie dokładniejszej prognozy, jednak dużym problemem jest niestabilność ich własności generalizacyjnych, wynikających po części ze zjawiska przeuczenia sieci. Jakość prognoz otrzymanych przez zastosowanie sieci perceptronowej były zadowalające, niezależnie od przyjętego okresu uczenia sieci

W analizowanym modelu przyjęto, że zapotrzebowanie na ciepłą wodę użytkową w istotny sposób zależy od przyzwyczajeń użytkowników przy korzystaniu z instalacji i struktury analizowanego mieszkania, a nie ma dużego związku z porą roku, czy miesiącem który poddajemy analizie. W celu poprawy predykcji sieci neuronowych konieczne jest dalsze poszukiwanie czynników mogących mieć wpływ na zużycie c.w.u. i dołączenie ich do modelu.

Praca współfinansowana w ramach badań statutowych S40-012.

LITERATURA

- [1] MASTERS T., *Sieci neuronowe w praktyce*, WNT Warszawa.
- [2] OSOWSKI S., *Sieci neuronowe w ujęciu algorytmicznym*, WNT Warszawa 1996.
- [3] OSOWSKI S., SIWEK K.,: *Prognozowanie obciążeń 24-godzinnych w systemie elektroenergetycznym z użyciem zespołu sieci neuronowych*, Energetyka. 2009, strona 540.
- [4] SIWOŃ Z., CIEŻAK W., CIEŻAK J.: *Modele neuronowe szeregów czasowych godzinowego poboru wody w osiedlach mieszkaniowych*, Ochrona Środowiska. 2011, Vol. 33, Nr 2.

APPLICATION OF ARTIFICIAL NEURAL NETWORKS IN ACCOUNTING FOR THE COST OF
HOT WATER CONSUMPTION IN MULTI-FAMILY BUILDING

In this paper the possibilities of using artificial neural networks (ANN) as an alternative to conventional mathematical models are displayed. It is a tool which can be a quick and accurate way to predict and forecast the number of variables. In this content analyses of monthly water consumption time series with implementation of neural networks were artificial presented. It has been demonstrated that the optimal structures of perceptron networks are not of a complex nature, so the process of their education or re-education does not require long-lasting computations for example monthly water consumption. The purpose of the application of new decision-making process is the elimination of errors in accounting for the residents of multi-family buildings.

Yaroslav BEZYK, Izabela SÓWKA*

TRENDY I PROGNOZY EMISJI WYBRANYCH GAZÓW CIEPLARNIANYCH W EUROPIE

W artykule dokonano analizy sektorowych trendów emisji gazów cieplarnianych w Europie w okresie 1990–2020 z wykorzystaniem danych historycznych oraz wartości prognozowanych. Analiza obejmuje kierunki potencjalnych ograniczeń emisji gazów cieplarnianych w UE przy zastosowaniu konkretnych rozwiązań technologicznych i strategii adaptacyjnych oraz technicznego potencjału łagodzenia w głównych sektorach gospodarki emitujących gazy cieplarniane. Przeanalizowane zostały wybrane wskaźniki makroekonomiczne, sektorowe tendencje zapotrzebowania na energię oraz emisje gazów cieplarnianych o charakterze sektorowym.

1. WPROWADZENIE

Zmiany klimatyczne są obecnie jednymi z najbardziej liczących się i skomplikowanych problemów w dziedzinie nauk środowiskowych. Średnia roczna liczba niekorzystnych zjawisk pogodowych, takich jak huragany, gwałtowne opady deszczu, powodzie czy długotrwałe susze i inne rodzaje klęsk żywiołowych w Europie i straty przez nich spowodowane w rolnictwie i leśnictwie, energetyce i produkcji przemysłowej oraz gospodarce komunalnej wzrosły w ostatnich dziesięcioleciach.

Ubiegły rok (2014 r.) był najcieplejszy w historii globalnych pomiarów temperatury (od 1880 r.) [55]. Średnia roczna temperatura w 2014 r. w Europie osiągnęła 11,22°C i była wyższa o 0,17°C od poprzedniego rekordu ustanowionego w 2007 r. [34, 53]. Wiele krajów europejskich osiągnęły rekordowo wysokie roczne temperatury w 2014 r., w tym Austria, Belgia, Bułgaria, Czechy, Dania, Niemcy, Francja, Islandia, Włochy, Holandia, Norwegia, Polska, Serbia, Słowacja, Słowenia, Wielka Brytania i Szwecja [52, 55, 65].

* Politechnika Wroclawska, Wydział Inżynierii Środowiska, Zakład Ekologii i Zarządzania Ryzykiem Środowiskowym, Wybrzeże Stanisława Wyspiańskiego 27, 50-370 Wrocław.

Ekstremalne zjawiska naturalne, wysokie wartości temperatur są coraz częściej obserwowane zarówno w krajach Unii Europejskiej (UE), a także w skali globalnej. Przyczyną tego jest globalne ocieplenie, spowodowane wzrostem stężenia gazów cieplarnianych w atmosferze – głównie CO₂ – co bezpośrednio jest związane z działalnością gospodarczą człowieka (spalanie paliw kopalnych, przemysł, transport, rolnictwo, wylesianie i in.) [64].

Wypracowanie skutecznych mechanizmów redukcji emisji gazów cieplarnianych (Greenhouse gas, (GHG)), bilansowania i monitoringu emisji GHG nadal wymaga dalszych prac, pomimo opracowanych i podpisanych umów i zobowiązań międzynarodowych (Protokół z Kioto, Europejski Program Zmian Klimatycznych i System Handlu Uprawnieniami do Emisji CO₂, Porozumienie z Durbanu (oficjalna nazwa „COP 17”)) [12, 15].

Celem pracy jest określenie i ocena potencjału istniejących mechanizmów redukcji emisji GHG w wybranych sektorach gospodarki takich, jak przemysł, transport, sektor budowlany, gospodarowanie odpadami celem identyfikacji środków przeciwdziałania zanieczyszczeniom powietrza i wyznaczenia kierunków współpracy i integracji między różnymi szczeblami sektorowymi regionów UE a otoczeniem biznesowym, w osiągnięciu minimalizacji emisji gazów cieplarnianych w Europie.

2. MATERIAŁY I METODY

Analiza trendów zanieczyszczeń powietrza i ocena możliwości redukcji emisji gazów cieplarnianych w Europie przedstawiona w pracy opiera się na wyznaczeniu trendów rozwojowej polityki regulacyjnej Unii Europejskiej w zakresie inwentaryzacji emisji gazów cieplarnianych (elementy dyrektyw i pakietów energetyczno-klimatycznych i in. akty prawne UE) oraz na określeniu zmian w strukturze instrumentów prawno-ekonomicznych. System monitoringu badanych zmian opiera się na statystyce zużycia energii i zapotrzebowania na zasoby energii pierwotnej, uzyskanych z różnych źródeł i opracowań (Eurostat, Urząd Statystyczny ONZ, Narodowe Służby Statystyczne państw członkowskich UE, statystyka Międzynarodowej Agencji Energetycznej (IEA)) [24, 35, 39–45, 57].

Dane dotyczące emisji zanieczyszczeń powietrza dla każdego państwa członkowskiego Unii Europejskiej (w tym UE-28 i UE-15), są dostępne od 1990 roku. Aktualnie dostępne dane emisji gazów cieplarnianych w UE dotyczą 2012 roku.

W pracy oszacowano emisje gazów cieplarnianych w oparciu o metody opracowane przez Międzyrządowy Zespół ds. Zmian Klimatu (Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC)) w 1996 r. Są to metody w zakresie monitorowania GHG, metody szacowania, pomiarów, monitoringu i raportowania zmian w zasobach węgla i emisji CO₂ związanej z wykorzystaniem zasobów naturalnych, użytkowaniem ziemi, metody dotyczące inwentaryzacji redukcji emisji związanej z leśnictwem. Inne wy-

tyczne IPCC zawierają informacje o metodach absorpcji CO₂ oraz technikach jego transportu i składowania np. w oceanie czy utworach geologicznych [46, 47].

W artykule dokonano analizy trendów poziomu emisji sześciu gazów cieplarnianych objętych 'Protokołem z Kioto: ditlenku węgla (CO₂), metanu (CH₄), tlenku diazotu (N₂O) i fluorowanych gazów cieplarnianych (fluorowęglowodory (HFC), perfluorowcowanych węglowodorów (PFC) oraz sześciofluorku siarki (SF₆)) [63].

3. MECHANIZMY REGULUJĄCE EMISJE GAZÓW CIEPLARNIANYCH I ICH WSPARCIE PRAWNE W EUROPIE

Ograniczenie zakresu i potencjalnych skutków zmian klimatu wymaga redukcji emisji gazów cieplarnianych. W celu ustabilizowania koncentracji gazów cieplarnianych w atmosferze, został przyjęty protokół z Kioto, związany z Ramową konwencją Narodów Zjednoczonych w sprawie zmian klimatu (United Nations Conference on Environment and Development (UNCED)) 1992 r., która określa cele wiążące dla państw uprzemysłowionych, dotyczące redukcji emisji gazów cieplarnianych średnio o 5% w latach 2008–2012 wobec poziomu z 1990 r. [56]. UE-15 z kolei zobowiązała się w tym okresie do obniżenia emisji GHG o 8% do ww. roku bazowego [17].

Protokół z Kioto zawiera trzy mechanizmy rynkowe, według których państwa-uczestnicy mogą spełnić swoje zobowiązania w zakresie redukcji emisji gazów cieplarnianych: system handlu uprawnieniami do emisji gazów cieplarnianych, projekty wspólnych wdrożeń (Joint Implementation (JI)) oraz mechanizmy czystego rozwoju (Clean Development Mechanism (CDM)) [10, 63].

W celu osiągnięcia redukcji emisji gazów cieplarnianych w 2005 roku w Unia Europejska wprowadziła pierwszy na świecie system handlu uprawnieniami do emisji CO₂ (EU Emissions Trading System (EU ETS)) – jeden z najbardziej zorientowanych rynkowo instrumentów w dziedzinie ochrony środowiska [23].

Podpisany w 1997 roku Protokół z Kioto wszedł w życie w 2005 roku. 31 grudnia 2012 zakończył się pierwszy okres zobowiązań w ramach Protokołu. Drugi okres zobowiązań z Protokołu z Kioto został zaproponowany w 2012 roku w formie poprawki znanej jako „Doha amendment”, według której Traktat z Kioto przedłużono na kolejny okres od 2013 do 2020 r. Zgodnie z „Porozumieniem w Durbanie” państwa-uczestnicy konferencji RIO-92 (UNCED) do 2015 powinni przygotować nową umowę międzynarodową w zakresie zmian klimatu, która wejdzie w życie po roku 2020 [14].

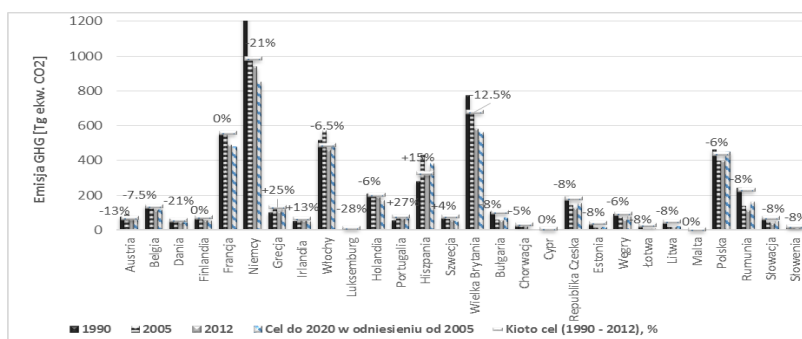
Podstawą europejskiej polityki ochrony środowiska są środowiskowe programy działania (Environment Action Programmes), które ustalają kierunki, wyraźne ramy czasowe, cele i zasady ekologicznej polityki UE [25]. Państwa-członkowie UE wprowadzają zmiany w prawie na poziomach krajowych w zgodności z dyrektywami unijnymi, dając jasne sygnały przedstawicielom przemysłu, obywatelom i społeczności

międzynarodowej, że w zakresie rozwiązań problematyki związanej ze zmianami klimatycznymi oczekuje się wspólnych działań od instytucji międzynarodowych.

4. TRENDY EMISJI DO POWIETRZA W EUROPIE

Wyniki analizy trendów emisji gazów cieplarnianych (Tg ekw. CO₂) na przestrzeni lat 1990–2012 w UE-28, w odniesieniu do celów Unii Europejskiej z Kioto na lata 2008–2012 przedstawiono na rysunku 1. Poziomy wskazanych emisji GHG nie obejmują zmiany użytkowania gruntów i leśnictwa (land-use change and forestry (LULUCF)) i nie uwzględniają emisji z lotnictwa międzynarodowego i międzynarodowego transportu morskiego. W ramach Protokołu z Kioto ograniczenie emisji zostało uzgodnione dla każdego z państw UE-15 przed 2004 r. [3]. Z dziesięciu państw członkowskich, które przystąpiły do UE 1 maja 2004 r., osiem posiadało indywidualne plany obniżenia emisji gazów cieplarnianych w ramach Protokołu z Kioto: 6 lub 8%. Rokiem bazowym dla Polski w celu redukcji emisji GHG o 6%, jest 1988 r. [28].

Wartości nad kolumnami to roczne zmiany wielkości emisji gazów cieplarnianych państw UE-28 według celów z Kioto odniesione do poziomu z roku 1990 (78,1 ekw. CO₂ dla Austrii; 466,4 Tg ekw. CO₂ dla Polski; 775,5 ekw. CO₂ dla Wielkiej Brytanii; 1248 Tg ekw. CO₂ dla Niemiec i 5626,3 Tg ekw. CO₂ dla UE-28 poziomu z 1990) [30]. Cele krajowe w zakresie redukcji emisji zanieczyszczeń na rok 2020 wyrażone są jako procentowe zmiany od poziomu dla roku 2005, kiedy został uruchomiony system handlu uprawnieniami do emisji CO₂ (EU ETS) [30].



Rys. 1. Emisje gazów cieplarnianych w latach 1990–2012 w UE-28, [Tg ekw. CO₂]

Według danych inwentaryzacyjnych (rys. 1), w 2012 r. wszystkie państwa członkowskie UE-28, z wyjątkiem Austrii i Hiszpanii, znacznie zmniejszyły poziomy emisji zanieczyszczeń i były poniżej założonych poziomów docelowych redukcji GHG w odniesieniu do roku 1990. Najwyższe przyrosty redukcji emisji gazów cieplarnianych obserwowano w następujących państwach: Łotwa, Litwa, Rumunia (ponad 50% redukcji

emisji GHG); Bułgaria, Słowacja (ponad 40% redukcji), Republika Czeska, Węgry (ponad 30%). Poziom redukcji emisji gazów cieplarnianych Polską w latach 1990–2012 wyniósł 14,4% (28 Tg ekw. CO₂) [31].

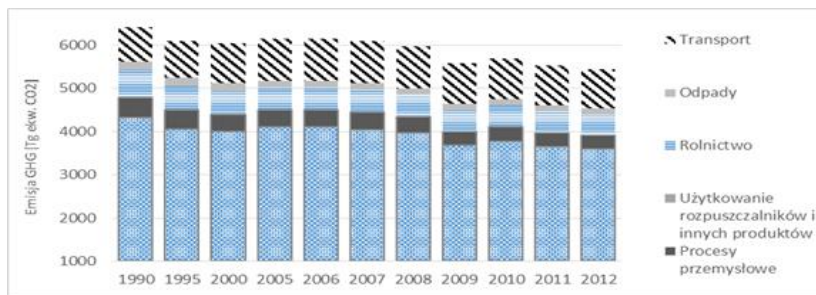
Polityka Unii Europejskiej w kierunku zmniejszenia emisji GHG i aktywne działania państw członkowskich podejmowane na bieżąco, wraz z restrukturyzacją przemysłu w Europie Wschodniej, przyczyniły do zmniejszenia poziomu emisji w EU-28 na około 1082 Tg ekw. CO₂ (19,2%) w 2012 r. w odniesieniu do roku 1990 [30].

W 2012 roku łączne emisje gazów cieplarnianych z Niemiec Wielkiej Brytanii, Francji oraz Włoch zmniejszono w porównaniu do roku 1990 z 3100 Tg ekw. CO₂ do 2470 Tg ekw. CO₂, co stanowiło ponad połowę redukcji sumarycznej emisji z całej UE. Największy sukces w realizacji zobowiązań z Kioto odniosły Niemcy, redukując poziom emisji GHG o ok. 25% (309 Tg ekw. CO₂) w latach 1990–2012 [31].

Jeżeli unijne cele krajowe redukcji emisji do 2020 r. (14 % od poziomu 2005 r.) będą realizowane, to osiągnięty zostanie ogólny cel redukcji GHG do 20% w odniesieniu do poziomów z 1990 r. [21]. W podziale na sektory objęte systemem EU ETS (przemysł ciężki, lotnictwo i in.) redukcja ma wynieść o 21% do 2020 r., sektory nieobjęte systemem handlu uprawnieniami do emisji (budownictwo, transport, i in. działania handlowe) – redukcja o 10% poniżej poziomu z roku 2005 do roku 2020 [13].

5. ANALIZA SEKTOROWA EMISJI GAZÓW CIEPLARNIANYCH W EUROPIE

Jedną z przyczyn zmiany klimatu jest wzrost emisji GHG związanych ze spalaniem paliw kopalnych w gospodarce (sektor energetyczny, produkcja przemysłowa, transport, obróbka i usuwanie odpadów). Według danych Międzynarodowej Agencji Energetycznej (IEA), ponad 60% emisji gazów cieplarnianych powstaje w wyniku przetwarzania energii pierwotnej w energię elektryczną i ciepłą. Następnym źródłem emisji GHG jest transport, z którego emitowane są głównie tlenki azotu (NO_x) oraz tlenek węgla. Mniejszy udział w emisji gazów cieplarnianych w Europie wnosi rolnictwo, przyczyniając się głównie do emisji CH₄ i N₂O, oraz procesy przemysłowe (niezwiązane z energetyką), w których powstają gazy fluorowane i N₂O [37]. Na rysunku 2 przedstawiono wartości emisji gazów cieplarnianych (w ekw. CO₂) z głównych sektorów emitujących GHG w UE-28 w latach 1990–2012.



Rys. 2. Sektorowa emisja gazów cieplarnianych w latach 1990–2012 w UE-28, [Tg ekw. CO₂]

Analizując trendy zmian, zaobserwowano że w 2012 r. emisja gazów cieplarnianych w UE z przetwarzania energii pierwotnej w energię finalną (elektryczna, ciepła), z wykorzystaniem paliw kopalnych, stanowiła ok. 66% emisji GHG; z procesów przemysłowych – ok. 6 %; z rolnictwa – 8,6%; z transportu – 16,5%; odpadów (stałych, ścieków, spalanie lub in. czynności gospodarowania odpadami) – 2,6% [24, 30].

Ze względu na politykę wprowadzania nowych standardów technicznych dla zużycia paliwa w sektorze transportu i zachęcając do korzystania z biopaliw, UE była w stanie osiągnąć ograniczenia średniego poziomu emisji z nowych pojazdów samochodowych, jednak zwiększająca się liczba pojazdów determinuje wzrost emisji z transportu osobowego i tranzytowego. Szczególnie taka tendencja jest widoczna w nowych państwach członkowskich UE. Gdy Polska przyłączyła do Unii Europejskiej i zostały zniwelowane ograniczenia w handlu pojazdami, do państwa sprowadzono ogromne ilości pojazdów używanych (50–60% – samochody starsze niż 10 lat), co przyczyniało się do wzrostu emisji z transportu [61]. Jeżeli nie zostaną podjęte intensywne działania w celu zmiany struktury wiekowej transportu, to spowoduje że Polska nie będzie w stanie dotrzymać zobowiązań według ambitnych planów UE z ograniczenia emisji GHG ze środków transportu o 60% do 2050 r. [20]. Rozważając jednak zastosowanie nowych technologii (pojazdy hybrydowe i elektryczne) można przewidywać zmniejszenie wpływu transportu na środowisko [49].

W przypadku emisji z sektora odpadów komunalnych i przemysłowych, widoczna jest tendencja spadkowa, co może być efektem zagospodarowania odpadów, szerokim wdrożeniem nowych rozwiązań ponownego wykorzystania odpadów (ang. „reusing”) i wysokiej jakości recyklingu.

W sektorze budownictwa nowe technologie, wysokie wymagania efektywnego gospodarowania nieruchomościami, lepsza architektura i zmiana stylu życia (wysoka świadomość ekologiczna, zmniejszenia zużycia energii przez ekonomiczne oświetlenie, obniżenie średniej temperatury w domach i in.) mogą zmniejszyć poziom emisji GHG do 20–50% w najbliższej perspektywie do 2030 r. [9, 38]. Zastosowanie podejścia opartego na cyklu życia, spowoduje że do 2020 r. w UE wszystkie nowe budynki będą „budynkami o niemal zerowym zużyciu energii” z wykorzystaniem ekologicznych materiałów budowlanych [19].

Aktywna polityka unijna, stymulująca rozwój oraz duże inwestycje w projekty naukowe i programy wsparcia biznesu, przynoszą rezultaty w postaci wzrostu innowacyjności i produktywności oraz znacznych postępów technologicznych. W sektorach gospodarki państw członkowskich UE szeroko są wykorzystane nowe energoefektywne innowacje technologiczne i stosuje się analizy cyklu życia zasobów energetycznych. To powoduje duży wzrost wartości dodanej końcowej produkcji i potencjalne oszczędności w zużyciu energii, oraz daje widoczne rezultaty pod względem redukcji emisji gazów cieplarnianych w sektorze gospodarki.

6. PRZEGLĄD ISTNIEJĄCYCH KIERUNKÓW DZIAŁAŃ W ZAKRESIE REDUKCJI EMISJI GAZÓW CIEPLARNIANYCH W EUROPIE

Przedstawiciele krajów Unii Europejskiej podejmują starania mające na celu redukcję zjawisk przyczyniających się do zmian klimatu, zarówno na poziomie krajowym, jak i międzynarodowym, pomimo faktu, że emisja z krajów UE stanowi 14% światowych emisji gazów cieplarnianych [30]. Komisja Europejska podjęła wiele inicjatyw związanych z ochroną klimatu od 1991 roku, kiedy wydano pierwszą wspólną strategię ograniczania emisji dwutlenku węgla i rozpoczęto dyskusję o stworzeniu wspólnej unijnej strategii efektywności energetycznej.

Europejski program zmian klimatycznych obejmuje szeroki zakres działań zabezpieczonych finansowaniem w sektorach gospodarki i przemysłu, transportu, gospodarce odpadami. Są to dyrektywy mające na celu wdrożenie idei zrównoważonego rozwoju w energetyce i wykorzystania odnawialnych źródeł energii; w zakresie zobowiązań producentów samochodów do zmniejszenia emisji CO₂ o 25% i zwiększenia udziału biopaliw w zużyciu paliw napędowych; w sprawie opodatkowania produktów energetycznych; programów w zakresie działań badawczych, dotyczących efektywnej gospodarki zasobami i surowcami; innowacji energetycznych; zintegrowanego transportu; działań w dziedzinie klimatu, i in. [2, 4, 5, 6, 7, 8, 18].

Państwa członkowskie już od dziesięciu lat korzystają z podatków na ochronę środowiska. Wiele krajów UE wprowadziło podatek od szkodliwych dla środowiska produktów i działań (takich jak baterie, opakowania i opony samochodowe, podatek od składowania odpadów), lub rozszerzyła i dopracowała istniejące systemy podatkowe w celu poprawy efektywności środowiskowej [26]. Oprócz podatków, jest również wypracowany system zachęt, na przykład w brytyjskim systemie handlu gazów cieplarnianych, firmy same ustalają sobie limit emisji CO₂, i w przypadku zgodności z tymi ograniczeniami, otrzymują wsparcie finansowe od państwa [62].

Polityka UE w zakresie ograniczania zmian klimatu aktywnie się rozwija po zamknięciu pierwszego okresu zobowiązań określonych w ramach protokołu z Kioto, w zakresie zwiększenia udziału i rozwoju energii odnawialnej oraz efektywności

energetycznej; poprawiania i rozwijania infrastruktury związanej z rozwojem i dostosowaniem leśnictwa i rolnictwa; dalszym udoskonaleniem technologii i regulacji wychwytywania i składowania dwutlenku węgla (Carbon dioxide capture and storage technologies) [27, 48]; redukcji emisji z transportu drogowego i lotniczego; określa ślad ekologiczny produktów, podtrzymując dialog z zainteresowanymi stronami.

Problem przejścia na nowe rodzaje paliwa będzie szczególnie odczuwalny w lotnictwie wojskowym i cywilnym, gdzie prognozowany jest wzrost intensywności lotów (oczekuje się, że tempo wzrostu pasażerów lotniczych wzrośnie o 6% w stosunku do 2014 r. [1]). Z tego powodu niektóre kraje UE nie przerywają prac mających na celu poprawę właściwości paliw alternatywnych, które odnoszą się do odnawialnych zasobów, mają niższe koszty i większą wydajność ekologiczną. Użycie biologicznego paliwa spowoduje zmniejszenie emisji GHG i zmniejszy zależność od zasobów naturalnych oraz spowoduje wzrost bezpieczeństwa energetycznego krajów UE [11].

Technologie wykorzystujące odnawialne źródła energii (OZE) są jednym z najważniejszych elementów energetyki niskoemisyjnej. Oczekuje się, że udział OZE odegra istotną rolę w produkcji energii w przyszłości. Ponadto, rozwój technik stosowanych w sektorze energii odnawialnej stworzy nowe możliwości biznesowe, zwłaszcza dla eksportu tych technologii.

7. OCENA MOŻLIWOŚCI REDUKCJI EMISJI GAZÓW CIEPLARNIANYCH W RAMACH RÓŻNYCH SCENARIUSZY ROZWOJU GOSPODARCZEGO EUROPY

Wzrost emisji gazów cieplarnianych ma znaczące negatywne skutki środowiskowe, zdrowotne i gospodarcze. Dla zapobiegania zmianom klimatu, światowa wspólnota musi zahamować wzrost emisji gazów cieplarnianych do roku 2020, a następnie wyraźnie ją zmniejszyć o co najmniej połowę do roku 2050 od poziomu 1990 r [23].

Aby ustalić aktualny poziom zanieczyszczenia powietrza i ocenić potencjał zmniejszenia emisji gazów cieplarnianych przygotowano wykres reprezentujący trendy rozwoju gospodarki i związane z nimi intensywności zmiany poziomów emisji ditlenku węgla ($T_g \text{ CO}_2$) dla wybranych państw UE (uwzględniając różnice między „starymi” i „nowymi” państwami członkowskimi Unii Europejskiej). Na rysunku 3 przedstawiono trendy zmiany poziomów emisji CO_2 ze spalania paliw dla wybranych państw UE-28: Holandii, Wielkiej Brytanii, Hiszpanii, Austrii, Polski, Rumunii oraz Bułgarii w latach 1990–2012. Jako główne wskaźniki zapotrzebowania na energię i poziomy emisji CO_2 uznano zmienne demograficzne i ekonomiczne, mianowicie gęstość zaludnienia oraz produkt krajowy brutto (PKB).

Wskaźnik poziomu wartości emisji CO_2 w odniesieniu do PKB z wykorzystaniem parytetu siły nabywczej (ang. Purchasing power parity, PPP), stosując ceny USD

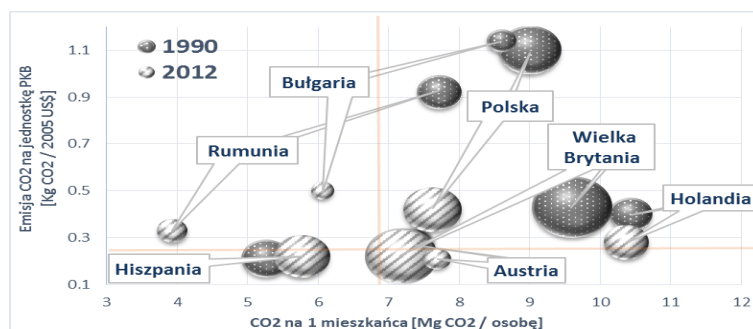
z 2005 roku (Emisja Kg CO₂/PKB PPP 2005 US\$) [39–45], może być bardzo przydatny do oceny stanu gospodarki badanych krajów, zmiany energochłonności dominujących sektorów ekonomii, postępów i działań podejmowanych w redukcji emisji gazów cieplarnianych. Jednak jest on wrażliwy na parytet siły nabywczej roku bazowego przy wyborze krajów do porównania [37].

Indyktor poziomu emisji CO₂ przypadającej na mieszkańca danego kraju (Mg CO₂/osobę) i całkowita emisja CO₂ ze spalania paliw dla wybranych krajów w latach 1990–2012 [39–45], podkreślają rozbieżności pomiędzy państwami w sposobach wykorzystania energii i rozwoju wdrożeń związanych z energią, ale jest on bardzo zależny od regionu i zaludnienia kraju (wielkości kraju, właściwości klimatyczne regionu, dostęp do źródeł energii, obszary miejskie lub wiejskie) [37].

Zaden z wybranych wskaźników nie jest wystarczający i nie może zapewnić pełnego obrazu zmiany trendów emisji CO₂ ze spalania paliw dla pewnego kraju lub dokładnie ocenić jego zdolności do zmniejszenia emisji gazów cieplarnianych, a jest głównie wykorzystywany dla powierzchniowego opisu sytuacji w tym kraju [36].

Zgodnie z danymi przedstawionymi na rysunku 3, wielkość koła oznacza ogólny poziom emisji ditlenku węgla (Tg CO₂) ze spalania paliw na obszarze danego kraju w roku 1990 i 2012; zmiana położenia koła wskazuje na tendencję redukcji emisji GHG w wybranych państwach, linie czerwone – średni poziom emisji CO₂/PKB i CO₂/osobę dla UE-28.

Analizując dynamikę zmiany emisji zanieczyszczeń (rys. 3) można zaobserwować, że wielkości emisji przypadające na mieszkańca w badanych państwach UE-28 były bardzo zróżnicowane w latach 1990–2012, w zakresie od 3,39 Mg CO₂/osobę w Rumunii do 10,37 Mg CO₂/osobę w Holandii. Emisje CO₂ na jednostkę PKB są także zmienne, od 0,21 w Austrii do 0,42 w Polsce i 0,5 Mg CO₂/osobę w Bułgarii. Jest to głównie spowodowane tempami rozwoju gospodarki (ekonomiczny wzrost lub spadek), wykorzystaniem różnych surowców energetycznych i poziomu efektywności energetycznej na wszystkich etapach produkcyjnych.



Rys. 3. Trendy zmiany poziomów emisji CO₂ dla wybranych państw UE-28

Większość z badanych państw wykazała wysokie tempo redukcji emisji CO₂ na jednostkę PKB i na 1 mieszkańca w latach 1990–2012. Najbardziej widoczna tendencja spadkowa jest dla Rumunii i Bułgarii (emisja CO₂ ze spalania paliw w 2012 r. w odniesieniu do poziomu 1990 r. zmniejszyła się więcej niż w 2 razy dla Rumunii i 1,5 razy dla Bułgarii), co może wynikać z dużej liczby projektów wspólnych wdrożeń (JI), szczególnie w energetyce zawodowej, elastycznej polityki rządów Bułgarii i Rumunii oraz tworzeniem korzystnych warunków dla projektów JI [58, 59].

Z przeprowadzonych analiz wynika, że zmniejszone zostały poziomy emisji CO₂ w Polsce i Wielkiej Brytanii. W Polsce zredukowano emisję CO₂ na jednostkę PKB o ok. 62% i o ok. 18% emisji CO₂ przypadającej na mieszkańca oraz o 16,4% ogólnego poziomu emisji CO₂ ze spalania paliw. Taki spadek emisji CO₂ w latach 1990–2012 dla Polski został wywołany przez zmiany gospodarcze, związane z przejściem od scentralizowanej do rynkowej gospodarki, zwłaszcza w przemyśle ciężkim oraz ze zmniejszeniem udziału węgla kamiennego i brunatnego stosowanych jako paliwa energetyczne, aktywną polityką i wdrożeniem dużych środków finansowych w zakresie efektywności energetycznej. Priorytetami dla Polski nadal pozostają zmiany technologiczne, bezpieczeństwo energetyczne i dywersyfikacja źródeł energii poprzez zamianę paliw kopalnych na różne źródła energii odnawialnej [57].

W przypadku Wielkiej Brytanii ogólny poziom emisji CO₂ ze spalania paliw był znacznie wyższy niż w innych krajach UE (rozmiar koła na wykresie). Kraj ten charakteryzuje się jednym z najwyższych poziomów emisji gazów cieplarnianych w przeliczeniu na jednego mieszkańca (7,17 Mg CO₂ na osobę). Wynika to z wielu czynników historycznych głównie związanych z okresem rewolucji przemysłowej – pojawiły się maszyny mechaniczne, tym samym przyspieszając proces wytwórczy i powodując wzrost emisji GHG emitowanych głównie ze spalania paliw kopalnych. Redukcja poziomu CO₂ w latach 1990–2012 o 16,7% ogółem i poziomu emisji CO₂ przypadającej na mieszkańca o ok. 34%, spowodowana była głównie zmianami w strukturze zużycia paliw i przejściem od zastosowania węgla do gazu ziemnego jako źródła energii w przemyśle. Dalszym głównym kierunkiem zmierzającym do zmniejszenia emisji CO₂ prawdopodobnie będzie sektor transportu [66].

Z przeprowadzonych analiz wynika, iż w Holandii w latach 1990–2012 zmniejszono emisje CO₂ na jednostkę PKB o 43%, jednak w ostatnim dziesięcioleciu, przez zwiększenia zużycia paliwa i energii, nastąpił wzrost ogólnego poziomu emisji CO₂ o 11,5% (wzrost PKB PPP o 55,5%). Żeby wypełnić zobowiązania według Protokołu z Kioto (redukcja o 6%), rząd Holandii rozpoczął szeroki zakres działań, w tym i politykę zakupu zezwoleń na emisje GHG. Najwyraźniej w przyszłości redukcja emisji gazów cieplarnianych w Holandii odbędzie się za pomocą dalszego wzrostu podatków w sektorach transportu i produkcji energetycznej [56].

W Austrii w latach 1990–2012 charakterystycznym jest zwiększenie emisji CO₂ osobę na ok. 13% i wzrost poziomu emisji CO₂ ze spalania paliw ogółem o 14,8%. Zobowiązując się do ograniczenia emisji gazów cieplarnianych o 13% w porównaniu

do roku 1990 w ramach Protokołu z Kioto, Austria miała trudności z realizacją planów redukcji. Jest oczywiste, że w przyszłości kraj ten będzie przeciwdziałać wzrostowi emisji bardziej rygorystycznymi środkami w dziedzinie energooszczędności i transportu [16].

Na terenie Hiszpanii obserwuje się tendencje do wzrostu poziomu emisji CO₂ na jednostkę PKB i na 1 osobę w 2012 r. w porównaniu z 1990 r. Emisja CO₂ ze spalania paliw wzrosła o 23% między 1990 i 2012 r. i prawdopodobnie jest spowodowana pozytywną kwotą w zakresie redukcji zanieczyszczeń w stosunku do emisji bazowych w ramach Protokołu z Kioto. Hiszpania nie była w stanie kontrolować szereg wzrostu gospodarki na poziomie ograniczającym emisje GHG o 15% [60].

Przeprowadzone analizy wskazują iż w krajach UE-28 średnia emisja CO₂ ze spalania paliw w latach 1990–2012 zmniejszyła się o 16,1% (562,9 Tg ekw. CO₂), natomiast poziom emisji CO₂ przypadający na jednostkę PKB zmniejszył się o ok. 68% (0,17 Kg CO₂/2005 US\$), emisja CO₂ przypadająca na mieszkańca – o ok. 23% (1,63 Mg CO₂ /osobę). Pozytywne zmiany wielkości i położenia ‘kół emisyjnych’ na wykresie 3 dla każdego z badanych państw (wyłączając Hiszpanie) w kierunku obniżenia emisji CO₂ ze spalania paliw na jednostkę PKB i na 1 mieszkańca, akcentują uwagę na znacznych postępach wybranych państw członkowskich UE w osiągnięciu celów zmniejszenia poziomu emisji GHG w latach 1990–2012.

Zależność między poziomem emisji CO₂ i wzrostem PKB wskazuje na potencjal do redukcji zanieczyszczeń dla badanych krajów europejskich. Wszystkie te kraje, które nie były do końca przygotowane do osiągnięcia poziomów docelowych z Kioto, muszą poważnie rozważyć dalsze działania dla zapewnienia zgodności z unijnymi poziomami redukcji, w kierunku zwiększenia wykorzystania elastycznych mechanizmów na poziomie rządowym i zapewnić wystarczające budżety w osiągnięciu założonych celów [29].

W przyszłości, poziom emisji gazów cieplarnianych w Europie będzie znacznie niższy w odniesieniu do poziomu z 1990 r. przy różnych tempach rozwoju gospodarki UE, pomimo znacznego wzrostu PKB. Tego typu prognozy są efektem działań (w zakresie przeciwdziałania zmianom klimatycznym, technologii energetycznych i technologii środowiskowych, bezpieczeństwa dostaw energii oraz jakości powietrza, rolnictwa i leśnictwa w zakresie zdrowia publicznego i in.) mających na celu zmniejszenia emisji gazów cieplarnianych w Europie w ostatnich latach.

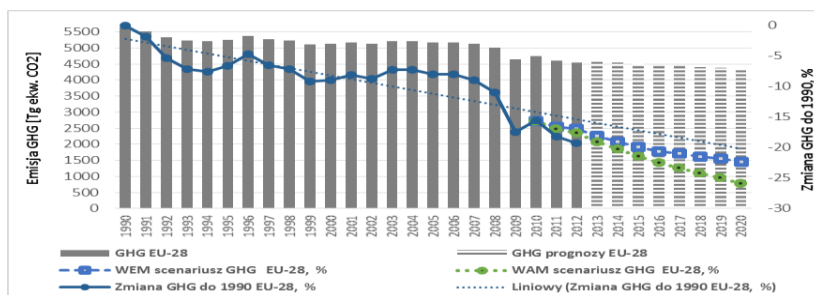
W celu wykonania analizy tendencji zmian klimatycznych w XXI wieku w Europie, wykorzystano prognozy emisji gazów cieplarnianych na 2010–2020, opracowane przez grupę ekspertów w dziedzinie zmian klimatycznych Europejskiej Agencji Środowiskowej (EEA). Według raportu EEA „Trendy i prognozy w Europie 2014 / Śledzenie postępów w kierunku Europejskich celów energetycznych i klimatycznych na rok 2020” (opublikowany w październiku 2014 roku) [30], opracowano dwa główne scenariusze z prognozowymi zmianami emisji GHG, które w różnym stopniu uzględniają dalszy rozwój gospodarki UE i przyszłych środków do

regulowania poziomu emisji zanieczyszczeń. Scenariusz typu „przy istniejących środkach” (with existing measures’ scenario (WEM)) polega na zastosowaniu wyłącznie istniejących strategii i możliwości technicznych oraz materiałowych, a także organizacyjnych oraz scenariusz „przy dodatkowych środkach” (with additional measures’ scenario (WAM)) – na zastosowaniu zaplanowanych dodatkowych strategii i aktualnie przewidzianych środków, przykład elastyczne mechanizmy Protokolu z Kioto: Wspólne Wdrażanie, Mechanizm Czystego Rozwoju oraz międzynarodowy handel uprawnieniami do emisji. [32, 33, 50, 51].

Na rysunku 4 przedstawione są zmiany poziomów oraz redukcje emisji GHG w latach 1990–2012 i prognozy emisji według scenariuszy WEM i WAM (lata 2010–2020). Krzywa (zmiana GHG do 1990 w UE, %) wskazuje historyczne trendy zmian emisji gazów cieplarnianych do 2012 r. Z przeprowadzonej analizy wynika iż w karajach UE-28 istniejące środki redukujące (polityka w zakresie jakości powietrza, inwestycje w zielone technologie, OZE, zwiększenie efektywności energetycznej), spowodowały zmniejszenia emisji GHG, bez zmiany użytkowania gruntów i leśnictwa (land-use change and forestry LULUCF) w 2012 roku o 19,2% tj. o 1082 Tg ekw. CO₂ (bez uwzględnienia emisji z lotnictwa międzynarodowego i międzynarodowego transportu morskiego) w porównaniu z ilością emisji w roku bazowym (1990 r.) [30].

W 2009 r. nastąpił nagły spadek emisji gazów cieplarnianych, spowodowany kryzysem gospodarczym. Długoterminowa tendencja spadkowa emisji gazów cieplarnianych ogółem w UE-28, spowodowana m.in. dużymi inwestycjami w gospodarkę państw- członkowskich (restrukturyzacja gospodarcza doprowadziła do ograniczenia emisji w wielu „nowych” krajach UE), efektywniejszym zużyciem energii i przejściem na paliwa niskoemisyjne, realizacją programów wsparcia i wprowadzeniem zachęt mających na celu większe korzystanie z OZE.

Dokonana analiza aktualnych prognoz (scenariuszy WEM i WAM) potwierdza, iż jeżeli polityka redukcji emisji gazów cieplarnianych w UE-28 będzie kontynuowana, ich poziom nadal powinien się zmniejszać. Przy realizacji scenariuszy WEM, redukcja emisji GHG w 2020 r. będzie na poziomie 21% poniżej poziomu 1990 r., a przy realizacji dodatkowych środków, scenariusz WAM, spadek może sięgnąć 24% (wyłączając emisje pochodzącą z międzynarodowego lotnictwa) [32, 33].



Rys. 4. Trendy i prognozy emisji gazów cieplarnianych w UE-28

Jeżeli porównać różnice między opublikowanymi danymi (informacja Komisji Europejskiej) i wartościami prognozowanymi (scenariuszy WEM i WAM) dotyczącymi poziomów redukcji emisji w EU-28 w latach 2010–2012 zauważyć można błąd prognozy mniejszy niż w 1% (w 32 Tg ekw. CO₂). Według danych KE emisja GHG zmniejszyła się o 1,3%, (59 Tg ekw. CO₂) w 2012 r. w porównaniu do roku 2011, według prognozowanych scenariuszy, poziom redukcji emisji w tym okresie wynosi 27 Tg ekw. CO₂, albo ok. 0,6%. Oznacza to, że dane prognozy (WEM i WAM) są realistyczne i UE jest bardzo blisko do osiągnięcia celu redukcji emisji gazów cieplarnianych o 20% w latach 1990–2020 zgodnie z pierwszym pakietem klimatyczno-energetycznym przyjętym przez Parlament Europejski w 2008 r.[21].

8. PODSUMOWANIE

Ewolucja ekologicznej polityki Unii Europejskiej w ciągu ostatnich trzech dekad, aktywne działania, związane z tworzeniem warunków dla rozwoju czystych ekologicznie i energooszczędnych technologii, zintegrowane podejście do problemów ochrony środowiska, przyczyniły się do osiągnięcia, w państwach członkowskich UE, znaczącego obniżania emisji gazów cieplarnianych i poprawy jakości powietrza oraz zapewniają stabilne podstawy dla dalszych inwestycji w zielone technologie, maksymalizację udziału OZE i postępów w zakresie efektywności energetycznej.

Wypełnienie zobowiązań z Kioto (lata 2008–2012) nie określa finału działań Unii Europejskiej w odniesieniu do zmian klimatycznych. UE jest liderem w międzynarodowym procesie redukcji emisji gazów cieplarnianych i wspiera ograniczenie zanieczyszczeń powietrza w skali globalnej. Dlatego aktywnie negocjuje o opracowywanie i wdrożenie nowej globalnej strategii na rzecz zmniejszenia emisji gazów cieplarnianych celem rozwiązania kwestii globalnej zmiany klimatu.

Unia Europejska stawia ambitne plany ograniczenia emisji gazów cieplarnianych w przyszłości (unijne pakiety klimatyczno-energetyczne). I chociaż realistycznym jest, że dalsze europejskie wysiłki w zakresie ograniczania emisji gazów cieplarnianych w sektorach gospodarki (energetyka odnawialna, potencjał efektywności energetycznej, zwłaszcza w sektorze budowlanym) państw członkowskich mogą umożliwić redukcję emisji GHG, jednak trudności w sektorze transportu (wzrost liczby samochodów i wielkości ruchu, w tym tranzytowego) są powodem do niepokoju.

Przekształcenie sektora transportowego jest wymaganiem i będzie zależeć od rozwiązań technicznych, skutecznego wdrażania podejścia zintegrowanego w administracjach rządowych państw członkowskich UE, realizacji projektów inwestycyjnych dla rozwoju infrastruktury transportowej. Zastosowanie technologii (w tym biopaliw i energii elektrycznej) będzie podstawowym sposobem przyczyniającym się do

zmniejszenia wpływu transportu na środowisko i ma wielkie znaczenie w osiągnięciu celów redukcji GHG w UE w perspektywie długoterminowej.

Energetyczne plany UE stawiają także duże wyzwanie dla państw członkowskich Europy Południowo-Wschodniej. Takie zaniepokojenie wyraża Polska, w której energetyka opiera się na wykorzystaniu węgla jako głównego surowca energetycznego. Rzeczywiście, na poziomie krajowym niezbędne jest podjęcie działań zmierzających do poprawy efektywności energetycznej oraz propagowania idei wykorzystania odnawialnych źródeł energii, a także przeprowadzenia zmian w strukturze wiekowej i wydajności transportu. Wyzwania te, w trakcie realizacji wyznaczonych celów, wymagają zaangażowania znacznych zasobów ludzkich, systemu środków prawnych, ekonomicznych, organizacyjnych i technicznych i mogą być spełnione tylko poprzez połączenie planowania długoterminowego z realizacją tych planów działań w okresie krótkoterminowym.

Praca współfinansowana w ramach badań statutowych S40-029.

LITERATURA

- [1] AIRBUS (2014). *Focusing on the 2014-2033 timeframe, "Flying on demand" – Airbus' latest Global Market Forecast (GMF)*. Pobrane z http://www.airbus.com/company/market/forecast/?eID=maglisting_push&tx_maglisting_pi1%5BdocID%5D=40733
- [2] AUTHENTIC ELECTRONIC OFFICIAL JOURNAL OF THE EU (2001). *Directive 2001/77/EC of the European Parliament and of the Council of 27 September 2001 on the promotion of electricity produced from renewable energy sources in the internal market*. [OJ L 283, 27/10/ 2001].
- [3] AUTHENTIC ELECTRONIC OFFICIAL JOURNAL OF THE EU (2002). *2002/358/EC concerning the approval, on behalf of the European Community, of the Kyoto Protocol to the United Nations Framework Convention on Climate Change and the joint fulfilment of commitments thereunder*. [OJ L 130, 15/05/2002 P].
- [4] AUTHENTIC ELECTRONIC OFFICIAL JOURNAL OF THE EU (2003). *Council Proposal for amending Directive 2003/96/EC restructuring the Community framework for the taxation of Energy products and Electricity*. [OJ L 283/57].
- [5] AUTHENTIC ELECTRONIC OFFICIAL JOURNAL OF THE EU (2003). *Decision No 1230/2003/EC of the European Parliament and of the Council of 26 June 2003 adopting a multi-annual programme for action in the field of energy: "Intelligent Energy – Europe" (2003–2006)*. [OJ L 176, 15.7.2003].
- [6] AUTHENTIC ELECTRONIC OFFICIAL JOURNAL OF THE EU (2003). *Directive 2003/30/EC of the European Parliament and of the Council of 8 May 2003 on the promotion of the use of bio-fuels or other renewable fuels for transport*. [OJ L 123, 17/05/2003 P. 0042–0046].
- [7] AUTHENTIC ELECTRONIC OFFICIAL JOURNAL OF THE EU (2003). *Directive 2004/8/EC of the European Parliament and of the Council of 11 February 2004 on the promotion of cogeneration based on a useful heat demand in the internal energy market and amending Directive 92/42/EEC*. [OJ L 052, 21/02/2004 P. 0050–0060].
- [8] AUTHENTIC ELECTRONIC OFFICIAL JOURNAL OF THE EU (2006). *Decision No 1982/2006/EC of the European Parliament and of the Council of 18 December 2006 concerning*

- the Seventh Framework Programme of the European Community for research, technological development and demonstration activities (2007–2013)*. [OJ L 412, 30.12.2006].
- [9] AUTHENTIC ELECTRONIC OFFICIAL JOURNAL OF THE EU (2010). *Directive 2010/31/eu of the European Parliament and of the Council of 19 May 2010. On the energy performance of buildings* [OJ L 153, 18.6.2010, p. 13–35].
- [10] AUTHENTIC ELECTRONIC OFFICIAL JOURNAL OF THE EU (2014). *Communication from the Commission: Report on demonstrable progress under the Kyoto Protocol* (required under Article 5(3) of Decision 280/2004/EC concerning a mechanism for monitoring Community greenhouse gas emissions and for implementing the Kyoto Protocol). [COM (2005) 615 final].
- [11] BIEŃ J, ZABOCHNICKA – ŚWIĄTEK M AND SŁAWIK L. 2010. *Wady i zalety biopaliw na przykładzie bioetanolu. Konferencja: Debata o przyszłości energetyki*, Wysowa Zdrój.
- [12] CDC CLIMAT RESEARCH (2014). *Key Figures on Climate France and Worldwide 2014 Edition*. Pobrane z <http://www.cdclimat.com/Key-Figures-on-Climate-France-and-1535.html?lang=en>
- [13] CENTER FOR CLIMATE AND ENERGY SOLUTIONS (C2ES, 2014). *Country emissions targets. International Emissions Targets*. Pobrane z <http://www.c2es.org/international/key-country-policies/emissions-targets#ref1>
- [14] CONFERENCE OF THE PARTIES (COP, 2011). *Report of the Conference of the Parties on its seventeenth session*, held in Durban from 28 November to 11 December 2011.
- [15] EGGLESTON H.S. 2006. *IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories*. IPCC. IGES. Japan, 2006.
- [16] ENVIRONMENT AGENCY AUSTRIA (2013). *Austria's National Inventory Report 2013*. Submission under the United Nations Framework. Convention on Climate Change and the Kyoto Protocol. Vienna, 2013.
- [17] EUROPEAN COMMISSION (2000). *EU Action against Climate Change. The European Climate Change Programme (ECCP)* [COM (2000) 88 final].
- [18] EUROPEAN COMMISSION (2006). *The European Climate Change Programme (ECCP)*. EU Action against Climate Change, European Communities, 2006. ISBN 92-79-00411-5.
- [19] EUROPEAN COMMISSION (2011a). *Communication from the Commission to the European Parliament, the Council, the European Economic and Social Committee and the Committee of the Regions Roadmap to a Resource Efficient Europe* [SEC (2011) 1067 final].
- [20] EUROPEAN COMMISSION (2011b). *Communication from the Commission to the European Parliament, the Council, the European Economic and Social Committee and the Committee of the Regions 'A Roadmap for moving to a competitive low carbon economy in 2050'* (COM(2011) [112 final of 8 March 2011]).
- [21] EUROPEAN COMMISSION (2011c). *The EU 2020 climate and Energy package*. Pobrane z http://ec.europa.eu/clima/policies/package/index_en.htm
- [22] EUROPEAN COMMISSION (2013). *EU 2030 Framework for Climate and Energy Policies*. Pobrane z http://ec.europa.eu/clima/policies/2030/index_en.htm
- [23] EUROPEAN COMMISSION (2013). *The EU Emissions Trading System (EU ETS)*. Pobrane z http://ec.europa.eu/clima/publications/docs/factsheet_ets_en.pdf
- [24] EUROPEAN COMMISSION (2014a). *EU Transport in Figures: Statistical Pocketbook 2014*. Pobrane z <http://ec.europa.eu/transport/facts-fundings/statistics/doc/2014/pocketbook2014.pdf>
- [25] EUROPEAN COMMISSION (2014b). *The Sixth Environment Action Programme of the European Community 2002-2012*. Pobrane z <http://ec.europa.eu/environment/archives/eap/index.htm>
- [26] EUROPEAN ENVIRONMENT AGENCY (2001). *Environmental Taxes: Recent Developments in Tools for Integration (Environmental Issues)*. Paperback – March 5, 2001.
- [27] EUROPEAN ENVIRONMENT AGENCY (2008). *Impacts of Europe's changing climate – 2008 indicator-based assessment*. EEA Report No 4/2008, JRC Reference Report No JRC47756, EEA/JRC/WHO, 2008.

- [28] EUROPEAN ENVIRONMENT AGENCY (2013). *Total greenhouse gas (GHG) emission trends and projections*. Pobrane z <http://www.eea.europa.eu/data-and-maps/indicators/greenhouse-gas-emission-trends>
- [29] EUROPEAN ENVIRONMENTAL AGENCY (2011). *Greenhouse Gas Emission Trends and Projections in Europe 2011: Tracking Progress towards Kyoto and 2020 Targets*, Copenhagen, 2011.
- [30] EUROPEAN ENVIRONMENTAL AGENCY (2014a). *Annual European Union greenhouse gas inventory 1990–2012 and inventory report 2014*. Submission to the UNFCCC Secretariat, EEA Technical report No 9/2014.
- [31] EUROPEAN ENVIRONMENTAL AGENCY (2014b). *Trends and projections in Europe 2014. Tracking progress towards Europe's climate and energy targets for 2020*. Pobrane z <http://www.actu-environnement.com/media/pdf/news-23105-etude-eea-europe-climat-energie.pdf>
- [32] EUROPEAN ENVIRONMENTAL AGENCY (2014c). *Total greenhouse gas (GHG) emission trends and projections (CSI 010/CLIM 050)* – Assessment published Jun 2014.
- [33] EUROPEAN ENVIRONMENTAL AGENCY (2014d). *Total greenhouse gas (GHG) emission trends and projections (CSI 010/CLIM 050)* – Assessment published Nov 2014.
- [34] EUROPEAN REANALYSIS AND OBSERVATIONS FOR MONITORING (EURO4M, 2015). *Climat Indicator Bulletin. 2014 warmest year on record in Europe*. Pobrane z http://cib.knmi.nl/mediawiki/index.php/2014_warmest_year_on_record_in_Europe
- [35] EUROSTAT (2014). *Share of renewable energy up to 14.1% of energy consumption in the EU-28 in 2012*. Eurostat News Release, 11 March 2014.
- [36] INTERNATIONAL ENERGY AGENCY (2013). *About energy efficiency indicators*. Pobrane z <http://www.iea.org/topics/energyefficiency/subtopics/energyefficiencyindicators/>
- [37] INTERNATIONAL ENERGY AGENCY (2014). *CO2 Emissions from Fuel Combustion, 1971–2012*. IEA/OECD, Paris, 2014.
- [38] INTERNATIONAL ENERGY AGENCY (2014). *World Energy Outlook 2014 (WEO-2014), executive summary*. Paris Cedex, France, 2014.
- [39] INTERNATIONAL ENERGY AGENCY STATISTICS (2012). *Austria: Indicators for 1990/2012*.
- [40] INTERNATIONAL ENERGY AGENCY STATISTICS (2012). *Bulgaria: Indicators for 1990/2012*.
- [41] INTERNATIONAL ENERGY AGENCY STATISTICS (2012). *Netherlands: Indicators for 1990/2012*.
- [42] INTERNATIONAL ENERGY AGENCY STATISTICS (2012). *Poland: Indicators for 1990/2012*.
- [43] INTERNATIONAL ENERGY AGENCY STATISTICS (2012). *Romania: Indicators for 1990/2012*.
- [44] INTERNATIONAL ENERGY AGENCY STATISTICS (2012). *Spain: Indicators for 1990/2012*.
- [45] INTERNATIONAL ENERGY AGENCY STATISTICS (2012). *United Kingdom: Indicators for 1990/2012*.
- [46] IPCC (1996). *Climate Change 1996, Revised IPCC Guidelines for National GHG Inventories: Reference Manual*, Intergovernmental Panel on Climate Change. Pobrane z <http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/gl/invs1.html>
- [47] IPCC (1997). *Climate Change 1997, Revised 1996 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories*, Intergovernmental Panel on Climate Change. (Revised 1996 IPCC Guidelines), 1997.
- [48] IPCC (2014). *Summary for policymakers. In: Climate Change 2014: Impacts, Adaptation, and Vulnerability*. Cambridge University Press, United Kingdom and New York, USA, pp. 1-32.
- [49] KAHN RIBEIRO et al. 2007: *Transport and its infrastructure. In Climate Change 2007: Mitigation*. Contribution of Working Group III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom, 2007.
- [50] KOMISJA EUROPEJSKA (2005). *Sprawozdanie Komisji z postępów Wspólnoty w realizacji celu z Kioto (wymagane na mocy decyzji Parlamentu Europejskiego i Rady 280/2004/WE dotyczącej*

- mechanizmu monitorowania emisji gazów cieplarnianych we Wspólnocie i wykonania Protokołu z Kioto) [SEC (2005) 1642].
- [51] KOMISJA EUROPEJSKA (2012). *Sprawozdanie Komisji dla Parlamentu Europejskiego i Rady Postęp w Realizacji Celów z Kioto* (wymagane na podstawie art. 5 decyzji 280/2004/WE Parlamentu Europejskiego i Rady dotyczącej mechanizmu monitorowania emisji gazów cieplarnianych we Wspólnocie oraz wykonania protokołu z Kioto) [SWD (2012) 353 final].
- [52] KONINKLIJK NEDERLANDS METEOROLOGISCH INSTITUUT (KNMI, 2014). *2014: warmest year on record for Europe*. Pobrane z http://www.knmi.nl/cms/content/121996/2014_warmest_year_on_record_for_europe
- [53] MET OFFICE THE NATIONAL WEATHER SERVICE FOR THE UK (2014). *July 2014 in top ten warmest and sunniest*. Pobrane z <https://metofficenews.wordpress.com/2014/07/>
- [54] MINISTERSTWO GOSPODARKI POLSKI (2009). *Prognoza zapotrzebowania na paliwa i energię do 2030 roku*. Załącznik 2 do Polityki energetycznej Polski do 2030 roku, Warszawa 2009 r.
- [55] NATIONAL OCEANIC AND ATMOSPHERIC ADMINISTRATION (NOAA, 2015). *Global Analysis - Annual 2013*. Pobrane z <http://www.ncdc.noaa.gov/sotc/global/2013/13>
- [56] NETHERLAND'S NATIONAL INSTITUTE FOR PUBLIC HEALTH AND THE ENVIRONMENT (2013). *Greenhouse Gas Emissions in the Netherlands, 1990–2011: National Inventory Report 2013*. Netherlands. (RIVM), 2013.
- [57] POLAND'S NATIONAL CENTRE FOR EMISSION MANAGEMENT (KOBIZE, 2013). *Poland's National Inventory Report 2013. Greenhouse Gas Inventory for 1988-2011*. Submission under the UN Framework Convention on Climate Change and its Kyoto Protocol. Warszawa, May 2013.
- [58] REPUBLIC OF BULGARIA MINISTRY OF ENVIRONMENT AND WATER (2013). *Bulgarian National Inventory Report 2013 for Greenhouse Gas Emissions*. Submission under the UNFCCC and the Kyoto Protocol. May, 2013.
- [59] ROMANIAN MINISTRY OF ENVIRONMENT AND CLIMATE CHANGE (2013). *Romanian Greenhouse Gas Inventory. 1989-2011*. National Inventory Report. May 2013.
- [60] SPAIN'S MINISTRY OF ENVIRONMENT AND RURAL AND MARINE AFFAIRS (2010). *Greenhouse Gas Emissions Inventory of Spain 1990–2008*. Communication to the European Comision. Madrid, September 2010.
- [61] STUDIA BIURA ANALIZ SEJMOWYCH KANCELARII SEJMU (BAS, 2012). *Polityka klimatyczna pod redakcją Mirosława Sobolewskiego. Biuro Analiz Sejmowych Kancelarii Sejmu*. Nr 1(29) 2012. ISSN 2082-0658.
- [62] UK EMISSIONS TRADING SCHEME (2005). *UK Greenhouse Gas Emissions Trading Scheme 2002*. [Incorporating Scheme Rule Amendments From December 2004 and September 2005].
- [63] UNITED NATIONS (1998). *United Nations framework convention on climate change, UNFCCC* (1998) Kyoto Protocol to the United Nations Framework Convention on Climate Change. <http://unfccc.int/resource/docs/convkp/kpeng.pdf>
- [64] UNIVERSITY CORPORATION FOR ATMOSPHERIC RESEARCH (UCAR, 2014). *The Greenhouse Effect*. Pobrane z https://www.ucar.edu/learn/1_3_1.htm
- [65] WEATHER SPARK, 2006. *Historical Weather For 2006 in Wiener Neustadt, Austria*. Pobrane z <https://weatherspark.com/history/32359/2006/Wiener-Neustadt-Niederosterreich-Austria>
- [66] WEBB N, BROOMFIELD M, BROWN P, BUYS G, CARDENAS L. *UK Greenhouse Gas Inventory 1990-2012: annual report for submission under the Framework Convention on Climate Change. April 2014*.

TRENDS AND PROJECTIONS OF SELECTED GREENHOUSE GAS EMISSIONS IN EUROPE

This paper examines sectoral GHG emission trends for EU region for the period 1990-2020, using historical and prognosed data. This analysis includes estimates of the potential GHG emission reductions in Europe from specific mitigation and adaptation policies and technical mitigation potentials in the main emitting sectors. Macro activity indicators are analyzed as well as trends in sectoral energy demand carbon and dioxide emissions at the sector level.

Anna CHLEBOWSKA-STYŚ, Izabela SÓWKA*

TRENDY ZMIAN STĘŻENIA PYŁÓW ZAWIESZONYCH (PM_{10} I $PM_{2,5}$) ORAZ BENZO(A)PIRENU NA PRZYKŁADZIE WYBRANYCH MIAST WIELKOPOLSKI

Celem opracowania była analiza trendów zmian stężeń pyłów zawieszonych (PM_{10} i $PM_{2,5}$) oraz benzo(a)pirenu w pyłe PM_{10} w wybranych miastach Wielkopolski. W tym celu wykorzystano dane z bazy Wojewódzkiego Inspektoratu Ochrony Środowiska w Poznaniu. Zaprezentowano średnie roczne stężenia omawianych zanieczyszczeń i zwrócono uwagę na ich sezonową zmienność. Wykazano, iż we wszystkich wybranych miastach regionu występują przekroczenia dopuszczalnych norm dla pyłów zawieszonych oraz benzo(a)pirenu w pyłe PM_{10} . Spośród analizowanych obszarów najgorszą jakością powietrza charakteryzuje się miasto Kalisz. Występowanie najwyższych wartości stężeń zanieczyszczeń w sezonie zimowym oraz przeprowadzone analizy statystyczne pozwalają przypuszczać, że za stan zanieczyszczenia powietrza pyłami zawieszonymi w Wielkopolsce odpowiedzialne jest zjawisko niskiej emisji.

1. WPROWADZENIE

1.1. INFORMACJE PODSTAWOWE

Niemal 90% ludności zamieszkującej miasta europejskie narażonych jest na szkodliwe działanie zanieczyszczeń powietrza, które nie spełniają norm wyznaczonych pod kątem ochrony zdrowia ludzi. Zagrożenie stanowi szczególnie pył zawieszony, którego wartość stężenia szkodliwego dla zdrowia jest niższa niż dotychczas sądzono. Ogromne zagrożenie dla zdrowia stanowi również benzo(a)piren, który jest jednym

* Zakład Ekologii i Zarządzania Ryzykiem Środowiskowym, Wydział Inżynierii Środowiska, Politechnika Wroclawska pl. Grunwaldzki 9, 50-377 Wrocław, anna.chlebowska@pwr.edu.pl.

z najgroźniejszych przedstawicieli wielopierścieniowych węglowodorów aromatycznych - charakteryzują go bowiem silne właściwości rakotwórcze [10, 16].

Zanieczyszczenia pyłowe zawierają w swym składzie części respirabilne, które z powietrzem trafiają do płuc powodując poważne szkody w organizmie. Wpływ pyłów na zdrowie determinowany jest wielkością ich ziaren. Częstki o średnicy ziaren poniżej $2,5\mu\text{m}$ powodują największe problemy zdrowotne ponieważ wnikają głęboko do płuc dochodząc do pęcherzyków płucnych; część z nich przedostaje się do krwioobiegu. Ekspozycja na zanieczyszczenia pyłowe może powodować uszkodzenia układu oddechowego i krwionośnego, a nawet serca, zwłaszcza u dzieci, osób starszych czy chorujących na astmę. Większe frakcje pyłów podrażniają oczy, nos oraz gardło [2, 3].

Rośliny również są narażone na szkodliwe działanie zanieczyszczeń pyłowych, które osiadają na powierzchni liści i blokują aparaty szparkowe, przez co zaburzają procesy fotosyntezy [15]. Warunki meteorologiczne mają istotny wpływ na eliminację cząstek pyłu z atmosfery, głównie poprzez procesy wymywania oraz inicjacje reakcji chemicznych [4, 13]. W wyniku opadania mogą powodować zakwaszenie jezior i rzek, zmieniać skład organiczny gleb, niszczyć wrażliwe drzewostany i uprawy oraz powodować zmiany w różnorodności ekosystemów. Ponadto powodują uszkodzenia budowli z kamienia lub betonu, które często mają istotną wartość historyczną i kulturową, a także znacznie obniżają widoczność. Wykazano również wpływ pyłów na zmiany klimatu [14].

Pyły składają się z ziaren i kropeł tysięcy różnych związków chemicznych o różnorodnym kształcie i rozmiarze. Głównym źródłem emisji pierwotnych zanieczyszczeń pyłowych są pożary, pola uprawne, ścieranie opon samochodowych oraz emisja ze stacjonarnych źródeł przemysłowych [6]. Zanieczyszczenia pyłowe wtórne są wynikiem skomplikowanych przemian chemicznych i fizycznych prekursorów powstawania pyłu (głównie SO_2 i NO_2) zachodzących w atmosferze. Prekursory pyłu do atmosfery emitowane są z elektrowni, przemysłu oraz pojazdów samochodowych. W atmosferze charakter dominujący mają pyły wtórne [8, 11].

W związku z toksycznymi właściwościami pyłu drobnego oraz częstym przekraczaniem norm dopuszczalnych ustanowionych ze względu na ochronę zdrowia ludzi, analizy w zakresie identyfikacji źródeł emisji i tendencji zmian pyłu drobnego w powietrzu wzbudzają duże zainteresowanie zarówno wśród naukowców, jak i władz rządowych i samorządowych odpowiedzialnych za wprowadzanie programów ochrony powietrza, wdrażanie polityki ekologicznej oraz ochronę zdrowia publicznego [1, 7]. Ocena jakości powietrza w Polsce prowadzona jest zgodnie z kryteriami określonymi w dyrektywie Parlamentu Europejskiego i Rady 2008/50/WE z 21 maja 2008 roku w sprawie jakości powietrza i czystszej powietrza dla Europy oraz dyrektywie Parlamentu Europejskiego i Rady 2004/107/WE z 15 grudnia 2004 roku w sprawie arsenu, kadmu, niklu, rtęci i wielopierścieniowych węglowodorów aromatycznych w otaczającym powietrzu. Zgodnie z nimi dla pyłów zawieszonych (PM_{10} i $PM_{2,5}$)

oraz benzo(a)pirenu wyznaczono m.in. poziomy dopuszczalne, dopuszczalne wartości częstości przekraczania poziomu dopuszczalnego i marginesy tolerancji (tab. 1.)

Tabela 1. Wartości kryterialne dla pyłów zawieszonych wyznaczone pod kątem ochrony zdrowia

Nazwa substancji	Okres uśredniania wyników pomiarów	Poziom dopuszczalny [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]	Dopuszczalna częstość przekraczania poziomu dopuszczalnego w roku kalendarzowym	Margines tolerancji [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]				
				2010	2011	2012	2013	2014
Pył PM_{10}	24 godziny	50	35	0	0	0	0	0
	rok kalendarzowy	40	-	0	0	0	0	0
Pył $\text{PM}_{2,5}$	rok kalendarzowy	25	-	4	3	2	1	1
	rok kalendarzowy	20	-	0	0	0	0	0

Tabela 2. Wartości kryterialne dla benzo(a)pirenu wyznaczone pod kątem ochrony zdrowia

Nazwa substancji	Okres uśredniania wyników pomiarowych	Poziom docelowy	Dopuszczalna częstość przekraczania poziomu docelowego w roku kalendarzowym	Termin osiągnięcia poziomu docelowego
Benzo(a)piren	rok kalendarzowy	1 ng/m ³	-	2013

Pył zawieszony $\text{PM}_{2,5}$ jest w chwili obecnej jedynym zanieczyszczeniem dla którego wyznaczono margines tolerancji. Poziom dopuszczalny wynoszący 25 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ miał zostać osiągnięty 1 stycznia 2015 roku, natomiast bardziej restrykcyjny próg 20 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ zacznie obowiązywać od 2020 roku.

Województwo wielkopolskie od lat zmagają się z problemem zanieczyszczenia powietrza atmosferycznego, szczególnie w miastach gdzie mieszka ponad 55% wszystkich mieszkańców regionu [18]. Istotnym wydaje się problem przekraczania norm wyznaczonych względem pyłów zawieszonych oraz benzo(a)pirenu. Z roku na rok sytuacja wydaje się nie zmieniać: w największych miastach regionu odnotowywane są przekroczenia zarówno dla poziomów dopuszczalnych dla doby, czy roku, jak i ilości dni z przekroczeniami w ciągu roku (tab. 3–6).

Celem pracy było wykazanie trendu zmian stężeń pyłów drobnych w wybranych miastach Wielkopolski w latach 2005–2014. Z analizy danych uzyskanych z Wojewódzkiego Inspektoratu Ochrony Środowiska w Poznaniu (tab. 3–6) wynika bowiem, że od wielu lat przekraczane są normy jakości powietrza.

Tabela 3. Wyniki pomiarów pyłu PM_{10} za lata 2005–2014 (wg WIOŚ w Poznaniu)

Lokalizacja stanowiska	Liczba dni z przekroczeniami poziomu dopuszczalnego w ciągu roku (dla czasu uśredniania 24 godziny)									
	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014
Poznań, ul. Polanka	42	61	55	43	67	71	89	69	44	69
Poznań, ul. Dąbrowskiego	51	53	42	40	69	84	92	65	27	49
Kalisz	93	130	68	37	63	56	69	68	67	80
Konin	-	-	-	4	17	32	44	47	42	42
Leszno	34	67	18	34	67	96	53	58	42	38
Piła	56	41	42	27	44	61	57	56	34	59

Tabela 4. Wyniki pomiarów pyłu PM_{10} za lata 2005–2014. Wartości uśrednione dla roku kalendarzowego (wg WIOŚ w Poznaniu)

Lokalizacja stanowiska	Wartości średnie dla roku [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]									
	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014
Poznań, ul. Polanka	28,5	36,7	31,5	29,9	29,9	38,4	39,0	36,2	29,5	35,9*
Poznań, ul. Dąbrowskiego	30,2	32,2	27,6	29,4	29,4	37,3	39,1	33,2	24,8	30,8*
Kalisz	40,8	56,9	34,5	28,7	36,3	35,3	34,4	35,5	34,6	37,6*
Konin	-	-	-	22,6	23,9	25,8	36,1	31,0	30,3	31,7*
Leszno	36,7	38,5	23,0	29,0	35,8	39,5	37,4	32,8	30,3	28,6*
Piła	30,5	29,1	28,4	25,2	29,9	32,5	32,6	32,9	27,4	34,0*

*dane niezwyfikowane

Tabela 5. Wyniki pomiarów pyłu $PM_{2,5}$ za lata 2010–2014 (wg WIOŚ w Poznaniu)

Lokalizacja stanowiska	Wartości średnie dla roku Pył $PM_{2,5}$ [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]				
	2010	2011	2012	2013	2014
Poznań	24,7	27,5	24,4	23,4	26,4*
Kalisz	29,0	33,4	28,5	27,7	29,0*

*dane niezwyfikowane

Tabela 6. Wyniki pomiarów benzo(a)pirenu za lata 2010–2014 (wg WIOŚ w Poznaniu)

Lokalizacja stanowiska	Wartości średnie dla roku [ng/m^3]				
	2010	2011	2012	2013	2014
Poznań	b.d.	b.d.	3,7	2,2	3,1*
Piła	2,9	2,9	3,6	2,8	3,3*
Leszno	4,4	b.d.	1,6	2,8	2,1*
Kalisz	2,9	3,2	4,6	4,0	3,8*

*dane niezwyfikowane

2. CHARAKTERYSTYKA OBSZARU I METODYKA BADAŃ

Wielkopolska jest drugim pod względem powierzchni oraz trzecim pod względem liczby ludności województwem w Polsce (stan na dzień 31.12.2013 r., wg GUS). Zajmuje powierzchnię prawie 30 000 km² co stanowi 9,5% powierzchni kraju. Leży w zachodniej części kraju i graniczy z siedmioma województwami. Wielkopolska generuje PKB, którego wartość należy do najwyższych w Polsce. Region charakteryzuje się stosunkowo niską stopą bezrobocia, jest siedzibą wielu przedsiębiorstw. Największym miastem i zarazem stolicą regionu jest Poznań, którego liczba mieszkańców przekracza 550 tys. Poza tym w województwie znajdują się 4 miasta na prawach powiatu. Za monitoring jakości środowiska odpowiedzialny jest Wojewódzki Inspektorat Ochrony Środowiska w Poznaniu, który wykonuje swoje zadania zgodnie z Programem Państwowego Monitoringu Środowiska.

W opracowaniu wykorzystano bazy danych Wojewódzkiego Inspektoratu Ochrony Środowiska w Poznaniu. Dane te obejmowały wyniki pomiarów stężeń pyłu zawieszonego PM₁₀ i PM_{2,5} oraz benzo(a)pirenu z wybranych miast wielkopolski tj. Poznania, Kalisza, Konina, Leszna i Piły w latach 2005–2014. Stanowisko zlokalizowane w Kaliszu przy ul. Nowy Świat było obsługiwane przez Wojewódzką Stację Sanitarno-Epidemiologiczną w Poznaniu, pozostałe przez WIOŚ w Poznaniu (tab. 7). Pomiary zostały wykonane zgodnie z kryteriami zawartymi w Rozporządzeniu Ministra Środowiska z dnia 17 grudnia 2008 roku w sprawie dokonywania oceny poziomów substancji w powietrzu (Dz.U. 2009 nr 5 poz. 31) oraz Rozporządzeniu Ministra Środowiska z dnia 6 czerwca 2002 r. w sprawie oceny poziomów substancji w powietrzu (Dz.U. 2002 nr 87 poz. 798).

Tabela 7. Wykaz stanowisk pomiarowych uwzględnionych w opracowaniu

Lp.	Stanowisko	Obsługujący	Typ stacji	Okres pracy
1	Poznań, ul. Polanka	WIOŚ	miejski	2005– ...
2	Poznań, ul. Dąbrowskiego	WIOŚ	miejski	2005– ...
3	Kalisz, ul. Nowy Świat	WSSE	miejski	2003–2009
4	Kalisz, ul. Hanki Sawickiej	WIOŚ	miejski	2010– ...
5	Konin, ul. Kard. Wyszyńskiego	WIOŚ	miejski	2008– ...
6	Leszno, ul. Paderewskiego	WIOŚ	miejski	2005–2009
7	Leszno, ul. Kiepury	WIOŚ	miejski	2010– ...
8	Piła, ul. Kusocińskiego	WIOŚ	miejski	2005– ...

Poboru pyłu PM₁₀ i PM_{2,5} dokonywano przy zastosowaniu impaktorów sekwencyjnych wysoko- (HVS) i niskoobjętościowych (LVS) (tab. 8). Pomiar masy pyłu zgromadzonego na filtrach przeprowadzono przy użyciu wag analitycznych o rozdzielczości przynajmniej 10 µg dla impaktorów LVS i 100 µg dla impaktorów HVS. Do pomiarów wykorzystano wagę o zakresie od 0,0001g do 100g dla filtrów małych

o średnicy 47 mm (LVS) i od 0,003 g do 100 g dla filtrów dużych o średnicy 150 mm (HVS).

Punkty pomiarowe WIOŚ w Poznaniu zlokalizowane były zgodnie z kryteriami programu monitoringu powietrza dla województwa wielkopolskiego opracowanym przez Wydział Monitoringu Środowiska. Filtry do i z punktów pomiarowych transportowano do i z WIOŚ w Poznaniu, gdzie poddawano je kondycjonowaniu i ważeniu przed i po ekspozycji w pokoju wagowym. Filtry po ekspozycji kondycjonowano w takich samych warunkach temperatury i wilgotności względnej, w jakich były przygotowane przed ekspozycją przez okres przynajmniej 48 godzin. Po kondycjonowaniu filtry ważono dwukrotnie, z 24 godzinną przerwą. Filtry po ekspozycji, kondycjonowaniu i ważeniu poddano chemicznej analizie oznaczenia WWA. Benzo(a)piren w pyłe PM_{10} oznaczano poprzez ekstrakcję za pomocą dichlorometanu, jego stężenie oznaczano metodą chromatografii cieczowej HPLC. Pomiaru pyłu PM_{10} na stanowiskach w Poznaniu przy ul. Polanka i Dąbrowskiego oraz w Koninie dokonywano metodą automatycznego poboru prób. Analizator automatyczny PM_{10} jest równoważny metodzie opisanej w normie EN 12341. Jakość powietrza – Oznaczanie frakcji PM_{10} pyłu zawieszonego – Metoda odniesienia i procedura badania terenowego do wykazania równoważności stosowanej metody pomiarowej z metodą odniesienia.

Tabela 8. Aparatura, przyrządy i sprzęt laboratoryjny wykorzystywane przez WIOŚ w Poznaniu do pomiarów i analiz pyłów zawieszonych PM_{10} i $PM_{2,5}$ oraz benzo(a)piranu w pyłe PM_{10} (stan na 31.12.2014 r)

Lp.	Aparatura, przyrządy, sprzęt laboratoryjny
1	Pobornik sekwencyjny PM_{10} - TCR Tecora Skypost PM-HV
2	Pobornik sekwencyjny $PM_{2,5}$ - MicroPNS LVS16 MCZ Umwelttechnik
3	Pobornik sekwencyjny PM_{10} - MicroPNS HVS16 MCZ Umwelttechnik
4	Pobornik sekwencyjny PM_{10} - PNS3D15/LVS3D Atmoservice
5	Pobornik sekwencyjny PM_{10} - Digitel DHA-80
6	Pobornik sekwencyjny PM_{10} - Derenda PNS 16T-30.2
7	Kalibrator przepływu do poborników niskoprzepływowych - MCZ Umwelttechnik, FMP 3.0
8	Kalibrator przepływu do poborników niskoprzepływowych - Rotametr Sp. z o.o., ROS-10
9	Kalibrator przepływu do poborników wysokoprzepływowych - Rotametr Sp. z o.o., RDN-25 W
10	Waga analityczna Xa 60/220
11	Filtry z włókien kwarcowych (47mm i 150 mm)
12	Szalki Petriego
13	Chromatograf Flexar UHPLC PerkinElmer
14	Analizator automatyczny PM_{10} Met One Instruments BAM-1020
15	Analizator automatyczny PM_{10} Environnement S.A MP101M

W pierwszej części opracowania poddano analizie średnioroczne wartości stężeń wybranych zanieczyszczeń, natomiast w części drugiej omówiono trendy zmian war-

tości stężeń średniomiesięcznych. W ostatniej części opracowania podjęto próbę wykazania zależności wartości stężeń omawianych zanieczyszczeń od warunków meteorologicznych. W celu wykazania związku między badanymi zmiennymi zastosowano jako miarę współzależności współczynnik korelacji liniowej Pearsona. Dane meteorologiczne pochodziły z bazy danych Wojewódzkiego Inspektoratu Ochrony Środowiska w Poznaniu [9, 17].

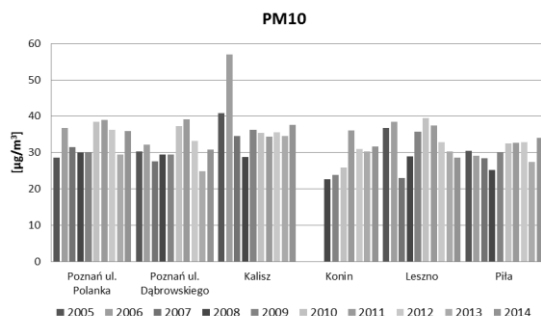
3. ANALIZA WYNIKÓW BADAŃ

Na rysunku nr 1 przedstawiono wartości średniorocznych stężeń pyłu zawieszonego PM₁₀. Dopuszczalna wartość średniego stężenia PM₁₀ dla roku wynosi 40 µg/m³ - w omawianym okresie wartość ta została przekroczona dwukrotnie w Kaliszu (2005 i 2006 rok). Istotny wpływ na sytuację aerasanitarną miasta ma jego położenie geograficzne, rodzaj i charakter zabudowy miejskiej oraz możliwość przewietrzania. Kalisz położony jest w dolinie Prozny o przebiegu NW-SE, natomiast napływ mas powietrza pochodzi głównie z kierunku zachodniego i południowo-zachodniego, co osłabia przewietrzanie miasta. Znaczne różnice wysokości nad poziomem morza pomiędzy centrum miasta a jego peryferiami wyniesionymi znacznie wyżej również niekorzystnie wpływają na rozprzestrzenianie zanieczyszczeń. Istotne znaczenie ma tutaj również sposób ogrzewania budynków oraz lokalizacja zakładów przemysłowych. Mimo, iż wartość dopuszczalna została przekroczona jedynie w Kaliszu, obserwuje się również wysokie wartości stężeń pyłu PM₁₀ w pozostałych miastach, których wartości niejednokrotnie zbliżają się do poziomu dopuszczalnego. Ponadto w każdym roku obserwuje się przekroczenie liczby dni z przekroczeniami poziomu dopuszczalnego dla czasu uśredniania 24 godziny (tab. 3). Jest to zjawisko występujące na prawie każdej stacji pomiarowej, które również świadczy o niezadawalającej jakości powietrza pod względem zanieczyszczenia pyłem zawieszonym PM₁₀.

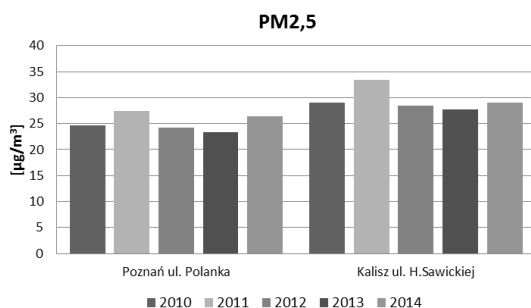
Dyrektywa Parlamentu Europejskiego i Rady 2008/50/WE wprowadziła dodatkowe normy jakości powietrza dla obszarów tła miejskiego w miastach powyżej 100 tys. mieszkańców i aglomeracjach. W związku z powyższym określono wartość dopuszczalną pyłu PM_{2,5} w powietrzu, którą nazwano pułapem stężenia ekspozycji obliczanym na podstawie wskaźnika średniego narażenia. Pomiaru PM_{2,5} prowadzone są przez Inspekcję Ochrony Środowiska od 2010 roku. W województwie wielkopolskim pomiary prowadzone są w Kaliszu oraz Poznaniu i wynika z nich, że wartości dopuszczalne stężeń pyłu PM_{2,5} przekraczane są corocznie. Sytuacja w Kaliszu jest zdecydowanie gorsza, gdyż od 2005 roku przekroczenie występowało w każdym roku. W Poznaniu przekroczenie wartości dopuszczalnej stwierdzono dwukrotnie, w 2011 i 2014 roku (rys. 2). Od 2015 roku zacznie obowiązywać niższy poziom wartości dopuszczalnej, który z dużym prawdopodobieństwem będzie przekraczany

w województwie wielkopolskim. Wiąże się to z dużymi obciążeniami finansowymi, które Unia Europejska nałożyła na Polskę, w związku z niedotrzymaniem terminu osiągnięcia krajowego celu redukcji narażenia.

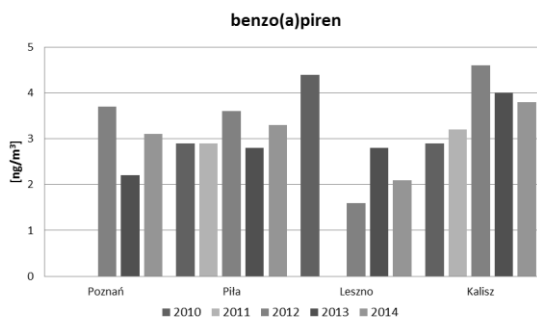
Zanieczyszczenie powietrza benzo(a)pirenem w województwie wielkopolskim jest na bardzo wysokim poziomie – normy dopuszczalne przekraczane są corocznie nawet kilkukrotnie na każdym stanowisku pomiarowym. Jest to zjawisko bardzo niekorzystne dla społeczeństwa, gdyż benzo(a)piren jest jednym z WWA o najsilniejszych właściwościach rakotwórczych. Dodatkowo ma zdolność absorpcji na powierzchni pyłów przez co ma możliwość bezpośredniego wnikania do organizmu. W latach 2010–2014 wartość dopuszczalna benzo(a)piranu w pyłe PM_{10} była przekraczana na każdym stanowisku pomiarowym, a największą wartość stężenia zanieczyszczenia odnotowano w Kaliszu i wynosiła prawie 5 ng/m^3 czyli przekraczała normę prawie 5-krotnie (rys. 3). Niestety prognozy nie są optymistyczne, nie przewidują osiągnięcia poziomu dopuszczalnego w najbliższych latach.



Rys. 1. Średnioroczne wartości stężenia pyłu PM_{10} w latach 2005–2014 w wybranych miastach Wielkopolski (wg WIOŚ w Poznaniu)



Rys. 2. Średnioroczne wartości stężenia pyłu $PM_{2,5}$ w latach 2010–2014 w Wielkopolsce (wg WIOŚ w Poznaniu)



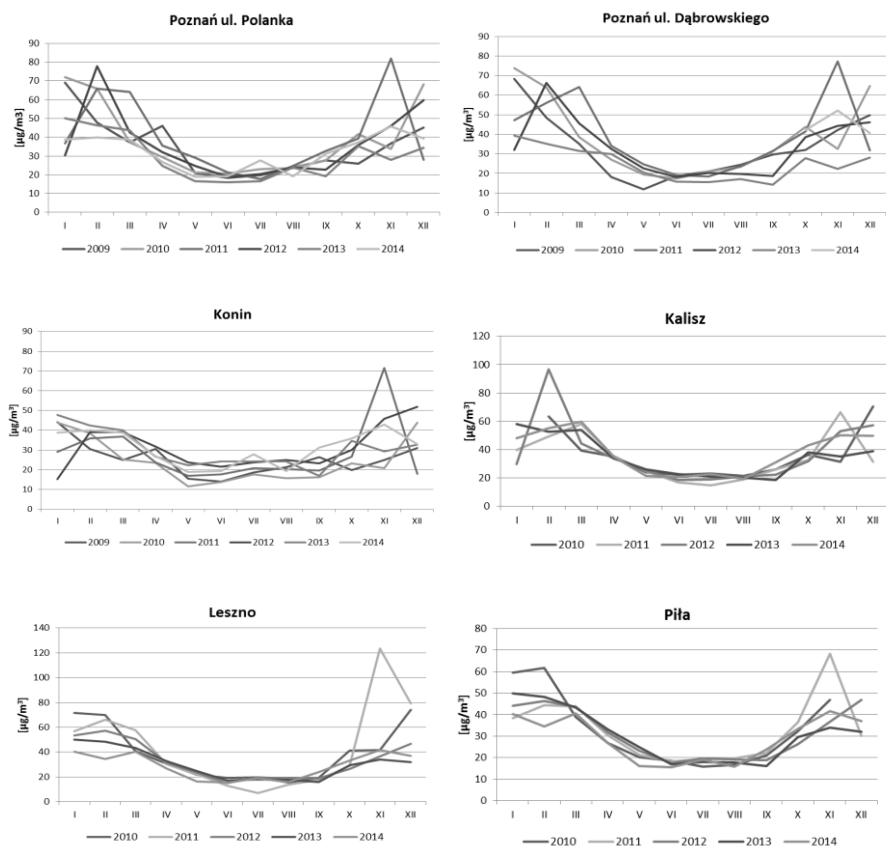
Rys. 3. Średnioroczne wartości stężenia benzo(a)pirenu w latach 2010–2014 w wybranych miastach Wielkopolski (wg WIOŚ w Poznaniu)

Stężenie zanieczyszczeń pyłowych oraz benzo(a)pirenu w powietrzu atmosferycznym jest silnie związane z warunkami meteorologicznymi. Zdecydowanie większe wartości stężeń obserwuje się w sezonie jesienno-zimowym. Ogromny wpływ na stężenie pyłów mają: niska emisja z sektora komunalno-bytowego. Spadek temperatur powoduje spalanie w kotłowniach domowych paliw o wysokim wskaźniku emisji.

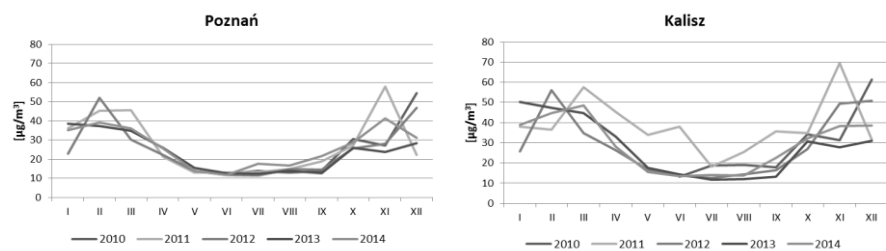
Na rysunku nr 4 przedstawiono zmiany średniomiesięcznych wartości stężeń pyłu zawieszonego PM_{10} w wybranych miastach Wielkopolski. Obserwowalnym jest, iż wartości stężeń średniomiesięcznych utrzymują się na podobnym poziomie; widoczna jest natomiast zmienność sezonowa. Zdecydowanie wyższe wartości stężeń stwierdzano w miesiącach zimowych. Również w tych miesiącach odnotowuje się najwięcej dni z przekroczeniami dobowej wartości dopuszczalnej. Najwyższe wartości stężenia pyłu PM_{10} ponownie występowały w Kaliszu, wraz z tendencjami sezonowymi obserwowanymi natomiast w powietrzu na dwóch stacjach zlokalizowanych w Poznaniu.

Podobną zależność zaobserwowano w przypadku średnich wartości stężeń pyłu zawieszonego $PM_{2,5}$. Zdecydowanie wyższe wartości odnotowywano w miesiącach zimowych (rys. 5). Najprawdopodobniej związane jest to ze zjawiskiem niskiej emisji.

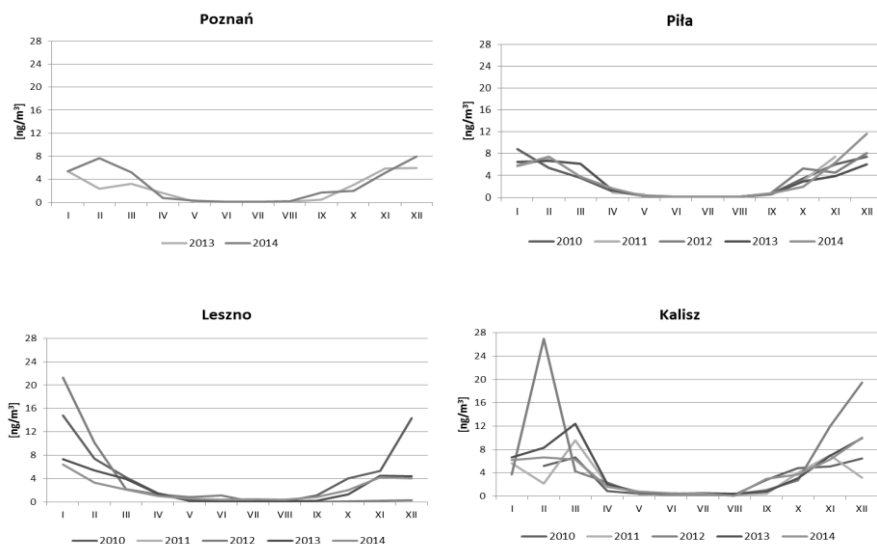
Najwyższe wartości stężeń benzo(a)pirenu w pyłach PM_{10} również obserwowano w miesiącach zimowych- węglowodory aromatyczne powstają głównie w wyniku procesu spalania paliw stałych, czy odpadów w warunkach z miejscowym deficytem tlenu w palenisku. Zjawisko to zachodzi głównie w różnego rodzaju piecach, również w domowych piecach centralnego ogrzewania, które są odpowiedzialne za niską emisję. Według różnych dostępnych danych ocenia się że około 77% całkowitej emisji B(a)P do powietrza z terenu Polski związane jest z indywidualnym ogrzewaniem budynków [5, 8, 12]. Dlatego nie dziwi fakt, że w miesiącach letnich emisja benzo(a)pirenu wstępowała na poziomie nie przekraczającym dopuszczalnej normy (rys. 6).



Rys. 4. Zmiany średniomiesięcznych wartości stężenia pyłu zawieszonego PM_{10} w wybranych miastach Wielkopolski (wg WIOŚ w Poznaniu)



Rys. 5. Zmiany średniomiesięcznych wartości stężenia pyłu zawieszonego $PM_{2,5}$ w wybranych miastach Wielkopolski (wg WIOŚ w Poznaniu)



Rys. 6. Zmiany średniomiesięcznych wartości stężenia benzo(a)pirenu w poszczególnych miesiącach w wybranych miastach Wielkopolski (wg WIOŚ w Poznaniu)

Dla potwierdzenia zależności pomiędzy stężeniami badanych frakcji pyłów a temperaturą powietrza wykonano obliczenia statystyczne, w których potwierdzono ujemną zależność między wartościami stężeń PM_{10} oraz $PM_{2.5}$ a temperaturą powietrza (istotną statystycznie na poziomie $\alpha < 0,05$). Najsilniejszą zależność stwierdzono między stężeniem pyłu PM_{10} a temperaturą na stacji pomiarowej w Pile, natomiast najsłabszą na stacji pomiarowej w Koninie (tab. 9). Analiza statystyczna potwierdziła zatem zależność między wysokimi wartościami stężeń zanieczyszczeń pyłowych a występowaniem niskiej temperatury. Jest to kolejny argument przemawiający za wpływem niskiej emisji na zły stan powietrza atmosferycznego w województwie wielkopolskim.

Tabela 9. Wartość współczynnika korelacji Pearsona dla zależności temperatura – zanieczyszczenie (istotna statystycznie na poziomie $\alpha < 0,05$)

Poznań, ul. Polanka	Poznań, ul. Dąbrowskiego	Kalisz	Konin	Piła	Leszno
PM_{10} – temperatura					
-0,808	-0,855	b.d.*	-0,529	-0,824	b.d.*
$PM_{2.5}$ – temperatura					
-0,831	X	b.d.*	X	X	X
benzo(a)piren - temperatura					
-0,803	X	b.d.*	X	-0,830	b.d.*

*brak danych dot. temperatury powietrza

Reasumując, najwyższe wartości stężeń pyłów obserwowano w Kaliszu, w sezonie zimowym, co wskazuje na główne źródło pyłów jakim jest niska emisja z sektora komunalno-bytowego. Sytuacja wygląda podobnie we wszystkich wybranych miastach dlatego można przypuszczać, że niska emisja w sezonie zimowym jest główną przyczyną przekroczeń dopuszczalnych norm na terenie całego województwa.

4. WNIOSKI

Z przedstawionych danych wynika, że województwo wielkopolskie boryka się z problemem zanieczyszczenia powietrza atmosferycznego. Zanieczyszczenia pyłowe stanowią istotny problem tego regionu- od lat obserwuje się wysokie wartości stężeń pyłów zawieszonych PM_{10} i $PM_{2,5}$ oraz benzo(a)pirenu w pyłe PM_{10} . Związki te mają niekorzystny wpływ na samopoczucie, a także zdrowie mieszkańców poprzez wnikanie do organizmu m.in. drogą oddechową.

Zdecydowanie wyższe wartości stężeń omawianych zanieczyszczeń obserwuje się w miesiącach zimowych, kiedy temperatury powietrza są niższe, a w piecach spala się paliwa o wysokiej zawartości siarki. W miesiącach letnich nie obserwowano przekroczeń dopuszczalnych norm. Zależność pomiędzy występowaniem wysokich wartości stężeń zanieczyszczeń pyłowych w okresie z niskimi temperaturami potwierdza również wykonane obliczenia statystyczne. Pozwala to wnioskować, że problem zanieczyszczenia powietrza pyłami oraz WWA na terenie miast Wielkopolski związany jest głównie ze zjawiskiem niskiej emisji z sektora komunalno-bytowego.

W celu poprawy jakości powietrza w województwie wielkopolskim należy podjąć działania naprawcze i zapobiegawcze. Najważniejszym wydaje się redukcja emisji z procesów spalania w paleniskach indywidualnych np. przez podłączenie domostw mieszkańców do miejskich sieci ciepłowniczych, wymianę niskosprawnych kotłów na paliwo stałe na kotły na paliwo gazowe lub inne o niskim wskaźniku emisji, przeprowadzenie termomodernizacji, rozwój publicznego transportu zbiorowego, a także zmniejszanie strat przy przesyłaniu energii poprzez modernizację sieci ciepłowniczych. Wsparciem dla działań związanych z redukcją niskiej emisji i rozwojem rozproszonych odnawialnych źródeł energii na terenie województwa wielkopolskiego jest program KAWKA. Jest on skierowany do jednostek samorządu terytorialnego oraz ma na celu dofinansowanie przedsięwzięć obejmujących likwidację lokalnych źródeł ciepła, rozbudowę sieci ciepłowniczej, montaż kolektorów słonecznych oraz termomodernizację budynków wielorodzinnych.

Praca współfinansowana w ramach badań statutowych S40-029.

LITERATURA

- [1] ALBINIAK B., BRODOWSKA W., CHELSTOWSKA A., CZAJKA J., FORMAL B., FURGAŁ R., GRUSZECKI P., JÓZWIK Z., KASPROWICZ H., LENARTOWICZ M., MARCINIEWICZ-MYKIETA M., OSTASIEWICZ M., PALMA E., RADZIWIŁ D., TOCZKO B., ZRAŁEK E., *Raport o stanie środowiska w Polsce 2008*, pod red. B. Albiniak, Biblioteka Monitoringu Środowiska, Warszawa, 2010.
- [2] ATKINSON R.W., ANDERSON H.R., SUNYER J. et al., *Acute effects of particulate air pollution on respiratory admission: Results from APHEA 2 Project*, American Journal of Respiratory and Critical Care Medicine, 2001, Vol. 164, No. 10, 1860–1866.
- [3] CEMBRZYŃKA J., KRAKOWIAK E., BREWCZYŃSKI P.Z., *Zanieczyszczenie powietrza pyłem zawieszonym PM10 oraz PM2,5 w warunkach silnej antropopresji na przykładzie miasta Sosnowiec*, Medycyna Środowiskowa – Environmental Medicine 2012, Vol. 15, No. 4, 31–38.
- [4] CZARNECKA M., KALBARCZYK R., *Warunki meteorologiczne kształtujące zmienność stężenia pyłu zawieszonego na Pomorzu [Weather conditions determining variability of suspended particulate matter concentration in Pomerania]*, Acta Agrophysica, 2008, Vol. 11, No 2, 357–368.
- [5] DEGÓRSKA A., GENDOLLA T., IWANEK J., KARSKA L., KOBUS D., LIANA E., MITOSEK G., ŚNIEŻEK T., TOCZKO B., *Zanieczyszczenie powietrza w Polsce w 2009 roku na tle wielolecia*, pod red. B. Toczko, Biblioteka Monitoringu Środowiska, Warszawa, 2011.
- [6] DEGÓRSKA A., BARTNICKI J., *Udział Polski w atmosferycznym transporcie zanieczyszczeń powietrza na obszarze Europy*, Instytut Ochrony Środowiska – Państwowy Instytut Badawczy, Warszawa, 2011.
- [7] EEA, *Środowisko Europy 2010 – Stan i prognozy. Synteza*, Europejska Agencja Środowiska, Kopenhaga, 2010.
- [8] HŁAWICZKA S., *Analiza stanu zanieczyszczenia powietrza pyłem PM10 i PM2,5 z uwzględnieniem składu chemicznego pyłu oraz wpływu źródeł naturalnych. Raport końcowy*, raport opracowany przez Konsorcjum składające się z Instytutu Ekologii Terenów Uprzemysłowionych, Instytutu Podstaw Inżynierii Środowiska Polskiej Akademii Nauk, Ośrodka Badań i Kontroli Środowiska, Instytutu Meteorologii i Gospodarki Wodnej, Warszawa, 2011
- [9] <http://195.216.117.228/iseo/>
- [10] <http://www.epa.gov/airsience/air-particulate-matter.htm>
- [11] KANAKIDOU M., et al., *Organic aerosol and global climate modeling: A review*, Atmospheric Chemistry Physics, 2005, No. 5, 1053–1123.
- [12] KRAJOWY OŚRODEK BILANSOWANIA I ZARZĄDZANIA EMISJAMI, *Krajowy bilans emisji SO₂, NO_x, NMZLO, NH₃, pyłów, metali ciężkich i TZO za lata 2009–2010 w układzie klasyfikacji SNAP i NFR*, Instytut Ochrony Środowiska – Państwowy Instytut Badawczy, Warszawa, 2010.
- [13] MAJEWSKI G., PRZEWOŹNICZUK W., KLENIEWSKA M., ROZBICKA K., *Analiza zmienności wybranych zanieczyszczeń powietrza w zależności od opadów atmosferycznych w rejonie Ursynowa*, Acta Agrophysica, 2009, Vol. 13, No. 2, 419–434.
- [14] RAMANATHAN V., CRUTZEN P.J., KIEHL J.T., ROSENFELD D., *Aerosols, climate, and the hydrological cycle*, Science, 2011, Vol. 294, 2119–2124.
- [15] SADOWIEC K.J., GAWROŃSKI S.W., *Przydatność wybranych gatunków lip (Tilia sp.) do fitoremediacji powietrza z zanieczyszczeń pyłowych*, WODA-ŚRODOWISKO-OBSZARY WIEJSKIE, 2013, Vol. 13. No.3, 131–148.

- [16] WHO, *Health effects of particulate matter. Policy implications for countries in eastern Europe, Caucasus and central Asia*, WORLD HEALTH ORGANIZATION Regional Office for Europe, Copenhagen, 2013.
- [17] www.poznan.wios.gov.pl
- [18] www.stat.gov.pl

TRENDS OF CONCENTRATION CHANGES AND COMPOSITION OF PARTICULATE MATTER (PM_{10} AND $PM_{2,5}$) ON THE EXAMPLE OF SELECTED WIELKOPOLSKA REGION CITIES

The aim of the study was to analyze trends in concentrations of particulate matter (PM_{10} and $PM_{2,5}$) and benzo(a)pyrene in PM_{10} in selected cities of Wielkopolska. For this purpose, the data from the database of the Voivodeship Inspectorate for Environmental Protection in Poznan was analyzed. The annual average concentrations as well as seasonal variation of these pollutants are presented. It has been shown that in the air of selected cities the limit values for particulate matter and benzo(a)pyrene in PM_{10} were exceeded. The worst situation is in Kalisz. The presence of the highest concentrations of analyzed pollutants in the winter season and performed statistical analysis indicate that the phenomenon of low emission is the main factor affecting the air quality in the Wielkopolska region.

Dorota CISZEK, Bartosz NOWAK, Marta POGRZEBA*

ZASTOSOWANIE PROCESÓW FITOREMEDIACJI W OGRANICZENIU REEMISJI RTĘCI DO POWIETRZA NA TERENACH ZANIECZYSZCZONYCH TYM PIERWIASTKIEM

Większość metod, stosowanych do oczyszczenia gleb z rtęci, pomimo swojej skuteczności, generuje bardzo wysokie koszty oraz w niekorzystny sposób wpływa na jej właściwości fizykochemiczne i biologiczne. Mając na uwadze poważny problem zanieczyszczenia gleb rtęcią, zwłaszcza na terenach poprzemysłowych, bardzo istotne jest znalezienie metody (technologii), która będzie przyjazna dla środowiska glebowego oraz korzystna finansowo. Jedną z obiecujących możliwości wśród procesów remediacji są fitotechnologie. Polegają one na wykorzystaniu naturalnych zdolności wybranych gatunków roślin do wzrostu i rozwoju na terenach zanieczyszczonych, a także w zależności od sposobu w jaki rośliny wpływają na skażony ekosystem, pobieranie, stabilizację lub detoksykację substancji zanieczyszczających. W prowadzonych badaniach wykorzystano metodę fitoremediacji w celu ograniczenia procesu ewaporacji rtęci z gleby, co jest przyczyną wtórnego zanieczyszczenia powietrza tym pierwiastkiem. W ramach badań założono doświadczenie w skali laboratoryjnej z wykorzystaniem gleby zanieczyszczonej rtęcią. Doświadczenie obejmowało dwa warianty: kontrolny (bez roślin) oraz eksperymentalny (gleba z roślinami). Testowano trzy gatunki traw: wiechlinę łąkową (*Poa pratensis*), kostrzewę owczą (*Festuca ovina*) oraz kupkówkę pospolitą (*Dactylis glomerata*). Podczas badań prowadzono obserwacje wzrostu i rozwoju roślin oraz stopnia pokrycia powierzchni gleby. Po utworzeniu pokrywy trawiastej wykonano analizę ewaporacji rtęci z gleby oraz pomiary intensywności parowania. Spośród testowanych traw, najlepszym wzrostem oraz stopniem pokrycia powierzchni gleby, wykazała się kupkówka pospolita. Zastosowanie pokrywy roślinnej wpłynęło na obniżenie ewaporacji Hg z gleby. Największą kumulację rtęci w częściach nadziemnych zanotowano w kostrzewie owczej i kupkówce pospolitej. Analiza intensywności parowania, wskazała kostrzewę owczą, jako gatunek prowadzący najbardziej intensywną gospodarkę wodną, co może wskazywać na właściwości do fitowolatilizacji, czyli odparowywania zanieczyszczenia podczas transpiracji.

* Instytut Ekologii Terenów Uprzemysłowionych, Zakład Biotechnologii Środowiskowych, Zakład Ochrony Środowiska, ul. Kossutha 6, 40-844 Katowice, ciszek@ietu.katowice.pl.

1. WSTĘP

Naturalna zawartość rtęci w glebach mieści się w zakresie od 0,02 do 0,5 mg/kg s.m. [3]. Na terenach zanieczyszczonych tym pierwiastkiem (tereny i zakłady przemysłowe) zawartość rtęci w gruncie może sięgać nawet 4000 mg/kg s.m. [13]. Okres trwania Hg w powietrzu atmosferycznym jest wyjątkowo długi (360 lat), dlatego pierwiastek ten posiada najdłuższy współczynnik kumulacji, a zatem migrując na dalekie odległości, może przemieszczać się pomiędzy komponentami środowiska tj: glebą, powietrzem atmosferycznym i wodami, jak również akumulować w różnych łańcuchach żywnościowych. Stanowi to pośrednie lub bezpośrednie zagrożenie dla zdrowia organizmów żywych. Z tego względu uzasadnione jest prowadzenie badań nad efektywnymi metodami remediacji zanieczyszczonych terenów, bądź minimalizacji wpływu tych zanieczyszczeń na inne komponenty środowiska oraz zdrowie ludzi. O aktualności problemu świadczy fakt, że 24 września 2014 roku, w Siedzibie Głównej Organizacji Narodów Zjednoczonych w Nowym Jorku, Polska podpisała Konwencję z Minamaty w sprawie rtęci. Celem Konwencji jest kompleksowa ochrona środowiska oraz zdrowia ludzkiego przed przedostawaniem się rtęci do atmosfery, wód i ziemi. Przepisy porozumienia regulują zagadnienia związane z wydobywaniem tego metalu, handlem produktami zawierającymi Hg oraz jego wykorzystaniem w produktach i procesach przemysłowych. Konwencja ustanawia ponadto zasady bezpiecznego dla środowiska gospodarowania odpadami zawierającymi rtęć, stosowania odpowiednich metod składowania rtęci, a także reguluje zagadnienia dotyczące terenów zanieczyszczonych tym metalem [5]. Globalna emisja rtęci zarówno pochodzenia naturalnego, jak i antropogenicznego, wynosi ok. 7527 Mg/rok [9]. Oprócz naturalnych źródeł rtęci w środowisku, które stanowią tzw. tło rtęci [14], poważny problem stanowi emisja przemysłowa. Klasyfikacja źródeł antropogenicznych skupia się na takich gałęziach przemysłu jak: energetyczny, hutniczy, chemiczny, elektrotechniczny czy farmaceutyczny. Na przestrzeni ostatnich lat modernizacja technologiczna w polskim przemyśle stała się faktem, zaś Unia Europejska systematycznie zaostrza wymagania dotyczące emisji i wykorzystania Hg w procesach i instalacjach technologicznych. Pomimo pozytywnych skutków tych działań, na terenach, gdzie notuje się silnie rozwinięty przemysł górniczy i hutniczy np. Górnośląski Okręg Przemysłowy, problem zdegradowanych oraz silnie zanieczyszczonych gleb jest wciąż aktualny. W wielu zakładach pracy stosowano przestarzałe technologie, które stanowiły główne źródło zanieczyszczeń gleby. Restrukturyzacja przemysłu przyniosła ze sobą modernizację wielu linii technologicznych, jak również pozostawiła w miejscach dawnych zlikwidowanych zakładów, zdevastowane obiekty i zdegradowane tereny, zawierające w środowisku naturalnym pozostałości poprodukcyjne, w tym również rtęć [8]. Z uwagi na fakt, że pierwiastek ten nie ulega biodegradacji i bardzo długo utrzymuje się w środowisku, kluczowym działaniem jest obniżenie poziomu rtęci w środowisku oraz zmniejszenie narażenia ludzi na kontakt z tym szkodliwym dla zdrowia pierwiastkiem [14]. Działania rekultywacyjne czyli zestaw odpowied-

nich działań zaradczych, mają na celu osiągnięcie poziomu zawartości substancji zanieczyszczających zgodnych z wymaganymi standardami. W wielu przypadkach spełnienie norm standardów jakości gleb jest niewykonalne z przyczyn technicznych lub ekonomicznych, dlatego głównym celem rekultywacji jest ograniczenie zanieczyszczenia i ryzyka ich negatywnego wpływu na środowisko [12]. W odpowiedzi na rosnącą potrzebę uporańia się ze skażeniem gleby ręcą podjęto próby rozwoju różnych technologii, celem zmniejszenia i ograniczenia narażenia na ten pierwiastek. Ze względu na różne formy występowania Hg, istnieje szereg technologii oczyszczania osadów, ścieków i gruntów, do których można zaliczyć: stabilizację chemiczną, zestalanie, ekstrakcję chemiczną, płukanie gleby, termiczną desorpcję i destrukcję, metody elektrochemiczne, metody bioremediacyjne i fitoremediacyjne [2]. Główną wadą większości wspomnianych metod, są bardzo wysokie koszty generowane procesem lub instalacją i urządzeniami oczyszczającymi, nierzadko przekraczające znacznie finansowe możliwości inwestora. Ponadto minusem jest zróżnicowana efektywność oczyszczania czy wieloetapowość większości stosowanych metod. Zastosowane w warunkach laboratoryjnych lub badaniach pilotażowych procesy oczyszczania, często nie zdają egzaminu podczas przełożenia ich na skalę przemysłową. Większość wyżej wymienionych metod stosowana jest jedynie do oczyszczania ścieków i osadów, brak jednak skutecznych technologii oczyszczania zanieczyszczonych gruntów zwłaszcza *in situ*. Oczyszczanie gleby metodami termicznymi, chemicznymi lub elektrolitycznymi może w konsekwencji wiązać się ze zniszczeniem życia biologicznego, ubytkiem materii organicznej lub zmianami w sposobie oddziaływania na organizmy żywe [11]. Alternatywą dla tradycyjnych metod oczyszczania, może stanowić technologia fitoremediacji. Przyjazna środowisku, a równocześnie wypadająca korzystnie finansowo metoda, polega na zastosowaniu w skażonym środowisku roślin zdolnych do wzrostu i oddziaływania na zachodzące w nim: biologiczne, chemiczne oraz fizyczne procesy, mające na celu usunięcie i/lub unieruchomienie zanieczyszczeń w glebie [7]. Rośliny wykorzystywane w procesach fitoremediacji powinny charakteryzować się tolerancją na duże stężenia ksenobiotyków, wysokim stopniem akumulacji lub biodegradacji zanieczyszczeń, nawet przy relatywnie niskim poziomie skażenia, zdolnością do akumulacji kilku zanieczyszczeń jednocześnie, szybkim wzrostem, dużą produkcją biomasy, odpornością na choroby i szkodniki, a także na trudne warunki środowiskowe [6]. W zależności od sposobu, w jaki rośliny oddziałują na skażony teren, wyróżnia się następujące rodzaje fitoremediacji: fitoekstrakcja, fitostabilizacja, fitodegradacja, ryzofiltracja czy fitowolatylicacja. Metody te zmierzają w kierunku utworzenia pokrywy roślinnej, która pełni funkcję ochronną zabezpieczając glebę przed erozją i parowaniem rtęci z gleby [4], jak również uniemożliwia migrację zanieczyszczeń w głąb ziemi lub po jej powierzchni wraz ze spływem wód opadowych. Odpowiednio dobrana metoda fitoremediacji prowadzi do poprawy funkcjonalności gleby oraz w pozytywny sposób wpływa na procesy biologiczne zachodzące w glebie.

2. CEL I METODYKA BADAŃ

Celem badań było zbadanie wpływu pokrywy roślinnej na możliwości obniżenia procesu ewaporacji rtęci z gleby do powietrza. Badania miały charakter przedwstępny i dotyczyły oceny mobilności Hg w układzie gleba-roślina-powietrze.

2.1. CHARAKTERYSTYKA GLEBY

W badaniach wykorzystano glebę zanieczyszczoną Hg, pobraną z obszarów zlokalizowanych w obrębie infrastruktury dawnych zakładów chemicznych. Pobraną glebę poddano procesowi suszenia w temperaturze pokojowej, a następnie przesiano przez sito 4 mm, w celu jej uśrednienia. W glebie oznaczono: pH w wodzie dejonizowanej i w 1 M KCl, przewodność elektryczną (EC), skład granulometryczny, materię organiczną (OM) oraz zawartość rtęci (metodą absorpcyjnej spektrometrii atomowej ZAAS-HFM). Przedstawione dane są średnimi z 5 powtórzeń \pm błęd standardowy (BS).

2.2. DOŚWIADCZENIE W SKALI LABORATORYJNEJ

Wstępnie przygotowaną i uśrednioną glebę, w ilości 10 kg umieszczono w kuwetach z grawitacyjnym podsiąkiem wody, w celu równomiernego jej nawilżenia. Doświadczenie przygotowano w dwóch wariantach: kontrolnym - gleba zanieczyszczona bez roślin oraz eksperymentalnym - gleba zanieczyszczona z roślinami. W doświadczeniu testowano trzy gatunki traw: wiechlinę łąkową (*Poa pratensis*), kostrzewę owczą (*Festuca ovina*) oraz kupkówkę pospolitą (*Dactylis glomerata*), które wysiano po 50 g do osobnych kuwet. Obserwowano wzrost i rozwój roślin, jak również stopień pokrycia powierzchni każdego z gatunków. Po 8 tygodniach od wysiania dokonano pomiaru procesu ewaporacji rtęci z gleby oraz intensywności parowania H₂O. Następnie wykonano zbiór części nadziemnych, określono ilość świeżej masy oraz poddano analizie na zawartość rtęci. Doświadczenie było prowadzone w komorze hodowlanej ze sztucznym oświetleniem, wewnątrz której całodobowo kontrolowano temperaturę powietrza.

2.3. ANALIZY CHEMICZNE

Oznaczenia odczynu gleby w wodzie dejonizowanej i 1 M KCl metodą standardową, wykonano przy pomocy pehametru (CPC-505, Elmetron, Polska) i elektrody pH-metrycznej (EPS-1, ELMETRON, Polska), w mieszaninie materiału glebowego i roztworu w stosunku 1:5. Do oznaczeń zmian przewodnictwa elektrycz-

nego (EC) wykorzystano pehamter (CPC-505, Elmetron, Polska) wraz z czujnikiem konduktometrycznym EC-60. Analizę wykonano w wodzie dejonizowanej w stosunku 1:5 (v:v). Skład granulometryczny oznaczono metodą areometryczną Casagrande'a w modyfikacji Prószyńskiego. Pomiar procesu ewaporacji Hg z gleby oraz zawartość rtęci w glebie oraz materiale roślinnym oznaczono metodą absorpcyjnej spektrometrii atomowej z zastosowaniem modulacji o wysokiej częstotliwości polaryzacji światła (ZAAS-HFM) na analizatorze RA-915+ Portale Zeeman Merkury Analyser firmy Lumex wraz z przystawką Pyro-915+ dla próbek stałych.

2.4. ANALIZA PARAMETRÓW GLEBY I ROŚLIN

Do oceny parametrów wykorzystano system pomiarowy LCpro+ firmy ADC Bio-Scientific Ltd. wraz z komorą pomiarową dedykowaną dla gleby, muraw i małych roślin. Komorę pomiarową umieszczono bezpośrednio w glebie. W przypadku wariantu eksperymentalnego była to gleba wraz z roślinami. Czas stabilizacji wyników pomiarowych wynosił 4 godziny. Po tym okresie dokonano pomiarów w regularnych odstępach czasu, co 10 minut przez 1 godzinę. Obserwowano parametry biologii gleby, jak również parametry fizjologiczne roślin, w tym intensywność parowania wyrażonej parametrem W_{flux} . W celach porównawczych pomiarów dokonano również na glebie ogrodniczej, która posłużyła w doświadczeniu, jako tło referencyjne dla uzyskanych wyników.

3. WYNIKI BADAŃ

3.1. CHARAKTERYSTYKA GLEBY

Badania prowadzono na glebie zanieczyszczonej rtęcią, pochodzącej z dawnych zakładów chemicznych, w których rtęć wykorzystywano do produkcji chlorku winylu i aldehydu octowego, jak również w przemyśle chloro-alkalicznym, gdzie Hg występuje, jako ciekła katoda przy produkcji chloru i sody kaustycznej. Teren, z którego pobrano materiał do doświadczenia zlokalizowany jest w sąsiedztwie nieczynnej hali z instalacją do elektrolizy rtęciowej. Właściwości fizykochemiczne gleby wykorzystanej w doświadczeniu przedstawiono w tabeli 1.

Na podstawie składu granulometrycznego glebę zakwalifikowano, jako pył piaszczysty, o odczynie obojętnym oraz wysokiej zawartości materii organicznej. Całkowita zawartość rtęci w badanej glebie wykazała wartość przekraczającą dopuszczalną normę dla terenów przemysłowych (grunty z grupy C), podaną w Rozporządzeniu

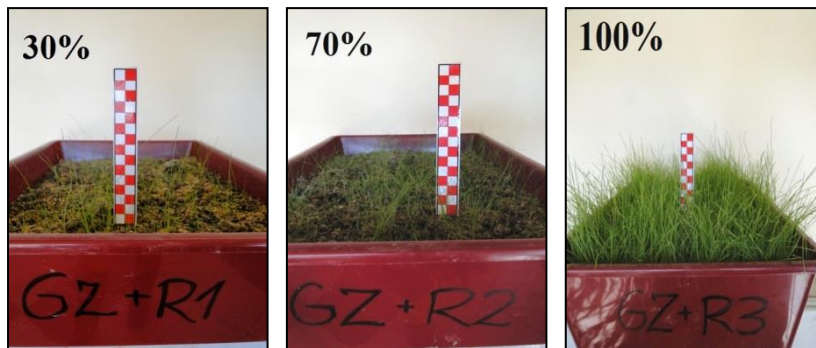
Ministra Środowiska z dn. 9 września 2002 w sprawie standardów jakości gleby oraz standardów jakości ziemi (Dz.U.02.165.1359 z dnia 4 października 2002 r.).

Tabela 1. Właściwości fizykochemiczne gleby

Parametr	Wartość
Fracja piaskowa (1 – 0,05 mm), %	29
Fracja pyłowa (0,05 – 0,002 mm), %	57
Fracja ilowa (< 0,002 mm), %	14
pH (1 : 5 gleba/KCl)	6,56 ± 0,03
pH (1 : 5 gleba/woda)	7,22 ± 0,04
Przewodnictwo elektryczne (μS/cm)	118 ± 5,12
Zawartość materii organicznej (%)	6,5 ± 0,23
Całkowita zawartość Hg (mg/kg s.m.)	35,73 ± 5,21

3.2. WZROST ROŚLIN I KUMULACJA RTĘCI W CZĘŚCIACH NADZIEMNYCH

W prowadzonych badaniach z zastosowaniem fitotechnologii, jednym z najistotniejszych elementów, warunkujących powodzenie działań, było uzyskanie gęstej i zwartej pokrywy roślinnej. Dzięki niej otrzymano warstwę izolacyjną, wpływającą z jednej strony na ograniczenie procesu ewaporacji rtęci z gleby, a z drugiej unieruchomienie związków Hg poprzez kumulację w częściach nadziemnych roślin. W doświadczeniu testowano trzy gatunki traw: wiechlinę łąkową (*Poa pratensis*), kostrzewę owczą (*Festuca ovina*) oraz kupkówkę pospolitą (*Dactylis glomerata*), w odniesieniu do kontroli czyli gleby bez pokrywy roślinnej. Gatunki te zostały wybrane spośród traw, które powszechnie używane są w typowych mieszankach rekultywacyjnych. Ponadto obserwacje terenowe wykazały, iż powyższe gatunki występują w znacznej ilości w składzie flory na terenie zakładów, z których pochodzi gleba zanieczyszczona. Podczas doświadczenia obserwowano wzrost i rozwój roślin. Określono również stopień pokrycia powierzchni przez poszczególne gatunki. Po 8 tygodniach od wysiania przeprowadzono zbiór części nadziemnych. Określono ilość uzyskanej świeżej i suchej masy oraz oznaczono zawartość Hg w tkankach roślinnych. Stopień pokrywy roślinnej na zanieczyszczonym podłożu, w zależności od gatunku trawy był bardzo zróżnicowany. Najsłabszy wzrost i najdłuższy okres kiełkowania stwierdzono u wiechliny łąkowej, której pokrycie roślinne osiągnęła zaledwie 30% powierzchni gleby. Kiełkowanie kostrzewy owczej rozpoczęło się w 10 dniu od momentu wysiania, a wzrost trawy był zdecydowanie lepszy w porównaniu z wiechliną. Stopień pokrycia powierzchni dla tego gatunku oceniono na 70%. Kupkówka pospolita odznaczała się najszybszym kiełkowaniem (8 dzień), największym wzrostem, tym samym osiągając 100% pokrycia powierzchni gleby (rys. 1).



Rys. 1. Stopień pokrycia powierzchni: wiechlina łąkowa (R1), kostrzewa owcza (R2) i kupkówka pospolita (R3)

Zróżnicowany wzrost i rozwój traw, miały związek z ilością biomasy wytworzonej przez poszczególne gatunki (tabela 2). Najmniej ilość materiału roślinnego uzyskano z wiechliny łąkowej (2,615 g). Prawie 2-krotnie więcej biomasy zebrano z wariantu, gdzie wysiano kostrzewę owczą. Najwięcej świeżej masy wytworzyła kupkówka pospolita (23,154 g), której biomasa była 9-krotnie wyższa w porównaniu z wiechliną i 5,5-krotnie wyższa niż w przypadku kostrzewy owczej. Analiza zawartości rtęci w częściach nadziemnych traw nie wykazała różnic u dwóch gatunków – kostrzewy i kupkówki, podczas gdy w tkankach roślinnych wiechliny stwierdzono 2-krotnie niższą wartość tego pierwiastka.

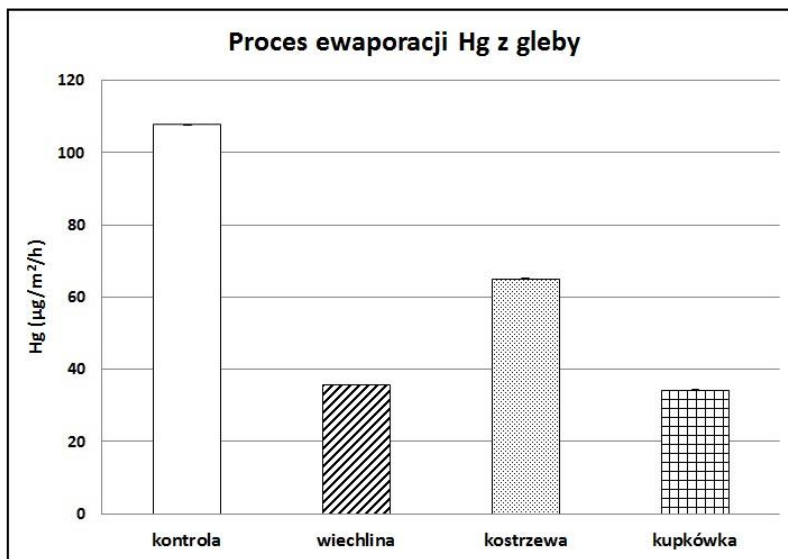
Tabela 2. Ilość biomasy i zawartość Hg skumulowanej w materiale roślinnym

Roślina	Świeża masa (g)	Zawartość Hg (mg/kg s.m.)
wiechlina łąkowa	2,615	4,52
kostrzewa owcza	4,170	9,38
kupkówka pospolita	23,154	9,39

3.3. WPLYW POKRYWY ROŚLINNEJ NA PROCES EWAPORACJI RTĘCI Z GLEBY

Pod wpływem wyższej temperatury rtęć, posiada zdolność do przechodzenia w formy lotne, które odparowują do powietrza atmosferycznego. Ponieważ Hg odznacza się wysokim stopniem toksyczności proces ewaporacji może stanowić zagrożenie, szczególnie na terenach przemysłowych, gdzie zanieczyszczenie tym pierwiastkiem jest wysokie, a stopień degradacji terenu odznacza się brakiem lub bardzo słabym pokryciem przez szatę roślinną. Poziom parowania rtęci na glebie bez roślin wyniósł ponad 100 $\mu\text{g Hg/m}^2/\text{h}$. Wprowadzenie zwartej pokrywy trawiastej przyczyniło się do obniżenia procesu ewaporacji we wszystkich wariantach eksperymentalnych (rys. 2).

W przypadku wiechliny i kupkówki stwierdzono 3-krotne obniżenie procesu ewaporacji Hg z gleby. Jedynie w wariancie z kostrzewą owczą parowanie rtęci zmniejszyło się 1,5-krotnie, osiągając wartość $65,34 \mu\text{g Hg}/\text{m}^2/\text{h}$, co przy 70% pokrywie roślinnej jest wynikiem niekorzystnym. Mając na uwadze zdolności kostrzewy do pobierania i kumulacji rtęci w częściach nadziemnych, wysoki wynik ewaporacji znad pokrywy roślinnej może sugerować o właściwościach do fitouwalniania Hg przez omawiany gatunek.

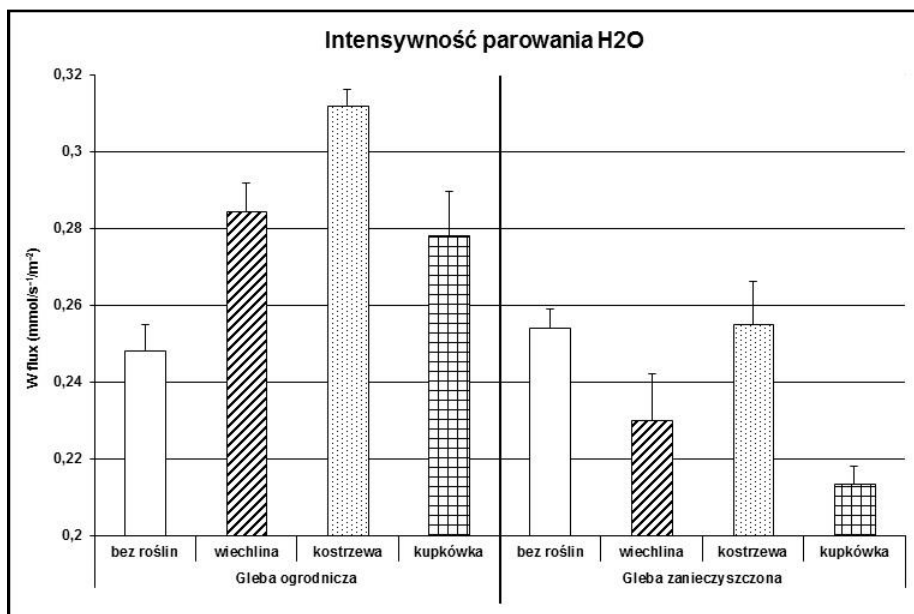


Rys. 2. Wpływ pokrywy roślinnej na proces ewaporacji rtęci z gleby

3.4. ANALIZA PARAMETRÓW GLEBY I ROŚLIN

Szkodliwy wpływ organicznych związków rtęci na rośliny lądowe polega na niekorzystnych zmianach wywołanych w przepuszczalności błony komórkowej, co zmniejsza efektywność pobierania wody, procesu fotosyntezy oraz transpiracji [10]. Dzięki systemowi LCpro+ wraz z komorą pomiarową, możliwa była obserwacja stopnia intensywności parowania wody, bezpośrednio z gleby zanieczyszczonej oraz z gleby pokrytej roślinami. Parametr, oznaczony symbolem W_{flux} , znany jest w literaturze, jako Net H₂O Exchange Rate. Jest on odpowiednikiem procesu transpiracji i wyrażony jest jednostką $\text{mmol}/\text{s}^1/\text{m}^2$. W przypadku zanieczyszczenia gleb związkami rtęci, wśród technik fitoremediacji można się spotkać z metodą fitowolatalizacji. Polega ona na pobieraniu zanieczyszczenia przez roślinę, a następnie uwolnieniu go lub modyfikowanej jego formy z rośliny do atmosfery. Jednakże rtęć uwolniona do powietrza może zostać ponownie zdeponowana do gruntu i ulec metylacji w wyniku

działalności mikroorganizmów. Ma tu zatem miejsce pozorne oczyszczenie gleby i dlatego metoda ta nie jest polecana [1]. Zastosowane pomiary miały na celu sprawdzenie procesu ewaporacji i stanu gospodarki wodnej traw, rosnących na podłożu zanieczyszczonym rtęcią oraz porównanie ich z danymi, pochodzącymi z wariantu z podłożem ogrodniczym. W przypadku gleby zanieczyszczonej największą intensywność parowania H_2O zanotowano w wariantcie bez roślin ($0,254 \text{ mmol/s}^{-1}/\text{m}^{-2}$). Można zatem stwierdzić, że intensywność procesu parowania wpływa na większą ewaporację rtęci z gleby, co potwierdzają otrzymane wyniki badań. Wartości ewapotranspiracji otrzymane dla wiechlina łąkowej oraz kupkówki pospolitej były niższe, w porównaniu z wariantem bez roślin. Gatunkiem prowadzącym najbardziej intensywną gospodarkę wodną okazała się kostrzewa owcza, na której wartość parowania wyniosła tyle samo, co w wariantcie bez roślin (rys. 3).



Rys. 3. Intensywność parowania wody w zależności od podłoża i pokrycia roślinnego (dane przedstawione na wykresie są średnimi z 5 powtórzeń)

Zestawiając otrzymane wyniki z analizą porównawczą dokonaną na glebie ogrodniczej, zanotowano znaczący wpływ zanieczyszczenia rtęcią na obniżone parametry procesu transpiracji we wszystkich testowanych trawach. Ponadto pomiary na glebie niezanieczyszczonej potwierdziły fakt, że kostrzewa owcza prowadzi najbardziej intensywną gospodarkę wodną spośród badanych gatunków traw, co może wskazywać na zdolności do fitowolatilizacji rtęci w procesie transpiracji. Świadczy o tym zarówno wysoka zawartość skumulowanej Hg w częściach nadziemnych kostrzewy, jak

również wyższy odczyt w pomiarze ewaporacji znad pokrywy roślinnej, w porównaniu do pozostałych gatunków traw. Potwierdzeniem tego przypuszczenia jest przypadek kupkówki pospolitej, która pomimo skumulowania takiej samej ilości Hg w częściach nadziemnych, przy jednocześnie niskiej intensywności transpiracji, nie wykazała podwyższonego procesu parowania rtęci znad pokrywy roślinnej.

4. WNIOSKI

Przeprowadzone badania pozwoliły na sformułowanie następujących wniosków:

- wprowadzenie zwartej pokrywy roślinnej wpłynęło na znaczne obniżenie procesu ewaporacji rtęci z gleby we wszystkich wariantach eksperymentalnych, a w szczególności w wariantcie z wiechliną łąkową i kupkówką pospolitą,
- na podłożu zanieczyszczonym rtęcią spośród trzech testowanych gatunków traw, kupkówka pospolita wykazała się największym wzrostem i stopniem pokrycia powierzchni,
- kostrzewa owcza, jako gatunek prowadzący intensywną gospodarkę wodną może posiadać właściwości fitowolatylicacji rtęci w procesie transpiracji.

Przedstawione wyniki zostały wykonane w Instytucie Ekologii Terenów Uprzemysłowanych w ramach pracy statutowej finansowanej z dotacji podmiotowej Ministerstwa Nauki i Szkolnictwa Wyższego.

LITERATURA

- [1] GWOREK B., RATEŃSKA J., *Migracja rtęci w układzie powietrze-gleba-roślina*, Ochrona Środowiska i Zasobów Naturalnych, 2009, Vol. 41, 614–623.
- [2] HŁAWICZKA S., *Metale ciężkie w środowisku*, Wyd. Ekonomia i Środowisko, Białystok, 2008.
- [3] KABATA-PENDIAS A., PENDIAS H., *Biogeochemia pierwiastków śladowych*, PWN, Warszawa 1999.
- [4] KARCZEWSKA A., *Ochrona gleb i rekultywacja terenów zdegradowanych*, Wyd. Uniwersytetu Przyrodniczego, Wrocław, 2012.
- [5] Konwencja z Minamata w sprawie rtęci, www.mercuryconvention.org, dost.09.02.2015.
- [6] MARECIK R., KRÓLICZAK P., CYPLIK P., *Fitoremediacja- alternatywa dla tradycyjnych metod oczyszczania środowiska*, Biotechnologia, 2006, Vol. 3, 88–97.
- [7] MEAGHER R.B., *Phytoremediation of toxic elemental and organic pollutants*, Current Opinion in Plant Biology, 2000, Vol. 3, 153–162.
- [8] MIZERA A., *Gleba. Mechanizmy jej degradacji oraz metody rekultywacji*, GreenWord – Ochrona Środowiska i Ekologia, 2007, 1–6.
- [9] PIRRONE N., CINNIRELLA S., FENG X., FINKELMAN R.B., FRIEDLI H.R., LEANER J., MASON R., MUKHERJEE A.B., STRACHER G.B., STREETS D.G., TELMER K., *Global Mer-*

- cury emissions to the atmosphere from anthropogenic and natural sources*, Atmospheric Chemistry and Physics, 2012, Vol. 10, 5951–5964.
- [10] RADECKA I., WESOŁOWSKI M., *Concentration and distribution of mercury in rhizomes and roots of medicinal plants*, [w:] Obieg pierwiastków w przyrodzie t. III., Instytut Ochrony Środowiska, Warszawa, 2005, 337–341.
- [11] SAS-NOWOSIELSKA A., *Fitotechnologie w remediacji terenów zdegradowanych przez przemysł cynkowo-olowiowy*, Wyd. Politechniki Częstochowskiej, Częstochowa, 2009.
- [12] STUCZYŃSKI T., SIBIELEC G., MALISZEWSKA-KORDYBACH B., SMRECZEK B., GAWRYŚIAK L., *Wyznaczanie obszarów na których przekraczane są standardy jakości gleb. Poradnik metodyczny dla administracji*, Biblioteka Monitoringu Środowiska, Warszawa, 2004, 1–103.
- [13] ZIELONKA U., *Stabilizacja chemiczna i fitostabilizacja gruntów zanieczyszczonych rtęcią. Metale ciężkie w środowisku*, Ekonomia i Środowisko, Białystok, 2008.
- [14] WOJNAR K., WISZ J., *Rtęć w polskiej energetyce*, Energetyka, kwiecień 2006.

THE USE OF PHYTOREMEDIATION FOR DIMINISHING OF MERCURY REMISSION TO THE AIR AT CONTAMINATED AREAS

Most of the methods are applicable to purification of mercury, despite its effectiveness, generates high costs and adversely affect the properties of the soil and its microflora. Considering the serious problem of mercury pollution, especially in industrial areas, the study used a method of phytoremediation which is deemed to be financially competitive and more friendly for the soil. This method works by creation on the surface dense plant cover designed to significantly reduce the evaporation process of mercury from the soil into the air. Additional benefits of this plant used and potentially limiting readily available forms of mercury in the soil, as well as a positive influence on the physico-chemical properties of the contaminated soil. In this study assumed experience on a laboratory scale using soil contaminated with mercury. The experiment included two variants: control (without plants) and experimental (soil with plants). Three species of grasses was tested: meadow bluegrass (*Poa pratensis*), sheep fescue (*Festuca ovina*) and cocksfoot (*Dactylis glomerata*). During the study was carried out observations of plant growth and the extent coverage of the soil surface. After creating a grass cover was made analysis of mercury evaporation from the soil and intensity of transpiration. Application of plant cover depressing Hg evaporation from the soil. Among the tested grass, cocksfoot showed the greatest growth, as well as the degree of surface coverage. Analysis of the intensity of evaporation, sheep fescue identified as a species leading the most intensive water management, and hence suspected of phytovolatilization properties.

Karolina ĆWIEK*

ZMIENNOŚĆ STĘŻEŃ RTĘCI GAZOWEJ (TGM) W POWIETRZU NA STACJACH TŁA REGIONALNEGO W POLSCE

W pracy omówiono stan jakości powietrza pod względem zawartości rtęci gazowej (TGM) w pięciu obszarach Polski na podstawie wyników pomiarów prowadzonych na stacjach monitoringu jakości powietrza GIOŚ: Puszcza Borecka, Granica, Zielonka, Złoty Potok, Osieczów. Obliczono średnie oraz minimalne, maksymalne wartości stężeń TGM w okresie 2010-2013. W pracy zbadano także dobową zmienność stężeń TGM w okresie chłodnym (X-III) i ciepłym (IV-IX) roku oraz określono związek pomiędzy TGM, a wybranymi parametrami meteorologicznymi tj. temperatura powietrza, opad atmosferyczny, wilgotność względna powietrza, ciśnienie atmosferyczne, prędkość wiatru oraz pomiędzy TGM, a wybranymi zanieczyszczeniami powietrza tj. $PM_{2,5}$, PM_{10} , NO_2 , NO_x , SO_2 , EC, OC. Wykazano, że stężenia rtęci gazowej w powietrzu silniej związane były ze stężeniami pozostałych zanieczyszczeń powietrza niż z parametrami meteorologicznymi. Najsilniejszą zależność wyrażoną wartością współczynnika korelacji równą $r=0,21$ uzyskano pomiędzy stężeniem rtęci gazowej, a wilgotnością względną powietrza. W przypadku związku pomiędzy TGM, a analizowanymi zanieczyszczeniami w zależności od badanego obszaru współczynniki korelacji osiągały wartości z przedziału 0,13–0,56.

1. WPROWADZENIE

Jakość powietrza w ostatnich latach stanowi priorytet w obszarze działań związanych z przestrzenią życiową człowieka. Nie tylko naukowcy, ale i zwykli obywatele zaczynają poważnie traktować kwestie zanieczyszczenia powietrza, przez co władze miast zmuszone są do podjęcia efektywniejszych działań mających na celu walkę z emisją komunalną, komunikacyjną i przemysłową oraz obniżenie stężeń wielu substancji w powietrzu atmosferycznym, w tym m.in. PM_{10} , $PM_{2,5}$, CO_2 czy NO_x .

* Zakład Meteorologii i Klimatologii, Szkoła Główna Gospodarstwa Wiejskiego w Warszawie; karolina_cwiek@sggw.pl.

O ile w miastach te działania podejmowane są na wielką skalę, to na terenach podmiejskich czy biedniejszych obszarach wiejskich są często całkowicie pomijane. Trzeba jednak zauważyć, że podejmowane prace dotyczą najbardziej medialnych i doskonale rozpoznanych zanieczyszczeń, tj. pyły PM_{10} i $PM_{2,5}$, NO_x , CO_2 czy SO_2 , nie obejmują wielu innych zanieczyszczeń powietrza kluczowych dla zdrowia człowieka, m.in. związków rtęci. Choć od wielu lat rtęć znana jest jako silna toksyna, stanowiąca znaczne zagrożenie dla organizmów żywych, dopiero od niedawna bada się jej stężenie w powietrzu atmosferycznym. Co wyróżnia związki rtęci, że konieczne jest ich dokładniejsze rozpoznanie pod względem zawartości w powietrzu? Przede wszystkim rtęć jest metalem ciężkim, który charakteryzuje się wysoką mobilnością w środowisku. W warunkach naturalnych występuje jako ciecz o wysokiej prężności par. Nie ulega także biodegradacji, a jej organiczne pochodne, np. metylortęć wykazują znaczną zdolność do bioakumulacji w łańcuchach troficznych [19]. Rtęć wykazuje wysoką aktywność chemiczną i biologiczną, co warunkuje wysoki stopień zagrożenia dla prawidłowego przebiegu procesów życiowych, mimo jej śladowych zawartości w środowisku. Stopień toksyczności rtęci jest uwarunkowany jej postacią chemiczną, tzn. organiczne związki rtęci są zdecydowanie bardziej toksyczne niż nieorganiczne, co wynika z faktu, że łatwiej wchłaniane są do przewodu pokarmowego. Szacuje się, że niemalże w 100%, gdzie nieorganiczne zaledwie w kilku procentach. Oprócz tego organiczne formy rtęci przenikają bariery krew-mózg, łożyskowe (generują to poważne zagrożenie dla centralnego układu nerwowego oraz płodu), są lipofilne, łatwiej niż związki nieorganiczne kumulują się w organizmach żywych. Toksyczność związków nieorganicznych jest z kolei związana z rodzajem połączenia z resztą anionową i możliwością dysocjacji związku jaki tworzy [4, 8, 16, 17].

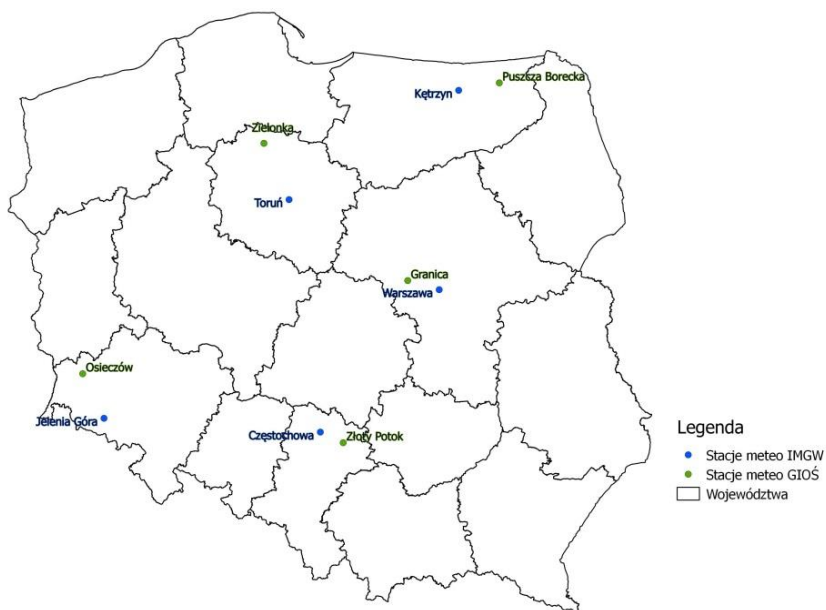
W powietrzu rtęć występuje w trzech podstawowych formach: jako GEM (Gaseous Elemental Mercury), czyli pary rtęci elementarnej, jako GDM (Gaseous Divalent Mercury) – gazowa rtęć dwuwartościowa oraz P-Hg (Hg_p), jako rtęć związana z cząsteczkami stałymi. W powietrzu obecna jest także forma Hg^+ , jednak jest ona nietrwała i łatwo ulega przemianom [13]. GEM i GDM łącznie stanowią TGM, czyli Total Gaseous Mercury. Spośród wymienionych form największy udział w powietrzu ma GEM – 60%, następnie GDM – 30%, P-Hg – 10% [7, 14]. Rtęć jest emitowana do środowiska wskutek procesów naturalnych, związanych z fizykochemiczną aktywnością Ziemi, tj. wietrzenie skorupy ziemskiej, procesy geotermiczne, wybuchy wulkanów czy parowanie z powierzchni wody, wegetacja roślin oraz jako efekt działalności antropogenicznej, zarówno przemysłowej, jak i komunalnej, w tym m.in. spalanie paliw stałych, oleju czy odpadów, jako efekt uboczny hutnictwa żelaza, cynku, ołowiu, przy produkcji cementu, chloru, pestycydów oraz aparatury pomiarowej [2, 12]. EMEP (European Monitoring and Evaluation Programme) szacuje, że roczna emisja rtęci z terenu Polski wynosi 20Mg, w tym 14,6 Mg ze źródeł antropogenicznych [3].

Zagadnienia związane z zawartością związków rtęci w powietrzu, jej przemianami i szukanie przyczyn występowania wysokich stężeń TGM w powietrzu najczęściej są

poruszane przez naukowców z Azji Wschodniej [5, 9, 13], powszechnie w Europie Zachodniej, natomiast w Polsce zaledwie od kilku- kilkunastu lat [1, 2, 6, 8, 10–12, 15–20]. Monitoring rtęci w naszym kraju jest prowadzony wyłącznie w pięciu obszarach pozamiejskich przez GIOŚ (Główny Inspektorat Ochrony Środowiska) i na potrzeby własne w niektórych jednostkach badawczych, uczelnianych w kraju. Ze względu na ograniczoną sieć pomiarową niewątpliwie problemem badawczym jest nieznanostwo stężeń różnych form rtęci w powietrzu atmosferycznym na terenie Polski oraz brak norm względem dopuszczalnej zawartości rtęci w powietrzu. W niskim stopniu rozpoznany jest także wpływ warunków meteorologicznych czy innych zanieczyszczeń powietrza na kształtowanie się stężeń różnych form rtęci w powietrzu atmosferycznym. Celem niniejszej pracy była ocena poziomów i zmienności stężenia rtęci gazowej na stacjach tła regionalnego w Polsce. W pracy zbadano również związek pomiędzy rtęcią gazową, a stężeniem innych zanieczyszczeń powietrza (PM_{10} , $PM_{2,5}$, NO_2 , SO_2 , NO_x , EC, OC) oraz parametrami meteorologicznymi.

2. METODA I OBSZAR BADAŃ

W pracy analizowano średniogodzinne stężenia rtęci gazowej z pięciu stacji w Polsce: Puszcza Borecka (woj. warmińsko-mazurskie), Zielonka (woj. kujawsko-pomorskie), Granica (woj. mazowieckie), Złoty Potok (woj. śląskie), Osieczów (woj. dolnośląskie) (rys. 1, tab. 1) w okresie 2010-2013. Stacje pomiarowe reprezentują warunki typowe dla tzw. obszarów podmiejskich i należą do grupy stacji tzw. tła regionalnego. Wyniki pomiarów pochodzą z badań monitoringowych prowadzonych przez Główny Inspektorat Ochrony Środowiska (GIOŚ). Na podstawie uzyskanych danych określono wartości minimalne, maksymalne oraz średnie dla poszczególnych miesięcy, lat, okresu chłodnego i ciepłego w roku oraz rozkłady dobowe stężeń rtęci. Poprzez uśrednianie stężeń średniogodzinnych uzyskano wartości średniodobowe, dobowych- średniomiesięczne i średnioroczne. W pracy zbadano również związek pomiędzy rtęcią gazową, a stężeniem innych zanieczyszczeń powietrza (tab. 1) oraz parametrami meteorologicznymi. Zastosowano w tym celu funkcję programu Statistica10, jaką jest prosta macierz korelacji liniowej. Analizy wykonywane były na poziomie istotności $p < .05$. Ze względu na brak pomiarów meteorologicznych na stacjach GIOŚ (za wyjątkiem stacji Puszcza Borecka) do analizy wykorzystano dane udostępnione przez IMGW, ze stacji meteorologicznych położonych możliwie najbliżej analizowanych stacji GIOŚ, tj.: Kętrzyn, Toruń, Warszawa Okęcie, Częstochowa i Jelenia Góra (rys. 1).



Rys. 1. Rozmieszczenie analizowanych stacji pomiarowych w Polsce

W obliczeniach uwzględniono następujące parametry meteorologiczne: temperatura powietrza (T), wilgotność względna powietrza (f), wysokość opadów atmosferycznych (O), ciśnienie atmosferyczne (C) w postaci wartości średniodobowych oraz prędkość wiatru (V) w postaci wartości średniogodzinnych. W zależności od obszaru badań i dostępności wyników pomiarów, do macierzy korelacji wykorzystano dane imisyjne udostępnione przez GIOŚ (tab. 1).

Tabela 1. Wykaz analizowanych parametrów meteorologicznych i zanieczyszczeń powietrza wraz ze współrzędnymi geograficznymi stacji meteorologicznych GIOŚ

Nazwa stacji	Granica	Osieczów	Puszcza Borecka	Zielonka	Złoty Potok
WGS84 ϕ N	52,29	51,32	54,12	53,66	50,71
WGS84 λ E	20,45	15,43	22,04	17,93	19,46
Analizowane parametry meteorologiczne	T, f, O, C, V	T, f, O, C, V	T, f, O, C, V	T, f, O, C, V	T, f, O, C, V
Analizowane zanieczyszczenia powietrza	NO ₂ , SO ₂ , NO _x , EC, OC	PM ₁₀ , PM _{2,5} , NO ₂ , SO ₂ , NO _x , EC, OC	PM ₁₀ , PM _{2,5} , NO ₂ , SO ₂ , EC, OC	PM ₁₀ , PM _{2,5} , NO ₂ , SO ₂ , NO _x , EC, OC	PM ₁₀ , PM _{2,5} , NO ₂ , SO ₂ , NO _x , EC, OC

Objaśnienia: EC - węgiel elementarny, OC – węgiel organiczny, T – temperatura powietrza, O – opad atmosferyczny, f – wilgotność względna powietrza, C – ciśnienie atmosferyczne, V – prędkość wiatru

3. WYNIKI BADAŃ WŁASNYCH

Stężenia rtęci gazowej (TGM) uśrednione dla całego okresu badawczego 2010–2013, kształtowały się następująco: Puszcza Borecka $1,46 \text{ ng}\cdot\text{m}^{-3}$ ($\sigma = 0,60 \text{ ng}\cdot\text{m}^{-3}$), Granica $1,56 \text{ ng}\cdot\text{m}^{-3}$ ($\sigma = 0,33 \text{ ng}\cdot\text{m}^{-3}$), Zielonka $1,61 \text{ ng}\cdot\text{m}^{-3}$ ($\sigma = 0,50 \text{ ng}\cdot\text{m}^{-3}$), Złoty Potok $1,84 \text{ ng}\cdot\text{m}^{-3}$ ($\sigma = 0,39 \text{ ng}\cdot\text{m}^{-3}$), Osieczów $1,90 \text{ ng}\cdot\text{m}^{-3}$ ($\sigma = 0,49 \text{ ng}\cdot\text{m}^{-3}$). Uzyskane wyniki wskazywały na bezpośredni wpływ otoczenia stacji pomiarowej na kształtowanie się stężeń TGM. Na stacjach Puszcza Borecka, Granica, Zielonka, które są zlokalizowane na obszarach o większej lesistości niż pozostałe stacje, w pobliżu dużych kompleksów zieleni objętych ochroną (stacja Granica – obszar Kampinoskiego Parku Narodowego, Zielonka – obszar Borów Tucholskich), obserwowano niższe stężenia TGM niż w Złotym Potoku czy Osieczowie, które zlokalizowane są w południowo-zachodniej Polsce, w obszarach, które potencjalnie mogą być narażone na napływ zanieczyszczonego powietrza z sąsiadujących obiektów przemysłowych na Śląsku. Notowane stężenia były zbliżone do wartości obserwowanych w innych rejonach Polski (Gdynia $1,2\text{--}3,0 \text{ ng}\cdot\text{m}^{-3}$ [1], Głębia Gdańska $1\text{--}2,9 \text{ ng}\cdot\text{m}^{-3}$ [1], Katowice $2,4\text{--}3,91 \text{ ng}\cdot\text{m}^{-3}$ [2], Sopot $1,5\text{--}2,8 \text{ ng}\cdot\text{m}^{-3}$ [1], Śląsk $1,63\text{--}4,07 \text{ ng}\cdot\text{m}^{-3}$ [20]). Jedynie w obszarach silnie uprzemysłowionych w Polsce tj. Zabrze, stężenia TGM mogą być zdecydowanie wyższe $1,6\text{--}40,5 \text{ ng}\cdot\text{m}^{-3}$ [15]. Obserwowane w stacjach tła regionalnego stężenia TGM w powietrzu były jednak wyższe w porównaniu do innych rejonów w Europie Północnej, np. Aspveten i Rörvik, Szwecja $0,01 \text{ ng}\cdot\text{m}^{-3}$ [18], Mace Head, Irlandia $0,005 \text{ ng}\cdot\text{m}^{-3}$ [18], nie przewyższały one natomiast stężeń notowanych w Azji, tj. Morze Japońskie $3,0 \text{ ng}\cdot\text{m}^{-3}$ [5], Morze Wschodniocchińskie $6,3 \text{ ng}\cdot\text{m}^{-3}$ [5], Północny Tajwan $1,1\text{--}90,7 \text{ ng}\cdot\text{m}^{-3}$ [9].

Średniomiesięczne stężenia TGM w powietrzu (tab. 2) w okresie ciepłym były niższe niż w okresie chłodnym roku. Może to wynikać z faktu, że w okresie zimowym gospodarstwa indywidualne, charakterystyczny typ zabudowy dla analizowanych obszarów, stosują jako surowiec grzewczy węgiel, który jak wiadomo zawiera duże ilości rtęci. Według różnych badawczy w węglu kamiennym poziom rtęci wynosi $50\text{--}240 \text{ ppb}$, zaś brunatny $120\text{--}420 \text{ ppb}$ [7, 14]. Notowane wartości średniomiesięcznych stężeń różniły się w poszczególnych latach w obrębie tej samej stacji. Wahania te jednak nie były duże i można przypuszczać, że wynikały z różnego nasilenia działalności antropogenicznej wraz ze zmiennością warunków meteorologicznych w czasie.

Różnice pomiędzy godzinnymi stężeniami maksymalnymi i minimalnymi były różne w badanych obszarach. Najmniejsza wystąpiła na stacjach Granica i Puszcza Borecka (tab. 3). Na stacji Granica największe zróżnicowanie średniogodzinnych stężeń rtęci gazowej obserwowano w 2013 r. Minimalne wartości notowane na tej stacji wynosiły $0,42 \text{ ng}\cdot\text{m}^{-3}$, natomiast maksymalne $10,18 \text{ ng}\cdot\text{m}^{-3}$ (różnica stęż. max i stęż. min. = $9,76 \text{ ng}\cdot\text{m}^{-3}$), przy czym wartość średniogodzinna dla tego roku wynosiła

1,43 ng·m⁻³ i była zarazem najniższą spośród analizowanych lat. Różnice w obserwowanych stężeniach były jednak większe w okresie chłodnym. W Osieczowie zaś duże różnice pomiędzy wartościami minimalnymi i maksymalnymi stężeń TGM można było zauważyć zarówno w okresie chłodnym, jak i ciepłym. Stężenia minimalne i maksymalne TGM na tej stacji w poszczególnych latach wahały się od 0,87 do 16,93 ng·m⁻³ (2013 r.), 0,91–14,08 ng·m⁻³ (2012 r.), 1,11–11,0 ng·m⁻³ (2011 r.), gdzie średniogodzinne stężenia wynosiły odpowiednio 1,89 ng·m⁻³, 1,66 ng·m⁻³, 2,18 ng·m⁻³. W Puszczy Boreckiej, podobnie jak na stacji Granica obserwowano mniejsze zróżnicowanie notowanych stężeń w okresie chłodnym i ciepłym. Największe różnice stężeń TGM obserwowano w 2010 r., gdzie minimalne godzinowe wartości wynosiły 0,50 ng·m⁻³, zaś maksymalne 4,20 ng·m⁻³, przy średniogodzinnej wartości 1,28 ng·m⁻³. Na terenie Borów Tucholskich (stacja Zielonka) za wyjątkiem roku 2010 zauważono większe różnice pomiędzy stężeniem maksymalnym i minimalnym TGM w okresie chłodnym. Zakresy stężeń rtęci gazowej w poszczególnych latach kształtowały się następująco: 0,60–12,50 ng·m⁻³, przy średniogodzinnej wartości 1,83 ng·m⁻³ w 2013 r. i 0,70–11,90 ng·m⁻³, przy średniogodzinnej wartości 1,69 ng·m⁻³ w 2010 r.

Tabela 2. Średniomiesięczne stężenia rtęci gazowej w powietrzu w okresie 2010–2013

	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII
Granica												
2010	1,82	1,97	1,57	1,45	1,43	1,41	1,38	1,31	1,14	1,34	-	1,71
2011	1,65	1,47	1,30	1,43	1,50	1,46	1,46	1,39	1,28	1,40	2,14	1,77
2012	1,80	1,71	1,54	1,63	1,73	1,85	2,02	1,85	1,65	1,65	1,90	1,78
2013	1,67	1,86	1,39	1,52	1,50	1,32	1,33	1,29	1,12	1,42	1,24	1,47
Osieczów												
2011	2,37	2,48	2,43	2,51	2,06	2,02	1,97	2,11	1,93	1,84	2,54	1,89
2012	1,79	1,81	1,68	1,65	1,68	1,68	1,61	1,54	1,49	1,67	1,75	1,56
2013	1,91	2,02	2,13	2,05	1,79	1,94	1,78	1,87	1,54	1,64	1,87	2,07
Puszcza Borecka												
2010	1,23	3,20	1,42	0,88	0,63	1,44	1,06	0,80	1,00	1,13	1,04	1,50
2011	1,53	1,35	1,81	1,58	1,20	1,70	1,43	1,77	1,46	0,80	1,40	1,05
2012	1,83	2,06	1,41	1,84	1,82	1,43	1,51	2,12	1,32	1,48	1,22	0,96
2013	1,82	-	1,29	2,05	1,56	1,54	1,71	1,35	1,69	1,26	1,65	1,69
Zielonka												
2010	1,71	2,00	1,71	1,79	1,79	1,50	1,75	1,83	1,47	1,40	1,56	1,79
2011	1,71	1,62	1,66	1,53	1,51	1,53	1,50	1,51	1,40	1,45	1,64	1,56
2012	1,49	1,54	1,58	1,37	1,29	1,29	1,30	1,23	1,21	1,26	1,42	1,48
2013	1,39	1,41	1,50	1,77	2,13	1,72	1,39	1,98	1,70	2,21	3,02	1,79
Złoty Potok												
2010	1,86	2,13	2,32	2,26	1,97	1,75	1,67	1,81	1,58	1,68	2,45	2,73
2011	1,81	1,85	-	-	-	-	-	1,75	1,75	1,76	1,82	1,82
2012	1,52	1,56	1,94	1,75	1,76	1,96	1,92	1,90	1,90	1,60	1,85	1,98
2013	1,84	1,87	1,60	1,89	1,70	1,64	1,71	1,69	1,58	1,69	1,78	2,03

Objaśnienia: – brak danych

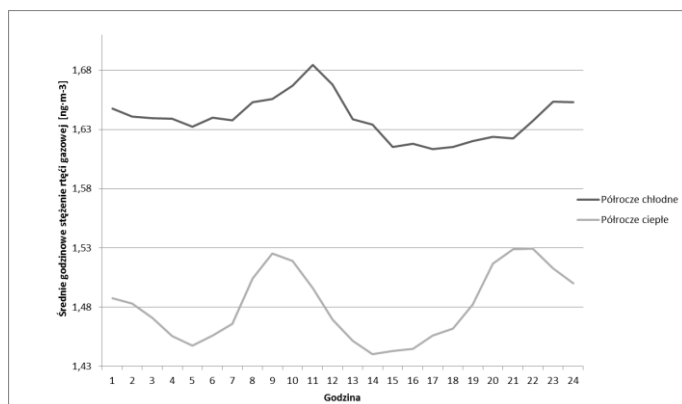
Na stacji Złoty Potok średniogodzinne wartości stężenia rtęci gazowej w okresie chłodnym wynosiły 1,74–2,20 ng·m⁻³, w okresie ciepłym 1,70–1,86 ng·m⁻³. Duże różnice pomiędzy minimalnymi i maksymalnymi stężeniami TGM obserwowane były w latach 2010 (0,68–10,31 ng·m⁻³, przy średniogodzinnej wartości 2,02 ng·m⁻³) i 2012 (0,73–10,68 ng·m⁻³, przy średniogodzinnej wartości 1,80 ng·m⁻³). Na wszystkich analizowanych stacjach wystąpiły znaczne różnice pomiędzy wartościami skrajnymi (min i max), jednak średniogodzinne wartości były stosunkowo zbliżone. Różnice pomiędzy średniogodziennymi wartościami w poszczególnych latach wynosiły odpowiednio: stacja Granica 0,33 ng·m⁻³, Osieczów 0,52 ng·m⁻³, Puszcza Borecka 0,32 ng·m⁻³, Zielonka 0,46 ng·m⁻³, Złoty Potok 0,27 ng·m⁻³.

Tabela 3. Wartości minimalne, maksymalne i średniogodzinne stężeń rtęci gazowej w okresie 2010–2013

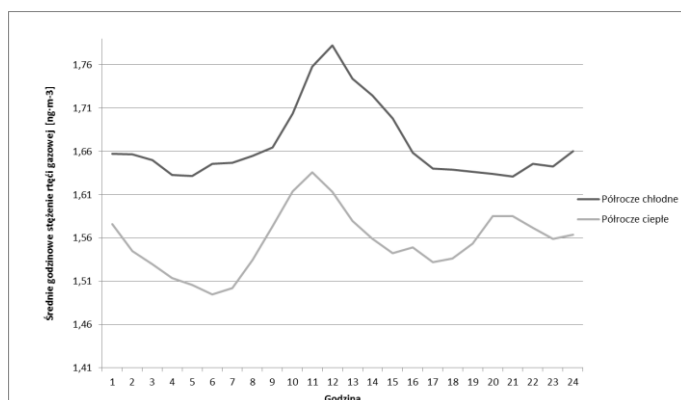
	IV-IX			X-III			I-XII		
	min	śr.	max	min	śr.	max	min	śr.	max
Granica									
2010	0,83	1,36	2,40	0,85	1,68	3,88	0,83	1,50	3,88
2011	0,64	1,42	2,30	0,72	1,62	3,67	0,64	1,52	3,67
2012	0,89	1,79	3,45	0,98	1,73	4,21	0,89	1,76	4,21
2013	0,42	1,35	4,92	0,66	1,51	10,18	0,42	1,43	10,18
Osieczów									
2011	1,28	2,10	11,00	1,11	2,26	9,30	1,11	2,18	11,00
2012	0,92	1,61	14,08	0,91	1,71	11,13	0,91	1,66	14,08
2013	0,97	1,83	12,54	0,87	1,94	16,93	0,87	1,89	16,93
Puszcza Borecka									
2010	0,50	0,97	3,50	0,50	1,59	4,20	0,50	1,28	4,20
2011	0,70	1,52	2,66	0,58	1,32	3,03	0,58	1,42	3,03
2012	0,90	1,67	3,44	0,89	1,50	3,19	0,89	1,58	3,44
2013	1,14	1,65	2,75	0,97	1,54	2,41	0,97	1,60	2,75
Zielonka									
2010	0,70	1,69	11,90	0,80	1,69	6,60	0,70	1,69	11,90
2011	0,70	1,50	3,40	0,60	1,61	5,70	0,60	1,55	5,70
2012	0,50	1,28	4,20	0,60	1,46	9,00	0,50	1,37	9,00
2013	0,60	1,78	7,40	0,70	1,89	12,50	0,60	1,83	12,50
Złoty Potok									
2010	0,68	1,84	8,39	1,02	2,20	10,31	0,68	2,02	10,31
2011	1,04	1,75	5,16	0,82	1,81	5,16	0,82	1,79	5,16
2012	0,87	1,86	9,38	0,73	1,74	10,68	0,73	1,80	10,68
2013	0,83	1,70	5,38	0,84	1,80	5,82	0,83	1,75	5,82

Aby prześledzić sezonową i dobową zmienność średniogodziennych stężeń rtęci gazowej w poszczególnych obszarach, uśredniono stężenia średniogodzinne z całego okresu badawczego dla poszczególnych miesięcy dla stacji Granica, Zielonka, Złoty Potok oraz Osieczów (rys. 2–5). Nie było to możliwe dla stacji Puszcza Borecka, gdyż dysponowano wyłącznie średniodobowymi wartościami stężeń rtęci gazowej

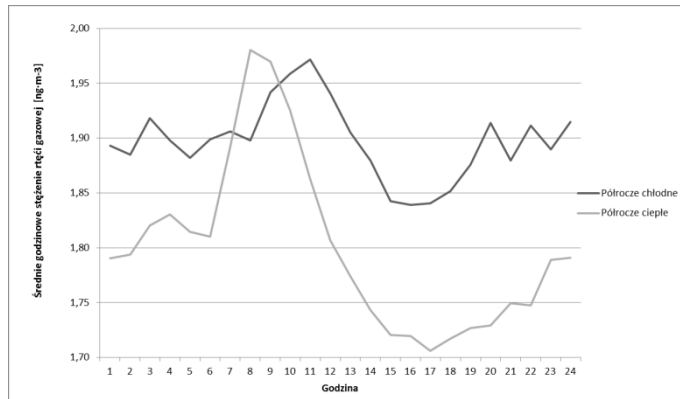
w powietrzu. W przypadku stacji Granica i Zielonka widać wyraźną różnicę w wartościach stężeń rtęci gazowej w powietrzu w okresie ciepłym i chłodnym roku. Notowane stężenia TGM były zdecydowanie wyższe w okresie chłodnym, przy czym większe różnice występowały na stacji Granica. Odmienna sytuacja występowała w Osieczowie i w Żłotym Potoku. Choć także wyższe stężenia TGM w ciągu doby dominowały w okresie chłodnym, to w tym przypadku w godzinach porannych (6–11) okresu ciepłego obserwowane stężenia TGM były równe bądź wyższe niż stężenia notowane w chłodnej porze roku. Dla każdej ze stacji wyraźne było także dobowe zróżnicowanie wartości stężeń średniogodzinnych. Wyższe stężenia obserwowane były na poszczególnych stacjach od godzin porannych do popołudniowych, następnie zmniejszały się aż do godzin wieczornych kiedy ponownie wzrastały, w godzinach nocnych stężenia TGM stabilizowały się bądź wykazywały słabą tendencję spadkową.



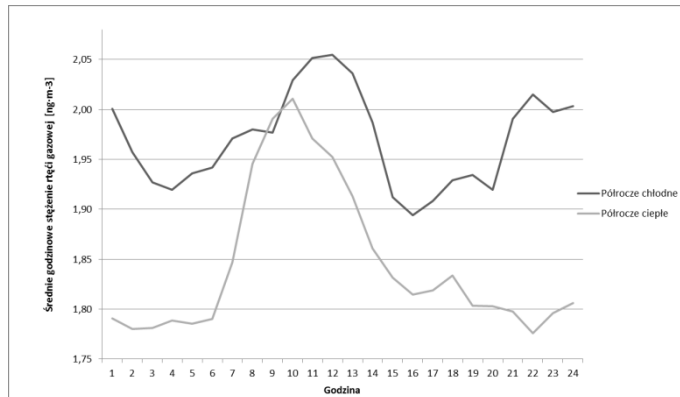
Rys. 2. Zmienność średniogodzinnych stężeń rtęci w sezonie chłodnym (X–III) i ciepłym (IV–IX) na stacji Granica



Rys. 3. Zmienność średniogodzinnych stężeń rtęci w sezonie chłodnym (X–III) i ciepłym (IV–IX) na stacji Zielonka



Rys. 4. Zmienność średniogodzinnych stężeń rtęci w sezonie chłodnym (X–III) i ciepłym (IV–IX) na stacji Złoty Potok



Rys. 5. Zmienność średniogodzinnych stężeń rtęci w sezonie chłodnym (X–III) i ciepłym (IV–IX) na stacji Osieczów

Analizę zależności pomiędzy temperaturą powietrza (T), opadem atmosferycznym (O), wilgotnością względną powietrza (f), ciśnieniem atmosferycznym (C), prędkością wiatru (V), a stężeniami rtęci gazowej w powietrzu w poszczególnych obszarach oparto o macierz korelacji liniowej. Największy współczynnik korelacji, $r = 0,21$, wystąpił dla relacji TGM- f (tab. 4). Najwięcej statystycznie istotnych zależności wykryto na stacjach Granica i Osieczów (4 na 5 możliwych), Złoty Potok (3 na 5), Zielonka (2 na 5); żadnej nie wykazano na stacji Puszcza Borecka. Z macierzy korelacji wynika także, że największa, dodatnia korelacja występowała pomiędzy stężeniami TGM i f, (Granica $r = 0,21$; Osieczów $r = 0,08$; Zielonka $r = 0,15$; Złoty Potok $r = 0,14$), a największa korelacja ujemna (za wyjątkiem Osieczowa) dla TGM i C, (Granica $r = -0,11$; Osieczów $r = 0,13$; Zielonka $r = -0,10$; Złoty Potok $r = -0,13$).

Wartości współczynników korelacji liniowych pomiędzy analizowanymi parametrami są niewielkie i pomimo tego, że dużo z nich jest statystycznie istotnych, nie można mówić o silnych zależnościach pomiędzy stężeniami TGM a parametrami meteorologicznymi.

Tabela 4. Macierz korelacji dla stężeń rtęci gazowej oraz wybranych elementów meteorologicznych

Lokalizacja	Współczynnik korelacji				
	T	O	f	C	V
Granica	-0,15*	-0,03	0,21*	-0,11*	-0,18*
Osieczów	-0,13*	-0,02	0,08*	0,13*	-0,09*
Puszcza Borecka	-0,10	0,03	0,02	0,01	0,03
Zielonka	-0,01	0,04	0,15*	-0,10*	-0,01
Złoty Potok	-0,03	-0,00	0,14*	-0,13*	-0,14*

Objaśnienia: * oznaczone współczynniki korelacji są istotne z $p < .05$, T – temperatura powietrza, O – opad atmosferyczny, f – wilgotność względna powietrza, C – ciśnienie atmosferyczne, V – prędkość wiatru.

Analiza statystyczna zależności pomiędzy stężeniem TGM i $PM_{2,5}$, PM_{10} , NO_2 , NO_x , SO_2 , EC, OC wykazała iż zależność w każdym przypadku była dodatnia (tab. 5). Wartości współczynników korelacji wskazywały, na silniejszy związek pomiędzy stężeniami TGM i stężeniami innych zanieczyszczeń niż pomiędzy stężeniami TGM i parametrami meteorologicznymi. Współczynniki korelacji pomiędzy TGM i $PM_{2,5}$, PM_{10} , NO_2 , NO_x , SO_2 , EC, OC były różne w przypadku każdej stacji (tab. 5). Największa korelacja istotna statystycznie wystąpiła na stacji Zielonka pomiędzy TGM, a OC ($r = 0,73$) i EC ($r = 0,72$), natomiast najmniejsza w przypadku $PM_{2,5}$ i PM_{10} ($r = 0,13$), również w Zielonce. Najniższe współczynniki korelacji pomiędzy TGM, a wszystkimi zanieczyszczeniami notowane były dla stacji Puszcza Borecka. W przypadku Złotego Potoku współczynniki korelacji były wyrównane (dla $PM_{2,5}$ $r = 0,56$, PM_{10} $r = 0,51$, NO_2 $r = 0,52$, SO_2 $r = 0,49$, EC $r = 0,46$, OC $r = 0,50$). W Osieczowie najmniejszą zależność obserwowano w przypadku TGM i SO_2 ($r = 0,29$), największą dla $PM_{2,5}$ i PM_{10} ($r = 0,49$). Na stacji Granica natomiast najmniejsza korelacja charakteryzowała TGM i NO_x ($r = 0,34$), największa TGM i NO_2 ($r = 0,53$). Podobne współzależności pomiędzy TGM, a wybranymi zanieczyszczeniami powietrza i elementami meteorologicznymi dla lat 2010–2011 sprawdzano już wcześniej dla stacji Granica. Współczynniki korelacji dla stacji Granica z lat 2010–2011 wynosiły w przypadku PM_{10} $r = 0,53$, SO_2 $r = 0,48$, NO_2 $r = 0,59$, T $r = -0,31$, V $r = -0,02$, f $r = 0,24$, C $r = -0,08$ [10].

Tabela 5. Macierz korelacji dla stężeń rtęci gazowej oraz wybranych zanieczyszczeń powietrza w okresie 2010–2013

Lokalizacja	Współczynnik korelacji						
	PM _{2,5}	PM ₁₀	NO ₂	NO _x	SO ₂	EC	OC
Granica	-	0,40*	0,53*	0,34*	0,44*	-	-
Osieczów	0,49*	0,49*	0,45*	0,45*	0,29*	0,39*	0,41*
Puszcza Borecka	0,23*	0,17*	0,05	-	0,19*	0,15	0,05
Zielonka	0,13*	0,13*	0,20*	0,20*	0,09	0,72*	0,73*
Złoty Potok	0,56*	0,51*	0,54*	0,52*	0,49*	0,46*	0,50*

Objaśnienia: - brak danych, * oznaczone współczynniki korelacji są istotne z $p < .05$, EC – węgiel elementarny, OC – węgiel organiczny.

4. PODSUMOWANIE I WNIOSKI

Analiza stężeń rtęci gazowej na pięciu stacjach w Polsce, reprezentujących tło stężeń dla pięciu różnych regionów, pozwoliła określić wartości średnie, minimalne, maksymalne stężeń rtęci gazowej w powietrzu. Wartości średnie w badanych regionach były zbliżone. Średnie stężenia rtęci gazowej były niskie w odniesieniu do innych obszarów Europy czy Azji; dla okresu 2010–2013 wynosiły: Puszcza Borecka $1,46 \text{ ng}\cdot\text{m}^{-3}$, Granica $1,56 \text{ ng}\cdot\text{m}^{-3}$, Zielonka $1,61 \text{ ng}\cdot\text{m}^{-3}$, Złoty Potok $1,84 \text{ ng}\cdot\text{m}^{-3}$, Osieczów $1,90 \text{ ng}\cdot\text{m}^{-3}$. Stężenia rtęci w powietrzu charakteryzowały się sezonową i dobową zmiennością. Dla zmienności dobowej średniogodzinnych stężeń charakterystyczne jest to, że wyższe stężenia występowały w godzinach porannych i popołudniowych; wahania sezonowe stężeń rtęci w powietrzu polegały na występowaniu wyższych stężeń w okresie chłodnym roku niż w okresie ciepłym. Stężenia rtęci gazowej w powietrzu silniej związane były ze stężeniami pozostałych zanieczyszczeń powietrza niż z parametrami meteorologicznymi. Współczynniki korelacji dla rtęci i poszczególnych elementów meteorologicznych były niewielkie, największy współczynnik korelacji $r = 0,21$ uzyskano dla zależności rtęci gazowej i wilgotności względnej powietrza. W zależności od badanego obszaru współczynniki korelacji osiągały różne wartości dla jednego zanieczyszczenia powietrza. Największa korelacja istotna statystycznie wystąpiła pomiędzy TGM, a OC ($r = 0,73$) i EC ($r = 0,72$), natomiast najmniejsza w przypadku TGM i PM_{2,5}, TGM i PM₁₀ ($r = 0,13$). Rozpatrywana seria pomiarowa z lat 2010–2013 pozwoliła na określenie zróżnicowania stężeń TGM w Polsce jedynie w obszarach pozamiejskich. Konieczne jest zatem rozszerzenie badań o stacje miejskie, w których można spodziewać się wyższych stężeń TGM. Natomiast dłuższy cykl pomiarowy z pewnością umożliwiłby lepsze rozpoznanie dynamiki zmian stężeń w kraju.

Opracowano na podstawie danych Inspekcji Ochrony Środowiska uzyskanych w ramach Państwowego Monitoringu Środowiska (DM/063-01/01/2015/BT oraz DM/063-01/01/2014/BT).

LITERATURA

- [1] BELDOWSKA M., ZAWALICH K., FALKOWSKA L., SIUDEK P., MAGULSKI R., *Rtęć w powietrzu nad wodami południowego Bałtyku w strefie brzegowej Zatoki Gdańskiej.*
- [2] BORODENKO A., PROKOPOWICZ, A. (2007). *Stężenia par rtęci w powietrzu w Katowicach.* Zeszyty Naukowe Wyższej Szkoły Zarządzania Ochroną Pracy w Katowicach, 23-30.
- [3] Central Statistical Office, 2011, Environment 2011, Warsaw.
- [4] CLARKSON T. W. 2002. *The Three Modern Faces of Mercury.* Environmental Health Perspectives 110 Suppl 1: 11-23.
- [5] FRIEDLI H. R., RADKE L. F., PRESCOTT, R., LI P., WOO J. H., CARMICHAEL G. R. (2004). *Mercury in the atmosphere around Japan, Korea, and China as observed during the 2001 ACE-Asia field campaign: Measurements, distributions, sources, and implications.* Journal of Geophysical Research: Atmospheres (1984–2012), 109(D19).
- [6] HLADIKOVA, V., PETRIK, J., JURSA S., URSINYOVA M., KOCAN A. (2001): *Atmospheric mercury levels in the Slovak Republic.* Chemosphere 45, 801–806.
- [7] KOLKER A., SENIOR C. L., QUICK J. C. (2006). *Mercury in coal and the impact of coal quality on mercury emissions from combustion systems.* Applied geochemistry, 21(11), 1821–1836.
- [8] KOWALSKI A., NIEDZIELSKI P., SIEPAK J. 2005. *Rtęć w środowisku przyrodniczym.* Przegląd Komunalny 162.
- [9] KUO T. H., CHANG C. F., URBA A., KVIETKUS, K. (2006). *Atmospheric gaseous mercury in Northern Taiwan.* Science of the total environment, 368(1), 10–18.
- [10] MAJEWSKI G., CZECHOWSKI P. O., BADYDA A., KLENIEWSKA M., BRANDYK A. (2013). *Ocena stężenia całkowitej rtęci gazowej (TGM) na terenie stacji tła regionalnego Granica-KPN (województwo mazowieckie, Polska) w latach 2010–2011.* Rocznik Ochrona Środowiska, 15(2).
- [11] MUNTHE J., WANGBERG, I., IVERFELDT Å., LINDQVIST O., STROMBERG D., SOMMAR J., SIEMENS V. (2003). *Distribution of atmospheric mercury species in Northern Europe: final results from the MOE project.* Atmospheric Environment, 37, 9–20.
- [12] PACYNA E.G., PACYNA J.M., FUDAŁA J., STRZELECKA-JASTRZĄB E., HŁAWICZKAS., PANASIUK D.: *Mercury emissions to the atmosphere from anthropogenic sources in Europe in 2000 and their scenarios until 2020,* „Sci. Tot. Environ”, 2006, 370, s. 147–156.
- [13] PANG X., MU Y. (2006). *Seasonal and diurnal variations of carbonyl compounds in Beijing ambient air.* Atmospheric Environment, 40(33), 6313–6320.
- [14] PIRRONE N., CINNIRELLA S., FENG X., FINKELMAN R. B., FRIEDLI H. R., LEANER J., TELMER, K. (2010). *Global mercury emissions to the atmosphere from anthropogenic and natural sources.* Atmospheric Chemistry and Physics, 10(13), 5951–5964.
- [15] PYTA H., ZAJUSZ R., *Specjacja rtęci w systemie automatycznego monitoringu powietrza w Zabrzu – analiza przypadku tła miejskiego,* [w] Ochrona Powietrza w Teorii i Praktyce, Koniecznyński J. (red.), Tom 2, IPIŚ PAN, Zabrze, 2012, 235–246.
- [16] SAPOTA A., SKRZYPIŃSKA-GAWRYSIAK M. 2010. *Pary rtęci i jej związki nieorganiczne. Dokumentacja dopuszczalnych wielkości narażenia zawodowego.* Podstawy i Metody oceny Środowiska Pracy 2010, nr 3(65): 85–149.

- [17] STARZYŃSKA Z., BIAŁECKA M., BOROWIAK K., MACHOY-MOKRZYŃSKA A. 2009. *Przykłady chorób indukowanych skażeniem środowiska. Choroby ekogenetyczne*. Czasopismo Aptekarskie 4 (184): 32–37.
- [18] WANGBERG I., MUNTHE J.: *Atmospheric mercury in Sweden, Northern Finland and Northern Europe*. Results from National Monitoring and European Research. Report IVL, Göteborg, Sweden, 2001.
- [19] WOJNAR K., WISZ J. (2006). *Rtęć w polskiej energetyce*. Energetyka, 4, 59.
- [20] ZIELONKA U., HLAVICZKA S., FUDALA J., WANGBERG I., MUNTHE J. (2005). *Seasonal mercury concentrations measured in rural air in Southern Poland: Contribution from local and regional coal combustion*. Atmospheric Environment, 39(39), 7580–7586.

CONCENTRATIONS VARIABILITY OF MERCURY VAPOR (TGM) IN THE AIR AT THE REGIONAL BACKGROUND STATIONS IN POLAND

Analysis of the measurement results of mercury vapor concentrations in five areas of Polish, representing background concentrations for the region, helped determine that the mean and minimum, maximum values, with the mean values for the analyzed areas were similar. Average concentrations of gaseous mercury were low in relation to other parts of Europe and Asia. For the years 2010–2013 they were: Puszcza Borecka $1.46 \text{ ng}\cdot\text{m}^{-3}$, Granica $1.56 \text{ ng}\cdot\text{m}^{-3}$, Zielonka $1.61 \text{ ng}\cdot\text{m}^{-3}$, Złoty Potok $1.84 \text{ ng}\cdot\text{m}^{-3}$, Osieczów $1.90 \text{ ng}\cdot\text{m}^{-3}$. Analyzed values showed a seasonal and diurnal variability. Higher concentrations occurred in the mornings and cooler months during the year. Observed TGM concentrations values to a greater extent have depend on the other air pollutants concentrations than on meteorological elements. Correlation coefficients for mercury and various meteorological elements were low, the highest correlation coefficient $r = 0.21$ occurred for the relationship TGM-f. Depending on the test area correlation coefficients achieve different values for one of air pollutant. Most statistically significant correlation was observed between the TGM, and OC ($r = 0.73$) and EC ($r = 0.72$), and the lowest in the case of TGM and PM_{2.5} or TGM and PM₁₀ ($r = 0.13$). Considered series of measurements for the years 2010–2013 helped to identify the diversity of TGM concentrations in rural areas of Poland. Therefore there is a need for expanding surveys on the urban measuring stations, where higher TGM concentration values are expected. On the other hand longer measurement cycle would enable better identification of the dynamics of pollutants concentration changes in in whole country.

*COD removal, nitrogen removal,
simultaneous nitrification and denitrification (SND),
structured-bed reactor submitted to recirculation
and intermittent aeration (SBRRIA)*

Carla Eloísa DINIZ DOS SANTOS,
Márcia Helena RISSATO ZAMARIOLLI DAMIANOVIC*

EVALUATION OF SIMULTANEOUS NITRIFICATION AND DENITRIFICATION (SND) IN STRUCTURED-BED REACTORS OPERATED WITH DIFFERENT WASTEWATER

This study aimed to show the application of a structured-bed reactor subjected to recirculation and intermittent aeration (SBRRIA) for nitrogen and carbon removal from three different wastewater streams. Three different types of sludge were used for inoculation of the reactors: sludge from an UASB reactor (reactor R1), sludge from an activated sludge reactor with nitrifying activity (reactor R2) and a mixture of sludge used in R1 and R2 (reactor R3). Different operational procedures were applied in order to analyze the influence of HRT in R1, the influence of aerobic/anoxic phases in R2 and the influence of COD/N ratio in R3. The efficiencies of COD removal remained higher than 85%, regardless of the decrease in HRT, the adoption of different cycles of intermittent aeration or different COD/N ratios. The total-N removal efficiencies obtained for both reactors suggested that HRT is the operational parameter that has more influence in the nitrogen removal performance. Moreover, considering the results obtained with the treatment of three different types of wastewater, the SBRRIA reactor is adequate in conditions of high or low availability of electron donors for heterotrophic denitrification, due to the establishment of the anaerobic ammonium oxidation (anammox) process as an additional pathway of nitrogen removal under conditions of reduced COD/N ratio.

1. INTRODUCTION

In conventional treatment systems, biological nitrogen removal is carried out in two steps: nitrification and denitrification. In this process, denitrification requires the

* Laboratory of Biological Processes, Department of Hydraulics and Sanitation, School of Engineering of São Carlos, University of São Paulo, Av. Trabalhador São-Carlense, 400, CEP 13566-590, São Carlos, São Paulo, Brazil, c.diniz@ymail.com, mdamianovic@sc.usp.br.

introduction of electron donors, usually added in the form of readily biodegradable organic matter. A possible alternative to reduce the costs involved in the nitrogen removal process is by using compact systems that integrate the processes of nitrogen and organic matter removal within a single unit. Several systems have been proposed to remove nitrogen and organic matter in a single reactor, through simultaneous nitrification and denitrification (SND) [1, 2, 3, 4].

In this case, the development of reactors that provide suitable conditions for the growth of nitrifying and denitrifying communities is necessary. Batch reactors have been extensively used due to the possibility of altering aerated periods for nitrification and non-aerated periods for denitrification. Continuous reactors are also used, as carousel oxidation ditch [3], fluidized bed reactor [5], systems with aerobic granules [6] and membrane [7]. Structured-bed reactors subjected to recirculation and intermittent aeration (SBRRIA) have been successfully used at Biological Processes Laboratory in School of Engineering of São Carlos (University of São Paulo, Brazil) for the nitrogen removal of a variety of wastewater. These systems can promote a regular distribution of the support medium inside the reactor, which avoids the clogging. Based on these studies, this work aims to show the application of a SBRRIA reactor for nitrogen and carbon removal from three different wastewater streams.

2. MATERIALS AND METHODS

2.1. EXPERIMENTAL SETUP

Bioreactor. The cylindrical-shaped reactors constructed of acrylic were 90 cm height (70 cm working height), with an internal diameter of 14 cm. The conical bases of the reactors were 13 cm height, with a total reactor volume of 11 L. Continuous feed and effluent recirculation inlets were located at the bottom of the reactors, represented by A1 and A2 respectively (Figure 1). The outlets for recirculation and effluent discharge were at 65 cm (A4) and 70 cm (A3) from the bottom of the reactors, respectively. Oxygen was supplied to the systems using a Regent, Model 8500, aquarium aerators. Porous stones (A5), periodically replaced after sufficient mechanical wear, were used for air diffusion in the liquid.

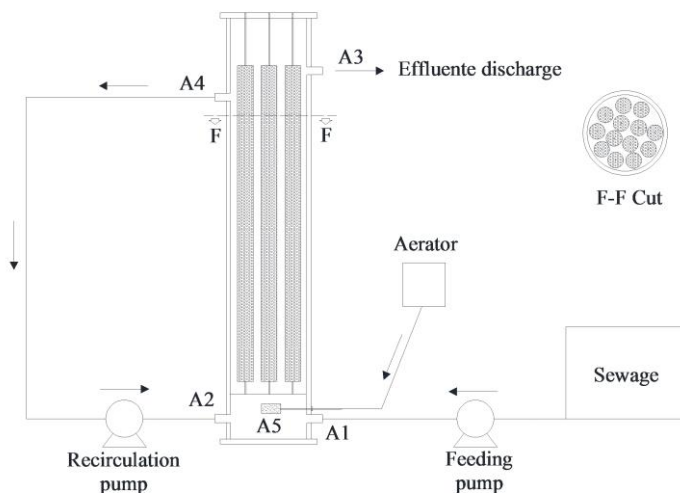


Fig. 1. Schematic representation of the up-flow structured bed reactor submitted to recirculation and intermittent aeration [4]

Support media and inoculum. Thirteen cylinders of polyurethane foam (diameter of 3 cm and 60 cm height) were used as support for biomass growth. The cylinders were disposed vertically inside the reactors, as can be seen in figure 1 (Cut F-F). This material presented a porosity of 92%, 22 g L^{-1} in density and surface area of $43.8 \text{ m}^2 \text{ g}^{-1}$. The reactors were inoculated according to Zaiat [8], however three different types of sludge were used for inoculation:

- Reactor 1 (R1): This system was inoculated with sludge from an up-flow anaerobic sludge blanket (UASB) reactor used for treating poultry slaughterhouse wastewater. The reactor was applied to synthetic wastewater treatment. The wastewater simulated a domestic sewage after the removal of oils and greases with COD/N ratio equal to 11.2;
- Reactor 2 (R2): This reactor was inoculated with biomass from an activated sludge reactor with nitrifying activity. During the 117 days of operation, it was fed by the effluent from a UASB reactor used for poultry slaughterhouse treatment, with average COD/N ratio equal to 2.4;
- Reactor 3 (R3): The biomass was obtained considering a mixture (50% by volume) of sludge used in R1 and R2. This system also was fed by synthetic wastewater, with which two different carbon sources were tested (sucrose and meat peptone) in different COD/N ratios.

2.2. MONITORING OF THE REACTOR

Chemical-physical tests. During the experiments, the following variables were analyzed: pH, alkalinity, TKN (Total Kjeldahl Nitrogen), NH_4^+ -N (ammonium nitrogen), NO_2^- -N (nitrite nitrogen), NO_3^- -N (nitrate nitrogen), TSS (total suspended solids), VSS (volatile suspended solids), DO (dissolved oxygen) and COD (chemical oxygen demand). Analyses of NO_3^- -N, NO_2^- -N and NH_4^+ -N were performed using Ion Chromatography (Dionex ICS 5000). The following conditions were used: a flow rate of 1.0 mL min⁻¹, an electrochemical conductivity detector with gradient pump, IonPac AS23 column (4 mm x 250 mm) and IonPac CG12A column (4 mm x 250 mm) at a temperature of 30°C. Alkalinity was determined according to Dilallo and Albertson [9] modified by Ripley et al. [10]. All other analyses were according to APHA [11].

Study of anammox activity. To verify the existence of bacteria capable of performing the anammox process, tests were carried out using biomass obtained from R2 and R3, stored in an acclimatized chamber at 30°C. The synthetic medium used in the tests was similar to the medium described by Van de Graaf et al. [12]. To maintain anaerobic conditions, prior the beginning of the tests, the reactors (250 mL of volume) were bubbled with argon for 15 minutes. Samples were regularly taken over a period of 8 h for analysis of NH_4^+ -N, NO_2^- -N and NO_3^- -N.

2.3. EXPERIMENTAL PROCEDURE

In order to promote the nitrifying growth, all reactors were initially operated with an hydraulic retention time (HRT) of 24 h and continuous aeration (acclimation period). After this, different operational procedures were applied in order to analyze the influence of HRT in R1, the influence of aerobic/anoxic phases in R2 and the influence of COD/N ratio in R3. Table 1 shows some operational characteristics of R1, R2 and R3.

3. RESULTS AND DISCUSSION

The reactors R1, R2 and R3 were continuously operated for 160, 124 and 243 days, respectively. During the aerobic periods, DO concentration was maintained between 2.0 and 3.5 mg L⁻¹. Data obtained during the monitoring of each reactor are summarized in table 2. In all studies was demonstrated the high potential of SBRRIA reactor for organic matter removal. The efficiencies of COD removal remained higher than 85% (table 2), regardless of the decrease in HRT, the adoption of different cycles of intermittent aeration or different COD/N ratios.

Table 1. Operational characteristics of the reactors studied

Reactor	Phases	Duration (days)	HRT (h)	Aeration periods	COD/N	Wastewater
R1 [4]	I	55	12	2 h aer/1 h non-aer	11.2	Synthetic
	II	30	8			
	III	36	10			
R2 [13]	I	24	24	6 h aer/0 h non-aer	2.4	Effluent from a UASB reactor
	II	11		4 h aer/2 h non-aer		
	III	8		2 h aer/1h non-aer		
	IV	25		1.5 h aer/1.5h non-aer		
	V	56		1 h aer/2h non-aer		
R3 [14]	I	58	12	2 h aer/1h non-aer	9.7	Sucrose
	II	75			7.6	Meat peptone
	III	71			2.9	Meat peptone
	IV	31			2.9	Sucrose

About the nitrogen, the results obtained from R1 (table 2) have shown that lower HRT can result in a decrease in the total nitrogen removal efficiency. A possible explanation for this might be that with a low HRT occurs an increase of applied organic load. In this case, the aerobic heterotrophic growth is favored over that aerobic autotrophic one, reducing the ammonia oxidation and then, affecting the total-N removal. The data from R2 and R3 indicate total-N removal with average efficiencies of 62% and 84%, respectively. This efficient performance was observed in both systems although there was a reduced availability of electrons for heterotrophic denitrification. Moreover, in R2 and R3 the anammox process was also observed as an additional pathway of nitrogen removal under conditions of reduced COD/N ratio. The anammox metabolism was observed after an operational period of 131 and 150 days in R2 and R3, respectively.

Several factors may be associated with the suitable performance of SBRRIA reactor in COD and nitrogen removal. Efficient nitrogen and organic matter removal results can be explained by the spatial distribution of organic matter oxidizers, nitrifiers, denitrifiers and anammox inside the support material [15]. The adoption of aerated and non-aerated periods promoted the SND process in this unit. As a result, compared to continuous aerated systems, systems submitted to intermittent aeration can save approximately 33% of energy. During the aerobic phase, higher $\text{NH}_4\text{-N}$ oxidation can be observed, generating $\text{NO}_3\text{-N}$ which is immediately consumed by the denitrifiers during the anoxic phase.

Table 2. Mean values of the characterization of the reactor effluent during the three experiments

	Variables	Phase I	Phase II	Phase III	Phase IV	Phase V	
Reactor 1	pH (average value)	8.2 ± 0.1					
	Alkalinity (mg CaCO ₃ L ⁻¹)	664.5 ± 16	655 ± 16.3	666.4 ± 11			
	TKN (mg L ⁻¹)	3 ± 1	11 ± 4	15 ± 4			
	NH ₄ ⁺ -N (mg L ⁻¹)	1.2 ± 0.9	11.9 ± 4.8	13.3 ± 1.4			
	NO ₃ ⁻ -N (mg L ⁻¹)	1.6 ± 0.7	0.7 ± 0.7	0.5 ± 0.2			
	NO ₂ ⁻ -N (mg L ⁻¹)	0.5 ± 0.5	-	-			
	TN (mg L ⁻¹)	5.3 ± 1.7	12.1 ± 4.0	16 ± 4.0			
	COD (mg L ⁻¹)	39 ± 12	54 ± 16	43 ± 16			
	COD removal (%)	89 ± 3	85 ± 5	88 ± 4			
	Total-N removal (%)	82 ± 6	49 ± 17	45 ± 12			
Reactor 2	pH	6.4–8.0	6.1–8.2	5.6–7.3	6.4–8.1	6.9–8.2	
	Alkalinity (mg CaCO ₃ L ⁻¹)	114 ± 65	136 ± 30	15 ± 18	72 ± 8	160 ± 76	
	TKN (mg L ⁻¹)	35.5 ± 32	9.6 ± 0	9.0 ± 1	7.0 ± 3	6.4 ± 5	
	NH ₄ ⁺ -N (mg L ⁻¹)	19.7 ± 20	8.0 ± 4	7.5 ± 4	5.3 ± 2	6.4 ± 6	
	NO ₃ ⁻ -N (mg L ⁻¹)	103 ± 16	92 ± 11	100 ± 8	84 ± 12	58 ± 11	
	COD (mg L ⁻¹)	18 ± 2	4 ± 0	49 ± 11	31 ± 17	5 ± 2	
	COD removal (%)	88					
	Total-N removal (%)	8	30	25	42	62	
	TKN oxidation (%)	76	92	93	95	96	
Reactor 3	pH (average value)	7.66 ± 0.08	8.08 ± 0.10	8.06 ± 0.20	7.66 ± 0.11		
	Alkalinity (mg CaCO ₃ L ⁻¹)	123 ± 3 9.9	219 ± 41.0	455 ± 77.5	139 ± 67.3		
	TKN (mg L ⁻¹)	15.1 ± 4.0	4.7 ± 4.0	5.9 ± 2.8	30 ± 15.4		
	NH ₄ ⁺ -N (mg L ⁻¹)	12.0 ± 5.5	1.7 ± 2.0	4.3 ± 3.0	24.4 ± 7.3		
	NO ₃ ⁻ -N (mg L ⁻¹)	1.5 ± 0.7	13.4 ± 11.9	11.0 ± 11.9	4.7 ± 3.4		
	NO ₂ ⁻ -N (mg L ⁻¹)	1.1 ± 0.7	1.1 ± 1.1	2.5 ± 1.4	2.0 ± 0.9		
	TN (mg L ⁻¹)	17.6 ± 2.9	17.7 ± 7.4	21.0 ± 10.2	36.7 ± 14.7		
	COD (mg L ⁻¹)	45.0 ± 19.4	29.0 ± 12.4	13.0 ± 9.7	23.0 ± 9.0		
	COD removal (%)	94 ± 5	94 ± 3	97 ± 2	96 ± 2		
	Total-N removal (%)	63.8 ± 8.7	71.8 ± 12.5	84.6 ± 10.1	81.5 ± 5.3		
	TKN oxidation (%)	60 ± 14	92 ± 7	92 ± 11	85 ± 6		

The adoption of a recirculation ratio of 5 can maintain constant effluent concentrations at the reactors outlet, without peaks of ammonia and intermediate compounds. From the intermittent aeration periods tested in R2 was possible to choose the best aeration cycle for this reactor configuration which promote efficient organic carbon and nitrogen removal for treatment of anaerobic reactor effluent.

4. CONCLUSIONS

The results aforementioned indicated that a structured-bed reactor operated under intermittent aeration and effluent recirculation is a suitable system for simultaneously removal of nitrogen and organic matter. Considering the results obtained with the treatment of three different types of wastewater, the SBRRIA reactor is adequate in conditions of high or low availability of electron donors for heterotrophic denitrification, which was confirmed by the establishment of the anammox process as an additional pathway of nitrogen removal under conditions of reduced COD/N ratio.

REFERENCES

- [1] CHIU Y.C., LEE L.L., CHANG C.N., CHAO A.C., *Control of carbon and ammonium ratio for simultaneous nitrification and denitrification in a sequencing batch bioreactor*, International Biodeterioration and Biodegradation, 2007, Vol. 59, 1–7.
- [2] MENG Q., YANG F., LIU L., MENG F., *Effects of COD/N ratio and DO concentration on simultaneous nitrification and denitrification in an airlift internal circulation membrane bioreactor*, Journal of Environmental Sciences, 2008, Vol. 20, No. 2, 933–939.
- [3] LIU Y., SHI H., XIA L., SHI H., SHEN T., WANG T. WANG G., WANG Y., *Study of operational conditions of simultaneous nitrification and denitrification in a carousel oxidation ditch for domestic wastewater treatment*, Bioresource Technology, 2010, Vol. 101, No. 3, 901–906.
- [4] MOURA R. B., DAMIANOVIC M. H. R. Z., FORESTI E., *Nitrogen and carbon removal from synthetic wastewater in a vertical structured-bed reactor under intermittent aeration*, Journal of Environmental Management, 2012, Vol. 98, 163–167.
- [5] LI M., NAKHLA G., ZHU J., *Simultaneous carbon and nitrogen removal with enhanced bioparticle circulation in a circulating fluidized bed biofilm reactor*, Chemical Engineering Journal, 2012, Vol. 181, 35–44.
- [6] LIU X., DONG C., *Simultaneous cod and nitrogen removal in a micro-aerobic granular sludge reactor for domestic wastewater treatment*, Systems Engineering Procedia, 2011, Vol. 1, 99–105.
- [7] SATOH H., ONO H., RULIN B., KAMO J., OKABE S., FUKUSHI K.I., *Macroscale and microscale analyses of nitrification and denitrification in biofilms attached on membrane aerated biofilm reactors*, Water Research, 2004, Vol. 38, No. 6, 1633–1641.
- [8] ZAIAT M., CABRAL A.K.A., FORESTI E., *Horizontal-flow anaerobic immobilized sludge reactor for wastewater treatment: conception and preliminary performance evaluation*, Revista Brasileira de Engenharia-Caderno de Engenharia Química, 1994, Vol. 11, 33–42.
- [9] DILALLO R., ALBERTSON O.E., *Volatile acids by direct titration*, Journal of Water Pollution Control Federation, 1961, Vol. 3, 356–365.
- [10] RIPLEY L.E., BOYLE W.C., CONVERSE J.C., *Improved alkalimetric monitoring for anaerobic digester of high-strength wastes*, Journal of Water Pollution Control Federation, 1986, Vol. 58, 406–411.
- [11] STANDARD METHODS FOR THE EXAMINATION OF WATER AND WASTEWATER 2005, 20th edn, American Public Health Association/American Water Works Association/Water Environment Federation, Washington DC, USA.

- [12] VAN DE GRAAF A.A., BRUJIN P., ROBERTSON L.A., JETTEN M. S. M., KUENEN J.G., *Autotrophic growth of anaerobic ammonium-oxidizing microorganisms in a fluidized bed reactor*, Microbiology, 1996, Vol. 142, 2187–2196.
- [13] BARANA A.C., LOPES D.D., MARTINS T.H., POZZI E., DAMIANOVIC M.H.R.Z., DEL NERY V., FORESTI E., *Nitrogen and organic matter removal in an intermittently aerated fixed-bed reactor for post-treatment of anaerobic effluent from a slaughterhouse wastewater treatment plant*, Journal of Environmental Chemical Engineering, 2013, Vol. 1, 453–459.
- [14] SANTOS C.E.D., MOURA R.B., DAMIANOVIC M.H.R. Z., FORESTI E., *Influence of COD/N ratio and carbon source on nitrogen removal in a structured-bed reactor*, In: Proceedings of XI DAAL–Latin American Symposium on Anaerobic Digestion, Havana, Cuba 2014.
- [15] WIJFFELS R. H., TRAMPER J., *Nitrification by immobilized cells*, Enzyme and Microbial Technology, 1995, Vol. 17, No. 6, 482–492.

OCENA PROCESU SYMULTANICZNEJ NITRYFIKACJI I DENITRYFIKACJI (SND)
W REAKTORZE ZE ZŁOŻEM STAŁYM PROWADZONEGO PRZY UŻYCIU RÓŻNEGO
RODZAJU ŚCIEKÓW

Celem badań było ukazanie możliwości zastosowania reaktora ze złożem stałym do usuwania azotu i węgla z trzech różnych rodzajów ścieków. Badania przeprowadzono w trzech reaktorach nazwanych R1, R2 i R3, które zaszczerpiono odpowiednio osadem pochodzącym z reaktora UASB, biomasą z reaktora pracującego w procesie nityfikacji oraz mieszaniną obu wspomnianych typów biomasy. W badaniach określano także wpływ parametrów technologicznych, takich jak hydrauliczny czas zatrzymania (HRT) (R1), sposób napowietrzania (R2) oraz stosunek ChZT/N (R3) na szybkość usuwania azotu i węgla. Efektywność usuwania ChZT we wszystkich reaktorach była wyższa niż 85%, niezależnie od spadku HRT, zmiany długości faz napowietrzania i mieszania czy wartości stosunku ChZT/N. Otrzymane w reaktorach efektywności usuwania azotu wskazują, że HRT jest parametrem operacyjnym, mającym większy wpływ na skuteczność usuwania azotu niż pozostałe czynniki. Ponadto, wyniki badań prowadzonych dla trzech różnych typów ścieków wskazują, że reaktor SBBRIA jest właściwym rozwiązaniem zarówno w warunkach wysokiej jak i niskiej dostępności donorów elektronów dla procesu heterotroficznej denitryfikacji. Dodatkowo zauważono, iż w warunkach niekorzystnego stosunku ChZT/N w reaktorze tworzą się strefy beztlenowe, w których zachodzi proces beztlenowego usuwania azotu (anammox).

Anna DOLEGA*

BADANIE JAKOŚCI POWIETRZA W OBIEKCIE SAKRALNYM

Artykuł przedstawia wyniki badań jakości powietrza wewnętrznego w kościele. W pierwszej części artykułu scharakteryzowano badany obiekt. Następnie przedstawiono aparaturę pomiarową oraz opisano procedurę pomiarową. W sposób graficzny przedstawiono wyniki pomiarów dla wybranych dni z okresu pomiarowego trwającego od marca do czerwca. Na podstawie wyników określono wpływ warunków zewnętrznych oraz uczestników nabożeństw na mikroklimat wnętrza obiektu.

1. WSTĘP

Budowle sakralne są obiektami użyteczności publicznej przeznaczonymi do celów rytualnych i sakralnych. Kościoły są obiektami wielkokubaturowymi, w których w jednym momencie może przebywać do kilkuset osób. Z tego względu należy zapewnić w nich właściwy, komfortowy mikroklimat.

Mikroklimat pomieszczenia można opisać jako zbiór parametrów fizycznych i chemicznych, zmiennych w czasie i przestrzeni. Na główne czynniki mikroklimatu składają się temperatura, wilgotność, prędkość ruchu strumienia powietrza, czystość i świeżość powietrza oraz odpowiednie oświetlenie i poziom dźwięku hałasu.

Jeżeli powietrze w pomieszczeniu odpowiada warunkom komfortu pozwala to na zachowanie odpowiedniego samopoczucia oraz prawidłowe funkcjonowanie organizmu. W przeciwnym wypadku u osób przebywających w obiekcie mogą pojawić się objawy chorobowe charakterystyczne dla Zespołu Chorego Budynku (ang. Sick Building Syndrome-SBS). Najczęściej występującymi objawami są: bóle głowy, zawroty głowy, nudności, przekrwienie błony śluzowej, duszności, problemy z oczami, nietypowe zmęczenie, problemy z pamięcią i koncentracją, uczucie depresji, napięcia, nerwowość oraz wysuszenie skóry.

* Katedra Klimatyzacji, Ogrzewnictwa, Gazownictwa i Ochrony Powietrza, Wydział Inżynierii Środowiska, Politechnika Wrocławska, ul. Norwida 4/6, 50-373 Wrocław.

Jakość powietrza wewnątrz pomieszczenia obejmuje wszystkie warunki nietermiczne wewnątrz pomieszczenia np. stężenie zanieczyszczeń. Do jednego z lepszych wskaźników jakości powietrza w pomieszczeniu należy stężenie ditlenku węgla. W pomieszczeniach użyteczności publicznej źródłem emisji tego gazu są ludzie okresowo z nich korzystający.

Jak już wcześniej wspomniano parametrami mikroklimatu pomieszczenia są temperatura oraz wilgotność względna. Należą one do termicznych parametrów powietrza wewnętrznego. Temperatura wpływa głównie na odczucia cieplne człowieka, czyli komfort cieplny. Jej wartości w pomieszczeniu powinny być odpowiednio dobrane w zależności od rodzaju aktywności. Wilgotność względna powietrza wpływa na efektywność procesu odparowania potu z powierzchni skóry. Niewłaściwy poziom wilgotności względnej w powietrzu może być przyczyną problemów z drogami oddechowymi.

W celu zapewnienia odpowiedniego poziomu powietrza wewnętrznego należy wyeliminować wilgoć w pomieszczeniach. Może ona powodować choroby układu oddechowego oraz negatywnie wpływać na elementy konstrukcyjne budynku. Istotne jest również zminimalizowanie wewnętrznych źródeł emisji zanieczyszczeń. Dlatego też w pomieszczeniach należy zapewnić odpowiednią wymianę powietrza.

Jakość powietrza wewnętrznego uzależniona jest również od jakości powietrza zewnętrznego. Stan powietrza zewnętrznego ma bezpośredni wpływ na powietrze wewnątrz pomieszczeń.

Celem artykułu jest prezentacja wyników z pomiarów temperatury, wilgotności oraz stężenia ditlenku węgla w kościele.

2. CZĘŚĆ EKSPERYMENTALNA

2.1. CHARAKTERYSTYKA OBIEKTU BADAŃ

Kościół zlokalizowany jest na terenie diecezji świdnickiej. Teren, na którym został wybudowany obiekt charakteryzuje się wysokim poziomem wód gruntowych. Miejscami na ścianach kościoła, zarówno wewnątrz jak i zewnątrz widoczna jest wilgoć.

Architektura obiektu kościoła oparta jest na tradycyjnych zasadach budownictwa. Rzut kościoła założony został na planie krzyża z centralnie zlokalizowaną ażurową wieżą zaprojektowaną w konstrukcji stalowej.

Obiekt składa się z przedsionka, nawy głównej wraz z bocznymi kaplicami, prezbiterium, zakrystii oraz pomieszczeń pomocniczych. Dokładną powierzchnię poszczególnych pomieszczeń przedstawiono w tabeli 1.

Tabela 1. Zestawienie pomieszczeń

Lp.	Pomieszczenie	Wykończenie posadzki	Powierzchnia, m ²
1	Przedsiónek	pl. podł. ceramiczne	4,15
2	Węzeł sanitarny	pl. podł. ceramiczne	5,24
3	Komunikacja	wykl. PCW	5,71
4	Zaplecze gospodarcze	wykl. PCW	12,36
5	Salka katechetyczna	wykl. kamienna	28,89
6	Kaplica boczna	wykl. kamienna	45,58
7	Prezbiterium	wykl. kamienna	38,52
8	Zakrystia	wykl. kamienna	45,58
9	Nawa główna + boczne kaplice	wykl. kamienna	541,14
10	Przedsiónek	wykl. kamienna	16,2

Ściany zewnętrzne wykonano z warstwy płyt GK, warstwy cegły pełnej kl. 100 oraz do wysokości 30 cm nad poziomem terenu z płytek okładzinowych, klinkierowych.

Nad obiektem zaprojektowano dach wielospadowy o konstrukcji stalowej wiązarów. Warstwa dachowa składa się z blachodachówki, sklejki gr. 2,5 cm, łąty w płatach stalowych, łąty drewnianej i płyty GK gr. 1,25 cm. Zarówno w warstwach ścian jak i w warstwach dachowych nie zastosowano izolacji termicznej.

W dachu zaprojektowano dwanaście przewodów wentylacji grawitacyjnej w postaci wywietrzaków połaciowych cylindrycznych Ø150 mm wykonanych z blachy miedzianej. Dodatkowo zaprojektowano sześć wentylatorów osiowych w ścianach. W dachu obiektu jak i w ścianach nie wykonano zaprojektowanych elementów wentylacyjnych. Wymiana powietrza w obiekcie odbywa się przez drzwi, witraże, nieszczelności w strukturze przegród budowlanych oraz wejście na wieżę o wymiarach 0,5 m x 0,5 m. Na wysokości 15 m znajduje się szczelina o długości 36 m i szerokości 3 cm.

W obiekcie zamontowano promienniki elektryczne ławkowe o mocy znamionowej 150 W/m i długości całkowitej 215 m oraz dwa promienniki ceramiczne o mocy znamionowej 0.65 kW każdy firmy Termo Technika. Całkowita moc cieplna zamontowana w kościele wynosi 34 kW.

2.2. APARATURA POMIAROWA, WYBÓR PUNKTÓW POMIAROWYCH

Do pomiarów temperatury i wilgotności użyto pięciu czujników cyfrowych AR235 firmy APAR. Zakres pomiarowy urządzenia: temperatura od -30°C do 80°C, wilgotność od 0% RH do 100% RH. Dokładność pomiaru temperatury w zakresie od 20°C do 30°C wynosi $\pm 0,5^\circ\text{C}$, w pozostałym zakresie pomiarowym wynosi $\pm 0,5\text{--}1,8^\circ\text{C}$. Dokładność pomiaru wilgotności w zakresie od 20% RH do 80% RH wynosi $\pm 3\%$ RH, w pozostałym zakresie pomiarowym wynosi $\pm 3\text{--}5\%$ RH. Rozdzielczość pomiarowa urządzenia wynosi 0,1% RH i 0,1°C.

Pierwszy czujnik umieszczony na wieży kościoła służył do rejestracji parametrów powietrza zewnętrznego. Pozostałe czujniki zostały umieszczone wewnątrz kościoła. Jeden czujnik zawieszony został nad prezbiterium na wysokości 10 m. Kolejne czujniki zostały umieszczone na wysokości 3 m w nawach bocznych oraz nad nawą główną.

Do pomiarów stężenia ditlenku węgla użyto dwóch rejestratorów HD37B17D firmy Delta Ohm. Ditlenek węgla jest mierzony za pomocą czujnika podczerwieni, metodą bezrozproszeniową strumienia podczerwieni (NDIR z podwójną długością fali). Zakres pomiarowy urządzenia wynosi od 0 ppm do 5000 ppm. Dokładność pomiaru wynosi ± 50 ppm +3% wartości mierzonej. Rozdzielczość pomiarowa urządzenia pomiarowego wynosi 1 ppm.

Pierwszy czujnik umieszczono na posadzce prezbiterium. Drugi umieszczony został na chórze, nad nawą główną na wysokości 3 m.

2.3. PROCEDURA POMIAROWA

Pomiar temperatur i wilgotności prowadzony były od 01.03.2014 r. do 13.06.2014 r. Czujniki rejestrowały dane co 30 sekund. Jeden czujnik umieszczony był na wieży kościoła. Dokonywał on pomiarów parametrów powietrza zewnętrznego. Pozostałe czujniki umieszczone były wewnątrz kościoła.

Pomiar stężenia ditlenku węgla prowadzony był od 29.03.2014 r. do 13.06.2014 r. Czujniki rejestrowały dane co 30 sekund.

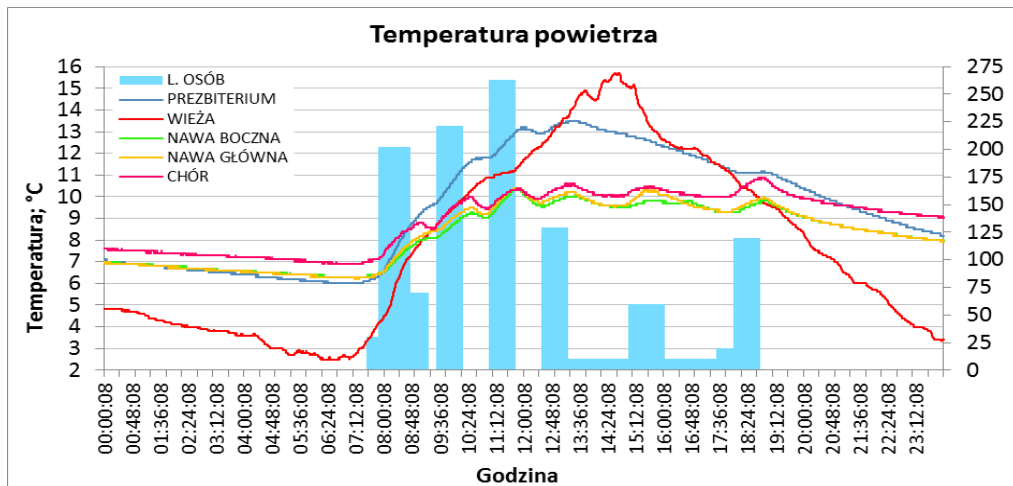
Liczbę osób przebywających w kościele liczone w trakcie trwania poszczególnych nabożeństw.

3. WYNIKI BADAŃ

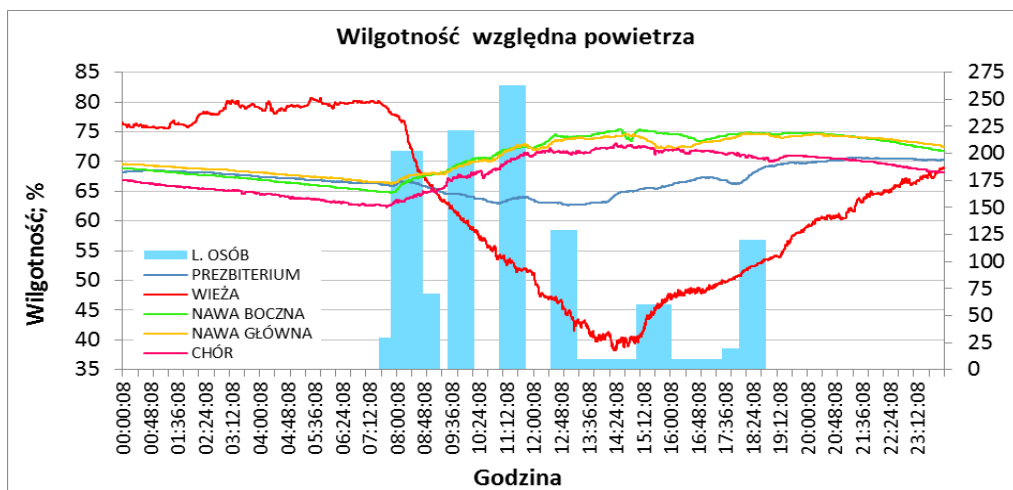
3.1. TEMPERATURA I WILGOTNOŚĆ WZGLĘDNA

W dniu 02.03.2014 r. w kościele odbyło się pięć Mszy Świętych oraz nabożeństwo do Miłosierdzia Bożego o godzinie 15.00. Liczbę wiernych uczestniczących w poszczególnych nabożeństwach przedstawia wykres kolumnowy. W trakcie wchodzenia i wychodzenia wiernych z kościoła otwarte były drzwi główne oraz drzwi prowadzące do przedsionka.

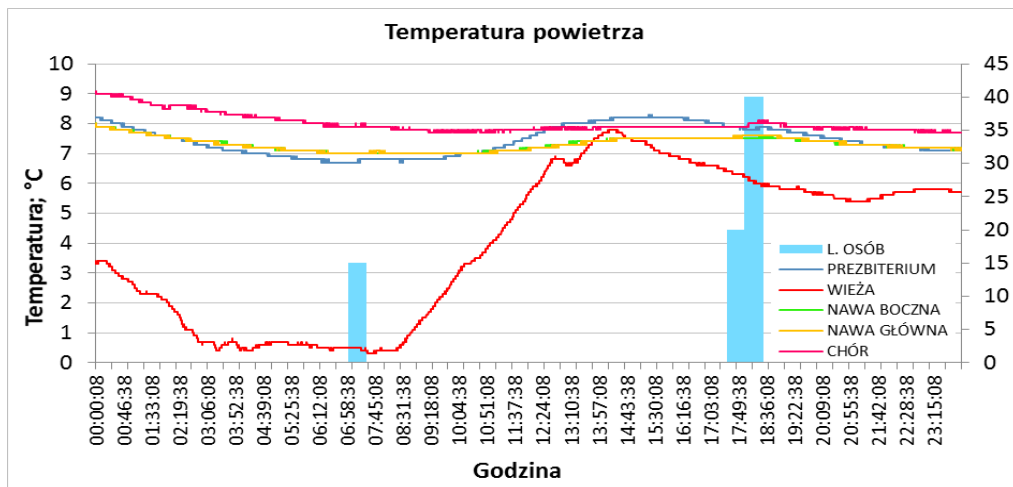
W dniu 03.03.2014 r. w kościele odbyły się dwie Msze Święte oraz nabożeństwo różańcowe o godzinie 17.30. W dni powszednie Msze Święte charakteryzują się mniejszą frekwencją wiernych. W trakcie wchodzenia i wychodzenia wiernych z kościoła otwarte były drzwi główne oraz drzwi prowadzące do przedsionka.



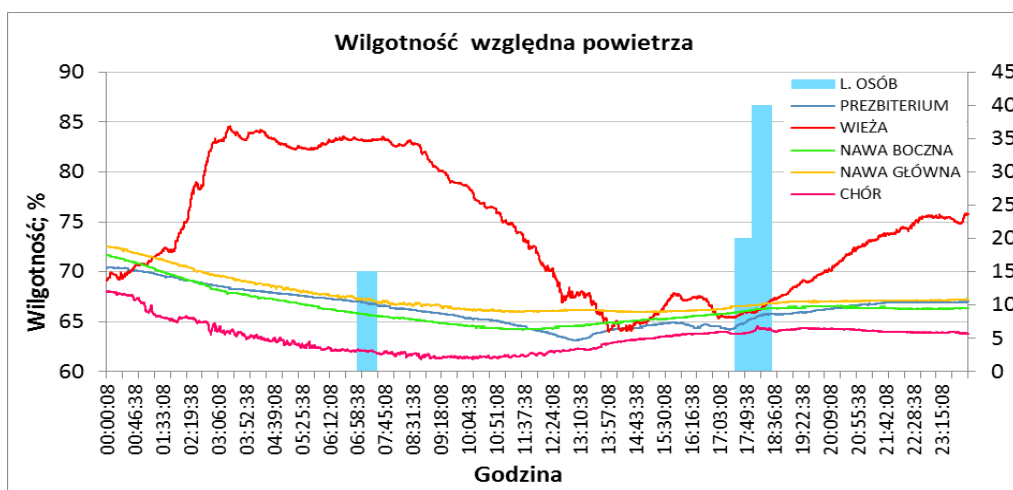
Rys. 1. Wyniki pomiarów temperatury oraz frekwencja wiernych w dniu 02.03.2014 r.



Rys. 2. Wyniki pomiarów wilgotności względnej oraz frekwencja wiernych w dniu 02.03.2014 r.

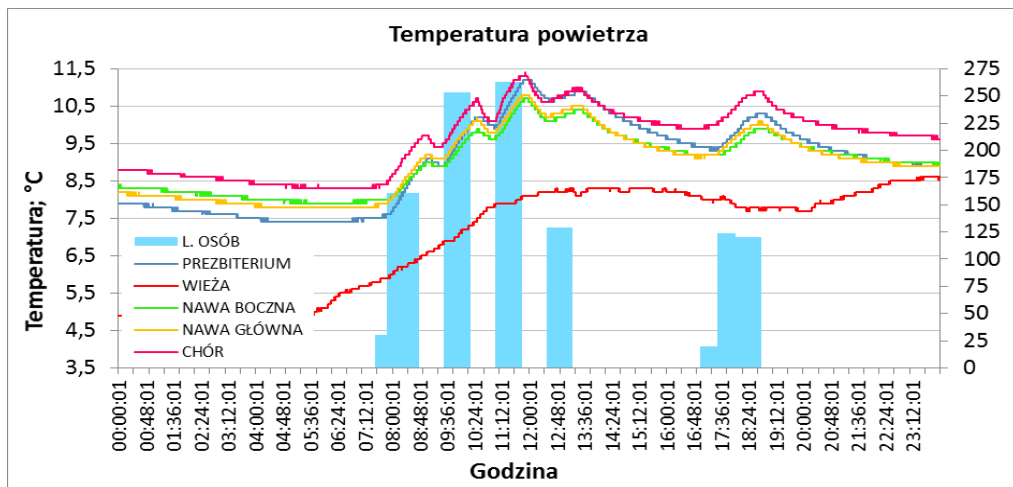


Rys. 3. Wyniki pomiarów temperatury oraz frekwencja wiernych w dniu 03.03.2014 r.

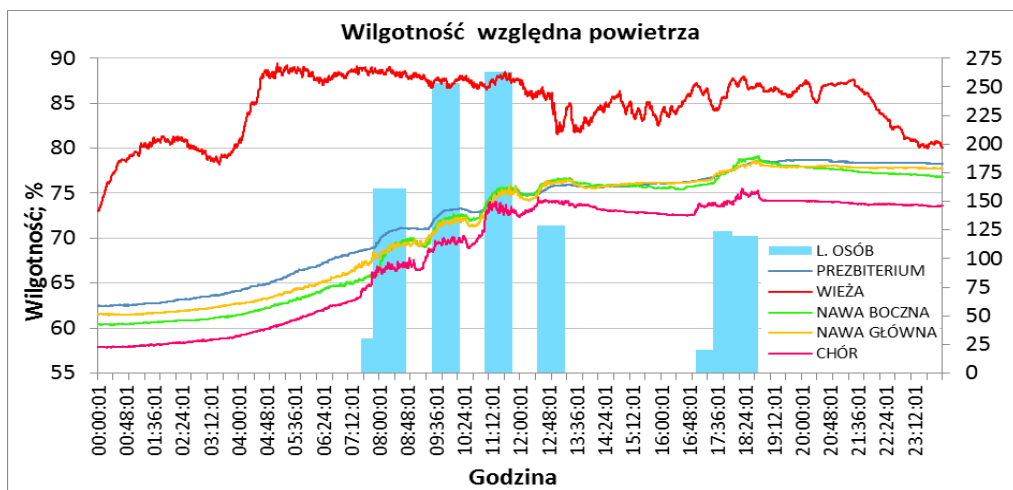


Rys. 4. Wyniki pomiarów wilgotności względnej oraz frekwencja wiernych w dniu 03.03.2014 r.

W dniu 16.03.2014 r. w kościele odbyło się pięć Mszy Świątecznych, nabożeństwo różańcowe o godzinie 17.00 oraz nabożeństwo Gorzkich Żali o godzinie 17.30. W trakcie wchodzenia i wychodzenia wiernych z kościoła otwarte były drzwi główne oraz drzwi prowadzące do przedsionka.

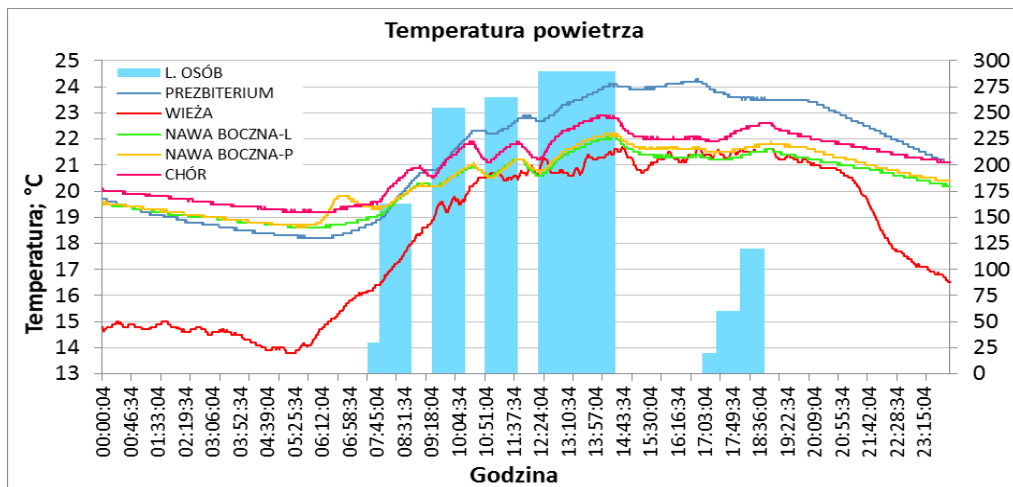


Rys. 5. Wyniki pomiarów temperatury oraz frekwencja wiernych w dniu 16.03.2014 r.

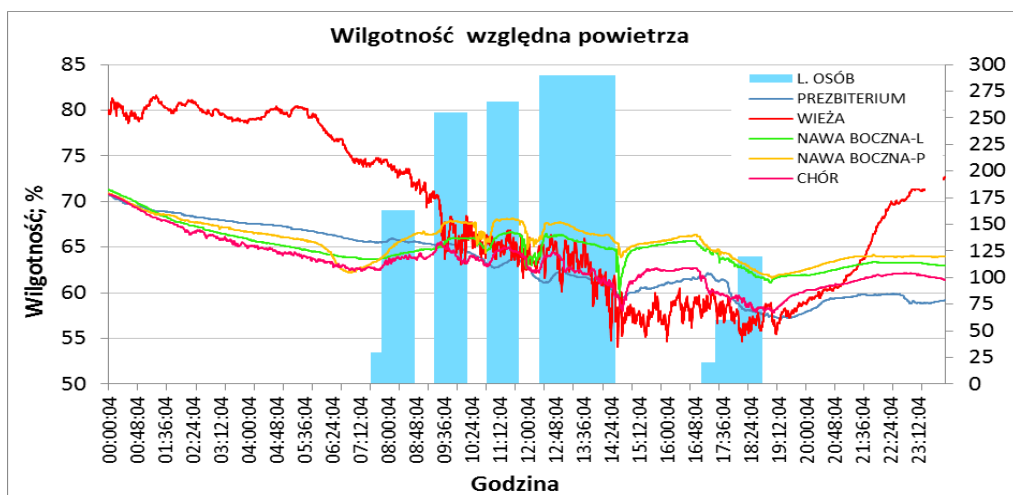


Rys. 6. Wyniki pomiarów wilgotności względnej oraz frekwencja wiernych w dniu 16.03.2014 r.

W dniu 25.05.2014 r. w kościele odbyło się pięć Mszy Świątych, nabożeństwo różańcowe o godzinie 17.00 oraz nabożeństwo ku czci Najświętszej Maryi Panny o godzinie 17.30. Podczas Mszy Świętej o godzinie 12.30 odbyła się uroczystość 40 rocznicy święceń kapłańskich Księdza Proboszcza. Od godziny 7.30 do godziny 19.00 drzwi główne kościoła były otwarte. W trakcie trwania Mszy Świętej o godzinie 12.30 (12.20-14.30) otwarte były również drzwi przedsionka kościoła. Przez całą dobę otwarte było wejście na wieżę kościoła.

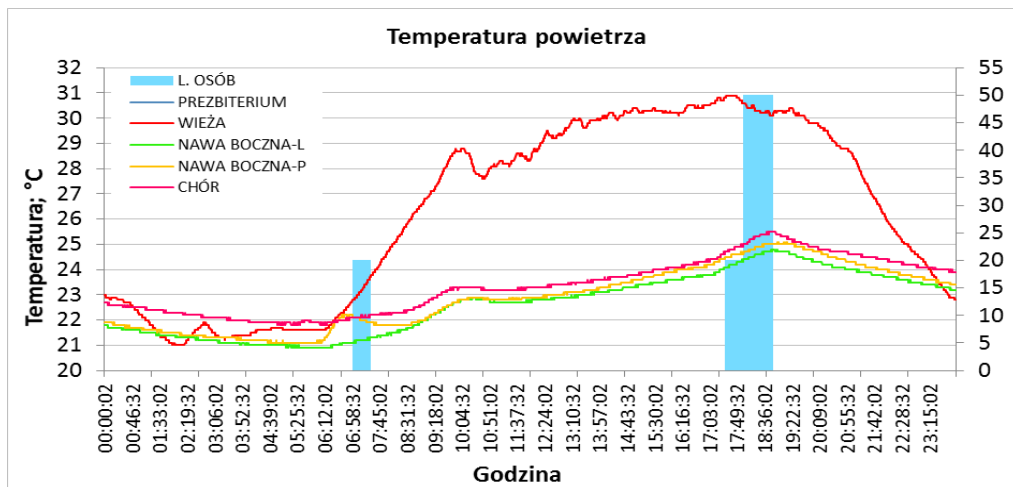


Rys. 7. Wyniki pomiarów temperatury oraz frekwencja wiernych w dniu 25.05.2014 r.

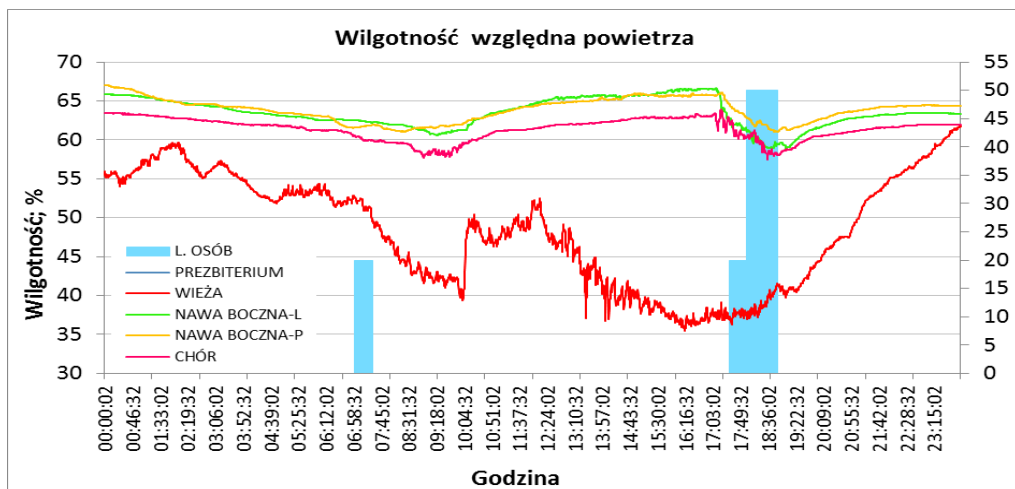


Rys. 8. Wyniki pomiarów wilgotności względnej oraz frekwencja wiernych w dniu 25.05.2014 r.

W dniu 09.06.2014 r. w kościele odbyły się dwie Msze Święte, nabożeństwo różańcowe o godzinie 17.30 oraz po wieczornej Eucharystii nabożeństwo ku czci Najświętszego Serca Jezusowego. W dni powszednie Msze Święte charakteryzują się mniejszą frekwencją wiernych. Od godziny 7.30 do godziny 19.00 drzwi główne kościoła były otwarte. Przez całą dobę otwarte było wejście na wieżę kościoła.



Rys. 9. Wyniki pomiarów temperatury oraz frekwencja wiernych w dniu 09.06.2014 r.



Rys. 10. Wyniki pomiarów wilgotności względnej oraz frekwencja wiernych w dniu 09.06.2014 r.

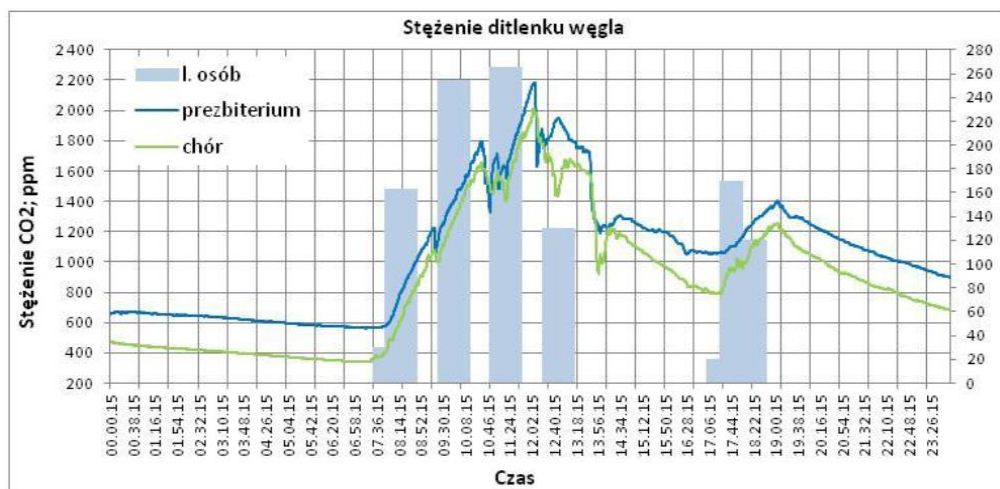
Analizując wyniki przedstawiające zmianę temperatury i wilgotności względnej można zauważyć, że mierzone parametry powietrza przez większą część doby utrzymują się na pewnym poziomie. W miesiącu marcu temperatura w obiekcie utrzymywała się na poziomie 7–10°C, natomiast w maju i czerwcu na poziomie 19–22°C. Wilgotność względna w kościele, w okresie trwania pomiarów, oscylowała w granicach 60–75%.

Na rysunkach 1, 5 i 7 zauważyć można pewną powtarzalność zmian temperatury wewnętrznej. Zmiany badanego parametru następowały po sobie w równych odstępach czasu. W trakcie trwania nabożeństw następował wzrost temperatury. Po opuszczeniu kościoła przez wiernych następował jej spadek. Podobną tendencję wzrostów i spadków poziomu wilgotności bezwzględnej można zaobserwować na rysunkach 2, 6 i 8.

Rysunki 3, 4, 9 i 10 przedstawiają wyniki pomiarów w dzień powszedni. Na wykresach zauważyć można, że badane parametry podczas trwania nabożeństw ulegały niewielkiej zmianie. Przyczyną tego zjawiska była niska frekwencja wiernych w kościele.

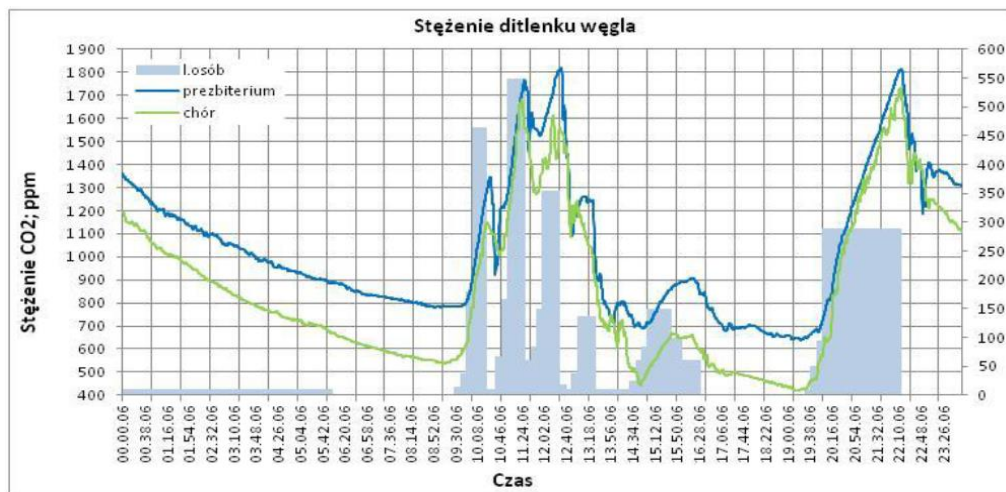
3.2. STĘŻENIE DITLENKU WĘGLA

W dniu 13.04.2014 r. w kościele odbyło się pięć Mszy Świątych, nabożeństwo różańcowe o godzinie 17.00 oraz nabożeństwo Gorzkich Żali o godzinie 17.30. Liczbę wiernych uczestniczących w poszczególnych nabożeństwach przedstawia wykres kolumnowy. Od godziny 8.00 do godziny 19.30 drzwi główne kościoła były otwarte.



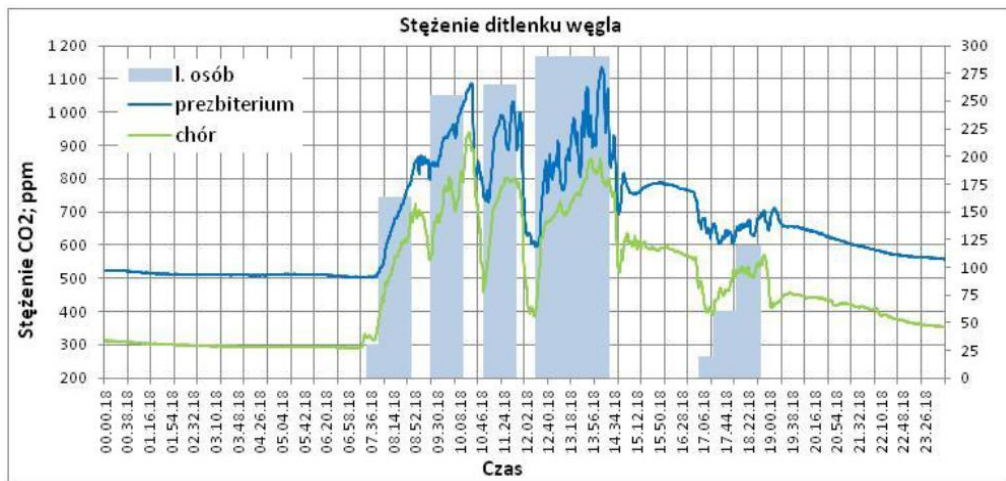
Rys. 11. Wyniki pomiarów stężenia ditlenku węgla oraz frekwencja wiernych w dniu 13.04.2014 r.

W dniu 19.04.2014 r. obchodzona była Wielka Sobota. W tym dniu odbywało się święcenie pokarmów na Wielkanocny stół. Od godziny 10.00 do godziny 16.30. w kościele otworzone były drzwi główne, dwie pary drzwi bocznych oraz drzwi przedsionka kościoła. Od godziny 16.30 drzwi kościoła były zamknięte.



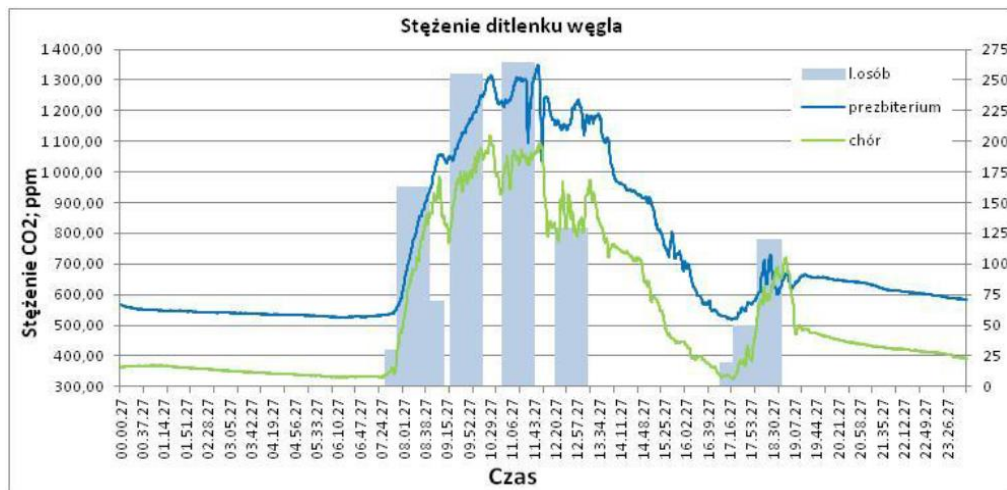
Rys. 12. Wyniki pomiarów stężenia ditlenku węgla oraz frekwencja wiernych w dniu 19.04.2014 r.

W dniu 25.05.2014 r. podczas Mszy Świętej o godzinie 12.30 odbyła się uroczystość 40 rocznicy święceń kapłańskich Księdza Proboszcza. Dokładny opis dnia znajduje się w punkcie 3.1.



Rys. 13. Wyniki pomiarów stężenia ditlenku węgla oraz frekwencja wiernych w dniu 25.05.2014 r.

W dniu 08.06.2014 r. w kościele odbyło się pięć Mszy Świętych, nabożeństwo różańcowe o godzinie 17.00 oraz nabożeństwo ku czci Najświętszego Serca Jezusowego o godzinie 17.30. Od godziny 7.30 do godziny 19.00 drzwi główne kościoła były otwarte. Przez całą dobę otwarte było wejście na wieżę kościoła.



Rys. 14. Wyniki pomiarów stężenia ditlenku węgla oraz frekwencja wiernych w dniu 08.06.2014 r.

Analizując przedstawione wykresy pomiaru stężenia ditlenku węgla można stwierdzić, że przez znaczną część doby utrzymuje się ono na poziomie 300–500 ppm. Na wykresach zauważyć można wyraźną różnicę we wskazaniu wartości stężenia tego gazu pomiędzy czujnikami. Wyższe wartości stężenia ditlenku węgla wskazuje Czujnik nr 1 (prezbiterium).

Na wykresach zauważyć można pewną powtarzalność zmian wartości stężenia ditlenku węgla. W trakcie trwania nabożeństw wartość stężenia ditlenku węgla wzrastała, a po opuszczeniu kościoła przez wiernych malała. Po ostatnim nabożeństwie wartość stężenia ditlenku węgla dążyła do poziomu 300–500 ppm.

4. OMÓWIENIE WYNIKÓW BADAŃ

4.1. TEMPERATURA I WILGOTNOŚĆ WZGLĘDNA

Temperatura oraz wilgotność powietrza w dni powszednie, kiedy kościół jest rzadziej użytkowany oraz występuje mniejsza frekwencja wiernych, utrzymywały się na stałym poziomie mimo gwałtownych zmian parametrów powietrza zewnętrznego. Odpowiedzialna za to może być mała bezwładność cieplna budynku. Dynamika wzrostu badanych parametrów uzależniona była od liczby uczestników nabożeństw. Podczas Mszy Świętych o dużej frekwencji wiernych odnotowano większy przyrost temperatury oraz wilgotności.

Zmiany temperatury oraz wilgotności względnej podczas nabożeństw charakteryzowały się dużą powtarzalnością. W równych odstępach czasu pojawiały się wzrosty i spadki badanych parametrów. W momencie wejścia wiernych następował wzrost temperatury i wilgotności. Kompletnie opuszczenie kościoła przez wiernych wiązało się zawsze ze spadkiem tych parametrów.

Wzrost temperatury powietrza wewnętrznego podczas nabożeństw wskazywałoby to na spadki wilgotności względnej. Jednak na przedstawionych wykresach wartość wilgotności względnej rosła, wraz ze wzrostem temperatury. Przyczyną tego zjawiska były zyski wilgoci pochodzące od przebywających w kościele wiernych.

Przy wyższych parametrach temperatury w powietrzu zewnętrznym w obiekcie widoczny był pionowy gradient temperatury. Zjawisko to można zauważyć, porównując rysunki 1 i 3.

4.2. STĘŻENIE DITLENKU WĘGLA

Analizując wyniki pomiarów stężenia ditlenku węgla można zauważyć, że zmiany jego wartości następują podczas pobytu wiernych w kościele. W okresie gdy kościół jest nie użytkowany jego stężenie utrzymuje się na stałym poziomie 300–500 ppm. Jest to wartość charakterystyczna dla powietrza zewnętrznego.

Na wykresach zauważyć można wyraźną różnicę we wskazaniu wartości stężenia tego gazu pomiędzy czujnikami. Na skutek różnicy gęstości ditlenku węgla oraz powietrza wyższe wartości rejestrowane były przez Czujnik nr 1 (prezbiterium) ustawiony na posadzce obiektu. W wyniku aktywności wiernych w trakcie trwania nabożeństw różnica ta malała. W trakcie nabożeństwa o podwyższonej frekwencji wiernych dochodziło nawet do wyrównania stężenia ditlenku węgla w powietrzu.

Na wykresach widoczna jest powtarzalność zmian wartości stężenia ditlenku węgla. W trakcie trwania nabożeństw wartość stężenia ditlenku węgla wzrastała, a po opuszczeniu kościoła przez wiernych malała. Po ostatnim nabożeństwie wartość stężenia ditlenku węgla dążyła do poziomu 300–500 ppm. Na skutek złej wymiany powietrza, w okresie przebywania osób w kościele stężenie ditlenku węgla przekraczało wymagania minimum higienicznego wyznaczonego według Pettenkofera na poziomie 1000 ppm.

Rysunki 13 i 14 przedstawiają zmiany stężenia ditlenku węgla w dni, podczas których wejście na wieżę było otwarte. Podczas trwania nabożeństw otwarte były również drzwi kościoła. Spowodowało to powstanie przeciągu co przyczyniło się do zmniejszenia intensywności wzrostu stężenia ditlenku węgla w obiekcie.

Podsumowując niewykonanie zaprojektowanych otworów wentylacyjnych wpłynęło na pogorszenie krotności wymian powietrza w obiekcie. Skutkiem tego było przekroczenie dopuszczalnych stężeń ditlenku węgla w kościele.

5. WNIOSKI

Zmienność temperatury, wilgotności względnej oraz stężenia ditlenku węgla w badanym obiekcie w znacznym stopniu uzależniona jest od aktywności ludzkiej. Przyczyną jest niewystarczająca wymiana powietrza. Niewykonanie zaprojektowanych elementów wentylacji w bardzo dużym stopniu wpłynęło na ograniczenie wymiany powietrza w obiekcie.

W trakcie nabożeństw charakteryzujących się większą liczbą uczestników stężenie ditlenku węgla notorycznie przekraczało wartość 1000 ppm. W wyniku otwarcia drzwi na wieżę oraz prowadzących do przedsionka kościoła krotność wymian powietrza wzrosła. Przyczyniło się to do mniejszego przyrostu stężenia ditlenku węgla w powietrzu wewnętrznym podczas obecności wiernych.

Praca współfinansowana w ramach badań statutowych S40-012.

LITERATURA

- [1] MALICKI M., *Wentylacja i klimatyzacja*, WNT, Warszawa 1977.
- [2] PEŁECH A., *Wentylacja i klimatyzacja – podstawy*, Oficyna Wydawnicza Politechniki Wrocławskiej, Wrocław 2008.
- [3] PN-78/B-03421 *Parametry obliczeniowe powietrza wewnętrznego w pomieszczeniach przeznaczonych do stałego przebywania ludzi*.
- [4] WOLSKI L., KAMIŃSKI A., *Niekonwencjonalne sposoby ogrzewania kościołów wykorzystujące ciepło od ludzi*, Ciepłownictwo, Ogrzewnictwo, Wentylacja, 2008, No. 11.
- [5] WOLSKI L., KAMIŃSKI A., *Wentylacja w obiektach sakralnych. Część 1*, Ciepłownictwo, Ogrzewnictwo, Wentylacja, 2006, No. 7–8.
- [6] WOLSKI L., KAMIŃSKI A., *Wentylacja w obiektach sakralnych. Część 2*, Ciepłownictwo, Ogrzewnictwo, Wentylacja, 2008, No. 6.
- [7] ZABIEGAŁA B., *Jakość powietrza wewnętrznego – analityka i monitoring*, Wydział Chemiczny, Politechnika Gdańska, Gdańsk 2010.
- [8] DOUGAN D.S., DAMIANO L., *CO₂-Based Demand Control Ventilation. Do Risks Outweigh Potential Rewards?*, ASHRAE Journal, 2004.
- [9] WALUSIAK L., *Opis techniczny do projektu budowlanego. Część – architektura z planem zagospodarowania przestrzennego*, Wałbrzych 1995.
- [10] <http://freemeteo.pl/pogoda/walbrzych/historia/codzienna-historia>

AIR QUALITY STUDIES IN A SACRED OBJECT

Variability of temperature, relative humidity, and the concentration of carbon dioxide in the tested church depends largely on human activity. Responsible for this may be a small thermal inertia of the building and not enough on-air exchange. In the absence of designed vents influenced on worsen air change in the object. The result was exceeded permissible concentration of carbon dioxide in the church.

Grzegorz DUMIENSKI, Anna PASIECZNIK-DOMINIAK, Andrzej TIUKAŁO*

SPOŁECZNO-EKONOMICZNA OCENA ZAGROŻENIA POWODZIOWEGO GMIN W POLSCE

Powódź stanowi jedno z głównych zagrożeń naturalnych w Polsce, które może przybierać formę katakizmu. Długookresowe prognozy zmian klimatu wskazują na nasilanie się częstotliwości i skali tego typu zjawisk. W artykule poddano społeczno-ekonomicznej ocenie poziom zagrożenia powodziowego gmin - podstawowych jednostek samorządu terytorialnego w Polsce. Do badań wykorzystano mapy zagrożenia i ryzyka powodziowego dla obszarów, na których prawdopodobieństwo wystąpienia powodzi wynosi 1%. Zagrożenie powodziowe dla wyselekcjonowanych gmin, oceniono na podstawie siedmiu wstępnych wskaźników, które zawierają się w dwóch głównych grupach tj. potencjalnych stratach majątkowych (wskaźniki ekonomiczne) oraz ilości mieszkańców (wskaźniki społeczne) w strefie zagrożenia powodziowego. Efektem prac jest zestawienie gmin Polski według wyznaczonych wartości wskaźników zagrożenia społeczno-ekonomicznego. Badania stanowią także przyczynek do dyskusji na temat oceny wrażliwości i zdolności „radzenia sobie” gmin zagrożonych powodzią.

1. WSTĘP

Polska z racji położenia w klimacie umiarkowanym-przełajowym narażona jest na liczne zagrożenia naturalne. Powódź należy do najgroźniejszych, z racji częstotliwości występowania, skali zjawiska oraz wywoływanych strat społecznych i materialnych [14]. Dyrektywa 2007/60/WE w sprawie oceny ryzyka powodziowego i zarządzania nim, zwana dyrektywą powodziową [5], zobowiązuje państwa członkowskie Unii Europejskiej do opracowania oraz udostępnienia społeczeństwu dokumentów planistycznych w zakresie zarządzania ryzykiem powodziowym. Dyrektywa ta, wprowadza nacisk na minimalizację skutków powodzi w czterech głównych kategoriach tj. życie i zdrowie ludzi, środowisko, dziedzictwo kulturowe oraz działalność gospodarcza. Na

* Instytut Meteorologii i Gospodarki Wodnej – Państwowy Instytut Badawczy, Oddział we Wrocławiu, ul. Parkowa 30, 51-616 Wrocław, grzegorz.dumienski@imgw.pl.

potrzeby realizacji wymogów prawa wspólnotowego i implementacji zaleceń w polski system zarządzania powodziowego, utworzono projekt pn. Informatyczny System Osłony Kraju Przed Nadzwyczajnymi Zagrożeniami (ISOK¹), w ramach którego, opracowano Wstępną Ocenę Ryzyka Powodziowego (WORP). Dla wskazanych w WORP obszarów narażonych na niebezpieczeństwo powodzi wykonano Mapy Zagrożenia Powodziowego (MZP) oraz Mapy Ryzyka Powodziowego (MRP). Na bazie produktów projektu ISOK obecnie są opracowywane Plany Zarządzania Ryzykiem Powodziowym (PZRP), które staną się dopełnieniem działań mających na celu redukcję ryzyka powodziowego poprzez zarządzanie nim [2, 18].

2. CELE I OPIS PROBLEMU

Celem głównym artykułu jest prezentacja wskaźników społeczno-ekonomicznej oceny zagrożenia powodziowego gmin Polski. Przy wykorzystaniu tych wskaźników dokonano analizy rozkładu zagrożenia powodziowego gmin w Polsce dla powodzi o prawdopodobieństwie przewyższenia 1% (tzw. woda 100-letnia; wystąpienie powodzi przy przepływie (Q) 1%; woda-powódź 1%). Uzyskane wyniki przedstawiono w formie map (mapy 1-7) zróżnicowania zagrożenia społeczno-ekonomicznego powodzią przy Q1% oraz w postaci zestawień tabelarycznych (tabele 1-7) gmin o wysokiej wartości wskaźników zagrożenia społeczno-ekonomiczne na powódź przy Q1%, dla których straty społeczne i ekonomiczne spowodowane nią, mogą w istotny sposób zaburzyć ich funkcjonowanie. Wyodrębnienie gmin o znacznym zagrożeniu społeczno-ekonomicznym na powódź, pozwoli w procesie przygotowania planów zarządzania ryzykiem powodziowym precyzyjnie dedykować planowane działania techniczne i nietechniczne ograniczające ryzyko powodziowe szczególnie do tych obszarów, które doświadczone powodzią nie byłyby w stanie poradzić sobie bez pomocy państwa.

3. GMINA JAKO SYSTEM SPOŁECZNO-EKOLOGICZNY

Zgodnie z ustawą o podziale administracyjnym państwa [22] gmina stanowi podstawową jednostkę administracyjną. Geneza i ewolucja samorządu terytorialnego w Polsce rozpoczyna się wraz z nowelą konstytucyjną z marca 1990 r., w której

¹ Projekt z racji złożoności, został utworzony w ramach konsorcjum instytucji naukowych i rządowych tj. Krajowego Zarządu Gospodarki Wodnej (KZGW), Instytutu Meteorologii i Gospodarki Wodnej – Państwowego Instytutu Badawczego (IMGW-PIB), Głównego Urzędu Geodezji i Kartografii (GUGiK), Instytutu Łączności – Państwowego Instytutu Badawczego (IŁ-PIB) oraz Rządowe Centrum Bezpieczeństwa (RCB).

to dokładnie wskazano gminę jako podstawową formę organizacyjną życia publicznego. Do końca 1998 r. gmina stanowiła jedyną i podstawową jednostkę samorządową w Polsce [19, 20]. Dopiero wraz z nowym podziałem administracyjnym kraju, z dniem 1 stycznia 1999 r. na zbiorowość samorządu terytorialnego składają się obecnie województwa², powiaty oraz gminy [9]. Zmiany te, były z jednej strony konsekwencją dostosowania podziału terytorialnego do standardów krajów europejskich, z drugiej, wynikały z zasad zawartych w Konstytucji RP z kwietnia 1997 r., a także dotychczasowej praktyki funkcjonowania samorządu gminnego w Polsce [15].

Tabela 1. Zestawienie danych dotyczących jednostek terytorialnych w Polsce (stan na 1 stycznia 2015 r.)

Jednostka terytorialna	Liczba
województwa	16
podregiony ³	71
powiaty	314
gminy	2479

Gminy wykonują zadania publiczne w zakresie zaspokajania potrzeb zbiorowych o charakterze lokalnym. Do zadań tych, zwanych zadaniami własnymi gminy, należą m.in.: ochrona zdrowia, edukacja publiczna, sprawy ładu przestrzennego gospodarki nieruchomościami ochrony środowiska i przyrody, gospodarki wodnej, lokalnego transportu zbiorowego i wiele innych. Z perspektywy podejmowanej tematyki do najważniejszej z nich zaliczymy sprawy ochrony przeciwpowodziowej co wynika m. in. z zapisów w Ustawie Prawo wodne z 2001 r. [23]. System zarządzania w sytuacjach kryzysowych – także katastrof naturalnych – ma swoje odzwierciedlenie w polskim modelu ochrony ludności, który m.in. oparty jest na zasadzie prymatu układu terytorialnego, ukształtowanego na bazie zasadniczego podziału terytorialnego (gmina, powiat, województwo) [11].

Do zadań własnych gminy należą m.in. sprawy porządku publicznego i bezpieczeństwa obywateli oraz ochrony przeciwpożarowej i przeciwpowodziowej, w tym wyposażenia i utrzymania gminnego magazynu przeciwpowodziowego [19, 21].

² Jak podnosi J. Gąciarz, podział administracyjny kraju oparty był na założeniu aby powstały jednostki terytorialne zdolne do samodzielnego rozwoju społeczno-gospodarczego, posiadające mniej więcej podobne zasoby ludzkie, infrastrukturalne i ekonomiczne. Stąd przedłożenie rządowe zawierało propozycję powołania w miejsce 49 starych 12 nowych województw. W wyniku rozlicznych przetargów politycznych, ale w pierwszym rzędzie wielkiej mobilizacji wielu społeczeństw regionalnych, które pod hasłami patriotyzmu lokalnego broniły swojej odrębności, Sejm przyjął ustawę wprowadzającą 16 województw, które zostały powołane wraz z dniem 1 stycznia 1999 r., szerzej: [9].

³ Podregion (subregion), stanowi w Polsce pojęcie stosowane w nomenklaturze jednostek terytorialnych do celów statystycznych i związane jest z klasyfikacją NUTS (z ang. *Nomenclature of Territorial Units for Statistics*). W krajach Unii Europejskiej, stanowi ona standard geokodowania na potrzeby identyfikacji statystycznych jednostek terytorialnych (w Polsce na podregion (NUTS3) składają się zgrupowane powiaty o liczbie populacji pomiędzy 150 000 a 800 000 tys. mieszkańców, wyjątek stanowi Warszawa).

W ocenie wrażliwości gmin Polski na zagrożenie powodziowe wykorzystano koncepcję systemu społeczno-ekologicznego (z ang. *social-ecological system* – SES), będącego podstawową jednostką analityczną w badaniach na rzecz zrównoważonego rozwoju [7]. Od połowy XX w. pojęcie SES ewoluowało i obecnie definiowane jest jako układ ściśle powiązanych ze sobą i wzajemnie oddziałujących na siebie składników przestrzeni geograficznej, jej zasobów naturalnych (przyrodniczych), z jednej strony, i kapitału ludzkiego – z drugiej. Obie te składowe uwarunkowane są poprzez czynniki kulturowo-historyczne, ekonomiczne i polityczne, a w głównej mierze zależne od szeroko rozumianej strefy gospodarczej, która wraz z jej podmiotami generuje kierunki rozwoju systemu jak i całego region [4]. Przyjęto, iż każda gmina stanowi swoistego rodzaju system społeczno-ekologiczny zorientowany na rozwój. Rozwój ten, poprzez mnogość czynników i sieciowych powiązań pomiędzy pozostałymi gminami – systemami społeczno-ekologicznymi, może zostać zaburzony także przez gwałtowne zjawiska naturalne, m. in. powódź. W związku z powyższym, konieczna jest identyfikacja gmin jako systemów społeczno-ekologicznych narażonych na ryzyko powodzi, w celu zwiększenia ich potencjału adaptacyjnego i wykorzystania możliwych środków technicznych i nietechnicznych w celu minimalizacji poziomu zagrożenia.

4. OPIS ZASTOSOWANYCH METOD

Na podstawie WORP [13] dla terenu Polski wyodrębniono obszary narażone na niebezpieczeństwo wystąpienia powodzi. W dokumencie tym wykorzystano informacje o dostępnych powodziach historycznych, danych pozyskanych od gmin (m.in. na temat strat oraz skutków powodzi mających miejsce w przeszłości), studiów ochrony przeciwpowodziowej oraz strategii ochrony brzegów morskich. W analizie uwzględniono także wpływ zmian klimatu na występowanie powodzi od strony morza [1, 3]. W I cyklu planistycznym projektu ISOK do opracowania MZP i MRP zakwalifikowano 253 główne rzeki i cieki w Polsce o łącznej długości 14 841 km (pozostałe 586 rzek i cieków, których łączna długość wynosi 12 680 km, planowane jest do opracowania w ramach II cyklu planistycznego).

Zidentyfikowane obszary narażone na niebezpieczeństwo powodzi, w ramach I cyklu planistycznego, przyporządkowano do poszczególnych gmin (w zestawieniach tabelarycznych użyto następujących skrótów: g.m. – gmina miejska, g. m-w – gmina miejsko-wiejska oraz g.w. – gmina wiejska). Analizie poddano łącznie 1301 gmin – tyle jednostek na najniższym poziomie samorządowym – zgodnie z I cyklem planistycznym projektu ISOK – narażonych jest na powódź o prawdopodobieństwie wystąpienia 1%. W analizach, równoległe do danych pozyskanych z MZP i MRP wykorzystano m.in. informacje z *Vademecum Samorządowca 2013 (VS 2013)* [24], przygotowywanego corocznie przez Wojewódzkie Oddziały Urzędów Statystycznych

(które bazowały na informacjach z 2012 r.). Dane odczytane z MZP i MRP to m. in. powierzchnie zalewów, liczba mieszkańców w obrębie zalewów, które charakteryzują ekspozycję gminy na zagrożenie powodziowe.

W celu ewaluacji zagrożenia powodziowego gmin wyodrębniono następujące grupy wskaźników:

wskaźniki społeczne:

- liczba osób znajdujących się w obrębie wystąpienia wód powodziowych (podlegających ekspozycji na zagrożenie powodziowe) [osoby],
- gęstość zaludnienia terenów zalewowych (podlegających ekspozycji na zagrożenie powodziowe) [os/km²],
- udział liczby osób na terenach zalewowych w stosunku do populacji gminy [%],

wskaźniki ekonomiczne:

- udział powierzchni obszaru pokrytego wodami powodziowymi w stosunku do całego terytorium gminy [%],
- wielkość potencjalnych strat powodziowych w majątku danej gminy [mln zł],
- udział potencjalnych strat powodziowych w stosunku do majątku jakim dysponuje gmina [%],
- udział potencjalnych strat powodziowych w stosunku do budżetu gminy [%].

Potencjalne straty powodziowe obliczono na podstawie stawek określonych w rozporządzeniu [17]. Analiz dla 1301 gmin dokonano bez uwzględnienia awarii wałów lub katastrof urządzeń hydrotechnicznych. Wielkości zalewów oraz liczby mieszkańców znajdujących się na terenie zagrożonym powodzią odnoszą się do powodzi o prawdopodobieństwie wystąpienia 1%, spowodowanych wystąpieniem wód z koryta rzek oraz ewentualnego przelania nadmiaru wody ponad korony wałów (w przypadku gdy rzędna korony wału jest niższa niż poziom wody przy Q1%). Analizowane wskaźniki zostały podzielone na 5 klas (jedynie w ostatnim wskaźniku tj. wielkości potencjalnych strat powodziowych w stosunku do budżetu gminy [%], opracowano 6 klas z zastosowaniem tzw. średniej zagnieżdżonej [16]. Poszczególnym klasom przyporządkowano określone poziomy zagrożenia społeczno-ekonomicznego (od bardzo niskiego do bardzo wysokiego), które na prezentowanych mapach odzwierciedlane są poprzez kolory (od zielonego do czerwonego).

5. WYNIKI SPOŁECZNO-EKONOMICZNEJ OCENY GMIN NA ZAGROŻENIE POWODZIOWE WODĄ 100-LETNIĄ

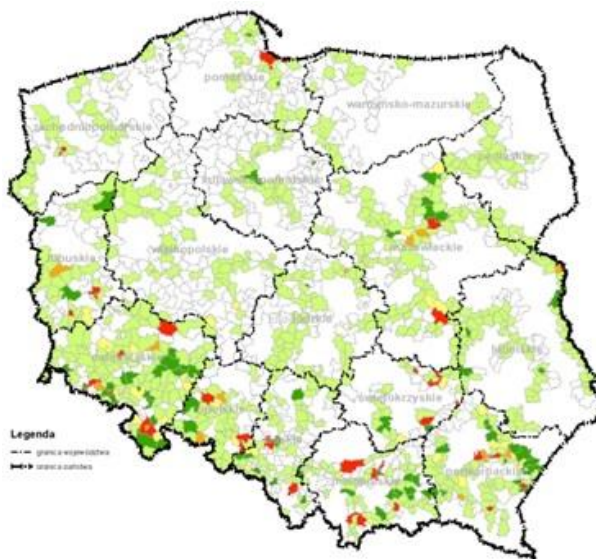
5.1. WSKAŹNIK LICZBY LUDNOŚĆ NA OBSZARACH ZALEWOWYCH PRZY Q1%

Bazując na danych z projektu ISOK oraz na własnych obliczeniach liczby osób w budynkach jedno- i wielorodzinnych, dla których niemożliwe było określenie ilości

osób je zamieszkałych z zastosowaniem metodyki ISOK, a które znajdują się w obrębie wystąpienia wody 1% przyjęto, iż w Polsce na taką powódź narażonych jest około **308 tys. osób, które zamieszkują w 783 gminach**⁴. Dla ułatwienia analizy przestrzennego rozkładu zagrożenia gmin wyrażonej ilością osób narażonych na powódź dokonano podziału na umowne klasy. Uzyskane wyniki zestawiono w tabeli 2.

Tabela 2. Liczba osób w gminach narażonych na powódź o prawdopodobieństwie wystąpienia 1%.
[źródło: opracowanie własne]

Klasy [osoby]	Liczba gmin	Kolor na mapie	Przyjęty poziom zagrożenia
poniżej 500	634		bardzo niski
500 – 1000	72		niski
1001 – 1500	32		umiarkowany
1501 – 2000	13		wysoki
powyżej 2000	32		bardzo wysoki
suma:	783		



Mapa 1. Rozkład przestrzenny ilości osób w obrębie 100-letniej wody powodziowej [osoby]
[źródło: opracowanie własne na podstawie danych z projektu ISOK oraz GUS 2012]

⁴ Do oceny gmin narażonych na niebezpieczeństwo powodzi przy Q1% wyselekcjonowano 1301 jednostek terytorialnych, przy czym w 518 gminach tereny zagrożone powodzią nie są zamieszkałe, stąd dalszym analizom dotyczącym liczby osób znajdujących się w obrębie wystąpienia wód powodziowych [osoby], gęstości zaludnienia terenów zalewowych [os/km²] oraz stosunku ilości osób na terenach zalewowych w stosunku do populacji gminy [%], poddano 783 jednostki.

W tabeli 3. przedstawiono wyniki uzyskane dla gmin, w których wody powodziowe 100-letnie zagrażają liczbie mieszkańców powyżej 2 tys. osób. Z poniższej analizy wynika, iż ponad połowa takich jednostek znajduje się w województwach południowych. W zestawieniu 60% gmin stanowią gminy miejskie. Warto nadmienić, że w prezentowanej tabeli 3. znajduje się 8 miast na prawach powiatu, będących ważnymi ośrodkami gospodarczymi w kraju. Przedstawione w tabeli 3. wartości dla 32. gmin stanowią ponad 40% (ok. 129 tys. osób), wszystkich osób zagrożonych powodzią 100-letnią dla analizowanych 783. jednostek terytorialnych w Polsce.

Tabela 3. Zestawienie gmin, w których w obrębie wody o prawdopodobieństwie wystąpienia 1% zamieszkuje powyżej 2 tys. osób [źródło: *opracowanie własne* na podstawie danych z projektu ISOK]






L.p.	Gmina	Powiat	Województwo	Ludność w obrębie wody Q1%
1	Legnica (m)	Legnica*	dolnośląskie	16970
2	Sanok (g.m.)	sanocki	podkarpackie	7619
3	Kędzierzyn-Koźle (g.m.)	kędzierzyńsko-kozielski	opolskie	6743
4	Kamienna Góra (g.m.)	kamiennogórski	dolnośląskie	6226
5	Stargard Szczeciński (g.m.)	stargardzki	zachodniopomorskie	4959
6	Białobrzegi (g.w.)	łańcucki	podkarpackie	4828
7	Trzebowńsko (g.w.)	rzeszowski	podkarpackie	4788
8	Jelenia Góra (m)	Jelenia Góra*	dolnośląskie	4529
9	Starachowice (g.m.)	starachowicki	świętokrzyskie	4422
10	Gliwice (m)	Gliwice*	śląskie	3950
11	Cisek (g.w.)	kędzierzyńsko-kozielski	opolskie	3949
12	Terespol (g.m.)	białski	lubelskie	3909
13	Bielsko-Biała (m)	Bielsko-Biała*	śląskie	3894
14	Gdańsk (m)	Gdańsk*	pomorskie	3693
15	Pruszcz Gdański (g.m.)	gdański	pomorskie	3688
16	Nowa Sól (g.m.)	nowosolski	lubuskie	3415
17	Kłodzko (g.w.)	kłodzki	dolnośląskie	3377
18	Lewin Brzeski (g.m-w)	brzeski	opolskie	3376
19	Żmigród (g.m-w)	trzebnicki	dolnośląskie	3143
20	Rytwiany (g.w.)	staszowski	świętokrzyskie	2928
21	Przemyśl (m)	Przemyśl*	podkarpackie	2859
22	Otyń (g.w.)	nowosolski	lubuskie	2798
23	Wyszków (g.m-w)	wyszkowski	mazowieckie	2790
24	Gubin (g.m.)	krośnieński	lubuskie	2641
25	Nowy Targ (g.w.)	nowotarski	małopolskie	2488
26	Nowy Sącz (m)	Nowy Sącz*	małopolskie	2228
27	Sandomierz (g.m.)	sandomierski	świętokrzyskie	2227
28	Żagań (g.m.)	żagański	lubuskie	2140
29	Kraków (m)	Kraków*	małopolskie	2109
30	Bochnia (g.w.)	bocheński	małopolskie	2097
31	Bodzechów (g.w.)	ostrowiecki	świętokrzyskie	2070
32	Kozienice (g.m-w)	kozienicki	mazowieckie	2046

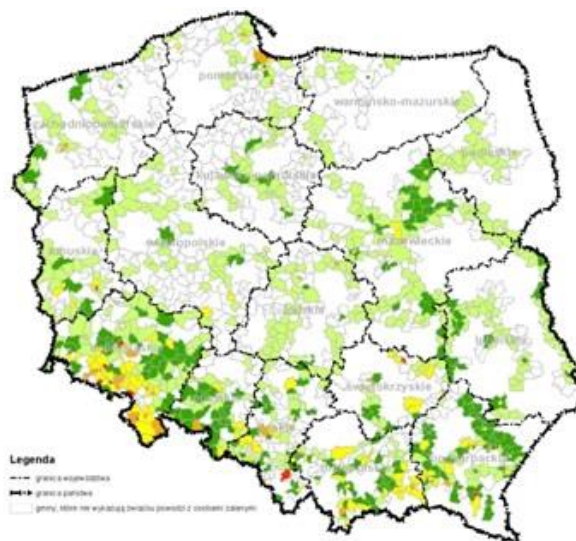
*- miasta na prawach powiatu

5.2. WSKAŹNIK GĘSTOŚĆ ZALUDNIENIA NA ICH OBSZARACH ZALEWOWYCH

Drugim analizowanym wskaźnikiem jest gęstość zaludnienia obszarów zagrożonych powodzią przy Q1%. Do analizy poddano 783 gminy, z których 1,5% (12 gmin) wykazuje gęstość zaludnienia dla w/w obszarów większą od 1000 os/km², dla tych jednostek przyjęto bardzo wysoki poziom zagrożenia. Ponad 4% gmin wykazuje wysoki poziom zagrożenia charakteryzowany omawianym parametrem. W tabeli 5. zestawiono gminy, w których gęstość zaludnienia na terenach zalewowych wynosi powyżej 500 os/km². W odniesieniu do województw, najwięcej gmin o wysokim i bardzo wysokim poziomie zagrożenia jest w woj. dolnośląskim (19 gmin).

Tabela 4. Gęstość zaludnienia obszarów zalewowych przy Q1% wg przyjętych poziomów zagrożenia
[źródło: opracowanie własne]

Klasy [os/km ²]	Liczba gmin	Kolor na mapie	Przyjęty poziom zagrożenia
poniżej 20 os/km ²	418		bardzo niski
20 – 100	216		niski
101 – 400	104		umiarkowany
401 – 1000	33		wysoki
powyżej 1000 os/km ²	12		bardzo wysoki



Mapa 2. Gęstość zaludnienia terenów zalewowych

[źródło: opracowanie własne na podstawie danych z Projektu ISOK oraz GUS]

Tabela 5. Zestawienie gęstości zaludnienia obszarów zalewowych przy Q1% w odniesieniu do gmin
[źródło: *opracowanie własne* na podstawie danych z projektu ISOK oraz GUS]

L.p.	Gmina	Powiat	Województwo	Gęstość zaludnienia osób na terenach zalewowych [os/km ²]
1	Kamienna Góra (g.m.)	kamiennogórski	dolnośląskie	5050,5
2	Bielsko-Biała (m)	Bielsko-Biała*	śląskie	2987,2
3	Polanica-Zdrój (g.m.)	kłodzki	dolnośląskie	2442,8
4	Chojnów (g.m.)	legnicki	dolnośląskie	2331,6
5	Kowary (g.m.)	jeleniogórski	dolnośląskie	2198,2
6	Głuszycza (g.m-w)	wałbrzyski	dolnośląskie	2088,6
7	Legnica (m)	Legnica*	dolnośląskie	1942,8
8	Pruszcz Gdański (g.m.)	gdański	pomorskie	1529,3
9	Wojcieszów (g.m.)	złotoryjski	dolnośląskie	1466,5
10	Starachowice (g.m.)	starachowicki	świętokrzyskie	1388,2
11	Nowa Sól (g.m.)	nowosolski	lubuskie	1133,6
12	Dzierżoniów (g.m.)	dzierżoniowski	dolnośląskie	998,7
13	Lubań (g.m.)	lubański	dolnośląskie	976,8
14	Stargard Szczeciński (g.m.)	stargardzki	zachodniopomorskie	916,0
15	Piława Górna (g.m.)	dzierżoniowski	dolnośląskie	906,5
16	Przeworsk (g.m.)	przeworski	podkarpackie	856,6
17	Gliwice (m)	Gliwice*	śląskie	812,4
18	Gubin (g.m.)	gubiński	lubuskie	743,9
19	Piechowice (g.m.)	jeleniogórski	dolnośląskie	733,7
20	Duszniki-Zdrój (g.m.)	kłodzki	dolnośląskie	705,3
21	Lądek-Zdrój (g.m-w)	kłodzki	dolnośląskie	676,2
22	Prudnik (g.m-w)	prudnicki	opolskie	655,3
23	Stronie Śląskie (g.m-w)	kłodzki	dolnośląskie	648,4
24	Stare Bogaczowice (g.w.)	wałbrzyski	dolnośląskie	641,6
25	Marki (g.m.)	wołomiński	mazowieckie	621,6
26	Jelenia Góra (m)	Jelenia Góra*	dolnośląskie	595,5
27	Ozorków (g.m.)	zgierski	łódzkie	581,9
28	Sitkówka-Nowiny (g.w.)	kielecki	świętokrzyskie	572,4
29	Czarny Bór (g.w.)	wałbrzyski	dolnośląskie	552,9
30	Szczytna (g.m-w)	kłodzki	dolnośląskie	538,3
31	Gorlice (g.m.)	gorlicki	małopolskie	522,8
32	Terespol (g.m.)	białski	lubelskie	518,6
33	Wądroże Wielkie (g.w.)	jaworski	dolnośląskie	515,0

*- miasta na prawach powiatu

5.3. WSKAŹNIK ILOŚCI OSÓB ZAMIESZKAŁYCH NA TERENACH ZALEWOWYCH PRZY Q1% W STOSUNKU DO LICZBY MIESZKAŃCÓW W GMINIE

Trzecim wskaźnikiem jest prezentacja stosunku ilości osób zamieszkałych w obrębie wystąpienia wody przy Q1%, a ilością mieszkańców w danej gminie. Analizie

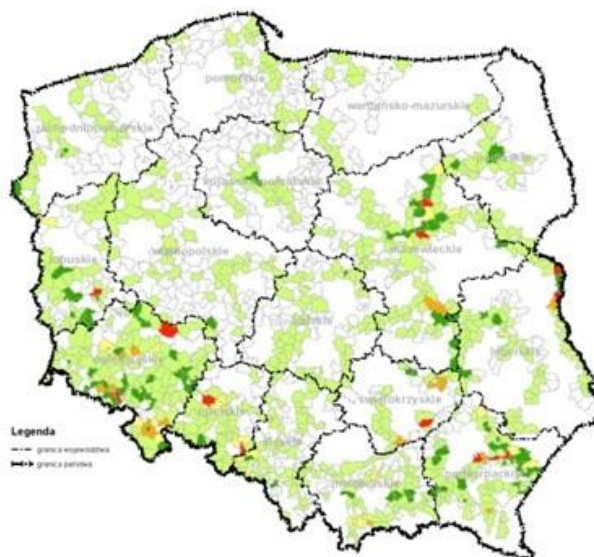
poddano 783 jednostki terytorialne, z których ponad 83% wykazuje bardzo niski poziom zagrozenia (poniżej 5% mieszkańców danej gminy narażonych jest bezpośrednio na powódź). 15 gmin w Polsce zakwalifikowano do klasy o bardzo wysokim poziomie zagrozenia (powyżej 20% mieszkańców gminy), przy czym jak przedstawia zestawienie zawarte w tabeli 7., rozrzut w tej klasie jest znaczny. Zestawienie wg przyjętych klas i poziomów zagrozenia prezentuje tabela 6.

Tabela 6. Stosunek osób zamieszkałych w obrębie wód powodziowych o prawdopodobieństwie wystąpienia 1% do ilości mieszkańców gminy [%]

[źródło: *opracowanie własne*]

Klasy [%]	Liczba gmin	Kolor na mapie	Przyjęty poziom zagrozenia
poniżej 5	647		bardzo niski
[5 – 10)	79		niski
[10 – 15)	26		umiarkowany
[15 – 20)	16		wysoki
powyżej 20	15		bardzo wysoki

Rozkład przestrzenny stosunku ilości osób zamieszkałych na terenach zalewowych przy Q1% w stosunku do ilości mieszkańców danej gminy, wg umownych klas i przyjętych poziomów zagrozenia przedstawia mapa 3.



Mapa 3. Rozkład przestrzenny stosunku ilości osób zamieszkałych na terenach zalewowych przy Q1% w stosunku do ilości mieszkańców gminy

[źródło: *opracowanie własne* na podstawie danych z projektu ISOK]

Zestawienie gmin, które znalazły się w klasie o wysokim i bardzo wysokim poziomie zagrożenia zawarto w tabeli 7.

Tabela 7. Zestawienie gmin, w których w obrębie wody o prawdopodobieństwie wystąpienia 1% zostanie dotkniętych powyżej 15% mieszkańców gminy
[źródło: *opracowanie własne* na podstawie danych z projektu ISOK]

L.p.	Gmina	Powiat	Województwo	Ludność w gminie	[%] mieszkańców
1	Terespol (g.m.)	białski	lubelskie	5840	66,94
2	Cisek (g.w.)	kędzierzyńsko-kozielski	opolskie	5922	66,68
3	Białobrzegi (g.w.)	łańcucki	podkarpackie	8404	57,45
4	Rytwiany (g.w.)	staszowski	świętokrzyskie	6448	45,41
5	Otyń (g.w.)	nowosolski	lubuskie	6735	41,55
6	Kamienna Góra (g.m.)	kamiennogórski	dolnośląskie	20342	30,61
7	Sławatycze (g.w.)	białski	lubelskie	2490	29,29
8	Dąbrówka (g.w.)	wołomiński	mazowieckie	7714	25,5
9	Lewin Brzeski (g.m-w)	brzeski	opolskie	13594	24,83
10	Terespol (g.w.)	białski	lubelskie	6961	24,75
11	Trzebowniko (g.w.)	rzeszowski	podkarpackie	20315	23,57
12	Czarny Bór (g.w.)	wałbrzyski	dolnośląskie	4850	22,74
13	Tryńcza (g.w.)	przeworski	podkarpackie	8307	21,16
14	Żmigród (g.m-w)	trzebnicki	dolnośląskie	14992	20,97
15	Rzewnie (g.w.)	makowski	mazowieckie	2710	20,41
16	Maciejowice (g.w.)	garwoliński	mazowieckie	7233	19,65
17	Kłodzko (g.w.)	kłodzki	dolnośląskie	17290	19,53
18	Nowy Korczyn (g.w.)	buski	świętokrzyskie	6289	19,47
19	Sanok (g.m.)	sanocki	podkarpackie	39375	19,35
20	Hanna (g.w.)	włodawski	lubelskie	3074	17,93
21	Marciszów (g.w.)	kamiennogórski	dolnośląskie	4661	17,74
22	Ćmielów (g.m-w)	ostrowiecki	świętokrzyskie	7731	17,63
23	Czorsztyn (g.w.)	nowotarski	małopolskie	6216	17,27
24	Mysłakowice (g.w.)	jeleniogórski	dolnośląskie	10225	16,87
25	Prochowice (g.m-w)	legnicki	dolnośląskie	7533	16,83
26	Legnica (m)	Legnica*	dolnośląskie	102422	16,57
27	Kamieniec Żąbkowicki (g.m.)	żąbkowicki	dolnośląskie	8512	16,35
28	Magnuszew (g.w.)	kozienicki	mazowieckie	6805	16,19
29	Czarna (g.w.)	łańcucki	podkarpackie	11215	16,16
30	Gubin (g.m.)	krośnieński	lubuskie	17019	15,52
31	Bodziechów (g.w.)	ostrowiecki	świętokrzyskie	13636	15,18

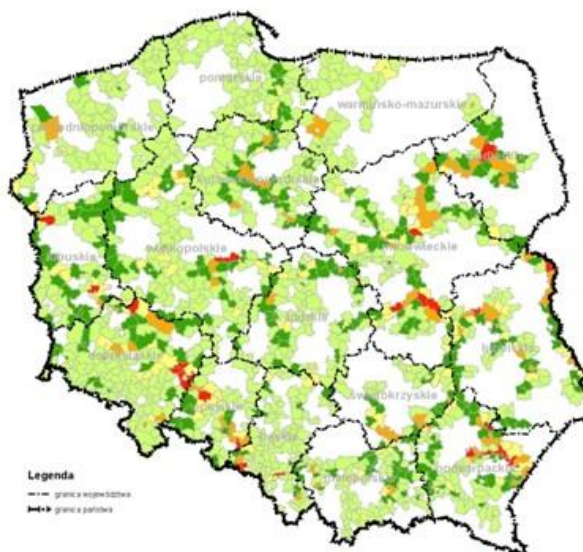
*- miasta na prawach powiatu

5.4. WSKAŹNIK POWIERZCHNI GMINY OBJĘTEJ ZALEWEM PRZY Q1%

Analiza powierzchni objętej zalewem przy wystąpieniu powodzi o prawdopodobieństwie 1% dotyczy **1301 gmin**. Dla 60% gmin obszar zagrożony powodzią jest mniejszy niż 5% w stosunku do powierzchni gminy (przyjęto bardzo niski poziom zagrożenia). Ponad 2% jednostek samorządowych (29 gmin) narażonych jest na powódź o zasięgu przewyższającym 25% ich powierzchni (przyjęto bardzo wysoki poziom zagrożenia). Zestawienie z podziałem na umowne klasy prezentuje tabela 8., a przestrzenny rozkład gmin zagrożonych w tym aspekcie przedstawia mapa 4.

Tabela 8. Zestawienie ilości gmin z podziałem na klasy wg stosunku powierzchni objętej powodzią przy Q1% do powierzchni całej gminy
[źródło: *opracowanie własne*]

Klasy [%]	Liczba gmin	Kolor na mapie	Przyjęty poziom zagrożenia
poniżej 5	757		bardzo niski
[5 – 10)	292		niski
[10 – 15)	132		umiarkowany
[15 – 25)	91		wysoki
powyżej 25	29		bardzo wysoki
suma:	1301		



Mapa 4. Rozkład przestrzenny stosunku obszaru zalewowego gminy przy Q1% do całej jej powierzchni [%] wedle przyjętych klas
[źródło: *opracowanie własne* na podstawie danych z projektu ISOK oraz GUS 2012]

Tabela 9. Zestawienie gmin o powierzchni objętej zalewem przy Q1% powyżej 25% terytorium gminy

[źródło: *opracowanie własne na podstawie danych z projektu ISOK oraz GUS 2012*]

L.p.	Gmina	Powiat	Województwo	% zalanie gminy wodą 1%
1	Terespol (g.m.)	białski	lubelskie	74,6
2	Goczałkowice-Zdrój (g.w.)	pszczyński	śląskie	67,0
3	Białobrzegi (g.w.)	łańcucki	podkarpackie	59,5
4	Cisek (g.w.)	kędzierzyński-kozielski	opolskie	48,8
5	Trzcianne (g.w.)	moniecki	podlaskie	43,1
6	Lubomia (g.w.)	wodzisławski	śląskie	42,6
7	Magnuszew (g.w.)	kozienicki	mazowieckie	41,7
8	Promna (g.w.)	białobrzegi	mazowieckie	40,2
9	Terespol (g.w.)	białski	lubelskie	39,6
10	Tryńcza (g.w.)	przeworski	podkarpackie	37,0
11	Siechnice (g.m-w)	wrocławski	dolnośląskie	36,8
12	Krzyszów (g.w.)	nizański	podkarpackie	36,0
13	Słońsk (g.w.)	sulęciński	lubuskie	34,4
14	Jeziorzany (g.w.)	lubartowski	lubelskie	31,9
15	Trzebownik (g.w.)	rzeszowski	podkarpackie	31,4
16	Jarosław (g.m.)	jarosławski	podkarpackie	31,3
17	Czernica (g.w.)	wrocławski	dolnośląskie	31,2
18	Maciejowice (g.w.)	garwoliński	mazowieckie	30,8
19	Niechlów (g.w.)	górowski	dolnośląskie	30,6
20	Radymno (g.m.)	jarosławski	podkarpackie	30,1
21	Lewin Brzeski (g.m-w)	brzeski	opolskie	28,5
22	Łądek (g.w.)	ślupecki	wielkopolskie	28,1
23	Jarosław (g.w.)	jarosławski	podkarpackie	28,0
24	Golina (g.m-w)	koniński	wielkopolskie	26,9
25	Ciechocinek (g.m.)	aleksandrowski	kujawsko-pomorskie	26,6
26	Otyń (g.w.)	nowosolski	lubuskie	26,1
27	Krzyżanowice (g.w.)	raciborski	śląskie	26,1
28	Oława (g.w.)	oławski	dolnośląskie	25,5
29	Dąbrówka (g.w.)	wołomiński	mazowieckie	25,3

5.5. WSKAŹNIK POTENCJALNYCH STRATY POWODZIOWYCH W GMINACH

Popularnym podejściem do szacowania strat powodziowych jest stosowanie jednostkowych wskaźników majątku dla poszczególnych klas użytkowania terenu (form gospodarczego wykorzystania powierzchni terenu) oraz funkcji strat wiążących głębokość wody z utratą wartości majątku w danej klasie użytkowania terenu [10, 12]. Takie rozwiązania przyjął Ustawodawca w załączniku do rozporządzenia Ministra Środowiska, Ministra Transportu, Budownictwa i Gospodarki Morskiej, Ministra Administracji i Cyfryzacji oraz Ministra Spraw Wewnętrznych z dnia 21 grudnia

2012 r. [17]. W rozporządzeniu wyróżniono osiem klas użytkowania terenu. Wskaźniki wartości majątku pominięto dla klas: „wody” oraz „pozostałe”, z kolei dla terenów komunikacyjnych, użytków rolnych, lasów oraz terenów rekreacyjno wypoczynkowych wyznaczono wskaźniki jednolite dla całej Polski, dla terenów mieszkalnych i przemysłowych wyznaczono wskaźniki różne w odniesieniu do poszczególnych województw. Jak podnosi I. Bodyń, wskaźniki wartości majątku przyjęte w rozporządzeniu są niedoszacowane o ok. 17% wg cen z końca I kwartału 2014 r. [8].

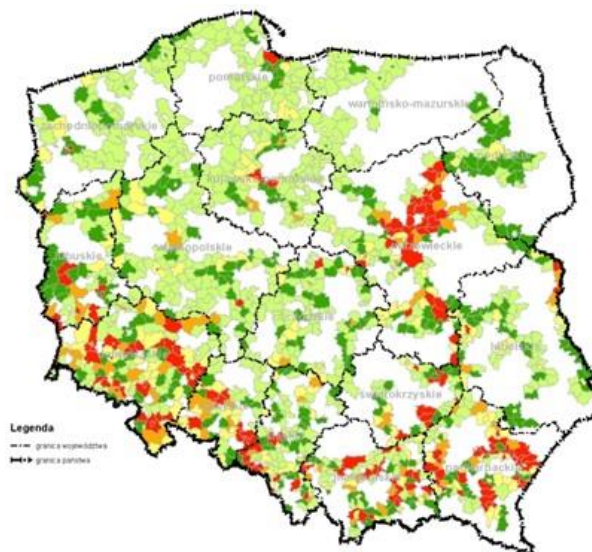
Warto także podkreślić, iż dokument *Strategiczny plan adaptacji dla sektorów i obszarów wrażliwych na zmiany klimatu do roku 2020* [14] ocenia łączne wartości strat bezpośrednich spowodowanych przez niekorzystne zjawiska pogodowe i klimatyczne w kraju, w latach 2001–2011, na kwotę 56 mld zł [14]. Przy założeniu, że straty pośrednie stanowią około 60% strat bezpośrednich [14, 25], łączne straty spowodowane przez niekorzystne zjawiska atmosferyczne w Polsce w latach 2001–2011 wyniosły ponad 90 mld zł [14].

Analiz potencjalnych strat powodziowych w gminach dokonano w trzech aspektach. W pierwszym obliczono potencjalne straty po wystąpieniu powodzi 100-letniej [mln zł], w drugim, stosunek potencjalnych strat przy Q1% do majątku całej gminy [%]. Dodatkowo wykonano analizę stosunku potencjalnych strat powodziowych do budżetu gminy⁵ [%]. Przestrzenny rozkład w/w wskaźników zaprezentowano na mapach 5, 6 i 7.

Tabela 10. Zestawienie ilości gmin z podziałem na klasy wg wielkości potencjalnych strat po wystąpieniu powodzi 100-letniej
[źródło: opracowanie własne]

Klasy [mln zł]	Liczba gmin	Kolor na mapie	Przyjęty poziom zagrożenia
poniżej 1 mln zł	586		bardzo niski
[1 – 5)	294		niski
[5 – 15)	181		umiarkowany
[15 – 30)	87		wysoki
powyżej 30 mln zł	153		bardzo wysoki
suma:	1301		

⁵ Na podstawie danych z 2012 r. ze Statystycznego Vademecum Samorządowca 2013, jako budżet gminy przyjęto sumę dochodów w roku budżetowym 2012; więcej informacji: [24].



Mapa 5. Przestrzenne zróżnicowanie potencjalnych strat powodziowych w gminach przy Q1%.
[źródło: *opracowanie własne* na podstawie danych z Projektu ISOK]

Tabela 11. Zestawienie 50. gmin wykazujących największe potencjalne straty po powodzi o prawdopodobieństwie wystąpienia 1%

[źródło: *opracowanie własne* na podstawie danych z projektu ISOK]

L.p.	Gmina	Powiat	Województwo	Strata w gminie [mln zł]
1	Lubomia (g.w.)	wodzisławski	śląskie	318,17
2	Wyszków (g.m-w)	wyszkowski	mazowieckie	279,81
3	Kędzierzyn-Koźle (g.m.)	kędzierzyńsko-kozielski	opolskie	254,95
4	Warszawa (m)	Warszawa*	mazowieckie	200,25
5	Sandomierz (g.m.)	sandomierski	świętokrzyskie	199,27
6	Kuźnia Raciborska (g.m-w)	raciborski	śląskie	192,16
7	Połaniec (g.m-w)	staszowski	świętokrzyskie	183,02
8	Kozienice (g.m-w)	kozieniecki	mazowieckie	179,45
9	Legnica (m)	Legnica*	dolnośląskie	178,25
10	Rząśnik (g.w.)	wyszkowski	mazowieckie	172,13
11	Maciejowice (g.w.)	garwoliński	mazowieckie	164,30
12	Cisek (g.w.)	kędzierzyńsko-kozielski	opolskie	159,37
13	Gorzycy (g.w.)	wodzisławski	śląskie	151,72
14	Kłodzko (g.w.)	kłodzki	dolnośląskie	149,78
15	Trzebowniko (g.w.)	rzeszowski	podkarpackie	149,42
16	Rytwiany (g.w.)	staszowski	świętokrzyskie	144,39
17	Dąbrówka (g.w.)	wołomiński	mazowieckie	141,51
18	Tryńcza (g.w.)	przeworski	podkarpackie	131,41
19	Jelenia Góra (g.m.)	Jelenia Góra*	dolnośląskie	129,78
20	Żyraków (g.w.)	dębicki	podkarpackie	128,06

c.d. tabeli 11.

l.p.	gmina	powiat	województwo	strata w gminie [mln zł]
21	Pilzno (g.m-w)	dębicki	podkarpackie	124,93
22	Prochowice (g.m-w)	legnicki	dolnośląskie	121,67
23	Wiązownica (g.w.)	jarosławski	podkarpackie	117,75
24	Białobrzegi (g.w.)	łańcucki	podkarpackie	114,59
25	Kraków (m)	Kraków*	małopolskie	110,51
26	Gdów (g.w.)	wielicki	małopolskie	109,84
27	Jarosław (g.w.)	jarosławski	podkarpackie	107,49
28	Obryte (g.w.)	pułtowski	mazowieckie	105,80
29	Lelis (g.w.)	ostrołęcki	mazowieckie	105,23
30	Stargard Szczeciński (g.m.)	stargardzki	zachodniopomorskie	104,35
31	Lewin Brzeski (g.m-w)	brzeski	opolskie	104,31
32	Joniec (g.w.)	płoński	mazowieckie	104,20
33	Przemyśl (m)	Przemyśl*	podkarpackie	104,17
34	Nozdrzec (g.w.)	brzozowski	podkarpackie	98,18
35	Nowy Targ (g.w.)	nowotarski	małopolskie	97,56
36	Bochnia (g.m.)	bocheński	małopolskie	95,06
37	Żmigród (g. m-w)	trzebnicki	dolnośląskie	94,81
38	Krzyżanowice (g.w.)	raciborski	śląskie	94,35
39	Kostrzyn nad Odrą (g.m.)	gorzowski	lubuskie	91,76
40	Kunice (g.w.)	legnicki	dolnośląskie	91,12
41	Chojnów (g.w.)	legnicki	dolnośląskie	89,68
42	Olszewo-Borki (g.w.)	ostrołęcki	mazowieckie	89,1
43	Bochnia (g.w.)	bocheński	małopolskie	85,28
44	Rzewnie (g.w.)	makowski	mazowieckie	85,28
45	Starachowice (g.m.)	starachowicki	świętokrzyskie	84,59
46	Bielsko-Biała (m)	Bielsko-Biała*	śląskie	84,54
47	Puławy (g.m.)	puławski	lubelskie	81,89
48	Radyмно (g.w.)	jarosławski	podkarpackie	80,15
49	Strumień (g. m-w)	cieszyński	śląskie	78,64
50	Mysłakowice (g.w.)	jeleniogórski	dolnośląskie	74,97

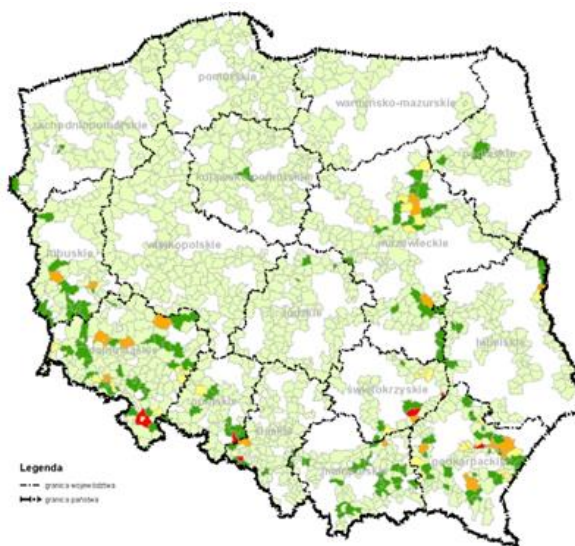
*- miasta na prawach powiatu

5.6. WSKAŹNIK POTENCJALNYCH STRAT POWODZIOWYCH W STOSUNKU DO MAJĄTKU GMINY

Innym możliwym do zastosowania wskaźnikiem, jest iloraz potencjalnych strat powodziowych do majątku jakim dysponuje dana gmina. Sposób obliczenia majątku gminy jest tożsamy z obliczeniem potencjalnych strat powodziowych. Wykorzystano tutaj stawki dla poszczególnych form użytkowania terenu zamieszczonych w rozporządzeniu [17].

Tabela 12. Zestawienie ilości gmin z podziałem na klasy wg stosunku strat do majątku całej gminy przy Q1%
[źródło: *opracowanie własne*]

Klasy [%]	Liczba gmin	Kolor na mapie	Przyjęty poziom zagrożenia
poniżej 1	1117		bardzo niski
[1 – 3)	127		niski
[3 – 5)	30		umiarkowany
[5 – 10)	21		wysoki
powyżej 10	6		bardzo wysoki



Mapa 6. Przestrzenny rozkład stosunku potencjalnych strat powodziowych do majątku gminy po wystąpieniu powodzi przy Q1% [%]
[źródło: *opracowanie własne* na podstawie danych z projektu ISOK]

Tabela 13. Zestawienie gmin wykazujących największy stosunek potencjalnych strat powodziowych do majątku gminy [%]
[źródło: *opracowanie własne* na podstawie danych z projektu ISOK]

L.p.	Gmina	Powiat	Województwo	Strata w gminie w [mln zł]	Stosunek strat do majątku gminy [%]
1	Cisek (g.w.)	kędzierzyńsko-kozielski	opolskie	159,4	13,2
2	Lubomia (g.w.)	wodzisławski	śląskie	318,2	11,4
3	Białobrzegi (g.w.)	łańcucki	podkarpackie	114,6	11,1
4	Rytwiany (g.w.)	staszowski	świętokrzyskie	144,4	10,5

c.d. tabeli 13.

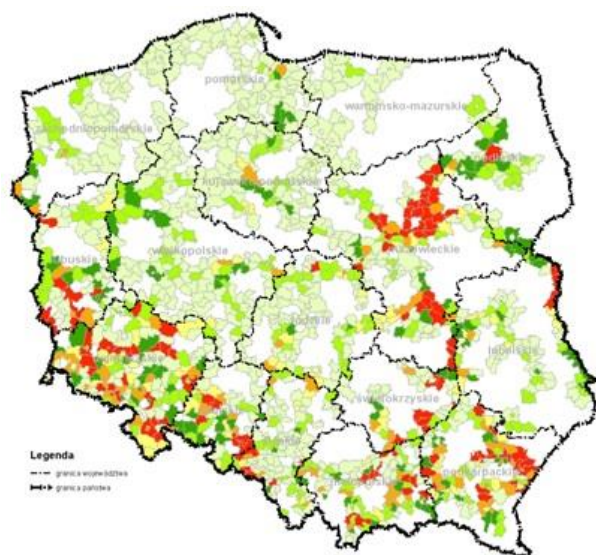
L.p.	Gmina	Powiat	Województwo	Strata w gminie w [mln zł]	Stosunek strat do majątku gminy [%]
5	Sandomierz (g.m.)	sandomierski	świętokrzyskie	199,3	10,3
6	Kłodzko (g.w.)	kłodzki	dolnośląskie	149,8	10,1
7	Terespol (g.m.)	białski	lubelskie	59,1	9,9
8	Nozdrzec (g.w.)	brzozowski	podkarpackie	98,2	8,2
9	Trynca (g.w.)	przeworski	podkarpackie	131,4	8,1
10	Połaniec (g. m-w)	staszowski	świętokrzyskie	183,0	7,9
11	Żmigród (g. m-w)	trzebnicki	dolnośląskie	94,8	7,8
12	Sławatycze (g.w.)	białski	lubelskie	45,9	7,8
13	Otyń (g.w.)	nowosolski	lubuskie	74,0	7,3
14	Marciszów (g.w.)	kamiennogórski	dolnośląskie	42,5	7,1
15	Chojnów (g.w.)	legnicki	dolnośląskie	89,7	6,8
16	Kuźnia Raciborska (g. m-w)	raciborski	śląskie	192,2	6,5
17	Dydnia (g.w.)	brzozowski	podkarpackie	69,4	6,2
18	Rząśnik (g.w.)	wyszowski	mazowieckie	172,1	6,2
19	Żyraków (g.w.)	dębicki	podkarpackie	128,1	6,2
20	Wiązownica (g.w.)	jarosławski	podkarpackie	117,8	5,9
21	Jarosław (g.w.)	jarosławski	podkarpackie	107,5	5,6
22	Maciejowice (g.w.)	garwoliński	mazowieckie	164,3	5,4
23	Bobrowice (g.w.)	krośnieński	lubuskie	43,5	5,2
24	Kunice (g.w.)	legnicki	dolnośląskie	91,1	5,2
25	Prochowice (g. m-w)	legnicki	dolnośląskie	121,7	5,1
26	Wietrzychowice (g.w.)	tarnowski	małopolskie	45,0	5,03
27	Rzewnie (g.w.)	makowski	mazowieckie	85,3	5,01

5.7. WSKAŹNIK POTENCJALNYCH STRAT POWODZIOWYCH W STOSUNKU DO BUDŻETU GMINY

Ostatnim analizowanym wskaźnikiem jest stosunek potencjalnych strat powodziowych do budżetu gminy. Przy opracowaniu tego wskaźnika, wykorzystano dane pozyskane z Głównego Urzędu Statystycznego (GUS) o dochodach gmin w 2012 r. Według przeprowadzonych obliczeń, 70% wszystkich podstawowych jednostek terytorialnych posiada bardzo niski poziom zagrożenia w tym aspekcie – 877 gmin ujętych w dwóch klasach tj. straty poniżej 5% swojego budżetu (654 gminy) oraz straty pomiędzy 5 a 15% budżetu (223 jednostki). Około 10% gmin (122 jednostki) wykazuje potencjalne straty powodziowe, wyższe aniżeli ich całkowity budżet (w takich przypadkach przyjęto bardzo wysoki poziom zagrożenia). Gminy te zestawiono w tabeli 15. W odniesieniu do województw, najwięcej gmin wykazujących największy stosunek potencjalnych strat powodziowych do budżetu gminy znajduje się w woj. mazowieckim, dolnośląskim oraz podkarpackim.

Tabela 14. Zestawienie ilości gmin z podziałem na klasy wg stosunku potencjalnych strat powodziowych przy Q1% do majątku całej gminy [źródło: *opracowanie własne*]

Klasy [%]	Liczba gmin	Kolor na mapie	Przyjęty poziom zagrożenia
poniżej 5	654		bardzo niski
[5 – 15)	223		
[15 – 30)	88		niski
[30 – 50)	122		umiarkowany
powyżej 50	92		wysoki
straty większe niż budżet gminy	122		bardzo wysoki



Mapa 7. Rozkład przestrzenny stosunku potencjalnych strat powodziowych do budżetu gminy w 2012 r. po wystąpieniu powodzi 100-letniej [%] [źródło: *opracowanie własne* na podstawie danych z projektu ISOK]

W tabeli 15. zestawiono gminy, które przyporządkowano do ostatniej klasy z przypisanym bardzo wysokim poziomem zagrożenia (potencjalne straty powodziowe w tej grupie po wystąpieniu powodzi o prawdopodobieństwie 1%, są wyższe aniżeli budżet jakim dysponują).

Tabela 15. Zestawienie gmin wykazujących potencjalne straty powodziowe przewyższające budżet gminy w 2012 r.

(źródło: *opracowanie własne* na podstawie danych z projektu ISOK oraz GUS)

L.p.	Gmina	Powiat	Województwo	Straty w gminie [mln zł]	Stosunek strat do budżetu [%] budżet = 100 %
1	Joniec (g.w.)	płoński	mazowieckie	104,2	1628,1
2	Rzewnie (g.w.)	makowski	mazowieckie	85,3	1079,5
3	Lubomia (g.w.)	wodzisławski	śląskie	318,2	1033,0
4	Rząśnik (g.w.)	wyszkowski	mazowieckie	172,1	831,5
5	Cisek (g.w.)	kędzierzyńsko-kozielski	opolskie	159,4	813,1
6	Rytwiany (g.w.)	staszowski	świętokrzyskie	144,4	789,0
7	Obryte (g.w.)	pułtuski	mazowieckie	105,8	755,7
8	Maciejowice (g.w.)	garwoliński	mazowieckie	164,3	730,2
9	Kuźnia Raciborska (g.m-w)	raciborski	śląskie	192,2	623,9
10	Dąbrówka (g.w.)	wołomiński	mazowieckie	141,5	592,1
11	Sławatycze (g.w.)	białski	lubelskie	45,7	573,2
12	Szelków (g.w.)	makowski	mazowieckie	66,3	547,8
13	Prochowice (g.m-w)	legnicki	dolnośląskie	121,7	511,2
14	Trynca (g.w.)	przeworski	podkarpackie	131,4	490,3
15	Lewin Brzeski (g. m-w)	brzeski	opolskie	104,3	485,2
16	Białobrzegi (g.w.)	łańcucki	podkarpackie	114,6	477,5
17	Kunice (g.w.)	legnicki	dolnośląskie	91,1	462,5
18	Otyń (g.w.)	nowosolski	lubuskie	74,0	406,8
19	Nozdrzec (g.w.)	brzozowski	podkarpackie	98,2	383,5
20	Wietrzychowice (g.w.)	tarnowski	małopolskie	45,0	381,6
21	Brok (g.m-w)	ostrowski	mazowieckie	29,5	378,3
22	Chojnów (g.w.)	legnicki	dolnośląskie	89,7	370,6
23	Wiązownica (g.w.)	jarosławski	podkarpackie	117,8	366,8
24	Terespol (g.m.)	białski	lubelskie	59,10	362,6
25	Lelis (g.w.)	ostrołęcki	mazowieckie	105,2	361,6
26	Żyraków (g.w.)	dębicki	podkarpackie	128,1	355,7
27	Kłodzko (g.w.)	kłodzki	dolnośląskie	149,8	323,5
28	Jarosław (g.w.)	jarosławski	podkarpackie	107,5	312,5
29	Rudnik (g.w.)	raciborski	śląskie	54,9	312,1
30	Zabrodzie (g.w.)	wyszkowski	mazowieckie	62,7	311,7
31	Gorzyce (g.w.)	wodzisławski	śląskie	151,7	299,2
32	Marciszów (g.w.)	kamiennogórski	dolnośląskie	42,5	299,2
33	Bierawa (g.w.)	kędzierzyńsko-kozielski	opolskie	65,6	298,3
34	Hanna (g.w.)	włodawski	lubelskie	27,1	298,1
35	Dydnia (g.w.)	brzozowski	podkarpackie	69,4	295,4
36	Przewóz (g.w.)	żarski	lubuskie	31,4	293,0
37	Magnuszew (g.w.)	kozienski	mazowieckie	61,5	293,0
38	Krzyżanowice (g.w.)	raciborski	śląskie	94,4	293,0
39	Olszewo-Borki (g.w.)	ostrołęcki	mazowieckie	89,1	282,9
40	Trzebowniko (g.w.)	rzeszowski	podkarpackie	149,4	282,5
41	Krzyżanów (g.w.)	kutnowski	łódzkie	38,7	274,5

c.d. tabeli 15.

L.p.	Gmina	Powiat	Województwo	Straty w gminie [mln zł]	Stosunek strat do budżetu [%] budżet = 100 %
42	Połaniec (g.m-w)	staszowski	świętokrzyskie	183,0	273,2
43	Bobrowice (g.w.)	krośnieński	lubuskie	43,5	268,7
44	Wyszków (g.m-w)	wyszkowski	mazowieckie	279,8	266,2
45	Przyłęk (g.w.)	zwoleński	mazowieckie	49,5	264,7
46	Młynarze (g.w.)	makowski	mazowieckie	14,3	260,2
47	Sandomierz (g.m.)	sandomierski	świętokrzyskie	199,3	247,9
48	Somianka (g.w.)	wyszkowski	mazowieckie	50,4	243,7
49	Radymno (g.w.)	jarosławski	podkarpackie	80,2	242,1
50	Mysłakowice (g.w.)	jeleniogórski	dolnośląskie	75,0	241,0
51	Pokrzywnica (g.w.)	pułtuski	mazowieckie	33,1	240,1
52	Terespol (g.w.)	białski	lubelskie	56,6	239,8
53	Gdów (g.w.)	wielicki	małopolskie	109,8	239,3
54	Solec nad Wisłą (g.w.)	lipski	mazowieckie	30,08	236,9
55	Nowy Korczyn (g.w.)	buski	świętokrzyskie	44,73	235,4
56	Różan (g.m-w)	makowski	mazowieckie	49,25	231,2
57	Przemysł (g.w.)	przemyski	podkarpackie	60,90	230,7
58	Dąbrowa (g.w.)	opolski	opolskie	57,71	226,3
59	Bardo (g.m-w)	ząbkowicki	dolnośląskie	39,6	216,1
60	Brańszczyk (g.w.)	wyszkowski	mazowieckie	61,1	214,4
61	Reńska Wieś (g.w.)	kędzierzyńsko-kozielski	opolskie	50,3	213,9
62	Ćmielów (g.m-w)	ostrowiecki	świętokrzyskie	44,5	207,9
63	Goworowo (g.w.)	ostrołęcki	mazowieckie	55,5	205,6
64	Czarna (g.w.)	łańcucki	podkarpackie	66,9	205,3
65	Strumień (g.m-w)	cieszyński	śląskie	78,6	201,1
66	Czarny Bór (g.w.)	wałbrzyski	dolnośląskie	35,6	199,8
67	Kamieniec Ząbkowicki (g.w.)	ząbkowicki	dolnośląskie	46,2	198,3
68	Pilzno (g.m-w)	dębicki	podkarpackie	124,9	196,4
69	Żmigród (g.m-w)	trzebnicki	dolnośląskie	94,8	195,1
70	Wisznia Mała (g.w.)	trzebnicki	dolnośląskie	48,5	194,6
71	Żołynia (g.w.)	łańcucki	podkarpackie	42,4	193,7
72	Nowa Sucha (g.w.)	sochaczewski	mazowieckie	36,1	192,2
73	Koszyce (g.w.)	proszowicki	małopolskie	40,4	191,5
74	Pomiechówek (g.w.)	nowodworski	mazowieckie	47,2	189,0
75	Brzyska (g.w.)	jasielski	podkarpackie	34,4	188,9
76	Kodeń (g.w.)	białski	lubelskie	21,4	179,9
77	Miłkowice (g.w.)	legnicki	dolnośląskie	28,5	175,0
78	Bochnia (g.w.)	bocheński	małopolskie	85,3	172,3
79	Nowe Miasto (g.w.)	płoński	mazowieckie	21,3	163,6
80	Czorsztyn (g.w.)	nowotarski	małopolskie	32,1	163,0
81	Słońsk (g.w.)	suleciński	lubuskie	24,0	159,1
82	Bolesławiec (g.w.)	bolesławiecki	dolnośląskie	52,5	157,0
83	Wleń (g.m-w)	lwówecki	dolnośląskie	17,2	154,7
84	Bodzechów (g.w.)	ostrowiecki	świętokrzyskie	72,4	154,4

c.d. tabeli 15.

L.p.	Gmina	Powiat	Województwo	Straty w gminie [mln zł]	Stosunek strat do budżetu [%] budżet = 100 %
85	Żagań (g.w.)	żagański	lubuskie	28,9	153,6
86	Nowy Targ (g.w.)	nowotarski	małopolskie	97,6	150,6
87	Ciężkowice (g.m-w)	tarnowski	małopolskie	54,9	147,2
88	Kostrzyn nad Odrą (g.m.)	gorzowski	lubuskie	91,8	145,0
89	Kozienice (g.m-w)	kozienicki	mazowieckie	179,5	144,8
90	Oława (g.w.)	oławski	dolnośląskie	74,7	144,4
91	Laszki (g.w.)	jarosławski	podkarpackie	33,1	144,4
92	Sochocin (g.w.)	płoński	mazowieckie	21,0	138,1
93	Kamienna Góra (g.m.)	kamiennogórski	dolnośląskie	69,3	136,2
94	Chotcza (g.w.)	lipski	mazowieckie	10,3	135,1
95	Medyka (g.w.)	przemyski	podkarpackie	27,0	134,5
96	Grabów nad Pilicą (g.w.)	grójecki	mazowieckie	14,9	133,9
97	Niechlów (g.w.)	górowski	dolnośląskie	19,9	133,5
98	Krzyszów (g.w.)	nizański	podkarpackie	23,3	133,3
99	Czosnów (g.w.)	nowodworski	mazowieckie	43,2	133,3
100	Trzebień (g.w.)	żarski	lubuskie	21,1	132,8
101	Chelmski Śląsk (g.w.)	bieruńsko-łędziński	śląskie	29,4	127,3
102	Serock (g.m-w)	legionowski	mazowieckie	54,0	126,2
103	Biecz (g.m-w)	gorlicki	małopolskie	64,0	125,2
104	Oborniki Śląskie (g.m-w)	trzebnicki	dolnośląskie	61,9	124,7
105	Dobromierz (g.w.)	świdnicki	dolnośląskie	22,7	121,9
106	Pleśna (g.w.)	tarnowski	małopolskie	37,6	121,8
107	Kędzierzyn-Koźle (g.m.)	kędzierzyńsko-kozielski	opolskie	255,0	118,6
108	Łądek-Zdrój (g.m-w)	kłodzki	dolnośląskie	29,4	117,2
109	Trzcianna (g.w.)	moniecki	podlaskie	14,6	113,3
110	Pysznica (g.w.)	stalowowolski	podkarpackie	28,7	112,6
111	Dzierżoniów (g.w.)	dzierżoniowski	dolnośląskie	27,8	111,3
112	Staszów (g.m-w)	staszowski	świętokrzyskie	73,6	109,5
113	Bochnia (g.m.)	bocheński	małopolskie	95,0	107,3
114	Wilga (g.w.)	garwoliński	mazowieckie	14,5	107,2
115	Białobrzegi (g.m-w)	białobrzecki	mazowieckie	30,9	106,3
116	Lwówek Śląski (g.m-w)	lwówecki	dolnośląskie	48,1	105,0
117	Łambinowice (g.w.)	nyski	opolskie	21,5	104,5
118	Nowogród Bobrzański (g.m-w)	zielonogórski	lubuskie	24,9	103,3
119	Tuchów (g.m-w)	tarnowski	małopolskie	48,6	103,2
120	Pułtusk (g.m-w)	pułtuski	mazowieckie	69,9	102,9
121	Łęknica (g.m.)	żarski	lubuskie	11,7	102,5
122	Brzeg Dolny (g.m-w)	wołowski	dolnośląskie	53,4	100,5

6. WNIOSKI

Przedstawiony w artykule materiał dostarcza istotnych informacji na temat społeczno-ekonomicznej oceny gmin Polski na zagrożenie powodziowe. W pracy zaproponowano siedem podstawowych wskaźników społeczno-ekonomicznych, które mogą wspomóc klasyfikację gmin według przyjętych stopni zagrożenia na powódź. Z przeprowadzonych analiz wynika, iż powódź przy Q1% dotyczy ponad 50% gmin (1301 jednostek), przy czym zagrożenie na powódź 100-letnią jest zróżnicowane i zależy od regionu kraju (z nasileniem zagrożenia w województwach południowych).

Największą ekspozycję mieszkańców na zagrożenie powodziowe wykazują:

- miasta na prawach powiatu tj. Legnica, Jelenia Góra, Gliwice, Gdańsk, Przemyśl oraz Kraków;
- gminy miejskie: Sanok, Kędzierzyn-Koźle, Kamienna Góra, Stargard Szczeciński oraz Starachowice;
- gminy wiejskie: Trzebownik, Kłodzko, Rytwiany i Otyń;
- gminy miejsko-wiejskie: Lewin Brzeski, Wyszów oraz Kozienice.

Największe potencjalne straty wywołane powodzią 100-letnią odnotowano w:

- miastach na prawach powiatu tj. Warszawie, Legnicy, Jeleniej Górze, Przemyślu oraz w Bielsku-Białej;
- gminach miejskich: Kędzierzyn-Koźle, Sandomierz, Stargard Szczeciński oraz Bochnia;
- gminach wiejskich: Lubomia, Rząśnik, Maciejowice, Cisek i Gorzyce;
- gminach miejsko-wiejskich: Wyszów, Kuźnia Raciborska, Połaniec, Kozienice oraz Prochowice.

Największy stosunek potencjalnych strat powodziowych do budżetu gminy wykazują gminy wiejskie. Przy czym w 122 gminach w Polsce potencjalne straty powodziowe przy wodzie 100-letniej przekroczyłyby ich całkowity roczny budżet.

Niedoszacowane kwoty strat powodziowych wynikające z zastosowania rozporządzenia [17] oraz brak ich waloryzacji od momentu publikacji w dzienniku urzędowym, fałszują obraz potencjalnych bezpośrednich strat powodziowych i negatywnych konsekwencji ekonomicznych.

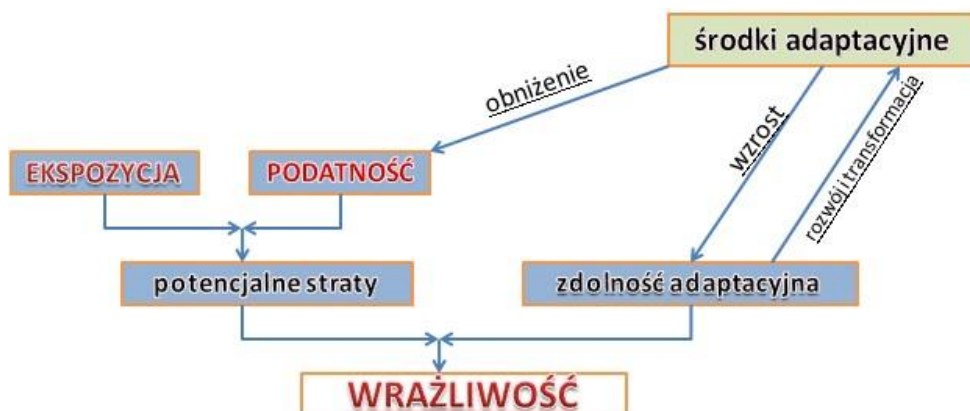
Przyjęta w pracy logika oceny zagrożenia powodziowego w gminach oparta jest na dwóch składowych. Jedną z nich jest ekspozycja mieszkańców gmin na zagrożenie powodziowe (wyrażona m.in. ilości mieszkańców zagrożonych wodami 100-letnimi). Drugą składową stanowi wielkość potencjalnych strat materialnych na obszarach zagospodarowanych, spowodowanych wodami powodziowymi. Straty te wyznaczono przy założeniu, że podatność obszarów zagrożonych powodzią jest definiowana rozporządzeniem [17]. Obie te składowe wpływają na ocenę wrażliwości jednostki samorządu terytorialnego na zagrożenie powodziowe, rozumianej jako cecha charakteryzująca system (gminę), w tym jego społeczność wraz z zasobami (rys. 1).



Rys. 1. Wzajemne powiązanie parametrów wpływających na społeczno-ekonomiczną ocenę zagrożenia powodziowego gmin (systemów społeczno-ekologicznych)
[źródło: opracowanie własne na podstawie [12]]

7. DYSKUSJA

Zaprezentowane w pracy wskaźniki nie stanowią zamkniętego zbioru. Istnieje konieczność dalszego poszukiwania nowych parametrów, które w sposób kompleksowy charakteryzowałyby stopień zagrożenia powodziowego gminy jako systemu społeczno-ekologicznego. Autorzy prowadzą obecnie badania koncentrujące się m.in. na sposobie określenia *resilience* (odporności, sprężystości, elastyczności) gmin jako podstawowych jednostek samorządu terytorialnego narażonych na ryzyko powodzi. Autorzy poszukują także wskaźników charakteryzujących stopień ekspozycji gmin na zagrożenie powodziowe, a także ich podatność oraz wrażliwości z uwzględnieniem stosowanych w badanych gminach środków adaptacyjnych i ich poziomu zdolności adaptacyjnej na to zagrożenie.



Rys. 2. Czynniki wpływające na poziom zagrożenia powodziowego gmin jako systemów społeczno-ekologicznych (SES) z uwzględnieniem kształtujących zdolność adaptacyjną systemu
[źródło: opracowanie własne na podstawie [12]]

Wzajemne powiązanie tych parametrów przedstawia rysunek 2. Wszystkie one mają posłużyć do oceny odporności gminy na zagrożenie powodziowe oraz jakości stworzonego w gminie systemu ochrony przeciwpowodziowej. Zaprezentowane w artykule wstępne wskaźniki zagrożenia powodziowego, są z jednej strony przyczynkiem do dyskusji na temat oceny *resilience* gmin jako systemów społeczno-ekologicznych, natomiast z drugiej stanowią indykatory służące selekcji ze zbioru – jak przedstawiono w artykule – 1301 gmin, tych jednostek samorządowych, które wymagałyby w przyszłości strategicznej interwencji państwa. Pozwoliłoby to na wzmocnienie – z zastosowaniem dostępnych środków oraz metod – systemu ochrony przeciwpowodziowej wskazanych obszarów. Wszystkie dotychczasowe analizy przeprowadzono dla obszarów zagrożonych powodzią, które we wstępnej ocenie zagrożenia powodziowego zakwalifikowano do I etapu analiz. Istnieje konieczność realizacji II cyklu prac poświęconych przygotowaniu MZP i MRP dla rzek i cieków, których nie ujęto w cyklu I. Umożliwiłoby to wówczas poznanie pełnego obrazu zagrożenia powodziowego w Polsce.

LITERATURA

- [1] BOROWICZ A., KWIATKOWSKI J., SPATKA J., ZEMAN E., *Metodyka opracowania map zagrożenia powodziowego*, KZGW/NFOŚiGW, Warszawa 2009.
- [2] BRZOZOWSKA M. i in. *Plany zarządzania ryzykiem powodziowym*, prezentacja dostępna na stronie internetowej <http://www.isok.gov.pl/dane/> [dostęp: 10.01.2015].
- [3] CIAK-OZIMEK M., SOBCZAK K., *Mapy zagrożenia i ryzyka powodziowego – stan obecny I wdrażanie część I*, [w:] *Gospodarka Wodna*, SIGMA-NOT, nr 6/2014, kwartalnik KZGW i RZGW Woda, str. III.
- [4] DEGÓRSKI M., *Uwarunkowania środowiskowe systemu społeczno-ekologicznego na pograniczu polsko-niemieckim jako wewnętrznej granicy Unii Europejskiej*, [w:] *Problemy zagospodarowania, ochrony i monitoringu krajobrazów strefy przygranicznej w świetle procesów integracji europejskiej*, pod. red. S. Horskij-Schwarz, Wydawnictwo Uniwersytetu Wrocławskiego, Wrocław 2011, s. 12.
- [5] Dyrektywa 2007/60/WE Parlamentu Europejskiego i Rady z dn. 23 października 2007 r. w sprawie oceny ryzyka powodziowego i zarządzania nim, OJ L 288, 6.11.2007, s. 27–34.
- [6] FROHLICH K., KWIATKOWSKI J., MARKOWSKA A., SPATKA J., ZEMAN E., ŻYLICZ T., *Metodyka opracowania map zagrożenia powodziowego*, KZGW/NFOŚiGW, Warszawa 2009.
- [7] GALLOPIN G.C., FUNTOWICZ S., O’CONNOR M., RAVETZ J., *Science for the 21st century: from social contract to the scientific core*, *International Social Science Journal* 2001 (168), s. 219–229.
- [8] GODYŃ I., *Ocena efektywności ekonomicznej planowanych przedsięwzięć przeciwpowodziowych w zakresie analizy koszty-korzyści*, [w:] *Materiały Ogólnokrajowego Sympozjum Hydrotechnika XVI’2014*, Śląska Rada NOT FSNT w Katowicach, Katowice 2014, s. 11–25.
- [9] HAUSNER J. (red.), *Administracja Publiczna*, Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa 2005, s. 200.
- [10] IMGW-PIB, Grontmij Polska, ARCADIS, DHI Polska, *Analiza i diagnoza zarządzania ryzykiem powodziowym, Tom I Analiza identyfikacji zagrożenia i ryzyka powodziowego oraz strat*, KZGW, 2014.

- [11] IMGW-PIB, Grontmij Polska, ARCADIS, DHI Polska, *Analiza i diagnoza zarządzania ryzykiem powodziowym, Tom II Analiza działania obcego systemu ochrony przed powodzią*, KZGW, 2014.
- [12] KERSTIN F., SCHNEIDERBAUER S., BUBECK P., KIENBERG S., BUTH M., ZEBISCH M., KAHLNBORN W., *The Vulnerability Sourcebook: Concept and guidelines for standardised vulnerability assessments*, Deutsche Gesellschaft für Internationale Zusammenarbeit (GIZ) GmbH, Bonn and Eschborn 2014, s. 24.
- [13] KZGW (red.), *Metodyka wstępnej oceny ryzyka powodziowego*, Warszawa 2010.
- [14] MINISTERSTWO ŚRODOWISKA, *Strategiczny plan adaptacji dla sektorów i obszarów wrażliwych na zmiany klimatu do roku 2020*, Ministerstwo Środowiska, Warszawa 2013
- [15] MISZCZUK A., MISZCZUK M., ŻUK K., *Gospodarka samorządu terytorialnego*, Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa 2007.
- [16] *Metoda kartogramu*, prezentacja dostępna na stronie internetowej http://usfi-les.us.szc.pl/pliki/plik_1132648478.ppt [dostęp: 18.01.2015].
- [17] Rozporządzenie Ministra Środowiska, Ministra Transportu, Budownictwa i Gospodarki Morskiej, Ministra Administracji i Cyfryzacji oraz Ministra Spraw Wewnętrznych z dnia 21 grudnia 2012 r., w sprawie opracowania map zagrożenia powodziowego oraz map ryzyka powodziowego (Dz. U z 2013 r. poz. 104).
- [18] TIUKAŁO A., MALINGER A., ORCZYKOWSKI T., PASIOK R., BEDRYJ M., WAWRZYŃIAK M., DYSARZ T., GRZELKA T., KRWACZAK E., *Ocena ryzyka powodziowego na potrzeby planów zarządzania ryzykiem powodziowym*, [w:] *Gospodarka Wodna*, SIGMA-NOT, nr 3/2015, s. 79–85.
- [19] Ustawa z dnia 8 marca 1990 r. o samorządzie gminnym (Dz.U. 2001 nr 142 poz. 1591).
- [20] Ustawa z dnia 20 grudnia 1996 r. o gospodarce komunalnej (Dz. U. z 1997 r. nr 107, poz. 686).
- [21] Ustawa z dnia 31 lipca 1997 r. o zmianie ustawy o samorządzie gminnym (Dz. U. z 1997 r. nr 9, poz. 43).
- [22] Ustawa z 5 czerwca 1998 r. o wprowadzeniu zasadniczego trójstopniowego podziału terytorialnego państwa (Dz. U. z 1998 r., nr 96, poz. 1547 z późn. zm).
- [23] Ustawa z dnia 21 lipca 2001 r. Prawo wodne (Dz. U. z 2012 r., poz. 145 z późn. zm.).
- [24] *Vademecum Samorządowca 2013*, <http://stat.gov.pl/banki-i-bazy-danych/statystyczne-vademecum-samorzadowca/> [dostęp 9.12.2014].
- [25] WINTER J., CHUDY Ł., MARCINKOWSKI M., *Program ochrony przed powodzią w Dorzeczu Górnej Odry*, Opracowanie wykonane na zlecenie Ministerstwa Spraw Wewnętrznych i Administracji, maj 2010, s. 60.

SOCIAL-ECONOMICAL ASSESMENT OF POLISH COMMUNITIES TO FLOOD THREAT

Flood is one of the major natural threats in Poland, which may in the long run transform into a cataclysm. Long-term forecasts predict some intensification of this kind of phenomenon. In this article social-economical assessment of Polish communities (as basic units of territorial government) has been analyzed with regard to flood threat. In the studies there have been used maps of threat and flood risk on areas which flood threat has been estimates as Q1%. The characteristics of communities' threat to flood have been evaluated on the basis of seven preliminary indicators, which are included in the two main groups, i.e. potential losses of assets and quantity of inhabitants (in the scope of flood threat) who are directly exposed to unfavorable influence of flood water. The outcome of the team's work is a configuration (hierarchy) of Polish communities according to the presented preliminary indicators of social-economical threat. The studies shall be also the authors' contribution to the discussion concerning evaluation with regard to adaptive capacity of Polish communities which are susceptible to flood threat.

Błażej DZIEDZIELA*

MODELOWANIE SPŁYWU I SKŁADU ŚCIEKÓW OPADOWYCH DLA RZECZYWISTEJ ZLEWNI MIEJSKIEJ

W pracy przedstawiono wyniki kalibracji i weryfikacji modelu hydrodynamicznego rzeczywistej zlewni miejskiej. Omówiono podstawowe parametry brane pod uwagę przy modelowaniu matematycznym spływu powierzchniowego. Do badań wykorzystano wyniki pomiarów wykonanych na zlewni „Liściasta” w Łodzi. Dodatkowo określono efektywność oczyszczania osadnika wód deszczowych wraz z określeniem ładunków zanieczyszczeń zrzucanych do odbiornika ścieków – rzeki „Sokolówki”. Symulacje komputerowe (obliczenia numeryczne) wykonano przy użyciu programu EPA SWMM 5.1.007. W toku badań uzyskano wystarczające dopasowanie modelu do rzeczywistych wyników pomiarów zebranych na wylocie ze zlewni.

1. WPROWADZENIE

Urbanizacja miast wraz z rozwojem ich infrastruktury komunikacyjnej wiąże się ze wzrostem powierzchni uszczelnionych. Proces ten bezpośrednio przekłada się to na wzrost strumienia spływu powierzchniowego oraz zwiększenie generowanych stężeń zanieczyszczeń w ściekach deszczowych.

Budowa i modernizacja takich elementów, jak drogi rowerowe, chodniki, czy parkingi powodują zwiększony spływ powierzchniowy, wiążący się ze wzrostem obciążenia hydraulicznego sieci kanalizacji deszczowej. Oprócz stresu hydraulicznego, spływy te generują znaczne ilości splukiwanych zanieczyszczeń stałych ze zlewni. Powoduje to m.in. sedymentację osadów w niektórych elementach sieci kanalizacji deszczowej (np. studniach osadczych) oraz zwiększenie zanieczyszczenia samego odbiornika ścieków (najczęściej są to rzeki). Dodatkowo zawiesiny wnoszą znacznie groźniejsze zanieczyszczenia np. dla ryb - metale ciężkie, czy frakcje biodegradowalne (organiczne).

* Instytut Inżynierii Środowiska i Instalacji Budowlanych, Politechnika Łódzka, ul. Aleja Politechniki 6, 90-924 Łódź, e-mail: blazej.dziedziela@p.lodz.pl.

W związku z tym zasadna jest własciwa ocena iloŝci i składu scieków deszczowych, niezbędna przy podejmowaniu decyzji o inwestowaniu w obiekty ochrony wód przed ich zanieczyszczeniem.

2. CEL I ZAKRES BADAŃ

Celem prowadzonych badań jest stworzenie modelu hydrodynamicznego sieci oraz modelu splukiwania zanieczyszczeń na przykladzie miejskiej zlewni o zróżnicowanym charakterze zabudowy. Do tego celu wykorzystano program opracowany przez Amerykańską Agencję ochrony Środowiska (EPA) o nazwie SWMM (Stormwater Managment Model) w wersji 5.1.007. Uzyskane wyniki pozwalają na poznanie dynamiki splywu z rzeczywistej zlewni scieków opadowych wraz z zanieczyszczeniami. Pozwoli to w przyszłości na dokonywanie prognozy obciążenia odbiorników – rzek miejskich oraz planowanie w sposób racjonalny obiektów ochrony wód przed zanieczyszczeniem.

3. ZASADY MODELOWANIA CYFROWEGO

W ostatnich dekadach projektanci oraz gestorzy sieci kanalizacyjnych coraz częściej sięgają do narzędzi umożliwiających modelowanie splywu scieków deszczowych oraz modelowanie wskaźników ich zanieczyszczenia. Przede wszystkim ma to na celu poznanie rzeczywistego obciążenia kolektorów kanalizacyjnych oraz określenie dynamiki splywu zanieczyszczeń stałych z analizowanych zlewni. Modelowanie nie jest jednak sprawą prostą i jednoznaczną. Wymaga ono wielu informacji na temat zlewni – od rodzaju gruntu, czy spadku zlewni do np. określenia rodzaju zagospodarowania poszczególnych podzlewni. Dodatkowo do poprawnie wykonanego modelu na etapie jego kalibracji trzeba zaimplementować rzeczywiste dane pluwiometryczne [17, 18].

Zwiększona zawartość zawiesin w sciekach trafiających do odbiornika (np. rzeki) negatywnie wpływa na jego ekosystem, zaburza procesy samooczyszczania, utrudnia dostęp światła czy ogranicza rozpuszczalność tlenu w wodzie. Proces ten jest znacznie niebezpieczniejszy, ponieważ w/w zanieczyszczenia akumulują na swoich cząsteczkach inne, groźniejsze – głównie metale ciężkie (zagrożenie dla ryb) oraz zanieczyszczenia organiczne [1, 4].

Sytuacja ta niejako zmusza projektantów do posilkowania się narzędziami modelującymi dynamikę splywu zanieczyszczeń. Zachowanie takie pozwala na prawidłowe projektowanie systemów ochrony wód (np. separatorów wirowych, osadników itp.) oraz na świadome i przemyślane projektowanie sieci kanalizacji deszczowej na poszczególnych obszarach (m.in. odpowiednie lokalizowanie wpustów deszczowych, prawidłowe utrzymanie czystości na powierzchniach uszczelnionych itp.) [18, 19].

Problemy te oraz trudności obliczeniowe (np. ich złożoność i czasochłonność) powodują potrzebę użycia odpowiednich programów do modelowania cyfrowego. Na rynku oprogramowania dostępnych jest wiele programów (np. Storm, Bentley SewerCAD, HYDROWORKS, Mike Urban), jednak w większości są one płatne, co ogranicza ich szerokie zastosowanie. Istnieją jednak programy (np. EPA SWMM), będące aplikacjami zarówno darmowymi i ogólnodostępnymi [9, 19].

Do modelowania hydrodynamicznego sieci kanalizacji deszczowej w niniejszej pracy wykorzystano program EPA SWMM 5.1. Tworzy on model cyfrowy bilansu „opad-odpływ” dla danej zlewni, traktowanej jako zbiornik nieliniowy [5, 14]. W znacznym stopniu bilans ten zależy od natężenia jednostkowego opadu atmosferycznego oraz charakterystyki podstawowych parametrów zlewni (np. spadku terenu, szerokości pasa spływu itp.). Wymaga on dokładnego rozpoznania terenu, jego budowy geologicznej, pokrycia, ukształtowania oraz źródeł zasilania.

Zastosowany w badaniach program SWMM wyznacza tzw. bilans szczegółowy, który oprócz opadu i odpływu bierze pod uwagę również straty spowodowane parowaniem, infiltracją do gruntu oraz retencją terenową. W obliczeniach inżynierskich najważniejszą kwestią jest określenie rzeczywistego spływu ścieków ze zlewni do odbiornika, co w pełni umożliwia wyżej opisywany program.

Model odpływu ścieków opadowych w programie EPA SWMM wyraża równanie [5, 9 13, 14]:

$$Q_o = W \frac{(d - d_p)^{5/3}}{n} i^{0.5} \quad (1)$$

gdzie:

Q_o – odpływ ścieków deszczowych ze zlewni [m^3/s],

W – hydrologiczna szerokość pasa spływu [m],

n – współczynnik szorstkości wg Manninga dla określonej powierzchni spływu [$s/m^{1/3}$],

d – głębokość strumienia spływu [m],

d_p – wysokość retencji terenowej w nierównościach terenu [m],

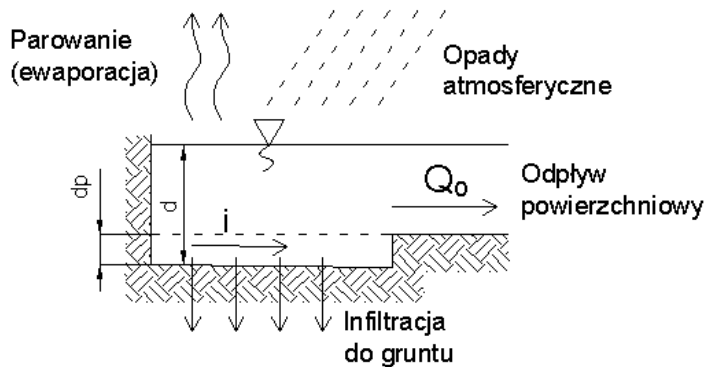
i – spadek terenu danej podzlewni [%].

Taki model pozwala określić odpływ powierzchniowy do systemu kanalizacji czy odbiornika ścieków. Schemat obliczeniowy programu obrazuje rys. 1.

Wyniki symulacji numerycznej zależą m.in. od opcji prowadzonych obliczeń. Podczas analiz, obliczenia numeryczne w programie SWMM przeprowadzono metodą fali dynamicznej, gdyż można ją uznać za najdokładniejszą i najlepiej odwzorowującą rzeczywistą pracę kanalizacji deszczowej [14]. Uwzględnia ona takie elementy jak:

- a) pracę kanałów deszczowych pod ciśnieniem,
- b) zmianę kierunku przepływu ścieków w kanale (tzw. cofki),
- c) retencję kanałową ścieków,

- d) miejscowe wylewania ponad teren (wynikające z przeciążenia systemu kanalizacyjnego).



Rys. 1. Model zbiornika nieliniowego używany w programie SWMM

Model hydrodynamiczny, wykorzystywany w programie SWMM, zawiera szereg parametrów, których wartości mogą być określone tylko w wyniku kalibracji, gdyż nie da się ich wyznaczyć z pomiarów bezpośrednich. Są one często wielkościami umownymi lub uśrednionymi w skali podzlewni [5, 14]. Można je podzielić następująco:

- parametry splywu powierzchniowego – średni spadek powierzchni zlewni, szerokość splywu, szorstkość powierzchni jako miara oporów przeplywu,
- wielkość retencji terenowej – wysokość opadu przechwytywana na powierzchni,
- parametr infiltracji opadu do gruntu – maksymalna i minimalna szybkość infiltracji do gruntu, parametr obniżania się tej szybkości w czasie zgodnie z równaniem Hortona oraz okres wysychania gruntu,
- parametry retencji nadmiaru wód opadowych na powierzchni – powierzchnia objęta zalewem w rejonie przeciążonej studzienki kanalizacyjnej.

Do parametrów modelu zalicza się czasami także efektywny stopień uszczelnienia zlewni. Większość opracowań naukowych określa tę wartość w oparciu o zagospodarowanie zlewni i w takim wypadku nie powinna być ona poddawana kalibracji [18, 19].

W niniejszej pracy przy przygotowywaniu danych do symulacji komputerowej wykorzystano zarówno plan zagospodarowania przestrzennego zlewni, jak i wizję lokalną. Pozwoliło to na dość precyzyjne określenie stopnia uszczelnienia poszczególnych podzlewni. W razie braku możliwości zinventaryzowana danej powierzchni (np. ze względu na jej powierzchnię czy złożony charakter), ocena w/w stopnia opiera się wyłącznie o plany zagospodarowania przestrzennego danego obszaru.

W badaniach przyjęto również takie założenia obliczeniowe jak:

- typ splywu – OUTLET - splyw realizowany jest zarówno ze zlewni uszczelnionych jak i nieuszczelnionych wprost do kanalizacji deszczowej,

- b) infiltrację wód opadowych do warstw gruntu wg modelu Hortona,
- c) współczynnik szerokości spływu $k = 0,5$, niezbędny do określenia szerokości pasa spływu zlewni (W).

4. PROBLEMY MODELOWANIA SPŁUKIWANIA ZANIECZYSZCZEŃ

Jako podstawowy parametr definiujący stopień zanieczyszczenia zlewni traktuje się zawiesinę ogólną. Badania wykonane przez wielu autorów potwierdzają, że największy udział w spływie powierzchniowym mają zawiesiny [17, 18]. Jednakże w prowadzonych badaniach oznaczeniu podlega również mętność prób, ich chemiczne zapotrzebowanie tlenu oraz zawiesina mineralna i lotna. W przyszłości pozwoli to na wykazanie korelacji między w/w wskaźnikami zanieczyszczenia i porównania ich z danymi literaturowymi. Naukowcy są zgodni co do tego, że wzrost stężenia zawiesin przenosi się na wzrost BZT₅ i ChZT [2]. W innych eksperymentach udowodniono, że zawiesina jest odpowiedzialna za transport zanieczyszczeń np. WWA (wielopierścieniowych węglowodorów aromatycznych) do systemu kanalizacyjnego [6].

Oznaczenia wykonano się zgodnie z normą PN-EN 872: 2007 - Jakość wody - Oznaczenie zawiesin – Metoda z zastosowaniem filtracji przez sączi z włókna szklanego [11]. W badaniach, chemiczne zapotrzebowanie na tlen (ChZT) w ściekach deszczowych oznaczono wg zaleceń normy PN-74/C-04578/03 [12].

Dotychczasowe badania wykazały, iż stężenie dopuszczalne zawiesin (100 mg/dm^3), określone przez ówczesnie obowiązujące Rozporządzenie Ministra Środowiska [15], na odpływie ze zlewni jest permanentnie przekraczane, średnio dwukrotnie. Podczas opadów nawalnych sytuacja znacznie się pogarsza i wówczas wskaźnik ten przekroczony jest kilkukrotnie.

Niestety, trudno jest ustalić jednoznaczne korelacje między zanieczyszczeniami podczas pogody mokrej, z uwagi na wiele cech indywidualnych danych systemów, rodzajów zlewni, jakości ścieków suchej pogody itp. Jednakże w dalszym toku badań będą prowadzone prace pozwalające na wykazanie zależności między poszczególnymi wskaźnikami zanieczyszczeń.

W prowadzonych badaniach do modelowania spłukiwania zanieczyszczeń ze zlewni został wykorzystany program SWMM, który opiera się na modelu obliczeniowym definiowanym jako deterministyczny. Oznacza to iż, wyniki są otrzymywane na podstawie określonych równań i parametrów. Model ten oparty jest na stałych zmiennych deterministycznych o wartości znanej w każdym momencie symulacji. Innymi słowy jest to model, w którym wielkości wejściowej przypisano jednoznacznie wielkość wyjściową za pomocą określonej zależności funkcyjnej. Modele te nie uwzględniają losowego rozrzutu wartości zmiennych.

Model SWMM oparty jest na zasadzie tzw. „białej skrzynki” (ang. *white-box*), czyli takim, co do którego działania mamy pełną wiedzę i jesteśmy w stanie opisać go odpowiednim modelem matematycznym. Jeżeli mamy możliwie dużą wiedzę przed symulacją, to jesteśmy w stanie otrzymać znacznie dokładniejsze wyniki, które powinny być zgodne z rzeczywistością.

Program SWMM składa się z dwóch modułów obliczeniowych [14]:

- a) modelu akumulacji zanieczyszczeń w okresie pogody suchej, który bierze pod uwagę m.in.:
 - tempo (szybkość) nagromadzenia zanieczyszczeń stałych na zlewni,
 - efektywność zmiatania zanieczyszczeń na zlewni przez wiatr, ruch kołowy,
- b) modelu splukiwania zanieczyszczeń stałych ze zlewni przez opady atmosferyczne, który wykorzystuje do symulacji:
 - natężenie opadu atmosferycznego,
 - spadek zlewni,
 - podatność zanieczyszczeń na splukiwanie.

W trakcie dalszych badań planowane jest stworzenie modelu nagromadzenia i splukiwania zanieczyszczeń z analizowanej zlewni.

Z przeprowadzonego przeglądu literatury jednoznacznie wynika, iż tempo nagromadzenia zanieczyszczeń znacznie się różni i zależy od rodzaju zlewni referencyjnej [2, 3]. Rozrzut przyjmowanych wartości parametru szybkości nagromadzenia jest znaczny i wynosi wg literatury przedmiotu od 0,16 [3] do 18,0 [4] kg/(ha x d).

Oprócz tego trzeba wziąć pod uwagę kontinuum opadowe przy obliczeniach w SWMM dla dłuższego przedziału czasu - np. danego roku czy sezonu, aby zachować ciągłość akumulacji, ponieważ nieodzownie łączy się to z modelowaniem ładunku nagromadzonych zanieczyszczeń na zlewni przed opadem. Problemem również okazało się szacowanie częstotliwości i skuteczności procesu zmiatania ulic, który to może kształtować się w dość szerokim spektrum wartości.

W programie SWMM ilość nagromadzonych zanieczyszczeń jest funkcją liczby poprzedzających dni pogody suchej. Szybkość akumulacji w modelu SWMM można wyrazić przy pomocy kilku formuł [14]:

- a) funkcja potęgowa – aktualne nagromadzenie zanieczyszczeń jest proporcjonalnie do czasu,
- b) funkcja wykładnicza (wykorzystana w niniejszej pracy),

$$B = C_1(1 - e^{-C_2 t}) \quad (2)$$

gdzie:

B – nagromadzenie zanieczyszczeń [kg/ha],

C_1 – maksymalne graniczne nagromadzenie zanieczyszczeń (do wyboru masa zanieczyszczeń na jednostkę powierzchni lub na długość linii krawężnika), [kg/ha],

C_2 – szybkość ubywania zanieczyszczeń (w wyniku wiatru i wynoszenia przez pojazdy) [d^{-1}].

c) funkcja nasycenia nagromadzenia zanieczyszczeń.

Model splukiwania zanieczyszczeń w programie SWMM można przedstawić w postaci kilku formuł empirycznych:

a) formuła wykładnicza w funkcji strumienia spływu efektywnego ścieków (wykorzystana w niniejszych badaniach):

$$W = C_1 q^{C_2} B \quad (3)$$

gdzie :

W – splukany ładunek zanieczyszczeń [kg/ha],

C_1 – współczynnik szybkości splukiwania zanieczyszczeń,

C_2 – współczynnik potęgowy,

q – intensywność spływu powierzchniowego [mm/h],

B – nagromadzenie zanieczyszczeń [kg/ha].

b) formuła krzywej wzorcowania w funkcji strumienia przepływu ścieków,

c) formuła określające stałe stężenie splukiwanych zanieczyszczeń (brana jest pod uwagę średnia z poszczególnego opadu).

Niestety wyżej wymienione modele akumulacji i splukiwania zanieczyszczeń mają pewne ograniczenia:

- nie wnikają w istotę procesów rzeczywistych zachodzących na zlewni, opierają się wyłącznie o formuły matematyczne,
- nie mają rozgraniczenia grubości frakcji (wymiarów charakterystycznych) zanieczyszczeń,
- aby przypisać konkretne tempo nagromadzenia zanieczyszczeń lub ich splukiwanie dla danej podzlewni trzeba dysponować odpowiednimi danymi pomiarowymi,
- stały charakter współczynników C_1 i C_2 , który wyklucza określenie sezonowości w procesie akumulacji zanieczyszczeń,
- trudność w określeniu efektywności oraz częstotliwości zmiatania zlewni, zarówno przez ruch pojazdów, jak i przez działanie wiatru,
- problem dostępu do wiarygodnych danych dotyczących opadu pyłu z atmosfery.

W dalszym toku badań będą prowadzone analizy dotyczące określenia zróżnicowania tempa akumulacji w zależności od okresu czasowego, branego pod uwagę.

Program SWMM umożliwia modelowanie stężenia zanieczyszczeń skojarzonych z parametrem zawiesin ogólnych, takich jak np. metale ciężkie, czy ChZT. W razie potrzeby podaje się wyłącznie ich udział w zawiesinie (tzw. „*co-pollutant*”)[7]. Obliczenia w programie SWMM sprowadzają się do określenia rodzaju analizowanych zanieczyszczeń oraz tempa ich nagromadzenia na poszczególnych rodzajach zlewni. Każdemu z opisanych wcześniej zanieczyszczeń można przypisać inny wskaźnik skojarzony, np. dla zawiesin

– metale ciężkie, jako drobną frakcją zawieszin (podajemy nazwę tego wskaźnika i jego udział). Następnie dla każdego ze wskaźników głównych należy podać typ funkcji modelowej i współczynniki do modelu nagromadzenia (*buildup*) oraz spłukiwania (*washoff*).

Dla każdej ze zlewni cząstkowych należy zadeklarować udział powierzchni o różnym stopniu zanieczyszczenia („*Land uses*”) oraz ewentualnie początkowe nagromadzenie zanieczyszczeń np. TSS w [kg/ha] (o ile jest ono znane). Następnie należy określić częstotliwość zmiatania, jego skuteczność oraz okres od ostatniego zmiatania. Dodatkowo w opcji programu: „*Options/dates*” należy podać okres suchej pogody przed pierwszym opadem (*antecedent dry days*) oraz okres zmiatania (*start sweeping, end sweeping*). Wynikiem modelowania w/w programie jest przebieg zmian ładunku danego zanieczyszczenia w czasie.

W modelu spłukiwania zanieczyszczeń parametrem podlegającym w badaniach kalibracji był współczynnik szybkości spłukiwania. Natomiast w modelu nagromadzenia zanieczyszczeń parametrem podlegającym kalibracji był współczynnik akumulacji. Wstępne wyniki kalibracji modelu przedstawiono w tabeli 1. Natomiast klasyfikację poszczególnych typów podzlewni pod kątem stopnia nagromadzenia zanieczyszczeń przedstawiono w tabeli 2.

Tabela 1. Wyniki kalibracji modelu akumulacji i spłukiwania zanieczyszczeń w programie SWMM

Parametr kalibrowany	Symbol	Jedn.	Wartość
Graniczne nagromadzenie zanieczyszczeń dla powierzchni bardzo zanieczyszczonych	C_1	kg/ha	100
Efektywność zmiatania ulic	η	%	80
Okres pomiędzy zmiataniem ulic	t_z	d	14
Okres pogody suchej przed opadem	t_o	d	5
Graniczne nagromadzenie zanieczyszczeń dla powierzchni mało zanieczyszczonych	C_1	kg/ha	30
Współczynnik ubytku zanieczyszczeń wg literatury	C_2	1/d	0,1
Współczynnik spłukiwania zanieczyszczeń	C_1	-	0,1
Współczynnik potęgowy	C_2	-	1,7

Tabela 2. Udział poszczególnych rodzajów powierzchni wchodzących w skład analizowanej zlewni

Przyjęte nagromadzenie zanieczyszczeń	Znaczne – 100 kg/ha					Niskie – 30 kg/ha		
	Kostka brukowa	Chodnik	Asfalt	Dachy	Półprzepuszczalna	Zieleń	Dachy zielone	Grunt rodzimy
Powierzchnia [ha]	1.05	1.34	0.82	1.99	0.46	5.92	0.16	0.15
Stopień uszczelnienia [%]	80	70	95	99	50	3	10	10

Z tabeli 2 wynika jednoznacznie, że stosunek powierzchni uszczelnionych do nieuszczelnionych jest korzystny dla gospodarki wodno-ściekowej badanego obszaru. Powierzchnie nieuszczelnione stanowią aż ok. 56%, co zmniejsza strumień spływają-

cych ścieków deszczowych do rzeki Sokołówki. Ponadto tak znaczny stopień powierzchni nieuszczelnionych powoduje większą retencję terenową i opóźnienie czasowe spływu ścieków deszczowych.

Tak więc, z praktycznego punktu widzenia model deterministyczny programu SWMM wymaga wielu trudnych do zdobycia lub wyznaczenia danych:

- a) częstości i efektywności zmiatania zanieczyszczeń na zlewni,
- b) natężenia ruchu kołowego,
- c) ilości pyłu opadającego na teren zlewni,
- d) kontinuum opadowego z wielolecia.

Otrzymane dotąd wyniki dotyczące modelowania ładunku splukiwano ze zlewni potwierdzają niewielkie nagromadzenie zanieczyszczeń, co potwierdza charakter analizowanego obszaru miejskiego.

Dotychczas określono wstępne ładunki zawiesin ogólnych zrzucanych do odbiornika ścieków (rzeki „Sokołówki”). Zostały one ustalone w odniesieniu do powierzchni zredukowanej (uszczelnionej) i kształtują się one na poziomie od ok. 15,0 do nawet 170 kg/ha. Tak zmienne spektrum otrzymanych wyników zależy od wielu czynników – m.in. natężenia opadu, jego wysokości czy liczby dni suchej pogody przed opadem.

Na podstawie przeprowadzonych analiz ścieków pobranych z osadnika ścieków deszczowych na jego dopływie i odpływie obliczono jego sprawność oczyszczania biorąc pod uwagę zawiesinę ogólną jako wskaźnik zanieczyszczenia ścieków opadowych. Efektywność technologiczna zbiornika retencyjno-sedymentacyjnego okazała się zadowalająca i wyniosła średnio aż 65%.

5. CHARAKTERYSTYKA ZLEWNI REFERENCYJNEJ

Do wykonania poprawnego modelu matematycznego wykorzystano wyniki pomiarów na zlewni „Liściasta” w Łodzi, przeprowadzonych w latach 2012–2015. Analizowany obszar miejski, określany jako zlewnia „Liściasta”, znajdujący się w północnej części Łodzi. Nazwa zlewni pochodzi od ulicy i osiedla mieszkaniowego. Zlewnia referencyjna należy do dzielnicy Bałuty i ma charakter mieszkaniowy. Na jej terenie nie znajdują się zakłady przemysłowe, występują jedynie małe obiekty handlowe i administracyjne.

Projekt modelu kanalizacji deszczowej wykonano dla obszaru obejmującego powierzchnię ok. 11,9 ha. Jest on przedzielony ul. Liściastą na dwa rejony:

- a) w kierunku północnym ograniczonym ul. Czeręśniową – występuje zabudowa jednorodzinna – dwukondygnacyjne budynki mieszkalne;
- b) w kierunku południowym ograniczonym rzeką Sokołówką (wraz ze zbiornikiem retencyjnym) – występuje zabudowa wielorodzinna – 5 kondygnacyjne bloki mieszkaniowe.

Na podstawie atlasu geologicznego miasta Łodzi [10], przyjęto, że zlewnię stanowią gleby typu gliny zwałowe oraz piaski wodnolodowcowe, charakteryzujące się niską zdolnością infiltracji. W/w gleby zalegają na głębokości do 4 m (większe głębokości są nieistotne dla prowadzonych analiz). Wysokość zalegania wód podziemnych występuje powyżej 2 m p.p.t. Średnie zagłębienie kanalizacji deszczowej na zlewni referencyjnej wynosi od 2,0 do 3,0 m.

Stosunkowo mała powierzchnia zlewni umożliwiła dokładną jej inwentaryzację, w celu zwiększenia dokładności przeprowadzonych obliczeń. W ten sposób określono nie tylko rodzaj zagospodarowania terenu, ale również jego spadek. Z przeprowadzonej inwentaryzacji terenowej zlewni wynika, że ścieki deszczowe pochodzą z:

- a) dachów zabudowy jednorodzinnej pokrytych papą smołową, blachą z arkuszy ocynkowanych, blachodachówki i dachówki ceramicznej,
- b) dachów zabudowy wielorodzinnej pokrytych głównie papą smołową,
- c) chodników betonowych, brukowych i asfaltowych,
- d) dróg asfaltowych kategorii 3 (szerokości 5–10 m) oraz uliczek wewnątrzsiedlowych wykonanych z asfaltu oraz betonu,
- e) parkingów zbudowanych z płyt betonowych, trylinki, kostki brukowej oraz nawierzchni asfaltowych.

Dane dla tej zlewni, tj. przebieg sieci kanalizacyjnej oraz zlewnie cząstkowe poszczególnych kanałów, zostały zaczerpnięte z planów budowy kanałów kanalizacji (lata 80-tych XX wieku) oraz z map cyfrowych.

W wyniku wizji lokalnej oraz planu przestrzennego zagospodarowania określono typy poszczególnych powierzchni zlewni pod kątem ich stopnia uszczelnienia oraz zanieczyszczenia. Udział poszczególnych powierzchni uszczelnionych wchodzących w skład analizowanej zlewni, stopnie ich uszczelnienia oraz ich klasyfikacja pod kątem stopnia nagromadzenia zanieczyszczeń przedstawia tabela 2.

Spadek zlewni ukształtowany jest w kierunku rzeki „Sokołówki”, dlatego wszystkie wody opadowe można odprowadzać systemem kanalizacyjnym w sposób grawitacyjny. Sieć kanalizacji deszczowej ze względu na małą powierzchnie zlewni wykonana jest w znacznym stopniu z kanałów kołowych o małych średnicach (K do 0,5 m). Natomiast ścieki bytowo-gospodarcze odprowadzane są do Grupowej Oczyszczalni Ścieków w Łodzi. Analizom podlegała wyłącznie kanalizacja deszczowa. Ścieki deszczowe z powierzchni uszczelnionych w znacznym stopniu spływają w/w siecią do zbiornika retencyjno-sedymentacyjnego (zwanego dalej Oczyszczalnią Wód Deszczowych – OWD) kolektorem K 0,5 m. Następnie podczyszczone ścieki wpływają do rzeki Sokołówki. Na podstawie obserwacji wywnioskowano, iż kanalizacja deszczowa na nie ma połączeń z kanalizacją bytowo-gospodarczą a dopływ infiltracyjny, widoczny podczas pogody suchej, jest znikomo mały (ok. 0,5 dm³/s).

6. OPIS STANOWISKA BADAWCZEGO

Stanowisko badawcze zostało stworzone do pomiarów dynamiki spływu ścieków i zanieczyszczeń ze zlewni „Liściasta”.

W celu weryfikacji stworzonego modelu w 2012 roku podjęto decyzję o opomiarowaniu zbiornika retencyjno-sedymentacyjnego, który stanowi ochronę odbiornika ścieków – rzeki Sokołówki. W połowie 2012 roku rozpoczęto regularne pomiary. Stanowisko na dopływie do osadnika i odpływie do odbiornika przystosowano do zamierzonych planów badań, a obiekt został wyposażony w odpowiednią aparaturę kontrolno-pomiarową.

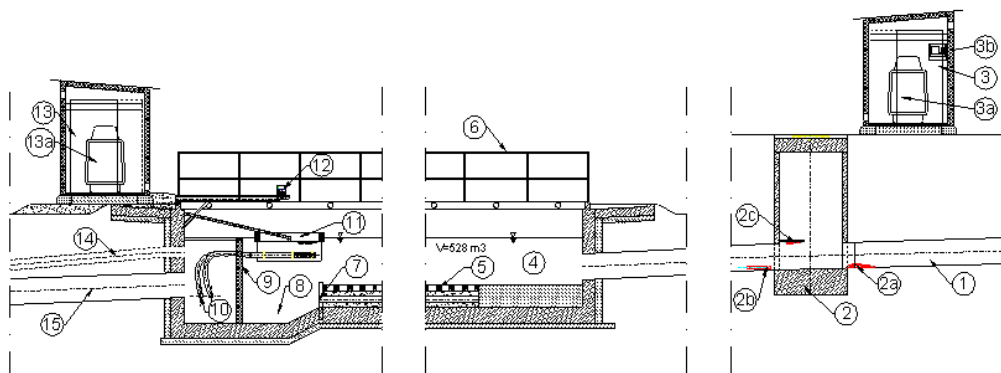
Stanowisko na wlocie zaopatrzone w zintegrowany zestaw pomiarowy do rejestracji strumienia przepływu - ultradźwiękową sondę napęnienia i prędkości firmy NIVUS GmbH, zainstalowaną w kolektorze dopływowym do osadnika ścieków deszczowych. Ponadto na dopływie do osadnika umieszczono panel sterowniczy OCM PRO CF firmy NIVUS GmbH oraz aparat do automatycznego poboru prób – sampler typu 6712FR w obudowie całorocznej, firmy TELEDYNE ISCO, współpracujący bezpośrednio z systemem pomiaru przepływu. Pobór reprezentatywnej objętości ścieków deszczowych na wlocie następuje po przekroczeniu określonego progu czułości sondy napęnienia, z objętościowym interwałem poboru, określanym w zależności od prognozowanej intensywności opadów. Pomiary ciągle realizowane przez te urządzenia posiadają wymaganą dokładność.

Ponadto stanowisko na odpływie z osadnika zaopatrzone w czujnik NivuCompact firmy Nivus GmbH do pomiaru napęnienia zbiornika współpracujący z drugim samplerem typu 6712FR firmy TELEDYNE ISCO. Układ tych urządzeń pozwala na pobór prób do badań analitycznych z określonym interwałem czasowym na wylocie z osadnika ścieków deszczowych, po wystąpieniu spływu ścieków opadowych z danej zlewni.

W toku kalibracji sond napotkano wiele problemów dotyczących m.in. interwału poboru prób, czasu jednostkowego poboru czy objętości prób. Problemy te udało się na bieżąco rozwiązywać.

Umieszczenie sond w kanale również podlegało częstym modyfikacjom, głównie ze względu na charakter kanalizacji – rzadkie, ale gwałtowne przepływy, nierównomierność w czasie i szybko zmienny w czasie strumień przepływu.

Schematyczny system opomiarowania stanowiska badawczego uwidoczniony jest na rys. 2.



Rys. 2. Schemat stanowiska pomiarowego zlewni referencyjnej „Liściasta”

Oznaczenia:

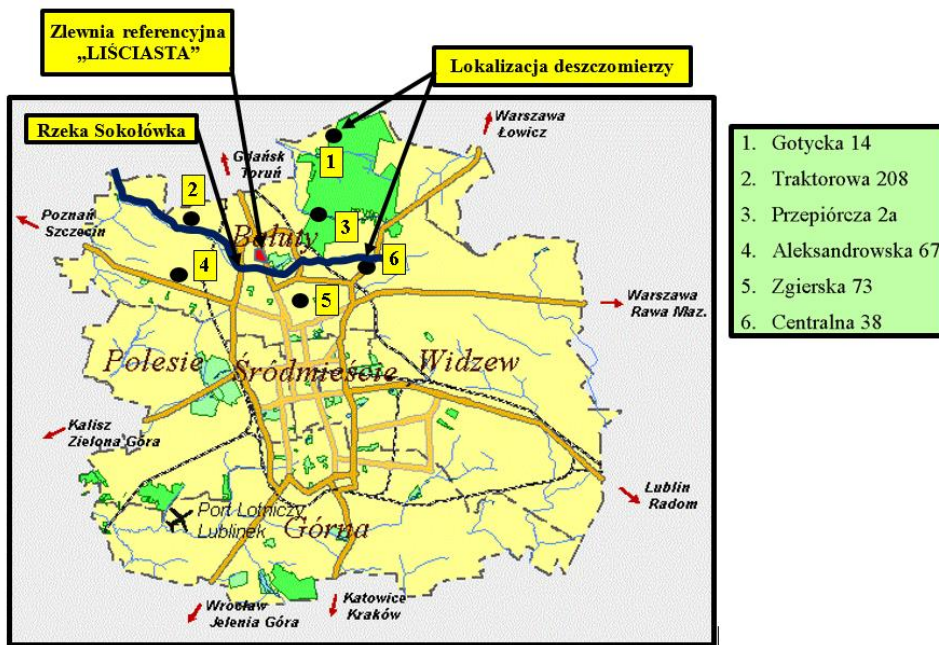
1. Kanał dopływowy K 0,5 m do osadnika ścieków opadowych;
2. Studnia pomiarowa Dn1800 z:
 - sondą prędkości przepływu (2a);
 - koszem ssawnym pobieraka próbek (2b);
 - sondą napelnienia w kanale (2c);
3. Szafka na aparaturę kontrolno-pomiarową (na dopływie) zawierająca:
 - sampler 6712FR (3a);
 - przepływomierz OCM PRO CF (3b);
4. Zbiornik retencyjno-sedymentacyjny o pojemności ok. 528 m³;
5. Płyty ażurowe 900x600 mm;
6. Barierka ochronna;
7. Rury drenażowe Ø100 mm;
8. Niecka odpływowa zbiornika wód opadowych;
9. Ścianka przelewowa z cegły ceramicznej pełnej;
10. Otwory odpływowe ze zbiornika 4 x Ø80;
11. Pobierak (dekanter) na ramieniu uchylnym;
12. Czujnik ultradźwiękowy napelnienia - NivuCompact na stałym wsporniku;
13. Szafka na aparaturę kontrolno-pomiarową (na odpływie) zawierająca:
 - sampler 6712FR (13a);
14. Przelew awaryjny osadnika wód deszczowych K 0,3 m;
15. Kanał odpływowy K 0,5 m z osadnika ścieków opadowych.

System pomiarowy wieńczy sieć 6 pluwiometrów, a najbliższy z nich oddalony jest od zlewni ok. 1,5 km (jest on zlokalizowany na terenie Instytutu Przemysłu Skórzanego przy ul. Zgierskiej).

Pluwiometr typu SEBA RG-50 na bieżąco monitoruje wysokość opadów. Ponadto do dyspozycji dostępne są inne pobliskie stanowiska pomiaru opadów, włączone w miejską sieć pluwiometryczną łódzkiej Spółki Infrastrukturalnej (ŁSI) oraz częściowo Uniwersytetu Łódzkiego (UŁ), a mianowicie:

- przy ul. Centralnej – teren hydroforni,
- przy ul. Gotyckiej – okolice klasztoru w Łagiewnikach,
- przy ul. Traktorowej – SUW,
- przy ul. Aleksandrowskiej 67,
- przy ul. Przepiórczej – pluwiometr UŁ.

Rozmieszczenie przestrzenne deszczomierzy w obrębie analizowanej zlewni ukazuje rys. 3.

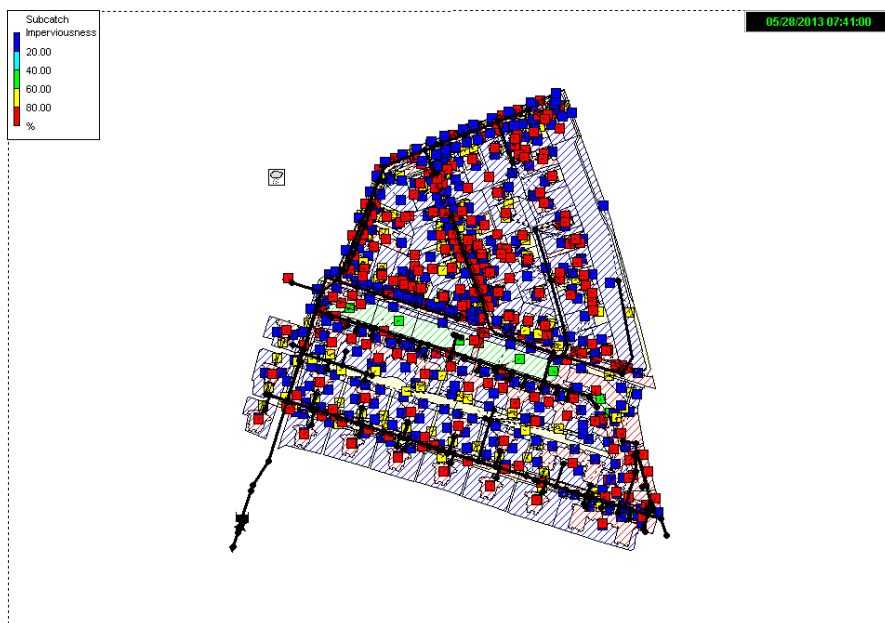


Rys. 3. Rozmieszczenie pluwiometrów w obrębie analizowanej zlewni „Liściasta”

Pluwiometry umożliwiają porównanie zapisów opadów, a także korektę zapisów z ul. Zgierskiej przez uwzględnienie poprawek dla środka ciężkości zlewni „Liściasta” metodą przestrzennej interpolacji wyników, którą dla poszczególnych opadów wykonano przy pomocy programu SURFER v.10, firmy Golden Software, na siatce o rozdzielczości przestrzennej – 40 x 40 m, przy życiu algorytmu liniowego (*linear kriging*). Interpolacja pozwoliła na dokładniejsze określenie rzeczywistych opadów nad analizowaną zlewnią.

7. CYFROWY MODEL ZLEWNI

W celu oceny poprawności danych pomiarowych oraz umożliwienie prognozowania sypływów kanalizacją deszczową, przy użyciu programu SWMM, opracowano cyfrowy model zlewni „Liściasta” wraz z siecią kanalizacji deszczowej. Na rys. 4 przedstawiono schemat zlewni wg formatu programu SWMM z zaznaczeniem stopnia uszczelnienia zlewni cząstkowych oraz sieci kanalizacji deszczowej wraz z OWD „Liściasta”.



Rys. 4. Schemat zlewni referencyjnej wg formatu programu SWMM

Model ten został następnie skalibrowany na podstawie danych pomiarowych z lat 2012–2014 – pomiarów pluwiometrycznych oraz pomiarów strumienia dopływu do OWD. Dane opadowe zostały sprowadzone na środek rozpatrywanej zlewni przez interpolację pomiarów z wymienionych wcześniej stanowisk pluwiometrycznych.

Proces kalibracji przeprowadzono etapami. W pierwszym etapie przyjęto wartości parametrów na podstawie kalibracji modelu SWMM na bazie badań terenowych, wykonanych w latach 1987–1991 dla zlewni „Dąbrowa Przemysłowa” w Łodzi [17], a następnie parametry te kilkakrotnie zmieniano stosownie do wyników obliczeń, dopasowując zgrubnie do siebie pomierzone i modelowane strumienie przepływu na odpływie ze zlewni.

Etap drugi polegał na minimalizacji błędu dopasowania obliczeń do pomiarów poprzez dobór jednego tylko parametru – szerokości spływu powierzchniowego, który okazał się parametrem najbardziej wrażliwym.

Obliczenia w programie SWMM zostały przeprowadzone z krokiem symulacji równym 15 sek., metodą fali dynamicznej, gdyż uznano ją za najdokładniejszą i najlepiej odwzorowującą rzeczywistą pracę kanalizacji deszczowej. Wyniki obliczeń zapisywane były z krokiem 1 minuty.

Infiltrację wód opadowych do gruntu w modelu obliczeniowym przyjęto wg dynamicznej formuły Hortona. W obliczeniach przyjęto, iż spływ nadmiarowy z powierzchni uszczelnionych oraz nieuszczelnionych kierowany jest bezpośrednio do kanalizacji deszczowej.

Tabela 3 przedstawia uzyskane wartości kalibrowanych oraz przyjętych zgodnie z literaturą przedmiotu [17, 18, 19] parametrów użytych do symulacji komputerowej.

Tabela. 3. Parametry modelu SWMM uzyskane w wyniku kalibracji oraz przyjęte wg literatury dla zlewni „Liściasta”.

Parametry kalibrowane	Oznaczenie	Wartość	Jedn.
Współczynnik szerokości pasa spływu	<i>k</i>	0,5	-
Średni spadek podzlewni	% Slope	2,0-7,0	%
Współczynnik Manninga dla powierzchni uszczelnionych	<i>N</i> - Imperv	0,02	-
Wysokość retencji terenowej dla powierzchni uszczelnionych	Dstore-Imperv	1,5	mm
Udział powierzchni bez retencji	%Zero-Imperv	25	%
Maksymalny współczynnik szybkości infiltracji do gruntu	Max.InfiRate	90	mm/h
Minimalny współczynnik szybkości infiltracji do gruntu	Min.InfiRate	5	mm/h
Współczynnik zmniejszania się szybkości infiltracji	Decay constant	4	1/h
Współczynnik Manninga dla sieci przewodów	Roughness	0,02	-
Parametry przyjęte na podstawie literatury	Oznaczenie	Wartość	Jedn.
Współczynnik Manninga dla powierzchni nieuszczelnionych	<i>N</i> - Perv	0,1	-
Wysokość retencji terenowej dla powierzchni nieuszczelnionych	Dstore-Perv	5	mm
Czas całkowitego wysychania gruntu	Drying time	7	d
Powierzchnia zalewu terenu	Ponded area	10	m ²

8. WYNIKI BADAŃ

Na wykresach (rys. 5 i 6) przedstawiono wybrane wyniki pomiarów wraz z rezultatami modelowania po kalibracji modelu dla charakterystycznych opadów w okresie 2012–2014. Zastosowano tryb obliczeń dla kontinuum czasowego – tzn. symulacji komputerowej nie podlegały pojedyncze opady, lecz cały okres opadów np. rocznych. Metoda ta pozwoliła na uwzględnienie ciągłej retencji zlewni, co powoduje, że na-

stępny opad o tym samym natężeniu będzie generował większy spływ ścieków deszczowych.

Na osi 0,X opisana jest godzina i data wystąpienia przepływu ścieków deszczowych w kolektorze, natomiast na osi 0,Y wartość strumienia przepływu w dm^3/s . Wykres oznaczony linią czarną przedstawia wartości otrzymane w wyniku modelowania, a linią szarą pokazuje wartości otrzymana z pomiarów.



Rys. 5. Wyniki pomiarów i modelowania strumienia dopływu dla zjawiska 2013.05.27

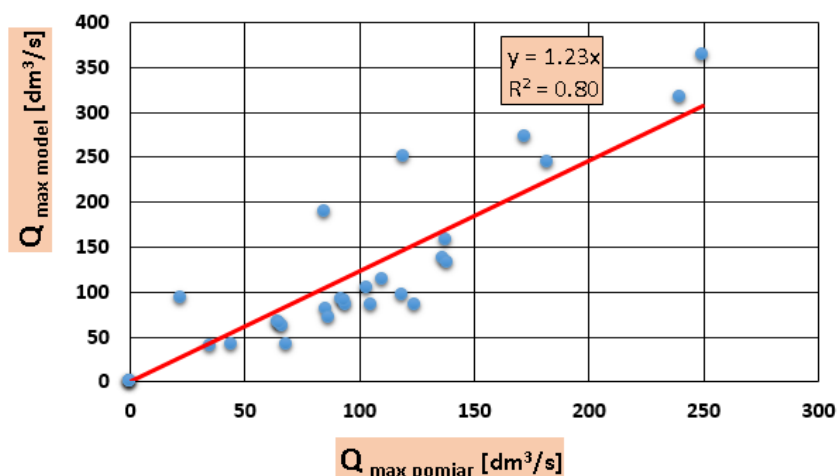


Rys. 6. Wyniki pomiarów i modelowania strumienia dopływu dla zjawiska 2014.09.09

Przedstawione wyniki modelowania wskazują, iż dla części zjawisk, modelowane wartości strumienia dopływu są nieco większe, niż zmierzone. Wskazuje to na ko-

nieczność weryfikacji modelu w najbliższym czasie. Zauważalne są także w niektórych przypadkach przesunięcia czasowe hydrogramu modelowanego. Przyczynę tego faktu można upatrywać w wędrówce opadu oraz lokalnych różnicach natężenia opadu, nie ujętych w zapisach pluwiometrycznych.

Wartość maksymalnego strumienia przepływu w kolektorze na wylocie ze zlewni do OWD przyjęto jako podstawową wielkość kryterialną. Jest ona proporcjonalna do objętości spływu ze zlewni. W celu oceny jakości kalibracji modelu został sporządzony wykres (rys. 7) korelacji przepływów maksymalnych – modelowanych i rzeczywistych dla opadów miarodajnych. Uzyskano współczynnik determinacji $R^2 = 0,8$, co świadczy o dobrym dopasowaniu modelu do otrzymanych wyników pomiarów.



Rys.7. Korelacja maksymalnego strumienia przepływu rzeczywistego i modelowanego dla opadów miarodajnych

9. WNIOSKI

1. Wykonany i skalibrowany cyfrowy model zlewni wiernie oddaje rzeczywisty spływ ścieków z analizowanej zlewni. Przeprowadzone badania mają duże znaczenie dla praktyki inżynierskiej. Potwierdzają one możliwość dokładnej predykcji wielkości odpływu ścieków opadowych ze zlewni zurbanizowanej.
2. Otrzymane wyniki kalibracji modelu SWMM mogą służyć w modelowaniu spływu ścieków opadowych ze zlewni o podobnej charakterystyce. Po wprowadzeniu danych o zlewni oraz parametrów opadu model może zatem być przeniesiony na inną – podobną zlewnię rzeczywistą.

3. Przedstawione wyniki pomiaru splywu sciekow ze zlewni „Liściasta” wykazują dobrą zgodność z modelem cyfrowym. Wynik taki należy przypisać przede wszystkim dysponowaniem zapisów pluwiometrycznych ze stanowiska pomiarowego usytuowanego blisko analizowanej zlewni „Liściasta”. Wyniki te zatem mogą być pomocne w tworzeniu modeli splywu sciekow opadowych dla innych zlewni kanalizacyjnych na terenie Łódzkiej Aglomeracji Miejskiej (ŁAM).
4. Sprawność technologiczna OWD „Liściasta” okazała się wysoka (ponad 50%), jednak zostało to osiągnięte dzięki dodaniu ścianki piętrzącej ścieki i zastosowaniu dekantera do odbioru sciekow sklarowanych (Oryginalny projekt OWD nie przewidywał takiego rozwiązania, a odbiór sciekow miał następować drenażem, ułożonym pod dnem perforowanym. Rozwiązanie to nie sprawdziło się z uwagi na kolmatację drenażu i dna perforowanego. Z kolei duży przewód odpływowy nie powoduje spiętrzenia sciekow w osadniku).
5. Przeprowadzone badania pozwalają na poznanie dynamiki zmian poziomu i emisji zanieczyszczeń z analizowanej zlewni w konfrontacji z charakterystykami opadów o rożnym natężeniu jednostkowym i czasie trwania. W przyszłości będą one pomocne przy weryfikacji i zmiany obecnych przepisów dotyczących projektowania i kontroli funkcjonowania systemow kanalizacyjnych w taki sposób, aby gwarantowało to minimalizację zanieczyszczenia odbiornikow wodnych, a także umożliwiło zagospodarowanie wód opadowych w środowisku zurbanizowanym, poprawiając jego walory krajobrazowe i rekreacyjne.
6. Prognozowanie strumienia sciekow deszczowych splywających z terenow zurbanizowanych przy użyciu symulacji komputerowych (znacznie dokładniejszych od tradycyjnych metod obliczeniowych) pozwala na realne określenie obciążenia hydraulicznego odbiornikow sciekow oraz podejmowania świadomych decyzji dotyczących budowy systemow kanalizacyjnych (np. zbiornikow retencyjnych). Z całą pewnością wyniki te będą podstawą do wdrożenia działań, poprawiających stan środowiska wodnego na terenach zurbanizowanych, a także umożliwią podejmowanie optymalnych decyzji i rozwiązań dotyczących gospodarki wodno-ściekowej w/w obszarow.

LITERATURA

- [1] BERRY W., RUBINSTEIN N., MELZIAN B., HILL B., *The Biological Effects of Suspended and Bedded Sediment (SABS) in Aquatic Systems: A Review. Internal Report.*, U.S. EPA, 2003.
- [2] CHARBENEAU R.J., BARRETT M.E., *Evaluation of methods for estimating stormwater pollutant loads.*, Water Environmental Research, Nov/Dec. 1998, 70, 7, 1295–1302.
- [3] CIAPONI C., MUTTI M., PAPIRI S., *A conceptual model for the estimation of loadograph in sewer networks during meteorological events.*, 2nd International Conference “New trends in Water and Environmental Engineering for Safety and Life: Ecocompatible Solutions for Aquatic Environments”, Capri, June 24–28, 2002.

- [4] EVEN S., MOUCHEL J.M., SERVAIS P., FLIPO N., POULIN M., BLANC S., CHABANEL M., PAFFONI C., *Modelling the impacts of combined sewer overflows on the river Seine water quality.*, Science of the Total Environment 375 (1-3), 140–151, 2007.
- [5] FRENI G., MAGLIONICO M., DI FEDERICO V., *State of the art in Urban Drainage Modelling.*, University of Bologna (Work Package Leader), University of Palermo (Sub-Task Leader), 2003.
- [6] GAJUK D., WIDOMSKI M.K., MUSZ A., ŁAGÓD G., *Modelowanie numeryczne w ilościowej i jakościowej ocenie możliwości rozbudowy sieci kanalizacji deszczowej.*, Proceedings of ECOpole, Vol. 5, No. 1, 2011.
- [7] HERNGREN L., GOONETILLEKE A., AYOKO G.A., *Understanding heavy metal and suspended solids relationships in urban stormwater using simulated rainfall.*, Journal of Environmental Management, 76, 149–158, 2005.
- [8] KAŹMIERCZAK B., NOWAKOWSKA M., *Hydrodynamiczny model odprowadzania wód opadowych SWMM.*, Interdyscyplinarne zagadnienia w inżynierii i ochronie środowiska., Tom 2., Praca zbiorowa pod red. Teodory M. Traczewskiej., Oficyna Wydawnicza Politechniki Wrocławskiej, Wrocław, 2012.
- [9] KOTOWSKI A., *Podstawy bezpiecznego wymiarowania odwodnień terenów.*, Wydawnictwo Seidel-Przywecki (Wydanie I), Warszawa 2011.
- [10] MAJER K., *Atlas geologiczno-inżynierski aglomeracji łódzkiej*, Warszawa, 2012.
- [11] NORMA PN-74/C-04578/03., *Badania zapotrzebowania tlenu i zawartości węgla organicznego. Oznaczanie chemicznego zapotrzebowania tlenu (ChZT) metodą dwuchromianową.*
- [12] NORMA PN-EN 872:2007., *Jakość wody - Oznaczanie zawiesin – Metoda z zastosowaniem filtracji przez sączki z włókna szklanego.*
- [13] NOWOGOŃSKI I., WIRA J., *Kalibracja hydrauliczna modelu SWMM przy wykorzystaniu danych z badań na terenie miasta Głogów.*, Instal, 2006, No. 9, 81–84.
- [14] ROSSMANN L. A., *Storm Water Management Model. User's Manual.*, Version 5.0. United States Environmental Protection Agency, 2010.
- [15] *Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 24 lipca 2006 r. w sprawie warunków, jakie należy spełnić przy wprowadzaniu ścieków do wód lub do ziemi oraz w sprawie substancji szczególnie szkodliwych dla środowiska wodnego, Dz.U. nr 137, poz.984.*
- [16] SŁYŚ D., *Zrównoważone systemy odwodnienia miast.*, Wrocław, Dolnośląskie Wydawnictwo Edukacyjne, 2013.
- [17] ZAWILSKI M., *Prognozowanie wielkości odpływu i ładunków zanieczyszczeń ścieków opadowych odprowadzanych z terenów zurbanizowanych.*, Zeszyty Naukowe Politechniki Łódzkiej, nr 792, 1997.
- [18] ZAWILSKI M., SAKSON G., *Modelowanie splywu ścieków opadowych ze zlewni miejskiej przy wykorzystaniu programu SWMM. Część II. Weryfikacja modelu.*, Gaz, Woda i Technika Sanitarna, 9, 321–323, 2011.
- [19] ZAWILSKI M., SAKSON G., *Modelowanie splywu ścieków opadowych ze zlewni miejskiej przy wykorzystaniu programu SWMM. Cz.I. Kalibracja modelu.*, Gaz, Woda i Technika Sanitarna, 11, 32–35, 2010.

MODELING RUNOFF AND COMPOSITION OF STORMWATER
FOR A REAL URBAN SUBCATCHMENT

The paper presents the results of the calibration and verification of the hydrodynamic model of a real urban catchment. The basic parameters to be taken into account in the mathematical modeling of the surface runoff have been discussed. The study used the results of flow measurements made on a catchment "Liściasta" in Lodz. In addition, the effectiveness of stormwater treatment in a storage-settling tank together with determining pollutant loads discharged into the stormwater receiver – the river "Sokołówka". Computer simulations was performed using the EPA SWMM 5.1.007 software. In the course of the study the model was adequate fitted to the actual measurements gathered at the outlet of the catchment.

Justyna GANCARZ, Katarzyna WARTALSKA, Bartosz KAŻMIERCZAK*

MODELOWANIE DZIAŁANIA KANALIZACJI DESZCZOWEJ ZE ZBIORNIKIEM RETENCYJNYM

Zbiorniki retencyjne stanowią obecnie podstawowy element nowoczesnych systemów odwodnienia obszarów zurbanizowanych, umożliwiając kontrolę działania sieci w aspekcie ilościowym i jakościowym. Tradycyjne podejście do projektowania zbiorników odciążających hydraulicznie sieć kanalizacyjną ogranicza się zwykle do uwzględnienia pojedynczych opadów o stałej wartości natężenia odpływu. W rzeczywistych warunkach sieć kanalizacyjna jest układem bardzo złożonym, ze zmiennymi w czasie i przestrzeni opadami deszczowymi oraz niestalonym przepływem ścieków w kanałach. W pracy, na drodze modelowania hydrodynamicznego, zweryfikowano działanie systemu kanalizacji deszczowej z przelewowym zbiornikiem retencyjnym z dławionym odpływem zaprojektowanym wg niemieckich wytycznych DWA-A 117. Do modelowania wykorzystano opad blokowy i opad modelowy Eulera.

1. WSTĘP

Zbiorniki retencyjne stosowane są przede wszystkim w tych systemach usuwania ścieków, które charakteryzują się dużą nierównomiernością przepływu. Do systemów takich należą systemy kanalizacji deszczowej oraz ogólnospławnej odprowadzające okresowo, w czasie pogody deszczowej, ścieki opadowe. W systemach tych zbiorniki retencyjne pełnią ważną funkcję regulacyjno-redukcyjną przepływów ścieków [5, 7]. Stosuje się je przede wszystkim, aby:

- zmniejszyć wielkość budowli lokalizowanych za zbiornikiem retencyjnym, co powoduje zmniejszenie kosztów budowy i eksploatacji sieci kanalizacyjnych, pompowni oraz oczyszczalni ścieków,
- zabezpieczyć budowle kanalizacyjne przed przeciążeniem hydraulicznym, w tym ochronić przed zalaniem i podtapianiem terenów, zwłaszcza w czasie opadów nawaalnych,

* Politechnika Wroclawska, Wydział Inżynierii Środowiska, Katedra Wodociągów i Kanalizacji, pl. Grunwaldzki 9, 50-377 Wrocław, bartosz.kazmierczak@pwr.edu.pl.

- ochronić wody odbiorników przed nadmiernym zanieczyszczeniem, głównie ze zrzutów burzowych.

Z uwagi na stale postępujące uszczelnianie powierzchni terenu aglomeracji miejskich, a tym samym zwiększanie spływu powierzchniowego, zaprojektowane i zbudowane w przeszłości systemy mają niedostatecznie dużą przepustowość hydrauliczną do bezpiecznego odprowadzania ścieków odpadowych do oczyszczalni ścieków czy bezpośrednio do odbiorników [6]. W takich sytuacjach często proponowanym rozwiązaniem jest wykorzystanie zbiorników retencyjnych, które stanowią odciążenie odbiornika, a zgromadzone w zbiornikach ścieki deszczowe mogą być odprowadzane stopniowo do sieci i do odbiorników.

Zbiorniki retencyjne stanowią obecnie podstawowy element nowoczesnych systemów odwodnienia obszarów zurbanizowanych, umożliwiając kontrolę działania sieci w aspekcie ilościowym i jakościowym. Tradycyjne podejście do projektowania zbiorników odciążających hydraulicznie sieć kanalizacyjną ogranicza się zwykle do uwzględnienia pojedynczych opadów o stałej wartości natężenia (opadów blokowych) i obejmujących swym zasięgiem całą analizowaną zlewnię [5, 7]. W rzeczywistych warunkach sieć kanalizacyjna jest układem bardzo złożonym, charakteryzującym się bardzo dużą zmiennością czasową i przestrzenną opadów. W rezultacie rzeczywiste strumienie dopływu ścieków opadowych mogą znacząco różnić się od założeń projektowych. Założenia projektowe należy więc sprawdzać na drodze modelowania hydrodynamicznego [10, 15], przy różnych scenariuszach obciążenia opadem [2, 13].

W pracy zwymiarowano zbiornik retencyjny, a następnie zamodelowano w programie Storm Water Management Model (SWMM) jego działanie.

2. ZLEWNIA DESZCZOWA ZE ZBIORNIKIEM RETENCYJNYM

Obszar objęty opracowaniem to osiedle mieszkaniowe, zlokalizowane na południowych obrzeżach miasta Głogów. Powierzchnia osiedla wynosi 14,02 ha. Na terenie osiedla funkcjonuje kanalizacyjna rozdzielcza. Do sieci deszczowej podłączone są budynki zabudowy mieszkaniowej i usługowej oraz wpusty deszczowe. Sieć została zbudowana w 1989 roku z kanałów betonowych o średnicach 0,30; 0,40; 0,50 oraz 0,60 m. Całkowita długość sieci wynosi 2356,5 m, a ścieki deszczowe zrucane są do rowu melioracyjnego.

W pracy, z uwagi na niewielką przepustowość rowu oraz postępującą rozbudowę jego zlewni założono, że w przyszłości zbudowany zostanie zbiornik retencyjny w celu odciążenia odbiornika poprzez stopniowe, przesunięte w czasie odprowadzanie wód opadowych z powierzchni zlewni. Założono dopuszczalny zrzut wód opadowych do rowu w wysokości $200 \text{ dm}^3/\text{s}$.

Niezbędną objętość V_u zbiornika retencyjnego wyznaczono według wytycznych niemieckich DWA-A117 [1, 7] z wzoru:

$$V_u = 0,06 \cdot [q_{\max}(t) - q_{dl}] \cdot t \cdot f_a \cdot f_z \cdot F_{zr} \quad (1)$$

gdzie:

$q_{\max}(t)$ – maksymalne jednostkowe natężenie deszczu o czasie trwania t (minut) i częstości występowania C (lat), $\text{dm}^3/(\text{s} \cdot \text{ha})$;

q_{dl} – jednostkowy dławiony odpływ, $\text{dm}^3/(\text{s} \cdot \text{ha})$;

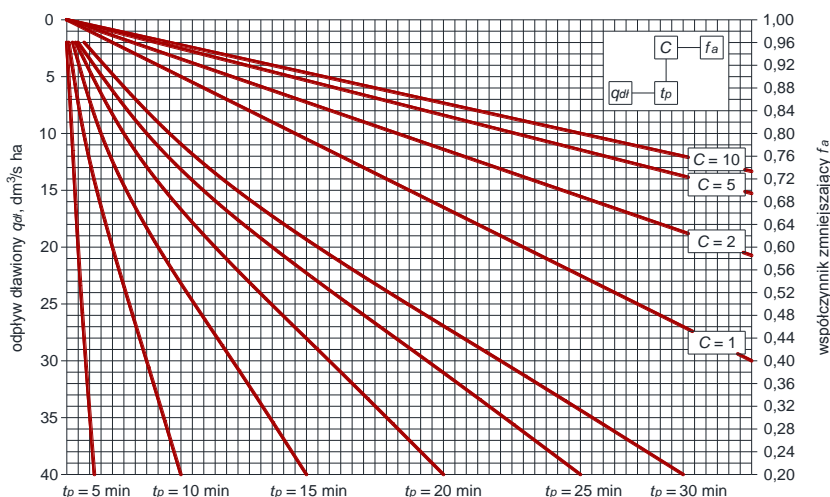
f_a – współczynnik redukcyjny, -;

f_z – współczynnik ryzyka przewyższenia obliczanej objętości: $f_z \in [1,1; 1,2]$, -;

F_{zr} – powierzchnia zredukowana (nieprzepuszczalna) zlewni, ha;

0,06 – przelicznik wynikający z konwersji jednostek z l/s na m^3/min .

Wartość współczynnika redukcyjnego f_a , zależnego od czasu przepływu $t_p \in [5; 30]$ min i częstości występowania deszczu $C \in [1; 10]$ lat, określić można z rys. 1.



Rys. 1. Nomogram do odczytu wartości współczynnika redukcyjnego f_a do wzoru (1) [1]

Zredukowana powierzchnia zlewni deszczowej obszaru badań wynosi:

$$F_{zr} = \psi \cdot F = 0,39 \cdot 14,02 = 5,47 \text{ ha} \quad (2)$$

gdzie:

ψ – współczynnik spływu, -.

Obliczeniowy, dla $C = 5$ lat i $t = 10$ min, spływ wód deszczowych wynosi, wg wzoru Bogdanowicz-Stachý [3]:

$$Q_{max} = q_{max} \cdot F_{zr} = 220,88 \cdot 5,47 = 1208 \text{ dm}^3/\text{s} \quad (3)$$

Wynika stąd konieczność retencjonowania ścieków opadowych w zbiorniku retencyjnym z odpływem do rowu dławionym do wartości określonej w pozwoleniu wodno-prawnym ($Q_{dl} = 200 \text{ dm}^3/\text{s}$). Wartość jednostkowego dławionego odpływu ze zbiornika określono za pomocą wzoru:

$$q_{dl} = Q_{dl}/F_{zr} = 200/5,47 = 36,6 \text{ dm}^3/\text{s} \cdot \text{ha} \quad (4)$$

Objętość użytkową V_u zbiornika retencyjnego ścieków deszczowych z dławionym odpływem obliczono z wzoru (1), przy założeniach:

- częstość deszczu obliczeniowego $C = 5$ lat,
- czas trwania deszczu równy czasowi przepływu $t = t_p = 10$ minut,
- współczynnik redukcyjny $f_a = 0,96$ (odczytany z rys. 1),
- współczynnik ryzyka przewyższenia obliczanej objętości: $f_z = 1,2$.

Wyniki obliczeń zamieszczono w tabeli 1

Tabela 1. Wyniki obliczeń objętość użytkowej V_u zbiornika retencyjnego

Czas trwania opadu t , min	Nateżenie deszczu $q_{max}(t)$, $\text{dm}^3/(\text{s} \cdot \text{ha})$	Jednostkowy dławiony odpływ q_{dl} , $\text{dm}^3/(\text{s} \cdot \text{ha})$	Różnica: $q_{max}(t) - q_{dl}$, $\text{dm}^3/(\text{s} \cdot \text{ha})$	Jednostkowa objętość zbiornika V_j , m^3/ha	Objętość użytkowa zbiornika V_u , m^3	Uwagi
10	220,88	36,6	184,28	127,37	696,73	
15	173,70		137,10	142,15	777,54	
20	144,86		108,26	149,66	818,65	
25	125,23		88,63	153,14	837,70	
30	110,80		74,20	153,86	841,62	
35	105,02		68,42	165,52	905,42	
40	99,31		62,71	173,38	948,41	
45	94,13		57,53	178,94	978,81	
50	89,48		52,88	182,77	999,75	
55	85,26		48,66	184,98	1011,86	
60	81,43		44,83	185,93	1017,04	maksimum
70	72,70		36,10	174,67	955,46	
80	65,86		29,26	161,78	884,91	
90	60,32		23,72	147,54	807,05	
100	55,73		19,13	132,24	723,36	
110	51,87		15,27	116,07	634,91	
120	48,56	11,96	99,18	542,51		

Średnicę rury dławiącej d_r , o długości $l_r = 50d_r$, dobrano przy zastosowaniu układu równań ruchu:

$$\begin{cases} Q_{dł} = \mu \frac{\pi d_r^2}{4} \sqrt{2g\Delta H} \\ \Delta H = \zeta_w \frac{v_0^2}{2g} + \lambda \frac{l_r}{d_r} \frac{v_0^2}{2g} + \alpha \frac{v_0^2}{2g} \end{cases} \quad (5)$$

gdzie:

μ – współczynnik dławienia: $\mu = 0,58$ dla:

ΔH – dyspozycyjna wysokość dławienia (wzgl. odbiornika), $\Delta H = 1,15$ m;

g – przyspieszenie ziemskie, $g = 9,81$ m/s²;

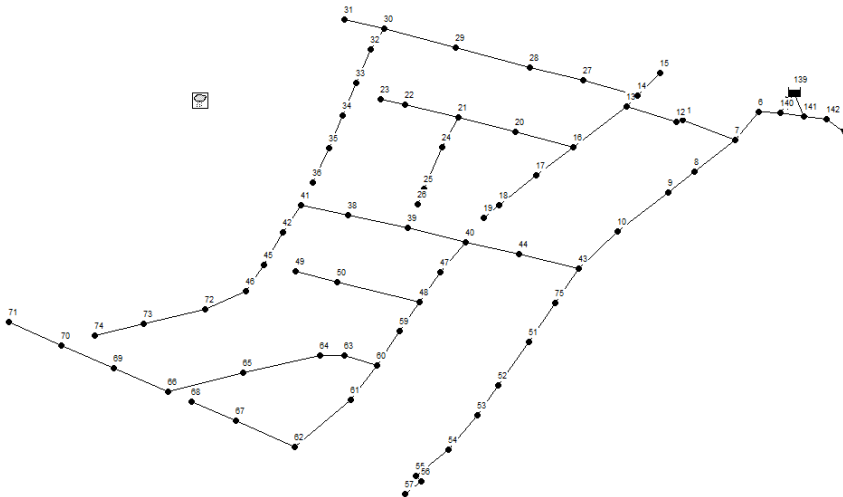
ζ_w – współczynnik strat miejscowych na wlocie do rury dławiącej, $\zeta_w = 0,5$;

λ – współczynnik oporów liniowych, $\lambda = 0,03$;

α – współczynnik strat miejscowych na wylocie z rury dławiącej, $\alpha = 1,0$.

Układ równań (5) ma rozwiązanie dla $d_r = 0,30$ m przy $l_r = 50d_r = 15,0$ m.

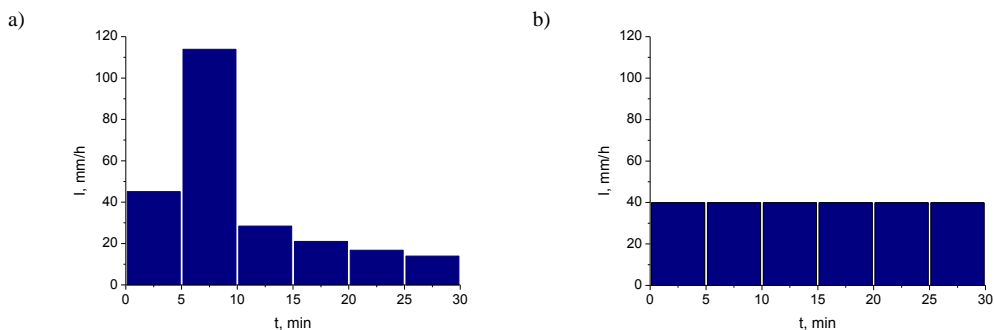
Do opracowania modelu hydraulicznego sieci kanalizacji deszczowej wykorzystano plan sytuacyjno-wysokościowy osiedla. Poszczególnym kanałom przypisano parametry geometryczne (długości, średnice), a studzienkom rzędne wlotów i wylotów kanałów – zgodnie z inwentaryzacją na mapach. Zlewnię podzielono na 66 podzlewni cząstkowych, którym przypisano powierzchnie z podziałem na utwardzone i nieutwardzone. Jako powierzchnie utwardzone przyjęto jezdnie asfaltowe, dachy i podjazdy na terenie działek. Pozostała powierzchnia to tereny nieutwardzone, gdzie największy udział mają ogródki przydomowe. Schemat utworzony w programie SWMM [11, 12] wraz projektowanym zbiornikiem retencyjnym przedstawiono na rys. 2.



Rys. 2. Schemat obliczeniowy kanalizacji deszczowej ze zbiornikiem retencyjnym w programie SWMM

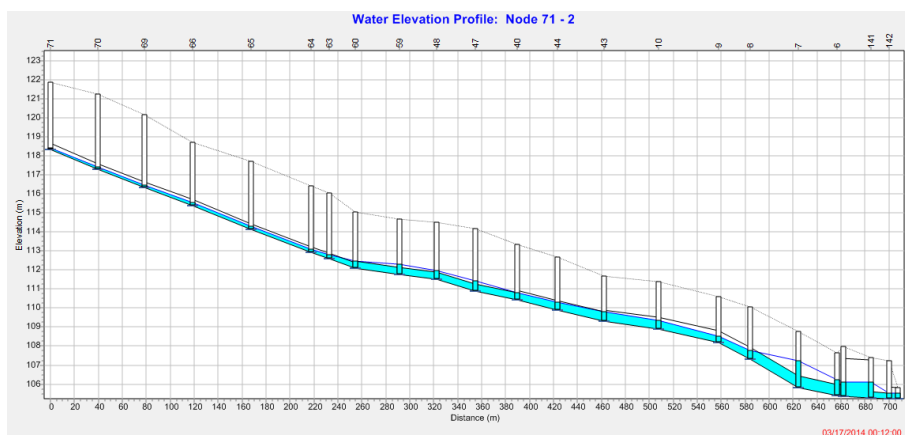
3. MODELOWANIE HYDRODYNAMICZNE

W celu weryfikacji przepustowości hydraulicznej badanej sieci kanalizacji deszczowej ze zbiornikiem retencyjnym zlewnię obciążono opadami modelowym Eulera typu II (rys. 3a) oraz blokowym (rys. 3b) o czasie trwania $t = 30$ min i projektową (dla zbiornika) częstości występowania $C = 5$ lat [8]. Scenariusze opadowe opracowano na podstawie modelu Bogdanowicz-Stachy [3].

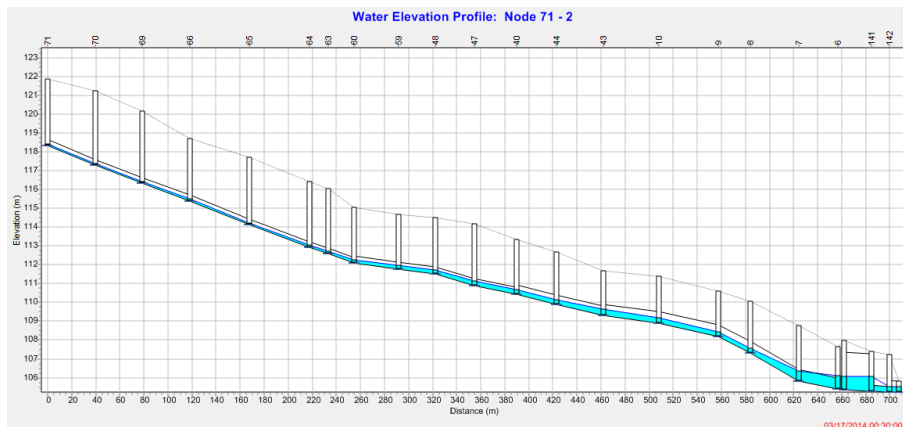


Rys. 3. Opady: a) modelowy Eulera typu II; b) blokowy
o czasie trwania $t = 30$ min i częstości występowania $C = 5$ lat

Opracowany opad modelowy Eulera charakteryzuje się maksymalną intensywnością 113,94 mm/h, występującą pomiędzy 5 a 10 minutą trwania opadu. Intensywność opadu blokowego wynosi natomiast 39,88 mm/h. Profil kolektora K_{D1} (od węzła W71 do węzła W2) w chwili maksymalnego wypełnienia podczas trwania opadów modelowego Eulera oraz blokowego przedstawiono odpowiednio na rys. 4 i 5.



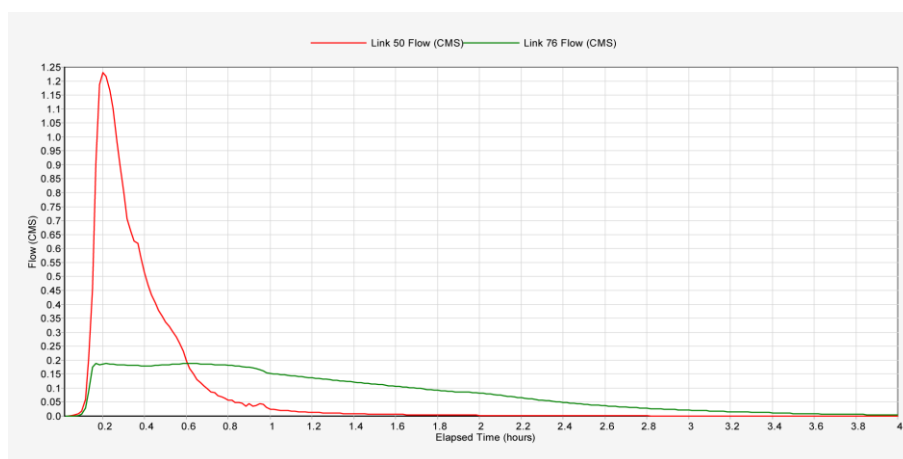
Rys. 4. Profil kolektora K_{D1} w 12. minucie trwania opadu modelowego dla $C = 5$ lat i $t = 30$ minut



Rys. 5. Profil kolektora K_{D1} w 30. minucie trwania opadu blokowego dla $C = 5$ lat i $t = 30$ minut

W przypadku obu opadów przepływ kolektorem odbywa się na większości odcinków w warunkach swobodnego zwierciadła ścieków – jedynie na kilku odcinkach zauważyć można przepływ ciśnieniowy. Na żadnym z odcinków nie występują nadpiętrzenia do poziomu terenu.

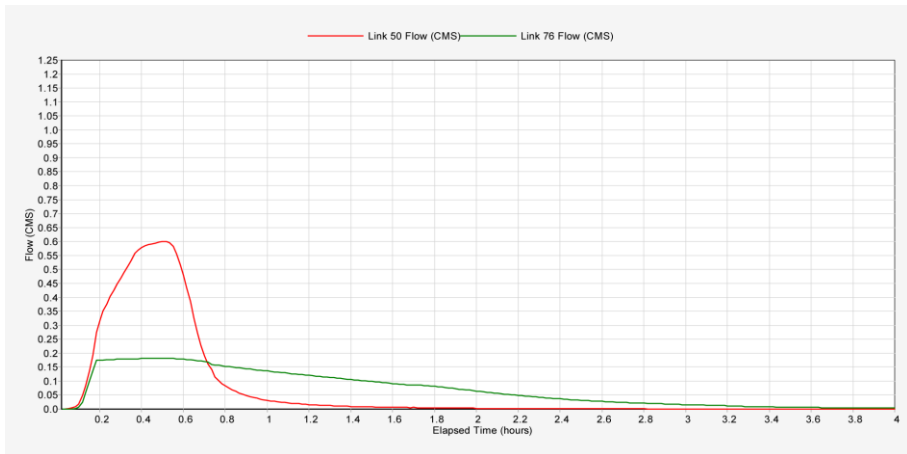
Na rys. 6 i 7 przedstawiono hydrogramy dopływu ścieków do komory przepływowej zbiornika retencyjnego oraz odpływu ścieków rurą dławiącą, odpowiednio dla opadów modelowego Eulera oraz blokowego.



Rys. 6. Hydrogramy dopływu ścieków do komory przepływowej (kolor czerwony) oraz odpływu ścieków rurą dławiącą (kolor zielony) dla opadu modelowego Eulera $C = 5$ lat i $t = 30$ minut

W przypadku opadu modelowego Eulera maksymalny strumień dopływających do zbiornika retencyjnego ścieków opadowych wynosi około $1200 \text{ dm}^3/\text{s}$, natomiast rura

dławiąca przepuszcza w kierunku odbiornika maksymalny strumień około $200 \text{ dm}^3/\text{s}$. W trakcie zadanego opadu, na skutek różnicy w strumieniach dopływającym i odpływającym ze zbiornika, zakumulowano w nim około 650 m^3 ścieków opadowych.



Rys. 7. Hydrogramy dopływu ścieków do komory przepływowej (kolor czerwony) oraz odpływu ścieków rurą dławiącą (kolor zielony) dla opadu blokowego $C = 5$ lat i $t = 30$ minut

W przypadku opadu blokowego maksymalny strumień dopływających do zbiornika retencyjnego ścieków opadowych wynosi już tylko około $600 \text{ dm}^3/\text{s}$, natomiast rura dławiąca przepuszcza w kierunku odbiornika maksymalny strumień około $180 \text{ dm}^3/\text{s}$. W trakcie zadanego opadu w zbiorniku zakumulowano około 560 m^3 ścieków opadowych.

4. WNIOSKI

W pracy przeprowadzono symulacje hydrodynamiczne działania systemu kanalizacji deszczowej ze zbiornikiem retencyjnym o objętości 1000 m^3 . Do badań zastosowano opady modelowy Eulera typu II oraz blokowy, o czasie trwania $t = 30$ min i częstościach występowania $C = 5$ lat. Scenariusze opadowe opracowano na podstawie modelu Bogdanowicz-Stachy. Oba zastosowane rodzaje opadów mają tę samą wysokość $19,94 \text{ mm}$, wywołują jednak różne skutki hydrauliczne w działaniu badanego systemu.

W przypadku obciążenia zlewni zmiennym w czasie opadem modelowym, maksymalny strumień dopływających do zbiornika retencyjnego ścieków opadowych wynosi około $1200 \text{ dm}^3/\text{s}$. Tak duży strumień powoduje przepełnienie się kilku kanałów powyżej zbiornika (bez nadpiętrzeń do poziomu terenu). W przypadku opadu

blokowego, maksymalny strumień dopływających ścieków jest już dwukrotnie mniejszy i nie powoduje przepełnienia się kanałów kolektora.

W obu przypadkach rura dławiąca w pełni spełnia swoje zadanie, tj. stabilizuje strumień odpływających ścieków na poziomie około 200 dm³/s. Należy podkreślić, iż zastosowanie zbiornika przelewowego powoduje stosunkowo szybkie napełnienie komory przepływowej, a tym samym osiągnięcie maksymalnego strumienia odpływu przez rurę dławiącą (rys. 6 i 7).

Niemiecką metodę obliczania niezbędnej objętości zbiorników retencyjnych wg DWA-A 118:2006 należy uznać za bezpieczną. Objętość zakumulowanych w zbiorniku retencyjnym ścieków wynosi 650 i 560 m³ – odpowiednio dla opadu modelowego i blokowego – przy zaprojektowanej objętości 1000 m³. Zaprojektowana z zapasem objętość retencyjna zbiornika przelewowego sprawdzi się dla przyszłych opadów, o prognozowanej większej niż obecne intensywności [4, 9, 14]. Przyjęto współczynnik ryzyka przewyższenia $f_z = 1,2$ [1].

Praca współfinansowana w ramach badań statutowych S40-029.

LITERATURA

- [1] Arbeitsblatt DWA-A 117: Bemessung von Regenrückhalteräumen. DVWK, Hennef 2006.
- [2] Arbeitsblatt DWA-A118: *Hydraulische Bemessung und Nachweis von Entwässerungssystemen*. DWA, Hennef 2006.
- [3] BOGDANOWICZ E., STACHÝ J.: *Maksymalne opady deszczu w Polsce. Charakterystyki projektowe*. Instytut Meteorologii i Gospodarki Wodnej. Seria: Hydrologia i Oceanologia – 23. Warszawa 1998.
- [4] DĄBROWSKI W., DĄBROWSKA B.: *Przewidywany wpływ zmian klimatu na dysfunkcję systemów odprowadzania ścieków*. Gaz, Woda i Technika Sanitarna, 2012, nr 1, s. 17–20.
- [5] DZIOPAK J.: *Modelowanie wielokomorowych zbiorników retencyjnych w kanalizacji*. Oficyna Wyd. Politechniki Rzeszowskiej, Rzeszów 2004.
- [6] KAŻMIERCZAK B., KOTOWSKI A.: *Weryfikacja przepustowości kanalizacji deszczowej w modelowaniu hydrodynamicznym*, Oficyna Wyd. Politechniki Wrocławskiej, Wrocław 2012.
- [7] KOTOWSKI A.: *Podstawy bezpiecznego wymiarowania odwodnień terenów*, Wyd. Seidel-Przywecki, Tom I i II (wydanie II rozszerzone), Warszawa 2015.
- [8] KOTOWSKI A., KAŻMIERCZAK B., DANCEWICZ A.: *Modelowanie opadów do wymiarowania kanalizacji*. Wyd. Polska Akademia Nauk. Komitet Inżynierii Lądowej i Wodnej, Instytut Podstawowych Problemów Techniki. Studia z zakresu inżynierii nr 68, Warszawa 2010.
- [9] KOTOWSKI A., KAŻMIERCZAK B., NOWAKOWSKA M.: *Analiza obciążenia systemu odwadniania terenu w przypadku prognozowanego zwiększenia częstości i intensywności deszczów z powodu zmian klimatycznych*. Ochrona Środowiska, 2013, vol. 35, nr 1, s. 25–32.
- [10] PN-EN 752:2008: *Drain and sewer systems outside buildings (Zewnętrzne systemy kanalizacyjne)*. PKN, Warszawa 2008.
- [11] ROSSMAN L. A.: *Storm Water Management Model. Quality assurance report: Dynamic Wave Flow Routing*. United States Environmental Protection Agency, 2006.
- [12] ROSSMAN L. A.: *Storm Water Management Model. User's Manual. Version 5.0*. United States Environmental Protection Agency, 2010.

- [13] SCHMITT T.G.: *Kommentar zum Arbeitsblatt A 118 "Hydraulische Bemessung und Nachweis von Entwässerungssystemen"*. DWA, Hennef 2000; Wyd. Seidel-Przywecki, Warszawa 2007.
- [14] STAUFER P., LECKEBUSCH G., PINNEKAMP J.: *Die Ermittlung der relevanten Niederschlagscharakteristik für die Siedlungsentwässerung im Klimawandel*. Korrespondenz Abwasser, Abfall 2010, Vol. 57, No 12.
- [15] ZAWILSKI M., SAKSON G.: *Modelowanie splywu ścieków opadowych ze zlewni miejskiej przy wykorzystaniu programu SWMM*. Gaz, Woda i Technika Sanitarna, 2010, nr 11, s. 32–36.

MODELING OF STORM WATER DRAINAGE WITH A RESERVOIR

Storm water reservoirs are currently an essential element of modern urban drainage systems, enabling to control of the operation of the network in terms of quantity and quality. The traditional approach to designing reservoirs, which hydraulically relieve sewer system, is usually limited to include single precipitations with a constant outflow intensity. In real conditions sewer system is a highly complex structure with variable in time and space rainfall and transient sewage flow in the channels. In this work, with a use of hydrodynamic modeling, it was carried out the verification of functioning the storm water drainage network with overflow reservoir with a choked outflow, designed according to the German guidelines DWA-A 117. Modeling was performed with the usage of block rainfall and Euler's rainfall model.

Anna GAYER*

PRZEGLĄD METOD OCENY OSOBISTEJ EKSPOZYCJI NA ZANIECZYSZCZENIA PYŁOWE POWIETRZA W ŚRODOWISKU MIEJSKIM STOSOWANYCH W BADANIACH EPIDEMIOLOGICZNYCH

Tradycyjnie, w badaniach epidemiologicznych, osobista ekspozycja na pył zawieszony oceniana była na podstawie pomiarów prowadzonych przez sieć monitoringu powietrza i przez oszacowanie narażenia całej populacji przy użyciu modelowania matematycznego rozprzestrzeniania się zanieczyszczeń atmosferycznych. Wraz z postępem technologicznym wzrósł dostęp do zaawansowanych urządzeń do monitorowania jakości powietrza i opracowano szereg metod oceny osobistej ekspozycji na zanieczyszczenia pyłowe powietrza mieszkańców miast. W niniejszym artykule zaprezentowano wybrane metody oceny narażenia osobistego na pyłowe zanieczyszczenia powietrza obecne w środowisku miejskim powszechnie stosowane m.in. w naukach medycznych do analizy ich wpływu na zdrowie ludzkie. Wśród opisanych metod znajdują się: szacowanie narażenia na podstawie wyników pomiarów prowadzonych przez stacje monitoringu powietrza, pomiarów prowadzonych w określonych lokalizacjach, czy też za pomocą przenośnych pyłomierzy. W artykule opisano również modelowanie imisji zanieczyszczeń pyłowych metodą przestrzennej regresji.

1. WSTĘP

Badania epidemiologiczne [2, 11, 16] wskazują, że zanieczyszczenia pyłowe powietrza przyczyniają się do powstawania i rozwoju chorób układu oddechowego, sercowo-naczyniowego, nerwowego oraz że ekspozycja na nie może powodować przed-

* Politechnika Warszawska, Wydział Inżynierii Środowiska, ul. Nowowiejska 20, 00-653 Warszawa, anna.gayer@is.pw.edu.pl.

wczesną śmierć. Wnioskowanie o wpływie tych czynników na zdrowie ludzkie oparta jest na modelach rozprzestrzeniania się zanieczyszczeń oraz bezpośrednich pomiarach stężeń tych substancji w powietrzu atmosferycznym. Poziom ekspozycji danej osoby na zanieczyszczenia zależy od stężenia substancji zanieczyszczającej obecnej w środowisku, jej właściwości, czasu narażenia oraz częstotliwości kontaktu z tą substancją [10].

Ostatnio prowadzone badania wskazują na potrzebę zwiększenia dokładności oszacowań, szczególnie ze względu na ocenę krótkoterminowego wpływu zmian stężenia zanieczyszczeń i ich konsekwencji zdrowotnych.

Prowadzone w latach 90. epidemiologiczne badania kohortowe opierały się na danych o jakości powietrza pochodzących z pomiarów stacji monitoringu na podstawie, których stworzono i analizowano szeregi czasowych stężeń zanieczyszczeń. Wraz z postępem nauki w dziedzinie badań nad środowiskowymi uwarunkowaniami zdrowia oraz rozwojem techniki (urządzenia do pomiarów zanieczyszczeń powietrza) zwiększa się m.in. stopień szczegółowości prowadzonych badań. W trakcie badań epidemiologicznych możliwe jest zatem ujęcie długo- i krótkoterminowych efektów zdrowotnych ekspozycji na zanieczyszczenia pyłowe powietrza, analizy odpowiedzi organizmu na kontakt z zanieczyszczeniem, a także bardziej szczegółowa identyfikacja źródeł emisji wpływających na stopień ekspozycji mieszkańców terenów zurbanizowanych.

Praca ma na celu przegląd wybranych metod określania narażenia osobistego na zanieczyszczenia pyłowe powietrza obecne w środowisku miejskim stosowanych na potrzeby badań epidemiologicznych.

2. WYBRANE METODY OCENY OSOBISTEJ EKSPOZYCJI NA ZANIECZYSZCZENIA PYŁOWE W ŚRODOWISKU MIEJSKIM

2.1. METODA OCENY EKSPOZYCJI NA PODSTAWIE POMIARÓW STĘŻENIA ZANIECZYSZCZEŃ PYŁOWYCH WYKONANYCH NA STACJACH MONITORINGU POWIETRZA

Dotychczas w badaniach kohortowych ekspozycję na zanieczyszczenia powietrza oceniano na zasadzie oszacowań narażenia całej populacji na średnioroczne stężenie pochodzące z pomiarów stacjonarnej sieci monitoringu. Zmiany stężenia zanieczyszczeń pyłowych powietrza w przeciągu danego okresu czasu stanowiły jeden z czynników analiz związanych z poszukiwaniem przyczyn powstawania i rozwoju chorób oraz umieralności w danej populacji.

W pierwszych badaniach kohortowych [3] (8000 osób z sześciu amerykańskich miast) trwających 14–16 lat na podstawie średniorocznych stężeń m.in. PM_{2,5} oce-

niono, że ogólny wzrost umieralności o 26% oraz wzrost umieralności o 37% z powodu chorób płuc i serca był związany ze wzrostem stężenia pyłu zawieszonego z 10 do 30 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. W badaniach jednej z największych jak dotąd kohort (295000 osób z 50 amerykańskich miast) Pope i in. [12] dowiedli, że wzrost średniorocznego stężenia $\text{PM}_{2,5}$ o 24,5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ skutkowało wzrostem ogólnej umieralności o 17%, a wśród osób z chorobami płuc i serca o 31%.

Najwięcej badań epidemiologicznych powstało w oparciu o tę metodę uzyskiwania danych o jakości powietrza i obejmują one najliczniejsze grupy badawcze. Wnioskowanie o wpływie zanieczyszczeń pyłowych powietrza służy do oceny następstw wielu skutków zdrowotnych. Wśród najpopularniejszych badań znajdują się analizy wpływu pyłu zawieszonego na rozwój chorób układu oddechowego (astmy i POChP, $N = 57000$ osób) [1], występowania reakcji alergicznych, a także schorzeń układu sercowo-naczyniowego, w tym choroby wieńcowej ($N = 450000$ osób) [4].

Metoda oceny ekspozycji danych osób na podstawie badań monitoringowych jest jednak obciążona licznymi błędami. Modelowanie narażenia oraz opieranie wnioskowania na wartościach średniorocznych stężeń mogą być niewystarczające do jednoznacznej identyfikacji czynników wpływających na zdrowie osób objętych badaniami. Zaletą tej metody jest możliwość ekstrapolacji ekspozycji danej populacji, na podstawie pomiarów ciągłych prowadzonych przez jednostki państwowe. Pomiar ciągły wykonany w ramach projektu epidemiologicznego który miałby trwać kilkadziesiąt lat byłby zbyt kosztowny oraz zbyt pracochłonny. Zatem w przypadku długookresowych badań nad zmianami stężenia pyłu $\text{PM}_{2,5}$ w środowisku miejskim prowadzonych na dużych kohortach, jak dotąd, nie stosowano metod innych niż opisana powyżej. Dodatkowo, istnieją doniesienia mówiące o reprezentatywności wyników pomiarów wykonywanych tą metodą dla ekspozycji osobistej. Podczas badań nad grupą osób (z Holandii i Finlandii) ze zdiagnozowanymi chorobami serca Janssen i in. [9] zbadali również korelację między wynikami personalnych pomiarów (met. opisana niżej) a tymi, pochodzącymi ze stacji pomiarowej. Współczynnik korelacji stężeń $\text{PM}_{2,5}$ zmierzonych w Amsterdamie wynosił 0,79, a dla pomiarów z Helsinek 0,76.

2.2. METODA OCENY EKSPOZYCJI NA PODSTAWIE POMIARÓW STĘŻEŃ ZANIECZYSZCZEŃ WYKONANYCH NA STANOWISKACH BADAWCZYCH

Celem określenia stężeń zanieczyszczeń pyłowych powietrza w określonych lokalizacjach (miejsce zamieszkania osób badanych, szkoły, środki transportu [17]) oprócz zastosowania metod interpolacji danych z pomiarów stacjonarnych sieci monitoringowych umieszcza się również przyrządy pomiarowe na stanowiskach badawczych w określonych miejscach.

Wśród zalet tej metody jest m.in. wynikająca z kontroli nad urządzeniami dokładność pomiarów w danym miejscu i czasie, czy też możliwość wykonania badań chemizmu pyłów.

Dowodzono bowiem, że niekorzystne skutki zdrowotne ekspozycji na zanieczyszczenia pyłowe mogą się różnić w zależności o właściwości fizykochemicznych cząstek stałych (kształtu, masy, zawartości metali ciężkich), a także biologicznych (wywoływania stresu oksydacyjnego, zdolności do tworzenia rodników hydroksylowych) [8].

Częstotliwość uśredniania poziomu stężeń zależna jest od charakterystyki urządzenia. W przypadku badań zdrowotnych nad krótkotrwałym wpływem zanieczyszczeń powietrza istnieje możliwość zastosowania przyrządów optycznych rejestrujących stężenie pyłu w czasie rzeczywistym, uśredniających wartość stężenia do 1 min.

Koszty pomiarów są nadal na tyle wysokie, że nawet w przypadku dużej liczby osób, dla której wykonuje się badania ich ekspozycji liczba urządzeń jest ograniczona i powoduje to wydłużenie czasu kampanii pomiarowej. Tak, jak w przypadku wyników pochodzących ze stacji monitoringu powietrza w przypadku tej metody istnieje również możliwość interpolacji przestrzennej danych. Mogą one bowiem stanowić dane wejściowe do prostych lub zaawansowanych modeli przestrzennych immisji zanieczyszczeń pyłowych. Jest to szczególnie istotne w kontekście obszarów, na których nie jest dobrze rozwinięta sieć monitoringu powietrza, a dane o poziomach zanieczyszczeń na rozległym terenie pochodzą z pomiarów np. tylko z jednej stacji.

2.3. ZASTOSOWANIE MODELU PRZESTRZENNEGO LUR (LAND-USE REGRESSION MODEL) DO OCENY EKSPOZYCJI OSOBISTEJ NA ZANIECZYSZCZENIA PYŁOWE POWIETRZA

Technika LUR wykorzystuje dane o poziomach stężeń zanieczyszczeń powietrza pochodzące z 40–60 stanowisk pomiarowych do oszacowania stężeń obecnych na obszarze prowadzonych badań epidemiologicznych [5]. W miejsce danych pobieranych z sieci monitoringu powietrza lub zastosowania prostej interpolacji do budowy stochastycznego modelu LUR wchodzi dane przestrzenne: strumienie ruchu, łączna długość dróg, charakterystyki ruchu samochodów ciężarowych, gęstość zaludnienia i powierzchnia terenu .

Zaletą modelowania imisji zanieczyszczeń pyłowych metodą przestrzennej regresji jest znaczna wielkość terenu, dla której można oszacować poziomy PM_{2,5} w powietrzu. Dzięki temu badania mogą objąć również liczną grupę badawczą zamieszkującą lub przebywającą na tym terenie, której poziom ekspozycji ustala się w badaniach środowiskowych uwarunkowań zdrowia. Metody przestrzenne rozwijają się dynamicznie, jednym z kierunków jest stosowanie zdjęć satelitarnych w uzupełnieniu do wejściowych danych modelu pochodzących z pomiarów naziemnych [6].

2.4. BADANIA EKSPOZYCJI OSOBISTEJ NA ZANIECZYSZCZENIA PYŁOWE POWIETRZA ZA POMOCĄ PRZENOŚNYCH PYŁOMIERZY

Jak wskazuje WHO [15] większość ludzi spędza 20% swojego dziennego czasu w pracy lub szkole, lub w innych miejscach nie będących ich miejscem zamieszkania oraz ok. 4% przemieszczając się.

Do oceny ekspozycji danej osoby na zanieczyszczenia powietrza w ciągu doby wyróżniania się zatem tzw. mikrośrodowiska (ME-microenvironments) [7], najczęściej należą do nich „środowisko zewnętrzne miejsca zamieszkania” (outdoor home), „środowisko wewnętrzne miejsca zamieszkania” (indoor home) i analogiczne „wewnątrz/zewnątrz w miejscu pracy/nauki” oraz „transport”. Zauważono bowiem, że jakość powietrza istotnie różni się w zależności od lokalizacji i obecności źródeł emisji w miejscu przebywania osoby, której ekspozycja jest określana.

Bezpośredni pomiar zanieczyszczeń pyłowych powietrza w środowisku otaczającym osobę, dla której szacowany jest poziom ekspozycji możliwy jest dzięki zastosowaniu przenośnych pyłomierzy. Są to niewielkich rozmiarów urządzenia zasilane akumulatorami najczęściej działające na zasadzie pomiarów optycznych.

Wyniki badań prowadzonych za pomocą personalnych przyrządów pomiarowych mają zwykle charakter niereprezentatywny. Ze względu na pracochłonność oraz wysokie koszty ich uzyskania prowadzone są na małych próbach badawczych. Niemniej mogą być jednak stosowane jako element oceny jakości powietrza w metodyce HIA (Health Impact Assessment) [13].

Istotną zaletą, wyróżniającą tę metodę spośród wyżej zaprezentowanych jest krok czasowy w jakim mogą być prowadzone badania. W czasie rzeczywistym można obserwować zmiany stężenia pyłu zawieszonego obecne w środowisku, w którym znajduje się osoba badana. Dodatkowo umiejscowienie wlotu do przyrządu pomiarowego w okolicy ust i nosa (tzw. breathing zone) [10] umożliwia wnioskowanie o rzeczywistej dawce zanieczyszczeń dostającej się do organizmu człowieka w trakcie wdechu.

1-minutowy pomiar stężenia pyłu pozwala na zwiększenie dokładności w badaniach odpowiedzi organizmu człowieka na kontakt z cząstkami stałymi dostającymi się do wewnątrz w trakcie oddychania.

Między innymi za pomocą tej metody zespół Sorensen [14] badał jak zmiany stężenia PM_{2,5} wpływają na pojawianie się markerów stresu oksydacyjnego we krwi.

Uchwycenie chwilowych zmian stężeń oraz wnioskowanie o źródłach emisji je powodujących jest możliwe w przypadku gdy osoby badane są wyposażone w tzw. dzienniki aktywności oraz moduł GPS. Dziennik służy do zapisu aktywności (w tym miejsca przebywania) wykonywanych w danej chwili przez osobę badaną, mających wpływ na jej ekspozycję na zanieczyszczenia pyłowe (np. przebywanie w miejscu zamieszkania, podróż danym środkiem transportu, przebywanie w miejscu pracy itd.). Natomiast dane o pozycji geograficznej, w jakiej znajduje się osoba badana w danej chwili rejestrowane są przez moduł GPS.

Koncepcja identyfikacji i zapisu miejsc przebywania osoby badanej, na podstawie których szacowana jest krótkoterminowa ekspozycja wykorzystywana jest również w analizie danych o jakości powietrza pochodzących z innych pomiarów. Rejestrowanie znajdowania się w opisanych wyżej „mikrośrodkach” pozwala na wykorzystywanie wyników pomiarów uzyskanych nie tylko dzięki stosowaniu przenośnych mierników, lecz także stacjonarnych (zlokalizowanych np. w miejscu zamieszkania, w miejscu pracy itd. podczas kampanii pomiarowych).

Wśród trudności związanych ze stosowaniem tej metodyki można wyróżnić ograniczenia związane z wytrzymałością baterii znajdującej się w urządzeniu, umożliwiającą prowadzenie pomiaru maksymalnie przez 12 godzin w ciągu doby czy też uciążliwości związanych z przeszkoleniem i z noszeniem sprzętu pomiarowego przez osoby badane.

3. PODSUMOWANIE

Wyniki badań epidemiologicznych prowadzonych w środowisku miejskim w różnych regionach świata wskazują, że poziom zanieczyszczeń pyłowych w powietrzu obserwowany za równo w ujęciu długo- jak i krótkoterminowym negatywnie wpływa na zdrowie ludzkie.

W niniejszym artykule zaprezentowano wybrane metody oceny narażenia osobistego na pyłowe zanieczyszczenia powietrza obecne w środowisku miejskim stosowane w naukach medycznych do analizy ich wpływu na zdrowie ludzkie.

Tradycyjnie w badaniach epidemiologicznych, osobista ekspozycja oceniana była na podstawie pomiarów prowadzonych przez sieć monitoringu powietrza i poprzez oszacowanie narażenia całej populacji przy użyciu interpolacja przestrzennej wyników. Wraz z postępem technologicznym wzrósł dostęp do zaawansowanych urządzeń do monitorowania jakości powietrza, w tym mierników personalnych noszonych przez osoby badane w czasie ich regularnych codziennych zajęć pozwalających na ocenę ich ekspozycji w sposób ciągły i dokładny.

Oprócz opisanych w artykule istnieje szereg innych metod oceny narażenia na zanieczyszczenia pyłowe w środowisku miejskim np. z wykorzystaniem biomarkerów, czy też modeli przedostawania się zanieczyszczeń ze środowiska zewnętrznego do wewnątrz pomieszczeń.

Rozwój badań w tym zakresie stanowi istotny wkład i dostarcza argumentów za zmianą polityk ochrony jakości powietrza, które mogą wpływać m.in. na kierunki rozwoju miast, a co w efekcie może przyczynić się do poprawy jakości życia mieszkańców miast.

LITERATURA

- [1] ANDERSEN Z.J., HVIDBERG M., JENSEN S.S., KETZEL M., LOFT S., SORENSEN M., TJONNELAND, A., OVERVAD K., RAASCHOU-NIELSEN O., *Chronic obstructive pulmonary disease and long-term exposure to traffic-related air pollution: A cohort study*, American Journal of Respiratory and Critical Care Medicine, 2011, Vol. 183, No. 4, 455–461.
- [2] ARENA V.C., MAZUMDAR S., ZBOROWSKI J.V., i in., *A retrospective investigation of PM10 in ambient air and cardiopulmonary hospital admissions in Allegheny County, Pennsylvania: 1995–2000*, J Occup Environ Med., 2006, Vol. 48, 38–47.
- [3] DOCKERY D.W., POPE C.A., *A Review of the Acute Respiratory Effects of Particulate Air Pollution*, Annu. Rev. Pub. Health, 1994, Vol. 15, 101–132.
- [4] GAN W.Q., KOEHOORN M., DAVIES H.W., DEMERS P.A., TAMBURIC L., BRAUER M., *Long-term exposure to traffic-related air pollution and the risk of coronary heart disease hospitalization and mortality*, Environmental Health Perspectives, 2010, Vol. 119, No. 4, 501–507.
- [5] HOEK R., BEELEN K., DE HOOGH D., VIENNEAU J., GULLIVER P., FISCHER D., BRIGGS, *A review of land-use regression models to assess spatial variation of outdoor air pollution*, Atmospheric Environment, 2008, Vol. 42, 7561–7578.
- [6] JAIME M., KLOOG I., GOLDBERG R., COULL B., MITTLEMAN M., SCHWARTZ J., *Long-term Exposure to PM2.5 and Incidence of Acute Myocardial Infarction*, Environ Health Perspect, 2013, Vol. 121, No. 2, 192–196.
- [7] JANTUNEN M.J., HANNINEN O., KATSOUYANNI K., KNOPPEL H., KUENZLI N., LEBRET E., i in., *Air pollution exposure in European cities: the “EXPOLIS” study*, J Expo Anal. Environ. Epidemiol., 1998, Vol. 8, 495–518.
- [8] KÜNZLI N., MUDWAY I.S., GÖTSCHI T., i in., *Comparison of Oxidative Properties, Light Absorbance, and Total and Elemental Mass Concentration of Ambient PM2.5 Collected at 20 European Sites*, Environmental Health Perspectives, 2006, Vol. 114, No. 5, 684–690.
- [9] JANSSEN N., DE HARTOG J.J., HOEK G., BRUNEKREEF B., LANKI T., TIMONEN K.L., PEKKANEN J., *Personal Exposure to Fine Particulate Matter in Elderly Subjects: Relation between Personal, Indoor, and Outdoor Concentrations*, Journal of the Air & Waste Management Association, 2000, Vol. 50, No. 7, 1133–1143.
- [10] NIEUWENHUIJSEN M.J., *Personal exposure monitoring in environmental epidemiology*, [w:] Spatial epidemiology. Methods and applications, pod red. P. ELLIOTT, J.C. WAKEFIELD, Oxford University, London, 2000, 360–74.
- [11] POPE C.A., BURNETT R.T., THURSTON G.D., i in., *Cardiovascular mortality and long-term exposure to particulate air pollution: epidemiological evidence of general pathophysiological pathways of disease*, Circulation, 2004, Vol. 109, 71–7.
- [12] POPE C.A., THUN M.J., NAMBOODIRI M.M., DOCKERY D.W., EVANS J.S., SPEIZER F.E., HEATH C.W., *Particulate Air Pollution as a Predictor of Mortality in a Prospective Study of U.S. Adults*, Am. J. Respir. Crit. Care Med., 1995, Vol. 151, 669–674.
- [13] QUIGLEY R.L., DEN BROEDER P., FURU A., BOND B., *Health Impact Assessment International Best Practice Principles*, Special Publication Series No. 5. Fargo, USA: International Association for Impact Assessment, 2006.
- [14] SORENSEN M., DANESHVAR B., HANSEN M., DRAGSTED L.O., HERTEL O., KNUDSEN L., LOFT S., *Personal PM(2.5) exposure and markers of oxidative stress in blood*, Environ Health Perspect, 2003, Vol. 111, 161–166.
- [15] WHO – *Principles of characterizing and applying human exposure models*. IPCS harmonization project document, No. 3. Geneva: World Health Organization 2005.

- [16] WONG T.W., TAM W.S., YU T.S., i in., *Associations between daily mortalities from respiratory and cardiovascular diseases and air pollution in Hong Kong, China*, *Occup. Environ. Med.*, 2002, Vol. 59, 30–5.
- [17] ZUURBIER M., HOEK G., OLDENWENING M., LENTERS V., MELIEFSTE K., VAN DEN HAZEL P., BRUNEKREEF B., *Commuters' Exposure to Particulate Matter Air Pollution Is Affected by Mode of Transport, Fuel Type, and Route*, *Environmental Health Perspectives*, 2010, Vol. 118, No. 6, 783–789.

REVIEW OF METHODS FOR EVALUATION OF PERSONAL EXPOSURE TO PARTICULATE AIR POLLUTION IN URBAN ENVIRONMENT USED IN EPIDEMIOLOGICAL RESEARCH

Traditionally, in epidemiological studies, personal exposure was estimated using spatial interpolation based on measurements from fixed air monitoring stations. Technology development has increased access to advanced equipment for the air quality monitoring and brought a number of methods for assessing personal exposure to particulate air pollution in cities. This article presents selected methods for assessing personal exposure to particulate air pollution in urban environments used in the medical sciences to analyze their impact on human health.

Daniel HOŁDA*, Daria LEWANDOWSKA**

MOŻLIWOŚĆ WYKORZYSTANIA URZĄDZEŃ MOBILNYCH W PRZEDSIĘBIORSTWACH SIECIOWYCH

Przedsiębiorstwa sieciowe, takie jak np. MPWiK, posiadają wyjątkowe potrzeby, które związane są ze sprawnym zarządzaniem swoim majątkiem. Wynika to z faktu znacznego rozproszenia na dużym obszarze infrastruktury sieciowej będącej majątkiem przedsiębiorstwa. W związku z tym wymagane jest innowacyjne podejście do zarządzania takim majątkiem. Rozwiązaniem tego problemu może być mobilny GIS. W niniejszej pracy przedstawiono test urządzeń mobilnych oraz omówiono pozostałe aspekty, które należy wziąć pod uwagę podczas wdrażania szeroko rozumianych rozwiązań mobilnych w przedsiębiorstwach sieciowych.

1. WSTĘP

W dzisiejszych czasach skuteczne, efektywne i szybkie podejmowanie decyzji jest elementem strategicznym funkcjonowania każdego przedsiębiorstwa. Wdrażanie rozwiązań mobilnych w polskich firmach staje się coraz bardziej istotne i powszechne. Jest to stosunkowo młode zagadnienie, które przynosi szereg korzyści dla podmiotów z niego korzystających.

GIS mobilny umożliwia dostęp do informacji pochodzących z bazy danych osiągalnych dla użytkownika za pomocą urządzeń mobilnych. Takie rozwiązanie zapewnia użytkownikom możliwość edycji, aktualizacji, pozyskiwania, zapisywania, wyświetlania oraz analizy informacji bezpośrednio w terenie. Mobilne technologie cyfrowe wykorzystują mapy numeryczne na komputerach przenośnych (np. tabletach PC), zapewniają dostęp do informacji geograficznej przechowywanej w bazie danych bezpośrednio w terenie, umożliwiając

* Miejskie Przedsiębiorstwo Wodociągów i Kanalizacji we Wrocławiu, ul. Na Grobli 14/16, 50-421 Wrocław, e-mail: daniel.holda@mpwik.wroc.pl.

** Politechnika Wroclawska, Wydział Inżynierii Środowiska, Zakład Technologii Odpadów i Remediacji Gruntów, pl. Grunwaldzki 9, 50-370 Wrocław, e-mail: daria.lewandowska@pwr.edu.pl.

dodawanie informacji do bazy danych w czasie rzeczywistym, a także przyspieszają wykonywanie analiz, dostęp do danych oraz podejmowanie decyzji w oparciu o aktualne i precyzyjne dane przestrzenne [5].

GIS mobilny wykorzystuje się m.in. w celu:

- kartowania w terenie (tworzenie, edycja i wykorzystanie map numerycznych w trakcie prac terenowych),
- inwentaryzacji mienia (tworzenie i zarządzanie bazami danych posiadanych zasobów),
- konserwacji mienia (aktualizacja informacji o lokalizacji i stanie posiadanych aktywów w terenie oraz harmonogramów ich konserwacji),
- kontroli (zarządzanie numerycznymi bazami danych, odczyty danych),
- rejestrowania zdarzeń (dokumentacja lokalizacji i okoliczności zdarzeń w celu podejmowania dalszych działań i raportowania danych),
- analiz GIS i podejmowania decyzji (wykonywanie pomiarów, geoprzetwarzanie, analiza sąsiedztwa - strefy buforowe i inne analizy GIS wykonywane bezpośrednio w terenie) [6].

Przedsiębiorstwa sieciowe, takie jak np. MPWiK, posiadają wyjątkowe potrzeby, które związane są ze sprawnym zarządzaniem swoim majątkiem. Wynika to z faktu znacznego rozproszenia na dużym obszarze infrastruktury sieciowej będącej majątkiem przedsiębiorstwa. Efektywne zarządzanie majątkiem sieciowym związane jest z ciągłą optymalizacją kosztów i poniesionych nakładów, co w rezultacie ma bezpośrednie przełożenie w postaci korzyści dla odbiorców, a to z kolei przekłada się na krótszy czas usuwania awarii i cenę wody. W związku z powyższym, przedsiębiorstwa takie jak MPWiK, stają przed problemem doboru odpowiednich środków, których zastosowanie przyniesie wymierne korzyści w procesie zarządzania majątkiem.

2. CEL PRACY

Celem pracy był test urządzeń mobilnych oraz przedstawienie koncepcji rozwiązań problemów mogących wystąpić podczas wdrażania rozwiązań mobilnych w jednym z największych przedsiębiorstw sieciowych w Polsce.

3. SPODZIEWANE KORZYŚCI Z WDROŻENIA ROZWIĄZAŃ MOBILNYCH W MPWiK S.A.

Poprzez wdrożenie rozwiązań mobilnych w MPWiK S.A. można spodziewać się następujących korzyści:

- wyeliminowanie wydruku map papierowych,
- minimalizacja konieczności powrotu pracowników do przedsiębiorstwa w celu zabrania materiałów potrzebnych do usunięcia awarii,
- znaczące skrócenie czasu dostępu do informacji poprzez zastosowanie urządzeń z których pracownik będzie miał dostęp do bazy danych w terenie,
- bardziej efektywne zarządzanie czasem pracy pracowników,
- lepsza jakość wykonywanej pracy,
- szybsza komunikacja z kierownictwem.

Korzyści te pozwolą na ograniczenie kosztów oraz skrócenie czasu usuwania awarii, co z kolei przełoży się na lepsze postrzeganie firmy na rynku i większe zadowolenie klientów.

4. ROZWÓJ MOBILNEGO GIS W MPWIK

4.1. ZAŁOŻENIA MERYTORYCZNO-TECHNICZNE POCZYNIONE NA ETAPIE WDRAŻANIA SYSTEMU GIS

Już na etapie projektowania i wdrażania systemu klasy GIS w przedsiębiorstwie, przewidziano istnienie stanowisk mobilnych, dlatego przy sporządzaniu istotnych warunków zamówienia (SIWZ) zostały wypisane założenia merytoryczno – techniczne zawierające przewidywane wymagania stanowisk mobilnych. Poniżej przedstawiono opis założeń technicznych dla stanowisk mobilnych:

1. Stanowisko mobilne ma być elementem znajdującym się w ruchu i służyć do zbierania informacji o sieci wodociągowej i kanalizacyjnej podczas pracy w terenie.
2. Oprogramowanie stanowiska mobilnego ma pozwalać na takie operacje jak np. pobieranie aktualnych danych z centralnej bazy danych, pobieranie map i zakresu prac do wykonania, śledzenie postępu prac (np. lista elementów pozostałych do zinwentaryzowania).
3. Komunikacja stanowiska mobilnego z bazą danych systemu ZIT ma odbywać się z wykorzystaniem funkcjonalności wymiany danych oprogramowania stanowiska mobilnego. Stanowisko ma być oparte o urządzenia przenośne jak np. notebooki, tablety PC, bądź komputery typu PDA.
4. Stanowiska mobilne mają umożliwiać uprawnionym pracownikom podgląd pożądanej sytuacji terenowej na cyfrowej mapie uzbrojenia podziemnego wraz z dostępem do informacji opisowej interesujących elementów sieci wodociągowej lub kanalizacyjnej. Jednocześnie pracownicy muszą posiadać możliwość nanoszenia zmian, poprawek i uwag zarówno do grafiki jak i opisu, a następnie ich synchronizację z główną bazą danych poprzez stosowne mechanizmy wymiany danych zgodnie z przyjętymi procedurami.

5. Wprowadzenie danych o sieciach powinno odbywać się w oparciu o dedykowane formularze do wprowadzania danych, które będą prezentowały tylko dane wymagane do zebrania, zinwentaryzowania itp.
6. Stanowisko ma umożliwiać przeprowadzenie kontroli spójności, kompletności i poprawności wprowadzonych danych.
7. Oprogramowanie powinno charakteryzować się słownikowymi polami wyboru, minimalizacją potrzeb ręcznego wprowadzania danych oraz zminimalizowaniem konieczności użycia klawiatury.
8. Musi istnieć możliwość wstawiania geometrii dla brakujących obiektów.
9. Przewiduje się 18 stanowisk mobilnych.

Poniżej wylistowano cechy oprogramowania stanowiska mobilnego i dostarczaną przez nie funkcjonalność:

- a) Import danych: do zinwentaryzowania, aktualnych słowników, map, formularzy.
- b) Eksport zinwentaryzowanych danych.
- c) Zarządzanie zadaniami.
- d) Wyświetlanie listy zadań (obiektów do zinwentaryzowania).
- e) Interakcja pomiędzy listą zadań i mapą.
- f) Wyróżnianie na mapie elementów niezinwentaryzowanych i zinwentaryzowanych.
- g) Wizualizacje obiektów sieci i map.
- h) Wizualizacje warstw z topografią (miejscowości, ulice, budynki, punkty adresowe).
- i) Wizualizacja warstw branżowych.
- j) Wizualizacja danych na temat obiektów do zinwentaryzowania.
- k) Aktualny podzbiór słowników właściwy dla danego rodzaju inwentaryzacji.
- l) Wspomaganie wyszukiwania obiektów w terenie.
- m) Wyszukiwarka adresów.
- n) Wyznaczanie lokalizacji dwóch najbliższych obiektów do zinwentaryzowania [9].

4.2. POTRZEBY JAKIE POWINNY SPEŁNIAĆ URZĄDZENIA MOBILNE

Po przeprowadzeniu analizy dotyczącej potrzeb pracowników MPWiK określono główne kryteria, którymi powinny cechować się urządzenia mobilne. Wyświetlacz urządzenia powinien być dotykowy i posiadać duży kontrast, aby świecące słońce nie utrudniało przeglądania mapy. Wskazane jest, żeby był on na tyle duży, aby pozwolić na swobodne nawigowanie się po mapie. Z powodu możliwości jego upadku pożądane jest, aby sprzęt był odporny na upadki. Ze względu na pracę w otwartej przestrzeni i w zmiennych warunkach pogodowych urządzenie winno być odporne na pył, kurz, brud, padający deszcz oraz pracę w niskiej i wysokiej temperaturze. Z uwagi na różny

charakter pracy, sprzęt powinien posiadać dostęp do bazy online jak i umożliwić wgranie potrzebnych danych z których pracownik będzie mógł skorzystać w terenie. Wymogiem jest wbudowany odbiornik GPS i możliwość wykonywania zdjęć z funkcją geotagowania. Wskazane jest, żeby urządzenie umożliwiało kontakt pomiędzy pracownikami znajdującymi się w terenie, a centralą firmy. Dodatkowo bateria urządzenia winna pozwalać na pracę z nim minimum 8 godzin.

4.3. TESTOWANE URZĄDZENIA NA POTRZEBY PRZEDSIĘBIORSTWA

Przeprowadzono test wybranych modeli urządzeń, w których brano pod uwagę następujące parametry:

- wielkość i czytelność wyświetlacza zarówno w słońcu jak i w cieniu,
- żywotność baterii,
- ergonomia i poręczność urządzenia,
- płynność działania i uwagi własne.

4.3.1. SAMSUNG GALAXY NOTE 2

Wybrane parametry urządzenia Samsung Galaxy Note 2 są następujące:

- typ urządzenia: Smartphone
- wielkość wyświetlacza: 5,5 cala
- pojemność baterii: 3100 mAh Li-ion
- system operacyjny: Android 4.1 (Jelly Bean) [12]
- cena: 1300–1600 zł

Testowanie tego urządzenia pozwoliło na uzyskanie takich oto informacji:

1. Rozmiar urządzenia pozwalał na swobodne trzymanie go w ręce i używanie w terenie. Pomimo sporych rozmiarów (jak na smartfona) dało się go podczas przemieszczania chować np. do kieszeni, dzięki czemu ryzyko uszkodzenia czy upuszczenia było minimalizowane.
2. Sporych wymiarów dotykowy wyświetlacz pozwalał na swobodne przeglądanie, powiększanie i pomniejszanie wybranych fragmentów ortofotomapy i nawigowanie się w terenie. Podczas bezchmurnej pogody, gdy słońce mocno świeciło obserwowanie obiektów wyświetlanych na ekranie było utrudnione. Trzeba było ustawiać kontrast i jasność wyświetlacza, co poprawiało widoczność wyświetlanego obrazu. Gdy słońce nie utrudniało widoczności, wyświetlacz był ustawiony w trybie oszczędzania energii.
3. Aparat fotograficzny o rozdzielczości 8 MPx [12] robi dobrej jakości zdjęcia z funkcją geotagowania, lecz pomimo posiadanej stabilizacji obrazu, trzeba było uważać, aby podczas robienia zdjęcia nie poruszyć się, ponieważ fotografie wychodziły rozmyte.

4. Wydajna bateria pozwalająca na użytkowanie telefonu przez cały dzień pracy.
5. Oryginalna obudowa urządzenia była dość śliska, co utrudniało trzymanie go w ręce.
6. Dodatkowe ochronne gumowe etui założone na urządzenie sprawiało, że telefon lepiej i pewniej trzymało się w dłoni, dzięki niemu telefon stawał się też bardziej odporny na upadki.
7. Telefon przez jeden dzień był używany podczas lekkich opadów atmosferycznych, krople deszczu spadały na ekran lecz nie utrudniało to użytkowania.
8. System operacyjny Android działa płynnie, szybko reaguje na polecenia i nie zawiesza się.
9. Urządzenie posiada rysik co pozwala na precyzyjne wskazywanie, gdy jest to wymagane. Rysik posiada ciekawą i przydatną funkcję zaznaczenia wybranego obszaru na wyświetlaczu i kopiowania go do schowka.
10. Do samego urządzenia wchodzi karta MicroSIM, więc standardowe karty SIM są bezużyteczne.

4.3.2. APPLE IPAD

Wybrane parametry urządzenia Apple iPad są następujące:

- typ urządzenia: Tablet
- wielkość wyświetlacza: 9,7 cala
- pojemność baterii: 11560 mAh Li-ion
- system operacyjny: iOS 5.1 [2]
- cena: 1800–2400 zł

Testowanie tego urządzenia pozwoliło na uzyskanie takich oto informacji:

1. Rozmiar urządzenia pozwalał na swobodne użytkowanie i pewne trzymanie go w ręce. Ze względu na duży rozmiar wyświetlacza, a przez to i samego urządzenia, nie było możliwości schowania go np. do kieszeni.
2. Bardzo dobrej jakości wyświetlacz o przekątnej 9,7 cala i dużym kontraście pozwalał na swobodne przeglądanie treści mapy, nawet przy bezchmurnej pogodzie. Jednak słońce świecące prosto w wyświetlacz w pewnym stopniu utrudniało widoczność wyświetlanych treści.
3. Aparat fotograficzny o matrycy 5 Mpx [2] wykonywał bardzo dobrej jakości zdjęcia z funkcją geotagowania. Minusem aparatu fotograficznego jest brak lampy błyskowej, co przy niedostatecznym oświetleniu praktycznie uniemożliwia wykonanie dobrej jakości zdjęcia.
4. Bardzo wydajny akumulator pozwala na użytkowanie sprzętu przez cały dzień bez obawy o jego rozładowanie. Minusem jednak jest długi czas jego ładowania – ponad 6 godzin.

5. System operacyjny iOS, stworzony specjalnie pod specyfikację tego urządzenia, działa bardzo szybko i płynnie. Sprawnie reaguje na polecenia. Nawet pracując pod dużym obciążeniem nie obserwuje się zawieszania systemu czy przeskoków ekranu.
6. Minusem jest brak rysika, co może utrudniać pracę np. w zimie, gdy pracownicy noszą rękawiczki.
7. Poprzez zastosowanie aluminiowej obudowy tablet jest cięższy od konkurencji.
8. Kolejnym ograniczeniem w użytkowaniu iPada jest brak slotu kart pamięci microSD.

4.3.3. SONY ERICSSON XPERIA Z

Wybrane parametry urządzenia Sony Ericsson Xperia Z są następujące:

- typ urządzenia: Tablet
- wielkość wyświetlacza: 10,1 cala
- pojemność baterii: 6000 mAh Li-ion
- system operacyjny: Android 4.3 (Jelly Bean) [13]
- cena: 1700–2000 zł

Testowanie tego urządzenia pozwoliło na uzyskanie takich oto informacji:

1. Materiały z jakich została wykonana obudowa i rozmiar urządzenia pozwalały na wygodne trzymanie go w ręce. Na uwagę zasługuje fakt, że tablet jest lekki.
2. Duży wyświetlacz zapewnia dobrą widoczność wyświetlanych obrazów. Jednak w pełnym słońcu poprzez zastosowanie błyszczącego i mocno odbijającego światło szkła na wyświetlaczu, widoczność była bardzo utrudniona.
3. Aparat fotograficzny ma rozdzielczość 8 Mpx [13] i może wykonywać zdjęcia z funkcją geotagowania. Pomimo zastosowania matrycy o wysokiej rozdzielczości zdjęcia robione tym aparatem są średniej jakości. Minusem jest też brak lampy błyskowej.
4. Przeciętnej pojemności akumulator ma niestety negatywny wpływ na czas pracy urządzenia. Podczas słonecznej pogody, gdy moc podświetlenia ekranu trzeba było ustawić na 100% akumulator rozładowywał się bardzo szybko. Co ciekawe, pomimo przeciętnej baterii urządzenie ładowało się długo – ponad 5 h.
5. System operacyjny Android działał płynnie i wydajnie. Wbudowany procesor sprawnie radził sobie z obsługą aplikacji.
6. Urządzenie nie zostało wyposażone w rysik. W zależności od wersji urządzenia może mieć ono zablokowane gniazdo na kartę SIM.

7. Na uwagę zasługuje fakt, że aparat według danych producenta spełnia normy IPX5/7 (Odporność na wodę) oraz IP5X (Odporność na kurz) [13].

4.3.4. SAMSUNG GALAXY NOTE 10.1

Wybrane parametry urządzenia Samsung Galaxy Note 10.1 są następujące:

- typ urządzenia: Tablet
- wielkość wyświetlacza: 10,1 cala
- pojemność baterii: 7000 mAh Li-ion
- system operacyjny: Android 4.0 [12]
- cena: 1450–1800 zł

Testowanie tego urządzenia pozwoliło na uzyskanie takich oto informacji:

1. Kształt oraz wielkość urządzenia pozwalają na dobre i pewne trzymanie go w dłoniach.
2. Duży wyświetlacz o przekątnej 10.1 cala oraz wysokim kontraście wyświetla obraz dobrej jakości i ostrości. Dzięki odbijaniu światła przez ekran w mniejszym stopniu w porównaniu do pozostałych urządzeń widoczność wyświetlanej mapy w słoneczny dzień jest lepsza.
3. Aparat fotograficzny o rozdzielczości 5 Mpx [12] robi bardzo dobrej jakości zdjęcia. Aparat posiada funkcję geotagowania oraz jest wyposażony w lampę błyskową w postaci diody LED, co ułatwi zrobienie zdjęcia podczas niekorzystnych warunków świetlnych.
4. System operacyjny Android w połączeniu z wydajnym czterordzeniowym procesorem zamontowanym w urządzeniu pracował sprawnie i szybko reagował na polecenia bez uciążliwych przeskoków.
5. Akumulator pozwala na swobodne korzystanie z urządzenia przez cały dzień bez obawy o przedwczesne rozładowanie. Przy pełnym użytkowaniu powinien wystarczyć na około 8 h pracy.
6. Producent znalazł miejsce na wbudowany rysik. Jest on bardzo przydatny, gdy wymagane są precyzyjne wskazania elementów na mapie. Posiada on również funkcję rozpoznawania pisma.
7. Należy również zwrócić uwagę iż Samsung ten, posiada opcję podziału wyświetlanego obrazu na 2 części. Po prawej i lewej stronie ekranu mogą być wyświetlane niezależnie od siebie różne obrazy.
8. Minusem jest brak wbudowanego gniazda micro USB które stało się uniwersalnym standardem.

4.4. ZABEZPIECZENIE URZĄDZEŃ MOBILNYCH

4.4.1. OCHRONNA OBUDOWA

Aby dostosować urządzenia do pracy w otwartej przestrzeni i poprawić ich parametry pod względem odporności na niekorzystne warunki atmosferyczne i uszkodzenia mechaniczne, można zaopatrzyć się w dedykowane dla każdego modelu dodatkowe ochronne obudowy zakładane bezpośrednio na urządzenie. Trzyczęściowa obudowa z poliwęglanu – 2 częściowy sztywny tył oraz folia zabezpieczająca ekran przed zarysowaniem chronią urządzenie podczas upadku i amortyzują siłę uderzenia. Dzięki zastosowaniu silikonowych osłon portów brud, kurz i pył nie przenikają do wnętrza urządzenia [10].

4.4.2. SZELKI UŁATWIAJĄCE PRACĘ Z URZĄDZENIEM

W celu ułatwienia pracownikom operowania urządzeniem w terenie, przenoszenia go, czy podawania z rąk do rąk, można zastosować specjalne szelki zakładane na tablet, które zapewniają wygodę użytkowania i minimalizują ryzyko upadku. Kilkuczęściowe szelki w zależności od rodzaju założonego paska zapewniają wygodne i pewne trzymanie urządzenia w ręce, przewieszenie przez ramię czy zaczepienie na udzie podczas kucania lub siedzenia.

4.4.3. FOLIE CHRONIĄCE EKRAŃ

Oslony na ekran wykonane są zazwyczaj z poliwęglanu lub poliuretanu. Na rynku znajduje się bardzo szeroki wybór folii ochronnych, lecz na uwagę zasługuje kilka ich typów:

- ochronne – chronią ekran przed zarysowaniem lub uszkodzeniem mechanicznym.
- redukujące odbijanie promieni świetlnych – folie te posiadają matową powierzchnię która nie odbija światła, co poprawia widoczność ekranu w pełnym słońcu. Oslony te dedykowane są urządzeniom pracującym na zewnątrz i charakteryzują się różnym stopniem pochłaniania światła.
- zapewniające prywatność – po nałożeniu tej folii informacje wyświetlane na ekranie widoczne są tylko pod kątem prostym. Oslony tego rodzaju nadają się na urządzenia na których np. wyświetlamy dane osobowe i nie chcemy, aby osoby postronne stojące obok je widziały.

4.4.4. ZEWNĘTRZNY AKUMULATOR

Jednym z poważniejszych problemów stosowania urządzeń mobilnych mogą być zbyt słabe i niewystarczające do dłuższej pracy akumulatory, zwłaszcza w sytuacjach awaryjnych, gdy istnieje potrzeba dłuższej pracy niż zostało to wcześniej przewidziane. Dobrym sposobem na rozwiązanie tego problemu są tak zwane Power Banki – banki prądu. Pełnią one rolę zewnętrznego akumulatora, który można podłączyć do urządzenia poprzez złącze micro USB i w razie potrzeby naładować urządzenie podczas pracy w terenie. Dzięki zastosowaniu złącza micro USB, bank prądu jest uniwersalny i można go podłączyć do każdego urządzenia wyposażonego w takie gniazdo.

4.4.5. BEZPIECZNE PRZECHOWYWANIE I ŁADOWANIE URZĄDZEŃ MOBILNYCH

Ważnym aspektem podczas użytkowania urządzeń mobilnych w przedsiębiorstwie jest odpowiednie ich zabezpieczenie, przechowywanie i ładowanie. Dobrym rozwiązaniem tego problemu są dedykowane szafy służące do przechowywania i ładowania sprzętu mobilnego użytkowanego przez pracowników. Dzięki takim szafom, można w jednym miejscu bezpiecznie przechowywać i ładować do kilkudziesięciu tabletek w jednym czasie. Ponadto, dzięki drzwiom zamykanym na klucz zminimalizowany jest dostęp osób niepowołanych. Szafy takie mogą być wyposażone w system zarządzania ładowaniem, dzięki czemu możliwe jest dokładne zaplanowanie czasu ładowania poszczególnych urządzeń. Istnieje również możliwość, synchronizacji szafy i urządzeń oraz podłączenia do niej komputera.

Na rynku pojawia się coraz więcej szaf oferowanych przez wyspecjalizowane w tej dziedzinie firmy. Najczęściej dostępne na polskim rynku szafy pozwalają na przechowywanie i ładowanie jednocześnie od 10 do 40 urządzeń.

Specyfikacja techniczna przykładowej szafy:

- 36 slotów na tablety/laptopy (max. 13") – 3 wysuwane półki po 12 miejsc w każdej,
- system Smart Charge umożliwiający zarządzanie ładowaniem,
- system zarządzania kablami od ładowarki pozwalający na utrzymanie porządku i szybki dostęp do ładowania,
- trzy wbudowane gniazda zasilania,
- metalowe drzwiczki zamykane na klucz, hak w tylnej części,
- wymiar slotu na laptop/tablet 47 x 285 x 335 mm,
- rozmiar wózka: 972 x 1200 x 635 mm,
- blokowane kółka,
- wygodne ręczki ułatwiające przemieszczanie,
- zasilanie:
 - AC 220V~240V, 50/60Hz; input: 10A, output: 9A

- AC 100V~120V, 50/60Hz; input: 12A, output: 11A,
- waga: 100 kg [3].

5. BEZPIECZEŃSTWO DANYCH PODCZAS PRACY

Obecnie coraz częściej firmy i przedsiębiorstwa sięgają po urządzenia mobilne, które znacząco mogą im ułatwić pracę. Jednak ułatwienie to może przynieść więcej strat niż korzyści, jeżeli nie zostaną podjęte odpowiednie kroki w celu zabezpieczenia danych firmowych. Aby informacje były chronione we właściwy sposób, jednym z rozwiązań jest zastosowanie wirtualnej sieci prywatnej (VPN).

Połączenia VPN (virtual private network) dostępu zdalnego umożliwiają użytkownikom mobilnym uzyskiwanie dostępu do serwera w sieci prywatnej przy użyciu infrastruktury udostępnionej przez sieć publiczną, taką jak Internet. Patrząc od strony użytkownika połączenie to jest połączeniem typu punkt-punkt między urządzeniem mobilnym (klientem sieci VPN), a serwerem organizacji. Typ infrastruktury sieci udostępnionej lub publicznej nie jest istotny, ponieważ dane są przesyłane przy użyciu sieci VPN podobnie jak w przypadku dedykowanego łącza prywatnego [8].

Połączenia VPN posiadają następujące właściwości:

- hermetyzacja – to opatrywanie danych specjalnym nagłówkiem tak, aby umożliwić swobodny przepływ w sieci publicznej, a jednocześnie zapewnić poufność przesyłanych informacji [8].
- uwierzytelnianie – jest to proces podczas którego potwierdza się zadeklarowaną tożsamość podmiotu biorącego udział w procesie komunikacji. Celem tego procesu jest uzyskanie odpowiedniego poziomu zaufania, że dany podmiot w rzeczywistości jest tym za którego się podaje [11]. Możemy tutaj wyróżnić:
 - a. uwierzytelnienie na poziomie użytkownika przy użyciu uwierzytelnienia protokołu PPP,
 - b. uwierzytelnianie na poziomie komputera przy użyciu usługi IKE,
 - c. uwierzytelnianie pochodzenia danych oraz integralność danych [8].

Aby zapewnić poufność danych podczas przesyłania przez tranzytową sieć udostępnioną lub publiczną, dane są szyfrowane przez nadawcę oraz odszyfrowywane przez odbiorcę. Procesy szyfrowania i odszyfrowywania są oparte na wspólnym kluczu szyfrowania użytym przez nadawcę i odbiorcę.

Przechwycone pakiety przesyłane przez połączenie VPN w sieci tranzytowej nie mogą zostać odczytane przez osobę, która nie dysponuje wspólnym kluczem szyfrowania. Długość klucza jest istotnym parametrem zabezpieczeń. Klucz szyfrowania można określić przy użyciu odpowiednich technik obliczeniowych. Techniki tego typu wymagają jednak większej mocy obliczeniowej i większej ilości czasu w przypadku dłuższego klucza szy-

frowania. Aby więc zapewnić poufność danych, należy używać możliwie najdłuższego klucza [8].

6. SYSTEMY OPERACYJNE PRZEZNACZONE NA URZĄDZENIA MOBILNE

Aktualnie niekwestionowanymi liderami wśród systemów operacyjnych są Android oraz iOS, lecz prognozuje się, że trzecią siłą w przyszłości stanie się system Windows Mobile, który systematycznie zdobywa rynek urządzeń mobilnych i zwiększa swoją popularność [1].

Android – jest to mobilny system Google. Swoją pozycję zawdzięcza przede wszystkim temu, iż jest systemem otwartym. Oznacza to, że każdy może modyfikować jego kod i dopasowywać do swoich potrzeb i produktów. Jego zalety to przejrzysty panel powiadomień, dobra komunikacja z aplikacjami sieciowymi (np. Google Maps) oraz duża dostępność aplikacji. Wady to negatywny wpływ dodatków na pracę systemu (spowolnienie). Przez to, że system może działać na prawie każdym urządzeniu nie jest tak naprawdę idealnie przystosowany do obsługi żadnego z nich [1, 4].

iOS – to system operacyjny firmy Apple. Zalety to łatwość w obsłudze i dobra optymalizacja systemu, przez co działanie jest bardzo płynne, często pomimo gorszych parametrów od urządzeń z Androidem. Wady to wysoka cena urządzeń z tym systemem oraz brak możliwości dokonywania zmian. Jest to system zamknięty, przez co nie można na nim zainstalować oprogramowania spoza sklepu z aplikacjami [1, 4].

Windows Phone – producentem tego systemu jest Microsoft. Zalety to szybkość działania, wbudowany pakiet biurowy Microsoft Office oraz perspektywa rozwoju. Wady to częściowy brak możliwości personalizacji systemu, brak funkcji zapisywania plików w formacie PDF w pamięci urządzenia (można je tylko przeglądać), pakiet biurowy posiada pewne ograniczenia (nie można tworzyć nowych dokumentów ani w pełni ich edytować) [1, 4].

7. APLIKACJE MOBILNE

Kolejnym ważnym etapem branym pod uwagę przy wdrażaniu rozwiązań mobilnych w przedsiębiorstwie są aplikacje mobilne, dedykowane firmom sieciowym. Rynek ten jest młody i w początkowej fazie rozwoju. Firmy oferujące takie oprogramowanie można podzielić na 2 grupy. Jedną to firmy oferujące gotowe już rozwiązania i aplikacje, drugą grupą to firmy wykonujące takie aplikacje na zamówienie.

Funkcje jakimi powinna cechować się aplikacja, aby spełniać wymogi przedsiębiorstwa:

- Powinna mieć możliwość pracy w trybie on-line i off-line.

- Wprowadzanie danych powinno być uproszczone i odbywać się w oparciu o dedykowane formularze i zesłownikowane pola wyboru, które będą prezentowały tylko niezbędne dane do zebrania i będą minimalizowały potrzebę ręcznego wprowadzania danych.
- Zapewnienie importu i eksportu danych na żądanie.
- Włączanie i wyłączanie warstw rastrowych i wektorowych.
- Odwzorowanie uzbudzenia terenu innych branż.
- Odczytywanie danych opisowych w ramach zaznaczanych obiektów.
- Musi umożliwiać edycję i wstawianie nowych obiektów wraz z dołączaniem wykonanych zdjęć wbudowanym aparatem fotograficznym.
- Powinna posiadać narzędzie analizujące obszar wyłączeń wody, aby w razie awarii było wiadomo które zasuwy trzeba zamknąć i które przyłącza zostają odcięte.
- Aplikacja powinna być zsynchronizowana z systemem GPS, aby umożliwiać wyszukiwanie położenia sieci w terenie i na wyświetlanej mapie.
- Wyszukiwanie obiektów powinno odbywać się po adresach oraz po kodach.
- Aplikacja powinna cechować się pełną konfigurowalnością, tak aby w razie potrzeby można było ją dostosować do aktualnych potrzeb czy planowanych prac.
- Musi mieć możliwość nanoszenia miejsc awarii na sieci.
- Powinna zapewniać bieżącą komunikację z osobami decyzyjnymi w firmie.
- Powinna zapewniać synchronizację z systemem IFS, oraz mieć możliwość sprawdzania stanów magazynowych i materiałów dostępnych w aucie każdej brygady.

8. EFEKTYWNE ZARZĄDZANIE ZASOBAMI MOBILNYMI

Po wdrożeniu urządzeń i aplikacji mobilnych, powstaje problem efektywnego wykorzystania i zarządzania całą flotą tych urządzeń, przy jednoczesnym zachowaniu polityki bezpieczeństwa. Rozwiązaniem tego problemu jest oprogramowanie typu MDM – Mobile Device Management. Pozwala ono w prosty sposób zarządzać flotą urządzeń mobilnych w firmie. Dzięki takiemu rozwiązaniu zyskuje się scentralizowaną kontrolę w czasie rzeczywistym nad terminalami mobilnymi stanowiącymi majątek firmy [7].

Mobile Device Management oznacza, wg [7]:

- **zarządzanie zasobami mobilnymi** – rozpoznawanie, przechowywanie i raportowanie danych o urządzeniach mobilnych
- **zarządzanie konfiguracjami** – zdalna konfiguracja połączeń sieciowych
- **zarządzanie aplikacjami** – centralne repozytorium aplikacji, zdalna dystrybucja i instalacja aplikacji dla grup użytkowników
- **automatyczny backup danych** – kopie zapasowe najważniejszych danych dostępnych na urządzeniu mobilnym

- **zarządzanie bezpieczeństwem** – definiowanie, aktualizowanie i zdalne przesyłanie polityk bezpieczeństwa na urządzenia mobilne
- **zarządzanie certyfikatami** – centralny system dystrybucji certyfikatów
- **zdalne wsparcie** – bezpieczne przejęcie kontroli nad urządzeniem mobilnym
- **system profili administracyjnych** – elastyczne definiowanie ról, uprawnień i zakresu kompetencji dla pracowników mających dostęp do systemu
- **konsola dla użytkowników końcowych** – panel, dzięki któremu użytkownicy samodzielnie lokalizują swoje urządzenie, zgłaszają jego kradzież, zdalnie mogą wyyczyścić dane, zainstalować aplikacje i zrobić backup danych - wg [7].

9. WNIOSKI

Poruszone w pracy problemy pozwalają na sformułowanie następujących wniosków:

1. Wdrażanie rozwiązań mobilnych należy traktować wieloetapowo. Osobnym problemem jest wybór urządzenia wraz z systemem operacyjnym i osobnym wybór odpowiedniej aplikacji.
2. Najlepszym urządzeniem w teście, w stosunku jakości do ceny i oferowanych możliwości, był Samsung Galaxy Note 10.1.
3. W celu zminimalizowania ryzyka uszkodzenia urządzeń mobilnych, a przez to ponoszenia kosztów ewentualnych napraw, należałoby zaopatrzyć urządzenia mobilne w ochronne obudowy podnoszące odporność.
4. Aby wydłużyć możliwość pracy urządzeń w sytuacjach awaryjnych, należałoby zaopatrzyć się w zewnętrzne źródło prądu – Power Bank.
5. Obecnie najlepszym systemem operacyjnym, poprzez swoją otwartość i ilość aplikacji, jest system Android.
6. Aby aplikacja mobilna w pełni odpowiadała wymaganiom i potrzebom powinna ona zostać wykonana przez zewnętrzną firmę na zamówienie.
7. W celu efektywnego wykorzystania zasobów wdrożonych rozwiązań mobilnych należałoby zastosować oprogramowanie typu Mobile Device Management.

Praca współfinansowana w ramach badań statutowych S40-029.

LITERATURA

- [1] APLIKACJE MOBILNE, <http://aplikacje-mobilne-wroclaw.pl/> dostęp: 15.04.2014.
- [2] APPLE, www.apple.com.pl dostęp: 06.04.2014.
- [3] ARAMI SKLEP, http://aramisklep.pl/Mobilna_szafka_do_ladowania_tabletow_AVer_TabSync-4839.html dostęp: 06.02.2015.
- [4] BENCHMARK, www.benchmark.pl dostęp: 15.04.2014.

- [5] BLACHOWSKI J., *Podstawy systemów pozycjonowania satelitarne*, Podyplomowe studium systemów informacji geograficznej –Edycja XIII, Wrocław 2013.
- [6] ESRI, *Mobile GIS*, www.esri.com dostęp: 02.02.2015.
- [7] INTEGRATED SOLUTIONS, <http://www.integratedsolutions.pl/> dostęp: 16.04.2014.
- [8] MICROSOFT, <http://technet.microsoft.com/> dostęp: 10.04.2014.
- [9] MPWIK, www.mpwik.wroc.pl dostęp: 12.03.2014.
- [10] OTTERBOX, www.otterbox.com dostęp: 06.04.2014.
- [11] PN-ISO/IEC 9798-1:1996: *Technika informatyczna – Techniki zabezpieczeń – Mechanizmy uwierzytelniania podmiotów – Model ogólny*.
- [12] SAMSUNG, www.samsung.com dostęp: 23.03.2014.
- [13] SONY, www.sonymobile.com dostęp: 06.04.2014.

THE USE OF MOBILE DEVICES IN THE NETWORK INDUSTRIALS

Industrials, like a MPWiK, many times have a special necessities, which are dependent off the very good implementation in the theme of structure of the company's assets. It's depends off fact, that it is a very big problem in this sector, especially with network assets structure, so we need new technology. Also the best way is to know the best strategy, like a mobile GIS. In this thesis, the most important fact is that we need innovation technology and think about future. In lecture is wrote about news systems, mobiles technics and other aspects.

Jakub JURASZ, Jerzy MIKULIK*

WPLYW DYSTRYBUCJI PRZESTRZENNEJ NA STABILNOŚĆ ŹRÓDEŁ FOTOWOLTAICZNYCH

Energia promieniowania słonecznego dociera do powierzchni Ziemi ze zmiennym natężeniem, zależnym od pory roku oraz warunków atmosferycznych a w szczególności przemierzających się chmur. W wielu krajach o sprzyjających warunkach klimatycznych (Cypr, Włochy), energia elektryczna pochodząca z konwersji fotowoltaicznej osiągnęła już tak zwany parytet sieci. Oznacza to, iż w oparciu o systemy PV jest ona generowana po koszcie równym lub niższym cenie zakupu energii z sieci. Zakładając, iż nakłady inwestycyjne na tego typu instalacje ciągle będą maleć a cena energii pochodzącej ze źródeł konwencjonalnych rosnąć, sytuacja ta może mieć również miejsce w Polsce i wtedy rozwój energetyki słonecznej nie będzie już zależny od różnych systemów wsparcia a będzie wynikiem rachunku ekonomicznego, przeprowadzonego przez każdego odbiorcę energii. W związku z tym konieczne jest zbadanie wpływu zmienności nasłonecznienia na uzysk energii z instalacji fotowoltaicznych. Niniejszy artykuł, jest próbą oceny oraz zbadania zależności pomiędzy stabilnością uzysku a rozproszeniem instalacji na danym obszarze.

1. WSTĘP TEORETYCZNY

Dynamiczny rozwój systemów fotowoltaicznych oraz ich wzrastający udział w produkcji energii elektrycznej powoduje, iż coraz ważniejsze staje się zrozumienie oraz ograniczenie niekorzystnego wpływu zmienności warunków atmosferycznych. Źródła fotowoltaiczne, mają charakter niestabilny, oznacza to, iż nie są to źródła energii, które mogą zagwarantować uzyskanie określonej mocy lub wygenerowanie z góry założonej porcji energii w określonym horyzoncie czasowym. W ramach funkcjonowania systemu elektroenergetycznego Hiszpanii operator instalacji o mocy znamionowej większej niż 10 MW zobowiązany jest do przedstawienia prognozy ilości

* AGH Akademia Górniczo-Hutnicza, Wydział Zarządzania, ul. Gramatyka 10, 30-067 Kraków, jakubkamiljurasz@gmail.com.

wygenerowanej energii elektrycznej dla najbliższych dni. Natomiast w Kalifornii, operator sprawujący kontrolę nad ponad 200 tysiącami instalacji PV, musi przedstawić prognozy dzienne dla kolejnych 24 godzin. Prognozy te ogłaszane są w dzień je poprzedzający o 5:30. W ramach funkcjonowania takiego systemu, operator dostarcza również prognozy dla kolejnej godziny, przy czym podawane są ona na 105 minut przed jej początkiem [1]. Reasumując prognozy uzysku, są jedną z metod radzenia sobie z niestabilnością źródeł fotowoltaicznych, a ich trafność pozwala na ustalenie odpowiedniego harmonogramu pracy innych elektrowni. Stan wiedzy z zakresu prognozowania uzysku dla energetyki słonecznej przedstawiono w pracy [3].

Uzysk instalacji fotowoltaicznej wzór: (1) zależy jest od kąta nachylenia modułów (K) oraz ich orientacji (O), technologii w jakiej są wykonane moduły ($Tech$), sprawności całej instalacji (W), jej mocy znamionowej (P) oraz dwóch parametrów stochastycznych – nasłonecznienia (GHI) oraz temperatury (T). Wartość nasłonecznienia może być opisana za pomocą modelu czystego nieba [1], przy czym są to warunki idealne i w rzeczywistości należy uwzględnić przemieszczające się chmury, które ograniczają ilość dostępnego promieniowania słonecznego. Stosunek promieniowania zmierzonego do obliczonego na podstawie modelu czystego nieba określany jest mianem wskaźnika czystego nieba.

$$U_{PV} = (GHI, T, K, O, Tech, W, P) \quad (1)$$

Oznacza to, iż zmienność nasłonecznienia wynika z ruchu Słońca oraz przemieszczania i zmiany kształtu chmur. Wędrowka Słońca jest dając się dokładnie odwzorować na podstawie matematycznych zależności i może być bardzo precyzyjnie określona dla dowolnych współrzędnych na kuli ziemskiej. Natomiast fluktuacje wynikające z zacięcia przez chmury, które można określić mianem szumu dają się prognozować jednak z różną dokładnością oraz z ograniczonym horyzontem czasowym. Mała przemieszczająca się nad instalacją PV chmura może w ciągu sekund spowodować, iż uzysk energetyczny spadnie niemal do zera, po czym wróci do stanu wyjściowego. Zmienność ta, jak się uważa, może mieć negatywny wpływ na funkcjonowanie systemu energetycznego. Wraz ze wzrostem udziału fotowoltaiki w rynku energetycznym, temat ten został poruszony po raz pierwszy od lat 1992, przez wielu autorów [5,2,6]. Zaczęto, więc w odniesieniu do energetyki słonecznej oraz wiatrowej posługiwać się terminem szybkości narastania (ang. ramp rate), pierwotnie odnoszącym się do elektrowni zawodowych, które załączane lub wyłączane są w zależności od zmian w popycie na energię elektryczną.

2. CEL I ZAKRES BADAŃ

Celem badań była ocena wpływu rozmieszczenia przestrzennego na korelację wartości nasłonecznienia pomiędzy poszczególnymi lokalizacjami oraz ocena zmienności nasłonecznienia oraz natężenia promieniowania słonecznego pod kątem ich wpływu na system energetyczny. Badania ograniczone zostały do 87 lokalizacji w Polsce oraz jednego roku kalendarzowego.

3. MATERIAŁY I METODY

W badaniu wykorzystano dane [7] dotyczące nasłonecznienia dla 87 miast leżących na terytorium Polski, których liczba mieszkańców przekraczała 50 tysięcy. Zakres danych obejmował rok 2005 z krokiem czasowym pomiędzy kolejnymi rekordami wynoszącym 10 minut. Dane poddano wstępnej obróbce w celu wyeliminowania błędów związanych z brakiem wartości (oznaczane w pobranych plikach, jako „-999”) oraz usunięciu wartości pomiarów dla godzin nocnych. Przy czym za koniec godzin nocnych uznawano moment, w którym nastąpił pierwszy z odczytów powyżej zera dla, któregośkolwiek z obserwowanych miast, natomiast ich początek, w momencie odczytu ostatniej wartości powyżej zera. Operacje te wykonano dla każdej doby roku 2005.

Pierwszym krokiem badania były budowa macierzy odległości pomiędzy miastami w oparciu o ich współrzędne geograficzne. Następnie wykorzystując zgromadzone roczne dane dotyczące nasłonecznienia stworzono macierz korelacji dla wszystkich możliwych par miast. W kolejnym kroku przekształcono obie macierze w odpowiadające im wektory kolumnowe, oraz posortowano je na podstawie wektora odległości, od najmniejszych do największych. W efekcie uzyskano 3740 punktów, przy czym położenie każdego opisywane było przez wartość współczynnika korelacji oraz odległości między miastami.

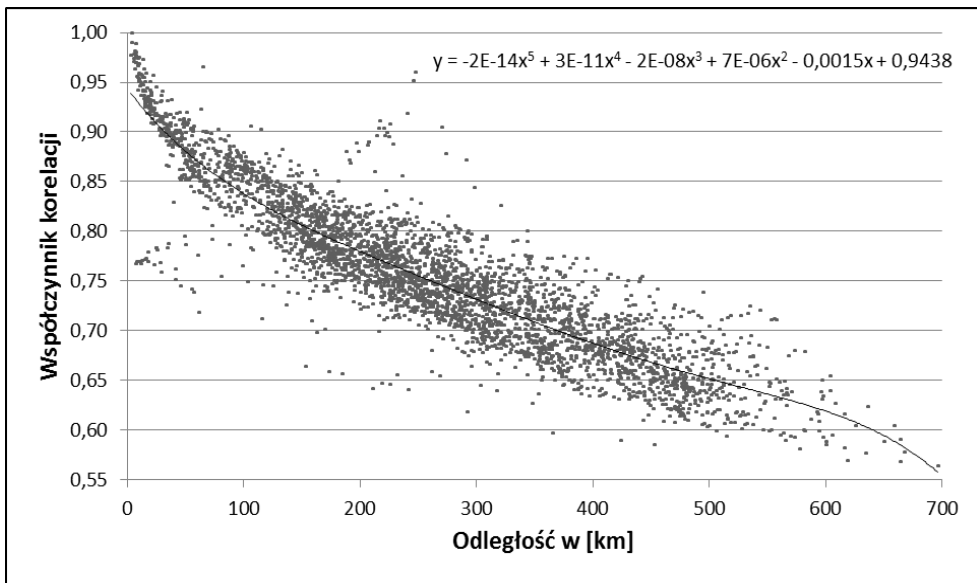
Drugi etap badań, polegał na segmentacji obserwowanego zbioru miast, w celu wyodrębnienia grup podobnych do siebie. Grupowanie przeprowadzono wykorzystując algorytm K-średnich, dla którego obliczenia wykonywano w oparciu o różną liczbą skupień. Za miarę odległości przyjęto odległość euklidesową. Każde z miast (punktów) było opisywane przez 29230 zmiennych, co jest równoznaczne liczbie odczytów wartości nasłonecznienia dla pojedynczego miasta.

W ramach ostatniego etapu badań porównano wartości nasłonecznienia dla pojedynczych par miast oraz zestawiono je z sumarycznym profilem nasłonecznienia dla wszystkich lokalizacji w przeciągu czterech kolejnych dni. Badania zakończono analizą zmienności wartości natężenie promieniowania dla miasta Wrocławia dla dwóch

następujących po sobie dni. Obliczenia oraz analizy wykonano w oparciu o narzędzia dostępne w programach MS Excel, Statistica oraz Matlab.

4. WYNIKI BADAŃ

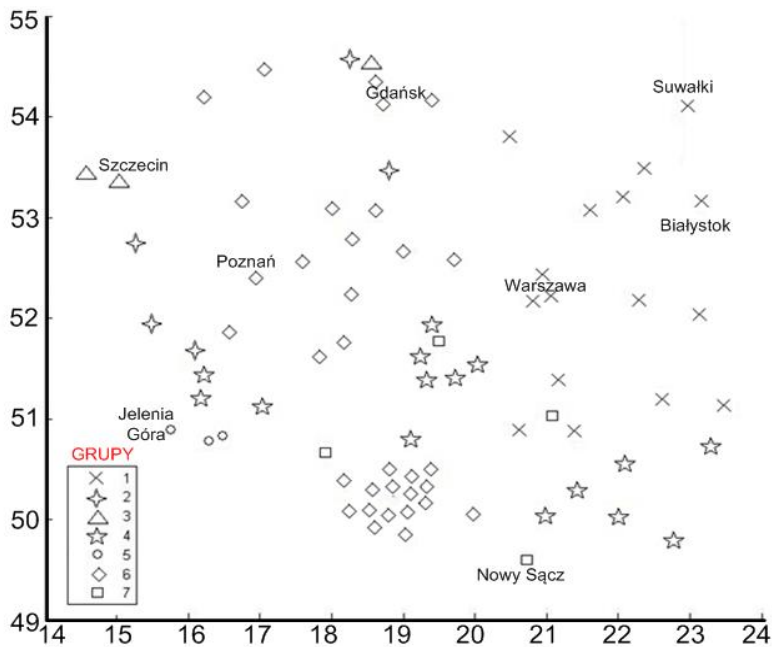
Wyniki badania korelacji pomiędzy wartościami nasłonecznienia dla zbioru 87 miast przedstawione zostały na rysunku 1. Można zauważyć, iż ze wzrostowi odległości pomiędzy punktami pomiarowymi towarzyszy spadek wartości współczynnika korelacji. Zależność ta dobrze opisywana jest wielomianem piątego stopnia. Wyniki tak przeprowadzonej analizy są zgodne z tymi prezentowanymi przez [5], przy czym ze względu na powierzchnię oraz kształt Polski maksymalna odległość między badanymi miastami nie przekraczała 700 kilometrów. Duża ilość odczytów o wartości współczynnika korelacji powyżej 0,9 związana jest ze specyficznym założeniem przyjęcia do analizy wyłącznie miast o populacji ponad 50 tys. mieszkańców. Założenie to motywuje się dążeniem by w wypadku źródeł energii odbiorca końcowy był maksymalnie blisko źródła energii, ponieważ jej przesyłanie na duże odległości związany jest ze stratami. Przyjęto, że miasta o znacznej liczbie mieszkańców są w stanie zapewnić odbiór wygenerowanej energii elektrycznej, co jest istotne zwłaszcza w wypadku źródeł fotowoltaicznych, cechujących się dużą sezonowością pod kątem wolumenu uzyskiwanej energii elektrycznej.



Rys. 1. Wartość współczynnika korelacji w funkcji odległości

Jak wspomniano, wartość nasłonecznienia dla danej lokalizacji w wybranej chwili czasu można określić w oparciu o modele czystego nieba. Natomiast odstępstwa od tych wartości (skutkujące spadkiem ilości promieniowania słonecznego docierającego do powierzchni) uzależnione są od przemieszczających się warstw chmur, które przesłaniają i blokują część promieniowania słonecznego. W efekcie dzienna krzywa nasłonecznienia znacznie odbiega od sytuacji idealnej (niebo bezchmurne). Gdyby nie, w szczególności przemieszczające się chmury oraz lokalne warunki atmosferyczne, prognozowanie ilości docierającego promieniowania słonecznego można by oprzeć o model czystego nieba uwzględniając jedynie zawartość różnych pyłów i cząstek rozpraszających oraz pochłaniających promieniowanie w atmosferze. W takim idealnym przypadku współczynnik korelacji dla wartości nasłonecznienia dla analizowanych lokalizacji wynosiłby 1 lub był bliski jedności.

Powstaje, więc pytanie, czy mimo zmieniających się warunków nasłonecznienia możliwe jest wyodrębnienia miast, dla których fluktuacje te mają podobny charakter. W tym celu posłużono się dostępnym w pakiecie Statistica narzędziem służącym do segmentacji zbiorów danych w oparciu o metodę k-średnich. Na wstępie wydzielono siedem grup, co zwizualizowano na rysunku 2, natomiast w tabeli 1 zestawiono przynależność miast do poszczególnych grup.



Rys. 2. Lokalizacja miasta Polski, dla której wyznaczono siedem grup, w których każda jest maksymalnie jednorodna względem zmieniającej się ilości energii promieniowania słonecznego

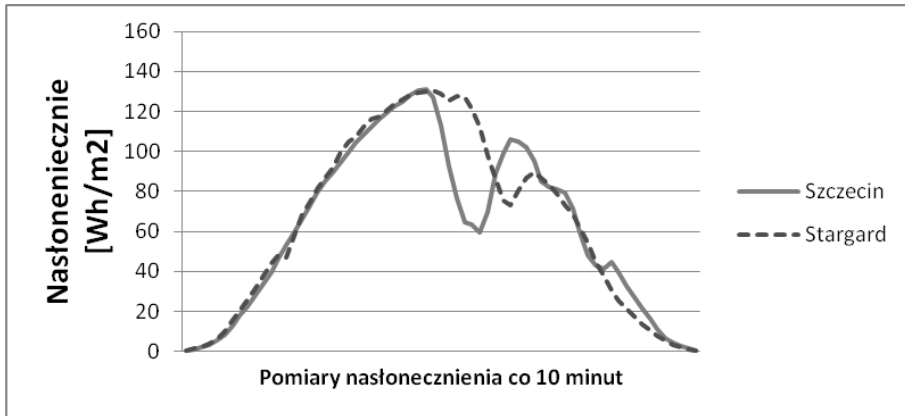
Tabela 1. Liczność grup oraz przynależność poszczególnych miast do grup

Grupa	Liczność	Miasta
1	16	Warszawa, Lublin, Białystok, Radom, Kielce, Olsztyn, Siedlce, Ostrowiec Świętokrzyski, Suwałki, Chełm, Łomża, Elk, Pruszków, Biała Podlaska, Legionowo, Ostrołęka
2	5	Gorzów Wielkopolski, Zielona Góra, Grudziądz, Głogów, Wejherowo
3	3	Szczecin, Gdynia, Stargard Szczeciński
4	15	Wrocław, Częstochowa, Tarnów, Zabrze, Legnica, Piotrków, Lubin, Pabianice, Zamość, Tomaszów Mazowiecki, Przemyśl, Stalowa Wola, Mielec, Bełchatów, Zgierz
5	3	Wałbrzych, Jelenia Góra, Świdnica
6	41	Konurbacja Katowicka, Poznań, Gdańsk, Bydgoszcz, Kraków, Toruń, Rzeszów, Bielsko-Biała, Elbląg, Płock, Włocławek, Koszalin, Słupsk, Konin, Inowrocław, Piła, Ostrów Wielkopolski, Gniezno, Leszno, Tczew, Zawiercie

Analiza wizualna przedstawionej na rysunku XX segmentacji, sugeruje by poddać pod wątpliwość spójność grup siedem oraz trzy. W celu zweryfikowania tego twierdzenia w tabeli 3 przedstawiono współczynniki korelacji dla grupy siódmej, natomiast dla trzeciej wynoszą one odpowiednio: Szczecin-Gdynia 0,8; Gdynia-Stargard 0,8 oraz Szczecin-Stargard 0,93. Silną korelację pomiędzy miastami Szczecin oraz Stargard Szczeciński można wytłumaczyć ich bliskim sąsiedztwem (około 30 km w linii prostej), co bezpośrednio rzutuje na podobieństwo warunków pogodowych. Zależność tą można również uchwycić na wykresie, co przedstawiono na rysunku 3. Widać, iż zmiana nasłonecznienia pomiędzy Szczecinem a Stargardem Szczecińskim jest przesunięta w czasie o pewną wartość. Podobnie w grupie siódmej, tabela 2.

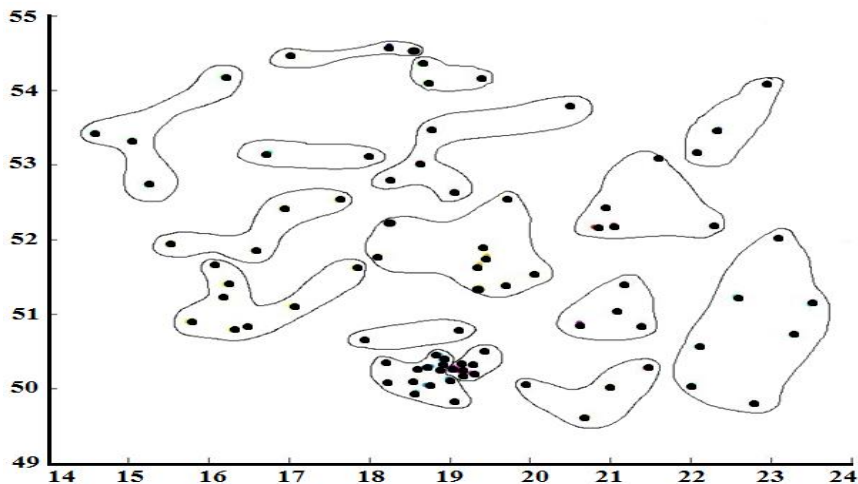
Tabela 2. Współczynniki korelacji dla miast grupy siódmej

Współczynnik korelacji	Łódź	Opole	Nowy Sącz	Starachowice
Łódź	1	0,851	0,763	0,853
Opole	0,851	1	0,764	0,854
Nowy Sącz	0,763	0,764	1	0,782
Starachowice	0,853	0,854	0,782	1



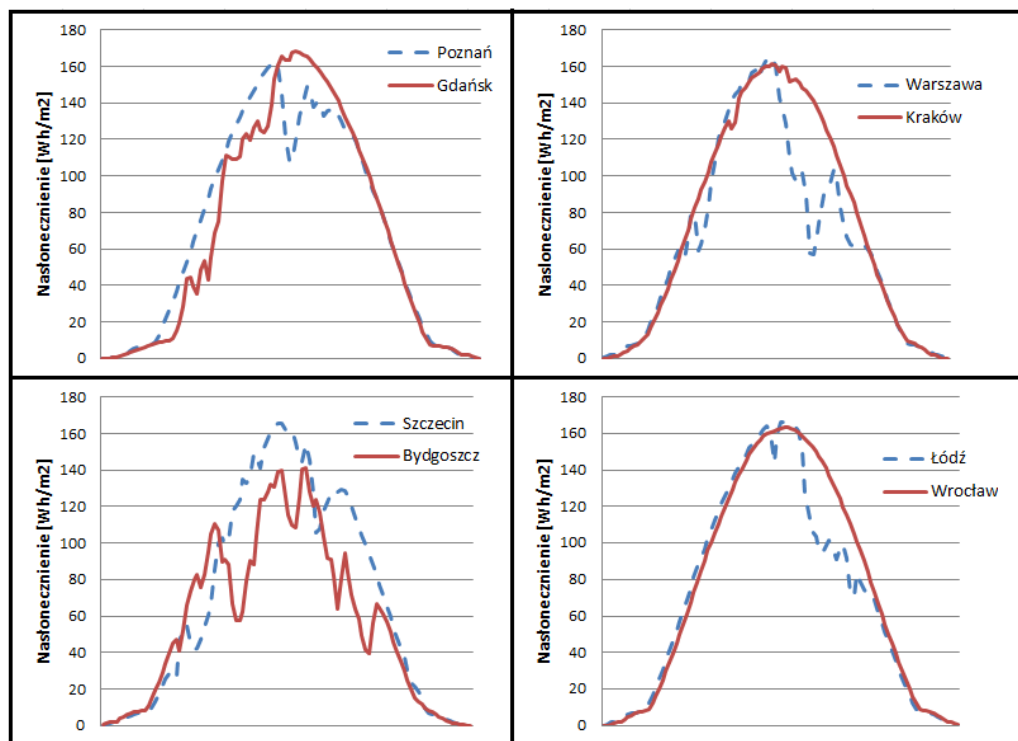
Rys. 3. Przesunięcie w czasie zmian wartości nasłonecznienia dla Szczecina oraz Stargardu Szczecińskiego widoczne po godzinie 12 w południe

Wydzielenie tylko siedmiu grup miast o wysokim podobieństwie w zakresie zmienności nasłonecznienia, po wzięciu pod uwagę powierzchnia, na jakiej są one rozmieszczone nie wydaje się uzasadnione. Na rysunku 4 przedstawiono segmentację miast na 16 grup. Na uwagę zasługuje fakt, wydzielenia z miast województwa Śląskiego trzech grup. Podział terytorium Polski na obszary o dużym podobieństwie fluktuacji nasłonecznienia pozwala na takie rozplanowanie inwestycji z zakresu energetyki słonecznej by zmienność generacji energii elektrycznej (będąca nieodłączną cechą takich instalacji) została zminimalizowana oraz możliwe było przygotowywanie trafnych prognoz uzysku.



Rys. 4. Szesnaście grup miast, cechujących się największą jednorodnością pod kątem zmian wartości nasłonecznienia na przestrzeni roku

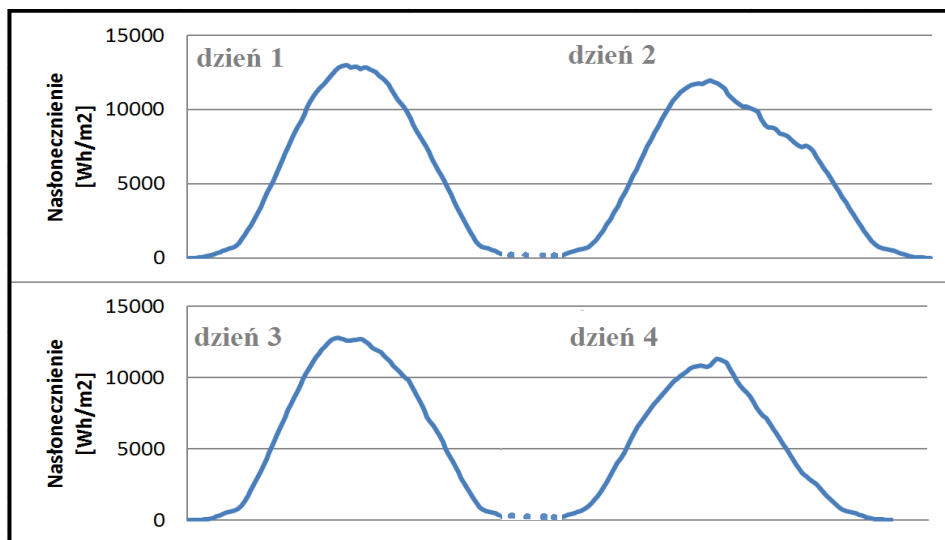
Zmienność warunków pogodowych jest kluczowym czynnikiem wpływającym na niestabilność fotowoltaicznych źródeł energii. Małe instalacje są w szczególności podatne na częściowe ograniczenie docierającego do nich promieniowania słonecznego na skutek przemieszczających się chmur. Na rysunku 5 pokazano porównanie wartości nasłonecznienia dla czterech par największych polskich miast. Przedział czasowy obejmuje jeden dzień roku 2005, a pomiar dotyczy konkretnego punktu opisanego współrzędnymi geograficznymi. Wymiary tego punktu są zdefiniowane rozdzielczością obrazu dostarczanego przez satelitę. Należy zwrócić uwagę, iż dla Krakowa i Wrocławia obserwujemy prawie idealną zmianę nasłonecznienia wraz z upływem kolejnych godzin. Oznacza to, iż w danym dniu niebo cechowało się bezchmurnością lub przemieszczanie się pojedynczych chmur nie wpłynęło na wartość nasłonecznienia w wybranej lokalizacji (nie padał tam cień). Natomiast w pozostałych przypadkach wyraźne są duże wahania w ilości promieniowania słonecznego. Szczególnym przypadkiem jest miasto Bydgoszcz, gdzie te fluktuacje osiągają największe sumaryczne wartości.



Rys. 5. Porównanie zmienności nasłonecznienia dla par miast, w ciągu wybranego dnia

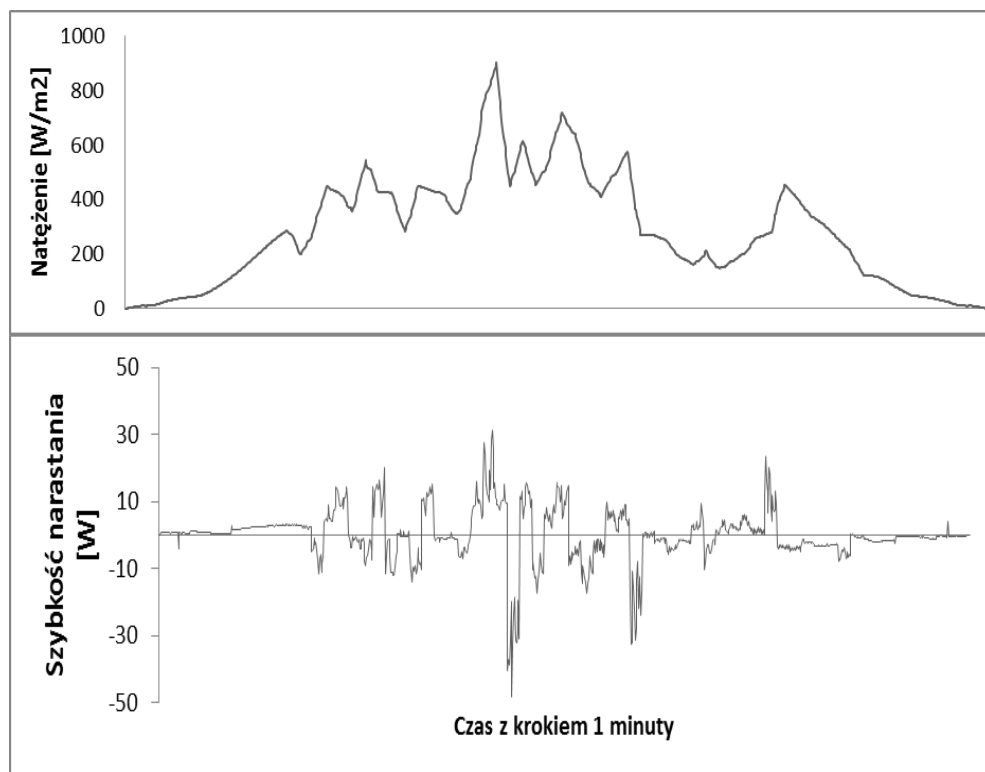
Zmiany te w sytuacji, gdy systemy te podłączone są do sieci elektroenergetycznej wpływać mogą negatywnie na stabilność sieci. Pojawiające się chwilowe nadwyżki

lub niedobory energii, muszą zostać skompensowane poprzez magazyny energii (np. elektrownie szczytowo-pompowe), szybko reagujące elektrownie gazowe lub rezerwę gorącą (ang. spinning reserve). Wszystkie te działania są powszechnie wykorzystywane w systemach elektroenergetycznych jednakże ich stosowanie pociąga za sobą konieczność poniesienia dodatkowych nakładów inwestycyjnych oraz dużych kosztów utrzymania. Sytuacja ta ma miejsce w wypadku niestabilnych, jednakże przewidywalnych, źródeł energii odnawialnej takich jak: energetyka wiatrowa czy słoneczna. W efekcie wprowadzenie do sieci 1 MW mocy elektrycznej z elektrowni wiatrowej lub słonecznej nie jest równoznaczne z zastąpieniem takiej samej mocy wytwórczej ze źródeł konwencjonalnych. Częściowym rozwiązaniem problemu zmienności warunków nasłonecznienia, niepociągającym za sobą dodatkowych nakładów finansowych, wydaje się takie rozmieszczenie instalacji, które pozwoli na osiągnięcie maksymalnej różnorodności warunków atmosferycznych. W poniższym opracowaniu jedynie zasygnalizowano to rozwiązanie, a przykładową sytuację dla grupy instalacji PV zaprezentowano na rysunku 6. Przedstawione na nim zostały zmiany sumy nasłonecznienia padającego na powierzchnię 87 metrów kwadratowych, rozdzieloną równomiernie na 87 lokalizacji. Można zauważyć, iż krzywa uzysku nie odbiega od tej, którą można wykreślić w oparciu o model czystego nieba. Przy czym w godzinach popołudniowych dnia drugiego oraz czwartego wyraźnie doszło do załamania warunków atmosferycznych na obszarze części analizowanych lokalizacji.

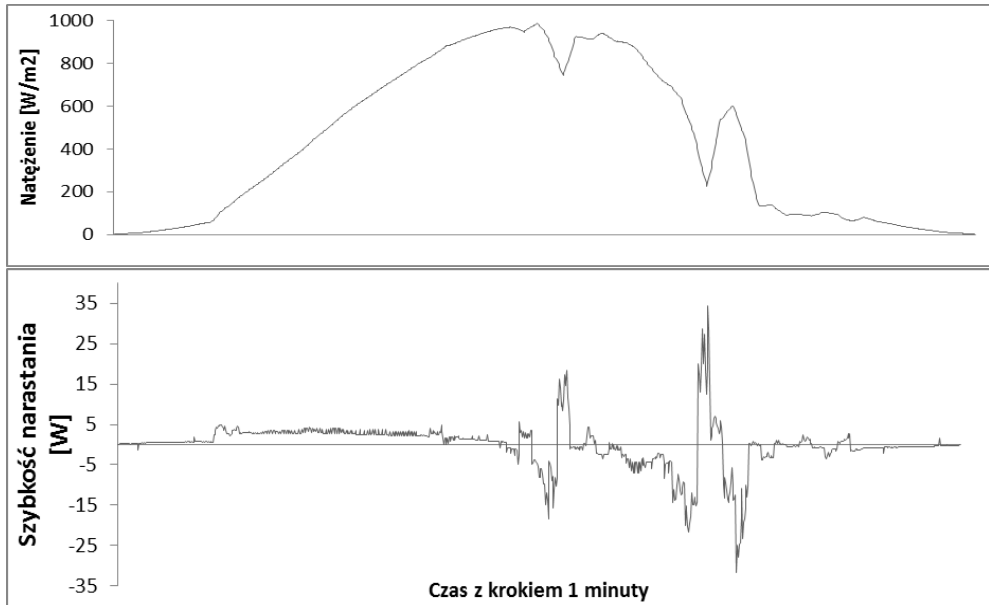


Rys. 6. Krzywa zmian nasłonecznienia, będącego sumą odczytów dla 87 lokalizacji w Polsce w przeciągu czterech kolejnych dni, począwszy od 131 dnia roku

Na kwestię fluktuacji promieniowania słonecznego należy spojrzeć również z punktu widzenia mocy, a nie tylko energii. Gdyż to natężenie promieniowania słonecznego przekłada się bezpośrednio na generowaną moc elektryczną przez daną instalację. Na rysunkach 7 oraz 8 pokazano zmiany wartości natężenia, z krokiem czasowym wynoszącym 1 min. Oznacza to, że wartości te były odczytywane, co minutę. W górnej części obu rysunków pokazano krzywą natężenia promieniowania słonecznego dla dwóch kolejnych dni roku w Wrocławiu. Natomiast w drugiej części rysunku zobrazowano samą zmienność natężenia definiowaną, jako szybkość narastania (ang. ramp rate). Jeśli krzywa szybkości narastania oscyluje wokół zera, oznacza to, iż przyrost lub spadek wartości natężenia promieniowania słonecznego jest niewielki, i zgodny z krzywą dla warunków czystego nieba. Sytuację taką obserwujemy na rysunku ZYC, w pierwszej połowie dnia, do godziny około 12.

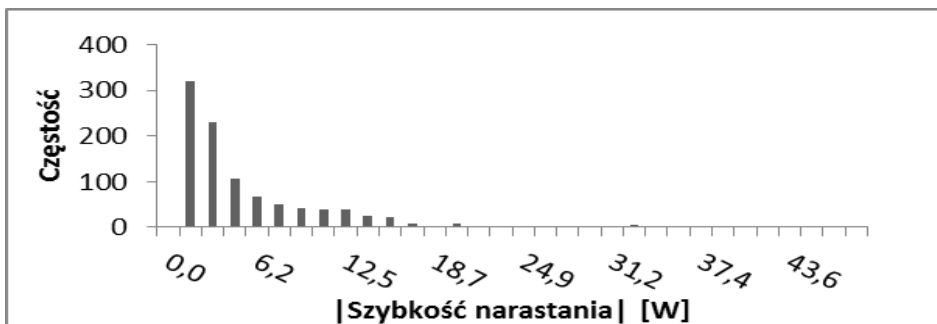


Rys. 7. Wrocław – zmienność natężenia promieniowania słonecznego oraz szybkości narastania, dzień pierwszy

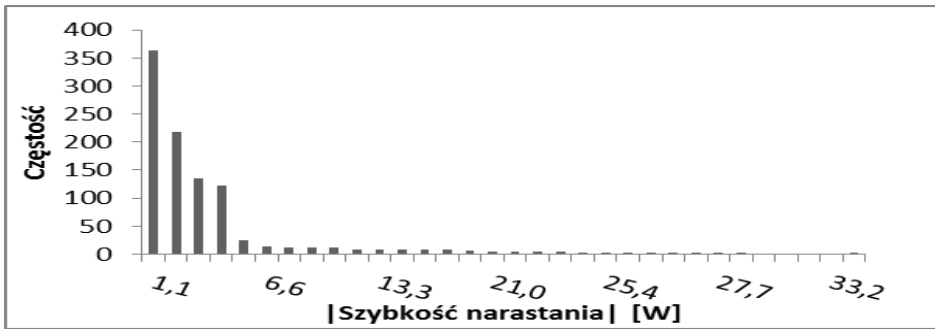


Rys. 8. Wrocław – zmienność natężenia promieniowania słonecznego oraz szybkości narastania, dzień drugi

Ważne jest by zrozumieć, jakie wartości parametru szybkość narastania dominują dla danej lokalizacji. Analizę dla dwóch dni z rysunków 7 oraz 8 przedstawiono na histogramach znajdujących się na rysunkach 9 i 10. Widać wyraźnie, iż dominują wartości mniejsze niż 20 W – dla pierwszego przypadku oraz mniejsze niż 7 W dla drugiego przypadku. Parametr szybkość narastania podany został w wartości bezwzględnej. Należy mieć jednak na uwadze, iż wartości te odnoszą się do powierzchni 1 m^2 tak, więc dla większych instalacji wartości te należy odpowiednio przeskalować, uwzględniając charakterystykę wykorzystanych modułów fotowoltaicznych.



Rys. 9. Histogram dla wartości parametru szybkość narastania dzień pierwszy



Rys. 10. Histogram dla wartości parametru szybkość narastania dzień drugi

5. PODSUMOWANIE I WNIOSKI

Na podstawie przeprowadzonych badań można wysnuć następujące wnioski:

- wraz z rosnącą odległością pomiędzy instalacjami PV maleje wartość współczynnika korelacji opisującego zależność pomiędzy odpowiadającymi im zmianami nasłonecznienia;
- możliwe jest wskazanie miast, na obszarze Polski, które cechują się podobną zmiennością w zakresie wartości nasłonecznienia;
- podzielenie systemu PV, o danej mocy X [MW], na równomiernie rozmieszczonych lokalizacjach, przy czym moc nowych systemów równa jest X/Y [MW] gdzie Y to liczba nowych lokalizacji, pozwala na wygładzenie krzywej uzysku energii elektrycznej. Jest to tak zwany przestrzenny efekt wygładzający, opisany między innymi w [5].

Zmniejszające się nakłady inwestycyjne, rosnący trend cen energii ze źródeł konwencjonalnych oraz wzrost sprawności konwersji fotowoltaicznej powoduje, iż parytet sieci dla instalacji fotowoltaicznych może zostać osiągnięty w Polsce w przeciągu najbliższych lat. W związku z tym, konieczne jest podjęcie działań mających na celu zminimalizowanie wpływu zmienności warunków słonecznych na funkcjonowanie systemu elektroenergetycznego. W szczególności winny zostać uwzględnione takie zadania, które w sposób niepociągający dodatkowych nakładów pozwalają zredukować zmienność uzysku z instalacji PV w skali kraju. Rozumie się przez to takie rozmieszczenie systemów PV, które pozwala na generowanie względnie stabilnej i przewidywalnej ilości energii w ciągu kolejnych godzin dnia. Można, więc przyjąć, iż z punktu widzenia stabilności systemu energetycznego korzystniejsze są małe, ale rozproszone na dużym obszarze instalacji fotowoltaiczne niż jedna duża farma podatna na zmienność warunków atmosferycznych jednej konkretnej lokalizacji.

LITERATURA

- [1] BIRD R. E., HULSTROM L. R. (1981). *A Simplified Clear Sky Model for Direct and Diffuse Insolation on Horizontal Surfaces*. Solar Energy Research Institute. SERI/TR-642-761
- [2] HOFF T.E., PEREZ R., *Quantifying PV power Output Variability*. Solar Energy, 2010, Vol. 84, No. 8, 1782-1793
- [3] HOFF T.E., PEREZ R., *Modeling PV Fleet Output Variability*. Solar Energy, 2012, Vol. 86, No. 8, 2177-2189
- [4] International Energy Agency. (2013). *Photovoltaic and Solar Forecasting: State of the Art*. <http://iea-pvps.org/>
- [5] KLEISSL J., *Solar Energy Forecasting and Resource Assessment*, Elsevier, San Diego 2013
- [6] PEREZ, M., Fthenakis, V., (2012). *Quantifying Long Time Scale Solar Resource Variability*. Materiały konferencyjne: World Renewable Energy Forum, Denver, CO.
- [7] <http://www.soda-is.com/> (SODA) dostęp 23.01.2015

SPATIAL DISTRIBUTION IMPACT ON PHOTOVOLTAIC SOURCES STABILITY

This work aims to study the impact of spatial distribution on stability of energy yield from photovoltaic installations. Site-pair correlation for one year-period for 87 cities in Poland has been presented, showing decreasing trend with increasing distance separating each pair. Further, an analysis of similarity between certain groups of cities was conducted in order to single out sets which solar conditions are similar and correlate. The last part of this work was to assess the impact of sudden changes in irradiance, which cause swift fluctuations in power output from PV system.

Kamila KULAWINEK, Piotr JADWISZCZAK*

WPLYW LOKALIZACJI BUDYNKU NF15 NA ROCZNE KOSZTY ZASILANIA W CIEPŁO Z OZE

W artykule określono zmienność kosztów zasilania w ciepło z odnawialnych źródeł energii (OZE) budynku wzniesionego w standardzie energetycznym NF15 w zależności od jego lokalizacji na terenie Polski. W kroku godzinowym przeanalizowano roczne koszty zasilania budynku w ciepło z systemów OZE wykorzystujących kolektory słoneczne, pompy ciepła typu powietrze/woda i buforę ciepła oraz porównano z systemem konwencjonalnym z kondensacyjnym kotłem gazowym.

1. WPROWADZENIE

Budynki energooszczędne charakteryzują się niskim zapotrzebowaniem energii i wysokim stopniem wykorzystania wewnętrznych i zewnętrznych zysków ciepła do ogrzewania. Małe wymagane moce cieplne umożliwiają zasilanie takich budynków w ciepło z niskotemperaturowych systemów opartych na odnawialnych źródłach energii (OZE). Wykorzystywanie zysków ciepła oraz OZE sprawia, że zróżnicowane warunki klimatyczne na terenie Polski zmieniają zarówno zapotrzebowanie ciepła jak i udział oraz koszty wykorzystania OZE do ogrzewania budynków. Przykładowo lokalizacje cechujące się dużym nasłonecznieniem w miesiącach zimowych preferują wykorzystanie energii solarnej, a te o niskich temperaturach zewnętrznych obniżają efektywność wykorzystania pomp ciepła typu powietrze/woda.

W celu określenia i zobrazowania wpływu warunków klimatycznych w różnych rejonach Polski na efektywność i koszty zasilania w ciepło z OZE budynków energooszczędnych dokonano wariantowej analizy porównawczej dla wybranych lokalizacji w Polsce.

* Politechnika Wroclawska, Wydział Inżynierii Środowiska, Katedra Klimatyzacji, Ogrzewnictwa, Gazownictwa i Ochrony Powietrza, ul. C.K. Norwida 4/6 50-373 Wrocław, kamila.kulawinek@pwr.edu.pl, piotr.jadwiszczak@pwr.edu.pl.

2. DANE I ZAŁOŻENIA

Jako obiekt badawczy przyjęto parterowy, energooszczędny budynek jednorodzinny o powierzchni 82 m², spełniający wymagania programu NFOŚiGW w standardzie NF15 [2]. W budynku zastosowano ogrzewanie powietrzne, oparte na wentylacji mechanicznej z odzyskiem ciepła i nagrzewnicami wodnymi, zasilanymi z bufora ciepła, wspólnego na cele ogrzewania i przygotowania ciepłej wody użytkowej dla 4 osobowej rodziny. Jako źródło ciepła przyjęto wariantowo trzy rozwiązania: 1) system OZE z kolektorami słonecznymi wspierany grzałką elektryczną, 2) system OZE z pompą ciepła typu powietrze/woda wspierany grzałką elektryczną oraz 3) system konwencjonalny z gazowym kotłem kondensacyjnym (rys. 1). Wielkość układów pozyskujących energię słoneczną we wszystkich wariantach jest taka sama, narzucona architekturą budynku, ponieważ kolektory słoneczne służą jednocześnie jako stałe osłony przeciw-słoneczne.

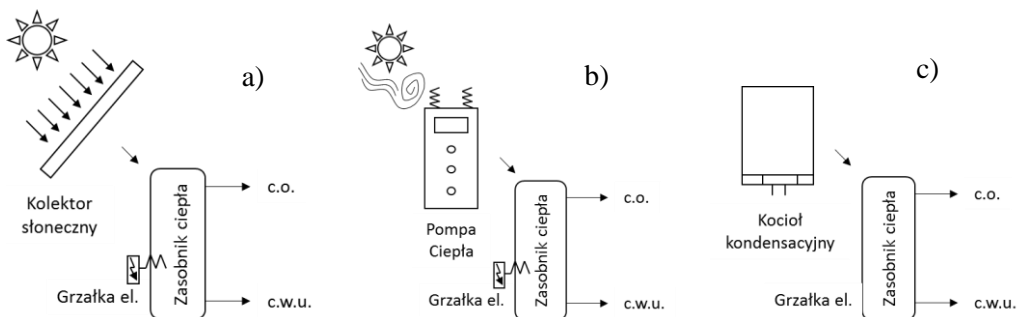
Do analizy wybrano 7 lokalizacji na terenie Polski, których warunki klimatyczne cechują najniższe i najwyższe nasłonecznienie oraz temperatury zewnętrzne godzinowe w miesiącach zimowych czyli w sezonie grzewczym według [4] (tabela 1).

Tabela 1. Analizowane lokalizacje i ich cechy charakterystyczne klimatu

Lokalizacja	Nasłonecznienie w miesiącach zimowych, (kWh/m ²)	Minimalna godzinowa temperatura zewnętrzna, (°C)
1. Hel	112,8 niskie	-7,6 najwyższa
2. Łeba	102,6 najmniejsze	-13,8 niska
3. Nowy Sącz	193,9 wysokie	-11,7 wysoka
4. Rzeszów	186,5 wysokie	-18,1 niska
5. Suwałki	106,7 niskie	-26,2 najniższa
6. Tarnów	171,9 średnie	-10,4 / -20*
7. Zakopane	208,7 największe	-16,6 niska

*największa różnica między temperaturą godzinową wg [4] i projektową zewnętrzną wg [3]

Analiza objęła więc 21 wariantów obliczeniowych: trzy rodzaje źródła ciepła w 7 lokalizacjach. Dla każdego z wariantów przeprowadzono roczną analizę zmienności zapotrzebowania na ciepło oraz analizę pracy instalacji i źródeł ciepła w kroku godzinowym w warunkach klimatycznych wytypowanych miejscowości.

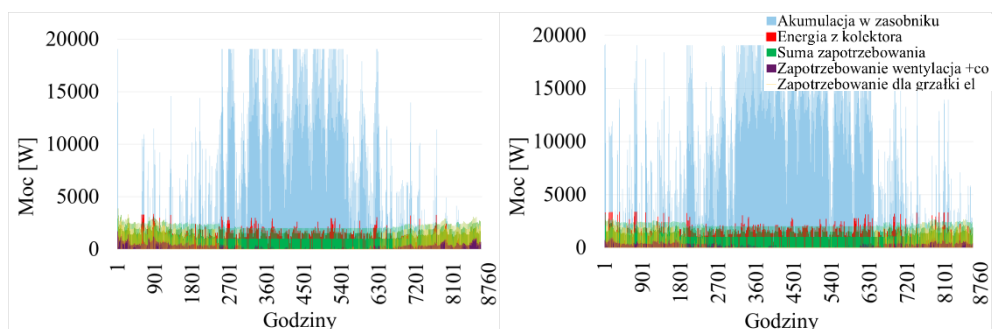


Rys. 1. Schematy technologiczne analizowanych systemów zaopatrzenia w ciepło. a) system OZE z kolektorami słonecznymi, b) układ OZE z pompą ciepła, c) układ z kotłem kondensacyjnym

3. PREZENTACJA WYBRANYCH WYNIKÓW ANALIZY

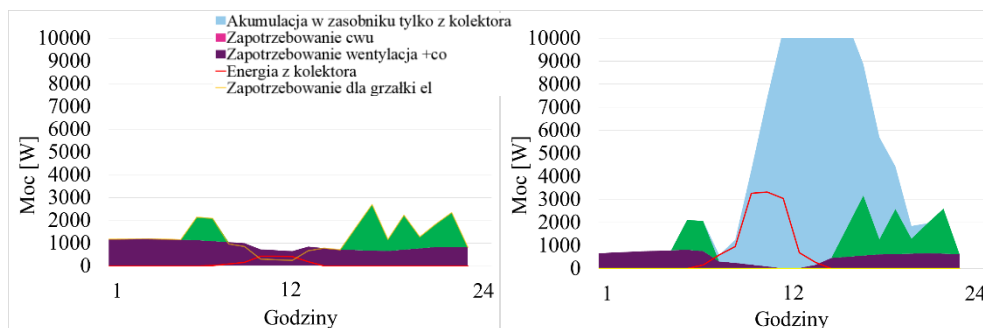
Pierwszym etapem analizy było sprawdzenie możliwości, udziału oraz kosztów zasilania budynku NF15 w ciepło wyłącznie z systemu OZE wykorzystującego kolektory słoneczne i wspomaganego grzałką elektryczną. Analizę przeprowadzono dla wszystkich wytypowanych miejscowości. Ze względu na obszerność materiału szczegółowe wyniki analizy godzinowej zaprezentowano jedynie dla trzech lokalizacji: Słupska, Nowego Sącza i Zakopanego. Analogicznie opracowano wszystkie pozostałe warianty.

Rysunek 1 przedstawia wyniki analizy godzinowej dla identycznego budynku NF15 zlokalizowanego w Suwałkach (niskie nasłonecznienie, niskie temperatury minimalne godzinowe) oraz w Nowym Sączu (wysokie nasłonecznienie i wysokie temperatury minimalne godzinowe w okresie grzewczym).



Rys. 2. Godzinowa analiza pracy systemu OZE zasilanego energią słoneczną w Suwałkach (strona lewa) i w Nowym Sączu (strona prawa)

Na rysunkach 2 i 3 przedstawiono przykładowe 24 i 48-godzinne cykle pracy systemu OZE zasilającego budynek NF15 w ciepło z kolektorów słonecznych.

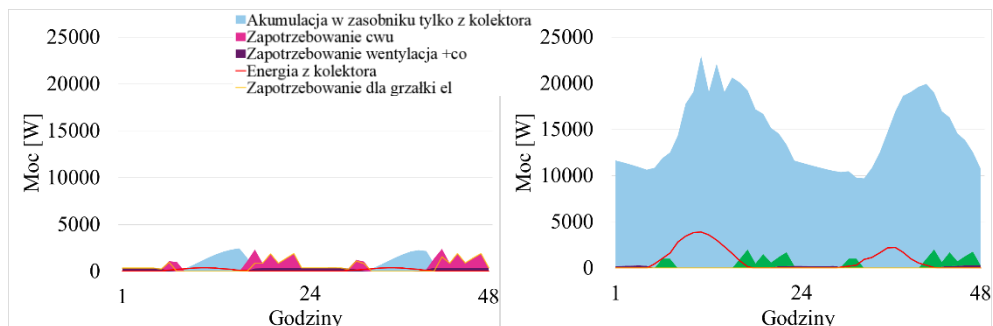


Rys. 3. Praca systemu OZE z kolektorami słonecznymi w Suwałkach (strona lewa) i Nowym Sączu (strona prawa) w dniu o najmniejszym nasłonecznieniu w ciągu sezonu grzewczego (2.01)

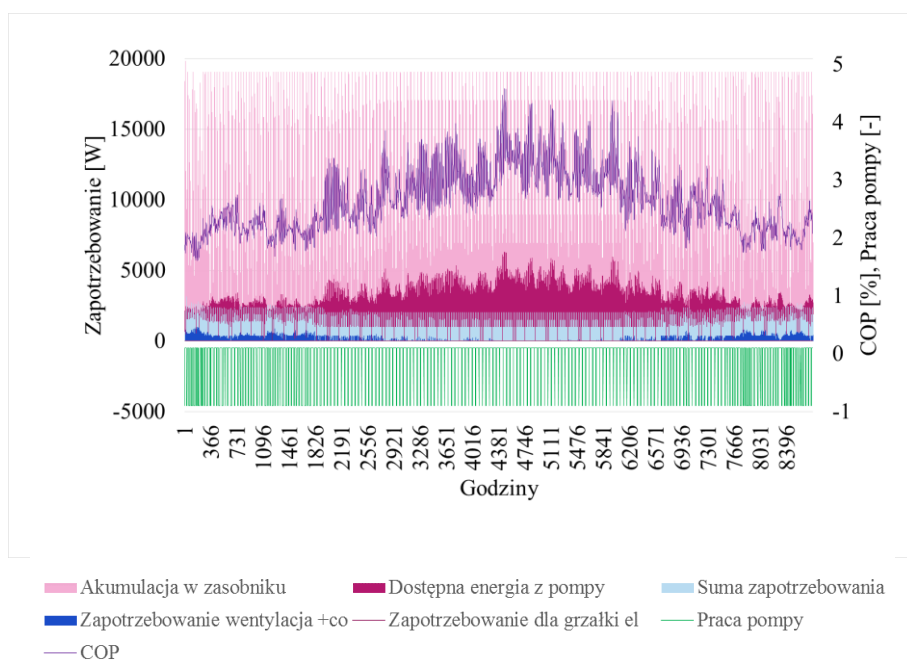
W dniu o najmniejszym nasłonecznieniu (2 stycznia), a więc najniekorzystniejszym z punktu widzenia zasilania budynku w ciepło z kolektorów słonecznych, w Suwałkach energii słonecznej brakuje nawet na zaspokojenie podstawowych potrzeb dobowych. Energia wyprodukowana przez kolektory słoneczne jest w stanie pokryć tylko 5% dobowego zapotrzebowania, co wymusza nieprzerwaną pracę wspomagającej grzałki elektrycznej. W Nowym Sączu ciepło z kolektorów pokrywa 48% zapotrzebowania dobowego, a grzałka elektryczna pracuje przez 11 godzin zużywając o 80% mniej energii elektrycznej niż w Suwałkach.

W wypadku dni o największym średnim nasłonecznieniu (4 i 5 kwietnia) sytuacja jest analogiczna (rys. 3). W Suwałkach energii pozyskanej z kolektorów nie wystarcza do zaspokojenia potrzeb cieplnych budynku (deficyt 47%). W Zakopanym natomiast potrzeby cieplne budynku zostaną zaspokojone przez OZE, nawet z nadatkiem 57% energii pozyskanej. W skali roku wspomagająca grzałka elektryczna pracuje w Nowym Sączu przez 2352 godziny w roku, a w Suwałkach aż 3360 godzin w skali roku.

Analogicznej analizie dokonano dla systemu OZE wykorzystującego pompę ciepła (PC) typu powietrze/woda. Efektywność pracy PC, a tym samym koszt jej pracy, uzależnione są od chwilowej temperatury powietrza zewnętrznego. W znacznej części roku ilość dostępnej energii zaspokaja lub przewyższa zapotrzebowanie na ciepło budynku (rys.4). Pozwala to na wprowadzenie działań dodatkowo obniżających koszty eksploatacji np. zaprogramowanie pracy PC w okresach tańszej taryfy energii elektrycznej.



Rys. 4. Praca systemu OZE zasilanego energią słoneczną w dwóch kolejnych dniach o największym nasłonecznieniu w ciągu roku (4–5.04) w Suwałkach (strona lewa) i Zakopanym (strona prawa)



Rys. 5. Godzinowa analiza pracy systemu zasilanego PC w Nowym Sączu

Dla porównania dokonano również godzinowej analizy pracy konwencjonalnego systemu zaopatrzenia w ciepło budynku NF15 z kondensacyjnym kotłem gazowym. Kocioł w 100% zaspokaja potrzeby cieplne budynku w skali całego roku, a podczas pracy zużywa gaz i pomocniczą energię elektryczną.

Wyniki analizy zestawiono w tabeli 2 jako zapotrzebowanie ciepła budynku NF15 w wybranych lokalizacjach oraz procentowy udział ciepła z OZC i z energii konwencjonalnej w zaspokajaniu potrzeb (OZC%/en. konw.%).

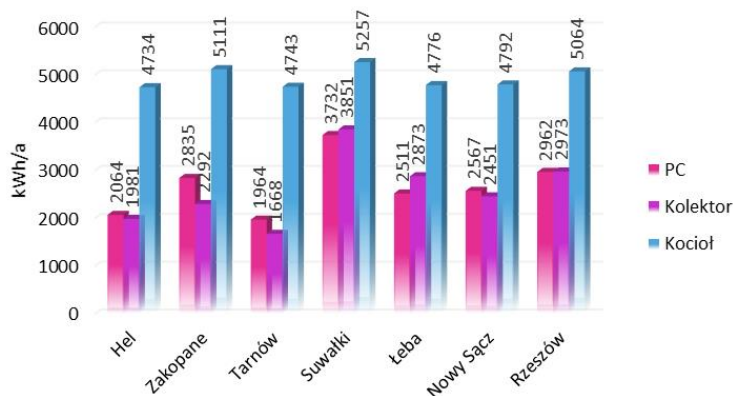
Tabela 2. Sezonowe zapotrzebowanie ciepła budynku NF15, procentowy udział OZE oraz koszty zaopatrzenia budynku w ciepło w zależności od systemu i lokalizacji

Lokalizacja	Zapotrzebowanie ciepła, kWh/a	Udział OZE/energii konwencjonalnej, %		
		OZE kolektory słoneczne	OZE PC powietrze/woda	Kocioł kondensacyjny
Hel	4809	59/41	57/43	-/98
Łeba	5121	44/56	51/49	-/93
Nowy Sącz	5076	52/48	49/51	-/94
Rzeszów	5390	45/55	45/55	-/94
Suwałki	5717	33/67	35/65	-/92
Tarnów	4645	64/36	58/42	-/100
Zakopane	5384	57/43	47/53	-/95

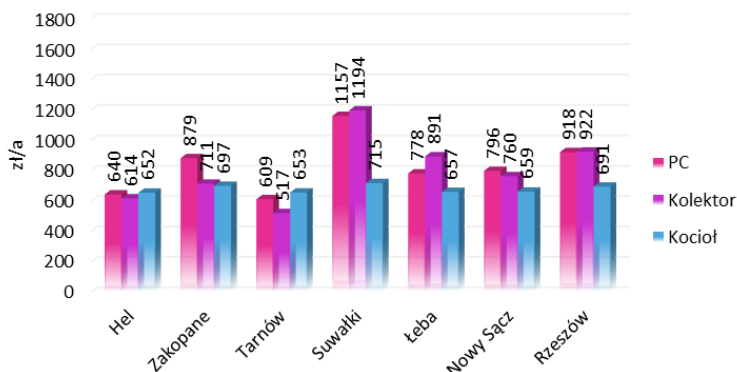
4. KOSZTY EKSPLOATACYJNE

Odnawialna energia cieplna pozyskiwana przez OZE jest całkowicie darmowa. Jednak pracy każdego z analizowanych systemów OZE towarzyszy również zużycie konwencjonalnej energii elektrycznej (energia pomocnicza oraz wspomagająca grzałka elektryczna), a w wypadku kotła kondensacyjnego energii elektrycznej (pomocniczej) i gazu. Różne warunki klimatyczne analizowanych lokalizacji zmieniają zapotrzebowanie na ciepło budynku oraz udział OZE w zaspokajaniu tego zapotrzebowania (tabela 2). Deficyt ciepła w systemach OZE uzupełniany jest energią cieplną z grzałki elektrycznej. Zapotrzebowanie budynku na ciepło, udział OZE, zapotrzebowanie konwencjonalnej energii elektrycznej oraz gazu (rys. 5) określają roczne koszty zasilania w ciepło budynku NF15, które przedstawiono na wykresie 6. W zależności od lokalizacji i systemu zasilania w ciepło zmieniają się one od 517 do 1 194 zł/rok, a więc ponad dwukrotnie. „Najtańszym” miastem okazuje się Tarnów.

Ciepło ze spalania gazu jest tańsze (wg taryfy PGNiG 12,5 gr/kWh) od energii elektrycznej pomocniczej i wspomagającej OZE (wg taryfy ENEA 31gr/kWh). Sprawa to, że mimo wyższego zapotrzebowania energii konwencjonalnej (rys. 5), to kocioł kondensacyjny w większości przypadków okazuje się rozwiązaniem najkorzystniejszym pod kątem sezonowych kosztów eksploatacyjnych.



Rys. 6. Porównanie sezonowego zapotrzebowania na energię konwencjonalną w analizowanych wariantach

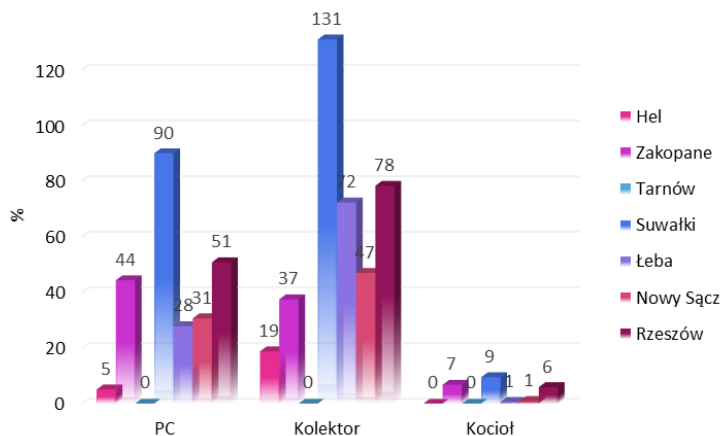


Rys. 7. Porównanie kosztów energii konwencjonalnej w analizowanych wariantach

Analizując jedynie systemy OZE widać, że w różnych miejscowościach najtańsze eksploatacyjnie okazują się inne rozwiązania. Wynika to z różnych warunków meteorologicznych panujących w omawianych lokalizacjach. Na przykład w Helu najniższe koszty osiąga się w systemie OZE zasilanym przez kolektory słoneczne, a w Rzeszowie czy Łebie jest on najdroższy eksploatacyjnie.

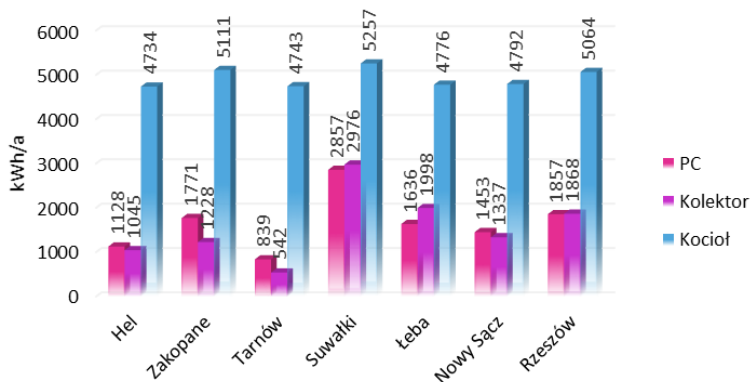
Na rysunku 7 przedstawiono procentowe rozbieżności pomiędzy kosztami eksploatacyjnymi układów w zależności od lokalizacji budynku. Jako bazową lokalizację przyjęto Tarnów – lokalizację o najniższych kosztach eksploatacyjnych w Polsce. W przypadku pompy ciepła np. na Helu koszty eksploatacyjne wzrastają tylko o 5% w porównaniu z Tarnowem, a w Suwałkach już o blisko 90%. System OZE wykorzystujący kolektory słoneczne w Suwałkach jest aż o 131% droższy eksploatacyjnie niż taki sam zastosowany w Tarnowie. Rysunek 7 pokazuje również, iż układ z kotłem

kondensacyjnym charakteryzuje się najmniejszą zmiennością kosztów w poszczególnych lokalizacjach.



Rys. 8. Procentowe porównanie rozbieżności kosztów eksploatacyjnych źródeł ciepła w wybranych miejscowościach

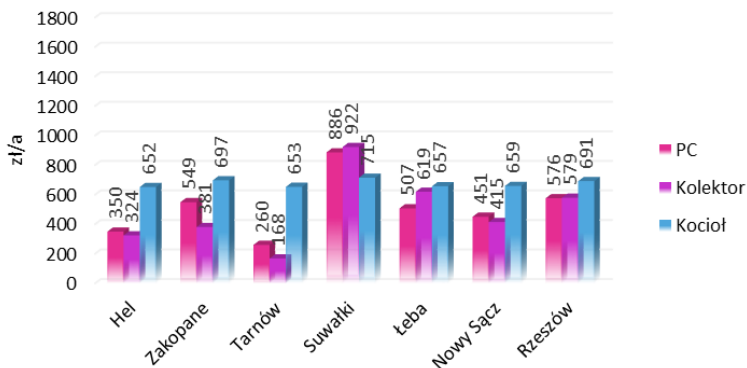
Powyższe zestawienia wykazują, że systemy OZE w większości przypadków okazują się droższe pod kątem eksploatacji od systemów zasilanych energią konwencjonalną. Aby obniżyć koszty eksploatacyjne systemów opartych na OZE przeanalizowano wszystkie 21 wariantów z wykorzystaniem ogniw fotowoltaiczno-termicznych PV/T (rys. 8 i 9).



Rys. 9. Zapotrzebowanie na energię konwencjonalną w wypadku wspomaganie przez ogniwa PV/T

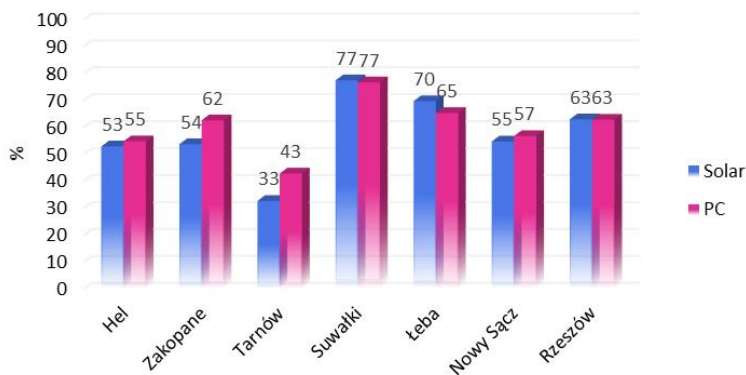
Wprowadzenie PV/T zmienia zestawienie kosztów zasilania budynku NF15 w ciepło na korzyść OZE. Zapotrzebowanie na dodatkową energię konwencjonalną w ukła-

dzie wykorzystującym OZE zmalało. Zmieniło to zestawienie kosztów eksploatacyjnych na korzyść OZE. Jedynie w Suwałkach kocioł kondensacyjny pozostał najtańszy w eksploatacji (rys. 9).



Rys. 10. Koszty energii konwencjonalnej dla układu wspomagane go przez ogniwa PV/T

Na rysunku 10 przedstawiono udział energii elektrycznej wytwarzanej w PV/T w całkowitym zapotrzebowaniu na pomocniczą energię elektryczną dla systemu zasilanego z kolektorów słonecznych i PC. Warunki klimatyczne danej lokalizacji mają wyraźny wpływ na udział PV, który waha się od 33 do 77%, co bezpośrednio obniża koszty eksploatacyjne.



Rys. 11. Procentowy udział pokrycia zapotrzebowania na energię elektryczną przez źródła niekonwencjonalne

5. PODSUMOWANIE I WNIOSKI

Lokalizacja budynku w standardzie NF15 ma istotny wpływ na kształtowanie rocznych kosztów zaopatrzenia go w ciepło na cele ogrzewania i przygotowania c.w.u. Warunki klimatyczne panujące w poszczególnych lokalizacjach zmieniają koszty eksploatacyjne (od 1194 do 517 zł/a) i wpływają na wybór najtańszego źródła ciepła. Najkorzystniejsze ekonomicznie wyniki uzyskuje się po zastosowaniu systemów OZE łączących pozyskiwanie energii cieplnej i elektrycznej, co obniża koszty eksploatacyjne do poziomu od 922 zł/a do 168 zł/a.

Najtańszym miastem jest Tarnów, najdroższym miastem są Suwałki.

Analizowanie pracy systemów OZE i akumulacyjnych wymaga zastosowania kroku godzinowego. Obliczenia w preferowanych w przepisach polskich warunkach projektowych lub opieranie się na wartościach średniomiesięcznych prowadzi do pomyłek i niewłaściwych wniosków, szczególnie dotyczących możliwości zaspokojenia potrzeb energetycznych z OZE. Najdokładniejszym sposobem wykonania tego typu badań okazuje się analiza godzinowa. Sposób ten jest jednak bardzo pracochłonny, lecz daje wyniki dalece lepsze niż np. metody miesięczne.

LITERATURA

- [1] DZ.U. 2002 NR 75 POZ. 690 - *Rozporządzenie Ministra Infrastruktury z dnia 12 kwietnia 2002 r. w sprawie warunków technicznych, jakim powinny odpowiadać budynki i ich usytuowanie* wraz z Dz.U. 2013 poz. 926 - *Rozporządzeniem Ministra Transportu, Budownictwa i Gospodarki Morskiej z dnia 5 lipca 2013 r. zmieniającym rozporządzenie w sprawie warunków technicznych, jakim powinny odpowiadać budynki i ich usytuowanie*.
- [2] Dz.U. 2013 poz. 45 - *Rozporządzenie Ministra Transportu, Budownictwa i Gospodarki Morskiej z dnia 3 stycznia 2013 r. zmieniające rozporządzenie w sprawie metodologii obliczania charakterystyki energetycznej budynku i lokalu mieszkalnego lub części budynku stanowiącej samodzielną całość techniczno-użytkową oraz sposobu sporządzania i wzorów świadectw ich charakterystyki energetycznej*.
- [3] <http://www.enea.pl/>
- [4] <http://www.pgnig.pl/>
- [5] Ministerstwo Infrastruktury i Rozwoju - *Typowe lata meteorologiczne i statystyczne dane klimatyczne dla obszaru Polski do obliczeń energetycznych budynków*.
- [6] PN-EN 12831:2006 - *Instalacje ogrzewcze w budynkach -- Metoda obliczania projektowego obciążenia cieplnego*.
- [7] *Program dopłat do kredytów na budowę domów energooszczędnych - wymagania techniczne określone w załączniku nr 3 do programu*.

THE IMPACT OF BUILDING LOCATION IN NF15 STANDARD ON ANNUAL COST
OF SOLUTIONS BASED ON RENEWABLE ENERGY

The article sets out the volatility of energy costs in the heat of Renewable Energy Sources (RES), a building built in NF15 energy standard depending on its location on Polish territory. Analyzed the annual power supply costs of the building in the heat of renewable energy systems using solar panels, heat pumps and heat buffers, and compared with a conventional system with a condensing gas boiler in hourly step.

Małgorzata KUTYŁOWSKA*

INSPEKCJA TELEWIZYJNA KANALIZACJI DESZCZOWEJ WE WROCŁAWIU

Praca przedstawia informacje dotyczące dotychczas przeprowadzonej inspekcji telewizyjnej kanalizacji deszczowej we Wrocławiu w latach 1995-2014. Łącznie przebadano 3283 odcinki o łącznej długości ok. 110,7 km, wykonane głównie z kamionki i betonu. Analiza protokołów stanu technicznego wykazuje, że kanalizacja deszczowa (podobnie jak i kanały ściekowe oraz budowane w systemie ogólnospławnym) podlegają podobnym procesom awaryjności, a także typowym procesom starzenia się. Uszkodzenia i nieprawidłowości występujące na czynnych odcinkach kanalizacji związane są m. in. z niekontrolowanym przerostem korzeni drzew oraz z nieprawidłowym wykonaniem innych obiektów liniowych. Ponadto często obserwowane są uszkodzenia (np. pęknięcia lub rozszczenia) kanałów, które spowodowane są upływem czasu, a także niewłaściwą eksploatacją, co prowadzi do utraty pierwotnych cech materiałowych i wytrzymałościowych.

1. WPROWADZENIE

Inspekcja telewizyjna sieci kanalizacyjnych jest od dawna stosowana w Polsce i na świecie do oceny stanu technicznego przewodów eksploatowanych przez wiele lat oraz oddanych do użytkowania całkiem niedawno [6, 12]. W ostatnim czasie pojawiły się nowe sposoby analizy występujących w kanale uszkodzeń. Jedną z takich technologii jest metoda elektro-skanowania z powodzeniem zastosowana w Nowej Zelandii. Dyskusję możliwości stosowania tej metody oraz porównanie z wynikami otrzymanymi tradycyjną techniką wideo zaprezentowała E. Kuliczkowska [7]. Jak wykazano w opracowaniu [7] metoda elektro-skanowania okazała się skuteczniejsza w liczbie wykrytych nieprawidłowości, w porównaniu do typowej inspekcji telewizyjnej. Jednakże istniejące ograniczenia możliwości stosowania tej metody powodują konieczność wykonywania dodatkowych badań również techniką wideo.

* Politechnika Wroclawska, Wydział Inżynierii Środowiska, Katedra Wodociągów i Kanalizacji, Wyb. Wyspiańskiego 27, 50-370 Wrocław, malgorzata.kutylovska@pwr.edu.pl.

Poza standardową analizą uszkodzeń wykrytych podczas badania kanału mającą na celu określenie liczby, rodzaju i miejsca występujących nieprawidłowości, rozpowszechnione są ostatnio metody przewidywania stanu technicznego kanalizacji oraz technik jej odnowy z wykorzystaniem matematycznego modelowania [16, 18, 20]. Przewidywanie liczby i rodzaju uszkodzeń, a także metod renowacji wiąże się z koniecznością posiadania wiarygodnej bazy danych, którą uzyskać można wykonując najpierw kompleksowe badania stanu technicznego np. techniką wideo, co jest właśnie przedmiotem badań eksploatacyjnych w wielu polskich miastach.

Głównym celem tej pracy jest ukazanie stanu zaawansowania inspekcji telewizyjnej kanalizacji deszczowej we Wrocławiu. Praca ta jest kontynuacją i uzupełnieniem opracowań dotyczących kanalizacji ogólnospławnej i ściekowej [9, 10].

2. METODYKA BADAŃ

Inspekcja telewizyjna kanalizacji deszczowej była przeprowadzana przez Miejskie Przedsiębiorstwo Wodociągów i Kanalizacji we Wrocławiu (MPWiK) od połowy lat dziewięćdziesiątych XX wieku, czyli równoległe z badaniami kanalizacji ogólnospławnej i ściekowej. Jednakże dopiero od 2010 roku kanalizacja deszczowa jest własnością MPWiK, co spowodowało, że planowe inspekcje przeprowadzane są właściwie od 2011 roku. W latach wcześniejszych prace były jedynie zlecane i inspekcję prowadzono doraźne w momencie wystąpienia poważnej awarii lub podczas odbioru nowych odcinków sieci.

Inspekcja telewizyjna przewodów deszczowych we Wrocławiu przeprowadzana jest przez zespół diagnostyczny MPWiK. Dokładny opis metodyki prowadzenia pomiarów przez grupę inspekcyjną został zawarty w pracach dotyczących kanalizacji ogólnospławnej i ściekowej [9, 10]. Początkową analizę awaryjności sieci deszczowej we Wrocławiu zaprezentowano w opracowaniu [11]. Niniejsza praca jest uzupełnieniem wspomnianych wyżej trzech opracowań.

Analizę zapisów inspekcji wideo kanałów deszczowych, podobnie jak w przypadku kanalizacji ogólnospławnej i ściekowej, MPWiK we Wrocławiu przeprowadza stosując własne instrukcje opracowane w 1995 roku [4]. Na podstawie tych wytycznych szacowany jest ogólny stan techniczny badanego odcinka. Ponadto każdemu przebadanemu odcinkowi kanału przypisywane są tzw. punkty karne. Wartości punktów karnych zależą od rodzaju zaobserwowanych uszkodzeń oraz ich istotności z punktu widzenia prawidłowego działania wybranego fragmentu sieci kanalizacyjnej. Wytyczne, opracowane przez MPWiK 20 lat temu, powstały na podstawie zagranicznych zaleceń (Water Research Center), które w wielu krajach są już od dawna niestosowane. Mając na uwadze krytyczne opinie o tej metodzie [6, 8], oraz brak obecnie jej wykorzystywania w wielu krajach, zaleca się zmianę sposobu oceny stanu kanalizacji

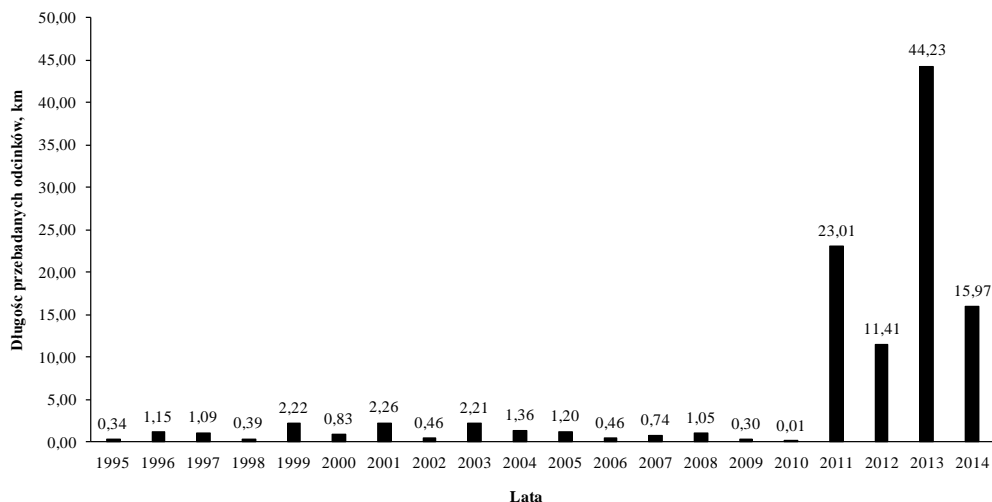
na nowszą metodykę, bardziej popularną i dokładniejszą. Kilkanaście lat temu opracowano w Niemczech wytyczne ATV-M 143 oraz ATV-M 149, które zawierają wskazówki, jak należy przeprowadzać inspekcję telewizyjną sieci kanalizacyjnej oraz jakie informacje dotyczące zaobserwowanych uszkodzeń wymagają odnotowania [1-3, 17]. Ponadto, kilka lat temu powstała norma PN-EN 13508-2:2006 [15], która zawiera sposób notacji zmian zaobserwowanych podczas badania kanału. Opis uszkodzeń powinien być zatem prowadzony w oparciu o normę i/lub wewnętrzne wytyczne oraz, zalecane przez specjalistów z różnych krajów, instrukcje [8, 19]. Takie podejście umożliwi dokonanie porównań rodzaju i liczby uszkodzeń kanalizacji w Polsce i Europie, a także będzie pomocne podczas analizy wyboru metod odnowy.

3. WYNIKI I DYSKUSJA

Od maja 1995 roku do końca kwietnia 2014 roku przebadano 3283 odcinków kanalizacji deszczowej o łącznej długości ok. 110,7 km. Dla porównania w okresie o ok. 2,5 roku krótszym inspekcji telewizyjnej poddano 4778 odcinków kanalizacji ogólnospławnej o łącznej długości ponad 179 km oraz 13507 odcinków kanalizacji ściekowej o łącznej długości ponad 500 km [9, 10]. Biorąc pod uwagę fakt, że właściwie dopiero od początku 2011 roku inspekcja kanalizacji deszczowej była prowadzona systematycznie, to powyższy rezultat można uznać za satysfakcjonujący.

Długość odcinków kanalizacji deszczowej poddanych inspekcji w każdym analizowanym roku pokazano na rysunku 1. Długość przebadanych kanałów wahała się od ok. 10 m w roku 2010 do ok. 44 km w roku 2013. Od 2011 roku obserwowany jest znaczący wzrost długości badanych odcinków kanalizacji, co wynika z prowadzenia planowej i systematycznej inspekcji związanej z przejęciem kanalizacji deszczowej przez MPWiK od Zakładu Zieleni Miejskiej.

W tabeli 1 przedstawiono strukturę materiałową przebadanych kanałów deszczowych. Kamionka jest materiałem sprawdzonym i stosowanym do budowy przewodów kanalizacyjnych od ponad 100 lat. Również teraz jest to materiał zalecany m. in. przez MPWiK [14]. Nie dziwi więc fakt, że właśnie ten materiał stanowi prawie 49% wszystkich przebadanych odcinków kanalizacji deszczowej. Natomiast w przypadku ok. 21% kanałów poddanych inspekcji nie był znany materiał z którego zostały wykonane. Znaczącą długość stanowią też odcinki kanalizacji deszczowej wykonane z betonu (14,5%). Pozostała przebadane kanały wykonane są m.in. z cegły, tworzyw sztucznych, żelbetu oraz żywic poliestrowych.



Rys. 1. Długość przebadanych kanałów deszczowych

Kanalizacja deszczowa we Wrocławiu wykonana jest głównie jako przewody o przekroju kołowym (110,4 km). Pozostałe 300 m poddanych inspekcji odcinków miało przekrój jajowy oraz prostokątny.

Tabela 1. Długość i struktura materiałowa kanałów deszczowych poddanych inspekcji

Materiał	Długość odcinków, km	Udział procentowy, %
Beton	16,09	14,53
Cegła	0,16	0,14
GRP	3,65	3,3
Kamionka	54,06	48,83
PVC	6,04	5,46
PE	4,86	4,39
PP	0,77	0,7
Żelbet	1,13	1,02
Żeliwo	0,04	0,04
Nieznany	23,90	21,59
Suma	110,70	100,00

Analiza tabeli 2 pokazuje, że w większości (odpowiednio 33,9; 18,0; 16,0 i 10,1%) przebadano kanały kołowe o wymiarach 0,3; 0,25; 0,4 i 0,5 m. Udział pozostałych wymiarów nie był już tak znaczący i nie przekraczał 10%.

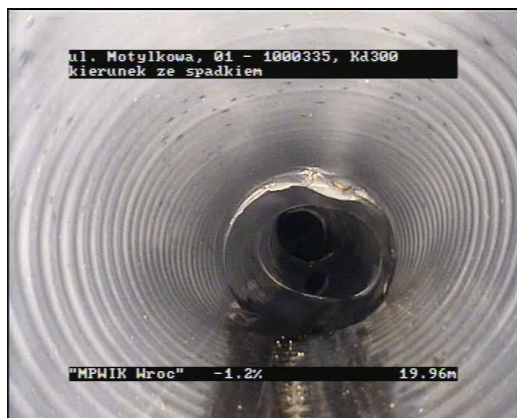
Tabela 2. Długość i struktura materiałowa kanałów deszczowych poddanych inspekcji

Wymiar			Liczba odcinków	Długość odcinków, m
Kołowy, d	Jajowy, b x h	Prostokąt, b x h		
0,10			1	1,7
0,15			32	420,0
0,20			198	4083,4
0,25			597	19905,9
0,30			1144	37484,2
0,35			59	2443,2
0,40			506	17687,3
0,45			11	457,0
0,50	0,5x0,75		290	11179,2
0,55			7	391,4
0,60	0,6x0,9		189	6989,3
0,70			36	1836,6
0,75			1	61,4
0,80		0,8x1,2	133	4988,7
0,90			10	467,3
1,00			48	1585,6
1,20			21	728,5
Suma			3283	110710,7

Kanalizacja deszczowa, pomimo że działa tylko okresowo z uwagi na nieregularność dopływu ścieków deszczowych, jest podobnie narażona na uszkodzenia i podatna na awarie, jak przewody pracujące w systemie ogólnospławnym czy kanały ściekowe. Poniżej pokazano, w celu zobrazowania skali problemu, kilka wybranych przykładów nieprawidłowości i uszkodzeń zaobserwowanych na kanalizacji deszczowej we Wrocławiu.

Awariom ulegają nie tylko stare odcinki kanalizacji wykonane kilkadziesiąt lat temu z cegły lub kamionki, lecz również nowe przewody z tworzyw sztucznych oddane do użytku stosunkowo niedawno. Przykłady nieprawidłowości występujących w kanałach z tworzyw sztucznych pokazano na rysunkach 2 i 3. Na rysunku 2 widoczny jest rozerwany w górnej części obwodu oraz lekko zdeformowany kanał o średnicy 0,3 m. Przez to rozerwanie możliwa jest infiltracja do wnętrza kanału wód podziemnych wraz z elementami otaczającego gruntu, co niewątpliwie ma wpływ na zwiększenie strumienia objętości płynących kanałem ścieków deszczowych, a także na gromadzenie się, a w konsekwencji nawet cementowanie na dnie zanieczyszczeń stałych zmniejszających czynny przekrój poprzeczny. Oba wspomniane skutki są nie do zaakceptowania. Coraz częściej występują w kanalizacji deszczowej zjawiska ekstremalne tzn. nagle lub długotrwałe opady [5]. W takich sytuacjach strumień objętości ścieków nie powinien być jeszcze dodatkowo zwiększony o infiltrującą do kanału wodę oraz

powinien mieć zapewniony swobodny przepływ, co wyklucza możliwość istnienia na dnie jakichkolwiek stałych cząstek np. gruntu.



Rys. 2. Rozerwany kanał [13]

Na rysunku 3 pokazano prawie całkowicie zdeformowany (zgnieciony) przewód o średnicy 0,7 m wykonany z PE. Nie są znane dokładne przyczyny wystąpienia takiej nieprawidłowości, gdyż dostępny protokół stanu [13] zawiera jedynie informacje o nieprawidłowościach występujących wewnątrz, zaobserwowanych podczas inspekcji telewizyjnej. Można jedynie domyślać się, że podczas układania tego fragmentu kanalizacji nie zostało w sposób prawidłowy wykonane zagęszczenie gruntu powyżej sklepienia przewodu, co skutkowało wystąpieniem np. nadmiernych obciążeń od ruchu pojazdów.

Bardzo często zdarza się, że przepływ ścieków jest uniemożliwiony przez przeszkody występujące w świetle kanału, co zilustrowano na rysunku 4. W tym przypadku nieprawidłowo wykonano inny obiekt liniowy, który przechodzi w poprzek istniejącego kanału deszczowego. Taka sytuacja może mieć miejsce w przypadku projektowania i budowy obiektów liniowych z pominięciem informacji o istniejącej już infrastrukturze podziemnej. Ma to miejsce zwłaszcza na terenach, na których istnieją stare tzw. poniemieckie kanały (o których często nic nie wiadomo), a odpowiednie mapy (które zawierają istotne dane o wybudowanych wcześniej przewodach) są już niedostępne lub niezycielne z uwagi na upływ czasu i działania wojenne.



Rys. 3. Zgnieciony kanał [13]



Rys. 4. Przecisk w istniejącym kanale [13]

Przykładowo, dalsza inspekcja telewizyjna kanału deszczowego (rys. 5) wykonanego z kamionki nie była możliwa, gdyż przepływ ścieków oraz przejazd wózka z kamerą blokowany był przez połamane fragmenty części tego przewodu. W takim przypadku uzasadnione jest mówienie nie tyle o uszkodzeniu kanału, ile o wystąpieniu katastrofy budowlanej. Tak zniszczony odcinek kanalizacji nie nadaje się do renowacji. Konieczne jest zastosowanie częściowej lub całkowitej rekonstrukcji kanału. Należy pamiętać również o tym, że zawalenie się lub połamanie fragmentu kanału powoduje też szkody na powierzchni terenu, np. zapadnięcie się jezdni (rys. 6) i możliwość uszkodzenia mienia czy wypadku komunikacyjnego w miejscu wystąpienia awarii.



Rys. 5. Zator z połamanej kamionki [13]



Rys. 6. Zapadnięcie jezdni po zawaleniu się kanału 0,3 m [13]

Na rysunku 7 pokazano właściwie nie uszkodzenie kanału, a znaczącą nieprawidłowość (zalegający na ok. 10 m beton), która powoduje zmniejszenie przekroju poprzecznego i piętrzenie się ścieków. Dokładna analiza poniższego zdjęcia prowadzi do wniosku, że najprawdopodobniej beton ten został wylany wprost do wnętrza kanału. Protokół stanu [13] tego odcinka kanalizacji nie daje odpowiedzi ani jak mogło dojść

do wylania tak znaczącej grubości warstwy betonu na znacznej długości, ani jaki jest stan techniczny kolejnych fragmentów (dalsza inspekcja była uniemożliwiona).



Rys. 7. Beton w kanale [13]

Przerost korzeni drzew (rys. 8) występuje często właśnie w kanałach deszczowych, gdyż są one ułożone najpłycej oraz ścieki płynące w ich wnętrzu (w odróżnieniu od ścieków bytowo-gospodarczych) zawierają składniki odżywcze, z których korzysta naturalna roślinność. Korzenie drzew dostają się do kanału poprzez nawet niewielkie pęknięcia i perforacje występujące w strukturze przewodu, powodując zmniejszenie przekroju poprzecznego. Jeśli inspekcja telewizyjna jest prowadzona planowo i każdy odcinek poddany jest badaniom w równych oraz nie zbyt dużych odstępach czasu, to możliwa jest eliminacja całkowitego „zarosnięcia” kanału przez korzenie drzew, gdyż będą one sukcesywnie wycinane i eliminowane z wnętrza przewodu.



Rys. 8. Korzenie drzew wewnątrz kanału [13]

4. PODSUMOWANIE

W pracy przedstawiono informacje dotyczące dotychczas przeprowadzonej inspekcji telewizyjnej kanalizacji deszczowej we Wrocławiu. Konieczność utrzymania systemów kanalizacyjnych w dobrym stanie technicznym wpływa na wykonywanie planowych i relatywnie częstych badań. Zwłaszcza kanalizacja deszczowa należy w ostatnich latach do tzw. infrastruktury krytycznej. Z uwagi na coraz częściej występujące nagłe zjawiska opadowe powodujące niekiedy ogromne szkody również na powierzchni terenu, należy w sposób szczególny dbać o stan techniczny systemów odprowadzania ścieków deszczowych. Do końca kwietnia 2014 roku przebadano we Wrocławiu 3283 odcinki kanalizacji deszczowej o łącznej długości ok. 110,7 km, wykonane głównie z kamionki i betonu. Przedstawione w pracy przykładowe nieprawidłowości oraz uszkodzenia są typowe i występują zarówno w systemie ogólnospławnym jak i kanałach ściekowych. Zaprezentowano jedynie wybrane typy niesprawności w celu zobrazowania skali problemu, z jakim na co dzień muszą borykać się eksploatatorzy sieci kanalizacyjnych. Oczywiście konieczna jest stała kontrola i badanie stanu technicznego pozostałych odcinków kanalizacji deszczowej, co w sposób systematyczny prowadzone jest przez MPWiK.

Autorka składa podziękowania Pracownikom Miejskiego Przedsiębiorstwa Wodociągów i Kanalizacji we Wrocławiu za udostępnienie danych i możliwość ich wykorzystania do badań naukowych.

LITERATURA

- [1] ATV-Arbeitsblatt A 149: Zustandklassifizierung und Zustandbewertung von Abwasserkanälen und-leitungen, Hennef, 1994.
- [2] ATV-Merkblatt M 149: Zustandklassifizierung und -bewertung von Entwässerungssystemen ausserhalb von Gebäuden, Entwurf, 1998.
- [3] ATV-Merkblatt M 143, Teil 2: Inspektion, Instandsetzung, Sanierung und Erneuerung von Abwasserkanälen und-leitungen. Teil 2. Optische Inspektion, St. Augustin, 1991.
- [4] Inspekcja przewodów kanalizacyjnych przy użyciu telewizji przemysłowej. Podstawowe definicje i podręcznik fotograficzny. Materiały opracowane przez MPWiK we Wrocławiu, 1995.
- [5] KOTOWSKI A., KAŻMIERCZAK B., DANCEWICZ A., *Modelowanie opadów do wymiarowania kanalizacji*, Polska Akademia Nauk, Komitet Inżynierii Lądowej i Wodnej, Warszawa 2010.
- [6] KULICZKOWSKA E., *Kryteria planowania bezwykopowej odnowy nieprzelazowych przewodów kanalizacyjnych*, Wydawnictwo Politechniki Świętokrzyskiej, Kielce 2008.
- [7] KULICZKOWSKA E., *Diagnostyka stanu technicznego przewodów kanalizacyjnych z zastosowaniem metody elektro-skanowania*, Instal, 2014, Vol. 1, 37–41.
- [8] KULICZKOWSKI A., *Uwagi krytyczne dotyczące stosowanych klasyfikacji uszkodzeń przewodów kanalizacyjnych*, Instal, 2007, Vol. 4, 42–47.
- [9] KUTYŁOWSKA M., *Inspekcja telewizyjna kanalizacji ogólnospławnej we Wrocławiu w latach 1994-2011*, Instal, 2014, Vol. 3, 61–66.

- [10] KUTYŁOWSKA M., *Kanalizacja ściekowa we Wrocławiu – inspekcja telewizyjna w latach 1995-2011*, Instal, 2015, Vol. 1, 45–49.
- [11] KUTYŁOWSKA M., *The beginning of CCTV inspection of storm water sewerage system in city of Wrocław*, 6th IWA International Conference for Young Water Professionals, conference proceedings.
- [12] MADRYAS C., PRZYBYŁA B., WYSOCKI L., *Badania i ocena stanu technicznego przewodów kanalizacyjnych*, Dolnośląskie Wydawnictwo Edukacyjne, Wrocław 2010.
- [13] Materiały udostępnione przez Miejskie Przedsiębiorstwo Wodociągów i Kanalizacji we Wrocławiu.
- [14] Miejskie sieci, urządzenia i przyłącza wodociągowe i kanalizacyjne. Wytoczne projektowania i budowy. Warunki, standardy, wymagania. Materiały opracowane przez MPWiK we Wrocławiu, 2010.
- [15] Norma PN-EN 13508-2:2006: Stan zewnętrznych systemów kanalizacyjnych. Część 2: System kodowania inspekcji wizualnej.
- [16] PRZYBYŁA B., *Propozycja metody oceny stanu technicznego przewodów kanalizacyjnych z wykorzystaniem elementów teorii zbiorów rozmytych*, Gaz, Woda i Technika Sanitarna, 2014, Vol. 2, 46–52.
- [17] SCHAAF O., *Stand der europäischen Normung für die optische Inspektion von Abwasserkanälen und –leitungen, Schächten und Inspektionsöffnungen*, Korrespondenz Abwasser, 1999, Vol. 46, 186–190.
- [18] SOUSA V., MATOS J.P., MATIAS N., *Evaluation of artificial intelligence tool performance and uncertainty for predicting sewer structural condition*, Automation in Construction, 2014, Vol. 44, 84–91.
- [19] STEEN A.J., DIRKSEN J., CLEMENS F., *Visual sewer inspection: detail of coding system versus data quality*, Structure and Infrastructure Engineering, 2014, Vol. 10, No. 11, 1385–1393.
- [20] TRAN D. H., NG A.W.M., MCMANUS K.J., BURN S., *Prediction models for serviceability deterioration of stormwater pipes*, Structure and Infrastructure Engineering, 2008, Vol. 4, No. 4, 287–295.

TV INSPECTION OF STORM WATER SYSTEM IN WROCLAW

The paper show the information about the TV inspection of storm water system in Wrocław which was carried out in years 1995-2014. Totally 3283 sections with the total length of ca. 110,7 km made of vitrified clay and concrete were inspected. The analysis of special protocols shows that storm water system (as well as combined and sanitary systems) is deteriorated at the similar degree due to damages and age. The observed failures are connected among other things with root penetration and improper building another buried infrastructure. Moreover, such damages as cracks and improper connections are caused by e.g. age and improper exploitation.

Marlena KWIATKOWSKA*

BADANIE ZMIENNOŚCI W CZASIE PARAMETRÓW POWIETRZA WEWNĘTRZNEGO Z ZASTOSOWANIEM METODY DAEs

W pracy przeprowadzono analizę szeregów czasowych parametrów powietrza wewnętrznego (temperatury, stężenia ditlenku węgla i wilgotności względnej). Jako metodę do liczbowego wyrażania zachodzących zmian wykorzystano modele o strukturze różniczkowej (*ODEs*) i różniczkowo-algebraicznej (*DAEs*). Ze względu na zdecydowanie zróżnicowane tempo zmian parametrów powietrza wewnętrznego, do opisu zachodzących zależności wybrano model (*DAEs*). Potencjalnym obszarem zastosowań prezentowanego modelu jest predykcja parametrów powietrza wewnętrznego, wykonywana w układach automatycznej regulacji.

1. WSTĘP

Równania różniczkowo-algebraiczne, ang. differential-algebraic equations (*DAEs*) stanowią mieszany układ zależności różniczkowych i algebraicznych. Układ równań różniczkowo-algebraicznych zapisany w postaci ogólnej (niejawnej) przedstawia wzór:

$$F(t, z, x, x') = 0 \quad (1)$$

gdzie:

- x : zmienna różniczkowa,
- x' : pochodna zmiennej różniczkowej,
- z : zmienna algebraiczna (w układzie nie występuje jej pochodna),
- t : zmienna niezależna.

* Politechnika Wrocławska, Wydział Inżynierii Środowiska, Katedra Klimatyzacji, Ogrzewnictwa, Gazownictwa i Ochrony Powietrza, ul. Norwida 4/6, 50-373 Wrocław, marlena.kwiatkowska@pwr.edu.pl.

Przy pomocy *DAEs* modelować można wiele zagadnień naukowych i inżynierskich (np. mechanika ciała, kinetyka chemiczna, kontrola procesów chemicznych) [1, 5–7].

Różnorodne korzyści wynikające z użycia modeli komputerowych układów dynamicznych zachęcają do wykorzystania równań różniczkowo-algebraicznych w nowych obszarach. Jednym z nich jest predykcja parametrów powietrza wewnętrznego, stosowana w układach automatycznej regulacji [2, 4]. W tym kontekście należy zwrócić uwagę na definicję powietrza wewnętrznego. W wielu pracach naukowych powietrze wewnętrzne definiowane jest jako swoisty mikroklimat podlegający zmianom zarówno jakościowym, jak i ilościowym [10–12].

Ustalenie wpływu różnych czynników na powietrze wewnętrzne nie jest zadaniem prostym. Analizując szeregi czasowe parametrów powietrza wewnętrznego można jednak uzyskać wspomniane informacje [11]. Wyniki wcześniejszych prac dowodzą, że parametry takie jak: wartość temperatury, stężenie ditlenku węgla i wilgotność względna mogą być uważane za wskaźniki jakości powietrza wewnętrznego [3, 10].

Szereg czasowy jest to ciąg danych liczbowych, w którym każda obserwacja związana jest z konkretnym momentem w czasie. Narzędziem służącym do analizy szeregów czasowych są modele matematyczne:

$$Y(t) = 1, \dots, n, \quad (2)$$

gdzie:

- $1, \dots, n$: przedziały czasu, w których obserwowano wartości pewnej zmiennej,
- $Y(t)$: wyniki obserwacji.

Wyróżnia się dwa rodzaje danych: szeregi rozpatrywane indywidualnie oraz dane powiązane ze sobą. Do analizy danych powiązanych ze sobą warto wykorzystać metodę *DAEs*. Metoda *DAEs* jest bardzo praktyczna, gdyż pozwala na opisanie szerokiej grupy modeli, w których występują zmienne o całkowicie różnym charakterze zmian [6, 9].

Kolejną, szczególnie przydatną w przypadku opisu parametrów powietrza wewnętrznego zaletą metody *DAEs* jest możliwość swobodnego poszerzania założonej struktury modelu o dodatkowe informacje i zależności. Przykładem takich informacji może być uwzględnienie w opisie modelu powszechnie znanych praw fizycznych, jak również warunków pogodowych panujących na zewnątrz budynku [1–2].

Z analizą szeregów czasowych związanych jest wiele metod. Wśród nich wyróżnia się różne metody deterministyczne i stochastyczne [8]. Prognozowanie na podstawie metody *DAEs* jest zagadnieniem nowym i wymaga przeprowadzenia odpowiednich badań oraz opracowania podstawowych elementów teorii [9].

2. PRZEDMIOT I ZAKRES BADAŃ

Celem pracy jest analiza szeregów czasowych parametrów powietrza wewnętrznego. Do analizy danych wykorzystano równania różniczkowe zwyczajne (*ODEs*) oraz różniczkowo-algebraiczne (*DAEs*).

Pomiary temperatury, stężenia ditlenku węgla i wilgotności względnej prowadzono w jednej z sal wykładowych Politechniki Wrocławskiej o wymiarach 14x8 m. Wysokość pomieszczenia wynosiła 4 m (w pierwszych rzędach) i 2,9 m (w ostatnich rzędach). Pomiary prowadzono w trybie ciągłym, przez okres dwóch tygodni. Krok pomiarowy wynosił 30 s. Do badań wykorzystano rejestrator firmy Delta Ohm, typ HD37B17D. Rejestrator usytuowano z przodu sali na wysokości 1,5 m. Pozyskane informacje zapisano w postaci uporządkowanych struktur danych. Do opracowania wyników wykorzystano środowisko MatLab.

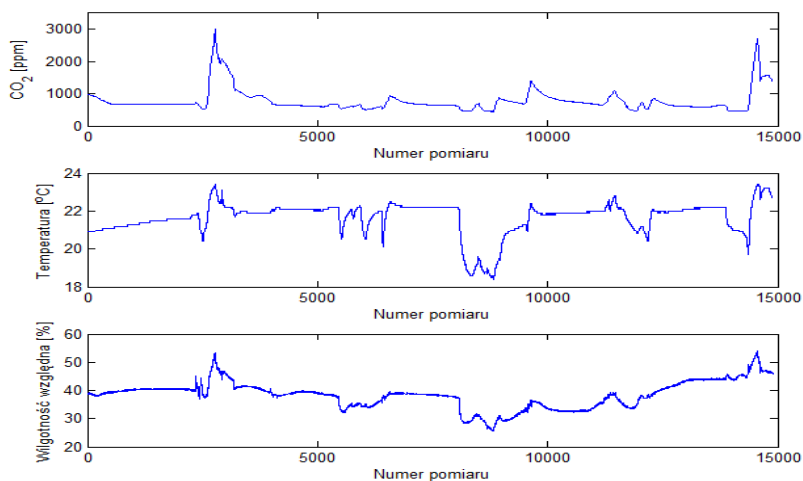
3. WYNIKI BADAŃ

Analizę szeregów czasowych parametrów powietrza wewnętrznego rozpoczęto od sporządzenia wykresu zarejestrowanych parametrów (rys. 1). Na podstawie analizy wykresu danych wyodrębniono charakterystyczne przedziały czasu, dla których wartość stężenia ditlenku węgla rosła lub malała. Wybrane w ten sposób przedziały czasu zrzutowano na pomiary temperatury oraz wilgotności względnej. W oparciu o zaobserwowane zmiany dla każdego z przedziałów, uwzględniając nieznane warunki początkowe zaproponowano model o strukturze równań różniczkowych zwyczajnych:

$$\begin{cases} T'(t_n) = a_1 t_n + a_2 \\ CO_2'(t_n) = b_1 \\ RH'(t_n) = c_1 t_n + c_2. \end{cases} \quad (3)$$

Nieznane warunki początkowe:

$$\begin{aligned} T(0) &= a_0, \\ CO_2(0) &= b_0, \\ RH(0) &= c_0. \end{aligned} \quad (4)$$



Rys. 1. Szeregi czasowe parametrów powietrza wewnętrznego pochodzące z okresu czasu: 14–19.12.2014, sala wykładowa Politechniki Wrocławskiej

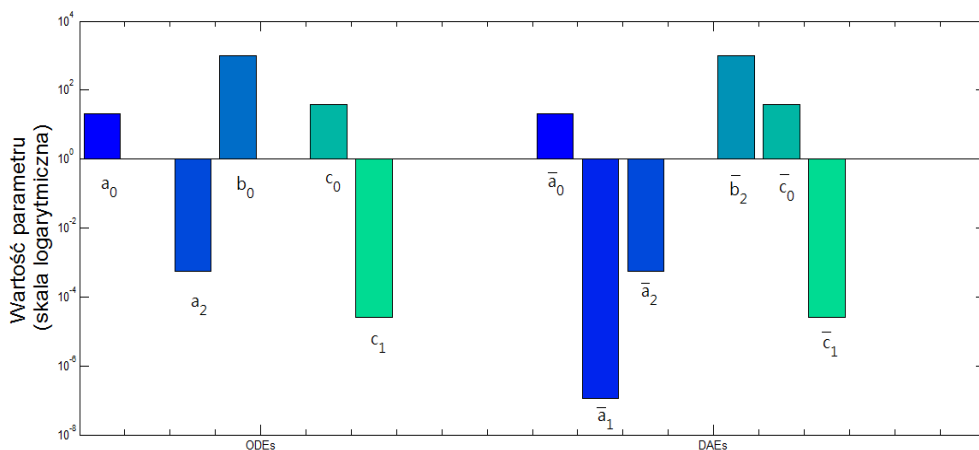
Oznaczenia dla równań (3) i (4):

- $T'(t_n)$: szybkość zmiany temperatury,
- $CO_2'(t_n)$: szybkość zmiany stężenia ditlenku węgla,
- $RH'(t_n)$: szybkość zmiany wartości wilgotności względnej,
- t_n : numer pomiaru w chwili n ,
- a_1, a_2, b_1, c_1, c_2 : nieznane parametry równań.

Wartości parametrów równania (3) z nieznanymi warunkami początkowymi (4) poszukiwano z wykorzystaniem metody najmniejszych kwadratów. W wyniku otrzymanego rozwiązania zauważono, że wartości nieznanych parametrów a_1, a_2, c_1, c_2 są o kilka rzędów wielkości mniejsze, niż wartość parametru b_1 . Biorąc pod uwagę warunki początkowe zaobserwowano także, że w równaniach występują liczby różniące się nawet o kilkanaście rzędów wielkości.

Wykorzystując podobną procedurę postępowania zbudowano model o strukturze różniczkowo-algebraicznej (5) z warunkami początkowymi (6).

$$\begin{cases} T'(t_n) = \bar{a}_1 t_n + \bar{a}_2 \\ RH'(t_n) = \bar{c}_1 t_n + \bar{c}_2 \\ 0 = CO_2(t_n) - \bar{b}_1 t_n - \bar{b}_2. \end{cases} \quad (5)$$



Rys. 2. Graficzne przedstawienie przykładowych wartości estymowanych parametrów dla modeli *ODEs* i *DAEs*

Warunki początkowe:

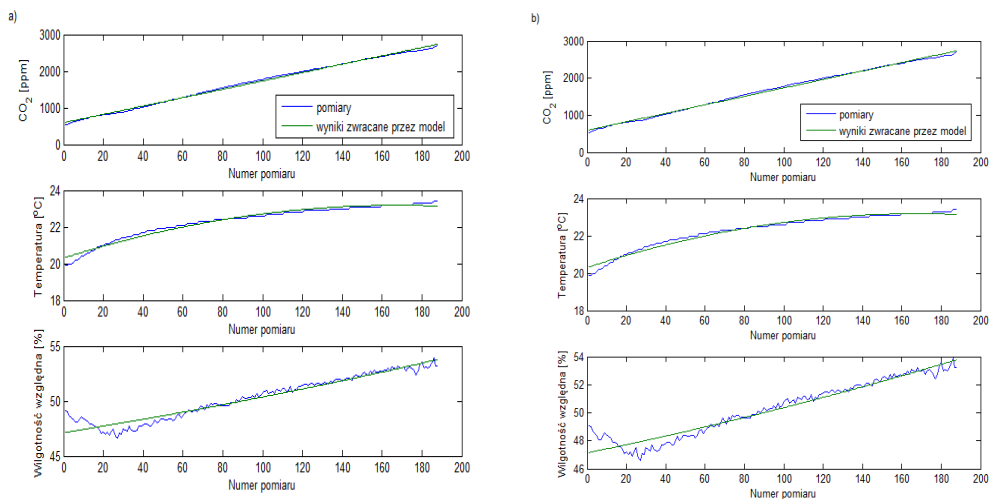
$$\begin{aligned} T(0) &= \bar{a}_0 \\ RH(0) &= \bar{c}_0. \end{aligned} \quad (6)$$

Oznaczenia dla równań (5) i (6):

- $T'(t_n)$: szybkość zmiany temperatury,
- $CO_2(t_n)$: szybkość zmiany stężenia ditlenku węgla,
- $RH'(t_n)$: szybkość zmiany wartości wilgotności względnej,
- t_n : numer pomiaru w chwili n ,
- $\bar{a}_1, \bar{a}_2, \bar{b}_1, \bar{b}_2, \bar{c}_1, \bar{c}_2$: nieznanne parametry równań.

Podobnie jak w poprzednim przypadku, wartości nieznanymi parametrów równania (5) z warunkami początkowymi (6) poszukiwano z wykorzystaniem metody najmniejszych kwadratów. Na podstawie otrzymanych wyników stwierdzono, że wyestymowane parametry równania charakteryzują się podobnym rzędem wielkości, co parametry poszukiwane dla modelu o strukturze równań różniczkowych.

Uwzględniając wartości poszukiwanych parametrów rozwiązano układ równań (3) z warunkami początkowymi (4) oraz układ równań (5) z warunkami początkowymi (6). Wyniki zwracane przez modele odpowiadały zmianom parametrów powietrza wewnętrznego obserwowanym w rzeczywistości. Na podstawie otrzymanych wyników stwierdzono poprawność założonych modeli. W obydwu przypadkach dopasowanie do rzeczywistych pomiarów było podobne, jednak za sprawą przedstawienia w modelu *DAEs* stężenia ditlenku węgla w postaci równania algebraicznego czas potrzebny do wykonania obliczeń uległ skróceniu aż o 20%.



Rys. 3. Dopasowanie modelu: a) *ODEs*, b) *DAEs* do rzeczywistych pomiarów parametrów powietrza wewnętrznego

4. PODSUMOWANIE I WNIOSKI

Do liczbowego wyrażania zmian parametrów powietrza wewnętrznego wykorzystano modele o strukturze różniczkowej i różniczkowo-algebraicznej. Wyniki zwracane przez modele wykazywały dobre dopasowanie do rzeczywistych pomiarów parametrów powietrza wewnętrznego. Ze względu na zdecydowanie zróżnicowane tempo zmian parametrów powietrza wewnętrznego do opisu zachodzących zależności wytypowano model *DAEs*. Model ten zwracał wynik szybciej niż w przypadku rozpatrywanego modelu *ODEs*.

W oparciu o zadowalające rezultaty zauważono, że predykcja przebiegu szeregów czasowych parametrów powietrza wewnętrznego przy użyciu otrzymanego modelu równań różniczkowo-algebraicznych stanowi bardzo obiecujące zagadnienie. Z praktycznego punktu widzenia zagadnienie to jest niezwykle ważne, gdyż dysponując przebiegiem predykcji sygnału możliwe będzie dostosowanie reakcji odpowiednich jednostek układu automatycznej regulacji tak, by zużycie energii pobieranej przez te urządzenia ograniczyć do niezbędnego minimum.

Badania finansowane były ze środków Narodowego Centrum Nauki przyznanych na podstawie decyzji numer DEC-2012/07/B/ST8/03031.

LITERATURA

- [1] BIEGLER L.T., *Nonlinear programming. Concepts, Algorithms, and Applications to Chemical Processes*, SIAM, Philadelphia 2010.
- [2] BRENAN K.E., CAMPBELL S.L., PETZOLD L.R., *Numerical Solution of Initial-Value Problems in Differential-Algebraic Equations*, SIAM, Philadelphia 1996.
- [3] BROWN S.K., *Indoor air quality*, Central Queensland University Publishing Unit, Canberra 1997, 26–27.
- [4] CZEMPLIK A., *Modele dynamiki układów fizycznych dla inżynierów*, WNT, Warszawa 2008.
- [5] DRAĞ P., STYCZEŃ K., *A two-step approach for optimal control of kinetic batch reactor with electroneutrality condition*, Przegląd Elektrotechniczny, 2012, 6, 176–180.
- [6] DRAĞ P., STYCZEŃ K., *Parallel simultaneous approach for optimal control of DAE systems*, Proceedings of the Federated Conference on Computer Science and Information Systems, 2012, 517–523.
- [7] GEAR C.W., *The simultaneous numerical solution of differential-algebraic equations*, IEEE Transactions on Circuit Theory, CT-18 1971, 89–95.
- [8] JANCZURA J., MACIEJEWSKA M., SZCZUREK A., WYŁOMAŃSKA A., *Stochastic Modeling of Indoor Air Temperature*, Journal of Statistical Physics, 2013, Vol 152, 979–994.
- [9] MA Y., RICHTER S., BORRELLI F., *DMPC for Building Temperature Regulation*, [w:] Control and Optimization with Differential-Algebraic Constraints, pod red. BIEGLER L.T., CAMPBELL S.L., MEHRMANN V., SIAM, Philadelphia 2012, 293–313.
- [10] MACIEJEWSKA M., SZCZUREK A., *Representativeness of shorter measurement sessions in long-term indoor air monitoring*, Environmental Science: Processes and Impacts, 2015, Vol. 17, 381–338.
- [11] SZCZUREK A., MACIEJEWSKA M., TEURELA M.A., WYŁOMAŃSKA A., *Method to characterize collective impact of factors on indoor air*, Physica. A, 2015, Vol. 420, 190–199.
- [12] ZABIEGAŁA B., *Jakość powietrza wewnętrznego – lotne związki organiczne jako wskaźniki jakości powietrza wewnętrznego*, [w:] Problemy jakości powietrza wewnętrznego w Polsce 2003, pod red. Jędrzejewskiej-Ścibiak T. oraz Sowy J., Wydawnictwa Instytutu Ogrzewnictwa i Wentylacji Politechniki Warszawskiej, Warszawa 2004, 303–315.

DAE_S METHOD FOR TIME-VARYING INDOOR AIR PARAMETERS EVALUATION

This paper concerns time series analysis of indoor air parameters, such as temperature, carbon dioxide concentration and relative humidity. As the time series quantifying methods differential and differential algebraic models were used. Because of strongly varied changes rate of indoor air parameters, differential-algebraic model (DAEs) was chosen to describe occurring dependencies. The promising future application area for presented DAEs model is indoor air parameters prediction, used in the automatic control systems.

Łukasz LANGE*, Maciej MROWIEC**

OCENA WPLYWU WÓD OPADOWYCH NA DZIAŁANIE PRZEPOMPOWNI ŚCIEKÓW KOMUNALNYCH

Wpływ wód przypadkowych na obciążenie hydrauliczne kanalizacji ściekowej to częsty problem eksploatacyjny wielu przedsiębiorstw wodociągowo-kanalizacyjnych. Celem artykułu było przedstawienie tego zagadnienia w oparciu o analizę działania wybranej przepompowni, eksploatowanej przez Przedsiębiorstwo Wodociągów i Kanalizacji Okręgu Częstochowskiego Spółka Akcyjna w Częstochowie (PWiK Okręgu Częstochowskiego S.A.). Przeprowadzono analizę wybranej zlewni dla czasookresu 48 miesięcy (2010–2014) biorąc pod uwagę maksymalne czasy trwania podtopień w danym miesiącu/roku oraz uwzględniając czas pracy pomp. Dokonano korelacji z archiwalnymi danymi dotyczącymi dobowej sumy opadów dla założonego czasookresu oraz dokonano przeglądu zachowań systemu na podstawie stanu faktycznego w danym okresie czasu, tj. rzeczywistych podtopień nieruchomości. W artykule skupiono się nad czynnikiem wpływu wód opadowych oraz ich możliwości przedostawania się do ściekowego systemu kanalizacyjnego. Wyniki analizy wskazują, że wody opadowe są czynnikiem, który bezpośrednio wpływa na prawidłowe działanie sieci kanalizacji bytowo-gospodarczej.

1. WPROWADZENIE

Prawidłowość funkcjonowania systemu kanalizacji ściekowej w znacznej mierze zależy od charakterystyki dopływających do niego ścieków. Umiejętność rozpoznania i przewidywania zmienności oraz wielkości dopływu w jednostce czasu jest elementarną częścią prawidłowego monitoringu sieci kanalizacyjnej i elementem decydującym o niezawodności danego systemu. Niejednokrotnie zdarza się, iż założenia pro-

* Przedsiębiorstwo Wodociągów i Kanalizacji Okręgu Częstochowskiego Spółka Akcyjna w Częstochowie, ul. Jaskrowska 14/20, 42-202 Częstochowa, lukasz.lange@pwik.czest.pl, doktorant Wydziału Inżynierii Środowiska i Biotechnologii Politechniki Częstochowskiej.

** Politechnika Częstochowska, Wydział Inżynierii Środowiska i Biotechnologii, Instytut Inżynierii Środowiska, ul. Brzeźnicka 60a, 42-200 Częstochowa, mrowiec@is.pcz.czest.pl.

jektowe dotyczące określenia przepustowości oraz średnicy kanału ściekowego znacznie odbiegają od rzeczywistych warunków eksploatacyjnych. Przy przyjmowaniu strumienia dopływu wód przypadkowych (obecnie błędnie zakłada się całkowitą szczelność systemu kanalizacyjnego) często projektanci nie oceniają właściwie całkowitego strumienia wód przedostających się np. z nielegalnych podłączeń stanowiących odwodnienia powierzchni dachowych, krat odwadniających posesje czy też otworów włazowych. Obecnie, podczas założeń projektowych w zakresie dopływu wód obcych, w Polsce przyjmuje się w większości przypadków wielkość wód infiltracyjnych wg wytycznych [10]. Pomimo dostępu do europejskiej normy ze stycznia 2008 roku [3], która w marcu 2008 roku uzyskała statut polskiej normy, zastępując [8] w zakresie wymagań projektowania i eksploatacji zewnętrznych systemów kanalizacyjnych, wciąż w Polsce często odnosi się do wspomnianych powyżej założeń krajowych - wytycznych z lat sześćdziesiątych dwudziestego wieku. Obok wód infiltracyjnych (głównie w przypadkach, gdy zagłębienie kanalizacji jest znaczące w stosunku do poziomu zwierciadła wód podziemnych) znaczącym czynnikiem są wody deszczowe, których przyjmowanie wskazane jest chociażby w Niemczech (wg wytycznych ATV A-118:1999:2006 [1] (oraz normy EN 752:2008 [3]), podanych w pracy [6]. Przy długotrwałych opadach deszczu lub intensywnych spływach powierzchniowych, związanych z roztopami śniegu, otwory techniczne (inspekcyjne) we włazach studni kanalizacyjnych, usytuowanych niewłaściwie poniżej poziomu niwelety terenu, mogą być istotną przyczyną dopływu wód przypadkowych do kanalizacji ścieków bytowych. Nieprawidłowo usytuowana pokrywa włazu sprzyja przelewaniu się wód deszczowych lub roztopowych przez szczeliny lub otwory we włazie do wnętrza studni. Przy zagłębieniu włazu około 12 mm poniżej poziomu terenu (dla wartości średniej z pomiarów terenowych) przez pojedynczy otwór o powierzchni 585,6 mm² będzie się przelewać 0,1 dm³/s wód deszczowych, natomiast przy zagłębieniu 38,3 mm (dla wartości maksymalnej z badań terenowych) około 0,33 dm³/s. Przy piętnastu włazach wyposażonych w cztery otwory, obniżonych średnio o 12,1 mm w stosunku do powierzchni terenu, dopływ wód przypadkowych będzie wynosił około 6 dm³/s. Przy opadzie trwającym 1 godzinę do pompowni/oczyszczalni może dopłynąć 21 m³ wód opadowych [4]. Gwałtowne, nieprzewidziane zmiany dopływu ścieków do przepompowni niosą ze sobą wiele nieprzewidzianych skutków w postaci podtopień, powodujących szkody eksploatacyjne urządzeń pompowych poprzez wymuszenie charakterystyki pracy w górnych granicach oraz ekstremalnie wysokie zużycie energii w pompowniach. Następstwem tego zjawiska są również podtopienia nieruchomości użytkowników kanalizacji, skutkujące stratami ekonomicznymi eksplloatatorów z tytułu wypłaty odszkodowań. Istotny jest także bezpośredni wpływ na zachwianie równowagi pracy oczyszczalni ścieków w postaci chwilowych przeciążeń hydraulicznych. Wymienione wyżej negatywne oddziaływania przekładają się na wzrost rocznych kosztów oczyszczania ścieków oraz pogorszenie jakości ścieków oczyszczonych. Oczyszczalnie wówczas poddane zostają przeciążeniom hydraulicznym,

rozcieńczaniu zanieczyszczeń w ściekach odpływających z oczyszczalni, wzrostowi nierównomierności strumienia dopływu czy też schładzaniu temperatury ścieków podczas roztopów [5].

Niejednokrotnie można zaobserwować, iż problemy związane z nieprawidłową pracą przepompowni występują w momencie pojawienia się opadu. Zjawisko to jest szczególnie nasilone w systemach kanalizacji ściekowej, charakteryzujących się niewielkimi średnicami przewodów i niewielką długością sieci, co jest skutkiem małej zdolności retencyjnej kolektorów ściekowych. Nadmierny wzrost strumienia dopływu ścieków do oczyszczalni, w dniach z opadem deszczu, powodowany jest tzw. wodami przypadkowymi. Jeśli istnieje pewność co do braku infiltracji wód podziemnych do przewodów kanalizacyjnych, pozostaje przyjąć, iż są to wody przedostające się poprzez nieszczelności zwieńczeń studni kanalizacyjnych (błędy na etapie robót drogowych) lub nielegalnego odprowadzania wód opadowych z terenu nieruchomości.

Ocena dopływu wód przypadkowych do kanalizacji ściekowej obecnie wykonywana jest w postaci szacunkowej (często dla potrzeb badawczych, rzadko do założeń projektowych), co może nie odpowiadać rzeczywistej ich ilości.

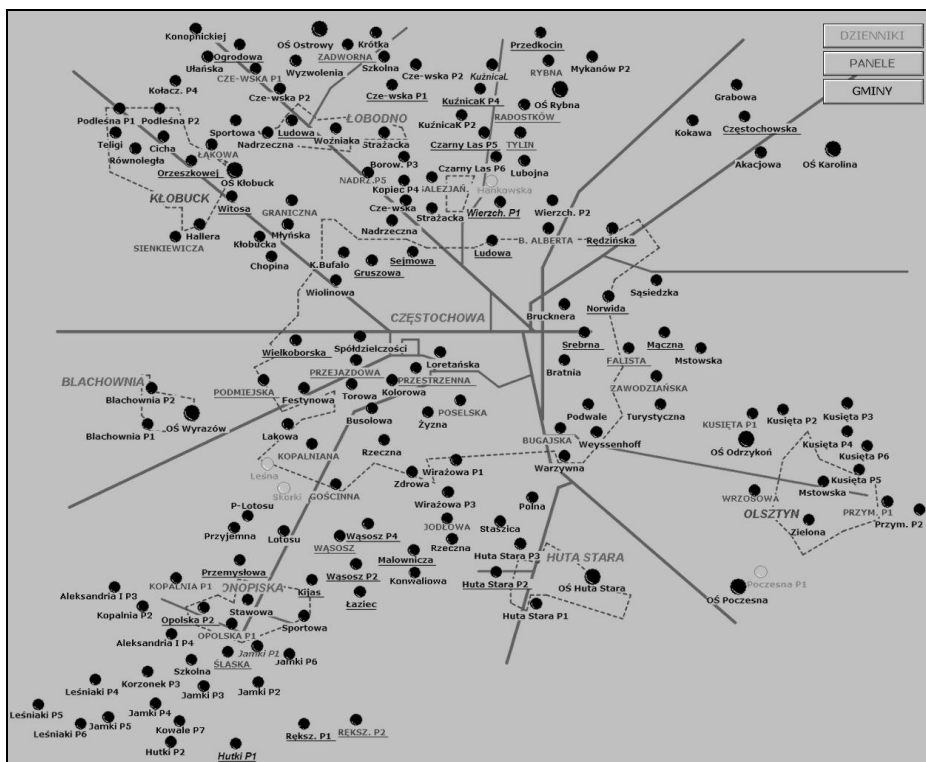
Niska świadomość społeczna dotycząca działania systemów kanalizacyjnych sprawia, że użytkownicy często nie rozróżniają kanalizacji deszczowej od ściekowej (w żargonie „sanitarnej”), co prowadzi do łamania przepisów prawa dotyczących prawidłowości odprowadzania ścieków z terenów nieruchomości, prowadząc do nieprawidłowego działania systemu kanalizacyjnego. Należy przy tym zaznaczyć, że zgodnie z artykułem 9. Ustawy z dnia 7 czerwca 2001 roku „o zbiorowym zaopatrzeniu w wodę i zbiorowym odprowadzaniu ścieków” [2] wprowadzanie wód/ścieków opadowych i wód drenażowych do kanalizacji ściekowej (w oryg. sanitarnej) jest zabronione.

2. CEL, ZAKRES ORAZ METODYKA PROWADZENIA BADAŃ

Podstawowym celem badań było określenie i wskazanie ekstremalnie obciążonej przepompowni ścieków, pod kątem hydraulicznym, spośród wszystkich 161 eksploatowanych na terenie okręgu częstochowskiego (rys. 1). Z uwagi na możliwości techniczne badanych przepompowni wynikające z pełnego opomiarowania analizie poddano okres 4 lat eksploatacji (2010–2014 r.).

Punktem wyjścia do przeprowadzenia badań było określenie liczby wystąpień podtopień przepompowni w poszczególnych miesiącach dla danego roku. Podtopienie zdefiniowano jako stan utrzymujący się na wysokości powyżej poziomu przelania przepompowni (tab. 1). Kolejnym krokiem było określenie najdłużej trwającego podtopienia – odnotowanie daty, godziny wystąpienia, czasu trwania oraz poziomu napełnienia przepompowni (rys. 3). Następnie przeanalizowano czas pracy pomp zain-

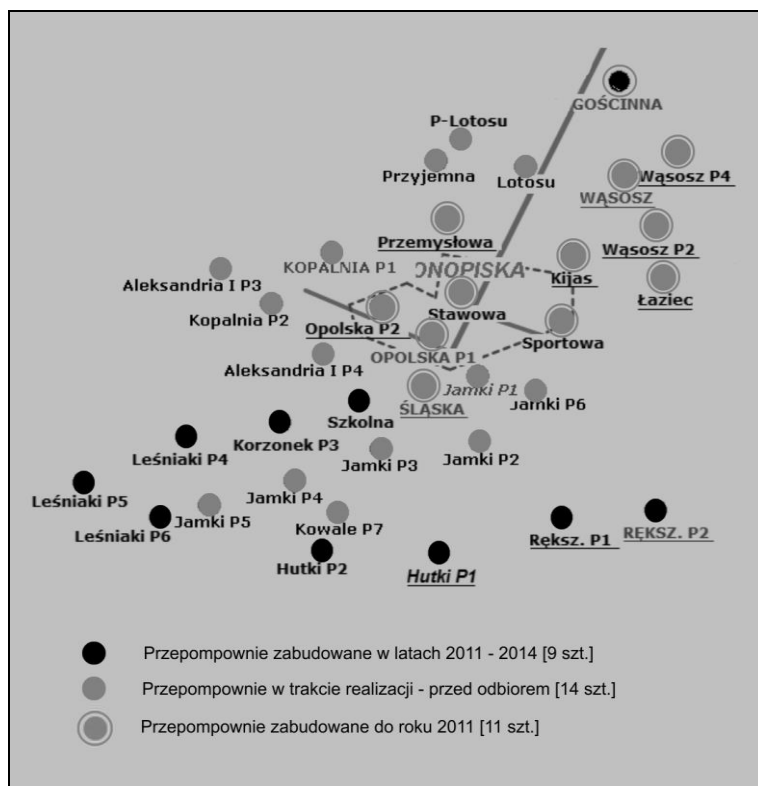
stalowanych w przepompowniach oraz odnotowano maksymalne wartości dla danego roku (rys. 4 i 5).



Rys. 1. Przepompownie ścieków objęte eksploatacją PWiK Okręgu Częstochowskiego S.A. [9]

Po przeanalizowaniu wszystkich zlewni (przepompowni), będących w zakresie eksploatacyjnym PWiK Okręgu Częstochowskiego S.A. w Częstochowie, wytypowano kilka przepompowni cechujących się nadmiernymi obciążeniami. Jedyną wyróżniającą się zlewnią spośród kilku wskazanych jest zlewnia przepompowni zlokalizowanej przy ul. Gościnniej w Częstochowie, stanowiąca odbiornik ścieków jednej z większych gmin powiatu częstochowskiego – Gminy Konopiska. Według aktualnych danych liczba użytkowników w/w zlewni to 4837 osób (stan na 01.01.2015 r.). Ścieki odprowadzane są poprzez 1713 przyłączy kanalizacji ściekowej. Łączna długość sieci kanalizacyjnej wynosi 36,35 km. Omawiana zlewnia obejmuje 20 przepompowni ścieków (rys. 2), docelowo będzie obsługiwać 34 przepompownie (14 w trakcie realizacji – przed odbiorem technicznym). Sieć kanalizacyjna danego obszaru jest siecią o krótkim okresie eksploatacji. Decydujące znaczenie dla rozbudowy systemu Gminy Konopiska miał okres lat 2011–2014. Na początku 2011 roku długość sieci grawitacyjnej kanalizacji ściekowej wynosiła 28,07 km, a z kanalizacji korzysta-

ło 2467 osób, odprowadzając ścieki poprzez 1023 przyłączy [11]. Można zatem stwierdzić, że w okresie 2011–2014 r. przybyło 8,28 km sieci kanalizacji ściekowej grawitacyjnej (wyposażonej w 9 przepompowni ścieków), co jednocześnie wpłynęło na liczbę nieruchomości podłączonych do kanalizacji, która wyniosła 690, a liczba użytkowników wzrosła o 2370 osób. Zatem długość rozbudowanej sieci wzrosła o około 30% w stosunku do całej zlewni, natomiast liczba nieruchomości podłączonych do kanalizacji wzrosła o około 67% w stosunku do całej zlewni. Liczba osób korzystających z kanalizacji podwoiła się. Sieć rozbudowana w latach 2011–2014 obejmuje przewody PVC (o sztywności obwodowej 8 kN/m^2 łączone na uszczelkę), poddane przed oddaniem do użytkowania próbom szczelności przeprowadzonych metodą „W” zgodnie z normą PN-EN 1610:2002 [7], zapewniając tym samym całkowitą szczelność przewodową. Ponadto dokonano zabudowy studni rewizyjnych betonowych – 305 szt.



Rys. 2. Zasięg zlewni ul. Gościnniej w Częstochowie [9]

3. ANALIZA WYNIKÓW BADAŃ

W tabeli 1 zestawiono liczbę podtopień jaka wystąpiła w wybranej przepompowni ścieków w ujęciu miesięcznym dla okresu 2011–2014. Liczba podtopień w poszczególnych latach była zbliżona i mieściła się w zakresie 18–22 zdarzeń. W miesiącach letnich (maj – sierpień) liczba podtopień wyraźnie się zwiększa i jest średnio dwukrotnie większa niż w pozostałych miesiącach. Jest to jedna z przesłanek pozwalających na stwierdzenie bezpośredniej zależności pomiędzy opadami a przeciążeniem hydraulicznym pompowni ścieków.

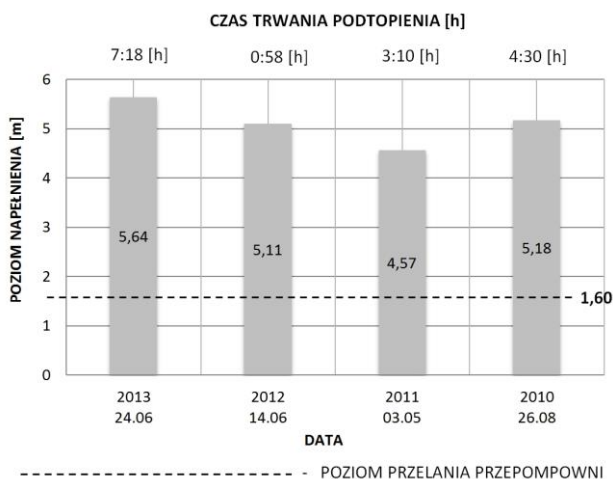
Tabela 1. Liczba podtopień przepompowni w latach 2010-2014 z podziałem na miesiące

Rok	Miesiąc												Razem (w roku)
	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII	
2013	1	1	-	-	1	12	5	1	-	-	-	1	22
2012	3	2	-	-	3	3	5	3	-	1	1	1	22
2011	-	1	2	2	3	1	4	2	1	1	-	1	18
2010	b.d.	b.d.	2	2	6	1	-	4	2	2	-	1	20
Razem (w m-cu)	5	6	4	4	13	17	14	10	3	4	1	4	-
Razem (w roku)													85
Okres występowania największej liczby podtopień													

Analizując czasy trwania podtopień oraz ich poziom dla danej zlewni określono datę 24 czerwca 2013, w której czasookres podtopienia utrzymywał się najdłużej – 7 godzin 18 minut, osiągając maksymalny poziom napełnienia 5,64 m (dla poziomu przelania przepompowni o wartości 1,60 m), co wskazuje poziom ponad wysokość całkowitą zabudowanego zbiornika na danej zlewni, który wynosi 5,40 m (rys. 3). Pozostałe maksymalne czasy trwania podtopień znacznie odbiegają od roku 2013. W roku 2012 poziom drastycznie zbliżył się do całkowitego wypełnienia zbiornika (5,11 m) przepompowni, lecz czas trwania był niespełna 7-krotnie mniejszy od danych odnotowanych w roku 2013. W roku 2011 poziom napełnienia osiągnął wartość 4,57 m, a czas trwania wynosił 3 godziny 10 minut. Rok 2010 charakteryzował się nieco wyższym poziomem napełnienia – 5,18 m przy czasie trwania 4 godzin 30 minut.

Podczas analizy maksymalnego czasu pracy pomp zabudowanych na danej przepompowni stwierdzono, iż również w czerwcu roku 2013 odnotowano najdłuższy czas pracy pomp w odniesieniu do pozostałych lat (rys. 4). W miesiącu czerwcu 2013 roku 2 pompy o mocy 5,5 kW oraz o wydajności łącznej 160 m³/h pracowały przez 577 godzin w systemie cyklicznym, co oznacza pracę na poziomie 24 dni w skali miesiąca. Analizując dalej wyliczono średni czas trwania pracy pomp w okresie 1 doby wyno-

szący 19 godzin (rys. 5). Pozostałe czasy pracy pomp dla poszczególnych lat odbiegają od omawianego roku 2013 i wynoszą kolejno: 323 godziny pracy w roku 2012 (w lutym), 406 godzin pracy w roku 2011 (w styczniu) oraz 548 godzin w roku 2010 (w maju).

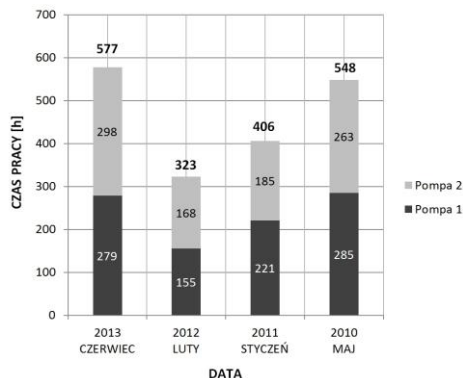


Rys. 3. Maksymalny czas trwania podtopień oraz poziom napełnienia przepompowni

Raport roczny
 Obiekt: Przepompownia ścieków Cze-wa ul.Gościnną
 Za rok: 2010, 2011, 2012, 2013

		2010		2011		2012		2013			
Miesiąc	Czs pracy		Czs pracy		Czs pracy		Czs pracy				
	P1	P2	P1	P2	P1	P2	P1	P2			
	[godz.]	[godz.]	[godz.]	[godz.]	[godz.]	[godz.]	[godz.]	[godz.]			
01			01	221	185	01	136	159	01	109	114
02	27	25	02	126	112	02	155	168	02	109	115
03	86	78	03	149	129	03	144	176	03	125	135
04	105	101	04	131	118	04	163	181	04	135	138
05	285	263	05	140	118	05	135	157	05	139	145
06	139	130	06	120	106	06	133	150	06	279	298
07	87	86	07	134	116	07	151	164	07	132	142
08	138	179	08	128	115	08	112	125	08	97	102
09	186	295	09	117	108	09	87	87	09	98	105
10	134	251	10	127	114	10	92	92	10	88	95
11	129	212	11	114	121	11	95	98	11	90	97
12	151	204	12	133	147	12	100	105	12	112	120

Rys. 4. Raport roczny czasu pracy pomp w okresie 2010–2014 [9]



Rys. 5. Wartości maksymalne czasu trwania pracy pomp

Po analizie powyższych danych podjęto działania mające na celu określenie wysokości opadów atmosferycznych dla danego regionu ze szczególnym uwzględnieniem roku 2013. Dane o dobowej wysokości opadów dla stacji meteorologicznej w Częstochowie pozyskano z Instytutu Meteorologii i Gospodarki Wodnej w Katowicach [4]. Pozyskane dane odnoszą się do okresu występowania opadów w miesiącach od kwietnia do października. Jedną z największych wartości opadu występującego na przełomie analizowanego okresu 4 lat wystąpił w miesiącu czerwcu 2013 roku wynosząc 148,0 mm (tab. 2). Pozostałe miesiące roku 2013 znacząco odbiegały od miesiąca czerwca. Zdecydowanie można zaobserwować ekstremum opadowe dla danego regionu w roku 2010 (wystąpienie powodzi w maju), lecz należy zwrócić uwagę, że dopiero w roku 2011 rozpoczęto znaczącą rozbudowę zlewni co wpłynęło na dwukrotne zwiększenie liczby odbiorców. Z obserwacji liczby podtopień oraz sumy opadów dla roku 2010 roku należy wnioskować, że system kanalizacyjny nie osiągał maksymalnych przepływów, co w konsekwencji nie wpływało na częstotliwość osiągania poziomów przelania na pompowni. Nie można wykluczyć tego, że system mógł już pracować podczas nawalnych opadów na granicy podtopienia.

Tabela 2. Analiza opadów dla czasokresu 2010-2014

Analiza opadów dla roku 2013								
Miesiąc	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	Razem
Wysokość opadów [mm/m-c]	27,48	114,92	148,00	49,86	32,26	87,99	18,16	478,67
Data maksymalnej sumy opadów w ciągu dnia	03-kwi	27-maj	24-cze	12-lip	09-sie	16-wrz	16-paź	
Maksymalna dobową wysokość opadów [mm]	8,0	29,0	37,6	23,1	14,2	14,8	4,3	

Średnia dobowa wysokość opadów [mm]	0,92	3,71	4,93	1,61	1,04	2,93	0,59	
Analiza opadów dla roku 2012								
Miesiąc	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	Razem
Wysokość opadów [mm/m-c]	56,74	29,40	107,67	117,44	37,66	52,03	71,21	472,15
Data maksymalnej sumy opadów w ciągu dnia	22-kwi	06-maj	13-cze	01-lip	06-sie	12-wrz	27-paź	
Maksymalna dobowa wysokość opadów [mm]	14,2	15,8	29,1	34,3	9,4	21,7	18,7	
Średnia dobowa wysokość opadów [mm]	1,89	0,95	3,59	3,79	1,21	1,73	2,30	
Analiza opadów dla roku 2011								
Miesiąc	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	Razem
Wysokość opadów [mm/m-c]	60,57	70,42	46,80	98,73	57,63	13,81	38,75	386,71
Data maksymalnej sumy opadów w ciągu dnia	30-kwi	03-maj	22-cze	03-lip	07-sie	05-wrz	11-paź	
Maksymalna dobowa wysokość opadów [mm]	37,9	29,8	13,4	21,2	19,8	7,1	9,3	
Średnia dobowa wysokość opadów [mm]	2,02	2,27	1,56	3,18	1,86	0,46	1,25	
Analiza opadów dla roku 2010								
Miesiąc	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	Razem
Wysokość opadów [mm/m-c]	43,35	184,96	71,21	101,83	117,17	93,40	6,38	618,30
Data maksymalnej sumy opadów w ciągu dnia	14-kwi	17-maj	12-cze	27-lip	31-sie	26-wrz	21-paź	
Maksymalna dobowa wysokość opadów [mm]	9,3	54,1	23,5	39,9	29,0	17,9	1,6	
Średnia dobowa wysokość opadów [mm]	1,45	5,96	2,37	3,28	3,78	3,11	0,21	

Największa liczba podtopień wystąpiła w roku 2013 (22 podtopienia) oraz w roku 2012. Jednoznacznie można zauważyć, iż miesiąc czerwiec roku 2013 charakteryzował się największą jednostkową liczbą podtopień (12) znacząco odbiegając od pozostałych miesięcznych wartości. Podejmując analizę poszczególnych miesięcy pod kątem liczby podtopień, w ciągu 4 lat jednoznacznie można określić, że okres, w którym wystąpiła największa liczba podtopień obejmuje miesiące od maja do sierpnia.

Wystąpienie maksymalnego czasu trwania podtopienia przypada na miesiąc czerwiec 2013 roku, co w bezpośredniej korelacji pokrywa się z maksymalną liczbą podtopień. Okres o najdłuższym czasie pracy układu pompowego również przypada na miesiąc czerwiec 2013 roku. Ponadto dokonano weryfikacji liczby interwencji służb eksploatacyjnych PWiK Okręgu Częstochowskiego S.A. w miesiącu czerwcu 2013 r. w sprawie podtopień nieruchomości. Weryfikację oparto na dzienniku dyspozytora, w którym zamieszczono szczegółowe informacje na temat rodzaju i treści zgłoszenia, wysłanych pracowników oraz sposobu załatwienia sprawy. Służby PWiK Okręgu Częstochowskiego S.A. interweniowały 16 razy w danym miesiącu. Wszystkie zgłoszenia dotyczyły podtapiania piwnic nieruchomości fekaliami, a uwagi przekazane przez pracowników biorących udział w interwencji były zgodne co do wystąpienia w danym rejonie ulewnych deszczy. Wyszczególnić należy interwencję w dniu 24.06.2013 r. dotyczącą zalewania pasa drogowego ulicy Częstochowskiej, w miejscowości Konopiska, fekaliami wydostającymi się ze studni kanalizacyjnych oraz brak wjazdu kanalizacyjnego, który został usunięty w skutek podtopienia sieci ulicznej. Po przeprowadzeniu korelacji pomiędzy datą i rodzajem interwencji, datą i rodzajem podtopienia a sumą dobowych opadów, po raz kolejny wskazany został dzień 24 czerwca 2013 roku.

4. WNIOSKI

Analiza wyników badań wskazuje, że istnieje bezpośredni związek pomiędzy opadami atmosferycznymi a hydraulicznym przeciążeniem przepompowni ścieków bytowo-gospodarczych. Niekontrolowane przepełnienia maksymalnej wysokości zbiornika przepompowni może spowodować przelanie, w konsekwencji czego ścieki bytowo-gospodarcze w połączeniu z wodami przypadkowymi przedostawać się będą do środowiska naturalnego w otoczeniu przepompowni. Należy zatem stwierdzić, że problemu przeciążenia przepompowni ścieków ma wymiar nie tylko techniczny ale także ekonomiczny i środowiskowy.

Z technicznego punktu widzenia, zlewnia poddana badaniom wymaga natychmiastowej interwencji celem wykluczenia niepożądanych skutków, które generują nieuzasadnione koszty eksploatacyjne przedsiębiorstwa. Z pewnością jednym z rozwiązań, po które można sięgnąć, to zmiana charakterystyki pracy pomp zainstalowanych

w przepompowni, poprzez zwiększenie ich mocy, a w konsekwencji zwiększenie wydajności. Wraz ze zmianą pomp istnieje konieczność przebudowy systemu ciśnieniowego doprowadzającego ścieki z przepompowni bezpośrednio do oczyszczalni ścieków. Trudno w tym momencie odpowiedzieć na pytanie – czy to wyeliminuje wody przypadkowe (w tym opadowe) oraz czy wpłynie pozytywnie na ładunek zanieczyszczeń doprowadzanych do oczyszczalni ścieków w trakcie trwania dni deszczowych? Powyższe rozwiązanie może umożliwić uniknięcia podtopień nieruchomości, ale nie wyeliminuje wód przypadkowych. Dalsze badania będą ukierunkowane na określenie korelacji pomiędzy wysokością opadów a objętością przepompowywanych ścieków w systemie kanalizacji ściekowej. Pozwoli to na bardziej precyzyjne określanie objętości wód przypadkowych na etapie projektowania, jak i eksploatacji systemów kanalizacyjnych.

LITERATURA

- [1] ATV-DVWK *Kommentar, ATV-A 118. Hydraulische Berechnung von Entwässerungssystemen.*
- [2] Ustawa z dnia 7 czerwca 2001 roku o zbiorowym zaopatrzeniu w wodę i zbiorowym odprowadzaniu ścieków, Dz. U. 2001 nr 72 poz. 747.
- [3] EN 752:2008, *Drain and sewer systems outside buildings*, PKN, Warszawa 2008.
- [4] KACZOR G., *Otwory we włączach studzienek kanalizacyjnych jako jedna z przyczyn przedostawania się wód przypadkowych do sieci rozdzielczej*, Infrastruktura i Ekologia Terenów Wiejskich, 2009, 9, 155-163.
- [5] KACZOR G., *Wpływ wód infiltracyjnych i przypadkowych na funkcjonowanie małych systemów kanalizacyjnych*, Rozprawa habilitacyjna, Zeszyty naukowe Uniwersytetu Rolniczego im. Hugona Kołłątaja w Krakowie, zeszyt nr 495, rozprawy, 2012, nr 372, ss. 228, ISSN 1899–3486.
- [6] KOTOWSKI A., *Podstawy bezpiecznego wymiarowania odwodnień terenów*, Wydawnictwo Seidel-Przywecki (Wydanie I), Warszawa 2011.
- [7] PN-EN 1610:2002, *Budowa i badanie przewodów kanalizacyjnych*, PKN, Warszawa 2002.
- [8] PN-EN 752-1 do 7, *Zewnętrzne systemy kanalizacyjne*, PKN, Warszawa 2000-2002.
- [9] TELWIN SCADA, *Supervisory, Control And Data Acquisition – system pełniący kontrolę nad procesami technologicznymi* (wdrożony w PWiK Okręgu Częstochowskiego S.A. w Częstochowie), Częstochowa 2014.
- [10] *Wytyczne techniczne projektowania miejskich sieci kanalizacyjnych*, 1965 r.
- [11] *Zasoby archiwalne*, Przedsiębiorstwo Wodociągów i Kanalizacji Okręgu Częstochowskiego Spółka Akcyjna w Częstochowie, Częstochowa 2014.

THE IMPACT OF RAINWATER FOR THE MUNICIPAL SEWAGE PUMPING

The impact of inflow water for the hydraulic load sanitary sewer is a common problem of exploitation water and sewage companies. The aim of the article was to present this issue based on the analysis of the selected pumping station operated by the Water and Sewer District Częstochowa SA in Częstochowa. The analysis was conducted area for the period of 48 months (2010-2014), taking into account both: the maximum durations of overflowing in any given month /year and the operational time of the pumps. These data were compared with archival data on the daily precipitation for the assumed time scale and made an overview of system behavior based on the facts in a given period of time (real estate undercuts). The paper is focused on the effects of rainwater and the possibility of entering to the drainage system. The results of the analysis indicate that rainwater is a factor directly affected on the functioning of the sewer system.

Urszula MILLER, Izabela SÓWKA*

MATEMATYCZNE METODY OPISU KINETYKI BIOFILTRACJI ODOROTWÓRCZYCH GAZÓW

Omówiono zagadnienia związane z matematycznym modelowaniem procesu biofiltracji gazów odlotowych z zanieczyszczeń gazowych. Przedstawiono główne czynniki wpływające na przebieg procesu biofiltracji oraz procesy jednostkowe zachodzące w biofiltrze. Opisano stosowane modele biofiltracji gazów i dokonano przeglądu ich modyfikacji dla usuwania wybranych zanieczyszczeń.

1. WPROWADZENIE

Modelowanie procesów technologicznych pozwala na matematyczny opis skomplikowanych zagadnień, zjawisk i procesów, określenie ich przebiegu i oceny stopnia ich efektywności. Jednoznaczny i uniwersalny matematyczny opis technologii wykorzystujących procesy fizyczne, chemiczne i biologiczne może być jednak trudny ze względu na wielość i różnorodność typów substratów i ich właściwości. Do takich procesów należy biofiltracja. Jest to metoda oczyszczania gazów szeroko stosowana w obiektach gospodarki komunalnej, szczególnie w celu dezodoryzacji gazów, ale również w oczyszczaniu przemysłowych gazów odlotowych. Biofiltracja jest metodą usuwania zanieczyszczeń wykorzystującą i intensyfikującą naturalne procesy bioremediacji zachodzące w środowisku. Głównym elementem biofiltra jest porowate i wilgotne złożo filtracyjne zasiedlone przez mikroorganizmy. Zanieczyszczenia obecne w gazie zostają zatrzymane w złożu, gdzie ulegają biologicznemu rozkładowi. Dla prawidłowego funkcjonowania biofiltra, a także dla wyznaczenia optymalnych parametrów jego pracy niezbędne jest zrozumienie zjawisk i procesów w nim zachodzących.

Transport zanieczyszczeń z fazy gazowej do biofilmu odbywa się w sposób turbulentny, dlatego głównymi procesami wymiany masy są adwekcja i dyfuzja. Na granicy faz

* Politechnika Wroclawska, Wydział Inzynierii Środowiska, Wybrzeże S. Wyspiańskiego 27, 50-370 Wrocław.

przepływ staje się laminarny. Najważniejszym zjawiskiem w procesie biofiltracji jest sorpcja na powierzchni ziaren złoża, która zależy głównie od właściwości fizykochemicznych usuwanych zanieczyszczeń, właściwości wypełnienia biofiltra, wilgotności, temperatury oraz przepływu gazów. Przepływ gazów przez biofiltr uzależniony jest od wielu czynników związanych głównie z właściwościami materiału filtracyjnego: od składu granulometrycznego złoża, wilgotności, sposobu upakowania, a także od przekroju aparatu i sposobu dystrybucji gazów. Te wszystkie parametry wraz z natężeniem przepływu gazu wpływają na opory przepływu. Duża wilgotność złoża jest szczególnie ważna w przypadku biofiltracji zanieczyszczeń dobrze rozpuszczalnych w wodzie. W przypadku substancji hydrofobowych, na przykład węglowodorów aromatycznych, główną rolę odgrywają cienkie warstewki biofilmu pokrywające cząstki materiału filtracyjnego. Droga od granicy faz do komórek mikroorganizmów jest tu krótka, a czas kontaktu gazu ze złożem jest długi, rzędu kilkudziesięciu sekund, co pozwala na usuwanie w biofiltrach zanieczyszczeń słabo rozpuszczalnych w wodzie [19, 20]. W biofilmie wskutek działania mikroorganizmów dochodzi do biodegradacji zanieczyszczeń gazowych z wytworzeniem CO_2 , H_2O i biomasy [17]. Jednak jest to opis uproszczony. Część zanieczyszczeń przekształcana jest w nową biomasę. Zachodzą tu również przemiany energetyczne, a część energii może być uwalniana i prowadzić do podwyższenia temperatury panującej w złożu. Proces utleniania biologicznego ma skomplikowany przebieg, gdyż substancje organiczne zanim ulegną rozkładowi muszą zostać przekształcone do postaci biorących udział w cyklach oddychania tlenowego. Rozkład cząsteczek organicznych zachodzi na ogół wewnątrz komórki, jednak związki wielkocząsteczkowe są najpierw hydrolizowane przez enzymy zewnątrzkomórkowe wydzielane przez bakterie i grzyby, a do wnętrza ustroju dyfundują produkty tego rozpadu. Zanieczyszczenia mogą przenikać do wnętrza komórki w dwojaki sposób. W pierwszym przypadku związki chemiczne po rozpuszczeniu w wodzie przenikają przez błony komórkowe na zasadzie swobodnej lub wspomagananej dyfuzji. Druga możliwość dotyczy substancji nierozpuszczalnych w wodzie, a rozpuszczalnych w tłuszczach, które mogą przenikać do wnętrza komórki dzięki powinowactwu do lipidów występujących w błonie komórkowej [18].

Kluczowym elementem pracy biofiltra jest szybkość wzrostu mikroorganizmów, a tym samym szybkość rozkładu zanieczyszczeń. Biodegradacja jest procesem katalizowanym przez enzymy. Pod ich wpływem pochłonięte substancje są przekształcane z powstaniem produktów pośrednich. Kinetyka usuwania zanieczyszczeń w biofilmie może być opisana równaniem Michaelisa-Menten [11]:

$$k = k_{\max} \frac{C_L}{K_M + C_L} \quad (1)$$

gdzie:

k – szybkość reakcji, $\text{g/m}^3\text{s}$;

k_{\max} – maksymalna szybkość reakcji, $\text{g/m}^3\text{s}$;

C_L – stężenie substratu, g/m^3 ;

K_M – stała Michaelisa, g/m^3 .

Równanie to pozwala określić szybkość biodegradacji zarówno w warunkach dużych, jak i małych stężeń zanieczyszczeń. W przypadku dużych stężeń usuwanych substancji czynnikiem limitującym przebieg procesu jest ilość enzymu. Natomiast, gdy zawartość substratu w układzie jest mała szybkość rozkładu jest liniową funkcją jego stężenia. Równanie Michaelisa-Menten stanowi podstawę większości matematycznych modeli opisu kinetyki procesu biofiltracji.

2. MODELOWANIE PROCESU BIOFILTRACJI

Pierwszym, opublikowanym w 1983 roku, modelem opisującym proces biofiltracji gazów był model Ottengraf'a [6, 7, 13]. Na założeniach tego modelu opiera się większość badań nad matematycznym opisem zjawisk zachodzących w procesie biofiltracji zanieczyszczeń gazowych. Model Ottengraf'a został oparty na następujących założeniach:

1. Opór na granicy faz po stronie fazy gazowej jest nieznaczący, zatem można założyć równowagę pomiędzy fazie gazowej i ciekłej;
2. Przepływ gazu jest przepływem tłokowym, zatem w przekroju poprzecznym nie występują gradienty stężeń;
3. Transport zanieczyszczeń w biofilmie następuje na drodze dyfuzji i może być opisywany przy pomocy efektywnego współczynnika dyfuzji (D_e);
4. Ze względu na małą grubość warstwy biofilmu (δ) w stosunku do średnicy cząstek wypełnienia, dla biofilmu można przyjąć geometrię dwuwymiarową;
5. Kinetyka usuwania zanieczyszczeń w biofilmie może być opisywana równaniem Michaelisa-Menten.

W zależności od przebiegu kinetyki reakcji biodegradacji, model Ottengrafa, zakłada występowanie jednej z trzech sytuacji:

1. Biodegradacja przebiega zgodnie z kinetyką pierwszego rzędu:

$$\frac{C_G}{C_{Gi}} = \exp\left(-\frac{hK_1}{mv_a}\right) \quad (2)$$

2. Biodegradacja przebiega zgodnie z kinetyką zerowego rzędu z ograniczeniem szybkości reakcji:

$$\frac{C_G}{C_{Gi}} = 1 - \left(\frac{hK_0}{C_{Gi}v_a}\right) \quad (3)$$

3. Biodegradacja przebiega zgodnie z kinetyką zerowego rzędu z ograniczeniem dyfuzji:

$$\frac{C_G}{C_{Gi}} = \left[1 - \frac{h}{v_a} \sqrt{\frac{K_0 D_e a}{2m C_{Gi} \delta}} \right]^2 \quad (4)$$

gdzie:

C_G – stężenie zanieczyszczenia w gazie, g/m^3 ;

C_{Gi} – stężenie zanieczyszczenia w gazie na wylocie z biofiltra, g/m^3 ;

h – wysokość złoża biofiltracyjnego, m;

K_I – stała szybkości reakcji I-rzędu, g^{-1} ;

K_0 – stała szybkości reakcji 0-rzędu, g^{-1} ;

D_e – efektywny współczynnik dyfuzji, m^2/s ;

m – współczynnik podziału;

v_a – prędkość powierzchniowa, m/s ;

δ – grubość biofilmu, m;

a – powierzchnia właściwa, m^2/m^3 .

Model Ottengraf'a jest modelem uproszczonym, zakłada występowanie każdego z powyższych wariantów oddzielnie, przy czym w warunkach rzeczywistych może dochodzić do wszystkich tych sytuacji. Ponadto, model ten nie uwzględnia dostępności tlenu, jedynym czynnikiem limitującym proces biofiltracji jest tu dostępność zanieczyszczenia. Model najlepiej opisuje biofiltrację zanieczyszczeń dobrze rozpuszczalnych w wodzie i niskich stężeń. Na podstawie modelu Ottengraf'a powstało wiele prac stanowiących jego modyfikacje, należą do nich modele: Shareefdeen i in., Shareefdee i Baltzis, Deshusses i in., Van Litha i in. [7].

Drugim znanym modelem jest Model Devinny i Hodge [5, 7]. Zakłada on przebieg procesu biofiltracji w dwóch fazach: gazowej (transport zanieczyszczeń) i składającej się z fazy stałej i wody, nazywanej tu fazą stałą/wodną, w której następuje adsorpcja i biodegradacja. Równanie opisujące stężenie zanieczyszczenia w gazie uwzględnia zjawisko dyspersji, adwekcji oraz transport do fazy stałej/wodnej:

$$\frac{\partial C_G}{\partial t} = D_L \frac{\partial^2 C_G}{\partial x^2} - v_i \frac{\partial C_G}{\partial x} - \left(\frac{1-\theta}{\theta} \right) [k_t (k_h C_G - C_{sw})] \quad (5)$$

gdzie:

C_G – stężenie zanieczyszczenia w gazie, g/m^3 ;

C_{sw} – stężenie w fazie stałej/wodnej, g/m^3 ;

t – czas, s;

D_L – współczynnik dyspersji, m^2/s ;

x – odległość, m;

v_i – prędkość gazu, m/s;

θ – porowatość;

k_t – współczynnik przenikania masy;

k_h – stała równowagi pomiędzy stężeniem zanieczyszczenia w fazie wodnej a stężeniem w fazie stałej/wodnej.

W warunkach ustalonych, przy założeniu stałego stężenia zanieczyszczeń na wlocie do biofiltra oraz stanu równowagi pomiędzy fazą gazową i fazą stałą/wodną, równanie można uprościć do postaci:

$$C_G = C_{Gi} \exp\left(\frac{-bK_M x}{v_i}\right) \quad (6)$$

gdzie:

C_G – stężenie zanieczyszczenia w gazie, g/m³;

C_{Gi} – stężenie zanieczyszczenia w gazie na wlocie z biofiltra, g/m³;

b – stała biodegradacji pierwszego rzędu, 1/s;

K_M – stała Michaelisa, g/m³;

x – odległość, m;

v_i – prędkość gazu, m/s.

Model ten, podobnie jak model Ottengrafa, znajduje zastosowanie dla niskich stężeń zanieczyszczeń dobrze rozpuszczalnych w wodzie.

Ze względu na to, że stosowalność modeli w warunkach rzeczywistych jest ograniczona, a przyjmowane założenia mogą znacząco wpływać na różnice pomiędzy wynikiem modelowania, a rzeczywistą skutecznością oczyszczania, autorzy prowadzone są badania nad weryfikacją i modyfikacją ww. wymienionych modeli z uwzględnieniem takich czynników limitujących, jak inhibujący wpływ obecności w gazie dodatkowych zanieczyszczeń, czy wpływ deficytu tlenu.

2.1. AKTUALNIE STOSOWANE MODELE I ICH WERYFIKACJA

Większość modeli matematycznych opisuje proces biofiltracji dla warunków ustalonych, co sprawia, że nie można ich często zastosować w warunkach rzeczywistych, gdzie obciążenie złóż biofiltracyjnych jest zmienne. Amanullah i in. [2] badając i porównując różne modele wykazali konieczność stosowania modeli dynamicznych, bardziej skomplikowanych i lepiej opisujących rzeczywiste zjawiska zachodzące w biofiltrze. Podobnie McNevin i Barford [12] dokonali przeglądu modeli dotyczących usuwania odorów, w tym lotnych związków organicznych, siarkowodoru i amoniaku. Większość modeli opiera się na kinetyce Michaelisa-Menten, jednak trudno jest je porównywać bez podziału na modele opierające się na kinetyce pierwszego i zerowego rzędu. Maksymalną szybkość biofil-

tracji można określić na podstawie pomiarów skuteczności biofiltracji przy stopniowym zwiększaniu obciążenia złoża. Analiza kinetyki biodegradacji wykazuje, że czas przebywania gazu w biofiltrze powinien być wystarczająco długi dla transportu zanieczyszczeń z fazy gazowej do biofilmu. Jednak, jeśli czas przebywania będzie zbyt długi, maksymalna wydajność biofiltra nie zostanie osiągnięta. Ponadto, zwrócono uwagę na konieczność uwzględnienia w modelowaniu wpływu temperatury i pH złoża.

Barquerizo i in. [4] zbadali model dynamiczny biofiltracji amoniaku. Model oparto na bilansach masowych i opisie kinetyki nityfikacji. Uwzględniono hamujące działanie powstającego wolnego amoniaku i kwasu azotowego. Model oparto na założeniach takich jak: tłokowy przepływ gazu, stan równowagi pomiędzy fazami gaz-ciecz, biofilm traktowany jest jako ciecz i właściwości fizyczne biofilmu przyjęto jak dla wody, biofilm tworzy się na powierzchni materiału filtracyjnego, jedna uśredniona wartość współczynnika przenikania masy dla wszystkich form azotu, zjawisko dyfuzji opisane prawem Ficka, brak akumulacji biomasy w złożu filtracyjnym i jednorodność materiału filtracyjnego na całej wysokości złoża. Badania wykazały, że model ten pozwala przewidzieć efekty biofiltracji amoniaku w warunkach dynamicznej pracy instalacji, przy różnych wartościach obciążenia złoża (w zakresie od 3,2 do 17,2 gNH₃/m³h). Wykazano znaczący wpływ odczynu pH na wyniki modelowania. Z tego względu kolejne badania [3] przeprowadzono włączając wartości odczynu pH do zmiennych modelu. Zastosowano metodę bilansu jonowego, a wyniki modelowania porównano z danymi doświadczalnymi uzyskanymi w badaniach biofiltracji w skali pilotowej. Do modelu wprowadzono wartości odczynu pH 7,3, 7,4, 8,2 i 8,7 zaobserwowane przy początkowych stężeniach amoniaku na poziomie odpowiednio 50, 90, 120 i 250 ppm. Wykazano skuteczność modelu w jakościowym i ilościowym szacowaniu parametrów pracy biofiltra.

Przykładem modelowania usuwania siarkowodoru metodą biofiltracji mogą być badania Jiang i Tay [10]. Eksperyment uwzględniał możliwość zastosowania wyczerpanego węgla aktywnego jako złoża filtracyjnego. Porównano dwie identyczne kolumny filtracyjne pracujące przy stężeniach wlotowych H₂S na poziomie kolejno 10, 20, 30 i 50 ppm, przy czym w jednej złożo filtracyjne stanowił świeży węgiel aktywny, a druga wypełniona była węglem wyczerpanym (wykorzystanym już wcześniej do usuwania siarkowodoru). Wykazano, że skuteczność usuwania H₂S w obu kolumnach przy stężeniu wlotowym równym 35 ppm była podobna po 30 dniach pracy biofiltra, w zakresie 95-100 %. Mechanizm usuwania H₂S został wyjaśniony poprzez opracowanie modelu matematycznego, który uwzględniał bilans masy zanieczyszczeń, biodegradację, adsorpcję, a także wzrost biofilmu. W przypadku kolumny wypełnionej świeżym węglem aktywnym wyniki modelowania wykazały znaczący wpływ adsorpcji w usuwaniu siarkowodoru w początkowej fazie pracy biofiltra. W drugiej kolumnie przeważające znaczenie miał proces biodegradacji, któremu sprzyjało większe stężenie biomasy wynikające z obecności wcześniej zaadsorbowanej siarki. Jednak w tym przypadku dobre efekty od początku uruchomienia instalacji uzyskuje się dla niższych wartości stężeń siarkowodoru, zatem zastosowanie wyczerpanego węgla aktywnego

jest możliwe np. w obiektach oczyszczania ścieków, gdzie stężenia siarkowodoru nie przekraczają 40 ppm.

Modelowym zanieczyszczeniem w badaniach nad biofiltracją lotnych związków organicznych jest toluen. Park i Jung [14] dokonali weryfikacji znanych modeli biofiltracji (Deshussess, Devinny-Hodge, Loung) dla usuwania toluenu. Celem badań było znalezienie modelu uwzględniającego zjawisko zahamowania procesu biofiltracji spowodowanego toksycznością gazów o dużym stężeniu zanieczyszczeń. Walidację modeli przeprowadzono dla warunków dużego obciążenia złoża toluenem. Najbardziej zbliżone do wyników pomiarów były stężenia toluenu obliczone przy użyciu zmodyfikowanego modelu Deshussess, zakładającego reakcję pierwszego rzędu. Maksymalne stężenie toluenu, powyżej którego degradacja jest całkowicie zahamowana wyniosło około 19 g/m^3 . Maksymalną szybkość osuwania uzyskano przy stężeniu toluenu na poziomie $2,17 \text{ g/m}^3$. Przewidywane przez model stężenia par toluenu na wylocie z biofiltra, przy założonych dużych wartościach stężenia wlotowego (powyżej 2 g/m^3) były zaniżone, natomiast w przypadku niskich stężeń wlotowych wartości te były przeszacowane. Uproszczony model Devinny-Hodge okazał się nieodpowiedni do prognozowania stężenia gazu w biofiltrze w warunkach dużego obciążenia złoża, gdyż nie uwzględnia on hamującego wpływu dużego stężenia substratu na przebieg reakcji. Ramirez i in. [16] zbadali kinetykę wzrostu mikroorganizmów i biodegradacji metanolu i toluenu dla różnych wypełnień obojętnych. Wyniki badań dla biofiltra pracującego w stanie równowagi pokazały, że zawartość biomasy w złożu wzrastała wraz z czasem trwania procesu, co może wskazywać na to, że biodegradacja lotnych związków organicznych nie jest związana ze stężeniem biomasy w złożu. Wykazano także wpływ stężenia azotu obecnego w roztworze odżywczym i rodzaju materiału filtracyjnego na skuteczność procesu. Porównano dwa materiały filtracyjne: porowate kulki gliniane oraz nieporowaty polipropylen. Badania wykazały, że porowata struktura kulek z gliny pozwala na utrzymanie niemal stałej wilgotności złoża, a także zatrzymywanie roztworu pożywki w jego porach, co sprzyja aktywności mikroorganizmów. Kinetykę biofiltracji przeanalizowano przy zastosowaniu modelu Michaelis-Menten mieszanego rzędu i modelu Haldane. Model Haldane uwzględnia zawartość tlenu jako czynnika limitującego przebieg procesu, hamowanie biodegradacji poprzez wzrost stężenia zanieczyszczenia i oddziaływania pomiędzy substratami. Zdolność biodegradacji substratu jest opisana wzorem:

$$EC = \frac{EC^* C_{in}}{K'_s + C_{in} + (C_{in}^2 / K_I)} \quad (7)$$

gdzie:

EC – zdolność eliminacji, $\text{g/m}^3\text{h}$;

EC^* – zdolność eliminacji przy braku hamowania, $\text{g/m}^3\text{h}$;

K'_s – stała nasycenia, g/m^3 ;

C_{in} – średnia logarytmiczna stężeń, g/m^3 ;

K_I – stała hamowania, g/m^3 .

Wyrażenie w mianowniku opisuje istotny wpływ czynnika hamującego. Badania wykazały, że stężenia zanieczyszczeń na powyżej wartości odpowiednio 11 g/m^3 dla metanolu i 8 g/m^3 w przypadku toluenu, mają hamujący wpływ na przebieg biodegradacji. Z tego względu wyniki modelowania otrzymane przy zastosowaniu równania Haldane dawały dużo bardziej wiarygodne maksymalne obciążenia złoża, niż te otrzymane z modelu Michaelisa-Menten. Przykładowo dla metanolu wyniki badań eksperymentalnych wykazały maksymalne obciążenie złoża na poziomie $80 \text{ g/m}^3\text{h}$, natomiast wartości uzyskane z modelowania wyniosły odpowiednio $70 \text{ g/m}^3\text{h}$ dla modelu Haldane i $175 \text{ g/m}^3\text{h}$ dla modelu Michaelisa-Menten. Równanie Haldane zastosowali również Alvarez-Hornos i in. w dynamicznym modelu usuwania octanu etylu i toluenu [1]. Wyniki badań eksperymentalnych uzyskanych dla dwóch niezależnie działających biofiltrów ze złożem torfowym usuwających octan etylu i toluen jako pojedyncze zanieczyszczenia posłużyły do opisu symulacji usuwania mieszaniny tych zanieczyszczeń w stosunku 1:1. Model oparto na głównych mechanizmach biofiltracji, takich jak przenoszenie zanieczyszczeń z gazu do fazy ciekłej, dyfuzji do biofilmu i biodegradacja. W modelu, poza standardowymi dla biofiltracji założeniami, uwzględniono zmiany gęstości biomasy w profilu pionowym biofiltra, które zostały wyznaczone doświadczalnie. Największe zasiedlenie złoża można zaobserwować w części na wlocie do biofiltra, co wynika z większej dostępności węgla i tlenu. Założono również hamujące oddziaływanie obecności octanu etylu na usuwanie toluenu w przypadku biofiltracji ich mieszaniny, które zostało potwierdzone doświadczalnie. Model został zwalidowany dla szerokiego zakresu warunków pracy biofiltra (obciążenie złoża wynosiło od 20 do $200 \text{ g/m}^3\text{h}$). Badania doświadczalne wykazały, że octan etylu może mieć inhibitujący wpływ na biofiltrację toluenu, podczas gdy hamujący wpływ obecności toluenu na biofiltrację octanu etylu jest pomijalnie mały. Maksymalna zdolność usuwania octanu etylu była około dwukrotnie większa niż toluenu.

Zagadnienie związane z biofiltracją mieszaniny zanieczyszczeń i wzajemnego oddziaływania jej składników poruszyli również Gallastegui i in. [8]. Zbadali oni interakcje zachodzące podczas biofiltracji mieszaniny p-ksylenu i toluenu. W trzech kolumnach filtracyjnych porównano wpływ obciążenia złoża na biofiltrację toluenu, p-ksylenu i ich mieszaniny. Zaobserwowano hamujący wpływ obecności toluenu na biodegradację p-ksylenu, przy jednoczesnym zwiększeniu efektywności usuwania toluenu w mieszaninie z p-ksylenem. Do matematycznego opisu eksperymentu zastosowano modele Michaelisa-Menten i Haldane. Wlotowe wartości stężeń dla p-ksylenu i toluenu wynosiły odpowiednio od 0,6 do $3,1 \text{ g/m}^3$ i 0,5 do $3,9 \text{ g/m}^3$. Wyniki badań eksperymentalnych wykazały maksymalne obciążenie złoża p-ksylenem na poziomie $26,5 \text{ g/m}^3\text{h}$, natomiast wyniki obliczeń na podstawie modelu Michaelisa-Menten wyniosły $30,4 \text{ g/m}^3\text{h}$. W przypadku biofiltracji toluenu bardziej odpowiednim modelem okazał się model Haldane, który uwzględnia inhibitujące działanie substratu przy stężeniu powyżej 3 g/m^3 . Eksperymentalne maksymalne obciążenie złoża wyniosło tu $40,3 \text{ g/m}^3\text{h}$, a wartość oszacowana na podstawie modelu Haldane wyniosła

31,1 g/m³h. Raghuvanshi i Babu [15] zweryfikowali model Ottengraf i van den Oever kinetyki biofiltracji zerowego rzędu [13] dla usuwania metyloetyloketonu (MEK). Badania laboratoryjne przeprowadzono na złożu węglowo-kompostowym przy zmiennych warunkach obciążenia. Maksymalną szybkość biofiltracji uzyskano przy stężeniu MEK równym 0,59 g/m³ (skuteczność wynosiła 82-91 %) Na podstawie modelu oszacowano krytyczne stężenie MEK i obciążenie złoża na wlocie do biofiltra, co pozwoliło na wyznaczenie zakresu warunków pracy dla optymalizacji funkcjonowania biofiltra. Maksymalna zdolność usuwania MEK wyniosła tu 73,723 g/m³h.

Ważnym zagadnieniem w biofiltracji gazów jest usuwanie zanieczyszczeń hydrofobowych. Ikemoto i in. [9] zbadali wpływ obecności w gazie związków hydrofilowych na biodegradację zanieczyszczeń hydrofobowych. W powstałym modelu, poza założeniami typowymi dla procesu biofiltracji, uwzględniono następujące warunki:

1. Niska dostępność składników odżywczych w podłożu może hamować metabolizm mikroorganizmów zasiedlających złożo;
2. Dla niektórych związków, metabolizm może być utrudniony ze względu na brak pojedynczego istotnego składnika odżywczego w podłożu (ko-metabolitu);
3. Hydrofilowe lotne związki organiczne mogą hamować metabolizm hydrofobowych LZO.

Zgodnie z oczekiwaniami wykazano, że obecność w oczyszczanych gazach zanieczyszczeń hydrofilowy w sposób znaczący wpływa hamująco na usuwanie komponentów hydrofobowych. Zmniejszenie stężenia składnika hydrofilowego w mieszaninie pozwala na zredukowanie jego negatywnego wpływu na usuwanie składnika hydrofobowego.

3. PODSUMOWANIE

W modelowaniu procesu biofiltracji gazów odlotowych ważne jest uchwycenie zmienności warunków pracy biofiltra. Modele dynamiczne pozwalają na szacowanie skuteczności usuwania zanieczyszczeń dla różnych wartości obciążenia złoża na wlocie do urządzenia. Ze względu na różnorodność zanieczyszczeń i ich właściwości istotne jest uwzględnienie ich biodostępności, a także możliwych interakcji między nimi. Istotne jest uwzględnienie takich czynników limitujących przebieg procesu biofiltracji, jak zawartość tlenu, hamowanie biodegradacji poprzez wzrost stężenia zanieczyszczenia, inhibujące oddziaływania pomiędzy substratami. Ponadto, niska dostępność składników odżywczych w podłożu może hamować metabolizm mikroorganizmów zasiedlających złożo. Ciekawym zagadnieniem w biofiltracji zanieczyszczeń hydrofobowych może być również stosowanie różnych preparatów mających wpływ na poprawę ich biodostępności. Przykładem może tu być dawkowanie związków powierzchniowo czynnych w celu zwiększenia rozpuszczalności zanieczyszczeń, a tym samym intensyfikacji ich biodegradacji. Modelowanie wpływu takich dodatków do złoża na skuteczność biofil-

tracji powinno uwzględniać nie tylko zmianę rozpuszczalności zanieczyszczeń (prawo Henry'ego), ale także możliwe oddziaływania toksyczne.

Praca współfinansowana w ramach badań statutowych S40-029.

LITERATURA

- [1] ÁLVAREZ-HORNOS F. J., GABALDÓN C., MARTÍNEZ-SORIA V., MARZAL P., PENYARROJA J.-M., *Mathematical modeling of the biofiltration of ethyl acetate and toluene and their mixture*, Biochemical Engineering Journal, 43, 2009, 169–177.
- [2] AMANULLAH M., FAROOQ S., VISWANATHAN S., *Modeling and simulation of a biofilter*, Industrial & Engineering Chemistry Research, 38, 1999, 2765–2774.
- [3] BAQUERIZO G., GAMISANS X., GABRIEL D., LAFUENTE J., *A dynamic model for ammonia abatement by gas-phase biofiltration including pH and leachate modelling*, Biosystems Engineering, 97, 2007, 431–440.
- [4] BAQUERIZO G., MAESTRE J. P., SAKUMA T., DESHUSSES M. A., GAMISANS X., GABRIEL D., LAFUENTE J., *A detailed model of a biofilter for ammonia removal: Model parameters analysis and model validation*, Chemical Engineering Journal, 113, 2005, 205–214.
- [5] CHMIEL K., JARZĘBSKI A. B., PALICA M., *Biofiltracja lotnych związków organicznych*, Przemysł Chemiczny, 84 (6), 2005, 442–445.
- [6] CHMIEL K., PALICA M., *Modelowanie procesu biofiltracji*, Rocznik Ochrona Środowiska, tom 7, Koszalin 2005, 143–171.
- [7] DEVINNY J. S., DESHUSSES M. A., WEBSTER T. S., *Biofiltration for air pollution control*, Lewis Publishers, London, New York, Washington 1999.
- [8] GALLASTEGUI G., ÁVALOS RAMIREZ A., ELÍAS A., JONES J. P., HEITZ M., *Performance and macrokinetic analysis of biofiltration of toluene and p-xylene mixtures in a conventional biofilter packed with inert material*, Bioresource Technology, 102, 2011, 7657–7665.
- [9] IKEMOTO S., JENNINGS A. A., SKUBAL K. L., *Modeling hydrophobic VOC biofilter treatment in the presence of nutrient stimulation and hydrophilic VOC inhibition*, Environmental Modelling & Software 21, 2006, 1387–1401.
- [10] JIANG X., TAY J. H., *Removal mechanisms of H₂S using exhausted carbon in biofiltration*, Journal of Hazardous Materials, 185, 2011, 1543–1549.
- [11] KONIECZYŃSKI J., *Oczyszczanie gazów odlotowych*, Wydawnictwo Politechniki Śląskiej, Gliwice 1993.
- [12] McNEVIN D., BARFORD J., *Biofiltration as an odour abatement strategy*, Biochemical Engineering Journal, 5, 2000, 231–242.
- [13] OTTENGRAF S. P. P., VAN DEN OEVER A. H. C. *Kinetics of organic compound removal from waste gases with a biological filter*, Biotechnology and Bioengineering, vol. XXV, 1983, 3089–3102.
- [14] PARK O.-H., JUNG I.-G., *A model study based on experiments on toluene removal under high load condition in biofilters*, Biochemical Engineering Journal, 28, 2006, 269–274.
- [15] RAGHUVANSHI S., BABU B.V., *Experimental studies and kinetic modeling for removal of methyl ethyl ketone using biofiltration*, Bioresource Technology, 100, 2009, 3855–3861.
- [16] RAMIREZ A. A., BÉNARD S., GIROIR-FENDLER A., JONESA J. P., HEITZ M., *Kinetics of microbial growth and biodegradation of methanol and toluene in biofilters and an analysis of the energetic indicators*, Journal of Biotechnology, 138, 2008, 88–95.

- [17] SZKLARCZYK M., *Biologiczne oczyszczanie gazów odlotowych*, Wydawnictwo Politechniki Wrocławskiej, Wrocław 1991.
- [18] ULFIG K., *Biofiltracja lotnych związków organicznych za pomocą bakterii i grzybów mikroskopowych*, w: Szynkowska M., Zwoździak J., Współczesna problematyka odorów, Wydawnictwo Naukowo- Techniczne, Warszawa 2010.
- [19] WIECZOREK A., *Biofiltracja gazów odlotowych zanieczyszczonych lotnymi związkami organicznymi. Aspekty techniczne i mikrobiologiczne*, Rozprawa habilitacyjna, Szczecin 2010.
- [20] WIERZBIŃSKA M., *Zastosowanie metod biofiltracji do dezodoryzacji gazów odlotowych przy wykorzystaniu złóż włóknistych*, cz. I, Ochrona powietrza i problemy odpadów, nr 2 (253), 2010, 47–55.

MATHEMATICAL METHODS FOR THE DESCRIPTION OF THE KINETICS OF ODOUROUS GASES BIOFITRATION

Issues related to the mathematical modeling of biofiltration process gases from pollutants are discussed. The main factors affecting the biofiltration process are presented. The main types of gases biofiltration models and their modifications for the removal of selected pollutants are described and reviewed.

Anna MŁYŃSKA, Michał ZIELINA*

WPŁYW METOD RENOWACJI PRZEWODÓW WODOCIĄGOWYCH NA JAKOŚĆ TRANSPORTOWANEJ WODY

W niniejszym opracowaniu dokonano przeglądu bezwykopowych natryskowych metod renowacji przewodów wodociągowych pod kątem wpływu materiałów wykorzystywanych w tych metodach na jakość wody pitnej mającej z nimi bezpośredni kontakt. Analizie poddane zostały trzy rodzaje powłok (cementowa, z żywicy epoksydowej oraz poliuretanowej), którymi pokrywa się metodą natryskiwania odnawiane wnętrza przewodów wodociągowych. Każda z tych powłok posiada szereg zalet, jednak jak dowodzą badania w krótkim czasie po ich zastosowaniu parametry jakościowe wody mogą ulec zmianie. Przeanalizowano zmiany pH i zapachu wody oraz zmiany stopnia zużycia rozpuszczonych w wodzie dezynfektantów. W kontakcie z wyprawą cementową pH wody zwiększa się do ok. 11–12, co powoduje wzmożone przenikanie glinu z cementu do wody. Zarówno stare, jak i nowe powłoki epoksydowe nie wpływają istotnie na zmiany tego parametru, natomiast poliuretan powoduje obniżenie wartości pH wody do ok. 6. Wszystkie trzy analizowane materiały przyczyniają się do zużycia rozpuszczonych w wodzie dezynfektantów, jednak obserwuje się, że stopień zużycia chloru wolnego Cl_2 jest większy niż chloraminy NH_2Cl . Dodatkowo, zarówno wykorzystany do natrysku cement, jak i żywica epoksydowa oraz poliuretanowa wpływają na zapach wody i jego intensywność.

1. WPROWADZENIE

Wymagania jakościowe stawiane wodzie wodociągowej reguluje Rozporządzenie Ministra Zdrowia z dnia 29 marca 2007 r. [17], w którym określone są m.in. wymagania bakteriologiczne, fizykochemiczne i organoleptyczne, które powinna spełniać woda przeznaczona do spożycia przez ludzi. Jak się jednak okazuje, dostarczenie wody do odbiorców o odpowiedniej jakości nie jest łatwym zadaniem. Mimo tego, że do sieci wodociągowej wprowadzona zostaje woda uzdatniona o wymaganych parame-

* Politechnika Krakowska im. T. Kościuszki, Wydział Inżynierii Środowiska, Instytut Zaopatrzenia w Wodę i Ochrony Środowiska, ul. Warszawska 24, 31–155 Kraków, a.mlynska13@gmail.com, mziel@vistula.wis.pk.edu.pl.

trach, to jednak często zdarza się, że ulega ona wtórnemu zanieczyszczeniu, głównie na skutek kontaktu ze skorodowanymi powierzchniami rurociągów żeliwnych i stalowych. Oddziaływanie produktów korozji na chemicznie niestabilną wodę mającą z nimi bezpośredni kontakt przyczynia się do tworzenia osadów chemicznych, co jest jedną z głównych przyczyn wtórnego zanieczyszczenia wody, na którą prof. Świderska-Bróż oraz dr Wolska zwracają uwagę w swojej pracy [1]. W takiej sytuacji, w celu uniknięcia negatywnego wpływu na jakość wody koniecznością staje się przeprowadzenie renowacji przestarzałych przewodów wodociągowych o skorodowanych wnętrzach. Techniki renowacji systemów zaopatrzenia w wodę obejmują szereg różnych metod, jednak od ostatniej dekady XX wieku w Polsce rozpowszechnione zostały bezwykopowe technologie odnowy z uwagi na wiele zalet, które posiadają. Zalety te związane są m.in. z faktem ograniczenia do minimum robót wykopowych, ponadto umożliwiają wykonanie prac w krótkim okresie czasu przy stosunkowo niewielkich nakładach finansowych [13].

W obrębie technologii bezwykopowych rozróżnia się wiele metod [13], jednak w niniejszym opracowaniu uwagę poświęcono technice renowacji poprzez zastosowanie natrysków na wewnętrzne powierzchnie odnawianych rurociągów. Do tego typu zabiegów wykorzystywana jest głównie wyprawa cementowa oraz żywica epoksydowa i poliuretanowa. Zastosowanie tych materiałów zapewnia wysoce skuteczną ochronę przed korozją, a co za tym idzie poprawę jakości wody w dłuższym okresie czasu oraz polepszenie parametrów hydraulicznych rurociągów [13]. Niestety zauważa się, że bezpośrednio po ich zastosowaniu jakość wody mającej z nimi kontakt może ulec pogorszeniu. Z uwagi na istotność tego problemu, w niniejszej pracy dokonano przeglądu natryskowych technologii renowacji przewodów wodociągowych pod kątem ich wpływu na wybrane parametry jakościowe wody (pH, zapach oraz zmiany stopnia zużywania się rozpuszczonych w wodzie dezynfektantów).

2. PRZEGLĄD WYBRANYCH METOD RENOWACJI PRZEWODÓW WODOCIĄGOWYCH POD KĄTEM ICH WPŁYWU NA JAKOŚĆ WODY

2.1. RENOWACJA Z ZASTOSOWANIEM POWŁOKI CEMENTOWEJ

Cementowanie przewodów wodociągowych jest obecnie jedną z powszechnych technik renowacji, która wykorzystywana jest już od lat 30 ubiegłego wieku. Metodę tą stosuje się do odnowy przewodów wodociągowych o bardzo szerokim zakresie średnic (od ok. 80 do nawet ok. 3600 mm). Zastosowanie powłok cementowych ma na celu ochronę rur stalowych, żeliwnych, azbestowo – cementowych i żelbetowych przed wewnętrzną korozją i odkładaniem się osadów, zabezpiecza przewody przed przeciekami, ponadto przyczynia się do poprawy ich własności hydraulicznych [13].

Cementowanie posiada również szereg innych zalet, które związane są m.in. z niewielkimi nakładami pracy i stosunkowo niskimi kosztami, zapewnia długookresową poprawę stanu technicznego rurociągów, ponadto jest to skuteczna metoda w odniesieniu do rozwiązywania problemów związanych z niezadowalającą jakością wody – przyczynia się do jej poprawy w dłuższym okresie czasu [5]. Wykładzina cementowa tworzy fizyczną i chemiczną barierę zabezpieczającą rurociąg przed postępującym procesem korozji. W przeciwieństwie do innych cienkich powłok, które jedynie uszczelniają metal przed wodą, wykładzina cementowa zapewnia zdecydowanie lepszą ochronę antykorozyjną, tworząc strefę zasadowości na powierzchni rury [12].

W technice cementowania przewodów wodociągowych dozwolone jest stosowanie cementu portlandzkiego, portlandzkiego żuźlowego, portlandzkiego popiołowego lub cementu wysokoglinowego [6]. Podstawowym ich składnikiem jest klinkier portlandzki, w skład którego wchodzi pierwiastki główne tj. wapń, krzem, glin, żelazo, pierwiastki uboczne – magnez, siarka, sól i potas, oraz pierwiastki śladowe – grupę tą stanowią głównie szczególnie niebezpieczne dla jakości wody pitnej metale ciężkie, takie jak chrom, ołów, cynk, nikiel, arsen, kadm, wanad, miedź [14].

Obok wielu pozytywnych cech zastosowania wyprawy cementowej wewnątrz przewodów wodociągowych, bezpośrednio po zabiegu cementowania dają się również zauważyć negatywne aspekty, odbijające się przede wszystkim na jakości wody. W szczególności wody miękkie, charakteryzujące się niewielką ilością jonów wykazują agresywne działanie w stosunku do wodorotlenku wapnia, będącego składnikiem wykładziny cementowej, efektem czego jest wymycie z niej tego związku, osłabienie struktury powłoki cementowej i obniżenie jej zasadowości oraz zwiększenie wartości pH wody mającej z nią bezpośredni kontakt [4]. Zauważa się, że zarówno zmiana pH wody w rurociągu po zabiegu cementowania, jak i stężenia pierwiastków w dużej mierze uzależnione są od rodzaju zastosowanego cementu. W jednych z przeprowadzonych badań eksperymentalnych [21] trwających 64 dni przeanalizowano zmiany wartości pH w wodzie zdemineralizowanej mającej bezpośredni kontakt z wyprawą cementową wykonaną na bazie pięciu różnych cementów: wysokoglinowego z 70-procentową zawartością trójtlenku glinu (Gorkal 70), wysokoglinowego z 40-procentową zawartością trójtlenku glinu (Gorkal 40), portlandzkiego CEM I, portlandzkiego popiołowego CEM II/B-W i portlandzkiego wieloskładnikowego CEM II/B – M. W tabeli 1 przedstawiono wyniki badań, które wykazują, że największe zmiany tego parametru pojawiły się w przypadku cementów CEM II z podwyższoną zawartością wapnia, natomiast najmniejsze w przypadku cementu wysokoglinowego z 70-procentową zawartością trójtlenku glinu. Rozporządzenie [17] określa, że wartość pH wody przeznaczonej do spożycia powinna mieścić się w przedziale 6,5–9,5, a zatem wartości tego parametru zostały znacznie przekroczone.

Tabela 1. Wartości pH zmierzone w wodzie na koniec każdego z okresów [21]

Czas po którym nastąpiła wymiana wody	0,25 [d]	1,1 [d]	2,2 [d]	4,1 [d]	9,0 [d]	16,0 [d]	36,0 [d]
Cement							
Gorkal 70	11,20	12,20	11,59	11,43	11,46	11,48	11,62
Gorkal 40	11,90	11,92	11,64	11,65	11,70	11,73	11,80
CEM I	11,90	12,31	12,31	12,23	12,28	12,27	12,08
CEM II/B-W	12,32	12,34	12,26	12,26	12,24	12,11	12,24
CEM II/B-M	12,22	12,35	12,31	12,31	12,35	12,27	12,28

Przeprowadzone zostały także podobne badania [15], w których przeanalizowano stopień wymywania jonów wapnia z powłok cementowych wykonanych na bazie trzech różnych cementów (portlandzkiego żuźlowego, portlandzkiego popiołowego i wysokoglinowego). Analiza również obejmowała 64-dniowy okres badań, w którym powłoki cementowe pozostawały pod wpływem wody o pH równym 4,6. Okazało się, że spośród badanych powłok cementowych najmniejszym stopniem uwalniania wapnia w takich warunkach cechowała się powłoka wykonana na bazie cementu portlandzkiego żuźlowego.

Wzrost stężenia takich pierwiastków jak glin i chrom w wodzie kontaktującej się z powłoką cementową zauważa się w przypadku, gdy woda cechuje się niską pojemnością buforową, co jest charakterystyczne dla wód miękkich, przepływających przez przewody o małej średnicy [3]. Zarówno badania przedstawione w pozycji [15], jak i w [21] wykazały, że zastosowanie cementu wysokoglinowego związane jest z niebezpieczeństwem przenikania znacznych ilości glinu do wody. Ilość przenikającego do wody glinu z cementu wysokoglinowego, w porównaniu z cementem portlandzkim żuźlowym i portlandzkim popiołowym była około 40-krotnie większa [15]. W tabeli 2 przedstawiono wyniki badań, które wykazują, że im większa zawartość glinu w cemencie poddany analizie tym większe jego ilości ulegały przenikaniu do wody. Zastosowanie cementów wysokoglinowych wiąże się z ryzykiem, że nawet po dwóch miesiącach od chwili rozpoczęcia eksploatacji odnawianych rurociągów problem przenikania glinu do wody może być w dalszym ciągu obecny. W przypadku cementu portlandzkiego CEM I na początku przeprowadzanego eksperymentu dało się zauważyć intensywne ługowanie glinu, jednak już po kilku dniach ilości te były znacznie mniejsze. Można stwierdzić, że glin ulegał stopniowemu wyczerpywaniu. Z kolei najmniejsze ilości tego pierwiastka wymywane były z cementu portlandzkiego popiołowego i wieloskładnikowego (CEM II), które charakteryzują się podwyższoną zawartością wapnia. Przekroczenie dopuszczalnych ilości glinu (0,20 mg/l) w wodzie przeznaczonej do spożycia, które określa Rozporządzenie [17] może przyczynić się m.in. do rozwoju chorób związanych z nieprawidłowym funkcjonowaniem układu nerwo-

wego. Może powodować sklerozę, postępującą demencję starczą, chorobę Alzheimera, a także choroby układu kostnego [8].

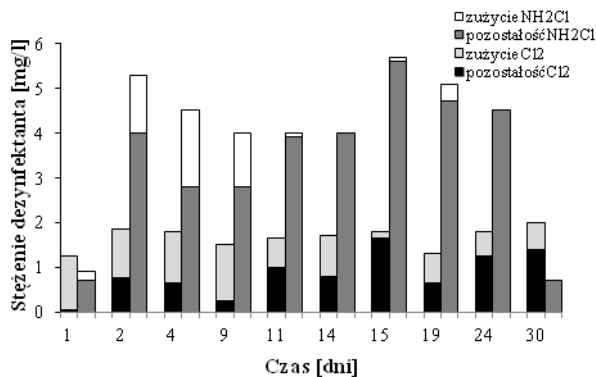
Tabela 2. Stężenia glinu w mg/l zmierzone w wodzie na koniec każdego z okresów [21]

Czas po którym nastąpiła wymiana wody	0,25 [d]	1,1 [d]	2,2 [d]	4,1 [d]	9,0 [d]	16,0 [d]	36,0 [d]	69,0 [d]
Cement								
Gorkal 70	137,4	89,1	218,4	139,8	145,5	120,2	88,8	73,8
Gorkal 40	99,1	203,6	109,1	90,2	101,3	98,5	100,1	97,3
CEM I	34,5	13,6	4,53	3,06	3,65	2,98	9,12	1,92
CEM II/B-W	0,552	1,53	1,72	2,24	3,19	2,73	2,98	2,78
CEM II/B-M	0,457	1,47	1,47	1,85	2,52	2,38	2,71	1,98

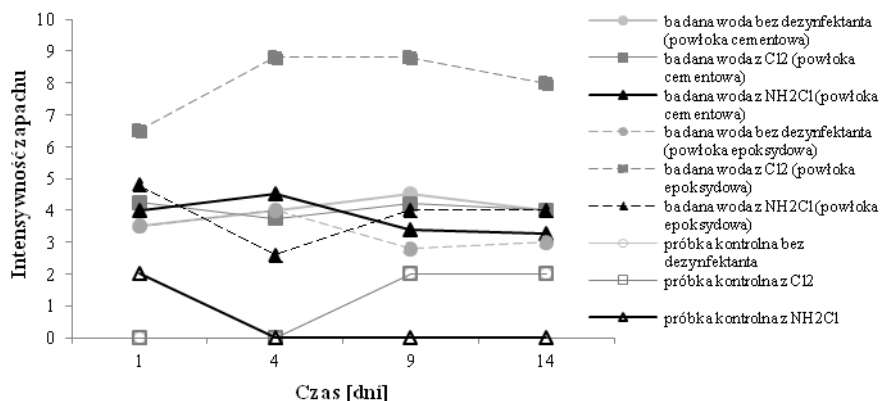
Analizując stopień zużycia rozpuszczonego w wodzie środka dezynfekującego w zależności od materiału, z którego wykonana została sieć wodociągowa, zauważa się, że proces ten najszybciej postępuje w systemach wykonanych z materiałów korozyjnych i tych, które są niezabezpieczone powłoką antykorozyjną. Wynika to z faktu intensywniejszego rozwoju biofilmu na tego typu powierzchniach. W wyniku reakcji, w które wchodzi chlor wraz ze składnikami biofilmu następuje zmniejszenie ilości chloru, ale i ograniczenie procesu korozji [2]. Przeprowadzone badania [10] dowodzą, że największą wartość stałej szybkości zużycia chloru odnotowuje się w przewodach wodociągowych wykonanych z żeliwa szarego (0,67 l/h), kolejno z żeliwa sferoidalnego z wnętrzem pokrytym powłoką cementową (0,13 l/h), następnie z PVC (0,09 l/h) i PE o średniej gęstości (0,05 l/h)). Z kolei w badaniach przeprowadzonych przez Deb i in. [4] przeanalizowano wpływ powłoki cementowej na tempo zużywania się w wodzie dwóch dezynfektantów: chloru wolnego Cl_2 i chloraminy NH_2Cl . Badania te wykazały, że powłoki cementowe przyczyniają się do dużo większego zużywania Cl_2 niż NH_2Cl , przez co pozostałość Cl_2 w badanej wodzie podczas 30-dniowego okresu badań była znacznie mniejsza niż NH_2Cl . Zarówno w przypadku Cl_2 jak i NH_2Cl największe ich ilości zużywane były do 9 dnia analizowanego okresu. W miarę upływu czasu zapotrzebowanie na chlor wolny zmniejszało się, ale mimo to do końca trwania badań był w dalszym ciągu zużywany w przeciwieństwie do drugiego dezynfektanta. Najmniejszą pozostałość Cl_2 jaką odnotowano to 0,05 mg/l, natomiast w przypadku NH_2Cl nie odnotowano jego spadku poniżej 0,7 mg/l (rys. 1).

W badaniach [4] przeanalizowano także powłoki cementowe pod kątem ich wpływu na zmiany zapachu wody pozostającej z nimi w bezpośrednim kontakcie. Do oceny tego parametru wykorzystana została dwunastostopniowa skala intensywności zapachu: 0 – bez zapachu, 1 – ledwie wyczuwalny, 2 – bardzo słaby, 4 – słaby, 8 – umiarkowany, 10 – mocny, 12 – bardzo mocny. Grupa osób testująca próbki wody wyczuwała charakterystyczny zapach cementu, którego intensywność była słaba, gdyż przez cały okres trwania badań zmieniała się od nieco ponad 3 do 4,5 w trzech róż-

nych badanych wodach. Wyniki z próbek kontrolnych wskazują, że intensywność zapachu wody nie była związana z obecnością rozpuszczonych w niej dezynfektantów (rys. 2).



Rys. 1. Zużycie i pozostałość Cl₂ oraz NH₂Cl w wodzie kontaktującej się z powłoką cementową



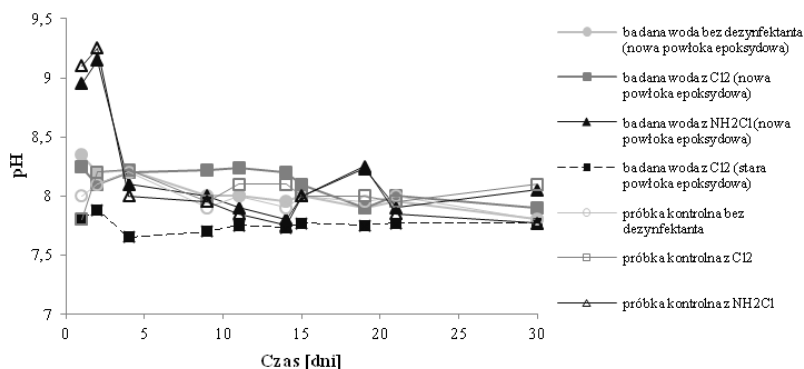
Rys. 2. Intensywność zapachu wody bez dezynfektanta oraz wody z rozpuszczonym Cl₂ i NH₂Cl w kontakcie z powłoką cementową i epoksydową

2.2. RENOWACJA POPRZEZ NATRYSK Z ŻYWICY EPOKSYDOWEJ

Technika natrysku żywicą epoksydową wykorzystywana jest od początku lat 90. dwudziestego wieku dla odnowy rurociągów stalowych i żeliwnych, których średnica mieści się w przedziale od 76 do 610 mm [13]. Proces nakładania powłoki epoksydowej musi zostać poprzedzony wyjątkowo starannym oczyszczeniem wnętrza rurociągu z nagromadzonych osadów korozyjnych. Do natrysku stosowane są dwuskładnikowe mieszaniny epoksydowe składające się z żywicy epoksydowej oraz utwardzacza [5].

Żywica epoksydowa jest tworzywem sztucznym, charakteryzującym się dużą wytrzymałością mechaniczną, zarówno na ściskanie, jak i na rozciąganie, niewielką ścieralnością, dobrą przyczepnością do różnego rodzaju materiałów, a także odpornością na działanie czynników chemicznych [18]. Zaletą metody natrysku żywicą epoksydową jest uzyskanie niewielkiej grubości powłoki ochronnej (zaledwie 1 mm), w porównaniu z metodą cementowania, w której grubość ta powinna mieścić się w przedziale od 3 do 10 mm, w zależności od średnicy rurociągu i materiału, z którego został wykonany [13, 16]. Ponadto czas oczekiwania na utwardzenie świeżo zastosowanego natrysku z żywicy epoksydowej jest dużo krótszy niż w przypadku wyprawy cementowej. Z kolei jeśli chodzi o wady tej metody, technologia ta nie eliminuje przecieków wody przez powstałe wżery korozyjne, ponieważ nie uszczelnia ich w przeciwieństwie do wyprawy cementowej. Wspomniane już wcześniej ograniczenie co do zakresu średnic rurociągów, w których można zastosować powłoki epoksydowe również stanowi wadę tej metody [12, 13].

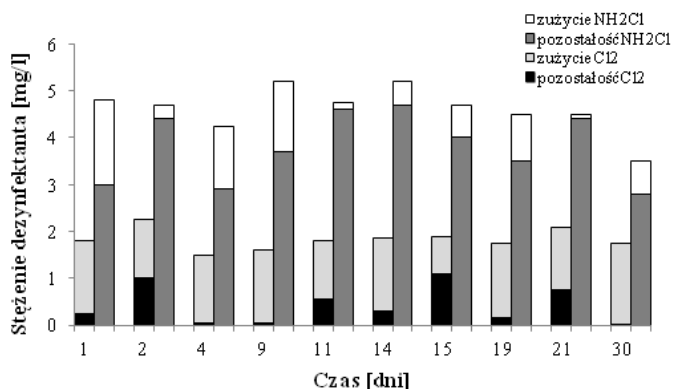
Wyniki badań eksperymentalnych [4] przeprowadzonych na trzech różnych próbkach wody (woda bez dezynfektanta, woda z rozpuszczonym chlorem wolnym Cl_2 oraz woda z rozpuszczoną chloraminą NH_2Cl) o początkowym pH równym 8 wskazują, że zarówno nowe, jak i stare powłoki epoksydowe nie wpływają istotnie na zmianę wartości pH w żadnej z próbek. W przypadku nowych powłok epoksydowych wartość tego parametru przez cały okres badań oscylowała między 7,8 a 8,3. Wzrost pH do ok. 9 w pierwszych dwóch dniach badań, zarówno w przypadku wody kontaktującej się z powłoką epoksydową oraz w przypadku próbki kontrolnej spowodowana była wyłącznie obecnością rozpuszczonej w wodzie chloraminy (rys. 3). Z kolei w przypadku kontaktu wody z rozpuszczonym Cl_2 ze starą powłoką epoksydową, pochodzącą z eksploatowanego przez 5 lat rurociągu zauważono spadek wartości pH w pierwszym dniu i następnie stopniowe zmniejszanie się tego parametru do wartości ok. 7,75 i utrzymywanie się na takim poziomie do końca analizowanego okresu. Przez 30-dniowy okres badań woda kontaktująca się ze starą powłoką epoksydową charakteryzowała się mniejszymi wartościami pH niż woda będąca w kontakcie z nową powłoką epoksydową (rys. 3).



Rys. 3. Zmiany pH badanej wody pozostającej w kontakcie z nową i starą powłoką epoksydową oraz w kontrolnych próbkach wody

Brak negatywnego wpływu powłok z żywicy epoksydowej na pH wody mającej z nimi bezpośredni kontakt przedstawiają także wyniki badań wykonanych przez Heim i Dietrich [11]. Analizie poddana została woda pochodząca ze świeżo odnowionego rurociągu, której próbki pobrano po pierwszym płukaniu przewodu wodociągowego, czyli po 30 minutach od nałożenia powłoki epoksydowej w jego wnętrzu, a następnie po tygodniu użytkowania. Zarówno w próbce pobranej zaraz po zastosowaniu natrysku, jak i w próbce pobranej po tygodniu od chwili rozpoczęcia eksploatacji poddanego renowacji rurociągu nie zauważono znaczących zmian pH wody.

Poddając analizie powłoki epoksydowe pod kątem ich wpływu na zużywanie środków dezynfekujących rozpuszczonych w wodzie, zauważa się, że materiał ten podobnie jak powłoki cementowe również może przyczynić się do zmian w ich stężeniu. Badania [4] wykazały, że powłoki z żywic epoksydowych w większym stopniu wpływają na zmiany stężenia rozpuszczonego w wodzie chloru wolnego Cl₂ niż chloraminy NH₂Cl. Największe ilości obu dezynfektantów zużywane były w ciągu pierwszych 24 godzin badań. Mimo tego, iż chloraminy w ciągu pierwszej doby zostało zużyte więcej niż chloru wolnego, to jednak w miarę upływu czasu związek ten był zużywany w coraz mniejszym stopniu, w przeciwieństwie do chloru wolnego, w przypadku którego aż do 30 dnia badań zauważano wyraźne zmniejszanie się jego ilości w wodzie. Najmniejszą pozostałość Cl₂ jaką odnotowano to 0,01 mg/l, natomiast w przypadku NH₂Cl nie odnotowano jego spadku poniżej 2,8 mg/l (rys. 4). Wyniki badań, które uzyskali Heim i Dietrich [11] również wskazują na to, że powłoki epoksydowe przyczyniają się do zużywania znacznych ilości dezynfektantów rozpuszczonych w wodzie. Podobnie jak w badaniach [4] zaobserwowano, że chloru wolnego Cl₂ zużywane są większe ilości niż chloraminy NH₂Cl. Po 4 dobach od chwili zastosowania powłoki zauważono, że chlor wolny Cl₂ zużyty został w ilości ok. 1,5 mg/l przy początkowym jego stężeniu w wodzie 2 mg/l, w porównaniu z chloraminą NH₂Cl, której ubyło zaledwie 1 mg/l i której początkowe stężenie było na poziomie 4 mg/l.



Rys. 4. Zużycie i pozostałość Cl_2 oraz NH_2Cl w wodzie kontaktującej się z powłoką epoksydową

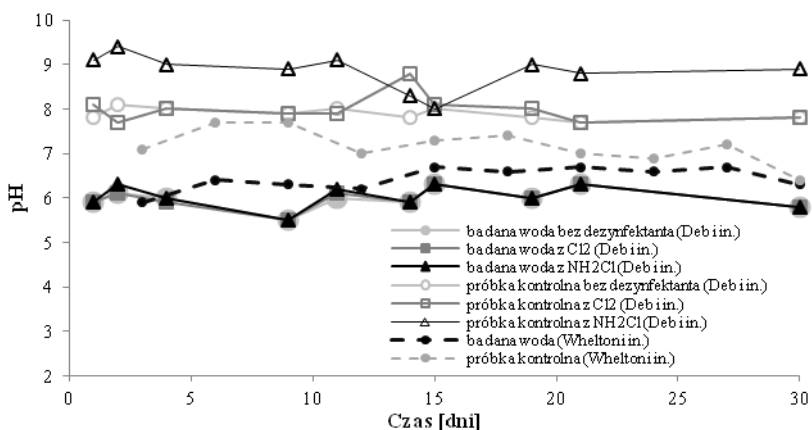
Do oceny intensywności zapachu wody kontaktującej się z powłoką epoksydową w badaniach [4] również wykorzystano 12-stopniową skalę. Średnia intensywność zapachu wody bez dezynfektanta z całego okresu badawczego osiągnęła wartość nieco ponad 3 (słaba intensywność), a sam zapach ogólnie został określony jako przyjemny, dla niektórych słodki, chemiczny, tworzyw sztucznych. Woda z rozpuszczonym Cl_2 przez cały okres badań charakteryzowała się zdecydowanie największą intensywnością zapachu (około 8–9, za wyjątkiem pierwszego dnia badań), w porównaniu z wodą bez dezynfektanta i wodą ze stężonym NH_2Cl . Zapach wody z Cl_2 określany był jako chemiczny, natarczywy, z kolei woda z rozpuszczonym NH_2Cl charakteryzowała się raczej słabą intensywnością zapachu, który był określany jako słodki i przyjemny. Intensywność zapachu poszczególnych próbek wody w kontakcie z powłoką cementową i epoksydową była do siebie zbliżona, za wyjątkiem próbki z rozpuszczonym chlorem wolnym Cl_2 , będącej pod wpływem powłoki epoksydowej, w przypadku której zauważa się zdecydowanie większą intensywność zapachu niż w próbce wody z tym samym dezynfektantem, ale kontaktującej się z powłoką cementową (rys. 2).

Wyniki badań laboratoryjnych przeprowadzonych przez Heim i Dietrich [11] na przewodach miedzianych z wewnętrzną powłoką epoksydową w warunkach stagnacji wody wykazały, że intensywność jej zapachu na skutek kontaktu z tym materiałem zwiększa się w miarę upływającego czasu. Zarówno po 30 minutach jak i po godzinie od chwili płukania przewodów wodociągowych intensywność zapachu wody utrzymywała się na poziomie równym 0. Dopiero po 2 godzinach stagnacji zauważono, że poziom intensywności zapachu osiągnął wartość 2, po 3 dobach był już równy 5 i odczuwalny był wówczas w wodzie zapach kleju/tworzyw sztucznych.

2.3. RENOWACJA POPRZEZ NATRYSK Z ŻYWICY POLIURETANOWEJ

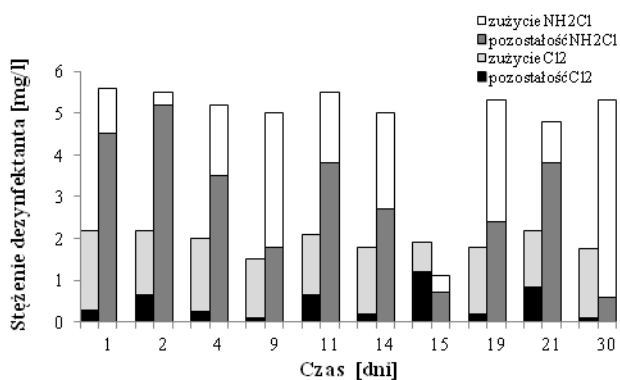
Innym materiałem wykorzystywanym w natryskowej metodzie renowacji przewodów wodociągowych jest żywica poliuretanowa, która może być stosowana w rurociągach stalowych, żeliwnych i betonowych, pokrywając ich wnętrza warstwą o grubości od 0,5 do 1,5 mm [9]. Tworzywo to charakteryzuje się wysoką wytrzymałością i odpornością na działanie wody. Ponadto jego aplikacja przebiega bardzo szybko, a czas utwardzenia poliuretanu jest krótki, dzięki czemu możliwe jest rozpoczęcie eksploatacji odnawianego rurociągu nawet tego samego dnia. Zalety, o których mowa przyczyniają się do tego, że metoda z zastosowaniem poliuretanu coraz częściej zastępuje metodę, w której wykorzystuje się żywice epoksydowe, bowiem w przypadku renowacji przewodów wodociągowych z zastosowaniem żywic epoksydowych konieczna jest nawet 36-godzinna przerwa w dostawie wody [19]. Wykonanie natrysku z żywicy poliuretanowej powinno zostać poprzedzone dokładnym oczyszczeniem odnawianej powierzchni, po którym należy uszczelnić przy pomocy betonu wszelkie widoczne w jej strukturze pęknięcia i ubytki [7].

Poddając analizie powłoki poliuretanowe pod kątem ich wpływu na jakość wody pozostającej z nimi w bezpośrednim kontakcie zauważa się, że materiał ten przyczynia się do zmniejszenia pH wody. Zależność taką potwierdziły badania eksperymentalne [4] i [20]. Deb i in. w przeprowadzonej analizie [4] wykorzystali trzy rodzaje wód, o takim samym pH równym 8. Do pierwszej z nich nie dodano żadnego dezynfektanta, do drugiej dodano chlor wolny Cl_2 , a trzecia zawierała chloraminę NH_2Cl . We wszystkich trzech próbkach, na skutek kontaktu z powłoką poliuretanową wartość pH zmniejszyła się już w ciągu pierwszych 24 godzin z równego 8 do około 6 i utrzymywała się na takim poziomie przez cały 30-dniowy okres badań, w porównaniu z próbkami kontrolnymi, w których zmiany pH były nieznaczne. Wyjątek stanowiła jedynie próbka kontrolna z NH_2Cl , w której odnotowano zwiększone wartości tego parametru (rys. 5). Z kolei Whelton i in. w swoich badaniach [20] wykorzystali tylko jeden rodzaj wody, która kontaktowała się z powłoką poliuretanową i której pH równe było 7,1. Już po 3 dniach kontaktu z materiałem wartość pH wody zmniejszyła się do 5,9 i do końca analizowanego okresu odnotowywano mniejsze jego wartości w porównaniu z początkowym pH (rys. 5).



Rys. 5. Zmiany pH badanej wody pozostającej w kontakcie z powłoką poliuretanową oraz w kontrolnych próbkach wody

Analizując z kolei wpływ powłok poliuretanowych na zawartość rozpuszczonych dezynfektantów w wodzie, wyniki badań [4] wskazują, że materiał ten również przyczynia się do zmian w ich stężeniu. Podobnie jak w przypadku powłok z wyprawy cementowej oraz powłok epoksydowych zaobserwowano, że przez trwający 30 dni okres badań chlor wolny Cl₂ był w większym stopniu zużywany niż chloramina NH₂Cl. Najmniejszą pozostałość Cl₂ jaką odnotowano to 0,1 mg/l, natomiast w przypadku NH₂Cl nie odnotowano jego spadku poniżej 0,6 mg/l. Największe ilości Cl₂ zużywane były do 4 dnia prowadzonych badań. W przypadku NH₂Cl, w miarę upływu czasu nie zauważono wyraźnej tendencji spadkowej jej zużycia (rys. 6).



Rys. 6. Zużycie i pozostałość Cl₂ oraz NH₂Cl w wodzie kontaktującej się z powłoką poliuretanową

Deb i in. w swoich badaniach [4] przeanalizowali także stopień wpływu powłok z żywic poliuretanowych na zapach wody z rozpuszczonym dezynfektantem (chlorem wolnym Cl_2 lub chloraminą NH_2Cl), który testowany był przez grupę osób. Zapach ten dla części z nich był cuchnący, określany jako zgniły lub stęchły, a dla innych testujących był raczej przyjemny, charakteryzowany jako słodko-chemiczny. We wszystkich próbkach wody pochodzących z 30-dniowego okresu badań wyczuwalny był ten sam zapach, ale o innej intensywności. Zarówno w wodzie z rozpuszczonym Cl_2 , jak i NH_2Cl intensywność zapachu nie przekraczała 8 (intensywność umiarkowana), jednak woda z Cl_2 charakteryzowała się większą średnią wartością tego parametru niż woda z NH_2Cl . W miarę upływającego czasu nie odnotowano spadku średniej intensywności zapachu wody, a zatem ciężko stwierdzić przez jak długi czas po zastosowaniu, powłoki poliuretanowe będą wpływać na jego zmiany.

3. PODSUMOWANIE

Bezwykopowe technologie odnowy przewodów wodociągowych z wykorzystaniem natrysków z wyprawy cementowej oraz żywicy epoksydowej i poliuretanowej posiadają wiele zalet, które związane są m.in. z zapewnieniem wysoce skutecznej ochrony przed korozją, przyczyniając się w ten sposób do poprawy jakości wody w dłuższym okresie czasu. Jednak jak dowodzą badania, bezpośrednio po zastosowaniu tych materiałów zauważa się pogorszenie jej jakości. Pogorszenie to dotyczy wielu bakteriologicznych, fizykochemicznych i organoleptycznych parametrów wody.

Jak się okazuje, każdy z trzech analizowanych materiałów w różny sposób wpływa na pH wody. W przypadku powłok z wyprawy cementowej zauważa się wzrost wartości tego parametru w miarę upływającego czasu do wartości ok. 11–12, przekraczając w ten sposób znacznie dopuszczalny zakres pH w wodzie przeznaczonej do spożycia (6,5–9,5). Zaobserwowano również, że zmiany pH zachodzą intensywniej w wodzie kontaktującej się z cementem o wysokiej zawartości wapnia niż na skutek kontaktu z cementem wysokoglinowym. Ponadto po zabiegu cementowania może pojawić się podwyższone przenikanie do wody glinu w ilościach znacznie przekraczających dopuszczalne wartości. Z kolei zaś powłoki epoksydowe, zarówno stare, jak i nowe nie wpływają istotnie na zmiany pH wody, a poliuretan powoduje wyraźne jego zmniejszenie do poziomu ok. 6.

Zastosowanie środków dezynfekujących w wodzie przeznaczonej do spożycia jest bardzo istotnym elementem w procesie jej uzdatniania, ponieważ ma na celu zniszczenie obecnych w niej mikroorganizmów chorobotwórczych i zapobieganie ich wtórnemu rozwojowi w systemie dystrybucji wody. Na skutek kontaktu z różnymi rodzajami powłok zauważa się zużywanie rozpuszczonych w wodzie dezynfektantów, co jest efektem niepożądanym. Jak przedstawiają wyniki przeanalizowanych badań,

wszystkie trzy analizowane powłoki natryskowe przyczyniają się do intensywniejszego zużycia chloru wolnego Cl_2 niż chloraminy NH_2Cl . W przypadku powłok cementowych największe ilości dezynfektantów wyczerpywane były do 9 dnia analizowanego okresu. Po tym czasie proces zużycia NH_2Cl został prawie zaprzestany, a Cl_2 był dalej zużywany. Powłoki epoksydowe natomiast powodują wzmoczoną intensywność konsumowania rozpuszczonych w wodzie dezynfektantów w ciągu pierwszych 24 godzin, po upływie których jednak nie zauważa się zaprzestania tego procesu. Rozpatrując z kolei powłoki z żywicy poliuretanowej obserwuje się wzmoczone zużycie Cl_2 do 4 dnia trwania badań, w porównaniu ze zużyciem NH_2Cl , w przypadku której nie zaobserwowano tendencji spadkowej w miarę upływającego czasu.

Zarówno powłoka cementowa, jak i epoksydowa oraz poliuretanowa przyczyniają się do zmian zapachu wody. Zastosowanie powłoki cementowej powoduje pojawienie się w wodzie charakterystycznego zapachu cementu, o słabej intensywności zmieniającej się od nieco ponad 3 do 4,5, który jak dowodzą badania może utrzymać się przez kilkanaście dni. W wodzie pozostającej w kontakcie z powłoką z żywicy epoksydowej wyczuwalny był zapach chemiczny o różnym stopniu intensywności, zależnym od rodzaju zastosowanego dezynfektanta, jednak nie przekraczała wartości 9, a zatem jest to intensywność umiarkowana. Z kolei zapach wody w kontakcie z żywicą poliuretanową przez część osób testujących określany był jako zgniły, dla innych zaś był raczej przyjemny, o intensywności nie przekraczającej 8 i nie zmniejszającej się wyraźnie w miarę upływającego czasu, zatem trudno stwierdzić jak długo po zastosowaniu powłoki poliuretanowej może zaznaczać się jej wpływ na zapach wody.

Wyniki badań przedstawione w analizowanych publikacjach wskazują na zróżnicowany wpływ materiałów stosowanych w natryskowej technologii odnowy przewodów wodociągowych na poszczególne parametry jakościowe wody. Wybór metody, która zostanie wykorzystana do renowacji przestarzałych systemów dystrybucji powinien uwzględniać również stopień jej wpływu na jakość wody, bowiem celem przeprowadzonej modernizacji jest nie tylko poprawa stanu technicznego sieci wodociągowej, ale również zapobieganie wtórnym zanieczyszczeniom wody i pogarszaniu jej jakości.

LITERATURA

- [1] BRÓŻ-ŚWIDERSKA M., WOLSKA M., *Główne przyczyny wtórnego zanieczyszczenia wody w systemie dystrybucji*, Ochrona Środowiska, 2006, nr 4, 29–34.
- [2] BRÓŻ-ŚWIDERSKA M., WOLSKA M., *Przyczyny zużycia chloru wolnego w systemie dystrybucji wody*, Ochrona Środowiska, 2007, nr 3, 19–24.
- [3] DĄBROWSKI W., ZIELINA M., DĄBROWSKA B., WASSILKOWSKA A., *Obliczanie reakcji równowagowych między wykładziną cementową a przepływającą rurociągiem wodą*, Zaopatrzenie w wodę, jakość i ochrona wód, PZiTS NOT, Poznań 2012, tom II, 57–66.
- [4] DEB A., MCCAMMON S. B., SNYDER J., DIETRICH A., *Impacts of lining materials on water quality*, Water Research Foundation, 2010.

- [5] DEB A., SILBERT L.K., SCHODER H., *Decision support system for distribution system piping renewal*, AwwaRF and AWWA, 2002, 26–30.
- [6] DIN 2614, *Zementmörtelauskleidungen für Gussröhre, Stahlröhre und Formstücke; Verfahren, Anforderungen, Prüfungen*.
- [7] DONALDSON B. M., WHELTON A.J., *Water quality implications of culvert repair options: cementitious and polyurea spray-on liners*, Final Report, Virginia 2012.
- [8] FERRANTE M., OLIVERI CONTI G., RASIC-MILUTINOVIC Z., JOVANOVIĆ D., *Health effects of metals and related substances in drinking water*, Metals and related substances in drinking water, Research Report Series, London 2014, 16–18.
- [9] GUAN S. W., *100% solids polyurethane coatings technology for corrosion protection in water and wastewater systems*, 9th Middle East Corrosion Conference, Manama, Bahrain 2001.
- [10] HALLAM N. B., *The decay of chlorine associated with the pipe wall in water distribution systems*, Water Research, 2002, Vol. 36, No. 14, 3479–3488.
- [11] HEIM T. H., DIETRICH A. M., *Sensory aspects of drinking water in contact with epoxy – lined copper pipe*, Water Science and Technology, Vol. 55, No. 5, 161–168.
- [12] KIRMEYER G. J., *Guidance manual for maintaining distribution system water quality*, pod red. G. J. Kirmeyer, AwwaRF and AWWA, 2000, 207–208.
- [13] KULICZKOWSKI A., *Technologie bezwykopowe w inżynierii środowiska*, pod red. A. Kuliczковского, Wydawnictwo Seidel – Przywecki, 2010, 350–359.
- [14] KURDOWSKI W., *Chemia cementu i betonu*, Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa 2010.
- [15] MELAND I.S., *Durability of mortar linings in ductile iron pipes*, Durability of Building Materials and Components 8: Proceedings of the Eighth International Conference on Durability of Building Materials and Components, Vancouver 1999, 170–179.
- [16] PN-92/H-74108, *Rury z żeliwa sferoidalnego dla rurociągów ciśnieniowych i bezciśnieniowych – Wykładzina z zaprawy cementowej nakładanej odśrodkowo – Wymagania ogólne*, 1992.
- [17] *Rozporządzenie Ministra Zdrowia z dnia 29 marca 2007 roku w sprawie jakości wody przeznaczonej do spożycia przez ludzi*, (Dz.U. 2007 nr 61 poz. 417).
- [18] SAECHTLING H., *Tworzywa sztuczne*, Poradnik, Wydawnictwa Naukowo-Techniczne, Warszawa 2000.
- [19] Warren Associates (Pipelines) Ltd, *In-situ rapid setting polymeric lining: Operational guidelines and code of practice*, U.K. 2000.
- [20] WHELTON A. J., SALEHI M., TABOR M., DONALDSON B., ESTABA J., *Impact of infrastructure coating materials on storm – water quality: Review and experimental study*, Environmental Engineering, 2013, Vol. 139, No. 5, 746–756.
- [21] ZIELINA M., DĄBROWSKI W., RADZISZEWSKA-ZIELINA E., GŁÓD K., *Wpływ cementowania przewodów żeliwnych na jakość wody w krótkim okresie czasu*, Aktualne zagadnienia w uzdatnianiu i dystrybucji wody, Gliwice 2013, 517–526.

INFLUENCE OF PIPE RENOVATION METHODS ON TRANSPORTED WATER QUALITY

The paper presents a literature review on influence of pipe renovation trenchless methods on drinking water quality. There are analyzed three kinds of inner coating materials: cement mortar, epoxy and polyurethane, that are commonly used for ductile iron and steel pipes renovation. Each of these coatings have some advantages, however, studies show that in a short time after their application water quality parameters may be visibly changed. There were analyzed the water pH, taste and disinfectants consumption after contacting of water with sprayings. Cement mortar linings causes to water pH increase (even to 11–12) and it contributes to intensify dissolution and leaching of aluminum from the cement lining to water. Lack

of any water pH change is observed after contacting of water with epoxy layer. Polyurethane causes to reduce of water pH (even to 6). All of three analyzed materials contribute to consumption of disinfectants dissolved in water. However, the degree of free chlorine consumption is generally much larger than consumption of chloramines for all of analyzed linings. All of spraying materials: cement mortar, epoxy and polyurethane resins, affect the drinking water smell.

Maciej MROWIEC, Kamil PLUTA*

INNOWACYJNA KONSTRUKCJA OSADNIKA ŚCIEKÓW OPADOWYCH

W pracy przedstawiono problem ochrony jakości wód powierzchniowych poprzez ograniczenie zrzutu nieoczyszczonych ścieków opadowych do odbiornika. W opracowaniu opisano główne zanieczyszczenia występujące w ściekach opadowych i przedstawiono skład jakościowy wód opadowych trafiających do systemu kanalizacji deszczowej. Przedstawiono źródła powstawania i czynniki wpływające na zmienność zanieczyszczeń występujących w spływach opadowych. Zaprezentowano także mechanizm transportu zanieczyszczeń. Ścieki opadowe odprowadzane do odbiorników powierzchniowych lub wprowadzane do gruntu muszą spełniać wymogi określone przepisami. Głównym zanieczyszczeniem występującym w ściekach opadowych jest zawiesina, która jest także nośnikiem innych zanieczyszczeń znajdujących się w spływach opadowych. W licznych badaniach stwierdzono ścisłe zależności pomiędzy ilością zawiesiny ogólnej a stężeniem niektórych zanieczyszczeń. Do jej usuwania stosuje się różne urządzenia. W pracy opisano klasyczny osadnik ścieków deszczowych. Przedstawiono jego budowę, a także sposób doboru i projektowania. Klasyczne osadniki ścieków deszczowych to urządzenia, które posiadają liczne wady, dlatego też należy szukać nowych rozwiązań technicznych pozwalających usunąć zawiesinę występującą w ściekach opadowych. W pracy zaprezentowano nowe urządzenie, które łączy w sobie funkcję osadnika i zbiornika retencyjnego. Opracowane rozwiązanie pozwala zwiększyć stopień podczyszczania ścieków opadowych oraz zapewnić automatyczne odprowadzenie osadów do systemu kanalizacji ściekowej.

1. WSTĘP

Ograniczenie zrzutu ścieków opadowych do odbiornika jest obecnie jednym z najważniejszych działań zapewniającym odpowiednią ochronę wód powierzchniowych. Prowadzone w ostatnich latach badania potwierdzają znaczny wzrost ilości zanieczyszczeń występujących w spływie powierzchniowym, a także większą objętość samych ścieków deszczowych odprowadzanych do sieci kanalizacyjnej. Spowodowa-

* Politechnika Częstochowska, Wydział Inżynierii Środowiska i Biotechnologii, Instytut Inżynierii Środowiska, ul. Brzeźnicka 60a, 42-200 Częstochowa, mrowiec@is.pcz.czest.pl, kamil-pluta@o2.pl.

ne jest to głównie przez rozbudowę miast i wynikające z tego zwiększenie powierzchni nieprzepuszczalnych. Najbardziej niekorzystne dla odbiornika są spływy z terenów silnie zanieczyszczonych, centrów miast, terenów przemysłowych, a także ośrodków handlowo-usługowych. Spływ ścieków deszczowych z dużym ładunkiem zanieczyszczeń może spowodować w odbiorniku wiele niekorzystnych zjawisk, z których najważniejsze to [2, 7, 12]:

- zmętnienie wody, która prowadzi do zmniejszenia intensywności przebiegu fotosyntezy,
- eutrofizację spowodowaną wypłukiwaniem nawozów sztucznych,
- nagromadzenie znacznych ilości zanieczyszczeń pływających,
- wprowadzenie znacznej ilości zawiesin mineralnych, które zawierają metale ciężkie i pestycydy,
- pojawienie się trudno rozkładalnych substancji pochodzenia organicznego,
- występowanie substancji ropopochodnych,
- skażenie wody bakteriami (typu fekalnego).

Wody deszczowe, które odprowadzono do odbiorników z wykorzystaniem systemu kanalizacji rozdzielczej, uważane były przez bardzo długi okres za względnie czyste, niemające znacznego wpływu na odbiornik. Badania wskaźników fizykochemicznych wykonywane w ostatnich latach w miastach zarówno polskich jak i zagranicznych pokazują, że suma rocznych ładunków zanieczyszczeń odprowadzanych do odbiornika (w przeliczeniu na jeden hektar powierzchni zlewni) przez kanalizację rozdzielczą może być wyższa od wartości charakterystycznych dla kanalizacji ogólnospławnej [4, 7, 10]. Aby zapewnić odpowiednią ochronę wód powierzchniowych, które są odbiornikiem ścieków z obszarów zurbanizowanych, należy w dużym stopniu ograniczyć objętość zrzucanych ścieków opadowych, a także ilość zanieczyszczeń w nich zawartych. Można się spodziewać, że w niedalekiej przyszłości standardy dotyczące ochrony wód powierzchniowych przed zrzutami z kanalizacji deszczowej zostaną zaostrzone, spowoduje to konieczność modernizacji istniejących sieci kanalizacji deszczowych. Jednym z możliwych rozwiązań problemu może być stosowanie urządzeń do oczyszczania ścieków deszczowych. W pracy przedstawiony zostanie osadnik ścieków deszczowych, którego zastosowanie pozwoli w znacznym stopniu ograniczyć ilość zanieczyszczeń odprowadzanych do odbiornika.

2. ZANIECZYSZCZENIA WYSTĘPUJĄCE W ŚCIEKACH OPADOWYCH I ŹRÓDŁA ICH POWSTAWANIA

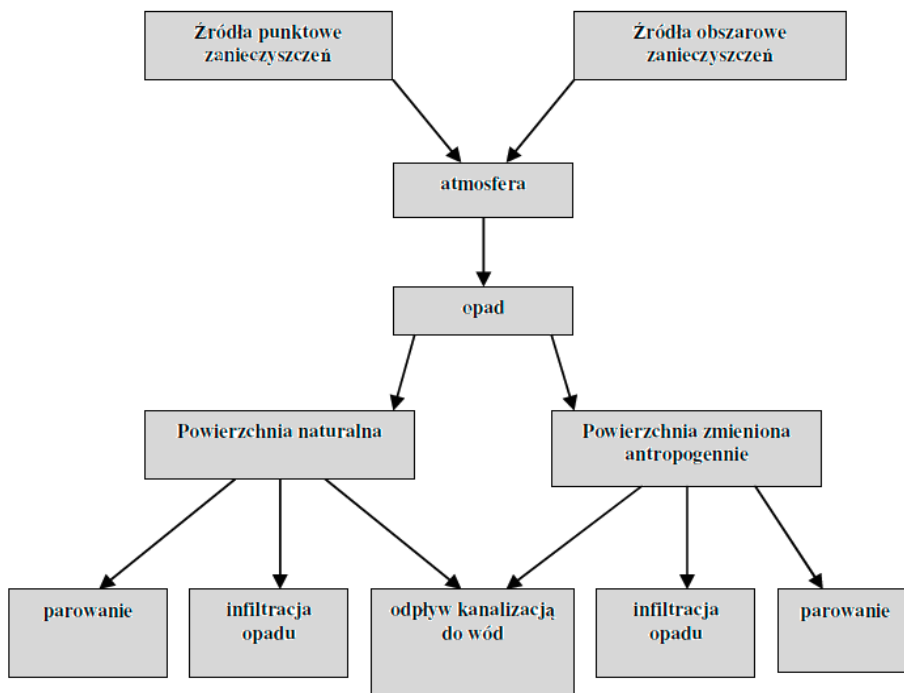
Ścieki opadowe cechuje przede wszystkim zmienność ilościowa i jakościowa. Do podstawowych grup zanieczyszczeń występujących w ściekach opadowych zaliczyć można [8, 9]:

- zawiesiny opadające i nieopadające,
- metale ciężkie,
- związki biogenne,
- substancje ropopochodne.

Na zmienność wyżej wymienionych zanieczyszczeń wpływa wiele czynników, z których najważniejsze to:

- stopień zanieczyszczenia atmosfery,
- rodzaj nawierzchni występujących w zlewni,
- rodzaj i natężenie ruchu,
- częstotliwość, staranność czyszczenia terenów utwardzonych w zlewni,
- sposób zimowego utrzymania dróg i zwalczania gołoledzi,
- charakterystyka opadu (jego rodzaj, natężenie, czas trwania oraz długość przerwy od poprzedniego opadu).

Skład ścieków deszczowych trafiających do odbiornika kształtuje się w kilku etapach. Źródła zanieczyszczeń w ściekach opadowych i ich transport przedstawiono na schemacie (rys. 1)



Rys. 1. Źródła zanieczyszczeń w ściekach opadowych i mechanizm ich transportu [8]

Woda deszczowa ulega zanieczyszczeniu już w trakcie opadu, wychwytyjąc z powietrza atmosferycznego zanieczyszczenia, takie jak: pyły i kurz unoszone z powierzchni terenu, dymy paleniskowe i przemysłowe, aerozole, cząstki niespalonego paliwa itp. Natomiast w czasie spłukiwania powierzchni zlewni spływ powierzchniowy kumuluje kolejne zanieczyszczenia, których ilość i charakter zależą w dużej mierze od cech zlewni, z której pochodzą.

Spływy opadowe można podzielić na podstawie kilku kryteriów. Najbardziej znany jest podział ze względu na źródło pochodzenia spływu. Na tej podstawie wyróżniamy spływy [12]:

- z obszarów obejmujących osiedla mieszkaniowe,
- z terenów przemysłowych,
- z ciągów komunikacyjnych,
- ze strefy obejmującej pola i lasy.

Ścieki deszczowe spływające z obszarów osiedli mieszkaniowych wykazują średnie zanieczyszczenie. Do charakterystycznych wskaźników zanieczyszczeń wód odpływających z tych terenów należą przede wszystkim: zawiesina ogólna, która w znacznej części pochodzi z opadającego na powierzchnię terenu pyłu (najczęściej ze spalania węgla oraz emisji pyłów z zakładów przemysłowych), substancje ropopochodne, ChZT, a także różnego rodzaju odpadki uliczne. Do kanalizacji mogą także trafiać okresowo inne zanieczyszczenia pochodzenia organicznego, takie jak opadłe liście, patyki czy pyłki roślinne. Zdarzają się także nielegalne podłączenia budynków i przedostanie się ścieków bytowych-gospodarczych do kanalizacji deszczowej. Zawartość zanieczyszczeń w spływach z osiedli mieszkaniowych związana jest z ich położeniem względem szlaków komunikacyjnych, fabryk i zakładów emitujących pyły [1, 2, 4, 5].

Z obszarów przemysłowych odprowadzane są wraz z opadami deszczu znaczne ilości zanieczyszczeń. Jednak ich skład jest różny w zależności od rodzaju przemysłu prowadzonego na danym obszarze. Na poziom zanieczyszczeń w spływach opadowych mają wpływ między innymi: stopień uporządkowania terenu wokół zakładu przemysłowego, sposób składowania chemikaliów i substancji niebezpiecznych oraz odpadów, umiejscowienie baz przeładunkowych i transportowych, a także wycieki i wody pochodzące z płukania urządzeń [1, 2, 12].

Z ciągów komunikacyjnych przedostają się do spływów głównie substancje będące produktami spalania paliw, w tym silnie toksyczne metale ciężkie i węglowodory aromatyczne, takie jak np. piren, fluoren, benzo(a)piren, także zawiesiny powstałe w wyniku zużywania się części samochodowych, korozji oraz oleje smary i paliwa [1, 2, 12].

Natomiast na tenarach rolniczych i zalesionych głównymi zanieczyszczeniami spływów opadowych są: nawozy sztuczne, środki ochrony roślin, gnojowica. W tym przypadku zachodzi niebezpieczne zjawisko przedostawania się do wód podziemnych zanieczyszczeń [1, 2, 12].

Skład i ilość niesionych zanieczyszczeń zależy jest także od pory roku. Spływy deszczowe znacznie różnią się od roztopowych, zarówno pod względem ilościowym jak i jakościowym występujących w nich zanieczyszczeń. Spływy roztopowe cechuje znacznie większy ładunek zanieczyszczeń przy mniejszej intensywności odpływu. Zanieczyszczenia akumulują się na powierzchniowej warstwie śniegu. Im dłużej zalega śnieg i lód, tym więcej zanieczyszczeń zostanie przez niego zaadsorbowane. Dodatkowo w spływach roztopowych występują środki do przeciwdziałania gołodzi, takie jak chlorki czy piasek, które powodują często silne zanieczyszczenie spływów oraz zamulanie wpustów deszczowych i kanałów. W tabeli 1 zebrano przeciętne wskaźniki zanieczyszczeń w ściekach opadowych.

Tabela 1. Przeciętne wskaźniki zanieczyszczeń ścieków opadowych [5, 12]

Wskaźnik zanieczyszczenia	Jednostka	Spływy deszczowe				Spływy roztopowe
		Jezdnie, drogi szybkiego ruchu	Centra handlowe	Tereny mieszkaniowe zwarte	Tereny mieszkaniowe luźne	Ogólnie obszar miasta
Zawiesina ogólna	g/m ³	300–1000	300–1000	200–500	100–300	200–5000
ChZT	gO ₂ /m ³	60–300	60–200	40–100	30–60	100–5000
BZT ₅	gO ₂ /m ³	30–100	30–80	20–50	10–30	20–300
Ropopochodne	g/m ³	5–30	do 100	do 100	do 50	do 250
Azot ogólny	gN/m ³	0,5–3,0	5–10	5–10	2–5	5–10
Fosfor ogólny	gP/m ³	0,5–3,0	0,5–3,0	0,2–1,0	0,1–0,5	1–5
Chlorki	gCl ⁻ /m ³	10–50	10–50	500	10–50	do 10000
Ołów	gPb/kg Sm	0,2–2	0,2–2	0,2–0,5	0,1–0,2	0,2–2
Cynk	gZn/kg Sm	0,5–5	0,5–5	0,5–5	0,5–5	0,5–5
Odczyn	pH	6,5–7,5	6,5–7,5	6,5–7,5	6,5–7,5	6,5–7,5

Ostatni etap kumulacji zanieczyszczeń przed odpływem ścieków deszczowych do odbiornika to przepływ przez sieć kanalizacji deszczowej. W tej fazie może nastąpić zatrzymanie pewnej ilości zawiesin w osadnikach wpustów ulicznych, a także odkładanie się osadów w kanałach, przy małych prędkościach przepływu, lub ich wymywanie podczas wystąpienia nawalnych opadów. Na tym etapie wpływ na końcową jakość ścieków zrzucanych do odbiornika mogą mieć lokalne urządzenia do podczyszczania ścieków opadowych (osadniki, separatory substancji ropopochodnych) [2, 5, 12].

Ścieki opadowe odprowadzane do odbiorników powierzchniowych lub wprowadzane do gruntu muszą spełniać wymogi określone przepisami. Zgodnie z obowiązującym Rozporządzeniem Ministra Środowiska z dnia 18 listopada 2014 r. (Dz. U. RP.

2014, poz. 1800) w sprawie warunków, jakie należy spełnić przy wprowadzaniu ścieków do wód lub do ziemi, oraz w sprawie substancji szczególnie szkodliwych dla środowiska wodnego, wody opadowe lub roztopowe, pochodzące z zanieczyszczonej powierzchni szczelnej mogą być wprowadzane do wód lub do ziemi, o ile nie zawierają substancji zanieczyszczających w ilościach przekraczających 100 mg/dm^3 zawiesin ogólnych oraz 15 mg/dm^3 węglowodorów ropopochodnych [11]. Jeżeli w ściekach opadowych stwierdza się przekroczenie norm należy je bezwzględnie oczyścić przed wprowadzeniem do gruntu lub wód powierzchniowych. Zmniejszenie ilości zanieczyszczeń w ściekach deszczowych można osiągnąć poprzez [2, 8, 9]:

- ograniczenie zanieczyszczenia atmosfery,
- zmniejszenie zanieczyszczeń splukiwanych z powierzchni zlewni poprzez zwiększenie częstotliwości zamiatania ulic, przestrzeganie zasad transportu materiałów sypkich, odpowiednie gospodarowanie odpadami stałymi, wyeliminowanie z ruchu niesprawnych pojazdów z wyciekami płynów eksploatacyjnych, kontrola ilości stosowanych środków zapobiegających gołoledzi,
- stosowanie urządzeń do oczyszczania lub podczyszczania ścieków deszczowych.

3. ZAWIESINA W ŚCIEKACH OPADOWYCH

Główne zanieczyszczenie ścieków opadowych stanowi zawiesina, która jednocześnie jest jednym z najważniejszych parametrów przy ocenie stopnia zanieczyszczenia wód opadowych. W ściekach opadowych pochodzi ona przede wszystkim z występujących w powietrzu pyłów i aerozoli oraz splukiwanych z powierzchni zlewni zanieczyszczeń, takich jak: produkty ścierania nawierzchni i opon, zmiotki uliczne i pozostałości niespalonych paliw, a także erozji gruntu. Ilość występującej zawiesiny jest zróżnicowana i zależy od wielu czynników związanych głównie z rodzajem i stopniem uszczelnienia zlewni, intensywnością ruchu pojazdów, a także parametrami charakteryzującymi opad. Stężenie zawiesin waha się w znacznym zakresie i zwykle przekracza dopuszczalną przepisami wartość. W tabeli 2 zestawiono średnie stężenie zawiesin występujących w ściekach opadowych w zależności od charakteru powierzchni, z której nastąpił odpływ ścieków deszczowych.

W ściekach deszczowych przeważa zdecydowanie zawiesina mineralna – około 80 do 99%. Większe stężenia zawiesiny organicznej występują w przypadku takich zlewni jak place targowe, tereny zielone, a także jesienią na skutek opadania liści. Obserwowane jest także znaczne występowanie zawiesiny w spływach roztopowych. Ma ona wtedy głównie charakter mineralny, szczególnie wtedy, gdy do zapobiegania gołoledzi stosuje się piasek lub inne kruszywa mineralne [5, 6]. Występująca w ściekach deszczowych zawiesina jest także nośnikiem innych zanieczyszczeń znajdujących się

w spływach opadowych. W licznych badaniach stwierdzono ściśle zależności pomiędzy ilością zawiesiny ogólnej a stężeniem niektórych zanieczyszczeń, takich jak np.: związki organiczne, metale ciężkie, substancje ropopochodne. Szczególnie podatna na sorpcję zanieczyszczeń jest najdrobniejsza frakcja zawiesin głównie, glina i cząstki ilaste. Tabela 3 przedstawia procentowy udział zanieczyszczeń związanych z zawiesiną w stosunku do ich całkowitej zawartości w ściekach opadowych.

Tabela 2. Średnie stężenie zawiesin występujących w ściekach opadowych w zależności od charakteru powierzchni, z której nastąpił odpływ ścieków deszczowych (Częstochowa - opad dnia 18.07.2009) [8]

Czas [min]	Stężenie zawiesin [g/m ³]		
	Powierzchnia dachu przy ulicy Brzeźnickiej	Ulica Brzeźnicka	Droga krajowa DK 1
0	62,3	423,0	538,5
15	41,0	601,0	180,0
30	20,5	109,0	108,0

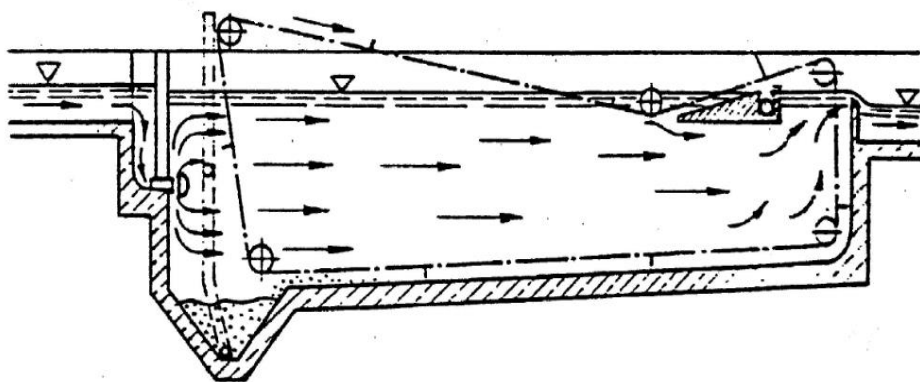
Tabela 3. Udział zanieczyszczeń związanych z zawiesiną w stosunku do ich całkowitej zawartości w ściekach opadowych [5]

Zanieczyszczenie	Procentowy udział zanieczyszczeń związanych z zawiesiną
ChZT	83 - 92
BZT ₅	90 - 95
Azot ogólny	65 - 80
Węglowodory	82 - 99
Ołów	97 - 99

4. OSADNIKI KLASYCZNE

Sedymentacja zawiesin odbywa się w różnym stopniu we wszystkich elementach systemu kanalizacji deszczowej. W prowadzonych dotychczas badaniach stwierdzono, że proces ten znacznie lepiej przebiega w spływach pochodzących z opadów o dużej intensywności. Spowodowane jest to tym, że opad o małej intensywności powoduje splukiwanie ze zlewni zawiesiny, w której większość stanowią cząstki o małych rozmiarach i nawet po dłuższym czasie w ściekach pozostaje znaczna część zawiesiny trudnoopadającej [3, 5].

Urządzeniami, których głównym zadaniem jest zatrzymanie jak największej ilości zawiesiny są osadniki. W kanalizacji deszczowej osadniki są najczęściej adaptacją osadników stosowanych przy oczyszczaniu ścieków bytowo-gospodarczych. Ich głównym zadaniem jest zatrzymanie przede wszystkim zawiesiny mineralnej. Najczęściej stosowane są klasyczne osadniki poziome. Najlepsze efekty oczyszczania uzyskuje się stosując osadniki płytke, których powierzchnia jest stosunkowo duża. Zarówno głębokość urządzenia jak i czas przepływu ścieków przez osadnik nie mają wpływu na efektywność usuwania zawieszin ziarnistych. Stosunek głębokości do długości osadnika powinien mieścić się od 1:20 do 1:30. Takie rozwiązanie konstrukcji urządzenia ma przeciwdziałać prądom gęstościowym, których występowanie w osadnikach ścieków deszczowych spowodowane jest nieustalonym charakterem koncentracji zanieczyszczeń. W osadniku na odpływie stosuje się urządzenia do zbierania pływających zanieczyszczeń, a także do usuwania wyflotowanych substancji ropopochodnych. Zaleca się łączenie funkcji osadnika z funkcją zbiornika retencyjnego. Wymaga to jednak opracowania urządzenia, którego konstrukcja spełni odpowiednie warunki projektowe. W takim przypadku musi być zapewniona odpowiednia redukcja strumienia odpływu (determinująca objętość zbiornika) oraz odpowiednie obciążenie hydrauliczne (determinujące powierzchnię zbiornika) [2, 3]. Schemat klasycznego osadnika ścieków deszczowych przedstawiono na rysunku 2.



Rys. 2. Schemat klasycznego osadnika poziomego [2]

W trakcie projektowania osadników należy stosować się do metod opartych na teorii sedymentacji odrębnych cząstek. W ściekach opadowych są to zawiesiny mineralne, ziarniste, które stanowią w przybliżeniu 70% całkowitej zawartości zawiesiny ogólnej. Ważne jest, aby obciążenie hydrauliczne projektowanego osadnika ścieków deszczowych nie było większe niż prędkość opadania cząstek zawieszin (v_{op}), które

mają być zatrzymane w urządzeniu. Dlatego istotne jest empiryczne określenie prędkości opadania zawiesiny występującej w ściekach opadowych. Powierzchnia osadnika (F_{os}) w planie powinna wynosić [2, 3]:

$$F_{os} = \alpha_{os} \frac{Q}{Q_F} \quad [\text{m}^2] \quad (1)$$

gdzie:

F_{os} – strumień dopływu do osadnika, [m^3/h],

q_F – powierzchniowe obciążenie hydrauliczne osadnika, równe prędkości opadania cząstek zawiesiny (v_{op}), [m/h] lub [$\text{m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{h}$],

α_{os} – współczynnik bezpieczeństwa większy niż 1,25.

Wartość obciążenia hydraulicznego przyjmuje się w zależności od wielkości ziaren, które należy zatrzymać w osadniku. Szacunkowy stopień redukcji zawiesiny ogólnej w zależności od obciążenia hydraulicznego osadnika przedstawiono w tabeli 4.

Tabela 4. Szacunkowy stopień redukcji zawiesiny ogólnej w osadniku [2, 6]

Stopień redukcji zawiesiny ogólnej [%]	60	70	80
Maksymalne obciążenie hydrauliczne [$\text{m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{h}$]	36	14	7
Minimalna średnica zatrzymanych zawiesin ziarnistych [μm]	150	90	60

5. OSADNIK ŚCIEKÓW DESZCZOWYCH – NOWE ROZWIĄZANIE

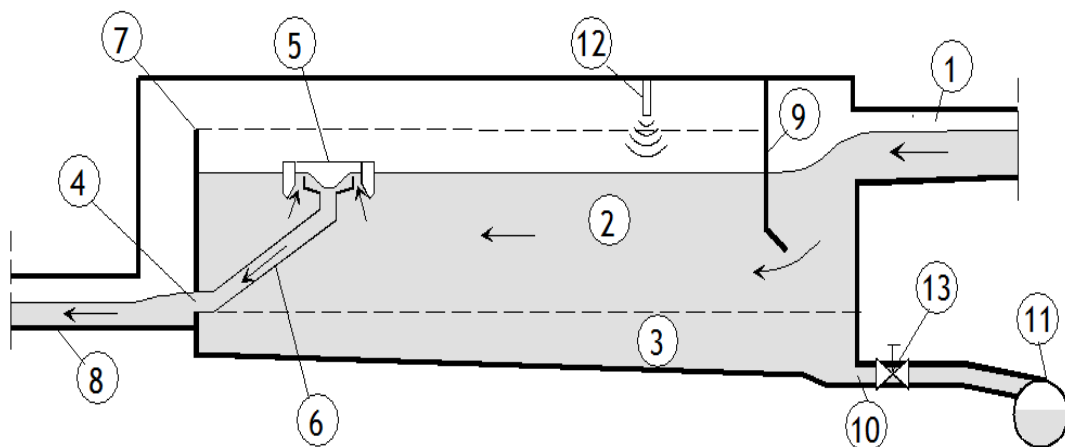
W pracy przedstawiony zostanie wariant wykonania osadnika przeznaczonego dla podczyszczania ścieków opadowych (deszczowych bądź roztopowych) przed ich zrzućtem do odbiornika (rys. 3). Konstrukcja znajduje zastosowanie przede wszystkim w systemach kanalizacji deszczowej i wszędzie tam, gdzie istnieje potrzeba zagospodarowania wód opadowych. Dopływ ścieków odbywa się poprzez kanał doprowadzający (1) zlokalizowany w górnej części głównej komory osadnika. W strefie wlotowej zlokalizowana jest ścianka, służąca rozpraszaniu energii strumienia ścieków (9). Przegroda ta pełni rolę deflektora dla strumienia napływających ścieków, a w celu poprawienia jej działania dolna część przegrody odchylona jest w kierunku kanału doprowadzającego ścieki. Objętość komory retencyjnej dzieli się na objętość retencyjną (2) oraz osadową (3) – rozdział objętości jest określony przez położenie otworu spustowego (4). Odpływ z komory osadnika odbywa się poprzez regulator przepływu, jakim jest przelew pływający, połączony przewodem przegubowym (6) z otworem spustowym (4) w przegrodzie przelewowej. Konstrukcja przelewu umożliwi utrzymanie stałej wartości strumienia odpływu, niezależnie od chwilowego napełnienia osadnika.

Przelew pływający jest wyposażony w przegrody uniemożliwiające odpływ:

- zanieczyszczeń unoszących się na powierzchni ścieków w komorze,
- cieczy o gęstości mniejszej niż gęstość ścieków (substancje ropopochodne).

Dla potrzeb zabezpieczenia zbiornika przed przepełnieniem zbiornik powinien być wyposażony w przegrodę przelewową (7), pełniącą funkcję przelewu awaryjnego. Krawędź górna przegrody przelewowej znajduje się na wysokości maksymalnego dopuszczalnego napełnienia zbiornika. W celu zabezpieczenia przed przedostaniem się do kanału odpływowego zanieczyszczeń o niepożądanych gabarytach, pomiędzy przegrodą przelewową, a górną ścianką komory retencyjnej powinna być zamocowana przegroda perforowana. Odprowadzenie ścieków następuje kanałem odpływowym (8).

Dno zbiornika ma spadek w kierunku przeciwnym do kierunku przepływu ścieków przez komorę. W najniższym położonym punkcie dna komory zlokalizowany jest otwór do spustu części osadowej zbiornika (10). Otwór ten połączony jest hydraulicznie przewodem z siecią kanalizacji ściekowej (11). Opróżnianie części osadowej jest sterowane poprzez układ, składający się z czujnika napełnienia zbiornika (12) oraz elektrozasady (13). Umożliwia to odpływ objętości osadowej, dopiero od momentu całkowitego opróżnienia objętości retencyjnej (2). Schemat osadnika ścieków deszczowych przedstawiono na rysunku nr 3.



Rys. 3. Schemat osadnika ścieków deszczowych

Układ automatycznego sterowania może być zastąpiony przez układ hydrauliczny tam, gdzie doprowadzenie energii elektrycznej jest problematyczne. Zastosować można wtedy zawór pływakowy, który będzie otwierał światło otworu spustowego przy obniżeniu się zwierciadła w komorze retencyjnej, poniżej poziomu rozdziału objętości

retencyjnej i osadowej.

Wariantem wykonania proponowanego osadnika ścieków deszczowych może też być brak układu opróżniania części osadowej na rzecz okresowego opróżniania osadów przez pojazdy asenizacyjne. Jest to rozwiązanie mniej korzystne pod względem technicznym.

Wadą standardowych osadników jest to, że nie posiadają zdolności retencyjnej. Strumień objętości dopływu ścieków do urządzenia jest równy strumieniowi odpływu. Opisana powyżej konstrukcja osadnika umożliwia utrzymanie stałej wartości strumienia odpływu i zapewnia optymalne wykorzystanie pojemności retencyjnej zbiornika oczyszczającego ścieki opadowe. W czasie trwania opadów o dużej intensywności, może dochodzić, w przypadku standardowych osadników, do wypłukiwania znajdujących się na dnie osadów. Efektem tego zjawiska mogą być stężenia zawiesiny wyższe niż na wlocie. Dodatkowo, wraz ze wzrostem obciążenia hydraulicznego osadnika zmniejsza się w znacznym stopniu jego zdolność do redukcji zawiesiny. Konstrukcja zaproponowanego osadnika w większym stopniu ogranicza występowanie tych zjawisk. W opisywanym urządzeniu osady odprowadzane są na bieżąco do kanalizacji ściekowej, dlatego nie ma możliwości wypłukiwania znajdujących się w części osadowej zanieczyszczeń. Dzięki opracowanemu rozwiązaniu zwiększony zostanie stopień podczyszczania ścieków opadowych oraz zapewnione zostanie automatyczne odprowadzenie osadów do systemu kanalizacji bytowo-gospodarczej.

6. PODSUMOWANIE I WNIOSKI

Ograniczenie zrzutu ścieków opadowych do odbiornika stanowi jedno z najważniejszych działań, które pozwala zapewnić odpowiednią ochronę wód powierzchniowych. Ścieki opadowe cechuje przede wszystkim zmienność ilościowa i jakościowa. Woda deszczowa ulega zanieczyszczeniu już w trakcie opadu, natomiast w czasie spływania powierzchni zlewni, spływ powierzchniowy kumuluje kolejne zanieczyszczenia. Główne zanieczyszczenie ścieków opadowych stanowi zawiesina, która jednocześnie jest jednym z najważniejszych parametrów przy ocenie stopnia zanieczyszczenia wód opadowych, a także nośnikiem innych zanieczyszczeń znajdujących się w spływach opadowych. Zaostrzenie standardów dotyczących ochrony wód powierzchniowych przed zrzutami z kanalizacji deszczowej może w przyszłości spowodować konieczność rozbudowy istniejących sieci kanalizacji deszczowych o urządzenia do podczyszczania ścieków opadowych. Urządzeniami, których głównym zadaniem jest zatrzymanie jak największej ilości zanieczyszczeń – zawiesiny są osadniki. Przedstawiony w opracowaniu wariant wykonania osadnika przeznaczonego dla podczyszczania ścieków opadowych stanowi rozwiązanie, pozwalające w znacznym stopniu ograniczyć ilość zanieczyszczeń trafiających do odbiornika. Konstrukcja znaj-

duże zastosowanie przede wszystkim w systemach kanalizacji deszczowej lub gdy istnieje potrzeba zagospodarowania wód opadowych. Nowe urządzenie łączy w sobie funkcję osadnika i zbiornika retencyjnego. Opracowane rozwiązanie pozwala zwiększyć stopień podczyszczania ścieków opadowych oraz zapewnia automatyczne odprowadzenie osadów do systemu kanalizacji ściekowej (bytowo-gospodarczej).

LITERATURA

- [1] DĄBROWSKI W., *Oddziaływanie sieci kanalizacyjnych na środowisko*, Wydawnictwa Politechniki Krakowskiej, Kraków, 2004.
- [2] FIDALA-SZOPE M., *Ochrona wód powierzchniowych przed zrzutami ścieków opadowych z kanalizacji deszczowej i półrozdzielczej*, Instytut Ochrony Środowiska, Warszawa, 1997.
- [3] HELDRICH A., WITKOWSKI A.: *Urządzenia do oczyszczania ścieków. Projektowanie, przykłady obliczeń*, Wydawnictwo „Seidel Przywecki” Sp. zo.o. Warszawa 2005.
- [4] KOTOWSKI A., *Podstawy bezpiecznego wymiarowania odwodnień terenów*, Wydawnictwo Seidel-Przywecki (Wydanie I), Warszawa 2011.
- [5] KRÓLIKOWSKI A., GRABARCZYK K., GWOŹDZIEJ-MARUR J., Butarewicz A., *Osady powstające w obiektach systemu kanalizacji deszczowej*, Monografia Komitetu Inżynierii Środowiska PAN, vol. 35, Wyd. Drukarnia LIBER DUO s.c., Lublin, 2006.
- [6] KRÓLIKOWSKA J., *Urządzenia inżynierskie z ruchem wirowym stosowane na sieci kanalizacyjnej do zmniejszenia ładunku zawiesiny w ściekach deszczowych*, Inżynieria Ekologiczna 2011 Nr 26.
- [7] MROWIEC M., *Efektywne wymiarowanie i dynamiczna regulacja kanalizacyjnych zbiorników retencyjnych*, Wyd. Politechniki Częstochowskiej, Częstochowa, 2009.
- [8] OCIEPA E., KISIEL A., LACH J., *Zanieczyszczenia wód opadowych spływających do systemów kanalizacyjnych*, Proceedings of ECOpole 2010, Vol. 4, No 2, 465–469
- [9] OCIEPA E., KISIEL A., LACH J., *Ochrona wód powierzchniowych przed zrzutami ścieków deszczowych z sieci kanalizacyjnych*, Proceedings of ECOpole 2009, Vol. 3, No 1, 115–120.
- [10] OSMULSKA-MRÓZ B., *Podstawy gospodarki wodno-ściekowej w miastach i osiedlach*, Komitet Wydawniczy Instytutu Ochrony Środowiska, Warszawa, 1990.
- [11] Rozporządzeniem Ministra Środowiska z dnia 18 listopada 2014 r. (Dz.U. RP z dnia 16 grudnia 2014 poz. 1800) w sprawie warunków, jakie należy spełnić przy wprowadzaniu ścieków do wód lub do ziemi, oraz w sprawie substancji szczególnie szkodliwych dla środowiska wodnego
- [12] ZAWILSKI M., *Prognozowanie wielkości odpływu i ładunków zanieczyszczeń ścieków opadowych odprowadzanych z terenów zurbanizowanych*. Zeszyty Naukowe Politechniki Łódzkiej, Łódź, 1997.

INNOVATIVE TECHNICAL SOLUTION OF SEDIMENTATION TANK

This paper presents the problem of protection of surface water quality by reducing the storm-water discharge to the receiver. The paper describes the main contaminants of stormwater and factors influencing the variability of pollutants found in stormwater runoff. It also presents the mechanism of transport of pollutants. The main contamination present in the stormwater are total suspended solids, which is also a carrier of other contaminations present in stormwater runoff. Many studies have found a close relationship between the amount of total suspended solids and the concentration of certain pollutants. For remov-

al of TSS are used various devices. This paper describes the classic sedimentation tank and also presents the construction, and the manner of selection and design of sedimentation tank. Classic sedimentation tanks have many disadvantages. The paper presents a new device that combines the function of sedimentation tank and storage tank. The developed solution allows to increase the level of treatment of stormwater and provides automatic discharge of TSS into the sewage system.

Elżbieta NIEMIERKA, Piotr JADWISZCZAK*

ENERGOCHŁONNOŚĆ WIELORODZINNYCH BUDYNKÓW ENERGOOSZCZĘDNYCH I STANDARDOWYCH W WARUNKACH KLIMATYCZNYCH POLSKI

W artykule przedstawiono zmienność zapotrzebowania na energię użytkową do ogrzewania i wentylacji EUco lokali mieszkalnych w budynkach wielorodzinnych, standardowych oraz energooszczędnych w zależności od ich lokalizacji w 58 miastach w Polsce.

1. WPROWADZENIE

Do zmniejszenia energochłonności projektowanych obecnie wielorodzinnych budynków mieszkalnych przyczyniają się: nowelizacja Rozporządzenia Ministra Infrastruktury w sprawie warunków technicznych jakim powinny odpowiadać budynki i ich usytuowanie [2], program dopłat Narodowego Funduszu Ochrony Środowiska i Gospodarki Wodnej do budynków energooszczędnych [8] oraz czynniki ekonomiczne i ekologiczne. Decyzja o rozpoczęciu inwestycji o standardzie energooszczędnym, mimo coraz większej świadomości, dalej wiąże się z wątpliwościami inwestorów i deweloperów. Spowodowane jest to zarówno obszernością wymaganej dokumentacji, złożonością procedury uzyskiwania dopłat, jak również sprawą fundamentalną – rzeczywistą oszczędnością energii, a co za tym idzie możliwością zwrotu dodatkowych nakładów inwestycyjnych i opłacalnością inwestycji. Stopniowe zaostrzanie wymagań [2] dotyczących standardowych budynków mieszkalnych docelowo spowoduje w 2021 roku, iż wszystkie nowobudowane obiekty będą mieć standard niskoenergetyczny.

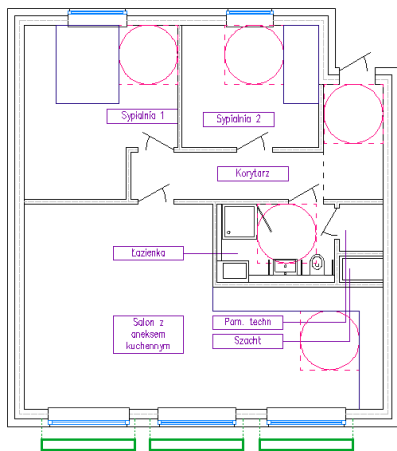
* Katedra Klimatyzacji, Ogrzewnictwa, Gazownictwa i Ochrony Powietrza Politechniki Wrocławskiej, ul. Cypriana Kamila Norwida 4/6, 50-373 Wrocław, elzbieta.niemierka@pwr.edu.pl.

2. MODEL BUDYNKU – STUDIUM PRZYPADKU

Analizie poddano budynek wielorodzinny o powierzchni zabudowy 434 m² składający się z dwóch trzykondygnacyjnych klatek schodowych. Na każdej kondygnacji znajdują się 4 powtarzalne mieszkania (rys. 1). Budynek w trzech wariantach energetycznych lokalizowano w 58 miastach w Polsce, o różnych warunkach klimatycznych (rys. 2):

- 1) budynek standardowy WT2014 spełniający wymagania [2],
- 2) budynek energooszczędny NF15 według wymagań programu [8] oraz
- 3) budynek energooszczędny NF15W z korektą układu wentylacji mechanicznej.

Wszystkie przyjęte w analizie wartości są wartościami granicznymi dla poszczególnych standardów energetycznych.



Rys. 1. Rzut mieszkania



Rys. 2. Mapa miejscowości uwzględnionych w obliczeniach

Budynek standardowy WT2014 spełnia wszystkie wymagania prawne [2]. Zastosowano w nim wentylację grawitacyjną, której strumienie określono zgodnie z normą [7].

Budynek w standardzie NF15 posiada wentylację mechaniczną nawiewno-wywiewną z odzyskiem ciepła, o strumieniu powietrza wynoszącym 150 m³/h obliczonym zgodnie z wymaganiami higienicznymi [7]. Sprawność odzysku ciepła wynosi odpowiednio dla strefy klimatycznej: I, II, i III 80% oraz IV i V 90% [8,7]. Aby zapobiec zamarznięciu i uszkodzeniu wymiennika ciepła przyjęto temperaturę za nagrzewnicą wstępną wynoszącą 0 °C [4]. Cała procedura obliczeniowa została wykonana zgodnie z wymogami [8].

Przegląd rynku central wentylacyjnych dla przyjętego strumienia powietrza higienicznego wykazał dostępność wymienników przeciwprądowych o sprawności odzys-

sku wyższej niż wymagane w [8]. Najbardziej optymalna dla tego projektu okazała się jednostka o sprawności 92,5%. Analiza pracy wymiennika dla temperatur obliczeniowych wykazała, iż ze względu na niewielkie zyski wilgoci temperatura powietrza za nagrzewnicą wstępną wynosząca $-1,5\text{ }^{\circ}\text{C}$ zabezpiecza wymiennik przed jego zamrażaniem również dla temperatur projektowych. Po zastosowaniu tego rozwiązania w budynku energooszczędnym otrzymano trzeci wariant obliczeń NF15W.

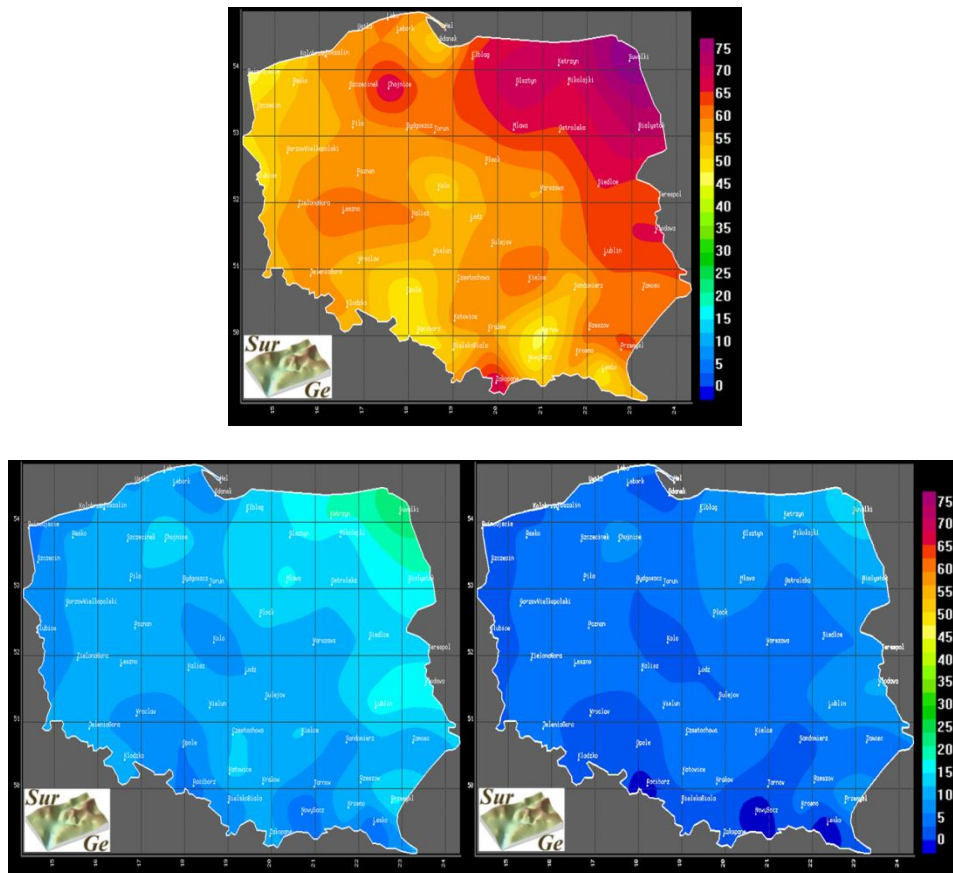
Wstępna analiza modelu obejmowała wszystkie 12 mieszkań znajdujących się w budynku. Ze względu na obszerność obliczeń w dalszej części skupiono się na jednym lokalu mieszkalnym posiadającym największe zapotrzebowanie na energię użytkową EUco. Jest to mieszkanie skrajne na parterze.

3. ROZKŁAD ZAPOTRZEBOWANIA NA ENERGIĘ UŻYTKOWĄ

Według wymagań [8] jako wskaźnik porównawczy przyjęto jednostkowe zapotrzebowanie energii użytkowej do ogrzewania i wentylacji budynków EUco w $\text{kWh}/(\text{m}^2\cdot\text{a})$. Dla wszystkich wariantów lokalu mieszkalnego (WT2014, NF15 i NF15W) określono EUco we wszystkich 58 lokalizacjach w Polsce. W celu zobrazowania i porównania rozkładu zapotrzebowania energii użytkowej na terenie Polski dla budynków w trzech analizowanych standardach energetycznych opracowano „mapy energochłonności” mieszkania (rys. 3). Dodatkowo na rysunku 4 zestawiono EUco tabelarycznie i w postaci wykresu.

Mapy z rysunku 3 wskazują wyraźne rozbieżności w rozkładzie i wielkości zapotrzebowania energii użytkowej EUco analizowanego mieszkania w poszczególnych standardach energetycznych i lokalizacjach. EUco dla WT2014 zmienia się w zakresie od 46,5 w Tarnowie do $76,5\text{ kWh}/(\text{m}^2\cdot\text{a})$ w Suwałkach, dla NF15 od 8,8 w Nowym Sączu do $26,5\text{ kWh}/(\text{m}^2\cdot\text{a})$ w Suwałkach, a dla NF15W od 4,5 w Nowym Sączu do $18,3\text{ kWh}/(\text{m}^2\cdot\text{a})$ w Suwałkach. Zmiana lokalizacji budynku z analizowanym mieszkaniem na terenie Polski powoduje zmniejszenie jego energochłonności nawet 4-krotnie. Dzieje się tak w budynkach energooszczędnych, które lepiej wykorzystują zyski ciepła od nasłonecznienia – stanowią one większy procent zapotrzebowania energii użytkowej do ogrzewania i wentylacji niż w budynkach standardowych.

Porównanie EUco dla NF15 i NF15W wskazuje, że zmiana wyposażenia instalacyjnego budynku (centrali wentylacyjnej) obniża zapotrzebowanie EUco, nie wpływając na rozkład zapotrzebowania na terenie Polski. Zmiana wspomnianego systemu powoduje obniżenie energochłonności mieszkania o odpowiednio: 31% w Suwałkach (najmniejsza zmiana) i 51% w Lęborku (największa, dwukrotna redukcja). Najniższa odczytana wartość EUco mieszkania w budynku w standardzie NF15W wynosi $4,5\text{ kWh}/(\text{m}^2\cdot\text{a})$ i podobnie jak w przypadku NF15 osiągnięta jest w Nowym Sączu.



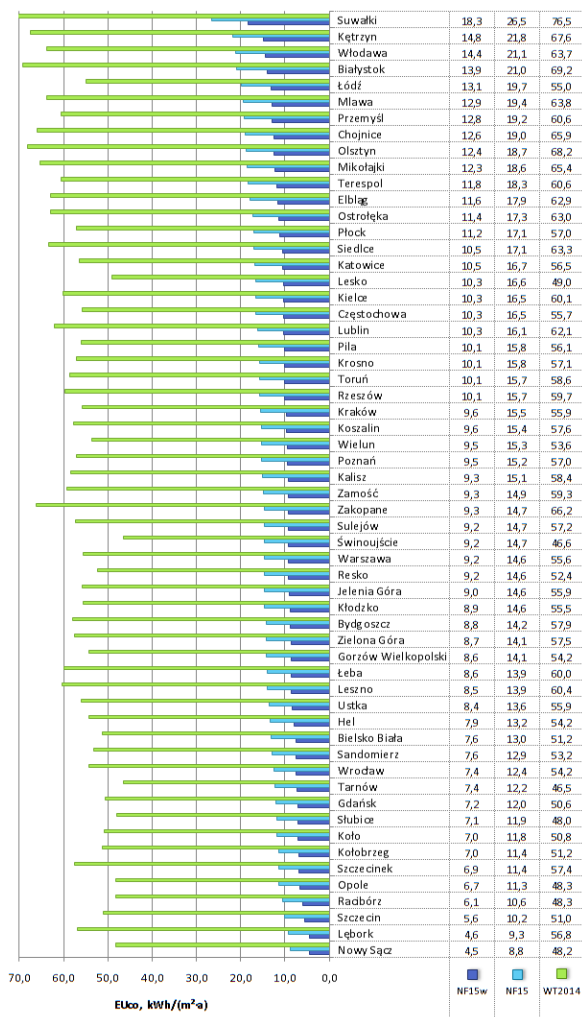
Rys. 3. Rozkład na terenie Polski EUco dla mieszkania w budynku standardowym WT2014 (na górze), NF15 (strona lewa) i NF15W (strona prawa), kWh/(m²·a), wspólna skala wartości

Zmiana standardu energetycznego z WT2014 do NF15W przyczynia się do zmniejszenia energochłonności budynku o odpowiednio: 76% w Suwałkach (redukcja o 3/4) i 92% w Łęborku (maksimum zmiany).

Zmiana lokalizacji to redukcja EUco od zera do maksymalnie o 39% dla budynków w standardzie WT2014 (Suwałki→Tarnów), o 67% dla NF15 (Suwałki→Nowy Sącz) oraz aż o 75% w przypadku NF15W (Suwałki→Nowy Sącz).

Jednoczesna zmiana standardu energetycznego i lokalizacji budynku z analizowanym mieszkaniem powoduje ograniczenie zapotrzebowanie energii użytkowej aż o 94% (WT2014 w Suwałkach→NF15W w Nowym Sączu), czyli 17 razy! W budynkach NF15 równocześnie ze spadkiem zapotrzebowania na energię użytkową do ogrzewania i wentylacji znacznie wzrasta udział zysków od nasłonecznienia, zwłaszcza przez przegrody przezroczyste. Występują okresy nadmiaru ciepła

(z zysków ciepła) w stosunku do potrzeb cieplnych mieszkania, co powoduje pojawianie się efektu przegrzewania pomieszczeń.

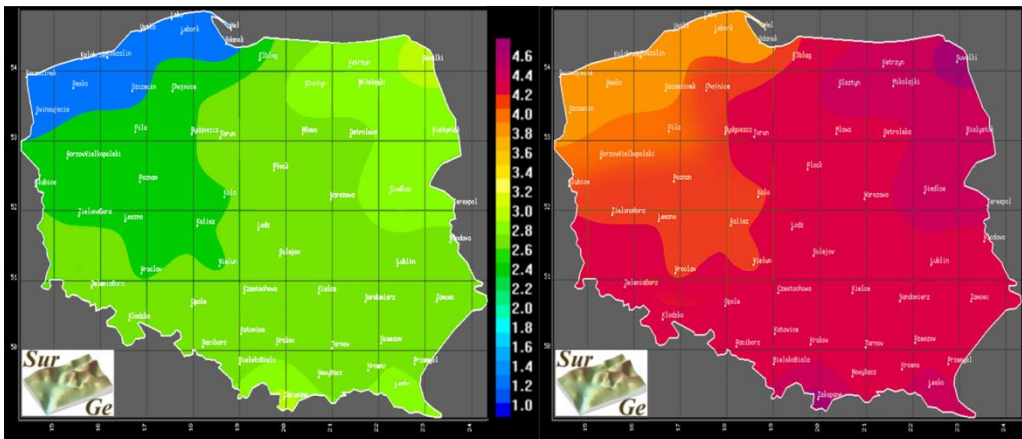


Rys. 4. Jednostkowe zapotrzebowanie na energię użytkową do ogrzewania i wentylacji EUco mieszkania w budynkach w różnych standardach i lokalizacjach

Miasta usytuowane najkorzystniej pod kątem nasłonecznienia charakteryzują się największym i najdłużej występującym ryzykiem przegrzewania mieszkań. Najbardziej narażone na to zjawisko są lokale w budynku o standardzie NF15W, a więc o najniższym zapotrzebowaniu na EUco.

4. ROZKŁAD PROJEKTOWEGO OBCIĄŻENIA CIEPLNEGO

Zmienność zapotrzebowania na energię użytkową do ogrzewania i wentylacji przedstawiona na rysunku 3 nie pokrywa się z rozkładem stref klimatycznych zdefiniowanymi w przepisach [7] oraz rozkładem określonych na ich podstawie projektowych obciążeń cieplnych mieszkania (rys. 5 i rys. 6). Mieszkania w budynkach standardowych mają obciążenie cieplne większe o średnio 38% niż NF15W. Otrzymane wartości, a także różnice wynikające ze zmiany strefy klimatycznej oraz standardu energetycznego zestawiono w tabeli 1. Tak małe różnice nie mają istotnego wpływu na wielkość i moc ciepłą dobieranych źródeł ciepła. We współczesnych budynkach mieszkalnych moc niezbędna do pokrycia potrzeb ogrzewania jest mniejsza, niż ta potrzebna do przygotowania ciepłej wody użytkowej. Z tego względu źródła ciepła dobiera się w nich pod kątem c.w.u.



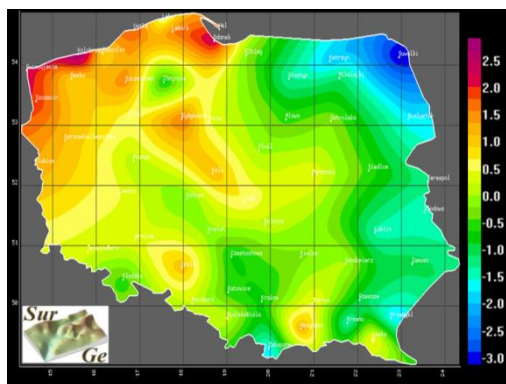
Rys. 5. Rozkład projektowego obciążenia cieplnego mieszkania w budynku NF15W, kW

Rys. 6. Rozkład projektowego obciążenia cieplnego mieszkania w budynku WT2014, kW

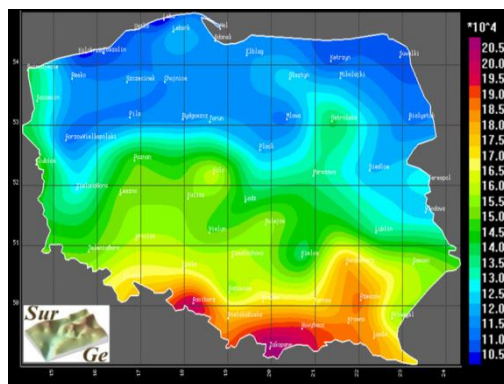
Panuje powszechne przekonanie, iż budynki zlokalizowane w „najzimniejszych” miastach Polski „potrzebują najwięcej ciepła”. Zależność ta sprawdza się w wypadku projektowych obciążeń cieplnych, czyli mocy urządzeń grzewczych (w kW). W wypadku projektowych obciążeń cieplnych, czyli mocy urządzeń grzewczych (w kW). W wypadku sezonowego zapotrzebowania lub zużycia ciepła (w kWh) nie jest już ona widoczna, szczególnie w wypadku budynków energooszczędnych. Obrazują to rozkłady projektowego obciążenia cieplnego (rys. 5 i rys. 6) oraz zapotrzebowania energii użytkowej do ogrzewania i wentylacji EUco (rys. 3).

Tabela 1. Zmiana projektowego obciążenia cieplnego analizowanego mieszkania związana ze zmianą standardu i lokalizacji, % i kW

	WT2014	Zmiana standardu z WT 2014 na NF15	NF15	Zmiana standardu z NF15 na NF15W	NF15W	Zmiana standardu z WT 2014 na NF15W
Strefa klimatyczna V	4,58	30,4%	3,19	9,9%	2,88	37,2%
Zmiana strefy klimatycznej z V na IV	4,9%	34,3%	5,7%	15,4%	6,1%	41,1%
Strefa klimatyczna IV	4,36	30,9%	3,01	10,3%	2,70	38,0%
Zmiana strefy klimatycznej z IV na III	5,2%	33,4%	3,6%	12,6%	2,6%	39,6%
Strefa klimatyczna III	4,13	29,7%	2,90	9,3%	2,63	36,3%
Zmiana strefy klimatycznej z III na II	3,9%	34,2%	6,3%	15,6%	6,9%	40,7%
Strefa klimatyczna II	3,96	31,5%	2,72	9,9%	2,45	38,2%
Zmiana strefy klimatycznej z II na I	5,6%	36,2%	6,8%	16,5%	7,4%	42,8%
Strefa klimatyczna I	3,74	32,4%	2,53	10,4%	2,27	39,4%
Zmiana strefy klimatycznej z V na I	18,3%	44,8%	20,7%	28,9%	21,1%	50,5%



Rys. 7. Rozkład średniej temperatury zewnętrznej dla okresu zimowego (listopad, grudzień, styczeń, luty), °C

Rys. 8. Rozkład całkowitego promieniowania słonecznego dla okresu zimowego (listopad, grudzień, styczeń, luty), kWh/(m²·a)

Projektowe obciążenia cieplne układają się analogicznie do granic stref klimatycznych – najniższe moce cieplne występują w pasie nadmorskim, najwyższe w obszarach górskich i kontynentalnych. Rozkład EUco nie odzwierciedla umownych stref klima-

tycznych, lecz jest kształtowany przez rozkład nasłonecznienia i temperatur powietrza zewnętrznego w sezonie zimowym (por. rys. 3 z rys. 7 i rys. 8): najniższe potrzeby cieplne wykazują budynki w pasie przy zachodniej granicy Polski, Opolszczyzny, Ziemi Łódzkiej oraz Tarnowskiej.

5. PODSUMOWANIE

Zapotrzebowanie mieszkania na energię użytkową do ogrzewania i wentylacji EUco zmienia się wraz ze zmianą standardu energetycznego budynku i warunków klimatycznych jego lokalizacji. Zmiany mogą sięgać od 0 do 75% w wypadku lokalizacji budynku, od 76 do 91% w wypadku standardu energetycznego oraz od 61% do 94% w wypadku jednoczesnej zmiany obu parametrów. Pociąga to za sobą liczne wymagania i konsekwencje projektowe oraz znacząco ogranicza możliwość uniwersalnego stosowania typowych projektów budynków energooszczędnych i ich systemów energetycznych dla wszystkich lokalizacji w Polsce. W skrajnych wypadkach to samo mieszkanie będzie potrzebować czterokrotnie więcej energii do ogrzewania.

Ze względu na typoszereg dostępnych źródeł ciepła wszystkie analizowane mieszkania zasilane będą źródłem ciepła o tej samej lub podobnej mocy – projektowe obciążenia cieplne zmieniają się w zakresie od 2,3 do 4,6 kW. W wypadku układów dwufunkcyjnych dobór źródła ciepła opierać się będzie o potrzeby cieplne c.w.u. wynoszące około 20 kW (układ zasobnikowy dla 4-osobowej rodziny) [6].

Obszerność wykonanej analizy dla mieszkania w budynkach o trzech standardach energetycznych, w 58 lokalizacjach na terenie Polski, pozwoliła na uszeregowanie miejscowości pod kątem „najbardziej” i „najmniej” energochłonnej (rys. 4). W przypadku różnych standardów energetycznych kolejność miejscowości nie jest taka sama.

Praca współfinansowana w ramach badań statutowych S40-012.

LITERATURA

- [1] BRZEZIŃSKA S., *Obliczanie zapotrzebowania na ciepło*, Wydawnictwo Dashoffer, 2011.
- [2] Dz.U. 2002 nr 75 poz. 690 - Rozporządzenie Ministra Infrastruktury z dnia 12 kwietnia 2002 r. w sprawie warunków technicznych, jakim powinny odpowiadać budynki i ich usytuowanie wraz z Dz.U. 2013 poz. 926 - Rozporządzeniem Ministra Transportu, Budownictwa i Gospodarki Morskiej z dnia 5 lipca 2013 r. zmieniającym rozporządzenie w sprawie warunków technicznych, jakim powinny odpowiadać budynki i ich usytuowanie.
- [3] Dz.U. 2014 poz. 888 - Rozporządzenie Ministra Infrastruktury i Rozwoju z dnia 3 czerwca 2014 r. w sprawie metodologii obliczania charakterystyki energetycznej budynku i lokalu mieszkalnego lub części budynku stanowiącej samodzielną całość techniczno-użytkową oraz sposobu sporządzania i wzorów świadectw charakterystyki energetycznej.

- [4] KOSTKA M., ZAJĄC A., *Systemy wentylacji mechaniczno nawiewno-wywiewnej w budownictwie jednorodnym*, [w:] Interdyscyplinarne zagadnienia w inżynierii i ochronie środowiska, Tom 4, pod red. T.M. TRACZEWSKIEJ i B. KAŹMIERCZAKA, Oficyna Wydawnicza Politechniki Wrocławskiej, Wrocław 2014.
- [5] MINISTERSTWO INFRASTRUKTURY I ROZWOJU , *Typowe lata meteorologiczne i statystyczne dane klimatyczne dla obszaru Polski do obliczeń energetycznych budynków*.
- [6] MIZIELIŃSKA K., OLSZAK J., *Gazowe i olejowe źródła ciepła małej mocy*, Oficyna Wydawnicza Politechniki Warszawskiej, Warszawa 2006.
- [7] PN-EN 12831:2006 - Instalacje ogrzewcze w budynkach – Metoda obliczania projektowego obciążenia cieplnego.
- [8] Program dopłat do kredytów na budowę domów energooszczędnych – wymagania techniczne określone w załączniku nr 3 do programu.

THE ENERGY CONSUMPTION OF TRADITIONAL AND LOW-ENERGY MULTIFAMILY BUILDINGS IN POLISH CLIMATIC CONDITIONS

The article presents the variability of usable energy demand for heating and ventilation EUco in standard and low-energy apartments in multifamily building located in 58 cities in Poland.

Monika NOWAKOWSKA, Andrzej KOTOWSKI*

BADANIA NIESTACJONARNOŚCI CZASOPRZESTRZENNEJ OPADÓW NA POTRZEBY MODELOWANIA KANALIZACJI

Przedmiotowe badania przemieszczania się opadów konwekcyjnych, frontalnych i niżowych nad obszarem miejskim, na potrzeby modelowania działania kanalizacji deszczowej i ogólnospławnej we Wrocławiu, wykonano dla wybranych opadów zarejestrowanych w okresie od 1.11.2012 do 31.10.2013 roku w sieci 6 deszczomierzy MPWiK S.A. Do opracowania wykorzystano także dane meteorologiczne i aerologiczne z dwóch stacji IMGW-PIB Wrocław - Strachowice. Stwierdzono, że występowanie i przemieszczanie się opadów nad Wrocławiem jest trudne do opisu i prognozowania, bowiem zjawisko to ma charakter losowy, zakłócany m.in. miejską wyspą ciepła. Prezentowana metodologia i wyniki badań, będące kontynuacją pracy [7], znajdują zastosowanie w kalibracji i walidacji hydrodynamicznych modeli typu opad-odpływ, gdzie konieczny staje się dynamiczny rozdział opadów nad zlewnią w czasie rzeczywistym.

1. WPROWADZENIE

Istotnym problemem przy kalibracji i walidacji modeli hydrodynamicznych typu opad-odpływ jest zasięg opadu niestacjonarnego, uwarunkowany kierunkiem i prędkością przemieszczania się frontów opadowych nad daną zlewnią miejską [7, 9]. W przypadku dużych zlewni, przyjmowanie równomiernego rozkładu opadów prowadzi zwykle do błędnej oceny wielkości spływu powierzchniowego i strumieni ścieków w modelowanych systemach kanalizacyjnych. Stąd najczęściej konieczny staje się dynamiczny rozdział opadów nad zlewnią w czasie rzeczywistym (RTC) [12].

W efekcie kondensacji pary wodnej w atmosferze tworzą się chmury, które przemieszczają się wraz z prądami powietrza. Opady występują najczęściej w strefach frontów atmosferycznych, gdzie stykają się ze sobą masy powietrza o różnych temperaturach.

* Wydział Inżynierii Środowiska Politechniki Wrocławskiej, Katedra Wodociągów i Kanalizacji, 50-370 Wrocław, pl. Grunwaldzki 9, monika.nowakowska@pwr.edu.pl.

W zależności od rodzaju frontu: ciepły, chłodny czy okluzji, występujące opady mają różny charakter. Front ciepły oznacza, że masa ciepłego powietrza wypiera chłodną, nasuwając się nad nią wzdłuż pochylonej powierzchni frontalnej [6]. Pierwszym zwiastunem są tutaj chmury Cirrus, gęstniejące i przechodzące w Cirrostratus, a następnie w Altostratus i Nimbostratus, którym towarzyszą już opady. W przypadku frontu chłodnego bardziej aktywne jest cięższe powietrze i to ono wypiera lżejszą masę ciepłego powietrza. W strefie frontowej występują tutaj wypiętrzone chmury burzowe Cumulonimbus, którym towarzyszą często gwałtowne opady. Front okluzji występuje wówczas, gdy front chłodny i wędrujący przed nim front ciepły łączą się. Może on mieć charakter frontu ciepłego lub chłodnego. Wyróżnia się trzy typy genetyczne opadów: konwekcyjne (nawalne), frontalne oraz niżowe [10].

Efektom zmian klimatycznych i poza klimatycznych jest zjawisko wzrostu temperatury powietrza w mieście (nawet kilkustopniowe) w stosunku do terenów otaczających. Z miejską wyspą ciepła (MWC) wiąże się często powstawanie charakterystycznych komórek konwekcyjnych. Mianowicie, w centrum aglomeracji powstaje wówczas wznoszący prąd termiczny, który powoduje, że chłodniejsze i bardziej wilgotne powietrze z otoczenia miasta napływa w kierunku centrum. Lokalnie, nad MWC tworzą się chmury, którym towarzyszą często opady atmosferyczne [11].

Prezentowane badania, będące kontynuacją tematu podjętego w pracy [7], na potrzeby modelowania działania kanalizacji deszczowej i ogólnospławnej we Wrocławiu, wykonano dla wyselekcjonowanych 6 zjawisk opadowych zarejestrowanych w sieci 6 deszczomierzy MPWiK S.A. Do opracowania wykorzystano także dane meteorologiczne i aerologiczne z dwóch stacji IMGW-PIB Wrocław – na Strachowicach.

2. METODA I MATERIAŁ BADAŃ

W celu rozpoznania lokalnego zjawiska przemieszczania się komórek opadowych nad obszarem miasta Wrocławia, zebrano i przeanalizowano dostępne dane meteorologiczne, w tym dotyczące wysokości i intensywności opadów deszczowych, temperatury powietrza, wysokości podstawy chmur oraz kierunków i prędkości wiatrów [8]. Odnosnie opadów, materiałem badawczym były wybrane pluwiogramy z okresu 1.11.2012 do 31.10.2013 r., zarejestrowane w sieci 6 deszczomierzy MPWiK S.A. [1]. Pozostałe dane pozyskano ze stacji meteorologicznej IMGW-PIB Wrocław, mieszczącej się na terenie Portu Lotniczego przy ul. Skarżyńskiego, oraz ze stacji aerologicznej mieszczącej się przy ul. Granicznej we Wrocławiu. Sondaże aerologiczne wykonywane są dwa razy na dobę, tj. o północy i w południe. W ten sposób otrzymuje się pionowy profil wiatru, temperatury, ciśnienia i wilgotności powietrza do wysokości około 30 km.

Charakterystykę hydrologiczną opadów badanego okresu zinterpretowano na podstawie porównania z danymi ze stacji IMGW Wrocław-Strachowice z wielolecia

1960-2009. Średnioroczna wysokość opadów w wieloleciu wyniosła 568 mm (min 380,8 mm, max 776,2 mm), a liczba dni z opadem ($\geq 0,1$ mm) mieściła się w zakresie 118–190 [5]. W badanym okresie (1.11.2012–31.10.2013 r.) wystąpiło 184 dni z opadem, a roczna wysokość opadów wyniosła 668,1 mm, co jest wartością o 17,6% wyższą od średniej z okresu 1960–2009. Badany rok można zatem określić mianem roku mokrego, a przyjęty okres badawczy można uznać za odpowiedni do przeprowadzenia przedmiotowej analizy.

Do przeprowadzenia przedmiotowej analizy wybrano deszcze z dostępnego rocznego okresu, tj.: od 1.11.2012 do 31.10.2013 r., które spełniały określone kryteria. Głównym kryterium było wystąpienie opadu nad całą zlewnią miasta Wrocławia, co musiało mieć odzworowanie w postaci ciągłego zapisu, w każdym z 6 deszczomierzy. Kolejnym kryterium była możliwie duża różnorodność typów genetycznych opadów. Brano pod uwagę zarówno deszcze konwekcyjne – o czasie trwania do 2 godzin, deszcze frontalne – do kilku godzin, jak i opady niżowe, trwające kilka dni, których hietogramy miały możliwie zwartą i ciągłą postać. Wymienione kryteria spełniło 6 zjawisk opadowych, mianowicie:

- z dnia 1.11.2012 r. – jako słaby, krótkotrwały opad frontalny (pochodzący z frontu chłodnego),
- z dni 2–4.05.2013 r. – jako słaby, długotrwały opad niżowy (z frontu chłodnego),
- z dni 24–25.06.2013 r. – jako intensywny, długotrwały opad frontalny (z ciepłego frontu okluzyjnego),
- z dnia 29.07.2013 r. – jako bardzo intensywny opad konwekcyjny (z frontu chłodnego),
- z dnia 9.08.2013 r. – jako średnio intensywny, krótkotrwały opad frontalny (z ciepłego frontu okluzyjnego),
- z dni 10–11.09.2013 r. – jako średnio intensywny, krótkotrwały opad frontalny (z frontu chłodnego).

Wybranim opadom przypisano następnie częstość ich wystąpienia we Wrocławiu. Jako kryterium do określenia częstości występowania opadów – o zarejestrowanej wysokości (h) w czasie trwania (t), przyjęto probabilistyczny model maksymalnych wysokości (h_{max} w mm) we Wrocławiu dla zakresu $t \in [5; 4320]$ minut i prawdopodobieństwa przewyższenia $p = 1/C \in [1; 0,01]$, postaci [3, 4]:

$$h_{max}(t, p) = -4,58 + 7,41t^{0,242} + (97,11t^{0,0222} - 98,68)(-\ln p)^{0,809} \quad (1)$$

Stąd w odniesieniu do częstości występowania opadów (C w latach):

$$h_{max}(t, C) = -4,58 + 7,41t^{0,242} + (97,11t^{0,0222} - 98,68)(-\ln \frac{1}{C})^{0,809} \quad (2)$$

Dla opadów występujących częściej niż raz w roku, jako kryterium przyjęto fizyczny model wysokości maksymalnych (h_{max} w mm) we Wrocławiu, opracowany dla $t \in [5; 360]$ minut i częstość występowania $C \in [0,1; 1]$ lat, postaci [2]:

$$h_{max}(t, C) = -4,58 + 7,41t^{0,242} + 1,47t^{0,330} \ln C \quad (3)$$

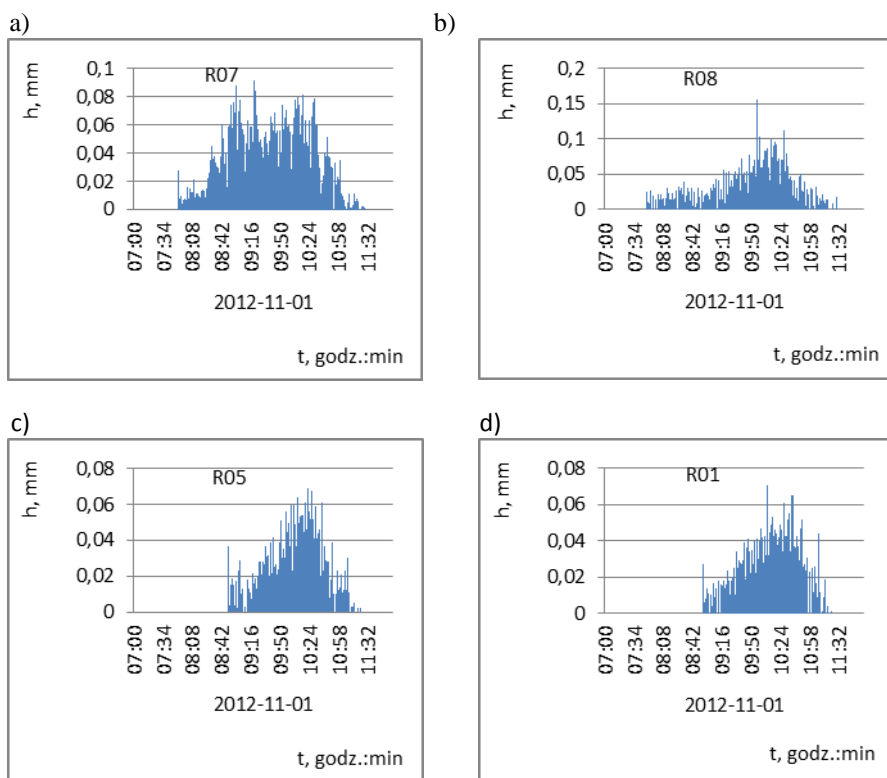
Tabela 1. Kryterialne wysokości opadów we Wrocławiu obliczone z modeli (2) i (3)

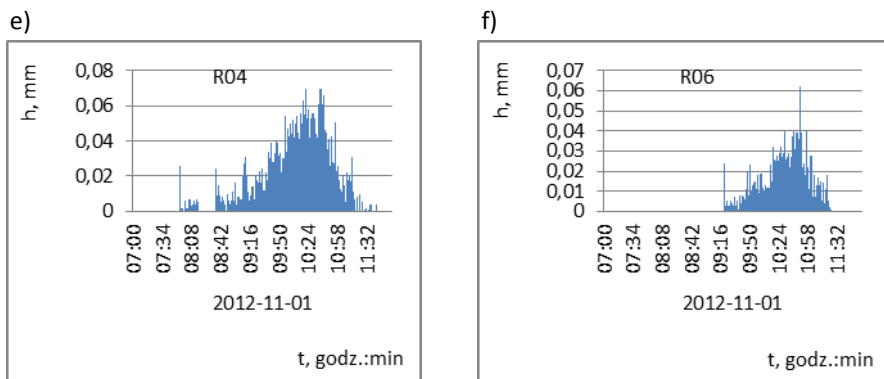
C, lata	t, min	h_{max} (2), mm	C, lata	t, min	h_{max} (2), mm	C, lata	t, min	h_{max} (3), mm
50	5	12,28	5	5	9,24	0,5	5	4,63
	15	23,10		15	16,23		10	6,18
	30	30,52		30	21,18		15	7,20
	60	38,50		60	26,65		30	9,17
	120	47,12		120	32,72		45	10,46
	180	52,50		180	36,59		60	11,44
	360	62,35		360	43,83		90	12,94
	720	73,14		720	51,97		120	14,08
	1440	85,05		1440	61,18		180	15,80
	2880	98,25		2880	71,65		360	19,10
4320	106,66	4320	78,44	5	3,61			
25	5	11,41	2	5	7,82	0,33	10	4,90
	15	21,14		15	13,00		15	5,74
	30	27,86		30	16,79		30	7,33
	60	35,13		60	21,08		45	8,36
	120	43,02		120	25,95		60	9,14
	180	47,97		180	29,11		90	10,31
	360	57,07		360	35,12		120	11,18
	720	67,12		720	42,02		180	12,50
	1440	78,25		1440	49,97		360	14,95
	2880	90,67		2880	59,15		5	2,33
4320	98,62	4320	65,18	10	3,30			
10	5	10,21	1	5	6,36	0,2	15	3,91
	15	18,42		15	9,69		30	5,03
	30	24,17		30	12,30		45	5,73
	60	30,44		60	15,38		60	6,24
	120	37,32		120	19,02		90	6,99
	180	41,67		180	21,46		120	7,54
	360	49,75		360	26,21		180	8,33
	720	58,74		720	31,84		360	9,71
	1440	68,81		1440	38,49		5	0,60
	2880	80,15		2880	46,35		10	1,12
4320	87,46	4320	51,60	15	1,42			

W tabeli 1 przedstawiono kryterialne wysokości opadów maksymalnych we Wrocławiu, obliczone z modelu probabilistycznego (2) – dla $C \in [1; 50]$ lat i $t \in [5; 4320]$ min, oraz z modelu fizykalnego (3) - dla $C \in [0,1; 1]$ lat i $t \in [5; 360]$ min.

3. OPIS I ANALIZA WYBRANYCH ZJAWISK OPADOWYCH

W pracy zilustrowano dla przykładu metodykę analizy dwóch charakterystycznych zjawisk opadowych, mianowicie: z dnia 1.11.2012 r. – jako słabego i krótkotrwałego opadu frontalnego oraz z dni 24–25 czerwca 2013 r. – jako intensywnego i długotrwałego opadu frontalnego. Na rysunku 1(a–f) przedstawiono hietogramy opadów w dniu 1.11.2012 r., zarejestrowane na poszczególnych stacjach pomiarowych (w kolejności przemieszczania się środka ciężkości hietogramów).





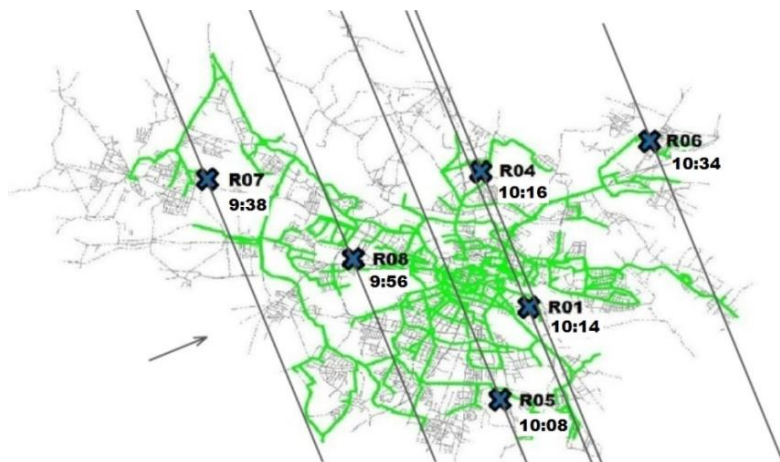
Rys. 1 (a–f). Hietogramy opadów z deszczomierzy typu TRwS 200/203 firmy MPS (I w mm/min) w dniu 1.11.2012 r.

Charakterystykę zjawiska opadowego z dnia 1.11.2012 r. przedstawiono w tabeli 2. Zawiera ona takie parametry opadów jak: czas wystąpienia początku i końca, całkowity czas trwania (t), sumę wysokości (H), średnią intensywność (I_{sr}), a także przypisaną częstość występowania (C) we Wrocławiu oraz czas przejścia środka ciężkości hietogramu opadu.

Tabela 2. Parametry opadów deszczu w dniu 1.11.2012 r.

Numer deszczomierza (w kolejności czasu przejścia środka ciężkości hietogramu)	Rejestracja opadu (godz., min)		Parametry opadu				Czas przejścia środka ciężkości hietogramu
			Czas trwania t	Suma wysokości H	Średnia intensywność I_{sr}	Częstość występowania C	
	od	do	min	mm	mm/min	lata	godz:min
R07	7:52	11:28	217	7,71	0,036	0,18	9:38
R08	7:48	11:29	222	6,86	0,031	0,16	9:56
R05	8:49	11:23	155	3,84	0,025	0,12	10:08
R01	8:54	11:22	149	3,61	0,024	0,11	10:14
R04	7:54	11:43	230	4,52	0,020	0,12	10:16
R06	9:20	11:25	126	2,04	0,016	0,09	10:34

Odnotowanym opadom, na podstawie modelu (3), przypisano statystyczną częstość ich występowania: $C = 0,2-0,1$ (od 5 do 10 razy w roku). Dla każdego hietogramu opadu wyznaczano środek ciężkości bryły wykresu rejestracji opadu, interpretowany jako czas przejścia kulminacji opadu (tab. 2) – według metodyki podanej w pracy [7]. Na tej podstawie wykreślono orientacyjne linie strefowe i wyznaczono prostopadły, uśredniony kierunek przemieszczania się frontu opadu (rys. 2). Wartość kąta kierunkowego wektora przemieszczania się frontu opadu wynosi ok. 258° – z WSW.



Rys. 2. Czasy przejścia i uśredniony kierunek przemieszczania się opadu w dniu 1.11.2012 r.

W analizie uwzględniano m.in. kierunki i prędkości wiatru dolnego – przyziemnego i górnego – na wysokości wystąpienia podstawy chmur, przedstawione w tabelach 3 i 4.

Tabela 3. Parametry meteorologiczne w dniu 1.11.2012 r.

Godz.	Temp. powietrza	Wiatr dolny				Wysokość podstawy chmur
		– kierunek		– prędkość		
	°C	symbol	stopnie	km/h	m/s	km
7:00	5,0	ESE	105°–114°	25,2	7,0	2,5
8:00	5,2	ESE	115°–124°	21,6	6,0	0,6
9:00	4,7	ESE	115°–124°	21,6	6,0	1,0
10:00	4,5	ESE	115°–124°	18,0	5,0	1,0
11:00	5,3	ESE	105°–114°	25,2	7,0	0,3
12:00	6,9	SE	125°–134°	21,6	6,0	1,0

Opad najwcześniej został zarejestrowany o godz. 7:48 (R08) i trwał do godz. 11:43 (R04), dlatego w analizie wzięto pod uwagę wiatry od godz. 8:00 do 12:00. Średnia prędkość wiatru dolnego, w czasie trwania opadu, wynosiła około 6,0 m/s – z kierunku ESE (tab. 3). Zarejestrowana wysokość, na której wystąpiła podstawa chmur w czasie trwania opadu zmieniała się w zakresie od około 300 m do około 1,0 km nad poziomem terenu. Informacja ta pozwoliła na przeanalizowanie wiatrów górnych, które przypuszczalnie nadawały kierunek przemieszczania się chmur. Ponieważ sondáže aerologiczne wykonywane są dwa razy na dobę, do analizy wykorzystano dane z godziny 12:00, które przedstawiono w tabeli 4.

Tabela 4. Sondaż aerologiczny wiatrów górnych w dniu 1.11.2012 r. z godz. 12:00

Ciśnienie	Wysokość	Temp. powietrza	Wiatr górny			
			– kierunek		– prędkość	
hPa	m n.p.m	°C	symbol	stopnie	m/s	km/h
980	122	5,6	ESE	105	3,1	11,1
962	274	4,6	SE	125	12,9	46,3
959	299	4,4	SE	127	13,4	48,2
934	516	6,8	SE	144	15,9	57,4
925	596	6,6	SSE	150	17,0	61,1
920	640	6,4	SSE	150	17,0	61,1
850	1286	3,4	S	175	22,1	79,6
832	1460	2,8	S	177	24,7	88,9
819	1588	3,2	S	179	26,8	96,3
812	1658	3,5	S	180	27,8	100,0
794	1840	4,4	S	186	26,8	96,3
750	2300	1,6	SSW	200	23,1	83,3

Zarejestrowane kierunki dla wiatru dolnego (w zakresie 105–124°) i górnego (127–175°) są zbliżone i stanowią uogólniony kierunek SE, co przedstawiono na rysunku 3. Jednak informacje o kierunkach wiatru górnego nie są w pełni miarodajne, gdyż sondaż odbył się już po ustaniu opadów.



Rys. 3. Opis zjawiska opadowego w dniu 1.11.2012 r.

Następnie przeprowadzono porównanie kierunków wiatrów (dolnych i górnych) względem kierunku przemieszczania się opadów, wyznaczonych na podstawie środków ciężkości hietogramów. Z rysunków 2 i 3 wynika, że kierunek przemieszczania

się frontu opadowego mieszczący się w zakresie 248–267° (średnio 258°), tj. z kierunku WSW, nie jest zgodny z kierunkiem wiatrów dolnego i górnego (ogólnie z SE). Próba określenia kierunku przemieszczania się opadu na podstawie rejestracji początków opadu nie jest jednoznaczna – ogólnie z kierunku zbliżonego do WNW. Tak więc, kierunki przemieszczania się opadu w dniu 1.11.2012 r. nie miały całkowicie związku z kierunkami wiatrów górnych czy też dolnych.

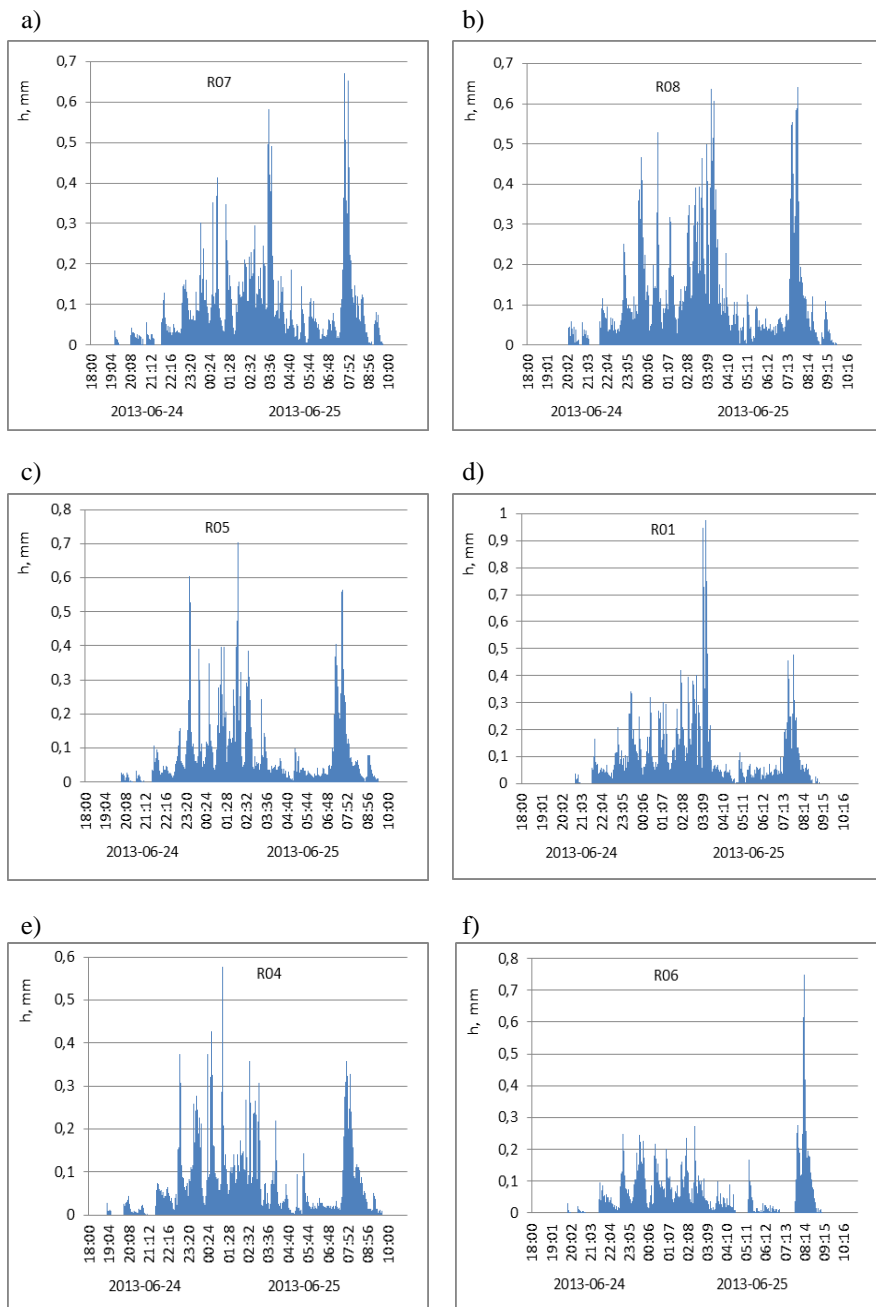
Na podstawie informacji o temperaturze powietrza i podstawie chmur (tab. 3 i 4) wysunięto wniosek, że przedmiotowy opad pochodził z chmur typu Cumulonimbus. Zarejestrowane temperatury powietrza i prędkości wiatru na różnych wysokościach sugerują nasuwanie się powietrza chłodnego na cieplejsze masy, co jest charakterystyczne dla przechodzenia frontu chłodnego.

Kryterialnym na potrzeby modelowania działania kanalizacji we Wrocławiu okazał się intensywny i długotrwały opad frontalny, zarejestrowany w dniach 24–25 czerwca 2013 r. ($C = 2\text{--}64$ lat), o hietogramach podanych na rysunku 4 i parametrach zamieszczonych w tabeli 5.

Tabela 5. Parametry opadów deszczu w dniach 24-25.06.2013 r.

Numer deszczomierza	Rejestracja opadu (godz., min)		Parametry opadu				Czas przejścia środka ciężkości hietogramu
			Czas trwania t	Suma wysokości H	Średnia intensywność I_{sr}	Częstość występowania C	
	od	do	min	mm	mm/min	lata	godz:min
R07	20:07	9:43	817	65,00	0,080	16,2	3:14
R08	20:05	9:43	819	77,43	0,095	64,1	2:59
R05	21:32	9:30	719	60,10	0,084	11,6	2:10
R01	21:34	9:02	689	66,41	0,096	24,9	2:42
R04	19:51	9:41	831	53,53	0,064	4,9	2:08
R06	21:28	9:07	700	41,08	0,059	1,9	2:02

Zjawisko opadowe (tab. 5) rozpoczęło się najwcześniej o godzinie 19:51 – w rejonie deszczomierza R04, a najpóźniej o 21:34 – w rejonie R01 (ok. 1,7 godz. rozpiętości czasowej). Podczas trwania deszczu, przez około 11,5–14 godzin, zarejestrowano opad w zakresie wysokości od 41,1 do 77,4 mm i intensywności od 0,059 do 0,096 mm/min. Opad ten, spośród przyjętych do analizy 6 zjawisk, charakteryzował się najwyższymi wartościami częstości występowania: od około raz na 2 lata (R06) do nawet raz na 64 lat (R08).



Rys. 4 (a–f). Hietogramy opadów z deszczomierzy typu TRwS 200/203 firmy MPS (I w mm/min) w dniach 24–25.06.2013 r.

Dla opadu w dniach 24–25.06.2013 r. przeanalizowano kierunki i prędkości wiatrów dolnego i górnego – uwzględniającego wysokość, na jakiej wystąpiła podstawa chmur. Średnia prędkość wiatru dolnego, w czasie trwania opadu, wynosiła około 5 m/s z kierunku północny zachód – średnio 315° NW. Zarejestrowana wysokość podstawy chmur w czasie trwania opadu zmieniała się w przedziale od około 0,1 do około 1,0 km nad poziomem terenu (tab. 6).

Tabela 6. Parametry meteorologiczne – wiatry dolne w dniach 24–25.06.2013 r.

Data	Godz.	Temp. powietrza T	Kierunek wiatru		Prędkość wiatru		Wysokość podstawy chmur
		°C	symbol	stopnie	km/h	m/s	km
24.06.2013	19:00	14,8	WNW	295°–304°	14,4	4	0,3
	20:00	14,6	WNW	295°–304°	18,0	5	0,3
	21:00	13,8	WNW	285°–294°	18,0	5	1,0
	22:00	13,5	WNW	295°–304°	18,0	5	0,3
	23:00	13,5	WNW	295°–304°	14,4	4	0,2
25.06.2013	0:00	13,8	NW	305°–314°	21,6	6	0,2
	1:00	13,8	NW	305°–314°	21,6	6	0,1
	2:00	14,1	NW	315°–324°	21,6	6	0,1
	3:00	13,7	NNW	335°–344°	18,0	5	0,1
	4:00	13,3	NNW	325°–334°	21,6	6	0,1
	5:00	13,0	NW	315°–324°	21,6	6	0,1
	6:00	13,0	NW	315°–324°	21,6	6	0,1
	7:00	13,2	NW	305°–314°	14,4	4	0,1
	8:00	12,9	WNW	295°–304°	21,6	6	0,1
	9:00	13,5	WNW	295°–304°	18,0	5	0,1
10:00	13,9	WNW	295°–304°	21,6	6	0,1	

Tabela 7. Sondaż aerologiczny wiatrów górnych w dniu 25.06.2013 r. z godz. 0:00

Ciśnienie	Wysokość	Temp. powietrza T	Wiatr				
			- kierunek		- prędkość		
hPa	m n.p.m.	°C	symbol	stopnie	knot	m/s	km/h
994,0	156	13,1	NW	310	23	11,8	42,6
928,0	736	10,7	N	0	37	19,0	68,5
925,0	763	10,6	N	0	37	19,0	68,5
910,0	899	9,8	N	8	35	18,0	64,8
890,0	1084	9,5	NNE	20	33	17,0	61,1
872,0	1254	9,3	N	10	31	15,9	57,4

W związku z faktem, że sondáže aerologiczne wykonywane są dwa razy na dobę, do analizy wykorzystano dane z godziny 00:00 w dniu 25.06.2013 r. (tab. 7). Średnia prędkość wiatru górnego wynosiła około 15 m/s z kierunku w zakresie $310-20^\circ$, a jego uśredniona wartość to około 345° NNW. Tak więc, zarejestrowane kierunki wiatrów są zbliżone - częściowo się nakładają i stanowią uogólniony kierunek NNW (rys. 5).



Rys. 5. Opis zjawiska opadowego w dniach 24–25.06.2013 r.

Trudny do wyprowadzenia był kierunek wektora przemieszczania się opadu według wyznaczonego środka ciężkości hietogramów, gdyż zakłócony był czasem jego wystąpienia dla deszczomierza R05 (efekt MWC). Ustalono jednak, że wartość tego wektora (z pominięciem R05) mieści się w zakresie od 60° do 85° . Na podstawie ustalonych czasów przejścia środka ciężkości hietogramów wyznaczono uśredniony kierunek przemieszczania się deszczu na około 73° , tj. na ENE (tab. 5, rys. 5). Próba ustalenia kierunku przemieszczania się opadu na podstawie godziny jego rozpoczęcia była również trudna do ustalenia. Możliwa jedynie po wyeliminowaniu wskazania czasu dla deszczomierza R06 (zakłócenie lokalne początku wystąpienia opadu - MWC). Wyznaczony kierunek to ok. 330° NNW, który pokrywa się z kierunkiem wiatru górnego, a także dolnego. Analiza temperatury powietrza pozwoliła na stwierdzenie, że przy powierzchni terenu nie ulegała ona większej zmianie (tab. 5 i 6). Była to chłodna masa powietrza, na którą napływały jednocześnie masy powietrza ciepłego i chłodnego, tworząc warunki odpowiadające frontowi okluzji o charakterze frontu ciepłego. Temu frontowi towarzyszą chmury typu Nimbostartus, dające długotrwałe opady frontalne.

Biorąc pod uwagę całościowe wyniki analiz 6 wybranych opadów, stwierdzono [11], że czasy przejścia frontów opadów nad zlewnią miejską Wrocławia, rejestrowa-

ne wg początków wystąpienia czy też środków ciężkości hietogramów (tj. kulminacji intensywności), były bardzo różne: od nagłego wystąpienia nad całym obszarem miasta – w przeciągu kilku czy kilkunastu minut do długotrwałego przebiegu – nawet do około 4 godzin (tab. 8).

Tabela 8. Zestawienie i opis parametrów badanych zjawisk opadowych

Data opadu	Parametry badanych opadów				Kierunek przemieszczania się opadów		Kierunek wiatrów	
	Czas trwania t	Wyso-kość H	Średnia intensyw. I_{sr}	Częstość występ. C	Według początku /czas przejścia	Według środków ciężk./czas przejścia	Górných	Dolnych
	h	mm	mm/min	lata				
1.11.2012	2,1 -3,8	2,0 -7,7	0,016 -0,036	0,1-0,2	WNW /92 min	WSW /56 min	SSE	ESE
2-4.05.2013	47,3 -47,9	41,4 -52,3	0,015 -0,018	0,8-1,3	SSW /14 min	NE /240 min	NE	NNE
24-25.06.2013	11,5 -13,9	41,1 -77,4	0,059 -0,096	1,9-64	NNW /90 min	ENE /72 min	NNW	NW
29.07.2013	1,6 -1,8	15,4 -17,5	0,14 -0,19	0,6-1,0	WSW /9 min	WSW /10 min	W	NNE, W, ESE
9.08.2013	3,4 -3,8	8,4 -12,3	0,040 -0,060	0,2-0,4	SSE /30 min	SW /13 min	NNW	WNW
10-11.09.2013	4,4 -5,1	10,1 -17,3	0,038 -0,058	0,2-0,5	NW /27 min	SSW-SW /20 min	NNE	NW

W pracy wykazano, że dla opadów stosunkowo krótkotrwałych (do 4 godzin), wyznaczone na podstawie czasów początku wystąpienia opadu oraz środków ciężkości hietogramów, kierunki przemieszczania się opadów nad całą zlewnią w dużej mierze się pokrywały. Wynika to z faktu, że wartości te występują w niewielkiej rozpiętości czasowej. W pozostałych przypadkach – dla dłuższych trwających opadów, ustalone na podstawie początków wystąpienia i środków ciężkości hietogramów, kierunki przemieszczania się opadów nad zlewnią, wykazywały już duże zróżnicowanie, a nawet przeciwstawności.

4. PODSUMOWANIE I WNIOSKI KOŃCOWE

Do przeprowadzenia przedmiotowej analizy wybrano 6 deszczy z dostępnego rocznego okresu rejestracji, tj.: od 1.11.2012 do 31.10.2013 r., które spełniały przyjęte w pracy kryteria. Podstawowym kryterium było wystąpienie opadu nad całą zlewnią miasta Wrocławia. Brano pod uwagę zarówno deszcze nawalne - o krótkim czasie trwania, jak też opady trwające kilka dób, których hietogramy miały zwartą i ciągłą postać. Wybrany opadom przypisywano częstość ich występowania (od $C = 0,1$ rok do $C = 64$ lat) na podstawie modeli opracowanych dla Wrocławia z wielolecia 1960-

2009. Przyjęty okres badawczy, o ponad przeciętnej rocznej wysokości opadów (668,1 mm) i liczbie dni z opadem (184), uznano za miarodajny do przeprowadzenia przedmiotowej analizy.

Analizowane czasy przejścia badanych opadów nad zlewnią miejską Wrocławia, wg początków wystąpienia deszczów oraz wg środków ciężkości hietogramów, były bardzo zróżnicowane – od nagłego wystąpienia deszczu nad całym miastem (w przeciągu kilku minut) do długotrwałego przejścia (do kilku godzin). Tak wyznaczone kierunki nie miały na ogół ścisłego odniesienia do kierunków wiatrów górnych czy też dolnych, występujących w czasie trwania analizowanych deszczy. Jednak to wiatry górne – występujące na wysokości zalegania podstawy chmur opadowych, powodują ich przemieszczanie się, ale niekoniecznie z równoczesnym wystąpieniem opadów deszczu nad zlewnią. Przemieszczanie się opadów jest więc trudne do opisu i prognozowania, bowiem podobnie jak i same opady, zjawisko to ma charakter losowy - zakłócany m.in. miejską wyspą ciepła (MWC). Prezentowana metodyka i wyniki badań znajdują zastosowanie zwłaszcza do kalibracji i walidacji hydrodynamicznych modeli typu opad–odpływ.

Praca współfinansowana w ramach badań statutowych S40-029.

LITERATURA

- [1] CNTiR: *Sieć deszczomierzy* MPWiK S. A., Wrocław 2012.
- [2] KAŻMIERCZAK B., KOTOWSKI A.: *Depth-duration-frequency rainfall model for dimensioning and modelling of Wrocław drainage systems*. Environment Protection Eng. 2012, vol. 38, no. 4, s. 127–138.
- [3] KOTOWSKI A.: *Podstawy bezpiecznego wymiarowania odwodnień terenów*. Tom I i II. Wyd. Seidel-Przywecki, (wydanie II rozszerzone), Warszawa 2015.
- [4] KOTOWSKI A., KAŻMIERCZAK B.: *Probabilistic models of maximum precipitation for designing sewerage*. Journal of Hydrometeorology 2013, Iss. 6, Vol. 14, pp. 1958–1965.
- [5] KOTOWSKI A., KAŻMIERCZAK B., DANCEWICZ A.: *Modelowanie opadów do wymiarowania kanalizacji*. Wyd. Komitet Inżynierii Lądowej i Wodnej PAN. Studia z Zakresu Inżynierii nr 68, Warszawa 2010.
- [6] KOŻUCHOWSKI K. (red.): *Meteorologia i klimatologia*. Wyd. Naukowe PWN, Warszawa 2007.
- [7] NOWAKOWSKA M., KAŻMIERCZAK B., KOTOWSKI A.: *Metodyka analizy przestrzennej zmienności opadów na przykładzie Wrocławia*. Interdyscyplinarne zagadnienia w inżynierii i ochronie środowiska, EKO-DOK (red. T. M. Traczewska). Oficyna Wyd. Politechniki Wrocławskiej 2013, Tom 3, s. 465–472.
- [8] NOWAKOWSKA M., KOTOWSKI A.: *Analiza przemieszczania się opadów deszczowych nad obszarem Wrocławia*. Instytut Inżynierii Ochrony Środowiska PWr. Raport serii SPR nr 8/2014.
- [9] NOWAKOWSKA M., KOTOWSKI A., KAŻMIERCZAK B.: *Problemy badawcze w modelowaniu hydrodynamicznym odwodnień terenów*. Forum Eksploatatora 2012, nr 4, s. 72–79.
- [10] SULIGOWSKI R.: *Struktura czasowa i przestrzenna opadów atmosferycznych w Polsce. Próba regionalizacji*. Prace Instytutu Geografii Akademii Świętokrzyskiej nr 12, Kielce 2004.

- [11] SZYMANOWSKI M.: *Miejska wyspa ciepła we Wrocławiu*. Studia Geograficzne nr 77, Wyd. Uniwersytetu Wrocławskiego, Wrocław 2004.
- [12] ZAWILSKI M.: *Analiza obciążenia hydraulicznego systemu kanalizacyjnego w skali dużej zlewni miejskiej*. Infrastruktura komunalna i gospodarka wodna, INFRAEKO. Oficyna Wyd. Politechniki Rzeszowskiej 2012, s. 311–320.

STUDY OF SPATIOTEMPORAL NONSTATIONARITY OF RAINFALL FOR SEWER SYSTEM MODELING

These studies of movements of the convective, frontal and low pressure rainfall over the area of the city, for the modeling purpose of activities the rainwater and combined sewer system the Wrocław city, were performed for selected rainfall and recorded in the period of time from 1.11.2012 to 31.10.2013, in the network of six rain gauges, which are belongs to the MPWiK S.A. For the study, were used meteorological and aerological data from two stations IMGW-PIB Wrocław - Copernicus. It was found that the occurrence and movement of precipitation over Wrocław is difficult to describe and forecast, because of this phenomenon is random in nature, and is disturbed by urban heat island. The presented methodology and results of the research, which are a continuation of the previous work [7], are used in the calibration and validation of the hydrodynamic models of rainfall-runoff type, where necessary becomes dynamic distribution of precipitation over the basin in the real time (RTC).

Lukasz PACHURKA, Izabela SÓWKA, Magdalena FORTUNA*

OCENA RYZYKA ZDROWOTNEGO ZWIĄZANEGO Z NARAŻENIEM INHALACYJNYM NA BENZO(A)PIREN W WYBRANYCH MIASTACH DOLNEGO ŚLĄSKA

Benzo(a)piren jest wskaźnikiem zanieczyszczenia powietrza wielopierścieniowymi węglowodorami aromatycznymi. Celem pracy było przeprowadzenie oceny ryzyka nowotworowego związanego z inhalacyjnym narażeniem na benzo(a)piren dla wybranych miast Dolnego Śląska. W tym celu wykorzystano metodologię opartą na standardach Amerykańskiej Agencji Ochrony Środowiska (US EPA), obejmującej tzw. całozyciowe przewlekłe narażenie osoby dorosłej i dziecka. W przeprowadzonych analizach wykorzystano dane pomiarowe Wojewódzkiego Inspektoratu Ochrony Środowiska (WIOŚ) we Wrocławiu. Z przeprowadzonych obliczeń wynika iż najwyższą wartość ryzyka nowotworowego otrzymano dla mieszkańców Nowej Rudy: dzieci: $32,53 \cdot 10^{-6}$, kobiety: $15,91 \cdot 10^{-6}$, mężczyźni: $13,34 \cdot 10^{-6}$ mg/d·kg. Wyznaczone wartości ryzyka nowotworowego były wyższe od wartości obliczonych dla tła środowiskowego.

1. WSTĘP

Dynamicznie rozwijający się przemysł, energetyka i transport są źródłem wielu substancji negatywnie wpływających na stan środowiska oraz zdrowie człowieka. Wśród emitowanych związków do najbardziej niebezpiecznych zalicza się wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne (WWA) charakteryzujące się zdolnością do bioakumulacji, długim czasem przebywania w środowisku oraz szkodliwym oddziaływaniem na środowisko naturalne oraz zdrowie ludzi [5, 13]. Wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne mają działanie silnie toksyczne dla ludzi. Niektóre związki działają kancerogennie oraz mutagennie na organizm człowieka. Największe zagrożenie dla zdrowia populacji powodują związki WWA inhalowane wraz z wdychanym powietrzem [1, 4, 13]. WWA są związkami występującymi we wszystkich elementach środowiska człowieka: w glebie,

* Zakład Ekologii i Zarządzania Ryzykiem Środowiskowym, Wydział Inżynierii Środowiska, Politechnika Wrocławska, Wybrzeże Wyspiańskiego 27, 50-370 Wrocław, lukasz.pachurka@pwr.edu.pl.

w wodzie, w powietrzu oraz w żywności. Działanie WWA charakteryzuje powszechny charakter. Toksyczne związki dostają się do organizmu różnymi drogami: przez skórę, drogą inhalacyjną i pokarmową [4, 13, 14]. Przeprowadzone badania epidemiologiczne odnośnie wpływu kancerogennego działania WWA na ludzki organizm wykazały silną korelację między występowaniem nowotworu płuca a stężeniem benzo(a)pirenu [4, 13].

Emisja WWA do powietrza jest szacowana na podstawie wielkości emisji 4 związków wskaźnikowych: benzo(a)pirenu, benzo(k)fluorantenu, benzo(b)fluorantenu oraz indeno(1,2,3-cd)pirenu. Benzo(a)piren jest wskaźnikiem zanieczyszczenia powietrza wielopierścieniowymi węglowodorami aromatycznymi. Dopuszczalne stężenie benzo(a)pirenu ze względu na ochronę zdrowia określono w Rozporządzeniu Ministra Środowiska w sprawie poziomów niektórych substancji w powietrzu i wynosi ono 1 ng/m^3 [9]. W ramach Państwowego Monitoringu Środowiska (PMS) monitorowane jest w powietrzu atmosferycznym 7 rodzajów WWA. Zanieczyszczeniem mierzonym na największej liczbie stanowisk jest benzo(a)piren: 120 stanowiska w 2013 r. w Polsce, w tym 13 na Dolnym Śląsku [8, 17].

Głównym źródłem emisji wielopierścieniowych węglowodorów aromatycznych (WWA) do atmosfery jest niska emisja pochodząca z ogrzewania budynków poprzez spalanie paliw kopalnych (drewna, gazu, węgla, oleju). Sezonowa zmienność WWA związana jest z zapotrzebowaniem na ciepło do ogrzewania budynków. Najwyższe stężenia WWA w powietrzu występują w dużej mierze w mniejszych miejscowościach ze względu na stosowanie w nich indywidualnych kotłowni do ogrzewania budynków mieszkalnych. Wykorzystywane w nich piece i paleniska posiadają niskie sprawności energetyczne, a stosowane w nich stałe paliwa są często złej jakości. Na skutek podawania żywności obróbce termicznej (grillowanie, smażenie, pieczenie, wędzenie) powstają związki WWA, które są również składnikiem dymu tytoniowego [6, 13].

Zwiększenie udziału zużycia węgla w kotłowniach gospodarstw domowych przyczynia się do wzrostu emisji, co zaobserwowano analizując wartości przedstawione w tabeli 1 w sektorze „Procesy spalania poza przemysłem”. W roku 2012 odnotowano wzrost emisji krajowej WWA o 1,3% w stosunku do wartości z roku 2011 r. Zmniejszenie udziału emisji WWA z produkcji aluminium i koksu natomiast przyczyniło się do zmniejszenia jej poziomu w sektorze „Procesy produkcyjne” (tabela 1) [6].

Tabela 1. Emisja WWA w Polsce w latach 2011–2012 [6]

Sektory	2011	2012
	[Mg]	
Procesy spalania poza przemysłem	122,3	125,3
Procesy produkcyjne	15,9	14,8
Transport drogowy	2,8	2,8
Procesy spalania w przemyśle	0,7	0,7
Procesy spalania w sektorze produkcyjnym i transformacji energii	0,2	0,3
Inne pojazdy i urządzenia	0,5	0,5
Razem	142,5	144,4

Analizując zmienność stężeń benzo(a)pirenu i WWA na terenie województwa dolnośląskiego zaobserwowano iż najwyższe stężenia odnotowano w roku 2012 w Nowej Rudzie ($13,55 \text{ ng/m}^3$) [10, 16]. Wpływ na wysokość obserwowanych przekroczeń stężeń WWA mają występujące niekorzystne warunki do rozprzestrzeniania się zanieczyszczeń (położenie miasta w dolinie) [8]. W roku 2013 zanotowano przekroczenia poziomu docelowego benzo(a)pirenu na wszystkich stacjach pomiarowych na Dolnym Śląsku [17]. Obserwowane poziomy stężenie średniorocznych benzo(a)pirenu w województwie mieściły się w roku 2013 w zakresie od 130% w Działoszynie do 1310% w Nowej Rudzie. Z przeprowadzonych analiz wynika, że notowane stężenia w 2013 r. są niższe niż w roku poprzednim. W tabeli 2 przedstawiono średnioroczne poziomy stężenie benzo(a)pirenu w wybranych miastach województwa dolnośląskiego w latach 2012–2013 [16, 17]. Obserwowane uśrednione stężenia WWA dla wszystkich stacji tła miejskiego w wybranych państwach Unii Europejskiej w 2012 roku są dużo wyższe w Polsce (ok. 23 ng/m^3) niż w innych krajach np. Czechy – ok. $8,5 \text{ ng/m}^3$, Łotwa – ok. $4,1 \text{ ng/m}^3$, Niemcy – ok. $2,1 \text{ ng/m}^3$ [8].

Tabela 2. Średnioroczne poziomy stężenie benzo(a)pirenu w latach 2012–2013 [16, 17]

Strefa	2012	2013
	[ng/m ³]	
Aglomeracja Wroclawska	4,7	3,9
m. Legnica	6,5	7,9
m. Wałbrzych	b.d.	5,1
Strefa dolnośląska: Nowa Ruda	13,6	13,1

Celem pracy było przeprowadzenie oceny ryzyka nowotworowego związanego z inhalacyjnym narażeniem na benzo(a)piren dla wybranych miast Dolnego Śląska. W pracy zostały wykorzystane dane pomiarowe Wojewódzkiego Inspektoratu Ochrony Środowiska (WIOŚ) we Wrocławiu prowadzone w ramach PMS. Ocenę przeprowadzono z uwzględnieniem całocyciowego narażenia osoby dorosłej oraz dzieci.

2. MATERIAŁY I METODY

W pracy wykorzystano metodologię oceny ryzyka (ang. *Risk Assessment*) opartą na standardach Amerykańskiej Agencji Ochrony Środowiska (US EPA), obejmującej tzw. całocyciowe przewlekłe narażenie osoby dorosłej i dziecka na benzo(a)piren obecny w powietrzu atmosferycznym [14, 15]. W scenariuszu mieszkańca, na podstawie danych literaturowych [2, 13, 14] założono, że osoba dorosła może być narażona przez 24 godziny na dobę oraz przez 365 dni w roku. Dla osoby dorosłej przyjęto wiek narażenia 70 lat, natomiast dla dziecka 6 lat [2, 11–13, 15].

Pobraną ilość benzo(a)pirenu tzw. dawkę pobraną, określającą ilość substancji dostającej się do organizmu w ciągu doby, w przeliczeniu na 1 kg masy ciała obliczono ze wzoru (1).

$$D = \frac{C_p \cdot K \cdot CK \cdot CT}{MC \cdot T} \quad (1)$$

gdzie:

- D – dawka pobrana [mg/d·kg]
- C_p – średnie stężenie substancji w powietrzu [mg/m³]
- K – dobową wentylację płuc [m³/d]
- CK – częstotliwość kontaktu [d/rok]
- CT – czas trwania kontaktu [rok]
- MC – średnia masa ciała [kg]
- T – okres uśredniania [d].

Do obliczeń w pracy na podstawie danych literaturowych zostały przyjęte następujące parametry: średnia masa ciała dla dziecka – 16 kg, kobiety – 65,4, mężczyzny – 78,1 kg. Dobową wentylację płuc przyjęto jako wartość: dla dziecka – 10 m³/d, dla osoby dorosłej 20 m³/d. Pozostałe parametry wynosiły: częstotliwość kontaktu – 365 d/rok, czas trwania narażenia – 365 dni w roku, 24 godziny na dobę. Powyższe dane oparte są na 50-percentylu rozkładu masy ciała w danych antropometrycznych [2, 12]. Przyjęcie takich samych parametrów jak w literaturze [12, 13] pozwoliło porównać otrzymane wartości dla Aglomeracji Wrocławskiej. Średnie stężenie benzo(a)pirenu dla mieszkańca określono jako średnia z dwóch lat prowadzonych pomiarów przez WIOŚ w latach 2012–2013 [16, 17]. Punktem odniesienia był poziom tła środowiskowego dla Polski wynoszący 0,550 ng/m³ według danych z Raportu *European Commission DG Environment* [12]. W ocenie uwzględniono rakotwórcze działanie benzo(a)pirenu na podstawie wzoru (2).

$$CR = D \cdot SF_{B(a)P} \quad (2)$$

gdzie:

- CR – ryzyko nowotworowe (ang. *Cancer Risk*)
- D – dawka pobrana [mg/d·kg]
- $SF_{B(a)P}$ – współczynnik siły działania kancerogennego dla $B(a)P$.

Współczynnik siły działania kancerogennego przyjęto z toksykologicznej bazy (OEHHA): narażenie inhalacyjne 3,9·10⁹ [kg·d·mg⁻¹] [6]. Otrzymane wartości porównano z akceptowalnym poziomem ryzyka nowotworowego 1·10⁻⁶ [2, 13].

3. WYNIKI BADAŃ I ICH DYSKUSJA

Zastosowanie metody oceny ryzyka zdrowotnego wg US EPA pozwala na oszacowanie istniejącego i przewidywanego ryzyka zdrowotnego przy określonym stężeniu zanieczyszczenia powietrza. W pracy przyjęto, że wpływ na ryzyko nowotworowe związane z narażeniem na benzo(a)piren w powietrzu atmosferycznym wybranych miast i aglomeracji województwa dolnośląskiego ma zwiększenie udziału transportu drogowego, wpływ niskiej emisji pochodzącej głównie z gospodarstw domowych (lokalne kotłownie) oraz ukształtowanie terenu odgrywające rolę podczas rozprzestrzeniania się zanieczyszczeń. W omawianym scenariuszu wpływ na wielkość dawki pobranej ma poziom stężenia benzo(a)pirenu na badanym obszarze.

W wybranych miastach Dolnego Śląska notowane stężenie benzo(a)pirenu kształtowało się w zakresie od 1,3 ng/m³ w Działoszynie do 13,1 ng/m³ w Nowej Rudzie. Wartość stężenia benzo(a)pirenu w roku 2013 o 1310% wartości normatywnej w nowej Rudzie, 390% we Wrocławiu, 790% w Legnicy oraz o 510% w Wałbrzychu [17].

W tabeli 3 zestawiono wartości dawki B(a)P pobranej drogą inhalacyjną w wybranych miastach Dolnego Śląska z podziałem na mężczyzn, kobiety i dzieci.

Tabela 3. Dawki benzo(a)pirenu pobranego drogą inhalacyjną w wybranych miastach Dolnego Śląska

Strefa	Średnia wartość stężenia B(a)P [ng/m ³]	Pobrana dawka B(a)P [·10 ⁻⁶ mg/d·kg]		
		Dzieci	Osoby dorosłe	
			kobiety	mężczyźni
Tło dla Polski [3]	0,55	0,34	0,17	0,14
Agglomeracja Wrocławska	4,30	2,69	1,31	1,10
m. Legnica	7,20	4,50	2,20	1,84
m. Wałbrzych	5,10	3,19	1,56	1,30
Strefa dolnośląska: Nowa Ruda	13,35	8,34	4,08	3,42

Z przeprowadzonych obliczeń wynika iż największą dawkę pobraną benzo(a)piranu drogą inhalacyjną w województwie dolnośląskim otrzymują dzieci (8,34·10⁻⁶ mg/d·kg), będące w grupie osób najbardziej narażonych na zanieczyszczenia powietrza. Najwyższą wartość przyjmowanej dawki benzo(a)pirenu odnotowuje się dla mieszkańców Nowej Rudy i jej wartość jest około dwadzieścia cztery razy większa niż wartość dla tła środowiskowego. Drugą grupę stanowią dzieci i mieszkańcy zamieszkujący obszar miasta Legnica, gdzie wpływ na poziom zanieczyszczenia w powietrzu ma obecność hut i przemysłowy charakter miasta.

Na podstawie dawki pobranej w wybranych miastach województwa obliczono wartość ryzyka nowotworowego (tabela 4) – wśród miast Dolnego Śląska największe potencjalne ryzyko nowotworowe występuje w Nowej Rudzie.

Tabela 4. Inhalacyjne ryzyko nowotworowe wywołane obecnością benzo(a)pirenu w powietrzu w wybranych miastach Dolnego Śląska

Strefa	CR [$\cdot 10^{-6}$ mg/d·kg]		
	Dzieci	Osoby dorosłe	
		kobiety	mężczyźni
Tło dla Polski [3]	1,33	0,66	0,55
Aglomeracja Wrocławska	10,49	5,11	4,29
m. Legnica	17,55	8,58	7,18
m. Wałbrzych	12,44	6,08	5,07
Strefa dolnośląska: Nowa Ruda	32,53	15,91	13,34

Uznawane za akceptowalne lub nieistotne wg US EPA jest ryzyko na poziomie $1 \cdot 10^{-6}$ [mg/d·kg], natomiast ryzyko poważne wymagające podjęcia działań ochronnych wynosi $1 \cdot 10^{-3}$ mg/d·kg [2, 13]. Z przeprowadzonych obliczeń wynika iż najwyższą wartość ryzyka otrzymano dla mieszkańców Nowej Rudy: dzieci: $32,53 \cdot 10^{-6}$, kobiety: $15,91 \cdot 10^{-6}$, mężczyźni: $13,34 \cdot 10^{-6}$ mg/d·kg. Wartości ryzyka nowotworowego dla aglomeracji wrocławskiej są wyższe niż w badaniach przeprowadzonych w latach 2008-2010, gdzie potencjalne ryzyko nowotworowe na benzo(a)piren dla mieszkańców Aglomeracji Wrocławskiej wyniosło dla dzieci $10,1 \cdot 10^{-6}$, dla mężczyzn: $4,93 \cdot 10^{-6}$ i kobiet $4,13 \cdot 10^{-6}$ mg/d·kg [13]. Z przeprowadzonych obliczeń wynika, że w analizowanych miastach należałoby podjąć programy ochrony powietrza zmierzające do poprawy jego jakości i ochrony zdrowia mieszkańców.

4. PODSUMOWANIE

Narażenie na związki o działaniu bezprogowym, jakim jest benzo(a)piren może być przyczyną nowotworów. We wszystkich punktach pomiarowych na Dolnym Śląsku zostały przekroczone poziomy docelowe dla benzo(a)pirenu. Wzrost poziomu stężeń zanieczyszczeń w powietrzu związany jest głównie z działalnością człowieka, w tym dużym udziałem niskiej emisji pochodzącej ze spalania paliw w gospodarstwach domowych. Najwyższą wartość ryzyka nowotworowego otrzymano dla mieszkańców Nowej Rudy: dzieci: $32,53 \cdot 10^{-6}$, kobiety: $15,91 \cdot 10^{-6}$, mężczyźni: $13,34 \cdot 10^{-6}$ mg/d·kg. Wyznaczone wartości ryzyka nowotworowego są wyższe od wartości obliczonych dla tła środowiskowego oraz od tych, które odnotowano w literaturze. Wśród badanych populacji najbardziej narażone na inhalacyjne ryzyko nowotworowe są dzieci. Uzyskane wartości świadczą o potencjalnym ryzyku nowotworowym. Do pełnego określenia wpływu zanieczyszczenia należałoby uwzględnić inne drogi narażenia tj. poprzez skórę i drogę pokarmową.

Praca współfinansowana w ramach badań statutowych S40-029.

LITERATURA

- [1] BARRESE et al.: *Sensitive Monoclonal Antibody Method Based ELISA on Filter for Detection of Benzo[a]pyrene in Air*. Journal of Health Science 2014, 4(4). 94–98.
- [2] BIESIADA M.: *Ocena ryzyka zdrowotnego mieszkańców Wiślinki związanego z oddziaływaniem haldy fosfogipsu*. Instytut Medycyny Pracy i Zdrowia Środowiskowego, Sosnowiec 2006.
- [3] *Economic Evaluation of Air Quality Targets for PAHs*. Final Report for European Commission DG Environment, 2001.
- [4] JUDA-REZLER K.: *Oddziaływanie zanieczyszczeń powietrza na środowisko*. Oficyna Wydawnicza Politechniki Warszawskiej, Warszawa 2006.
- [5] KAPKA I i inni: *Jakość powietrza atmosferycznego a zapadalność na nowotwory płuc w wybranych miejscowościach i powiatach województwa śląskiego*. Przegląd Epidemiologiczny, 2009, 63, 439–444.
- [6] Krajowy Ośrodek Bilansowania i Zarządzania Emisjami (KOBiZE): Krajowy Bilans Emisji SO₂, NO_x, CO, NH₃, NMLZO, pyłów, metali ciężkich i TZO ZA LATA 2011 - 2012 w układzie klasyfikacji SNAP Raport syntetyczny, wersja 2, 2014. Dostępny na stronie: http://www.kobize.pl/materialy/Inwentaryzacje_krajowe/2014/Bilans_emisji_raport_syntetyczny_2012.pdf.
- [7] Office of Environmental Health Hazard Assessment (OEHA): *Toxic Air Contaminant Document – Appendix A: HotSpots Unit Risk and Cancer Potency Values*. http://www.oehha.ca.gov/aor/hot_spots/2009/AppendixA.pdf.
- [8] Państwowy Monitoring Środowiska - Inspekcja Ochrony Środowiska: *Zanieczyszczenie powietrza wielopierścieniowymi węglowodarami aromatycznymi na stacjach tła miejskiego w Polsce w 2013 r.*, Warszawa 2014.
- [9] *Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 24 sierpnia 2012 r. w sprawie poziomów niektórych substancji w powietrzu* (Dz. U. 2012 Poz. 1031).
- [10] SÓWKA I, PACHURKA Ł.: *Zanieczyszczenie powietrza atmosferycznego na obszarze Nowej Rudy*, [w] *Skażenie powietrza w Nowej Rudzie - szansa na zmiany?* Dolnośląski Klub Ekologiczny, Wrocław 2014, 13–22.
- [11] SZYMCZAK W., SZESZENIA-DĄBROWSKA N.: *Szacowanie ryzyka zdrowotnego związanego z zanieczyszczeniem środowiska*. Biblioteka Monitoringu Środowiska, Warszawa 1995.
- [12] TROJANOWSKA M., ŚWIETLIK R.: *Inhalacyjne narażenie mieszkańców miast Polski na zanieczyszczenie powietrza atmosferycznego arsenem, kadmem i niklem*. Medycyna Środowiskowa, 2012, 15(2), 33–41.
- [13] TROJANOWSKA M., ŚWIETLIK R.: *Ocena ryzyka nowotworowego związanego z narażeniem inhalacyjnym na benzo(a)piren w wybranych miastach Polski*. Medycyna Środowiskowa, 2013, 16(2), 14–22.
- [14] US EPA: *Guidelines for Human Health Risk Assessment of Chemical Mixtures*, Federal Register (51 FR 34014-34025), Washington, D.C., 1986.
- [15] US EPA: *Risk Assessment Guidance for Superfund, Vol. I, Human Health Evaluation Manual (Part A)*, EPA/540/1-89/002. Office of Emergency and Remedial Response, Washington, D.C., 1989.
- [16] ŻYNIWICZ Ś., MIKOŁAJCZYK A., OSTRYCHARZ D.: *Ocena Jakości powietrza na terenie województwa dolnośląskiego w 2012r.*, Wojewódzki Inspektorat Ochrony Środowiska we Wrocławiu, Wrocław 2013.
- [17] ŻYNIWICZ Ś., MIKOŁAJCZYK A., OSTRYCHARZ D.: *Ocena Jakości powietrza na terenie województwa dolnośląskiego w 2013 roku*. Wojewódzki Inspektorat Ochrony Środowiska we Wrocławiu, Wrocław 2014.

HEALTH RISK ASSESSMENT RESULTING FROM RESPIRATORY EXPOSURE
TO BENZO(A)PYRENE IN SELECTED LOWER SILESIA CITIES

Benzo(a)pyrene is an indicator of air pollution with polycyclic aromatic hydrocarbons. The aim of the study was to estimate the cancer risk assessment from respiratory exposure to benzo(a)pyrene for selected Lower Silesia cities. In the study methodology based on the standards of the United States Environmental Protection Agency (US EPA), including the so-called lifelong chronic exposure of adult and child, was used. For the calculations the measurement data of the Regional Inspectorate for Environmental Protection in Wrocław was used. The highest level of cancer risk was obtained for the residents of Nowa Ruda: for children: $32.53 \cdot 10^{-6}$, for woman: $15.91 \cdot 10^{-6}$, for man: $13.34 \cdot 10^{-6}$ mg/d·kg. Calculated values of cancer risk were higher than the values for the environmental background.

Agata PAWŁOWSKA, Michał ZIELINA*

ANALIZA METOD TECHNICZNYCH STOSOWANYCH W UJĘCIACH WODY W CELU OCHRONY RYB I NARYBKU

Obecnie obowiązujące regulacje prawne narzucają ochronę zasobów wodnych, w tym również ichtiofauny. Mimo tego, w Polsce, problem ochrony ichtiofauny podczas projektowania ujęć wodnych nie jest wystarczająco uwzględniany. W artykule przedstawiono zagrożenia ryb i narybku w ekosystemach wodnych. Skupiono się na pierwszym elemencie infrastruktury wodociągowej – ujęciu wody. Opisano stosowane obecnie urządzenia chroniące ryby i narybek przed dostaniem się do wnętrza czepni. Wśród nich opisano bariery behawioralne oraz zapewniające lepszą skuteczność – bariery fizyczne. Zostały przedstawione wytyczne i zasady projektowania ekranów, dotyczące materiału, z którego są wykonane jak również maksymalnej dopuszczalnej prędkości wlotowej. Zaprezentowano rozwiązanie nowoczesnej czepni dostępnej na rynku.

1. WSTĘP

Ujęcie wody, będące pierwszym elementem systemu zaopatrzenia w wodę odgrywa istotną rolę w jego funkcjonowaniu. Dlatego też, szczególnie ważne jest poprawne zaprojektowanie ujęcia wody. Należy uwzględniać aspekty techniczno-ekonomiczne, jak również, trzeba mieć na uwadze, że pobór wody powierzchniowej może zagrażać – prowadzić do okaleczenia lub śmierci ryb bytujących lub migrujących w pobliżu czepni ujęcia wody.

* Politechnika Krakowska, Wydział Inżynierii Środowiska, Instytut Zaopatrzenia w Wodę i Ochrony Środowiska, ul. Warszawska 24, 31-155 Kraków, gacia.pawlowska@gmail.com, mziel@vistula.wis.pk.edu.pl.

2. PROBLEM OCHRONY ICHTIOFAUNY W EKOSYSTEMACH WODNYCH

W Polsce cele gospodarki wodnej są określone w Prawie Wodnym. Dotyczy ono między innymi aspektów ochrony zasobów wodnych przed nadmierną eksploatacją i zanieczyszczeniem oraz określa zasady gospodarowania tymi zasobami. W państwach członkowskich Unii Europejskiej, zgodnie z obowiązującym przepisami zawartymi w Dyrektywie Siedliskowej [1] oraz Ramowej Dyrektywie Wodnej [2] istnieje obowiązek ochrony zasobów wodnych, w tym również ichtiofauny.

Konieczność zapewnienia rybom możliwości dotarcia do miejsc rozrodu w górnym biegu cieku jest sprawą niekwestionowaną. Ze względu na znaczny rozwój techniki w tej dziedzinie powstają coraz lepsze konstrukcje przepławek, dostosowanych do biologicznych wymagań ryb, które umożliwiają rybom migrację i pokonanie piętrzeń. Pomimo dużej świadomości co do zapewnienia wędrówek w górę rzeki, jakby w cieńnię pozostaje zagadnienie dotyczące migracji ryb w dół rzeki. Duże zagrożenie dla przemieszczających się ryb stanowią ujęcia wodne. Najbardziej niebezpieczne są duże ujęcia elektrowni wodnych, w których ryby dostają się do komory turbin, gdzie są kaleczone a część jest zabijana przez obracające się łopatki [8]. Stopień śmiertelności związany z dostaniem się ryb do turbiny wodnej zależy od ich gatunku i rozmiaru, jak również rozmiaru i typu zastosowanej turbiny. W publikacji [5] wykazano, że stopień śmiertelność narybku z gatunku łososiowatych, które dostały się do turbiny waha się od mniej niż 5% do ponad 90% w przypadku turbiny Franciszki, oraz od mniej niż 5% do ponad 20% w przypadku turbiny Kapłana. Ten rozrzut wyników jest związany ze zmiennymi warunkami rozbioru, co skutkuje zmiennymi warunkami pracy elektrowni. Ze względu na szczególną wrażliwość niektórych gatunków na zmiany ciśnienia oraz większe rozmiary np. węgorzy przypuszcza się [5], że stopień śmiertelności tych gatunków może być znacznie wyższy.

Problem stanowią również mniejsze ujęcia zaopatrujące w wodę do produkcji do wody do spożycia. W przypadku ryb, a szczególnie młodszych osobników – narybku, może dojść do ich porwania przez prąd wodny. Ze względu na niewielkie rozmiary, ryby nie są w stanie się z niego wydostać, co może skutkować okaleczeniem lub śmiercią, gdy zderzą się z powierzchnią czepni. Co więcej, może dojść do wciągnięcia ryb do urządzeń znajdujących się w ujęciu wodnym. Stopień negatywnego oddziaływania urządzeń ujęcia wodnego na ichtiofaunę zależy od liczebności, rozmiaru, rozmieszczenia fauny oraz zdolności pływackich osobników, jak również prędkości przepływu wody, wydatku przepływu dopływającego do czepni i głębokości, na której znajduje się ujęcie. Istotny jest również rodzaj i rozmiar ujęcia oraz rozmiar otworów wlotowych w zastosowanych siatkach, zwanych również ekranami [6].

3. URZĄDZENIA CHRONIĄCE RYBY I NARYBEK PRZED DOSTANIEM SIĘ DO CZERPNI

Przy projektowaniu ujęć wody należy pamiętać o zabezpieczeniu ryb i narybku przed ich wciąganiem do czerpni. W tym celu wykorzystuje się bariery behawioralne lub bariery fizyczne.

3.1. BARIERY BEHAVIORALNE

W przypadku większych ujęć rozwiązaniem bardziej korzystnym finansowo jest zastosowanie tzw. barier behawioralnych. Zadaniem barier behawioralnych jest odstraszenie ryb od wpłynięcia do stref, które mogą stanowić dla nich zagrożenie. W porównaniu z barierami fizycznymi opisanymi w dalszej części artykułu, bariery behawioralne wymagają aktywności ze strony ryb, dlatego też ich skuteczność w dużej mierze jest uzależniona od zdolności pływackich ryb. W publikacji [3] zostały opisane następujące rodzaje barier behawioralnych:

- bariery żaluzjowe – powodujące, że przepływająca woda kieruje ryby do obejścia,
- bariery świetlne i akustyczne – odstraszały ryby z okolic ujęcia wody,
- bariery elektryczne – uniemożliwiały rybom dostanie się do urządzeń ujęć wodnych oraz pomagające w swobodnej migracji ryb.

Ponadto, stosuje się również [3], [4] inne bariery behawioralne takie jak: kurtyny z pęcherzyków powietrza tłoczonego do wody, kurtyny z silnego strumienia wody oraz kurtyny z zawieszonych łańcuchów.

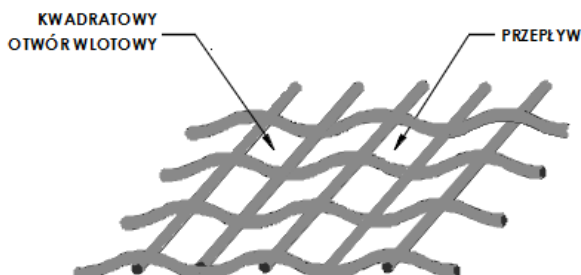
3.2. BARIERY FIZYCZNE

Najbardziej popularną metodą ochrony ryb i narybku w ujęciach wody powierzchniowej jest wykorzystanie barier fizycznych [3]. Są to czerpnie wyposażone w specjalne ekrany (siatki) zapobiegające dostaniu się ryb i narybku do ich wnętrza. Zastosowanie ekranów fizycznych w miejscu poboru wody jest zalecane w przypadku małych i średnich ujęć wody.

Zastosowanie znalazły różnego rodzaju ekrany fizyczne. W publikacji [9] zostały zestawione ekrany powszechnie stosowane w USA i Kanadzie. Wśród nich wyróżnia się ekrany wykonane z:

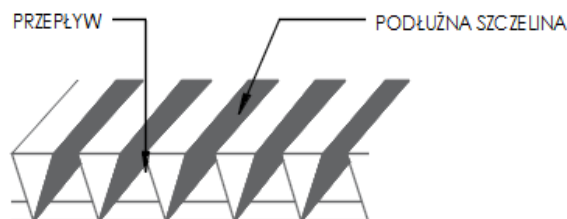
- plecionej siatki drucianej – wykonane z różnych materiałów: stali ocynkowanej, stali nierdzewnej, stopu miedzianego czy włókna syntetycznego (nylonu, poliestru). W zależności od kształtu ekranu wymagana jest odpowiednia średnica drutu, np. 1,5 mm (0,06 cala) dla stałego ekranu płaskiego lub 20 mm (0,8 cala) dla bębnowego. W zależności od wielkości ryb/narybku otwór wlotowy ma maksymalnie

szerokość 2,38 mm (dla narybku o długości do 60 mm) oraz 6,35 mm (dla ryb o długości większej niż 60 mm),



Rys. 1. Profil plecionej siatki drucianej [3]

- blachy perforowane – otwory wlotowe mogą być dowolnego kształtu, wykonane ze stali ocynkowanej, stali nierdzewnej, aluminium lub tworzywa sztucznego (PE, PP), średnice otworów ustalane tak samo jak w przypadku plecionej siatki drucianej,
- drutów profilowanych – najczęściej kształtu klinowego, zwykle wykonane z drutów ułożonych równolegle i przyspawanych do prętów nośnych, maksymalna szerokość otworów w najwęższym miejscu 1,75 mm (dla narybku o długości do 60 mm) oraz 6,35 mm (dla ryb o długości większej niż 60 mm).



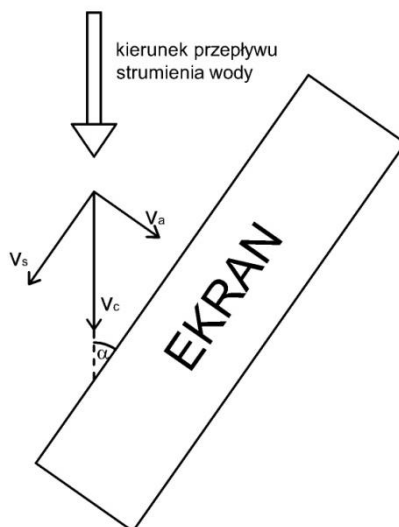
Rys. 2. Profil drutu klinowego [3]

W zależności od zainstalowanej czepni ekrany mogą mieć różne kształty. Najczęściej spotykane są ekrany płaskie o przekroju kołowym lub kwadratowym oraz ekrany cylindryczne.

Zgodnie z ogólnymi zaleceniami dotyczącymi ekranów, perforacja ekranów może mieć różny kształt, jednakże istotne jest aby ekrany nie posiadały ostrych elementów wystających, które mogłyby zranić ryby. Ekrany powinny być wykonane z materiału odpornego na korozję oraz działanie promieni UV. Ponadto, ekrany powinny być umiejscowione w takiej odległości od dna, aby zminimalizować przedostawanie się osadów i mikroorganizmów znajdujących się na dnie do wnętrza czepni [6].

4. METODY PROJEKTOWANIA CZEPNI W UJĘCIACH WODY Z UWZGLĘDNIENIEM OCHRONY RYB I NARYBKU

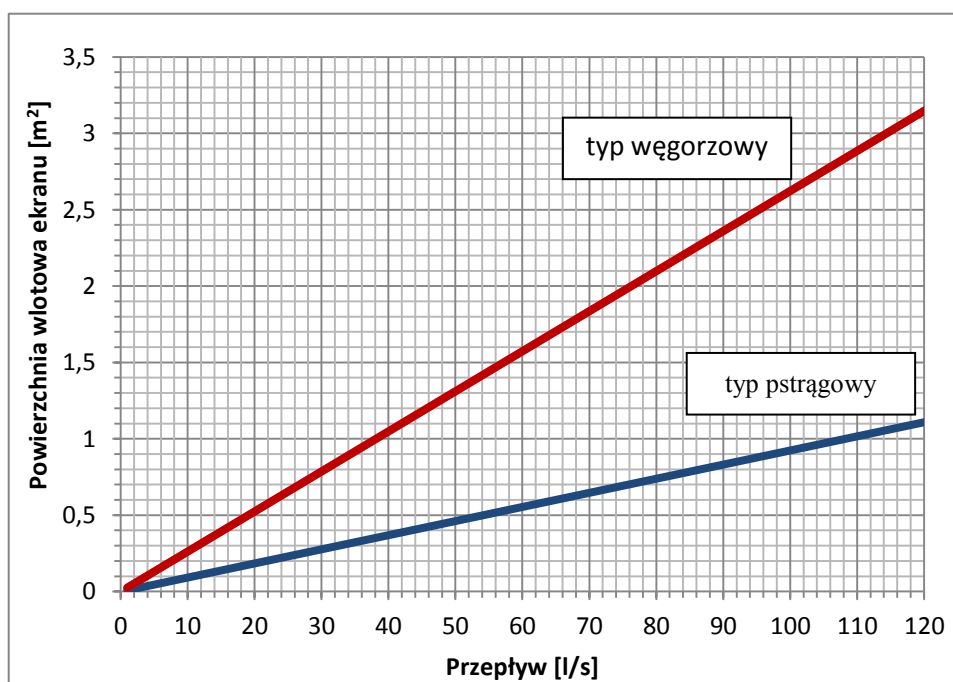
Parametrem projektowym, który szczególnie wpływa na ryby znajdujące się w pobliżu czepni jest prędkość dopływającej wody v_c . Wyrażając tą prędkość w postaci wektorowej, mamy do czynienia z prędkością prostopadłą do powierzchni ekranu, mierzona w odległości ok. 8–10 cm przed jego powierzchnią – prędkością dopływu v_a , zwaną także prędkością wlotową oraz z prędkością przemywającą v_s , równoległą do jego powierzchni [9]. Jako kąt α oznaczono kąt między powierzchnią ekranu a kierunkiem przepływu.



Rys. 3. Składowe prędkości przepływu strumienia wody [3]

Prędkość dopływu powoduje przyciąganie ryb, narybku oraz zanieczyszczeń do powierzchni ekranu, natomiast prędkość przemywająca determinuje ich odprowadzenie. W zależności od stosunku tych wektorów prędkości stopień przyciągania do ekranu można uznać za wysoki, gdy $v_s/v_a < 5$, umiarkowany, gdy $5 < v_s/v_a < 10$ oraz bardzo niski, gdy $v_s/v_a > 15$ [3]. Zgodnie z zaleceniami amerykańskimi prędkość przemywająca powinna być co najmniej równa prędkości dopływu, wtedy kąt pomiędzy powierzchnią ekranu a przepływem nie powinien przekraczać 45° , natomiast, gdy zalecany jest stosunek większy od 2 kąt zainstalowania ekranu jest nie większy niż 26° [3].

W publikacji [6] zostały omówione zasady projektowania ujęć w Kanadzie, których wydajność nie przekracza 125 l/s z uwzględnieniem ochrony narybku o długości nie większej niż 25 mm (długość jest mierzona od nozdrzy do rozwidlenia ogona). Dopuszczalna prędkość wlotowa jest określana z uwzględnieniem sposobu pływania ryb, które znajdują się w pobliżu czerpni. Wyróżnia się typ „pstrągowy”, który dotyczy ryb, które pływając poruszają tylną częścią ciała (pstrąg, łosoś, sum, jesiotr i inne) oraz „węgorzowy”, do którego zalicza się ryby poruszające całym ciałem np. węgorz, miętus, minóg. Maksymalne zalecane prędkości wlotowe dla wyżej wymienionych gatunków wynoszą odpowiednio 0,11 m/s oraz 0,038 m/s [6]. Zgodnie z tymi wytycznymi, dla konkretnych wartości przepływów oraz typów ryb określona jest powierzchnia wlotowa ekranu, co ilustruje poniższy wykres.



Rys. 4. Zalecana powierzchnia wlotowa ekranu w zależności od przepływu i typu ryb [6]

Znając wielkość powierzchni wlotowej ekranu oblicza się efektywną powierzchnię ekranu zgodnie ze wzorem:

$$F_e = \frac{F}{\varphi} \quad (1)$$

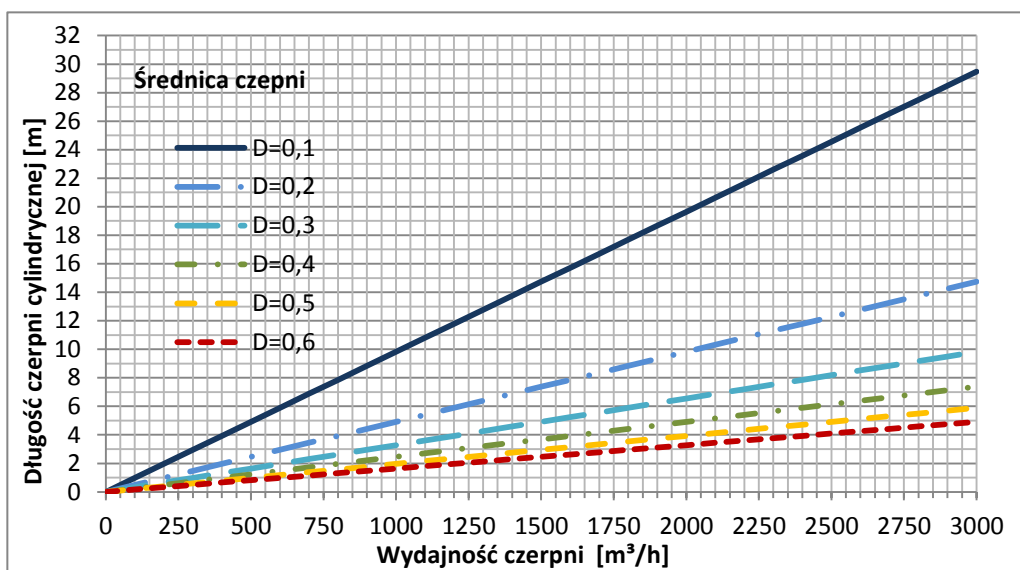
gdzie:

F_e – powierzchnia efektywna ekranu [m^2],

F – powierzchnia wlotowa ekranu [m^2],

φ – stopień perforacji [-].

Znając powierzchnię ekranu oraz prędkość wlotową można dobrać wymaganą liczbę modułów oraz średnicę czerpni cylindrycznej. Przyjmując, zgodnie z [3] stopień perforacji – 60% oraz prędkość wlotową wynoszącą 0,15 m/s sporządzono wykres przedstawiający wymaganą długość czerpni dla poszczególnych wydajności z uwzględnieniem różnych średnic czerpni cylindrycznej.



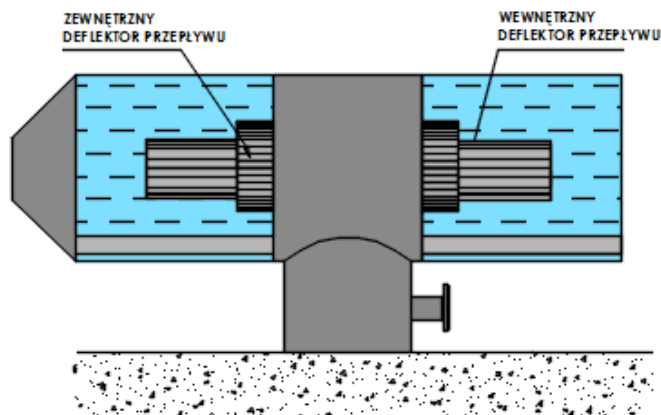
Rys. 5. Długość pojedynczego modułu czerpni w zależności od wydajności i średnicy

5. CZERPNIĘ ZATOPIONE DOSTĘPNE NA RYNKU

Jedynym z producentów, który oferuje gotowe czepnie z cylindrycznym ekranem jest firma Johnson Screens. Cylindryczna czerpnia w kształcie litery T wykonana jest z drutu klinowego.

Zgodnie z amerykańskimi wytycznymi, ekrany są zaprojektowane, tak, aby chronić ryby i narybek, dlatego też projektowa prędkość wlotowa nie przekracza 0,136 m/s. Dostępne czepnie są przeznaczone dla wydajności z zakresu 0,014–3,7 m^3/s z ekranem o prześwicie 1–5 mm, dla których powierzchnia wlotowa jest z przedziału

0,1–27,46 m². Wewnątrz cylindrycznej czerpni znajduje się deflektor, który zapewnia równomierną prędkość wlotową na całej powierzchni. Składa się on z dwóch rur o różnych średnicach zainstalowanych współosiowo. Takie rozwiązanie zapewnia równomierność przepływu na powierzchni ekranu rzędu 90% [7].



Rys. 6. Cylindryczna czerpnia firmy Johson Screens z dwururowym deflektorem przepływu [7]

Dla płytszych ujęć, w których nie ma możliwości zainstalowania czerpni cylindrycznych firma Johson Screens proponuje czerpnie stanowiące połowę czerpni cylindrycznej. Konstrukcja i zasada działania takiej czerpni jest analogiczna jak w przypadku czerpni cylindrycznej.

6. PODSUMOWANIE

Podczas projektowania ujęć wody nie można pominąć aspektu ochrony ichtiofauny. Przy doborze urządzeń chroniących ichtiofaunę należy mieć na uwadze rozmiar ryb i narybku bytujących oraz migrujących w pobliżu ujęcia wody. Ze względów ekonomicznych dla ujęć małych oraz średnich zaleca się stosowanie barier fizycznych. Obecnie dostępnych jest wiele opracowań zawierających informacje dotyczące ujęć w kontekście minimalizacji ich oddziaływania na środowiska. Ponadto, coraz więcej producentów podejmuje się wykonywania czerpni zapewniających ochronę ryb i narybku.

LITERATURA

- [1] DYREKTYWA RADY 92/43/EWG w sprawie ochrony siedlisk naturalnych oraz dzikiej fauny i flory (Dyrektywa Siedliskowa).
- [2] DYREKTYWA PARLAMENTU EUROPEJSKIEGO I RADY 2000/60/WE w sprawie ustanowienia ram dla działalności Wspólnoty w dziedzinie polityki wodnej (Ramowa Dyrektywa Wodna).
- [3] FISH PROTECTION AT WATER DIVERSIONS. A Guide for Planning and Designing Fish Exclusion Facilities. Department of the Interior Bureau of Reclamation Denver, Colorado, USA 2006.
- [4] FISH PROTECTION TECHNOLOGIES: a Status Report E.P. Taft, Environmental Science and Policy 3 (2000), S349–S359, USA.
- [5] FISH PROTECTION TECHNOLOGIES AND DOWNSTREAM FISHWAYS. Dimensioning, Design, Effectiveness Inspection. German Association for Water, Wastewater and Waste, 2005.
- [6] FRESHWATER INTAKE END-OF-PIPE FISH SCREEN GUIDELINE. Department of Fisheries and Oceans, Ottawa, Ontario, Canada 1995.
- [7] Materiały reklamowo-informacyjne firmy Johnson Screens.
- [8] MOKWA, M., KASPEREK, R., WIŚNIEWOLSKI, W., *Program badań laboratoryjnych zastosowania bariery elektryczno-elektronicznej do ochrony ichtiofauny*, 2007.
- [9] POŁOK-KOWALSKA, A., *Zespolone ujęcia wody z uwzględnieniem kryteriów techniczno-ekonomiczno-niezawodnościowych oraz ochrony ichtiofauny*, Kraków 2009.

ANALYSIS OF TECHNICAL METHODS USED IN WATER INTAKES FOR FISH
AND FRY PROTECTION

Current law regulations impose responsibility to protect water resources including ichthyofauna. Even though, in Poland an issue of ichthyofauna protection in a design of water intakes is not sufficiently taken into consideration. This article presents possible threats to fish and fry in an aquatic ecosystems. It is focused on the first element of water supply infrastructure – water intake. There is a description of currently used devices to protect fish and fry from getting inside an intake. There are behavioural and physical barriers mentioned. The basic design guidelines concerning screen materials as well as the maximum permissible inlet velocity are presented. A modern screen available on the market is also presented.

*stężenie ditlenku węgla, stężenie lotnych związków organicznych,
wentylacja, jakość powietrza wewnętrznego*

Tomasz PIETRUCHA*

KONCEPCJA ZASTOSOWANIA POMIARU STĘŻENIA DITLENKU WĘGLA I LOTNYCH ZWIĄZKÓW ORGANICZNYCH NA POTRZEBY WENTYLACJI

W celu oszczędzania energii w systemach wentylacyjnych i klimatyzacyjnych stosuje się wiele rozwiązań technicznych. Jednym z nich jest dostosowywanie ilości strumienia powietrza wentylującego do aktualnych potrzeb użytkowników, które określane są na podstawie uzyskanej informacji o ilości ludzi w pomieszczeniu. Wiedza na temat użytkowników pomieszczeń powszechnie uzyskiwana jest na podstawie pomiaru stężenia CO₂ w powietrzu wewnętrznym. Celem pracy jest uzasadnienie zastosowania pomiaru lotnych związków organicznych wraz z pomiarem stężenia ditlenku węgla do wyznaczania odpowiedniej ilości strumienia powietrza. Pomiary obu parametrów prowadzone były w budynkach użyteczności publicznej: przedszkolach, szkołach i uczelni wyższej. Na podstawie uzyskanych wyników stwierdzono, że lotne związki organiczne istotnie wzbogacają informację o jakości powietrza wewnętrznego. W pracy opisano również jakie problemy może przynieść wyznaczanie strumienia powietrza wentylującego na podstawie zanieczyszczeń.

1. WPROWADZENIE

Obecnie każda dziedzina techniki musi charakteryzować się jak najmniejszym zużyciem energii. Zagadnienie to dotyczy m. in. branży budowlanej, przed którą stawia się coraz to bardziej restrykcyjne wytyczne odnoszące się do energooszczędności budynków. Powoduje to powstawanie nowych rozwiązań technologicznych, które muszą obniżyć ilość zużywanej energii przy jednoczesnym utrzymywaniu warunków komfortu w budynkach, np. zachowania odpowiedniej jakości powietrza wewnętrznego. Instalacje wentylacyjne i klimatyzacyjne mają bardzo duży wpływ na kształtowa-

* Politechnika Wroclawska, Wydział Inżynierii Środowiska, Katedra Klimatyzacji, Ogrzewnictwa, Gazownictwa i Ochrony Powietrza, ul. Norwida 4/6, 50-373 Wrocław, tomasz.pietrucha@pwr.edu.pl.

nie warunków panujących w pomieszczeniach. Wymaga to dostarczania odpowiedniej ilości energii cieplnej, chłodniczej oraz elektrycznej. W celu zmniejszenia zapotrzebowania na energię ogranicza się strumień powietrza zewnętrznego utrzymując stałą różnicę temperatur (system ze zmiennym strumieniem powietrza, ang. variable air volume, VAV) lub na podstawie informacji o liczbie ludzi przebywających w pomieszczeniu (wentylacja na żądanie, ang. demand-controlled ventilation, DCV) oraz dodatkowo stosując wymienniki ciepła lub recyrkulację powietrza. W systemie DCV strumień powietrza wentylującego jest regulowany od wartości minimalnej do maksymalnej. Aktualna wartość strumienia powietrza zależy od dostarczonej informacji na temat sytuacji panującej w pomieszczeniu. Informacja ta może sprowadzać się do liczby użytkowników przebywających w pomieszczeniu (liczniki bramkowe, czujniki ruchu) lub może być bardziej szczegółowa (pomiar stężenia ditlenku węgla w powietrzu wewnętrznym) [1]. Dzięki temu można uzyskać duże oszczędności energii [2].

Ditlenek węgla jest bezbarwnym i bezzapachowym gazem, który ludzie wydychają w skutek procesów metabolicznych. W środowisku wewnętrznym, gdzie nie jest spalane paliwo, użytkownicy pomieszczeń pozostają jego jedynym źródłem. W powietrzu zewnętrznym występuje w stężeniach od 350 do 450 ppm. Natomiast w pomieszczeniach jego wartości nie powinny przekraczać aktualnego stężenia zewnętrznego powiększonego o 700 ppm [3]. Pomiar ditlenku węgla w powietrzu wewnętrznym służy jako dobre źródło informacji na potrzeby wentylacji. W odróżnieniu od liczników bramkowych i czujników ruchu pozwala dostosować strumień powietrza wentylującego do ilości ludzi, ale także do ich aktywności fizycznej. Wraz ze wzrostem tempa metabolizmu rośnie ilość wydychanego CO₂ [4], przez co konieczne jest nawiewanie większej ilości powietrza zewnętrznego. Informacja jaką daje nam pomiar stężenia ditlenku węgla przynosi korzyści w postaci oszczędności energii. Jednak może być ona niekompletna, ponieważ nie uwzględnia wrażeń zapachowych. Istnieje więc ryzyko pogorszenia jakości powietrza wewnętrznego, pomimo zastosowania takiego rozwiązania w wentylacji. Zatem konieczne jest pozyskiwanie dodatkowych informacji o stanie powietrza. Można tego dokonać poprzez pomiar stężenia lotnych związków organicznych.

LZO są grupą związków organicznych, których punkt wrzenia znajduje się w zakresie od 50°C do 250°C, przez to łatwo odparowują do powietrza. Do ich głównych źródeł w pomieszczeniach można zaliczyć: materiały budowlane (np. kleje, farby), wyposażenie wnętrz (np. meble, wykładziny), ludzi (np. odzież, procesy metaboliczne) [5]. Ze względu na mnogość rodzajów lotnych związków organicznych oddziałują one w różny sposób na środowisko wewnętrzne, m. in. powodują nieprzyjemne zapachy [6]. Prowadzone badania wskazują także na powiązania pomiędzy emitarami LZO w powietrzu wewnętrznym a skutkami zdrowotnym zaliczanymi do syndromu chorego budynku (ang. Sick Building Syndrome, SBS) [7]. Pomiar lotnych związków organicznych w postaci sumarycznego stężenia może dostarczyć różnej od stężenia ditlenku węgla informacji na temat aktualnej sytuacji w pomieszczeniu. Wy-

korzystanie tego rodzaju danych w systemach wentylacji może przynieść duże korzyści na rzecz jakości powietrza wewnętrznego.

W dalszej części na podstawie wyników pomiarów określono jaką rolę może pełnić pomiar stężenia lotnych związków organicznych wraz z pomiarem stężenia ditlenku węgla na potrzeby wentylacji.

2. CZĘŚĆ EKSPERYMENTALNA

Pomiary stężenia ditlenku węgla i lotnych związków organicznych przeprowadzono w sześciu salach dydaktycznych podczas prowadzonych zajęć oraz poza zajęciami, w dwóch wrocławskich przedszkolach, trzech szkołach i jednej uczelni wyższej. Sale znacząco różniły się od siebie pod wieloma względami. Najważniejszymi z nich był charakter użytkowania pomieszczeń oraz zastosowany system wentylacji. W przedszkolach zaprojektowano wentylację mechaniczną (wywiewną i nawiewno-wywiewną), natomiast w szkołach i uczelni wyższej znajdowała się wentylacja grawitacyjna. Każda sala była dodatkowo wentylowana poprzez otwieranie okien.

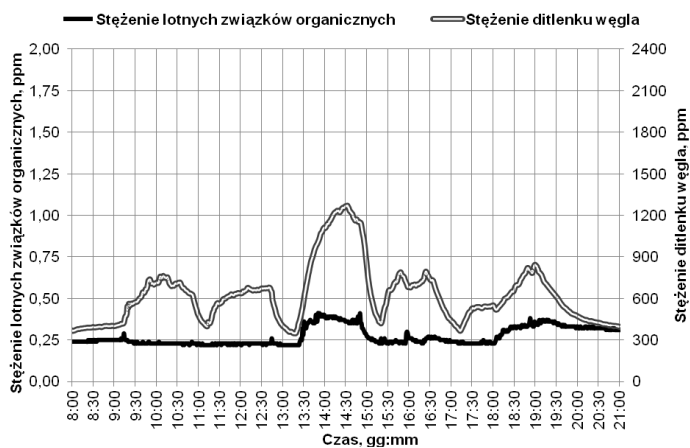
Stężenie ditlenku węgla mierzono czujnikiem niedispersyjnej absorpcji podczerwieni (ang. nondispersive infrared sensor, NDIR) z rozdzielczością 1 ppm, zakresem pomiarowym 0–5000 ppm oraz dokładnością wynosząca ± 50 ppm lub $\pm 3\%$ wartości mierzonej. Pomiar stężenia lotnych związków organicznych wykonano techniką fotojonizacyjną (ang. photoionization detector, PID). Urządzenie charakteryzowało się rozdzielczością 0,01 ppm, zakresem pomiarowym 0–20 ppm i dokładnością $\pm 10\%$ wartości mierzonej.

Pomiary w szkołach i przedszkolach trwały po 3 dni, a na uczelni wyższej 40 dni.

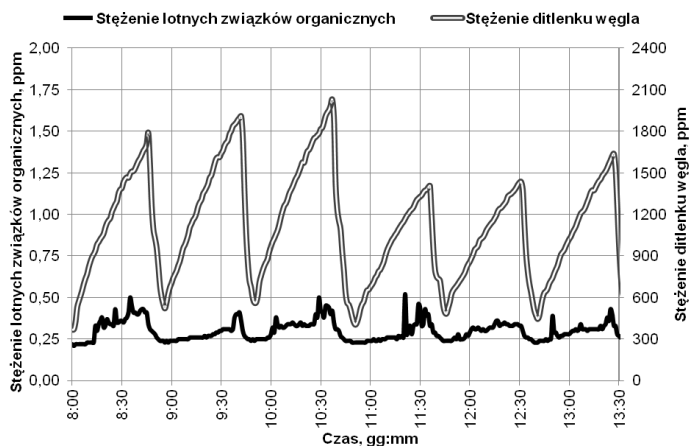
3. WYNIKI I DYSKUSJA

Wartości stężeń ditlenku węgla i lotnych związków organicznych w powietrzu wewnętrznym zmieniały się w czasie. Wyszczególniono trzy najczęściej pojawiające się przypadki podczas odbywających się zajęć: I) Wzrost stężenia LZO z jednoczesnym wzrostem stężenia CO₂ ponad wartości akceptowalne; II) Wzrost stężenia LZO przy niskim, akceptowalnym poziomie stężenia CO₂; III) Brak wzrostu stężenia LZO przy jednoczesnym wzroście stężenia CO₂; oraz dwie sytuacje występujące podczas nieużytkowania pomieszczenia: IV) Wzrost stężenia LZO przy stężeniu CO₂ na poziomie zewnętrznym; V) Brak wzrostu stężenia LZO przy stężeniu CO₂ na poziomie zewnętrznym. W przypadku stężenia CO₂ można przewidzieć jakie wartości będzie przyjmowało – wzrosty podczas obecności ludzi i spadki podczas ich absencji. Natomiast zmiany stężeń lotnych związków organicznych w powietrzu następowały bardzo

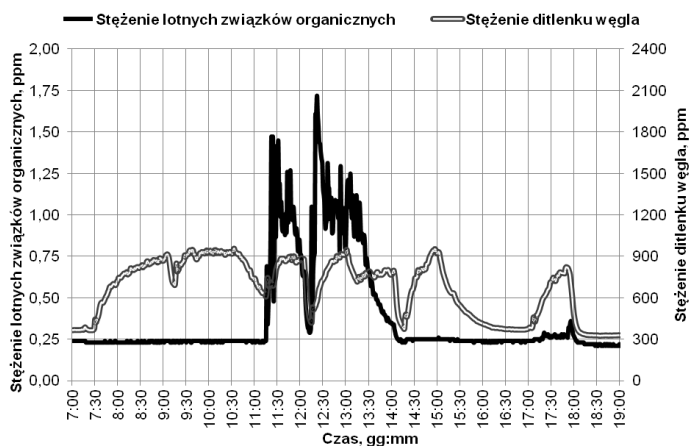
gwałtownie. Momenty występowania wzrostów stężeń, okresy trwania takich sytuacji oraz osiągnięte wartości stężeń miały charakter niemal losowy. Każdy z powyżej opisanych przypadków mógł się wydarzyć podczas jednego dnia zajęć (rys. 1) lub mogły się one powtarzać (rys. 2). Co więcej, wzrosty stężenia ditlenku węgla i lotnych związków organicznych nie były do siebie proporcjonalne (rys. 3), co nie świadczy dobrze o CO₂ jako powszechnie stosowanym wskaźniku jakości powietrza wewnętrznego. W uzyskanych wynikach zauważono również, że możliwe jest występowanie zwiększonych wartości LZO podczas nieobecności ludzi w pomieszczeniu (rys. 4.).



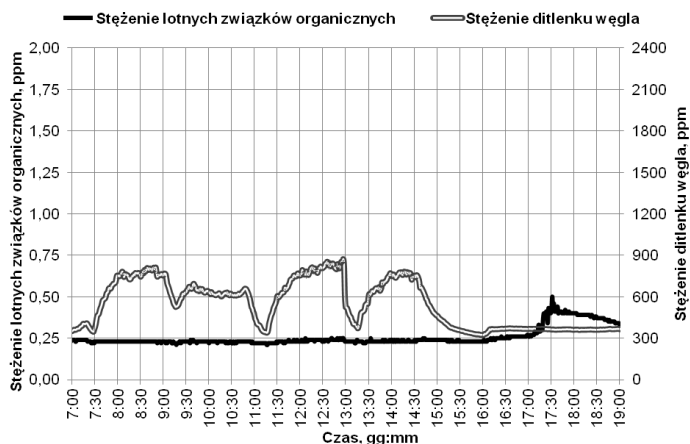
Rys. 1. Zmiany stężenia ditlenku węgla i lotnych związków organicznych w powietrzu wewnętrznym. Widoczny przypadek nr I, II i III



Rys. 2. Zmiany stężenia ditlenku węgla i lotnych związków organicznych w powietrzu wewnętrznym. Widoczny powtarzający się przypadek nr I



Rys. 3. Zmiany stężenia ditlenku węgla i lotnych związków organicznych w powietrzu wewnętrznym. Widoczny przypadek nr II i III



Rys. 4. Zmiany stężenia ditlenku węgla i lotnych związków organicznych w powietrzu wewnętrznym. Widoczny przypadek nr III i IV

O ile we wcześniej przedstawionych sytuacjach można domyślać się, że źródłem lotnych związków organicznych byli ludzie, to w tym wypadku jest to trudne do określenia. Substancje wywołujące odpowiedź urządzenia pomiarowego mogły pochodzić z sąsiednich pomieszczeń lub dostały się z powietrzem zewnętrznym. Każda, nawet minimalna zmiana stężenia lotnych związków organicznych, rzędu kilku – kilkunastu ppb, może powodować wrażenia zapachowe, co silnie wpływa na jakość powietrza wewnętrznego. Zastosowanie pomiaru stężenia CO₂ razem z pomiarem wartości LZO może wzbogacić informację docierającą do systemu wentylacyjnego o występujące

w pomieszczeniu nieprzyjemne dla nosa wydarzenia. Jest to równoznaczne z podniesieniem komfortu przebywania ludzi w pomieszczeniu pod względem obecności zanieczyszczeń powietrza.

System wentylacyjny powinien także mieć możliwość efektywnego kreowania warunków termicznych w pomieszczeniu. Przy zastosowaniu systemu wentylacyjnego w oparciu o pomiar stężenia CO₂ i LZO strumień powietrza będzie stosunkowo mały i będzie zmieniał się w czasie. Jego zdolności asymilacyjne zysków ciepła, dostawy ciepła czy zapewnienia odpowiedniej wilgotności względnej w pomieszczeniu będą niewystarczające by zapewnić komfort termiczny w pomieszczeniu. Kolejnym problemem jest rozwiązanie konstrukcji instalacji w taki sposób, aby strumień powietrza wentylującego zawsze docierał do strefy przebywania ludzi i powodował jak najlepsze mieszanie się powietrza wewnątrz pomieszczenia, niezależnie od jego aktualnej wartości.

4. WNIOSKI

Zmiany wartości lotnych związków organicznych nie odpowiadały zmianom stężenia ditlenku węgla w powietrzu wewnętrznym, przez co część ważnych informacji o jakości powietrza wewnętrznego może nie być dostarczana do systemu wentylacyjnego. Wykorzystanie tego typu danych o LZO na potrzeby wentylacji pozwoli efektywniej spełniać oczekiwania użytkowników na świeże powietrze przy jednoczesnej oszczędności energii elektrycznej. Zastosowanie takiego rozwiązania od strony energetycznej i jakości powietrza wewnętrznego wydaje się bardzo korzystne, jednak niesie ono ze sobą problemy z zachowaniem komfortu termicznego czy organizacją rozdziału powietrza.

Badania zostały sfinansowane ze środków Narodowego Centrum Nauki przyznanych na podstawie decyzji numer DEC-2012/07/B/ST8/03031.

LITERATURA

- [1] M. STIPE, Oregon Office of Energy, *Demand-Controlled Ventilation: A Design Guide*, <http://www.oregon.gov/energy/cons/bus/dcv/docs/dcvguide.pdf>
- [2] M. MYSEN, S. BERNTSEN, P. NAFSTAD, P. G. SCHILD, *Occupancy density and benefits of demand-controlled ventilation in Norwegian primary schools*. Energy and Buildings 2005, No. 37, 1234–1240.
- [3] T. LAWRENCE, *Demand-Controlled Ventilation and Sustainability*. ASHRAE Journal December 2004, 117–119.
- [4] ANSI/ASHRAE Standard 62.1-2013, Figure C.2 Metabolic data.
- [5] A. P. JONES, Indoor air quality and health. Atmospheric Environment 1999, No. 33, 4535–4564.

- [6] B. LUNDGREN, B. JONSSON, B. EK-OLAUSSON, *Materials emission of chemicals – PVC flooring materials*. *Indoor Air* 1999, No. 9, 202–208.
- [7] P. WARGOCKI, D. P. WYON, Y. K. BAIK, G. CLAUSEN, P. O. FANGER, *Perceived air quality, sick building syndrome (SBS) symptoms and productivity in an office with two different pollution loads*. *Indoor Air* 1999, No. 9, 165–179.

THE CONCEPT OF APPLICATION OF CARBON DIOXIDE AND VOLATILE ORGANIC COMPOUNDS CONCENTRATION MEASUREMENTS FOR THE PURPOSE OF VENTILATION

In order to save energy in ventilation and air conditioning systems there is applied many technical solutions. One of them is customizing the amount of air flow to current needs of users, which are determined on the basis of obtained information about the number of people in room. Knowledge about the users is commonly derived on the basis of the measurement of the CO₂ concentration in the internal air. The aim of the work is justification for use volatile organic compounds and carbon dioxide concentration measurement for determining the appropriate amount of air flow. Measurement of both parameters was carried out in the public buildings: kindergartens, schools and a University. On the basis of the obtained results, it was found that volatile organic compounds significantly enrich information about indoor air quality. At work also were described what problems can bring determination of air flow on the basis of air pollutants.

Katarzyna SIEKANOWICZ-GROCHOWINA*

GIS JAKO WSPARCIE PRZY OCENIE STANU TECHNICZNEGO SIECI KANALIZACYJNEJ. STUDIUM PRZYPADKU

W artykule przedstawiono metodę oceny stanu technicznego sieci kanalizacyjnej z wykorzystaniem danych z inspekcji TV oraz technik GIS. Prezentowane podejście pomocne jest w aktywnym sposobie zarządzania majątkiem sieciowym. Celem podjętej analizy jest próba opracowanie narzędzia, wspierającego podejmowanie decyzji o planowanych działaniach eksploatacyjnych oraz naprawczych sieci. Przy użyciu skali punktowej oceniono zarejestrowane w ramach inspekcji TV uszkodzenia, a następnie, wykorzystując możliwości oferowane przez oprogramowanie GIS, dane te odniesiono przestrzennie. Uzyskany w ten sposób obraz pozwala na łatwą ocenę stanu technicznego poszczególnych odcinków sieci. Metodę zaprezentowano na przykładzie wrocławskiego osiedla Zalesie.

1. WPROWADZENIE

Systemy geoinformacyjne (GIS) stanowią kluczowe narzędzie, umożliwiające zbieranie oraz analizę danych przestrzennych. Pojęcie GIS dotyczy zarówno samego oprogramowania, jak i metodyki rozwiązywania problemów badawczych [6]. Jako główne zadanie systemów informacji geograficznej w przedsiębiorstwach sieciowych wskazuje się usprawnienie procesu zarządzania majątkiem oraz wspomaganie procesu podejmowania decyzji [5].

W systemie geoinformacyjnym, poza danymi o lokalizacji, np. przebiegu sieci, mogą być przechowywane dane atrybutowe. Struktura danych zależna jest od potrzeb użytkownika. Dla sieci kanalizacyjnej mogą to być informacje istotne ze względu na warunki hydrauliczne, m.in. o: rodzaju medium przenoszonego odcinkiem (kanał

* Politechnika Wroclawska, Wydział Inżynierii Środowiska, Katedra Wodociągów i Kanalizacji, Wybrzeże Wyspiańskiego 27, 50-370 Wrocław.

bytowo-gospodarczy, deszczowy, ogólnospławny), hierarchii odcinka w systemie (kanał: przełazowy, nieprzełazowy, przykanalik), materiale, średnicy, roku budowy.

Ponadto w bazie przechowywane mogą być dane ważne ze względów eksploatacyjnych: własność sieci, numer dokumentacji projektowej, istotne dla służb daty (np. odbioru technicznego). Co więcej, GIS stanowić może wsparcie dla przechowywania danych inspekcyjnych i zdarzeniach awaryjnych na sieci. Ponadto GIS znajduje zastosowanie w procesie inwestycyjnym, ułatwiać może wydawanie warunków na przyłączenie do sieci, stwarza możliwości prowadzenia kontroli zużycia wody. Dane zawarte w GIS mogą też stanowić dane wejściowe do modelowania warunków bieżącej pracy systemów zaopatrzenia w wodę i usuwania ścieków jak i różnych scenariuszy awaryjnych czy też uwzględniających rozbudowę sieci.

Jako jeden z kierunków rozwoju GIS, wykorzystywanego na potrzeby przedsiębiorstw wodociągowo-kanalizacyjnych, wskazywane jest użycie systemów geoinformacyjnych do oceny bieżącej awaryjności jak i stanu technicznego sieci i urządzeń [5].

2. OBSZAR ANALIZY I DANE WEJŚCIOWE

2.1. OBSZAR ANALIZY

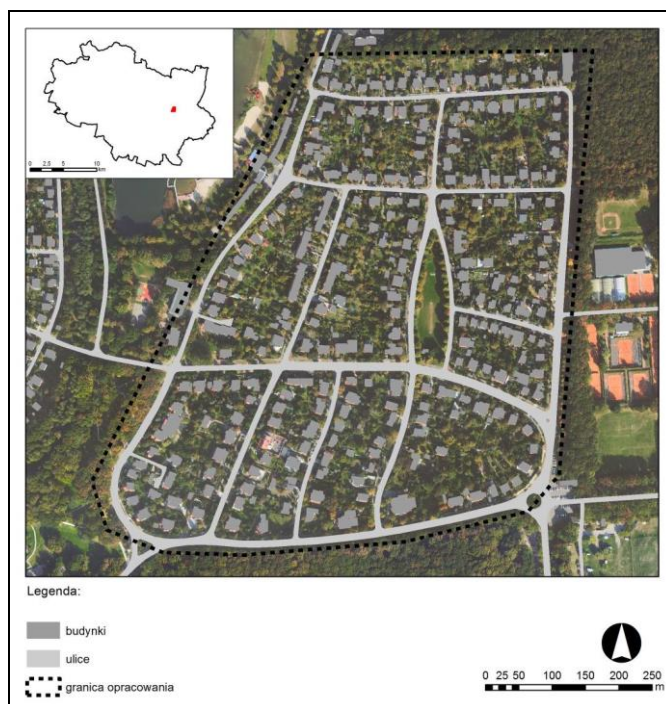
Analizę przeprowadzono dla wrocławskiego osiedla Zalesie. Osiedle to położone jest na tzw. Wrocławskiej Wielkiej Wyspie. Na terenie osiedla przeważa zabudowa niska, mieszkaniowa jednorodzinna. Obszar jest w całości obsługiwany rozdzielczym systemem kanalizacyjnym. Budowę kanalizacji na tym terenie rozpoczęto wkrótce po przyłączeniu Zalesia do Wrocławia – na początku XX wieku. Większość sieci pochodzi z okresu 1905–1930 [7]. Na rysunku 1 przedstawiono zasięg przestrzenny opracowania, zaprezentowano również lokalizację Zalesia na planie miasta Wrocławia. Fakt, że prawie cała sieć kanalizacji deszczowej Zalesia został podana pełnej inspekcji telewizyjnej (CCTV) w okresie krótszym niż rok, był jednym z czynników decydujących o wyborze tego obszaru do analiz.

2.2. DANE WEJŚCIOWE

Ocenę stanu technicznego wykonano dla sieci deszczowej osiedla, pozostającej w eksploatacji MPWiK S.A. Wrocław. Dane uzyskane z inspekcji TV tej sieci były materiałem wejściowym do przeprowadzonej analizy.

Techniki inspekcji TV są szeroko stosowane w celach inwentaryzacyjnych, bieżącej eksploatacji, czy też w końcowym etapie realizacji inwestycji, związanym

z odbiorem wykonanej sieci. Z uwagi na koszty- i pracochłonność, pozyskanie kompleksowego obrazu inspekcyjnego dla całej sieci kanalizacyjnej jest niemożliwe.



Rys. 1. Obszar opracowania

Dane, pozyskane przez techniki inspekcyjne, nie mogą zatem stanowić jedyne źródła wiedzy o starzejącej się sieci. Jednak ze względu na swoją dokładność, dane te są najlepszym dostępnym źródłem do oceny stanu technicznego sieci. Warto zaznaczyć, że International Water Association, jako jeden z wskaźników operacyjnych efektywności przedsiębiorstw wodociągowo-kanalizacyjnych, wskazuje długość sieci poddanej inspekcji w odniesieniu do całkowitej długości eksploatowanej przez przedsiębiorstwo sieci w okresie referencyjnym [8].

Inspekcja TV, wykonywana jest przez operatora, który w oparciu o przygotowane wytyczne identyfikuje obserwowane uszkodzenia elementów i opisuje je. Szczegółowe wytyczne do rozpoznawania uszkodzeń zależne są od regulacji wewnętrznych w danym przedsiębiorstwie wodociągowo-kanalizacyjnym. Szerokie zestawienie dotyczące uszkodzeń sieci kanalizacyjnej i ich klasyfikacji w krajach europejskich prezentuje norma [9], a także raport CARE-S [3], a w Polsce [4]. Należy zaznaczyć, że jakość pozyskanych danych w czasie inspekcji TV sieci jest silnie uzależniona od umiejętności i doświadczenia osoby wykonującej inspekcję [2]. Istnieją techniki automatycznego czy półautomatycznego rozpoznawania i klasyfikowania obrazów in-

spekcyjnych [10], choć mniej czasochłonne, nie wykluczają one błędnej interpretacji materiału. Inspekcja TV należy do jednego z rodzajów technik inspekcyjnych, poza nią wyróżnia się techniki akustyczne, oparte o oddziaływanie elektryczne/elektromagnetyczne, laserowe i inne (m.in. georadarowe czy wykorzystujące promieniowanie podczerwone) [1].

Udostępnione przez MPWiK S. A. Wrocław dane inspekcyjne mają tę zaletę, że posiadają geoodniesienie. Pozwala to na zczytanie ich do oprogramowania GIS. Dzięki temu, dane z inspekcji można powiązać z innymi informacjami przechowywanymi w systemie geoinformacyjnym, m.in. o sieci (jej przebiegu i parametrach technicznych) oraz o lokalizacji zdarzeń awaryjnych.

Informacja o trasie inspekcji przechowywana jest w GIS w formie warstwy liniowej, zaś poszczególne uszkodzenia reprezentowane są na warstwie punktowej.

W ramach prowadzonej inspekcji na obszarze opracowania zarejestrowano ponad 1100 punktów oraz sfilmowano ponad 5,5 km sieci kanalizacji deszczowej. Dane zbierane były od listopada 2013 do czerwca 2014 roku. Relatywnie krótki okres zbierania danych pozwala na ich kompleksowe analizowanie. Spójność czasowa danych jest niezwykle istotna do oceny stanu technicznego sieci w danym momencie.

Rysunek 2 przedstawia odcinki trasy inspekcji sieci deszczowej dla osiedla Zalesie oraz lokalizację zarejestrowanych uszkodzeń sieci na obszarze opracowania.

3. OPIS PRZYJĘTEJ METODY I PREZETACJA WYNIKÓW

3.1. METODA

Przyjęto trójstopniową skalę (1, 2, 3 pkt.) oceny uszkodzeń. Uszkodzeniu, mającemu najsilniejszy wpływ na obniżenie stanu technicznego odcinka, przypisano 3 pkt. Wraz ze spadkiem wagi uszkodzenia, punktów przypisano kolejno mniej. Podział wypracowany został we współpracy ze służbami eksploatacyjnymi MPWiK S. A. Wrocław.

Z uwagi na zawarte porozumienie z właścicielem danych inspekcyjnych – MPWiK S.A. Wrocław, szczegółowy słownik uszkodzeń, obejmujący blisko 100 pozycji nie może zostać opublikowany.

Ponadto, poza waloryzacją punktową, pozwalającą na ocenę stanu technicznego sieci, na potrzeby badania wyróżniono grupy tematyczne uszkodzeń, m. in.: uszkodzenia powodowane przez korzenie, uszkodzenia, którym towarzyszy infiltracja wody, zapadnięcia, pęknięcia wzdłużne i poprzeczne. Dzięki przyjętej klasyfikacji tematycznej scharakteryzować można główny problem z odcinkami sieci na badanym obszarze oraz zlokalizować go w przestrzeni.

Na fotografiach 1-4 przedstawiono przykłady uszkodzeń zarejestrowanych na badanym obszarze. Uszkodzenia dotyczą zarówno struktury kanału jak i obecności „zanieczyszczeń” – osadów czy wrastających korzeni.

3.2. WYNIKI

Wyniki analizy zaprezentowano w formie graficznej. Do odcinków sieci przypisano informację o ilości uszkodzeń w danej grupie oraz całkowitą ilość uszkodzeń. Wykonano również wariant analizy, w którym odniesiono ilość uszkodzeń do długości odcinka. Dane zwizualizowano, wykorzystując metodę naturalnej przerwy Jenksa. Metoda ta pozwala na wydzielenie klas wewnątrz mało zróżnicowanych. Jednakże wadą tej metody jest trudność w porównaniu relacji ilościowych zarówno pomiędzy przedziałami, jak i pomiędzy kolejnymi wariantami analizy.



Rys. 2. Trasy inspekcji TV sieci kanalizacji deszczowej oraz zarejestrowane uszkodzenia



Fot. 1. Korzenie na złączu kanału \varnothing 300 mm



Fot. 2. Osady w przyłączy deszczowym



Fot. 3. Otwory w ścianie kanału \varnothing 450 mm



Fot. 4. Zapadnięcie stropu kanału przy jednoczesnym wysokim napełnieniu \varnothing 250 mm

Na rysunku 3 zaprezentowano wyniki dla pierwszej grupy uszkodzeń, którym przypisano liczbę punktów 3. Zamieszczony rysunek pozwala na łatwą identyfikację odcinków, które wolne są od uszkodzeń z pierwszej grupy. Dla pozostałych odcinków wyniki analizy stanowią materiał wyjściowy do planowania działań mających na celu poprawę ich stanu technicznego, czy to przez działania eksploatacyjne, czy to remontowe (odnowę lub wymianę).



Rys. 3. Wizualizacja odcinków wg ilości uszkodzeń sklasyfikowanych za 3 pkt.

4. PODSUMOWANIE

Przeprowadzona analiza dowodzi, że GIS jest skutecznym narzędziem wspomagającym ocenę stanu technicznego sieci kanalizacyjnej. Jest on jest nieocenionym wsparciem dla analizy dużych zbiorów danych, zwłaszcza o charakterze przestrzennym. Zaprezentowana metoda pozwala na poznanie rozkładu przestrzennego problemu.

Przeprowadzony algorytm przetwarzania danych należy relatywnie do mało czasochłonnych, może być on również łatwo modyfikowany. Rozbudowie może być poddany słownik uszkodzeń, jak i zmianom może ulegać skala punktowa im przypisana. Metoda usprawnia identyfikację stanu technicznego odcinków bez konieczności powtórnego, czy wielokrotnego nawet oglądania materiałów inspekcyjnych.

Ponadto, przygotowane w GIS dane z inspekcji, celem uzupełnienia wiedzy o stanie technicznym sieci, mogą być w dalszych etapach skojarzone z informacjami o:

- materiale i roku budowy sieci,
- występujących na niej awariach,
- poziomie wód podziemnych,
- sposobie zagospodarowania terenu (jezdnia/chodnik/zieleń).

Autorka dziękuje MPWiK S. A. Wrocław za udostępnienie danych do analiz przestrzennych, materiałów z inspekcji TV sieci kanalizacyjnej oraz zapewnienie dostępu do oprogramowania GIS.

LITERATURA

- [1] FEENEY C. S., THAYNR S., BONOMO M., MARTEL M., *White Paper on Condition Assessment of Wastewater Collection Systems*, EPA, 2009.
- [2] FENNER R.A., *Approaches to sewer maintenance: a review*, Urban Water, 2000, Vol. 2, 343–356.
- [3] KNOLMAR M., SZABO G.C., *Report D3. WP2-Structural condition. Classification systems based on visual inspection*, Computer Aided Rehabilitation of Sewer Networks. Research and technological development project of European Community, Budapeszt 2003.
- [4] KULICZKOWSKI A., KULICZKOWSKA E., *Uwagi krytyczne dotyczące stosowanych klasyfikacji uszkodzeń przewodów kanalizacyjnych*, Instal, 2007, No. 4, 42–47.
- [5] KWIETNIEWSKI M., *GIS w wodociągach i kanalizacji*, PWN, Warszawa 2008.
- [6] LONGLEY P. A., GOODCHILD M. F., MAQUIRE D. J., RHIND D. W., *GIS. Teoria i praktyka*, PWN, Warszawa 2008.
- [7] MATERIAŁY MAPOWE Z SERWISU MATERIAŁÓW PONIEMIECKICH, dostęp: www.gis.mpwik.wroc.pl/eserwisy, luty 2015.
- [8] MATOS R., CARDOSO A., ASHLEY R., DAURETE P. MOLINARI A., SCHULZ A., *Performance indicators for wastewater services. Manual of best practice.*, IWA Publishing, Londyn 2003.
- [9] PN-EN 13508–2. *Warunki dotyczące zewnętrznych systemów kanalizacji – Część 2: System kodowania inspekcji wizualnej.*

- [10] YANG M., SU T., *Segmenting ideal morphologies of sewer pipe defects on CCTV images for automated diagnosis*, Expert Systems with Applications, 2009, Vol. 36, 3562–3573.

GIS SUPPORT FOR SEWER SYSTEM TECHNICAL CONDITION EVALUATION. A CASE STUDY

In this paper the evaluation method for technical condition of sewer system was presented. The main goal of this analysis was an attempt to create a support tool for decision making about sewer system maintenance. To evaluate failure registered by CCTV point scale was used. GIS-techniques supported the visualization and rapport the results. The method was used for settlement – Zalesie located in Wrocław.

Aleksandra SIEROTA, Sylwia SZCZEŚNIAK*

WPLYW NAWIEWU WSPOMAGAJĄCEGO NA STRUMIEN POWIETRZA WENTYLUJĄCEGO PRZY STROPACH LAMINARNYCH

W artykule porównano zapotrzebowanie energii do uzdatniania i transportu powietrza dla dwóch systemów, obsługujących dwie podobne pod względem geometrii i charakterystyki obciążeń cieplnych sale operacyjne. W jednej z sal operacyjnych zastosowano typowy strop laminarny, w drugiej natomiast strop laminarny z nawiewem osłonowym. Dla omawianych sal przedstawiono wykresy charakterystyki cieplnej, i-x Molliera, z naniesionymi przemianami termodynamicznymi którym podlega powietrze uzdatniane. Ponadto zamieszczono zbiorcze zestawienie zapotrzebowania na energię do uzdatniania i transportu powietrza.

1. WSTĘP

Pomieszczenia wchodzące w skład bloków operacyjnych podlegają ścisłym wytycznym dotyczącym parametrów powietrza w pomieszczeniach. Jednocześnie stawiane wymagania nie dają zbyt dużego pola manewru projektantom, którzy są zobligowani, przez obecne przepisy, do poszukiwania rozwiązań zmniejszających zużycie energii.

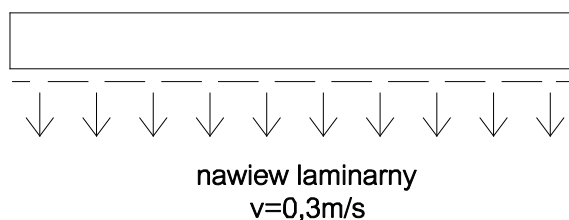
Dla pomieszczeń o szczególnych wymaganiach odnośnie czystości powietrza zalecane jest stosowanie laminarnego bądź niskoturbulentnego przepływu powietrza. Dzięki takiemu rozwiązaniu można zminimalizować ryzyko wystąpienia między innymi infekcji pooperalnych. Uzyskanie takich warunków przepływu jest możliwe np. poprzez zastosowanie stropów laminarnych.

Przy doborze stropów laminarnych należy zwrócić uwagę na to, aby w strumieniu powietrza czystego znajdowały się wszystkie obszary wymagające specjalnej ochrony (pole operacyjne, zespół operacyjny, stolik narzędziowy). Wytyczne znajdujące się w europej-

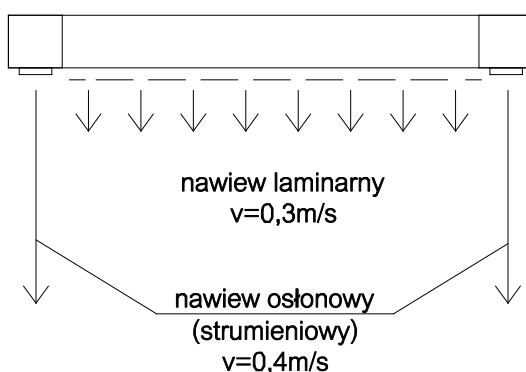
* Politechnika Wroclawska, Wydział Inżynierii Środowiska, ul. K. Norwida 4/6, 50-373 Wrocław, aleksandra.sierota@pwr.edu.pl.

skich normach [2, 11] zazwyczaj określają wymagany obszar chroniony dla sal operacyjnych o najwyższych wymaganiach odnośnie czystości powietrza jako $\geq 9 \text{ m}^2$ lub proponują stosować strop laminarny o wymiarach minimalnych $3,2 \times 3,2 \text{ m}$.

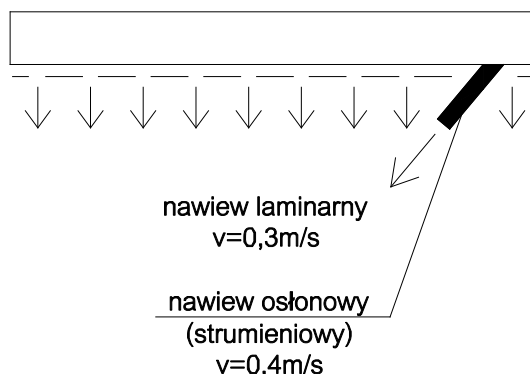
Eksploatacja instalacji wentylacyjnych, w wysoko aseptycznych salach operacyjnych, w których zastosowane zostaną stropy laminarne, jest procesem energochłonnym. Dodatkowo wymóg całodobowej pracy instalacji, mający na celu zapewnienie odpowiedniego gradientu ciśnień w bloku operacyjnym, jest przyczyną poszukiwania nowych, bardziej energooszczędnych rozwiązań. Jedną z propozycji pozwalających uzyskać znaczne oszczędności, podczas eksploatacji urządzeń, jest rozwiązanie dotyczące nawiewy powietrza do sali. Zastosowanie przepływu łączącego w sobie cechy turbulentnego i wyporowego daje dobre rezultaty zarówno od strony zachowania czystości jak i kosztów eksploatacji urządzeń. Poniżej przedstawiono przykładowe rozwiązania stropów laminarnych.



Rys. 1. Zasada działania typowego stropu laminarnego



Rys. 2. Zasada działania stropu laminarnego z nawiewem strumieniowym i wyporowym



Rys. 3. Zasada działania stropu laminarnego wyposażonego w dysze z nawiewem strumieniowym i wyporowym

2. CHARAKTERYSTYKA ANALIZOWANEGO OBIEKTU

Sale bloku operacyjnego oddziału chirurgii urazowo-ortopedycznej znajdują się w szpitalu zlokalizowanym we Wrocławiu. Zakres działalności oddziału to przede wszystkim: endoprotezoplastyka stawów biodrowych i kolanowych, artroskopie stawów, rekonstrukcje, artroskopie uszkodzenia stawów barkowych i kolanowych, zabiegi korekcyjne stopy, a także zabiegi w zakresie zmian chorobowych tkanek miękkich dłoni.

Budynek został wybudowany pod koniec XIX wieku, a sam oddział chirurgii urazowo-ortopedycznej znajduje się na parterze, z kolei pod nim zlokalizowana jest piwnica przeznaczona na pomieszczenia techniczne.

W skład bloku operacyjnego wchodzi dwie sale operacyjne wraz z podlegającymi im pomieszczeniami przygotowania pacjenta oraz lekarzy, trakty komunikacyjne oraz sala wybudzeń. Obie sale mają takie same wymiary, przeznaczenie; charakterystykę obciążeń cieplnych, a ich działanie jest od siebie niezależne.

Ściany zewnętrzne z cegły ceramicznej pełnej o grubości 76 cm, współczynnik przenikania ciepła $U = 0,66 \text{ W}/(\text{m}^2 \cdot \text{K})$. Straty ciepła w budynku pokrywa instalacja centralnego ogrzewania.

Na podstawie informacji uzyskanych od technologa oraz danych literaturowych [2], sporządzono zestawienie urządzeń medycznych i liczby osób znajdujących się w bloku operacyjnym, a także w pomieszczeniach pomocniczych. Lamy bezcieniowe zaliczono do elementów technologii.

3. OPIS PRZYJĘTEGO ROZWIĄZANIA

Sale operacyjne wraz z pomieszczeniami pomocniczymi (pomieszczenie przygotowania lekarzy i pacjenta) podzielono na dwa odrębne systemy – umożliwiając w ten sposób ich niezależną pracę i znacznie upraszczając system sterowania.

Przyjęte parametry fizyczne powietrza:

- temperatura powietrza w pomieszczeniu 20–25°C,
- wilgotność względna w sali operacyjnej 50–60%,
- prędkość przepływu powietrza w strefie przebywania ludzi 0,3–0,5 m/s – wypowrowy przepływ powietrza, wypływ ze stropów laminarnych,
- dopuszczalny poziom ciśnienia akustycznego dla wyposażenia technicznego w pomieszczeniach ochrony zdrowia 35 dB(A).

Opierając się na wytycznych [11] zdecydowano się na zastosowanie w pomieszczeniach sal operacyjnych (klasa czystości H1a) laminarnych stropów nawiewnych z obszarem chronionym obejmującym pole operacyjne oraz stolik narzędziowy.

Z uwagi na odrębność działania systemów wentylacyjnych obsługujących obie sale operacyjne, zdecydowano się na zastosowanie w nich dwóch różnych stropów laminarnych.

W sali nr 1 – klasyczny strop o powierzchni obszaru chronionego obejmującego całe pole operacyjne wraz ze stolikiem narzędziowym, natomiast w sali nr 2 – strop laminarny z nawiewem wspomagającym o powierzchni obszaru chronionego, obejmującego jedynie pole operacyjne.

Dla sali operacyjnej nr 1 dobrano strop laminarny, o wymiarach 3000×3000 mm, wysokości $H = 450$ mm, czterech przyłączach zasilających o wymiarach 945×230, wadze 360 kg, wyposażony w filtr klasy H13.

Wydajność przy prędkości 0,24 m/s 7400 m³/h, wydajność maksymalna 20300 m³/h dla założonej średniej wartości prędkości powietrza nawiewanego – 0,27 m/s strumień powietrza nawiewanego wynosi 8000 m³/h. Strata ciśnienia dla stropu laminarnego (wstępna): 105 Pa. Strata ciśnienia przy której należy wymienić filtr: 600 Pa.

Dla sali operacyjnej nr 2 dobrano strop laminarny z nawiewem wspomagającym o wymiarach 2400×3000 mm, wysokości $H = 440$ mm, jednym przyłączu zasilającym o wymiarach 1326×316, wadze 350 kg, wyposażony w filtr klasy H13. Wydajność przy prędkości 0,15 m/s 2400 m³/h dla założonej średniej wartości prędkości powietrza nawiewanego – 0,35 m/s strumień powietrza nawiewanego wynosi 4800 m³/h. Strata ciśnienia dla stropu laminarnego: 140 Pa. Strata ciśnienia, przy której należy wymienić filtr: 500 Pa.

Powietrze z sal operacyjnych usuwane jest w 20% w górnej części pomieszczenia przez kratki wywiewne i w 80% w strefie dolnej przez kratki wywiewne wyposażone w łapacze ligniny.

Celem ograniczenia zapotrzebowania na energię do uzdatniania powietrza nawiewanego zastosowano krzyżowy wymiennik do odzysku ciepła o sprawności temperaturowej 60%.

Centrale wentylacyjne wykonane w wersji higienicznej, umiejscowione zostały w piwnicy, w pomieszczeniach technicznych. Dla każdego systemu dobrano po dwa odrębne nawilżacze parowe – jeden główny dla całego systemu wentylacyjnego, drugi podlegający jedynie pod salę operacyjną.

W celu zapewnienia stałego strumienia powietrza napływającego do poszczególnych pomieszczeń lub stref, dobrano regulatory stałego wydatku (CAV).

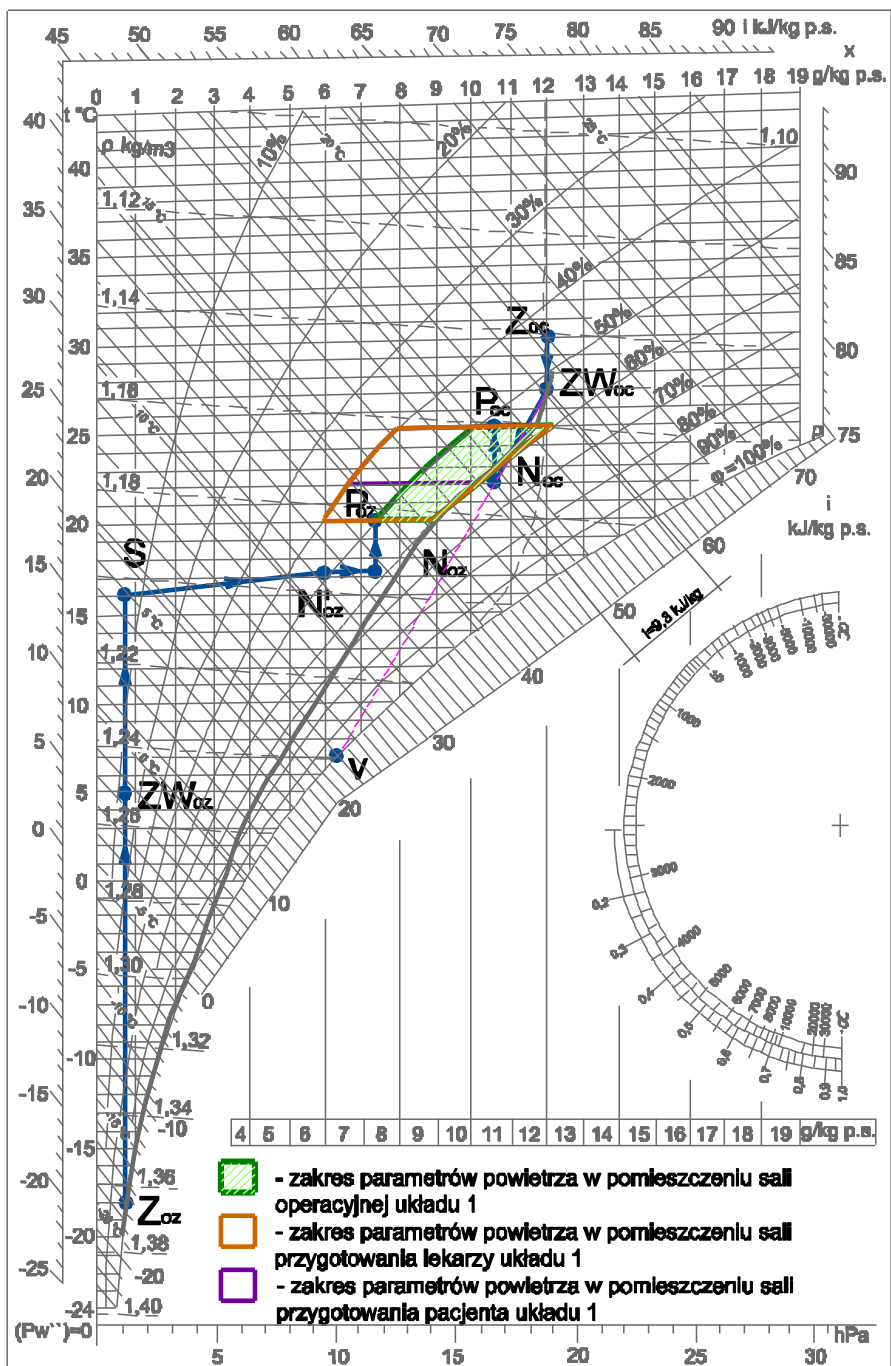
Straty statyczne budynku pokrywa w całości instalacja centralnego ogrzewania.

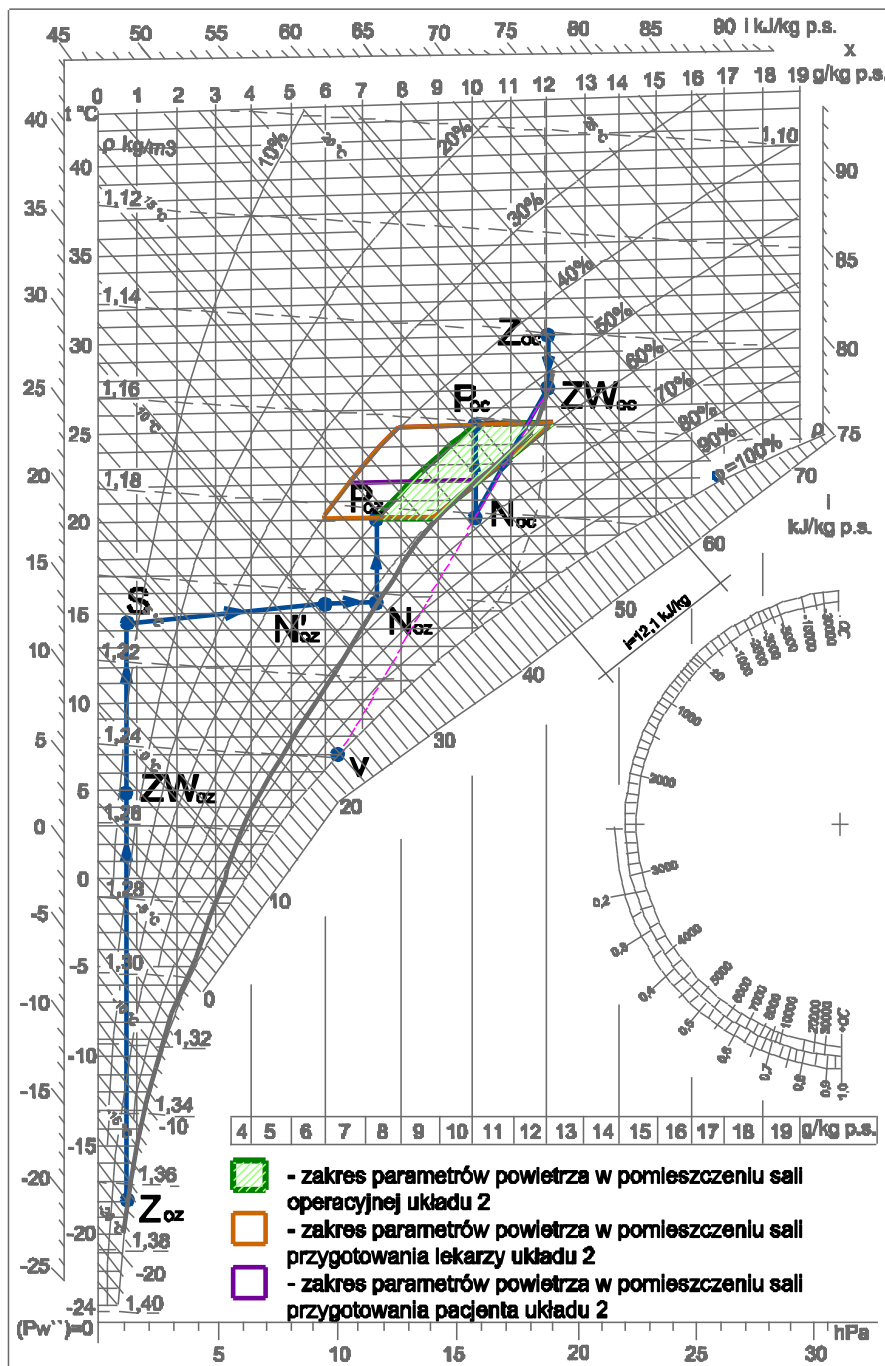
4. ANALIZA EKONOMICZNA PRACY UKŁADU

4.1. BILANS ZYSKÓW CIEPŁA

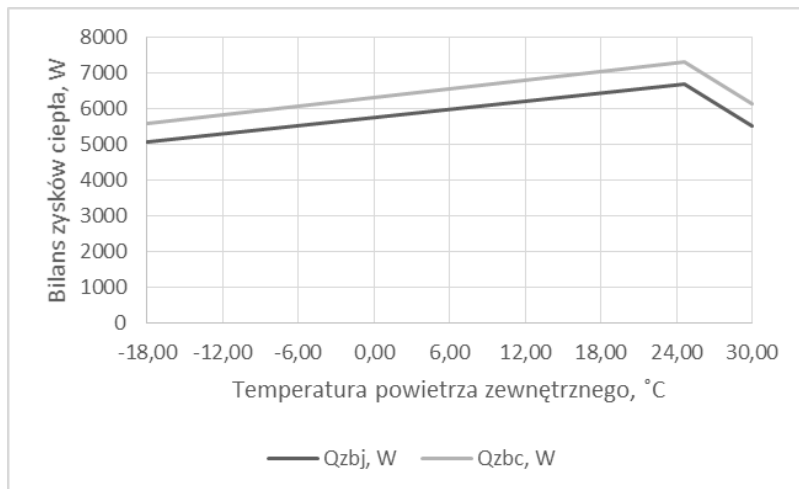
Obliczenia bilansu ciepła przeprowadzono metodą tabelaryczną, wykonano je dla obu sal operacyjnych oraz dla pomieszczeń pomocniczych. W trakcie obliczeń, w celu zobrazowania przemian powietrza, korzystano z wykresu $i-x$ (wykres Molliera). Na tej podstawie dobrano podstawowe urządzenia obróbki powietrza. Przemiany powietrza dla analizowanego przypadku przedstawiono na rysunkach rys. 4 i 5.

Zmienność zysków ciepła w cyklu całorocznym zobrazowano, w formie wykresu zależności obciążeń cieplnych w funkcji chwilowej temperatury powietrza zewnętrznego – rys. 6.

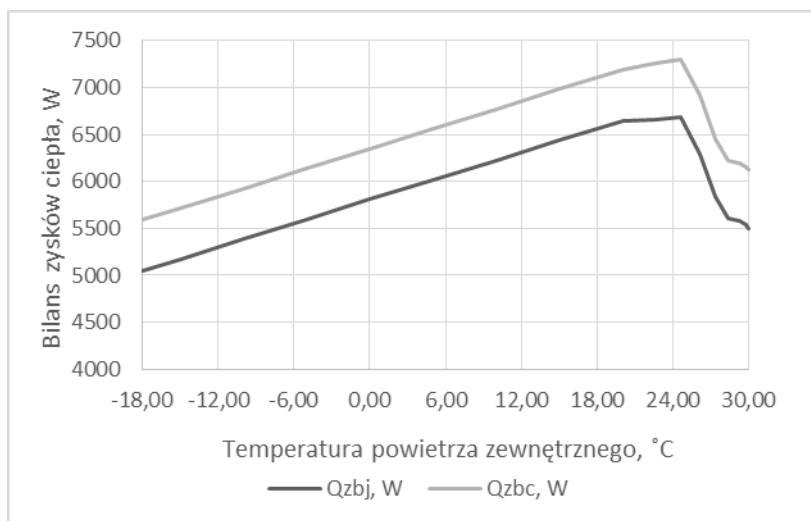
Rys. 4. Wykres $i-x$ dla układu 1



Rys. 5. Wykres $i-x$ dla układu 2



Rys. 6. Uproszczony przebieg zmienności bilansów ciepłych w funkcji temperatury powietrza zewnętrznego dla pomieszczenia sali operacyjnej. Q_{zbc} – bilans ciepła całkowitego zbudnego w W, Q_{zbc} – bilans ciepła całkowitego zbudnego w W



Rys. 7. Przewidywany przebieg zmienności bilansów ciepłych w funkcji temperatury powietrza zewnętrznego dla pomieszczenia sali operacyjnej. Q_{zbc} – bilans ciepła całkowitego zbudnego w W, Q_{zbc} – bilans ciepła całkowitego zbudnego w W

4.2. ANALIZA CAŁOROCZNEJ PRACY WENTYLATORÓW

Celem wykonania całorocznej analizy pracy poszczególnych urządzeń tj. nagrzewnicy, chłodnicy, wymiennika krzyżowego, wykonano uproszczenie wykresu przebiegu zmienności bilansów cieplnych i na tej podstawie wykreślono wykres $t-t_z$.

Przeprowadzono analizę zapotrzebowania na energię do uzdatnia powietrza, przyjmując dwuzmianowy rodzaj pracy (czas trwania 5506 h/rok). Uwzględniono także przerwy technologiczne oraz okresy gdy sale operacyjne są w trybie gotowości (czas trwania 3254 h/rok). W tym przypadku obniża się wydajność układu do 50%, spełniając jedynie warunek nadciśnienia w stosunku do pozostałych pomieszczeń w bloku operacyjnym. Pozwala to na utrzymanie odpowiednich warunków higienicznych powietrza w pustej sali i uniemożliwienie wnikanie zanieczyszczeń z zewnątrz w wyniku infiltracji.

Obniżenie wydajności układu uzyskuje się poprzez zmniejszenie prędkości obrotowej wentylatorów. Do obliczeń wymaganego mocy założono, że zapotrzebowanie na moc jest proporcjonalne do trzeciej potęgi wydajności wentylatora:

$$\frac{V_1}{V} = \left(\frac{N_1}{N} \right)^3 \quad (1)$$

Gdzie: V – strumień objętości powietrza przepływający przez wentylator, w m^3/h ; N – moc wentylatora, odczytana z katalogu, w kW.

$$E_{TW} = \sum_n^{i=1} \tau_i \times N_{wi} \quad (2)$$

Gdzie: E_{TW} – zapotrzebowanie na energię do transportu powietrza, wentylator wywiewny, w kWh; τ – przeciętny czas występowania temperatur powietrza zewnętrznego, w h; N_{wi} – moc wentylatora wywiewnego, odczytana z katalogu, w kW.

$$E_{TN} = \sum_n^{i=1} \tau_i \times N_{Ni} \quad (3)$$

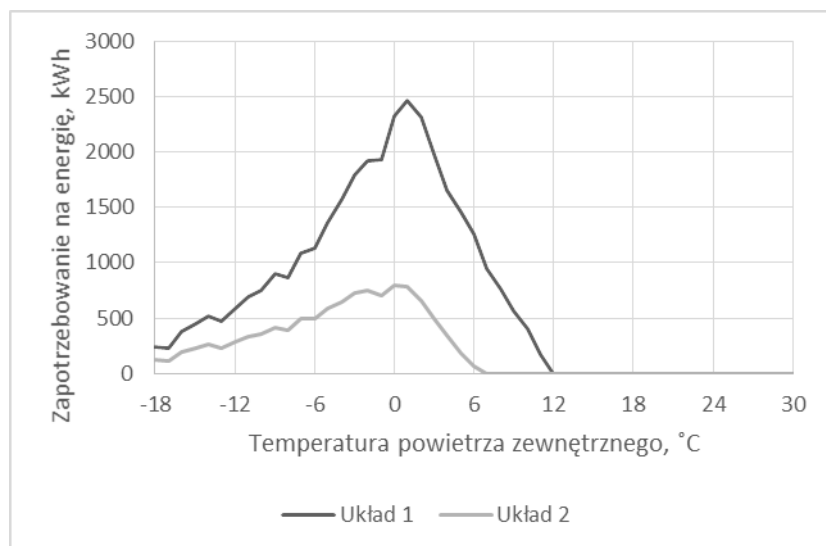
Gdzie: E_{TN} – zapotrzebowanie na energię do transportu powietrza, wentylator nawiewny, w kWh; τ – przeciętny czas występowania temperatur powietrza zewnętrznego, odczytana z katalogu, w h; N_{Ni} – moc wentylatora nawiewnego, odczytana z katalogu, w kW.

Tabela 1. Zapotrzebowanie na energię do transportu powietrza dla wentylatorów nawiewnych i wywiewnych obu układów

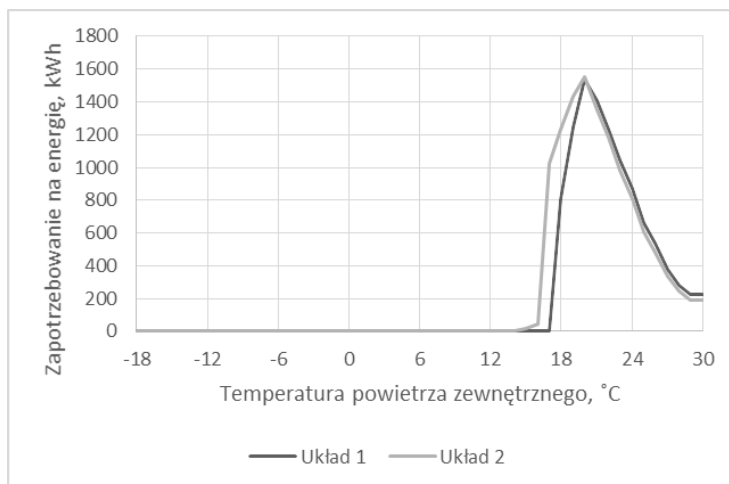
		τ	V	N_N	E_{TN}	N_W	E_{TW}
		h	m ³ /s	kW	kWh	kW	kWh
układ 1	normalny	5822	2,38	4,34	25267	2,34	13623
	przerwa	2938	1,19	3,45	10136	1,86	5465
układ 2	normalny	5822	1,52	3,24	18863	1,92	11178
	przerwa	2938	0,76	2,57	7551	1,52	4466
				ΣE_{TNI} [kWh]	35404	ΣE_{TWI} [kWh]	19088
				ΣE_{TNI} [kWh]	26414	ΣE_{TWII} [kWh]	15644

4.3. ANALIZA CAŁOROCZNEJ PRACY UKŁADU

Przeprowadzono analizę pracy wszystkich urządzeń uzdatniających powietrze wchodzących w skład omawianych systemów klimatyzacyjnych. Na tej podstawie sporządzono wykresy zapotrzebowania na energię do transportu i uzdatniania powietrza w funkcji chwilowej temperatury powietrza zewnętrznego.

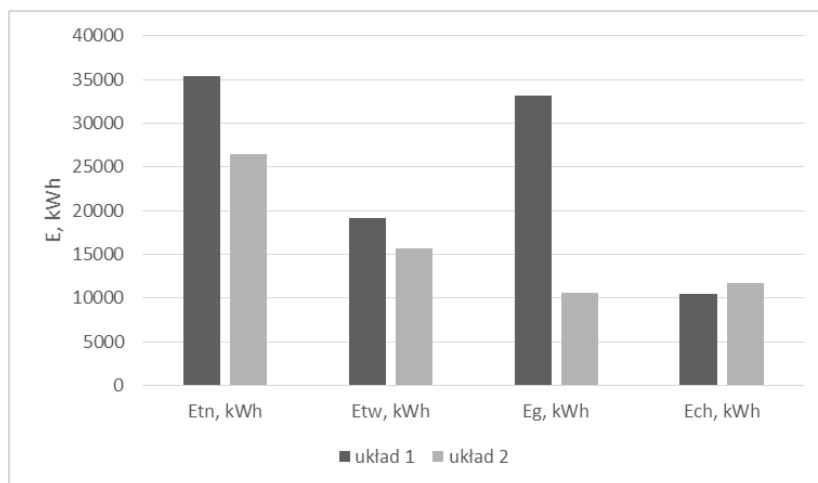


Rys. 8. Zapotrzebowanie na energię do ogrzewanie powietrza w funkcji temperatury powietrza zewnętrznego



Rys. 9. Zapotrzebowanie na energię do ochładzania powietrza w funkcji temperatury powietrza zewnętrznego

Korzystając z wykresu przeciętnego czasu występowania temperatury powietrza zewnętrznego oraz sporządzonego wykresu $t-t_z$, obliczono całoroczne zapotrzebowanie energii do ogrzewania, ochładzania oraz transportu powietrza. Wyniki obliczeń przedstawiono na rysunku 10.



Rys. 10. Zapotrzebowanie na energię do uzdatniania i transportu powietrza dla obu układów, E_{tn} – zapotrzebowanie na energię do transportu powietrza strumienia nawiewnego w kWh, E_{tw} – zapotrzebowanie na energię do transportu powietrza strumienia wywiewnego w kWh, E_g – zapotrzebowanie na energię do ogrzewania powietrza w kWh, E_{ch} – zapotrzebowanie na energię do ochładzania powietrza w kWh

5. PODSUMOWANIE

W artykule przedstawiono analizę systemów klimatyzacji dla dwóch identycznych pod względem przeznaczenia, wymiarów oraz charakterystyki obciążeń cieplnych sal operacyjnych, znajdujących się w jednym bloku operacyjnym, podlegającym pod oddziaływanie chirurgii urazowo-ortopedycznej. Zaprojektowano dwa niezależnie działające systemy wentylacji. Zdecydowano się na zastosowanie w nich dwóch różnych stropów laminarnych – klasycznego oraz z nawiewem wspomagającym, mającym na celu ograniczyć strumień powietrza nawiewanego do pomieszczenia.

Konieczność utrzymania wymagań dotyczących czystości i rodzaju przepływu powietrza przez sale operacyjne powoduje, że najczęściej wybieranym rozwiązaniem są stropy laminarne, które dla właściwej pracy wymagają znacznych strumieni powietrza. Pociąga to za sobą znaczne koszty związane z eksploatacją urządzeń, czyli zapotrzebowaniem na energię do transportu i uzdatniania powietrza.

Jednym ze sposobów ograniczenia zużycia wyżej wymienionych energii jest zmniejszenie strumienia powietrza nawiewanego do sal operacyjnych. Rozwiązanie takie jest możliwe, np. poprzez wykorzystanie skupionego nawiewu osłonowego.

Skutkiem ograniczenia strumienia powietrza nawiewanego i wywiewanego jest zmniejszenie zapotrzebowania na energię do transportu powietrza o ok 23% w stosunku do systemu ze stropem tradycyjnym.

Dodatkowo systemy z mniejszym strumieniem powietrza z reguły charakteryzują się mniejszą stratą ciśnienia, a przez to mniejszą mocą do napędu wentylatora.

Ponadto w przypadku rozwiązania z nawiewem osłonowym, przy założeniu, że straty statyczne ciepła pokrywa w całości instalacja centralnego ogrzewania, nagrzewnica pracuje krócej, w porównaniu do instalacji której elementem nawiewnym jest tradycyjny strop laminarny. W tym przypadku ograniczenie zużycia energii może sięgać ponad 50%.

W salach operacyjnych w systemach klimatyzacyjnych zastosowane są również nawilzacze parowe, których wydajność zależy między innymi od strumienia powietrza klimatyzującego. W przypadku dwóch porównywanych systemów, mniejsze zapotrzebowanie na energię do nawilżania powietrza dotyczy systemu z nawiewem osłonowym i daje oszczędności rzędu 35%.

Praca współfinansowana w ramach badań statutowych S40-012.

LITERATURA

- [1] CHARKOWSKA A., *Nowoczesne systemy klimatyzacji w obiektach służby zdrowia*, IPPU MASRA, Gdańsk 2000.
- [2] DIN 1946-4:2008-12 Ventilation and air conditioning – Part 4: VAC systems in buildings and rooms used in the health care sector.

- [3] ISO14644-1: Pomieszczenia czyste i związane z nimi środowiska kontrolowane Część 1: Klasyfikacja i czystość powietrza.
- [4] KAISER K., WOLSKI A., *Klimatyzacja i wentylacja w szpitalach. Teoria i praktyka eksploatacji*. I.P.P.U. MASTA. Gdańsk 2007.
- [5] MENCEL S., *Klimatyzacja pomieszczeń czystych*, Magazyn Instalatora, 4/2011, 5/2011, 8/2011, 10/2011.
- [6] PELECH A., *Wentylacja i klimatyzacja – podstawy*, Oficyna Wydawnicza Politechniki Wrocławskiej, Wrocław 2008.
- [7] PN-B-76003,1996 *Wentylacja i klimatyzacja. Filtry powietrza. Klasy jakości*.
- [8] POROWSKI M., SZCZECHOWIAK E., *Klimatyzacja pomieszczeń czystych*, Termedia, Poznań 1999.
- [9] PRZYDRÓŻNY S., FERENCOWICZ J., *Klimatyzacja*, Wydawnictwo Politechniki Wrocławskiej, Wrocław 1988.
- [10] Rozporządzenie Ministra Zdrowia i Opieki Społecznej z dnia 21.09.1992 r. w sprawie wymagań jakim powinny odpowiadać pod względem fachowym i sanitarnym pomieszczenia i urządzenia zakładu opieki zdrowotnej. (Dz. U. Nr 74/1992 poz. 366).
- [11] Ventilation for hospitals, Final draft technical report FprCEN/TR 16244:2011 (E), April 2011.

THE INFLUENCE OF AUXILIARY AIRFLOW IN LAMINAR FLOW SYSTEM ON AIRFLOW VOLUME

The article presents a comparison between the energy consumption for air purification and transport of two ventilation systems. Both systems supply operating rooms with similar geometry and heating load. In one of the operating rooms, standard full ceiling laminar flow ventilation system was used, while in the second one laminar airflow system with auxiliary airflow. For the rooms in question, heat characteristics charts and i-x Molier diagrams with marked thermodynamic changes of purified air are provided. Moreover, the collective specification of energy demand for air purification and transport is presented.

*osady ściekowe, utylizacja termiczna, popioły lotne,
zagospodarowanie odpadów, materiały budowlane*

Marzena SMOL*, Joanna KULCZYCKA**, Anna HENCLIK*,
Katarzyna GORAZDA***, Zbigniew WZOREK***

MOŻLIWOŚCI ZASTOSOWANIA ODPADÓW PO TERMICZNYM PRZEKSZTAŁECENIU OSADÓW ŚCIEKOWYCH W MATERIAŁACH BUDOWLANYCH

W pracy przedstawiono analizę możliwości zagospodarowania odpadów po termicznym przekształceniu osadów ściekowych w materiałach budowlanych. Taki sposób zagospodarowania popiołów ze spalania osadów ściekowych jest zgodny z założeniami programu „zero odpadów dla Europy” w którym podkreśla się że trwały wzrost gospodarczy jest możliwy poprzez przechodzenie na gospodarkę o bardziej zamkniętym obiegu. Wśród najważniejszych zastosowań popiołów w budownictwie wyróżniono stosowanie popiołu jako składnik mieszaniny surowcowej do produkcji cementu, aktywny dodatek do cementowych spoiw nieorganicznych (betonów i zapraw), składnik nadmiaru surowcowego do produkcji ceramiki budowlanej (cegieł i płytek ceramicznych), składnik spiekane go kruszywa lekkiego oraz substytut piasku i/lub cementu w konstrukcjach drogowych (stabilizowanych podłożach cementowych i nasypach drogowych). W pracy opisano możliwości stosowania popiołów do celów budowlanych, z uwzględnieniem spełnienia zarówno kryteriów technicznych, jak i środowiskowych.

1. WPROWADZENIE

Osady ściekowe, zgodnie z ustawą z dnia 27 kwietnia 2001 r. *Prawo ochrony środowiska* [45] stanowią odpad powstający w oczyszczalniach ścieków podczas procesów ich oczyszczania. W ostatnich latach, w Polsce obserwuje się systematyczny wzrost masy generowanych osadów ściekowych, będący konsekwencją zaostrzają-

* Instytut Gospodarki Surowcami Mineralnymi i Energią Polskiej Akademii Nauk, Pracownia Badań Strategicznych, ul. J. Wybickiego 7, 31-261 Kraków, smol@meeri.pl.

** AGH Akademia Górniczo-Hutnicza im. Stanisława Staszica w Krakowie, Wydział Zarządzania, ul. Gramatyka 10, 30-962 Kraków.

*** Politechnika Krakowska, Wydział Inżynierii i Technologii Chemicznej, Katedra Technologii Nieorganicznej i Biotechnologii Środowiska, ul. Warszawska 24, 31-155 Kraków.

cych się uregulowań prawnych dotyczących jakości oczyszczanych ścieków, wynikających z implementacji prawa wspólnotowego [35]. Obecnie sposób zagospodarowania komunalnych osadów ściekowych podlega ustawie o odpadach [46] oraz innym ustawom i rozporządzeniom specyficznym dla ich sposobu powstawania, przeróbki i skali zagrożenia dla środowiska naturalnego. Z uwagi na zakaz możliwości ich składowania po 1 stycznia 2016 roku [36], zagospodarowanie osadów ściekowych stało się bardzo ważnym problemem zarówno ekologicznym, technicznym jak i ekonomicznym [2, 3]. Dotąd osady najczęściej trafiały na składowiska, wysypiska lub do środowiska w postaci wstępnie ustabilizowanej (np. po stabilizacji tlenowej, beztlenowej lub wapnem). Zawsze jednak stanowią dość istotny problem techniczny ze względu na duże uwodnienie i masę oraz niebezpieczeństwo sanitarne [38]. Biorąc pod uwagę występowanie w osadach metali ciężkich oraz substancji toksycznych [28], które ograniczają ich przyrodnicze/rolnicze wykorzystanie, najodpowiedniejszym sposobem utylizacji osadów ściekowych są metody termiczne [4, 42]. Głównymi zaletami tego sposobu unieszkodliwiania osadów jest zmniejszenie ich objętości oraz odzysk energii elektrycznej i/lub cieplnej [34]. Dzięki wsparciu finansowemu Unii Europejskiej (UE), w ostatnich latach w Polsce powstały Stacje Termicznej Utylizacji Osadów Ściekowych (STUOŚ) w których spalane są osady z oczyszczalni komunalnych (m.in. Kraków, Kielce, Warszawa, Łódź, Bydgoszcz, Gdynia, Gdańsk, Szczecin). Niemniej jednak w instalacjach termicznego przekształcania osadów ściekowych powstają odpady wtórne – pozostałości z procesów oczyszczania spalin, a wśród nich popioły – odpady o kodach 19 01 06 lub 19 01 07* oraz 19 01 14 [37], które także wymagają odpowiedniego zagospodarowania. Zgodnie z przewidywaniami Krajowego Programu Oczyszczania Ścieków Komunalnych [18] dotyczącymi wytwarzania i sposobów unieszkodliwiania komunalnych osadów ściekowych, oszacowano że ilość powstających popiołów o kodzie 19 01 14 oraz 19 01 07* w 2016 r. wyniesie 24–32 tys. Mg, natomiast w 2020 r. 55–65 tys. Mg. Prognozy te wskazują, że tego rodzaju odpadów będzie powstawało w Polsce coraz więcej. Należy zatem znaleźć efektywne sposoby unieszkodliwienia powstałych popiołów, najlepiej poprzez ich dalsze wykorzystanie. Hierarchia postępowania z osadami i ich pochodnymi, zgodnie z obecnie przyjętym prawodawstwem dotyczącym odpadów, prowadzi do recyklingu oraz zniechęca do ich składowania. Takie podejście do zagadnień związanych z gospodarką popiołami jest zgodne z założeniami programu „zero odpadów dla Europy” w którym podkreśla się że trwały wzrost gospodarczy jest możliwy poprzez przechodzenie na gospodarkę o bardziej zamkniętym obiegu. Systemy gospodarki o obiegu zamkniętym pozwalają zachować możliwie jak najdłużej wartość dodaną produktów i wyeliminować odpady. Zakłada się że trwała poprawa w zakresie zasobooszczędności jest osiągalna i może przynieść znaczne korzyści gospodarcze dla krajów członkowskich UE, w tym dla Polski. W ramach inicjatywy „Horyzont 2020” UE przedstawia możliwości przejścia na gospodarkę o obiegu zamkniętym na poziomie krajowym i międzynarodowym za sprawą eko-innowacyjnych projektów na dużą

skalę, jednocześnie wspierając zastosowanie eko-innowacyjnych rozwiązań na rynku [15]. Z uwagi na możliwość wykorzystania popiołów ze spalania osadów ściekowych jako alternatywnych surowców lub dodatków do materiałów budowlanych, jedną z gałęzi przemysłu, która może być beneficjentem programów wspierających rozwój nowych eko-technologii jest przemysł budowlany. Wydaje się więc być uzasadnionym dokonanie analizy możliwości zagospodarowania popiołów po termicznym przekształceniu osadów ściekowych, w materiałach budowlanych, zgodnie z założeniami gospodarki o obiegu zamkniętym.

2. ZASTOSOWANIE POPIOŁÓW Z OSADÓW ŚCIEKOWYCH W MATERIAŁACH BUDOWLANYCH

Z uwagi na zaostrzające się uregulowania prawne dotyczące gospodarki odpadami z termicznej utylizacji osadów ściekowych, w ostatnich latach obserwuje się wzrost ilości badań dotyczących możliwości ich gospodarczego wykorzystania [2, 26]. Charakter produkcji materiałów budowlanych umożliwia zagospodarowanie dużych ilości odpadów powstających w innych dziedzinach gospodarki, i tak popioły z osadów ściekowych mogą być stosowane, m.in. jako alternatywne surowce lub dodatki do materiałów budowlanych [6]. Badania w tym kierunku prowadzi się ze względu na możliwość częściowego zastąpienia surowców budowlanych, ale także zmniejszenia emisji CO₂, np. przy procesach wypalania klinkieru cementowego [13]. Co więcej, wzrost popytu na materiały budowlane, wynikający z rozwoju gospodarczego, wpłynął na poszukiwanie eko-innowacyjnych metod wytwarzania materiałów w przemyśle budowlanym. Jednak ilość zagospodarowanych popiołów, stawiane im wymagania, a także możliwe do tolerowania wahania składu i innych właściwości uzależnione są od rodzaju wytwarzanego materiału budowlanego [17]. Wśród najważniejszych zastosowań popiołów w budownictwie wyróżnia się stosowanie ich jako:

- składnik mieszaniny surowcowej do produkcji cementu;
- aktywny dodatek do cementowych spoiw nieorganicznych (beton i zaprawy);
- składnik nadmiaru surowcowego do produkcji ceramiki budowlanej (cegły, płytki ceramiczne);
- składnik spiekanego kruszywa lekkiego;
- substytut piasku i/lub cementu w konstrukcjach drogowych (stabilizowane podłoża cementowe i nasypy drogowe) [1].

Wykorzystanie materiałów budowlanych wzbogaconych o surowce pochodzące z odzysku prowadzi do pewnych zmian w charakterystykach materiałów budowlanych, dlatego należy przestrzegać wymaganych standardów w zakresie zastąpienia części składników innymi, zgodnie z przepisami budowlanymi oraz prowadzić badania nad identyfikacją wpływu takich zabiegów na środowisko [14, 39]. Możliwości

wykorzystania popiołów (pochodzących ze spalania innych paliw niż węgiel jako dodatku typu II) określa norma PN-EN 206-1 (2003) *Beton – Część 1: Wymagania, właściwości, produkcja i zgodność – do betonu i zaprawy*. Dopuszcza ona stosowanie popiołów z osadów ściekowych jako substancji aktywnej w środowisku zaczynu cementowego. Natomiast wymagania odnośnie popiołów lotnych ze spalania osadów ściekowych stosowanych jako dodatek do betonu określa norma PN-EN 450-1+A1 (2009) *Popiół lotny do betonu – Część 1: Definicje, wymagania i kryteria zgodności*.

Potencjalne korzyści z wykorzystania popiołów w materiałach budowlanych to immobilizacja metali ciężkich w wypalanej matrycy, utlenianie substancji organicznych i niszczenie patogenów w trakcie procesu wypalania oraz zwiększenie odporności na niskie temperatury. Możliwości stosowania popiołów do celów budowlanych, z uwzględnieniem spełnienia zarówno kryteriów technicznych, jak i i środowiskowych, były przedmiotem licznych badań [47–51]. Należy także podkreślić, na żadnym z etapów ich zagospodarowania nie mogą wystąpić zagrożenia dla osób zatrudnionych przy pracach z odpadami i użytkowników, a także działania te powinny być opłacalne ekonomicznie [11].

2.1. ZASTOSOWANIE POPIOŁÓW Z OSADÓW ŚCIEKOWYCH W PRODUKCJI CEMENTU

Wykorzystanie paliw z odpadów jest jednym z głównych działań przemysłu cementowego, mającym na celu poprawę efektywności produkcji i włączenia się w trudny problem utylizacji odpadów po spalaniu osadów ściekowych. Korzyści dla środowiska wynikające ze stosowania popiołów w procesie produkcji cementu to:

- ograniczenie degradacji terenów rolniczych (zmniejszenie wydobycia surowców naturalnych i węgla),
- ograniczenie zużycia paliw kopalnych – nieodnawialnych,
- całkowite wykorzystanie niepalnych części odpadów (wyeliminowanie składowania produktów spalania – popiołów i żużli),
- zmniejszenie emisji gazów cieplarnianych [7].

Popioły z osadów ściekowych mogą być z powodzeniem stosowane jako aktywny dodatek w mieszaniu surowcowej do produkcji cementu [10]. Skład chemiczny (krzemionka, żelazo, wapń, glin, magnez, fosfor i tlen) oraz właściwości hydrauliczne i pucolanowe popiołów z osadów ściekowych wykorzystywanych jako zamiennik cementu portlandzkiego w betonach wykazują analogię do tradycyjnych dodatków mineralnych [52]. Większość opisanych w literaturze badań dotyczy wpływu popiołu, zastępującego część cementu portlandzkiego, na właściwości wytrzymałościowe kompozytów cementowych, jako podstawowe cechy determinujące przydatność techniczną dodatków mineralnych [16].

W badaniach Monzó i wsp. (2004) cement zastąpiono popiołem z osadów ściekowych w ilości 15–30% wagowych, do produkcji zaprawy. Wyniki badań wskazują, iż

zaprawa zawierająca 15% popiołów wykazuje porównywalną wytrzymałość na ściskanie do zaprawy konwencjonalnej. Wzrost zawartości popiołu do 30% wpływał na zwiększenie różnic w właściwościach hydraulicznych zaprawy [33]. W innych badaniach tych autorów, 30% zastąpienie cementu portlandzkiego przez popioły prowadziło do zmniejszenia urabialności świeżej zaprawy, badanej na podstawie zmian rozplwy. Spadek ten wynika z dwóch czynników: nieregularnej budowy ziaren popiołu oraz wysokiej absorpcji wody na powierzchni cząstek popiołu. Ponadto, analiza wyplukiwania pierwiastków śladowych ze stwardniałych zapraw i betonów wykazała, że ten sposób utylizacji popiołów nie zagraża bezpieczeństwu środowiska naturalnego [32]. W badaniach Chang i wsp. (2010) również powierdzono, że dodatek popiołu z osadu ściekowego wpływa na wzrost zdolności absorpcji wody materiałów budowlanych. Dodatek popiołów spowodował obniżenie podatności na obróbkę oraz wytrzymałości na ściskanie uzyskanego materiału. Najbardziej korzystne warunki uzyskano przy 10% wprowadzeniu popiołu do mieszanki [5]. Zgodnie z informacjami podanymi przez innych autorów, optymalna zawartość popiołu z osadu ściekowego w materiałach cementowych wynosi od 5% do 20% [9, 21, 51]. Analizowano także proces hydratacji popiołu z osadu, zastępując popiołem 20% masy mineralnych składników przeznaczonych do produkcji cementu. Uzyskano spoiwo spełniające wymagania stawiane cementom powszechnego użytku, tzw. eko-cement. Badania wytrzymałości na ściskanie oraz mikrostruktury potwierdziły przydatność eko-cementu do zastosowań konstrukcyjnych [21]. W badaniach Baeza-Brotóns i wsp. (2014) popiół wprowadzano w ilości 5, 10, 15, 20% do bloków betonowych. Wykazano, że bloki betonowe, utwardzane przez 28 doby, posiadają zbliżone właściwości mechaniczne do bloków konwencjonalnych. Ponadto, dodatek popiołu znacząco wpłynął na zmniejszenie absorpcji wody. Zaobserwowano także, że bloki w których piasek zastąpiono popiołem w ilości 10%, wykazywały najlepsze parametry takie jak gęstość, absorpcja i kapilarność. Zastosowanie tak przygotowanej mieszaniny surowcowej pozwoliło na lepsze wypełnienie szczelin niż w przy stosowaniu mieszaniny standardowej. Może to oznaczać znaczne korzyści dla środowiska ze względu na bardziej trwałe zestalenie popiołu w mieszaninie i mniejsze wymywanie zanieczyszczeń, w tym metali ciężkich [1]. Chen i wsp. (2013) analizowali możliwości wykorzystania popiołu jako substytut do cementu i/lub substytut piasku w materiałach budowlanych, z uwzględnieniem zarówno kryteriów technicznych jak i środowiskowych. Zaprawa i beton wytworzone przez zastąpienie części cementu i części piasku popiołem wykazywały mniejszą wytrzymałość na zginanie i ściskanie w porównaniu do tradycyjnych pustaków. Potwierdzono także, iż zaprawa zawierająca popiół w ilości 10%, ma podobną wydajność mechaniczną oraz wytrzymałość na ściskanie do zaprawy konwencjonalnej. Przeprowadzono także analizę wymywania, która wykazała, że spośród potencjalnych zanieczyszczeń tylko Mo i Se wymywane są w stężeniach przekraczających wartości progowe. Badania wymywania prowadzone na betonowych monolitach wykazały jednak, że stężenia zanieczyszczeń, w tym Mo i Se, nie przekraczają

wartości progowych podanych przez Agencję Ochrony Środowiska. Uwzględniając zatem specyfikację techniczną oraz normy środowiskowe, wykorzystanie popiołu z osadu ściekowego w materiałach budowlanych wydaje się możliwe [6]. Należy pamiętać, iż zmienność składu i uziarnienia utrudnia powszechne stosowanie popiołów jako aktywnych dodatków do betonu. Obecność popiołów w ilości 25% wagowych masy cementu wpływa na opóźnienie procesu wiązania zaczynu oraz wolniejsze narastanie wytrzymałości na ściskanie zapraw i betonów w porównaniu do kompozytów wykonanych przy zastosowaniu wyłącznie cementu portlandzkiego. Jednakże, wydłużając czas dojrzewania można uzyskać wytrzymałość wymaganą dla betonów konstrukcyjnych [16]. Warto podkreślić, że popiół pochodzący ze spalania osadów ściekowych jest bogaty w związki fosforu [43]. Przypuszcza się zatem, że powolne narastanie wytrzymałości betonów zawierających popiół ze współspalania może być spowodowane obecnością jonów fosforanowych, które opóźniają proces hydratacji cementu [29].

2.2. ZASTOSOWANIE POPIOŁÓW Z OSADÓW ŚCIEKOWYCH W PRODUKCJI CERAMIKI BUDOWLANEJ

Popiół powstający podczas termicznej obróbki osadów ściekowych posiada postać drobnego pyłu, dzięki czemu może być bezpośrednio wprowadzany do mieszanki surowcowej przeznaczonej do produkcji ceramiki budowlanej. W przemyśle ceramicznym wykorzystuje się przede wszystkim surowce naturalne na bazie krzemianów, dlatego popioły są potencjalnym substytutem do nadmiaru surowcowego. Jednak z uwagi na duże ilości tlenku żelaza i metali zawartych w popiele, dodatek popiołu może negatywnie wpływać na właściwości produktu ceramicznego [9]. Problem ten może być rozwiązany przez optymalny dobór ilości popiołu wprowadzanego do mieszanki surowcowej. W badaniach Suzuki i wsp. (1997) spieki ceramiczne produkowano dodając popiół z osadów ściekowych do wapna. Spieki ceramiczne zawierające 50% popiołu wykazywały wytrzymałość, odporność na działanie kwasów i współczynnik absorpcji w normalnym zakresie dla produktów ceramicznych [41]. Ferreira i wsp. analizowali podatność na wymywanie ceramiki produkowanej z dodatkiem popiołu z osadów ściekowych. Wyniki potwierdziły minimalne wymywanie metali ciężkich [9]. W badaniach Lin i wsp. (2005) analizowano wpływ dodatku do gliny różnej ilości popiołu z osadów ściekowych na właściwości produkowanych płytek ceramicznych. Wykazano istotne różnice, takie jak wyższa nasiąkliwość wodą, mniejsza odporność na ścieranie i nadmierna ilość porów. Aby polepszyć właściwości płytek, popiół wprowadzano do gliny przy produkcji płytek glazurowych. Uzyskano obniżenie nasiąkliwości wodą oraz podatności na ścieranie, a także wzrost wytrzymałości na zginanie produkowanych płytek [22]. W badaniach Lin i wsp. (2008) wykazano, że zastąpienie gliny popiołem z osadu miało niekorzystny wpływ na właściwości płytek. Zaobserwowano wzrost nasiąkliwości wodą i obniżenie wytrzymałości na

zginanie wraz z zwiększaniem ilości dodawanego popiołu. Jednakże, zmniejszenie nasiąkliwości wodą, wzrost odporności na ścieranie oraz wzrost wytrzymałości na zginanie uzyskano dla płytek glazurowych produkowanych z mieszaniny wzbogaconej popiołem [19]. Istnieje również możliwość dodatku nano-SiO₂ do płytek produkowanych z popiołu z osadów ściekowych. Zaobserwowano, że dla płytek zawierających dodatki nano-SiO₂ i wypalanych w temperaturze od 1000°C do 1100°C, nasiąkliwość wodą i odporność na ścieranie były mniejsze, a wytrzymałość na zginanie była większa. Wyniki te wskazują, że temperatura wypalnia jest ważnym czynnikiem determinującym możliwość dodatku nano-SiO₂ do płytek produkowanych z popiołu [23]. Badano także właściwości ceramiczne samego popiołu, i popiołu zmieszanego z dodatkami, tj. z kaolinem, montmorylonitem, gliną, sproszkowanym szkłem płaskim. Obróbka termiczna (do 1200°C) wpłynęła na zwiększenie gęstości i wytrzymałości na ściskanie próbek oraz obniżenie nasiąkliwości wodą. Wyniki wykazały, że najlepszą wytrzymałości na ściskanie uzyskano z dodatkiem 25% montmorylonitu, gliny lub sproszkowanego szkła płaskiego. Podczas dodawania popiołu do kaolinu, ze względu na swój charakter ogniotrwały, nie obserwowano wzrostu wytrzymałości na ściskanie [31]. Analizowano także przemiany popiołów z osadów ściekowych w podwyższonej temperaturze, pobranych z dwóch różnych oczyszczalni ścieków [48]. Wykazano różnice w zachowaniu dwóch próbek popiołów podczas obróbki cieplnej, które wynikały z różnych zawartości Al₂O₃ i Fe₂O₃ w analizowanych popiołach. Próbki o wysokiej zawartości Al₂O₃ były ubogie w Fe₂O₃ i wymagały znacznie wyższych temperatur spiekania i topnienia. Próbki o dużej zawartości Fe₂O₃ początkowo ulegały spiekaniu, a następnie topiły się przy znacznie niższych temperaturach, co przyczyniło się do powstawania Fe-krzemianów i Fe-glinokrzemianów. Względne zawartości Fe i Al w popiołach są wynikiem stosowanych metod odwadniania, rodzaju trzeciego stopnia oczyszczania oraz wyboru środka do strącania fosforu [48]. Ze względu na dużą zawartość żelaza pochodzącego z procesu flokulacji, popioły z osadów ściekowych mogą także spełniać funkcję barwnika dla materiałów ceramicznych. Podczas spalania osadów ściekowych, sole żelaza ulegają przemianie głównie do tlenku żelaza (III) o barwie czerwonej, co wpływa na zabarwienie materiałów ceramicznych. Popiół z osadów może być wykorzystany do produkcji ceramicznych materiałów budowlanych, nie zmieniając parametrów gotowych wyrobów. Wzrastająca porowatość wraz ze zwiększeniem udziału popiołu osadowego jest korzystna przy produkcji ceramicznych materiałów izolacyjnych. Natomiast wzrost nasiąkliwości, zwłaszcza powyżej 21%, jest zjawiskiem negatywnym [12]. W produkcji ceramiki budowlanej możliwe jest wykorzystanie popiołu z osadów do produkcji: cegły pełnej, cegły kratówki, cegieł perforowanych i szczelinowych pustaków. Te rodzaje cegieł mogą być wykonane z materiałów zawierających w swoim składzie (z wyjątkiem produktów z gliny) duże ilości popiołu (do 90%). W badaniach Lin i Weng wykazano, że zawartość popiołu w mieszaninie i temperatura wypalania są dwoma głównymi czynnikami wpływającymi na jakość cegieł [24]. Cegły o najwyższej jakości uzyskano przy 10% zawartości

popiołu w mieszaninie surowcowej, przy 24% wilgotności i temperaturze wypalania 880°C i 960°C [49]. Badania Kosior-Kazberuk i Karwowskiej (2011) potwierdziły, że przy zawartości popiołu do 10%, wytrzymałość zmodyfikowanych cegieł jest optymalna i porównywalna do cegieł tradycyjnych [17]. W pracy Yadav i wsp. (2014), do produkcji cegieł wykorzystywano osady i popioły ze spalania osadów w proporcji od 50% do 100% wagowych. Przy 80% udziale osadu i 20% udziale popiołu, uzyskano cegły o pożądanej odporności na ścieranie, twardości i nasiąkliwości wodą [50]. Należy zauważyć, że wykorzystanie popiołów do produkcji cegieł jest możliwe pod warunkiem spełnienia nie tylko norm technicznych, ale również środowiskowych [20]. Badania nad wypłukiwaniem pierwiastków śladowych z cegieł wykazały, że taka forma utylizacji popiołów nie zagraża bezpieczeństwu środowiska [25].

2.3. ZASTOSOWANIE POPIOŁÓW Z OSADÓW ŚCIEKOWYCH W PRODUKCJI KRUSZYW LEKKICH

Produkty termicznej utylizacji osadów ściekowych o odpowiednim uziarnieniu mogą być stosowane bez dodatkowych zabiegów jako drobne, sztuczne kruszywo lekkie w kompozytach cementowych [9]. Badania wykazały, że popiół charakteryzuje się stałością objętości pomimo względnie dużej nasiąkliwości. Wprowadzenie do 30% popiołu z osadów w miejsce drobnego kruszywa naturalnego nie powoduje znaczącego obniżenia 28-dniowej wytrzymałości betonu cementowego [16]. Gruboziarniste popioły ze spalania osadów, wykazujące małą aktywność pucolanową i wpływające negatywnie na urabialność mieszanki betonowej mogą być wykorzystane do produkcji kruszywa lekkiego (wypełniacza) o kontrolowanym uziarnieniu [16, 17]. Popioły o składzie zbliżonym do składu gliny ekspansywnej, które w procesie spiekania w temperaturze 1050–1150°C mogą być przetwarzane w lekkie kruszywo popiołowe o regularnych okrągłych ziarnach, o średnicy do 10 mm, są najbardziej przydatne do produkcji kruszywa lekkiego. Kruszywo wzbogacone dodatkiem popiołu wykazuje mniejszą gęstość właściwą i nieznacznie mniejszą wytrzymałość w porównaniu do konwencjonalnego kruszywa lekkiego. Dzięki niskiej przewodności cieplnej i dużej ognioodporności, możliwe jest stosowanie kruszyw z dotakiem popiołu w betonach niekonstrukcyjnych w zastosowaniach, gdzie wymagana jest termoizolacyjność i odporność ogniowa przegród budowlanych [16, 30]. Zastosowanie popiołów do produkcji kruszyw lekkich może przynieść znaczne korzyści ekonomiczne ze względu na obniżenie kosztów materiałowych wskutek zastąpienia tańszymi odpadami przemysłowymi części tradycyjnych kruszyw naturalnych [11].

2.4. ZASTOSOWANIE POPIOŁÓW Z OSADÓW ŚCIEKOWYCH W KONSTRUKCJACH DROGOWYCH

Popioły z osadów ściekowych mogą być stosowane w budownictwie drogowym do stabilizacji gruntów, wykonywania podbudów drogowych, budowy nasypów oraz nawierzchni drogowych [30]. Popioły, które są szkodliwe dla otoczenia tylko w czasie robót, a po zakończeniu robót ich szkodliwość zanika mogą być użyte pod warunkiem przestrzegania wymagań technologicznych wbudowania. Popioły z osadów ściekowych wprowadza się jako substytut piasku i/lub cementu w cementowych stabilizowanych bazach i podbudowach. Badania terenowe [27] wykazały, że wprowadzenie popiołu do budowy nawierzchni drogowych (warstwy nośnej) nie powoduje zagrożenia dla środowiska (gleby, wód gruntowych) przez wymywanie metali ciężkich. Popioły aktywowane przez cement lub wapno mogą być stosowane jako spoiwo, a z kruszywem naturalnym mogą być stosowane do produkcji betonu do fundamentów drogowych. Betony zawierające popiół powinny dojrzewać w wilgotnym środowisku. Ocena ich przydatności nie jest podawana w standardowych procedurach, ale wymaga dodatkowych badań [9]. Nasypy drogowe wzbogacone popiołem powinny być układane na podłożu z gruntów nieprzepuszczalnych, na warstwie odcinającej od wód gruntowych. O przydatności materiału do konstrukcji nawierzchni drogowych decyduje głównie jego odporność na wypłukiwanie, przepuszczalność oraz odporność na działanie mrozu. Wykorzystanie popiołu jako składnika poszczególnych warstw nawierzchni drogowych nie może prowadzić do obniżenia jej sztywności, odporności na obciążenie ruchem drogowym, odporności na erozję oraz obciążenia pionowe, jak również nie może zwiększać podciągania kapilarnego cieczy [9, 25]. Shirodkar i wsp. (2013) badali wpływ dodatku popiołu do gorącej mieszaniny asfaltowej jak wypełniacz mineralny oraz/lub jako substytut kruszywa w mieszance drobnoziarnistej. Wyniki wykazały, że odporność na pękanie i obciążenia pionowe asfaltu, zawierającego od 0% do 2% popiołu były porównywalne do asfaltu konwencjonalnego. Stwierdzono również, że mieszanka asfaltowa zawierająca 2% popiołu wykazuje zbliżoną sztywność oraz odporność na obciążenie ruchem drogowym, jak mieszanka bez dodatku popiołu. Ponieważ wytrzymałość powierzchni asfaltowej nie obniżała się wraz z 2% dodatkiem popiołu, powinno prowadzić się dalsze badania określające możliwość stosowania większej zawartości popiołu. Może to pozytywnie wpłynąć na zmniejszenie ilości surowców potrzebnych do produkcji mieszanek asfaltowych [40]. W badaniach Tenza-Abril i wsp. (2014) analizowano także zachowanie mieszanek bitumicznych wzbogaconych popiołem z osadów ściekowych jako wypełniacz mineralny. Wyniki badań potwierdzają, że popiół można stosować w mieszankach bitumicznych w ilości 2-3% procent wagowych, utrzymując odpowiedni poziom przyczepności i spójności w mieszaninie, co jest porównywalne do wyników uzyskanych dla konwencjonalnych mieszanin z aktywnymi wypełniaczami takimi jak uwodnione wapno i cement. Stosowanie mieszanek bitumicznych wzbogaconych dodatkiem popiołu nie

zmniejsza odporności na obciążenie ruchem drogowym, lecz może wpływać na spadek sztywności asfaltów [44]. Wykorzystanie popiołu z osadów jako dodatek stabilizujący do gruntowo-cementowych mieszanek stosowanych do budowy nasypów oraz nawierzchni drogowych było przedmiotem badań Durante Ingunza i wsp. (2014). Wykonano testy wytrzymałości na ściskanie gruntowo-cementowych mieszanek z zawartością cementu 3, 6 i 9% oraz 5, 10, 20 i 30% zawartości popiołu, w warunkach normalnego i zmodyfikowanego ciśnienia. Zwiększenie wytrzymałości na ściskanie odnotowano dla wszystkich prób zawierających popiół. Dodatek popiołu w ilości 20% do mieszaniny skutkowało wzrostem wytrzymałości o 26% w porównaniu do mieszaniny bez popiołu [8]. W innych badaniach, autorzy porównywali odporność na wymywanie popiołu oraz popiołu stabilizowanego wapnem lub cementem. Stwierdzono, że wymywanie niestabilizowanego popiołu przekracza normy stawiane wodzie przeznaczonej na cele wodociągowe, podczas gdy dla ustabilizowanych popiołów wartości te nie były przekroczone. Analiza została ograniczona jedynie do wypłukiwania popiołu i nie uwzględniała interakcji zachodzących w układzie popiół-gleba, która może wpłynąć na precyzyjne określenie wymywalności popiołów z nasypów drogowych. Wskazano także, że wstępna obróbka popiołu może przyczynić się do rozwiązywania problemu ich wymywania z nasypów drogowych [9].

3. PODSUMOWANIE

Wskazanie właściwych sposobów zagospodarowania odpadów po termicznym przekształcaniu osadów ściekowych ma szczególne znaczenie w przemyśle budowlanym. Jest to związane z możliwością wykorzystania dużych ilości materiałów odpadowych o różnym stopniu przetworzenia i różnych możliwościach substytucji w materiałach budowlanych. Skład chemiczny (krzemionka, żelazo, wapń, glin, magnez, fosfor i tlen) oraz właściwości hydrauliczne i pucolanowe popiołów ze spalania osadów ściekowych wskazują na możliwość ich wykorzystania do produkcji materiałów budowlanych. Głównymi zastosowaniami popiołów z osadów ściekowych w budownictwie jest stosowanie ich jako:

- składnik mieszaniny surowcowej do produkcji cementu;
- aktywny dodatek do cementowych spoiw nieorganicznych (beton i zaprawy);
- składnik nadmiaru surowcowego do produkcji ceramiki budowlanej (cegły, płytki ceramiczne);
- składnik spiekanego kruszywa lekkiego;
- substytut piasku i/lub cementu w konstrukcjach drogowych (stabilizowane podłoża cementowe i nasypy drogowe).

Należy podkreślić, iż wykorzystanie popiołów w budownictwie jest zgodne z założeniami programu „zero odpadów dla Europy” w którym promuje się przechodzenie na gospodarkę o bardziej zamkniętym obiegu. Ponadto, jest to rozwiązanie

pożądane, pod warunkiem, że spełnione zostaną zarówno kryteria techniczne, jak i środowiskowe, uwzględniające obowiązujące standardy w zakresie zastąpienia części składników innymi, zgodnie z przepisami budowlanymi.

Praca naukowa finansowana ze środków NCBiR w ramach Programu Badań Stosowanych, umowa PBS1/A1/3/2012.

LITERATURA

- [1] BAEZA-BROTONS F., GARCES P., PAYA J., SAVAL J. M., *Portland cement systems with addition of sewage sludge ash. Application in concretes for the manufacture of blocks*. Journal of Cleaner Production, 2014, No. 82, 112–124.
- [2] BIEN J., NECZAJE., WORWAŁ M., GROSSER A., NOWAK D., MILCZAREK M., JANIK M., *Kierunki zagospodarowania osadów w Polsce po roku 2013*. Inżynieria i Ochrona Środowiska, 2011, Vol. 14, No. 4, 378.
- [3] BIEN J., WYSTALSKA K. *Gospodarka osadowa-konieczność zmian strategicznych decyzji*, Inżynieria i Ochrona Środowiska, 2014, Vol. 17, No. 3, 357–361.
- [4] BOROWSKI, G., GAJEWSKA, M., HAUSTEIN, E. *Możliwości zagospodarowania popiołów z termicznego przekształcania osadów ściekowych w kotłach fluidalnych*, Inżynieria i Ochrona Środowiska, 2014, Vol. 17, No. 3, 393–402.
- [5] CHANG F., LIN J., TSAI C., WANG K., *Study on cement mortar and concrete made with sewage sludge ash*, Water Science & Technology, 2010, Vol. 62, No. 7, 1689–1693.
- [6] CHEN M., BLANCD., GAUTIER M., MEHU J., GOURDONR., *Environmental and technical assessments of the potential utilization of sewage sludge ashes (SSAs) as secondary raw materials in construction*, Waste Management, 2013, Vol. 33, No. 5, 1268–1275.
- [7] DUDA J., WASILEWSKI M. *Innowacyjna technologia utylizacja osadów ściekowych*, Materiały z XVIII Konferencji „Innowacje w Zarządzaniu i Inżynierii Produkcji, Zakopane 2014.
- [8] DURANTE INGUNZA M. P., PEREIRA K. L. D. A., FRANCISCO DOS SANTOS JUNIOR O., *Use of Sludge Ash as a Stabilizing Additive in Soil-Cement Mixtures for Use in Road Pavements*, Journal of Materials in Civil Engineering (2014), DOI: 10.1061/(ASCE)MT.1943-5533.0001168.
- [9] FERREIRA C., RIBEIRO A., OTTOSEN L., *Possible applications for municipal solid waste fly ash*, Journal of Hazardous Materials, 2003, Vol. 96, No. 2, 201–216.
- [10] FONTES C. M. A., BARBOSA M. C., TOLEDO FILHO R. D., GONCALVES J. P., *Potentiality of sewage sludge ash as mineral additive in cement mortar and high performance concrete*, Materiały z Konferencji “ Use of Recycled Materials in Buildings and Structures” (RILEM Publications), Barcelona 2004.
- [11] GAWLICKI M., MAŁOLEPSZY J., *Wykorzystanie odpadów przemysłowych w drogownictwie*, Materiały z Konferencji XXVII Naukowo-Technicznej „Awarie Budowlane”, Międzyzdroje 2013.
- [12] GRABOWSKI Z., OLESZKIEWICZ J.A., *Spalanie osadów ściekowych*, Materiały z Konferencji „Podstawy oraz praktyka przeróbki i zagospodarowania osadów”, Kraków 1998.
- [13] HUDZIAK G., GORAŻDA K., WZOREK Z. *Główne kierunki w zastosowaniu popiołów po termicznej obróbce osadów ściekowych*, Czasopismo Techniczne. Chemia, 2012, Vol. 109, 41–50.
- [14] JOHNSON O. A., NAPIAH M., KAMARUDDIN I., *Potential uses of Waste Sludge in Construction Industry: A Review*, Research Journal of Applied Sciences, Engineering and Technology, 2014, Vol. 8, No. 4, 565–570.

- [15] Komunikat Komisji Europejskiej. 2014. *Ku gospodarce o obiegu zamkniętym: program „zero odpadów dla Europy”*. COM. 398.
- [16] KOSIOR- KAZBERUK M. *Nowe dodatki mineralne do betonu*, Budownictwo i Inżynieria Środowiska, 2011, Vol. 2, 47–55.
- [17] KOSIOR-KAZBERUK M., KARWOWSKA J. *Wybrane problemy zagospodarowania popiołów pochodzących ze spalania osadów ściekowych w technologii materiałów cementowych*, Inżynieria Ekologiczna, 2011, No. 25, 110–123.
- [18] Krajowy Plan Gospodarki Odpadami 2014 (M. P. nr 101, poz. 1183).
- [19] LIN D. F., CHANG W. C., YUAN C., LUO H. L., *Production and characterization of glazed tiles containing incinerated sewage sludge*, Waste Management, 2008, Vol. 28, No. 3, 502–508.
- [20] LIN K. L., CHEN B. Y., CHIOU C. S., CHENG A., *Waste brick's potential for use as a pozzolan in blended Portland cement*, Waste Management & Research, 2010, Vol. 28, No. 7, 647–652.
- [21] LIN K.-L., LIN Ch.-Y.: *Hydration characteristics of waste sludge ash utilized as raw cement material*, Cement and Concrete Research, 2005, Vol. 35, 1999–2007.
- [22] LIN D. F., LUO H. L., LUO H. L., SHEEN Y. N., *Glazed tiles manufactured from incinerated sewage sludge ash and clay*, Journal of the Air & Waste Management Association, 2005, Vol. 55, No. 2, 163–172.
- [23] LIN D. F., LUO H. L., ZHANG S. W., *Effects of nano-SiO₂ on tiles manufactured with clay and incinerated sewage sludge ash*, Journal of Materials in Civil Engineering, 2007, Vol. 19, No. 10, 801–808.
- [24] LIN D. F., WENG C. H., *Use of sewage sludge ash as brick material*, Journal of Environmental Engineering, 2001, Vol. 127, No. 10, 922–927.
- [25] LIN Ch.-F., WU Ch.-H., HO H.-M., *Recovery of municipal waste incineration bottom ash and water treatment sludge to water permeable pavement materials*, Waste Management, 2006, Vol. 26, 970–978.
- [26] LIN Y., ZHOU S., LI F., LIN Y., *Utilization of municipal sewage sludge as additives for the production of eco-cement*, Journal of Hazardous Materials, 2012, Vol. 213, 457–465.
- [27] LIND B.B., NORRMAN J., LARSSON L.B., OHLSSON S.A., BRISTAV H., *Geochemical anomalies from bottom ash in a road construction – Comparison of the leaching potential between an ash road and the surroundings*, Waste Management, 2008, Vol. 28, 170–180.
- [28] MACHERZYŃSKI, B., WŁODARCZYK-MAKUŁA, M., SKOWRON-GRABOWSKA, B., STAROSTKA-PATYK, M., *Degradation of PCBs in sewage sludge during methane fermentation process concerning environmental management*, Desalination and Water Treatment, 2014, Vol.52, No. 19-21, 3859–3870.
- [29] MAŁOLEPSZY J., TKACZEWSKA E., *Wpływ popiołów lotnych ze współspalania węgla kamiennego i biomasy na proces hydratacji i właściwości cementu*, Materiały z Konferencji „Dni Betonu”, Wisła 2006.
- [30] MERINO I., AREVALO L.F., ROMERO F., *Characterization and possible uses of ashes from wastewater treatment plants*, Waste Management, 2005, Vol. 25, 1046–1054.
- [31] MERINO I., AREVALO L.F., ROMERO F., *Preparation and characterization of ceramic products by thermal treatment of sewage sludge ashes mixed with different additives*, Waste Management, 2007, Vol. 27, No. 12, 1829–1844.
- [32] MONZÓ J., PAYA, J., BORRACHERO M.V., GIRBES I., *Reuse of sewage sludge ashes (SSA) in cement mixtures: the effect of SSA on the workability of cement mortars*, Waste Management, 2003, Vol. 23, No. 4, 373–381.
- [33] MONZÓ J., PAYA, J., BORRACHERO M. V., MORENILLA J.J., BONILLA M., CALDERO P., *Some strategies for reusing residues from waste water treatment plants: Preparation of building materials*, Materiały z Konferencji „Use of Recycled Material in Building and Structures”, Barcelona 2004.

- [34] PAJAŁ, T. *Termiczne przekształcanie osadów ściekowych wobec wyzwań roku 2016*, Inżynieria i Ochrona Środowiska, 2014, Vol. 17, No. 3, 363–376.
- [35] Rocznik Ochrona Środowiska, GUS 2013.
- [36] Rozporządzenie Ministra Gospodarki z dnia 8 stycznia 2013 r. w sprawie kryteriów oraz procedur dopuszczania odpadów do składowania na składowisku odpadów danego typu (Dz.U. 2013, poz. 38.).
- [37] Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 27 września 2001 r. w sprawie katalogu odpadów (Dz.U. 2001, nr 112, poz. 126).
- [38] SADECKA Z., MYSZOGRAJ S., SUCHOWSKA-KISIELEWICZ M. *Aspekty prawne przyrodniczego wykorzystania osadów ściekowych*, Zeszyty Naukowe Inżynieria Środowiska/Uniwersytet Zielonogórski, 2011, No. 144, 5–17.
- [39] SAFIUDDIN M., JUMAAT M. Z., SALAM M. A., ISLAM M. S., HASHIM R., *Utilization of solid wastes in construction materials*, International Journal of Physical Sciences, 2010, Vol. 5, No. 13, 1952–1963.
- [40] SHIRODKAR P., SONPAL K., NORTON A., WEAVER R., TOMLINSON C., NOLAN A., METHA Y., JAHAN K., *Evaluation of Fatigue and Rutting Performance of Sewage Sludge Ash (SSA) in Asphalt Concrete*, The Journal of Solid Waste Technology and Management, 2011, Vol. 37, No. 1, 55–60.
- [41] SUZUKI S., TANAKA M., KANEKO T., *Glass-ceramic from sewage sludge ash*, Journal of Materials Science, 1997, Vol. 32, No. 7, 1775–1779.
- [42] ŚRODA K., KIJO-KLECZKOWSKA A., OTWINOWSKI H., *Termiczne unieszkodliwianie osadów ściekowych*, Inżynieria Ekologiczna, 2012, No. 28, 67–81.
- [43] TARKO B., GORAZDA K., WZOREK Z., NOWAK A. K., KOWALSKI Z., KULCZYCKA J., HENCLIK A., *Recovery of phosphorus from industrial sewage sludge ashes*. Przemysł Chemiczny, 2014, Vol. 93, No. 6, 1041–1044.
- [44] TENZA-ABRIL A. J., SAVAL J. M., CUENCA A., *Using Sewage-Sludge Ash as Filler in Bituminous Mixes*, Journal of Materials in Civil Engineering (2014), DOI: 10.1061/(ASCE)MT.1943-5533.0001087.
- [45] Ustawa z dnia 27 kwietnia 2001 r. Prawo ochrony środowiska (Dz.U. 2001 nr 62, poz. 627).
- [46] Ustawa z dnia 14 grudnia 2012 r. o odpadach (Dz.U. 2013, poz. 21).
- [47] UZUNOW E., *Osady ściekowe w produkcji materiałów budowlanych*, Wodociągi – Kanalizacja, 2009, Vol. 10, No. 68, 20–23.
- [48] WANG L., SKJEVRAK G., HUSTAD J. E., GRONIL M. G., *Sintering characteristics of sewage sludge ashes at elevated temperatures*, Fuel Processing Technology, 2012, Vol. 96, 88–97.
- [49] WENG C.H., LIND F., CHIANG P.C., *Utilization of sludge as brick materials*, Advances in Environmental Research, 2003, Vol. 7, No. 3, 679–685.
- [50] YADAV S., AGNIHOTRI S., GUPTA S., TRIPATHI R. K., *Incorporation of STP Sludge and Fly ash in Brick Manufacturing: An attempt to save the Environment*, International Journal of Advancements in Research & Technology, 2014, Vol. 3, No. 5, 138–144.
- [51] YENC L., TSENG D.H., LIN T.T., *Characterization of eco-cement paste produced from waste sludges*, Chemosphere, 2011, Vol. 84, No. 2, 220–226.
- [52] YUSUF R. O., NOOR Z. Z., DIN M. D. F. M. D., ABBA A. H., *Use of sewage sludge ash (SSA) in the production of cement and concrete-a review*, International Journal of Global Environmental Issues, 2012, Vol. 12, No. 2, 214–228.

THE POSSIBLE APPLICATIONS OF WASTE AFTER THERMAL TREATMENT OF SEWAGE SLUDGE IN BUILDING MATERIALS

The paper presents an analysis of the possible applications of waste after thermal treatment of sewage sludge in building materials. This method of incinerated sewage sludge ash (ISSA) management is consistent with the objectives of 'A zero waste programme for Europe', which assumes that sustainable economic growth is possible by moving towards a more circular economy (CE). The most important applications of fly ash in construction industry is the use of ash as a component of a mixture of raw materials for cement production, active additive for cementitious inorganic binder (concrete and mortar), bearing component of the raw material in the manufacture of building ceramics (bricks, ceramic tiles), a component of lightweight aggregate and sand and/or cement substitute in the road constructions (cement stabilized bases, subbases and embankments). This paper describes the possibility of using fly ash for construction purposes, including to meet both the technical and the environmental criteria.

Piotr SOBCZYŃSKI, Izabela SÓWKA, Yaroslav BEZYK*

CHARAKTERYSTYKA ZMIENNOŚCI EMISJI ODORÓW Z OSADNIKÓW WSTĘPNYCH I JEJ WPŁYW NA ZASIĘG ODDZIAŁYWANIA ZAPACHOWEGO OCZYSZCZALNI ŚCIEKÓW KOMUNALNYCH

Oczyszczalnie ścieków są częstą przyczyną skarg mieszkańców sąsiednich terenów ze względu na emisję nieprzyjemnych zapachów. W związku z faktem dynamicznego rozwoju ośrodków miejskich coraz częściej występują sytuacje, kiedy nowe osiedla budowane są w okolicach oczyszczalni ścieków, będąc tym samym narażonymi na negatywne oddziaływanie oczyszczalni pod względem zapachowym. W przypadku określania zasięgu oddziaływania zapachowego poszczególnych obiektów oczyszczalni ścieków modelami matematycznymi niezwykle istotnym zagadnieniem jest dobór odpowiednich danych do modelu w celu uniknięcia przeszacowania lub niedoszacowania obliczanych wartości stężeń zapachu. W pracy przedstawiono wyniki badań emisji odorów z osadników wstępnych wybranej oczyszczalni ścieków komunalnych dla okresu zimowego i przedstawienie zasięgu oddziaływania tych obiektów dla skrajnych zaobserwowanych wielkości emisji zapachu.

1. WSTĘP

1.1. UCIAŹLIWOŚĆ ZAPACHOWA OCZYSZCZALNI ŚCIEKÓW

Obiekty gospodarki komunalnej, w tym oczyszczalnie ścieków są obiektami, które są bardzo często przyczyną uciążliwości zapachowej na sąsiadujących terenach, a w związku z tym przyczyną skarg mieszkańców [1, 7, 13]. Obiektami generującymi największą emisję odorów, tym samym najbardziej uciążliwymi zapachowo obiektami oczyszczalni są zbiorniki ścieków surowych, hale krat, piaskowniki, osadniki wstępne, zbiorniki osadu, hale odwadniania osadów ściekowych [5, 13, 14]. Ze względu na znaczne rozmiary, głównymi obiektami uciążliwymi zapachowo na oczyszczalni ście-

* Politechnika Wroclawska, Zakład Ekologii i Zarządzania Ryskiem Środowiskowym, Politechnika Wroclawska, Wybrzeże Wyspiańskiego 27, 50-370 Wrocław, piotr.sobczynski@pwr.edu.pl.

ków są źródła powierzchniowe pasywne tj. osadniki wstępne i zbiorniki osadów ściekowych. Jednocześnie ich hermetyzacja oraz dezodoryzacja gazów z nich emitowanych jest na tyle kosztowna, iż na większości oczyszczalni emisja odorów z tych obiektów następuje w sposób niezorganizowany. W skład mieszaniny odorów wchodziją wyjątkowo nieprzyjemne dla człowieka związki zapachowo-czynne: amoniak, siarkowodór, merkaptany, ketony, aldehydy oraz kwasy tłuszczowe [3, 4, 12, 13].

Ocenę uciążliwości zapachowej danego obiektu można wykonać na podstawie pomiaru stężenia zapachowego, wyznaczenia wielkości emisji i określenia zasięgu rozprzestrzenienia się odorów lub odorantów za pomocą obliczeń przy zastosowaniu odpowiedniego modelu matematycznego bądź poprzez przeprowadzenie badań terenowych intensywności zapachu i wykonanie rozkładów przestrzennych przy pomocy narzędzi geostatystycznych [1, 2, 8, 9, 13]. Każda z tych metod dostarcza wiarygodnych informacji o zasięgu oddziaływania zapachowego analizowanego obiektu jednak pod względem ekonomicznym najkorzystniejsze jest stosowanie obliczeń modelowych. Wykonanie poprawnych obliczeń modelowych nie jest jednak możliwe bez prawidłowego oszacowania emisji z poszczególnych źródeł. Ze względu na dużą zmienność emisji odorów ze źródeł powierzchniowych pasywnych niezwykle istotna jest świadomość jak zmienia się emisja odorów w zależności od takich czynników jak turbulencja powietrza nad źródłem, temperatura ścieków, pH ścieków czy ciśnienie atmosferyczne [6, 10, 11] i jaki jest jej wpływ na zasięg oddziaływania zapachowego danego obiektu. W pracy przedstawiono wyniki badań emisji odorów z osadników wstępnych w okresie zimowym i oszacowanie ich zasięgu oddziaływania zapachowego przy zastosowaniu modelu referencyjnego [16].

1.2. OPIS OBIEKTU

Analizowanym obiektem jest mechaniczno-biologiczna oczyszczalnia ścieków komunalnych z podwyższonym stopniem usuwania biogenów i pełną przeróbką wytwarzanych osadów ściekowych o projektowanej równoważnej liczbie mieszkańców równej 1100000. Ścieki po wstępnym oczyszczeniu w hali krat kierowane są do piaskowników napowietrzanych, skąd poprzez pompownię ścieków surowych trafiają na osadniki wstępne radialne. Po oczyszczeniu mechanicznym ścieki poddawane są oczyszczaniu biologicznemu w bioreaktorach. Z komór biologicznych ścieki kierowane są do osadników wtórnych, następnie część zsedymetowanego osadu biologicznego recyrkulowana jest do reaktorów biologicznych, a pozostały osad nadmierny przekazywany jest na obiekty gospodarki osadowej. Osad wstępny zagęszczany jest w zagęszczaczach grawitacyjnych, a osad nadmierny zagęszczany jest mechanicznie na zagęszczarkach taśmowych, po czym poddawany jest procesowi beztlenowej fermentacji metanowej w Wydzielonych Komorach Fermentacyjnych.

Na terenie analizowanej oczyszczalni ścieków znajdują się cztery osadniki wstępne radialne o średnicy 42,0 m, wysokości 2,2 m oraz pojemności czynnej równej

3013 m³. Czas przetrzymania dla przepływu nominalnego wynosi 2,07 h przy obciążeniu osadnika 1,06 m³/m²/h. Dla przepływu maksymalnego czas przetrzymania wynosi 1,51 h przy obciążeniu osadnika 1,46 m³/m²/h. Podczas okresu objętego badaniami jeden z osadników nie był używany – jednocześnie pracowały trzy z czterech osadników.



Rys. 1. Analizowany osadnik wstępny

2. METODYKA BADAŃ

2.1. WIELKOŚĆ EMISJI ODORÓW Z OSADNIKÓW WSTĘPNYCH

W celu wyznaczenia emisji odorów z osadników oznaczano stężenia zapachowe dla próbek gazów pobieranych z powierzchni osadnika w okresie od października do lutego dla zmiennych warunków meteorologicznych oraz zmiennych parametrów dopływających ścieków zgodnie z metodyką opisaną w PN-EN 13725. Do poboru użyto próbnika oraz worków z PTFE charakteryzujących się brakiem pochłaniania bądź wydzielania zapachów. Również inne elementy zestawu do poboru prób wykonane są z materiałów bezwonnych, nie pochłaniających zapachu. Zgodnie z zaleceniami worki były uprzednio kondycjonowane. Próbkę pobierane były w uśrednionym czasie 30 min [17]. Bezpośrednio po poborze, próbki były transportowane do Laboratorium Badań Olfaktometrycznych w celu oznaczenia stężeń zapachowych. Pomiaru stężenia zapachowego dokonano przy zastosowaniu metody olfaktometrii dynamicznej, zgodnie z procedurami opisanymi w PN-EN: 13725 [15]. Urządzeniem pomiarowym był czterostanowiskowy olfaktometr TO8 wraz z niezbędnym oprzyrządowaniem. W ramach przeprowadzonych badań oznaczono stężenia zapachowe w próbkach

gazów pobranych z powierzchni osadnika w okresie od października do lutego, a następnie wyznaczono wielkość emisji odorów z osadników (tabela 1).

Tabela 1. Emisja odorów z osadników wstępnych

Nr poboru	Stężenie odorów [ou _e /m ³]	Jednostkowa emisja odorów [ou _e /s/m ²]	Emisja odorów [ou _e /s]	Emisja całkowita odorów z trzech osadników [ou _e /s]
1	1022	40,6	55622	166866
2	723	28,5	39045	117135
3	1729	68,5	93845	281535
4	723	28,5	39045	117135
5	1132	44,9	61513	184539
6	1094	43,4	59458	178374
7	341	13,6	18632	55896
8	478	18,8	25756	77268
9	585	23,0	31510	94530
10	268	10,6	14522	43566
11	627	24,9	34113	102339
12	527	20,9	28633	85899
13	198	7,9	10823	32469
14	219	8,8	12056	36168

2.2. METODOLOGIA I DANE PRZYJĘTE DO OBLICZEŃ MODELOWYCH

Wykonanie obliczeń rozprzestrzeniania się odorów przy zastosowaniu polskiego modelu referencyjnego wymaga tak jak w przypadku innych zanieczyszczeń powietrza atmosferycznego, informacji w zakresie danych meteorologicznych z wieloletnia, informacji dotyczących pokrycia terenu, parametrów poszczególnych emitorów oraz wielkości emisji zanieczyszczeń [16].

Zastosowany model wyznacza stężenia zanieczyszczeń w określonych punktach obliczeniowych przy zastosowaniu formuły gaussowskiej w postaci:

$$C(x, y, z) = \frac{1000E}{2\pi\sigma_x\sigma_y\sigma_z} \exp\left(-\frac{y^2}{2\sigma_y^2}\right) \left[\exp\left(-\frac{(z+H_e)^2}{2\sigma_z^2}\right) + \exp\left(-\frac{(z-H_e)^2}{2\sigma_z^2}\right) \right] \quad (1)$$

gdzie:

- $C(x, y, z)$ – stężenie zanieczyszczenia w punkcie o współrzędnych x, y, z , ou_e/m³,
- x, y, z – współrzędne punktu obliczeniowego, m,
- E – emisja zanieczyszczenia ze źródła punktowego, ou_e/s,
- $\sigma_x, \sigma_y, \sigma_z$ – odchylenia standardowe rozkładu normalnego stężeń zanieczyszczenia w smudze kierunku osi OX, OY, OZ, m,
- u – prędkość wiatru wzdłuż osi OX, m/s,

H_e – wysokość efektywnej emisji zanieczyszczenia ze źródła, m.

W celu wykonania obliczeń stężeń odorów w sąsiedztwie analizowanej oczyszczalni określono lokalizację oraz parametry źródeł emisji odorów (wysokość, powierzchnię, prędkość oraz temperaturę gazów odlotowych), określono aerodynamiczną szorstkość terenu oraz dobrano parametry meteorologiczne dla analizowanego obszaru (statystykę stanów równowagi atmosfery, prędkości i kierunków wiatru).

Obliczenia stężeń odorów przeprowadzone zostały w promieniu 1,5 km od analizowanej oczyszczalni. Rozpatrywany obszar pokryty jest głównie przez tereny rolnicze oraz łąki, jego topografia jest nieskomplikowana – teren jest płaski z różnicą poziomu terenu do kilku metrów. Na wschodzie oraz południowym – zachodzie analizowanego terenu znajdują się średniej wielkości skupiska leśne. Na wschód od oczyszczalni biegnie duża rzeka nizinna. Osiedla mieszkalne zlokalizowane są około 1400 m na południe od oczyszczalni. Na terenie oczyszczalni znajdują się cztery osadniki radialne o średnicy 42 m i wysokości lustra ścieków 3,0 m npt, z których emitowane są do atmosfery odory. Każdy osadnik wstępny jako emitor powierzchniowy zastąpiono pięcioma emitorami zastępczymi. Za pomocą modelu, dla wielkości siatki obliczeniowej 3,0×3,0 km i kroku siatki równym 50 m, przeprowadzono obliczenia częstości przekroczeń stężenia zapachu równego 1 ou_E/m³ w ciągu roku poza terenem analizowanej oczyszczalni ścieków. Przyjęto dopuszczalną częstość przekroczeń 1 ou_E/m³ na podstawie projektu rozporządzenia [16] równą 3% (tabela 2).

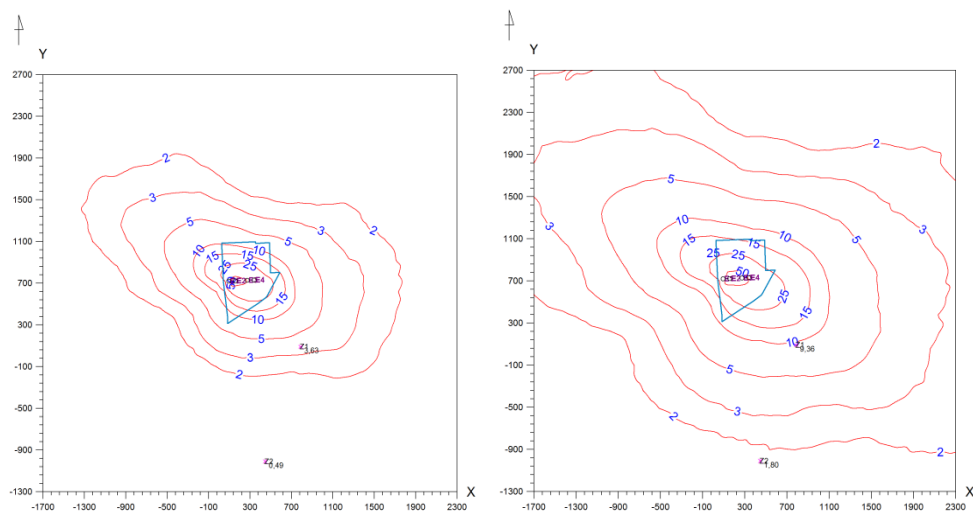
Tabela 2. Parametry emitorów

Oznaczenie emitora	Współrzędne emitora [m]	Wysokość emitora [m npt]	Powierzchnia emitora [m ²]	Emisja odorów [ou _E /s]	
				minimalna	maksymalna
E1	X = 91,7 Y = 728,7	3,0	1370	10823	93845
E2	X = 159,5 Y = 721,5	3,0	1370	10823	93845
E3	X = 341,0 Y = 728,4	3,0	1370	10823	93845

3. WYNIKI OBLICZEŃ

Przeprowadzone obliczenia modelem referencyjnym [16] pozwoliły na określenie zasięgu oddziaływania zapachowego analizowanych osadników wstępnych oczyszczalni ścieków komunalnych dla dwóch różnych scenariuszy emisji odorów wyznaczonych podczas okresu zimowego – założenia wielkości emisji minimalnej odorów (10823 ou_E/s) oraz maksymalnej (93845 ou_E/s). Wykazały one, iż analizowane obiekty mogą być przyczyną uciążliwości zapachowej dla okolicznych osiedli mieszkalnych

zlokalizowanych na południe od oczyszczalni ścieków. Wskazują na to wyniki obliczeń zarówno częstości przekroczeń stężenia zapachu równego $1 \text{ ou}_e/\text{m}^3$ dla założonej emisji maksymalnej i minimalnej (rys. 2).



Rys. 2. Częstość przekroczeń $1 \text{ ou}_e/\text{m}^3$ dla założonej emisji minimalnej (L) i maksymalnej (P)

Zasięg oddziaływania zapachowego wyznaczony dla założonej emisji maksymalnej jest prawie dwukrotnie większy niż dla emisji minimalnej. Obszar negatywnego oddziaływania dla emisji minimalnej będzie obejmował teren maksymalnie w odległości 350 m od granicy oczyszczalni, a dla scenariusza emisji maksymalnej do 900 m od granic oczyszczalni. Obliczona częstość przekroczeń $1 \text{ ou}_e/\text{m}^3$ na zabudowie mieszkalnej dla wariantu maksymalnego emisji wynosi 1,80%, a oraz 0,49% dla wariantu emisji minimalnej.

4. PODSUMOWANIE

Wykonane badania emisji odorów z osadników wstępnych będących jednym z najbardziej uciążliwych zapachowych obiektów oczyszczalni ścieków komunalnych wykazały, iż w zależności od warunków panujących podczas poboru, wielkość emisji odorów jest bardzo zmienna. Maksymalna wielkość emisji wyznaczona podczas okresu zimowego jest blisko 10-krotnie większa od wyznaczonej emisji minimalnej. Wskazuje to na potrzebę prowadzenia badań emisji odorów ze źródeł powierzchniowych pasywnych dla różnych warunków poboru. Należy mieć świadomość, iż bezkrytyczne przyjmowanie do obliczeń modelowych, wartości stężeń odorów [ou_e/m^3], wyznaczonych na podstawie pojedynczego pomiaru może prowadzić do kilkukrotnego

przeszacowania lub niedoszacowania zasięgu oddziaływania źródeł powierzchniowych pasywnych.



KAPITAŁ LUDZKI
NARODOWA STRATEGIA SPÓJNOŚCI

UNIA EUROPEJSKA
EUROPEJSKI
FUNDUSZ SPOŁECZNY



Zadanie współfinansowane ze środków Unii Europejskiej w ramach Europejskiego Funduszu Społecznego

LITERATURA

- [1] BAEZA-BROTONS F., GARCES P., PAYA J., SAVAL J. M., *Portland cement systems with addition of sewage sludge ash. Application in concretes for the manufacture of blocks*. Journal of Cleaner Production, 2014, No. 82, 112–124.
- [1] BELGIORNO V., NADDEO V., ZARRA T., *Odour impact assessment handbook*, Wiley, 2013.
- [2] CAPELLI L., SIRONI S., DEL ROSSO R., GUILLOT J.-M., *Measuring odours in the environment vs. dispersion modelling: A review*, Atmospheric Environment, 2013, Vol. 79, 731–743.
- [3] DINCER F., MUEZZINOGLU A., *Odor-causing volatile organic compounds in wastewater treatment plant units and sludge management areas*, Journal of Environmental Science and Health, 2008, Vol. 43:13, 1569–1574.
- [4] EUI-CHAN J., HYUN-Keun S., JAE-HWAN S., *Emission Characteristics and Factors of Selected Odorous Compounds at a Wastewater Treatment Plant*, Sensors, 2009, Vol. 9, 311–326.
- [5] GOSTELOW P., PARSONS S.A., STUETZ R., *Odour measurements for sewage treatment works*, Water Research, 2001, 579–596.
- [6] HUDSON N., AYOKO G.A., *Odour sampling 1: Physical chemistry considerations*, Bioresource Technology, 2008, Vol. 99, 3982–3992.
- [7] KOŚMIDER J., MAZUR-CHRZANOWSKA B., WYSZYŃSKI B., *Odory*, Wydawnictwo Naukowe PWN, 2002.
- [8] LEBRERO R., BOUCHY L., STUEYZ R., MUNOZ R., 2011. *Odor Assessment and Management in Wastewater Treatment Plants: A Review*, Critical Reviews. Environmental Science and Technology, 41:10, 915–950.
- [9] NICELL J.A., *Assessment and regulation of odour impacts*, Atmospheric Environment, 2009, Vol. 43, 196–206.
- [10] NAGARAJ A., SATTLER M., *Correlating Emissions with time and temperature to predict worst-case emissions from open liquid area sources*, Journal of the Air & Waste Management Association, 2005, Vol. 55, 1077–1084.
- [11] SCHWARZENBACH R., GSCHWEND P., IMBODEN D., 2003. *Environmental Organic Chemistry 2nd edition*, John Wiley & Sons, New York.
- [12] SHARMAA K. R., YUANA Z., DE HAASA D., HAMILTON G., CORRIEB S., KELLER J., *Dynamics and dynamic modelling of H₂S production in sewer systems*, Water Research, 2008, Vol. 42, 2527–2538.
- [13] STUETZ R., *Odours in wastewater treatment: Measurement, Modeling and Control*, IWA Publishing, 2001.
- [14] TCHOBANOGLIOUS G., BURTON F., STENSEL D., *Wastewater engineering Treatment and reuse*, 2004, Metcalf & Eddy, McGrawHill.
- [15] Polska norma PN 13725, Jakość powietrza. Oznaczanie stężenia zapachowego metodą olfaktometrii dynamicznej.

- [16] Rozporządzenie MŚ z 26.01.2010 r w sprawie wartości odniesienia dla niektórych substancji w powietrzu (Dz.U.Nr 16, poz.87).
- [17] VDI guidelines - 3880, Olfactometry - Static sampling. 2009. Berlin, Beuth Verlag.

CHARACTERISTICS OF PRIMARY CLARIFIERS ODOUR EMISSION VARIABILITY AND ITS INFLUENCE ON WASTEWATER TREATMENT PLANT ODOUR IMPACT RANGE

Odour emission from Wastewater Treatment Plants (WWTP) is a common cause of odour nuisance to neighboring areas. Odour impact assessment can be realized by conducting mathematical modeling, but odour or individual odorants emission data must be provided. This paper presents the importance of the hydrogen sulfide emissions as the dominant odorant compound emitted from wastewater treatment plants, which may be applied as an indicator compound, which can be used to determine odour impact range of WWTP. Paper summarizes the literature data indicating the dominant influence of hydrogen sulfide as the substance responsible for the odour nuisance of most WWTPs. Methods of hydrogen sulfide concentrations determination and accuracy of individual methods are described.

*doradztwo ekologiczne, zasoby środowiska naturalnego,
efekt ekologiczny, odnawialne źródła energii,
efekt ekonomiczny, analiza SWOT*

Lukasz SZALAŁATA, Magdalena BARTOSIK*

DORADZTWO EKOLOGICZNE SKUTECZNYM NARZĘDZIEM ZARZĄDZANIA ŚRODOWISKIEM

Przedmiotem niniejszego artykułu jest analiza i ocena zrealizowanych w 2014 roku doradztw ekologicznych w ramach projektu „Firma XXI wieku to ekologiczna firma” (POKL.02.01.01-00-055/13) współfinansowanego ze środków Unii Europejskiej w ramach Europejskiego Funduszu Społecznego, które na przykładzie wybranych podmiotów gospodarczych okazały się skutecznym narzędziem zarządzania środowiskiem i stanowią przykład dobrej praktyki. Opisano i przeanalizowano rolę doradztwa ekologicznego i prośrodowiskowego jako jednego z narzędzi zarządzania środowiskiem w zakresie wdrażania trwałego zrównoważonego rozwoju na przykładzie małych i średnich podmiotów gospodarczych na terenie Województwa Dolnośląskiego i Opolskiego. Wskazano jak istotnym elementem jest zwiększanie świadomości ekologicznej oraz znajomości aktualnych procedur prawno-administracyjnych dla osób zarządzających wybranymi podmiotami. Ponadto, w efekcie pracy dla wybranych dobrych praktyk określono możliwości do osiągnięcia efekt ekologiczny i ekonomiczny zaproponowanych rozwiązań.

1. WPROWADZENIE

Rozwój gospodarczy kraju determinuje działania na rzecz trwałego zrównoważonego rozwoju z poszanowaniem środowiska naturalnego, w tym na stałe zwiększanie świadomości ekologicznej i poszukiwania możliwości rozwoju przedsiębiorstw i podmiotów gospodarczych w ujęciu rozwoju i wdrażania nowoczesnych systemów energetycznych mających na celu ograniczenie zapotrzebowania na energię, a w konsekwencji wpływ na efekt ekonomiczny planowanych przedsięwzięć.

* Politechnika Wroclawska, Wydział Inżynierii Środowiska, Zakład Ekologii i Zarządzania Ryzykiem Środowiskowym, ul. Wybrzeże Wyspiańskiego 27, 50-370 Wrocław, lukasz.szalata@pwr.edu.pl.

Jednym z istotnych elementów jest wdrażanie w okresie ostatnich kilku lat systemu odnawialnych źródeł energii (OZE) w Polsce, co budzi duże zainteresowanie jak i wiele kontrowersji. Z dniem wprowadzenia w życie Dyrektywy Parlamentu Europejskiego i Rady nr 2002/358/WE [1], w sprawie zatwierdzenia przez UE protokołu z Kioto, w Europie rozpoczęto aktywnie działania mające na w celu spełnienie warunków zawartych w przedmiotowej dyrektywie. Mechanizmem regulującym aspekty prawne, dotyczące stosowania energii ze źródeł odnawialnych jest m.in. dyrektywa 2001/77/WE [2], dyrektywa 2003/30/WE [3], dyrektywa 2009/28/WE [4] oraz cele polityki klimatycznej Unii Europejskiej, które zostały przedstawione przez Radę europejską w dniu 8–9 marca 2007 roku, inaczej tzw. „pakiet 3×20”, czyli redukcja o 20% gazów cieplarnianych, zwiększenie efektywności energetycznej także o 20%, oraz wykorzystanie odnawialnych źródeł energii jako 20% w bilansie energii oraz zwiększenie do 10% udziału energii ze źródeł odnawialnych (biopaliw) w transporcie w odniesieniu do 1990 r. Cele te mają powinny zostać spełnione do 2020 roku. Przedmiotowy pakiet został przyjęty dopiero w grudniu 2008 roku, a Polska wynegocjowała 15% wykorzystania energii z odnawialnych źródeł energii, co jest efektem trudnych negocjacji i wyzwania w zakresie efektywnego wykorzystania funduszy na inwestycje związane z OZE oraz usprawnienia systemu produkcji energii, ciepła i chłodu z w/w źródeł. Następnym elementem jest problematyka implementacji przez Polskę zapisów dyrektywy EU ETS [5], której kluczowym celem, jest ograniczenie emisji gazów cieplarnianych w sektorach takich jak energetyka i przemysł w stosunku do 2005 roku. System handlu uprawnieniami do emisji gazów cieplarnianych ma usprawnić ten proces. Polska negocjując pakiet energetyczno-klimatyczny otrzymała częściowe zwolnienie producentów energii elektrycznej, z konieczności wykupienia wszystkich emisji na aukcjach.

Polityka energetyczna w Polsce zatem oparta jest na następujących filarach [8]:

- Poprawa efektywności energetycznej;
- Wzrost bezpieczeństwa dostaw paliw i energii;
- Dywersyfikacja struktury wytwarzania energii elektrycznej poprzez wprowadzenie energetyki jądrowej;
- **Rozwój odnawialnych źródeł energii;**
- Rozwój konkurencyjnych rynków paliw i energii;
- Ograniczenia oddziaływania energetyki na środowisko.

Pod koniec października 2014 r. Unia Europejska ustaliła ramy polityki klimatycznej i energetycznej po 2020 r., które mają stworzyć podstawę zabezpieczenia inwestycji w następujących pięciu obszarach [6]:

- Bezpieczeństwo dostaw;
- Dalsza integracja rynku wewnętrznego energii;
- Zmniejszony popyt na energię;
- Dekarbonizacja;
- Badania i rozwój.

Swoimi postulatami obejmują one także cele polityki klimatyczno-energetycznej ustalone przez Radę Europejską.

Elementem bezpośredniego wdrażania zapisów powyżej opisanych wymagań mających na celu poprawę komponentów środowiska, a w konsekwencji wyzwań technologicznych, inwestycyjnych, proceduralnych i ekologicznych jest realizacja na niższym poziomie wykonawczym doradztw ekologicznych dla firm przez ekspertów z zakresu ochrony, inżynierii i ekonomii środowiska.

2. METODYKA PROWADZENIA DORADZTW EKOLOGICZNYCH

Doradztwo ekologiczne realizowane było zgodnie z wypracowaną metodą ekspercką polegającą na realizacji dedykowanych szkoleń i warsztatów naukowo-badawczych podejmujących profil wybranej praktyki ze szczególnym naciskiem na indywidualne podejście do problemów przedsiębiorcy.



Rys. 1. Elementy doradztwa ekologicznego [7]

Doradztwo oparte było o bezpośredni kontakt z przedsiębiorcą poprzez analizę profilu przedsiębiorstwa i realizację wizji terenowych wybranych podmiotów gospodarczych w celu wykonania dokładnej analizy przy uwzględnieniu stosowanych w firmie działań proekologicznych oraz umożliwiających dokładny przegląd wewnętrzny potrzeb kadry zarządzającej i pracowników w zakresie zielonych kompetencji. Doradztwo było dokonywane za pomocą sprawdzonych metod heurystycznych

i dobrze przyjętych praktyk oraz doświadczenia i wiedzy praktycznej ekspertów. Uzupełnieniem pakietu działań operacyjnych było wykorzystanie sprawdzonych działań, takich jak metoda Delficka, burza mózgów, analiza wielowymiarowa, czy stosowana z powodzeniem heurystyczna analiza SWOT (S-Strengths, W-Weaknesses, O-Opportunities, T-Threats) oraz merytoryczna dyskusja, a także konsultacje z przedsiębiorcą.



Rys. 2. Doradztwo ekologiczne dla firm [7]

3. DZIAŁANIA PROEKOLOGICZNE WDRAŻANE W PRZEDSIĘBIORSTWIE

Po dokonaniu szczegółowej analizy firmy, wykonaniu raportu z doradztwa opracowywano dedykowany dla przedsiębiorstwa plan wdrożenia działań proekologicznych z uwzględnieniem następujących czynników:

- efektywne zarządzanie energią (elektryczną i ciepłą) w przedsiębiorstwie;
- uzyskanie certyfikatu proekologicznego *Zielonego Biura*;
- system zarządzania środowiskowego ISO 14001 dla przedsiębiorstwa;
- rozwój marki, poszerzenie oferty o działania proekologiczne;
- rozwój kadry przedsiębiorstwa w ujęciu zwiększenia świadomości ekologicznej i zwrócenia uwagi na możliwości wykorzystania środków pomocowych i programów regionalnych oraz dedykowanych dotacji w zakresie działań prośrodowiskowych.

W zakresie efektywnego zarządzania energią w przedsiębiorstwie zwracano uwagę m.in. na:

- wymianę tradycyjnego oświetlenia na oświetlenie LED, które pozwala na uzyskanie oszczędności energii elektrycznej w zakresie 60–70%, przy dłuższej żywotności i trwałości;
- termomodernizację budynku, która prowadzi do zmniejszenia poboru ilości energii cieplnej, co przekłada się na obniżenie kosztów za ogrzewanie. W połączeniu z wymianą stolarki okiennej i drzwiowej odzwierciedla się za pomocą dużych oszczędności zarówno ekonomicznych jak i ekologicznych (zmniejszenie emisji CO₂);
- dostęp do energii cieplnej z ciecii ciepłowniczej, i zalecenia w zakresie wymiany istniejących kotłów tradycyjnych opalanego węglem, na kocioł opalany biomasą, bądź też na kocioł zasilany gazem;
- sposób dofinansowania proponowanych instalacji systemów fotowoltaicznych do produkcji energii elektrycznej.

Kolejnym analizowanym obszarem jest dążenie przedsiębiorstw do uzyskania certyfikatu *Zielone Biuro* oraz spełnienia normy ISO 1400, co w funkcji czasu przyczyni się do następujących korzyści, takich jak:

- wiarygodne potwierdzenie dbałości o środowisko oraz spełniania parametrów istotnych ekologicznie;
- uzyskanie oraz wzmacnianie prośrodowiskowego wizerunku firmy;
- udział w ogólnopolskiej inicjatywie dającej możliwość wymiany doświadczeń;
- wykorzystanie potencjału współpracy i wzajemnej promocji (marketing ekologiczny);
- prestiż i wyróżnienie się na tle konkurencji;
- wzrost świadomości ekologicznej właściciela oraz klientów firmy;
- obniżenie kosztów działalności, poprzez zwiększenie racjonalności gospodarowania surowcami.

Uzasadniając proponowane w wyniku zrealizowanych doradztw działania proekologiczne uwzględniono następujące aspekty: ekonomiczne (oszczędności energii elektrycznej, cieplnej), ekologiczne, środowiskowe oraz społeczno-strategiczne (propagowanie ekologicznego wizerunku firmy). Do oceny skuteczności tych działań zostały wykorzystane wskaźniki ekonomiczne, poprzez wdrożenie których w funkcji czasu, możliwe jest uzyskanie oczekiwanego efektu ekologicznego i ekonomicznego.

4. PRZYKŁADY WDROŻENIA DOBRZYCH PRAKTYK W PRZEDSIĘBIORSTWIE

Racjonalne gospodarowanie i zarządzanie komponentami środowiska wymaga zastosowania odpowiednich narzędzi, które mają na celu optymalizację decyzji zarzą-

dzania środowiskiem. Jednym z nich jest analiza SWOT [8, 10–12] oraz stosowanie metody delfickiej, burzy mózgów, czy też analizy wielowymiarowej.

4.1. PEXO

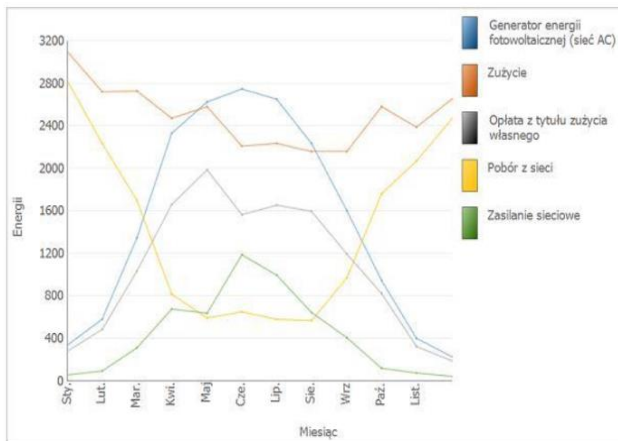
Pozytywnym aspektem zrealizowanych ponad trzydziestu doradztw dla firm i podmiotów gospodarczych jest chęć podjęcia przez przedsiębiorców dalszej współpracy w zakresie działań proekologicznych. Wybrany przykładem jest dobra praktyka na podstawie nawiązanej współpracy z firmą produkcyjno-handlową PEXO w Lubinie, z zakresu produktów BHP, działająca na rynku od 1989 roku, która zarządzana jest przez kadre o wysokiej świadomości ekologicznej. Rachunek ekonomiczny firmy jest dodatni, a przedsiębiorstwo mieści się w lokalu własnościowym o powierzchni ok. 1000 m², w budynku po termomodernizacji z ocieplonymi ścianami i zmodernizowaną powierzchnią dachową oraz wymienioną stolarką okienną. Miesięczne szacunkowe rachunki za opłatę energii elektrycznej wahają się na poziomie 2 tys. zł, a przedsiębiorstwo zatrudnia 28 osób.

Po przeanalizowaniu działań firmy oraz po konsultacjach z właścicielem i kadrami zarządzającą opracowano wstępny projekt systemu fotowoltaicznego we współpracy z wiodącą na rynku firmą w zakresie systemów fotowoltaicznych.

Zaprojektowano 80 sztuk modułów fotowoltaicznych, co w efekcie powinno skutkować następującymi parametrami technologicznymi zobrazowanymi na rysunkach 3–4.

W celu prawidłowego sporządzenia projektu, uwzględniając wielkowymiarowość zagadnienia posłużono się heurystyczną techniką analityczną SWOT, która polega na uporządkowaniu posiadanych informacji w oparciu o wiedzę praktyczną i teoretyczną z uwzględnieniem następujących czterech kategorii czynników strategicznych:

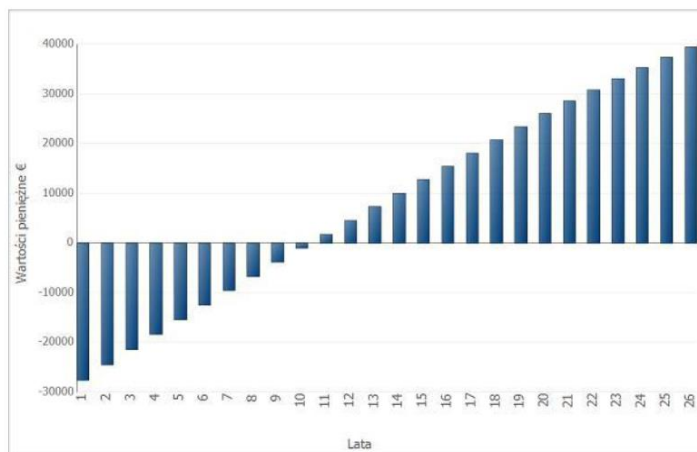
- S (Strengths) – mocne strony: wszystko to co stanowi atut, przewagę, zaletę analizowanego obiektu,
- W (Weaknesses) – słabe strony: wszystko to co stanowi słabość, barierę, wadę analizowanego obiektu,
- O (Opportunities) – szanse: wszystko to co stwarza dla analizowanego obiektu szansę korzystnej zmiany,
- T (Threats) – zagrożenia: wszystko to co stwarza dla analizowanego obiektu niebezpieczeństwo zmiany niekorzystnej.



Rys. 3. Ilustracja prognozy zysku (opracowanie własne)

Zysk

Całkowite koszty inwestycji	28 400,00 €
Zwrot całkowitych nakładów	11,24
Okres amortyzacji	9,6 roku
Koszty wytwarzania energii elektrycznej	0,09 €



Rys. 4. Skumulowany Cashflow

Tabela 1. Analiza SWOT dla energii pozyskiwanej z promieniowania słonecznego dla Firmy PEXO

Rodzaj produkowanej energii	Mocne strony S	Słabe strony W	Szanse O	Zagrożenia T
Parametry technologiczne	Nowoczesne i wysoko sprawne technologie produkcji energii elektrycznej i ciepłej; Brak emisji gazów cieplarnianych w procesie produkcji energii elektrycznej i ciepłej; Duża niezawodność.	Niedostateczne systemy magazynowania nadwyżek energii elektrycznej i systemu dystrybucji wyprodukowanej energii; Nierównomierne promieniowanie słoneczne; Niska sprawność elektrowni fotowoltaicznych.	Stąły, zauważalny wzrost potencjału technologicznego produkcji paneli PVT i PV	Niskiej jakości technologie.
Parametry środowiskowo-społeczne		Produkcja ogniw krzemowych, stwarza zagrożenie dla środowiska.	Wykorzystanie powierzchni dachowych na terenie miejskim; Stale wzrastającą świadomość społeczną w zakresie inwestycji prośrodowiskowych	Analiza cyklu życia produktu.
Parametry prawno-administracyjne		Skomplikowane procedury środowiskowe		
Parametry czasowe	Szybkość realizacji inwestycji			
Parametry finansowe			Stale obniżanie kosztów produkcji paneli i całych modułów	Problem ze sprzedażą energii do sieci energetycznej

Podsumowując analizę SWOT, należy zwrócić szczególną uwagę na bariery, które ograniczają lub spowalniają inwestycje. Największym problemem, są nakłady finansowe, które są związane z zakupem nowoczesnych i niezawodnych technologii. Aspekty prawno-administracyjne nie ułatwiają pozyskiwania funduszy unijnych przez inwestorów, a problemem jest także świadomość społeczeństwa w zakresie zrozumienia korzyści jakie niesie ze sobą wprowadzenie nowych metod pozyskiwania energii. Należy również dodać, że z biegiem czasu technologie ulegają zniszczeniu lub zużyciu co także przekłada się na żywotność zakładu. Należy zwrócić szczególną uwagę na trwałość instalacji, która niesie ze sobą problem usunięcia jej oraz sposób odpowied-

niej utylizacji, bez szkodliwego wpływu na środowisko. Do pozytywnych punktów należą: niskie lub zerowe emisje CO₂ przy produkcji, niewyczerpalność zasobów (wiatru, wody, słońca), oraz w dużej mierze wykorzystanie nieużytków rolnych oraz powierzchni dachowych. Każda taka inwestycja niesie ze sobą ingerencje w krajobraz, także należy zwrócić szczególną uwagę na obszary natura 2000 oraz znajdująca się florę i faunę wokół planowanej inwestycji.

4.2. TARGOWISKO W BOLESŁAWCU

Kolejnym przykładem jest nawiązana współpraca z Targowiskiem w Bolesławcu, która ma na celu wymianę tradycyjnego oświetlenia na placu handlowym na nowoczesne, ekonomiczne i ekologiczne oświetlenie LED.

Na targowisku znajduje się 10 słupów oświetleniowych z oprawami na żarówki jodowo-sodowe o mocy 160 W.

Obecne zużycie energii przez 10 lamp świecących średnio przez 10 godzin na dobę przez 30 dni w miesiącu na terenie Targowiska w okresie całego roku to 5840 kWh.

Na podstawie analizy dostępnych materiałów oraz oceny technologicznej wybranego produktu – lampy LED, typ ESS-ST-02 oszacowano zgodnie z załączonymi obliczeniami, że w wyniku planowanej modernizacji oświetlenia na badanych obszarze w skali roku zużycie energii na oświetlenie wynosić będzie 1750 kWh, a szacunkowy koszt oświetlenia przy koszcie 1 kWh (ok. 0,6 zł) wynosić będzie 1037 PLN.

Poprzez wdrożenie działań proekologicznych zaproponowanych w przedmiotowej koncepcji rozwiązań uniknięta zostanie emisja CO₂ do atmosfery w wielkości 3,64 Mg CO₂/rocznie.

Tabela 2. Wyliczenie efektu ekologicznego (opracowanie własne)

L.p.	EFEKT EKOLOGICZNY - MODERNIZACJA	Wyniki	UWAGI
1	Aktualne zużycie energii	5,84	w MWh
2	Zużycie energii po modernizacji	1,75	w MWh
3	Roczna oszczędność energii	4,09	w MWh
4	Wskaźnik oszczędności	70%	w stosunku do stanu aktualnego
5	Współczynnik Emisji	0,89	na podstawie NFOŚiGW
6	Oszczędność CO₂	3,64	w Mg

Efekt ekologiczny rozumiany jako zmniejszenie ilości zanieczyszczeń wprowadzanych do środowiska w relacji przed i po rozpoczęciu eksploatacji nowych urządzeń, będących przedmiotem planowanej inwestycji jest istotnym narzędziem zarządzania środowiskowego w korelacji z efektem ekonomicznym stanowiącym oszczędność energii elektrycznej, co w efekcie końcowym wiąże się z oszczędnościami finansowymi.

5. WNIOSKI

Poprzez prowadzenie doradztw ekologicznych, wspierany jest plan unii energetycznej, działania obejmują trzy filary, takie jak:

- rozwój i badania;
- dekarbonizacja;
- zmniejszony popyt na energię.

Poprzez powyższe działania przybliżamy się do spełnienia wymogów celów klimaczo-energetycznych ustalonych przez Radę Europejską.

Tworzenie „zielonego” wizerunku Firmy i wprowadzanie ekologicznych rozwiązań stało się w ostatnich latach bardzo popularne, zarówno w Polsce, jak i na świecie. To dobre podejście, gdyż dbałość o środowisko jest nie tylko obowiązkiem każdej firmy, ale może okazać się efektywne ekonomicznie, a przede wszystkim ekologicznie kształtując trwałą zrównoważony rozwój.

Praca współfinansowana w ramach badań statutowych S40-029.

LITERATURA

- [1] Dyrektywa 2002/358/WE z dnia 25 kwietnia 2002 r. dotycząca zatwierdzenia protokołu z Kioto, w sprawie zmian klimatu i wspólnej realizacji wynikających z niego zobowiązań.
- [2] Dyrektywa 2001/77/WE z dnia 27 września 2001 r. w sprawie wspierania produkcji na rynku wewnętrznym energii elektrycznej wytwarzanej z źródeł odnawialnych.
- [3] Dyrektywa 2003/30/WE z dnia 8 maja 2003 r. w sprawie spierania użycia w transporcie biopaliw i innych paliw odnawialnych.
- [4] Dyrektywa 2009/28/WE Parlamentu Europejskiego w sprawie promowania stosowania energii ze źródeł odnawialnych.
- [5] Dyrektywa Parlamentu Europejskiego i Rady 2009/29/WE z dnia 23 kwietnia 2009 r. zmieniająca dyrektywę 2003/87/WE w celu usprawnienia i rozszerzenia wspólnotowego systemu handlu uprawnieniami do emisji gazów cieplarnianych (tzw. dyrektywa EU ETS), oraz decyzja Parlamentu Europejskiego i Rady 2009/406/WE z dnia 23 kwietnia 2009 r. w sprawie wysiłków podjętych przez państwa członkowskie, zmierzających do zmniejszenia emisji gazów cieplarnianych w celu realizacji do roku 2020 zobowiązań Wspólnoty dotyczących redukcji emisji gazów cieplarnianych (tzw. decyzja non-ETS).
- [6] e-wydania.abrys.pl.
- [7] Fotolia.pl.
- [8] JASIŃSKI Z.: *Podstawy zarządzania operacyjnego*. Oficyna Ekonomiczna, Kraków 2007.
- [9] Uchwała nr XXXV/779/12 Rady Miejskiej Wrocławia z dnia 29 listopada 2012 r.
- [10] OBÓJ K.: *Strategia organizacji – w poszukiwaniu trwałej przewagi konkurencyjnej*. Wydanie II zmienione, Polskie Wydawnictwo Ekonomiczne, Warszawa 2007.
- [11] SZAŁATA Ł., Zwoździak J.: *Analiza SWOT jako podstawowe narzędzie w zarządzaniu środowiskiem*. Rocznik Ochrony Środowiska, Tom 13, rok 2011.
- [12] ZWOŹDZIAK J.: *SWOT Heurystyczna technika analityczna*. Narodowy Program Foresight Polska 2020 – Technologie na rzecz ochrony środowiska, Rzeszów, 2007.

ECOLOGICAL CONSULTING
– AN EFFECTIVE TOOL OF ENVIRONMENTAL MANAGEMENT

This subject of following paper is the analysis and the evaluation, environmental consulting in the project the 21st century enterprise is the ecological company which were completed in 2014, co-financed by European Union in European Social Fund. On the example of chosen companies, it appeared to be an effective tool, of environmental management and they are the exemplar of good practice. The mining of pro environmental were consultation, described and analysed as one of the management, in the field of implementation of the sustainable development on the example of micro and midi companies in the lover Silesian and Opole voivodeship. It was shown how important is increasing the ecological awareness ant the knowledge of the administrate and legal procedures for the management of the companies. Moreover as a result of the research for the selected good practices, the possible to reach environmental and economical effect was started.

Mateusz SZUBEL, Grzegorz BASISTA*

ANALIZA WPLYWU KONSTRUKCJI AKUMULACYJNEGO WYMIENNIKA CIEPŁA NA EFEKTYWNOŚĆ OGRZEWANIA PIECEM NA DREWNO I BILANS CIEPLNY URZĄDZENIA GRZEWCZEGO

Urządzenia grzewcze małej mocy stosowane są do wytworzenia ciepła w gospodarstwach domowych. Źródło ciepła oraz system jego dystrybucji, czyli wewnętrzne elementy instalacji grzewczej tworzą kompletny układ ogrzewania budynku, przy czym źródłem ciepła najczęściej jest kocioł centralnego ogrzewania, piec albo kominek. W przypadku ostatniego z wymienionych typów jednostek, osiągnięcie satysfakcjonująco wysokiej sprawności ogrzewania jest utrudnione, z uwagi na oddawanie dużej ilości energii przez korpus kominka w stosunkowo krótkim czasie i stratę kominową, osiagającą kilkadziesiąt procent. Zwiększenie efektywności pracy kominka wymaga wyposażenia urządzenia w wymiennik wodny w postaci płaszcza (lub nasadzony na czopuch), odpowiedniej zabudowy konwekcyjnej albo wykorzystania ceramicznego wymiennika z materiału akumulującego ciepło spalin. Dzięki odpowiednim właściwościom materiałowym, wymienniki akumulacyjne pozwalają na wydłużenie cyklu grzewczego do ok. 10 godzin, przy jednoczesnym podwyższeniu sprawności systemu, dzięki znacznemu obniżeniu entalpii spalin ulatujących do czopucha. Niniejsza praca prezentuje porównanie dwóch alternatywnych konstrukcji akumulacyjnego wymiennika ciepła pod kątem parametrów pracy w systemie grzewczym opartym na współczesnym akumulacyjnym palenisku kominkowym, o mocy nominalnej 22,5 kW. Na podstawie analiz eksperymentalnych, przeprowadzonych na stanowisku pomiarowym wymiennika ceramicznego w konfiguracji wachlarzowej, opracowano zestaw założeń i warunków brzegowych umożliwiających budowę modelu numerycznego CFD (Computational Fluid Dynamics) tego urządzenia oraz alternatywnej konstrukcji w konfiguracji nasadowej. Wyniki modelowania numerycznego, przeprowadzonego za pomocą komercyjnego środowiska Workbench 15, pozwoliły na analizę wpływu geometrii wymiennika na jego podstawowe parametry pracy. Ponadto, w oparciu o porównanie wyników eksperymentów i symulacji przedyskutowano wiarygodność modeli.

* AGH Akademia Górniczo-Hutnicza, Wydział Energetyki i Paliw, Katedra Zrównoważonego Rozwoju Energetycznego, al. Adama Mickiewicza 30, 30 –059 Kraków, mszubel@agh.edu.pl.

1. CHARAKTERYSTYKA POWSZECHNYCH ROZWIĄZAŃ TECHNIKI KOMINKOWEJ

1.1. KOMINEK – DOMOWE URZADZENIE GRZEWCZE ZASILANE DREWNIEM

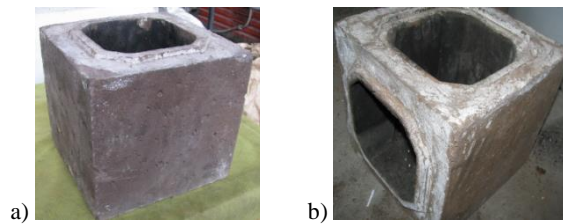
W przypadku klasycznych wkładów kominkowych, ciepło jest przekazywane do otoczenia na drodze naturalnej konwekcji, a także promieniowania przez szybę i ściany korpusu komory paleniskowej. Z uwagi na fakt, iż jako paliwo wykorzystuje się przede wszystkim drewno kawałkowe, wysoką temperaturę uzyskuje się w skutek spalania w fazie gazowej wydzielonych z biomasy części lotnych. Dzięki stosowaniu zamkniętej komory spalania, możliwe jest odpowiednie prowadzenie procesu dystrybucji powietrza, skutkujące efektywnym dopalaniem gazów, w których przeważa tlenek węgla (CO).

Wkład kominkowy wysokiej jakości może wytworzyć 3 kW ciepła, przy założeniu, że w ciągu godziny spalono 1kg drewna opałowego, przy sprawności 75%. Taka ilość energii jest wystarczająca do ogrzania pomieszczenia o powierzchni ok. 60 m², przy temperaturze zewnętrznej równej -12°C [3]. Powszechną metodą regulacji mocy chwilowej wkładów jest manipulacja strumieniem powietrza dostarczanego do komory spalania. Metoda ta, z uwagi na w/w specyfikę procesu spalania, wpływa niekorzystnie na emisję zanieczyszczeń i obniża sprawność jednostki. Wg źródeł literaturowych [3], pomniejszenie mocy chwilowej jednostki do 50% wartości nominalnej, poprzez ograniczenia dopływu powietrza do komory spalania, spowoduje nawet trzykrotne zwiększenie emisji zanieczyszczeń.

Obecnie w Polsce najpowszechniej stosowane są kominki w tzw. zabudowie konwekcyjnej. Rozwiązanie pozwala na ogrzanie w stosunkowo krótkim czasie dużych mas powietrza, w skutek jego przepływu przez komorę grzewczą. Źródłem ciepła jest korpus wkładu, natomiast powietrze jest pobierane przez kratki nawiewne, usytuowane u dołu komory grzewczej i rozprowadzane za pomocą kratki wywiewnych w górnej części konstrukcji. System może zostać rozbudowany o sieć kanałów rozprowadzających gorące powietrze do kilku pomieszczeń (DGP – Dystrybucja Gorącego Powietrza). Przy zastosowaniu zabudowy konwekcyjnej często stosuje się różnego rodzaju radiatory, dodatkowo zwiększające powierzchnię wymiany ciepła w obrębie komory grzewczej. Obudowy tego rodzaju kominków są przeważnie termicznie izolowane (wykorzystuje się m.in. gips lub beton komórkowy z elementami z kamienia naturalnego), przez co powierzchnia zewnętrzna obudowy pozostaje chłodna. Kominki konwekcyjne doskonale sprawdzają się w pomieszczeniach o wysokim zapotrzebowaniu na energię cieplną, w domach o słabej izolacji cieplnej oraz tam, gdzie jest potrzeba szybkiego dogrzania pomieszczenia [2].

Inne rozwiązanie, nie wymagające stosowania komory grzewczej, pozwalające na jednoczesną optymalizację mocy chwilowej kominka i utrzymanie wymaganej jakości spalin polega na wykorzystywaniu materiałów akumulacyjnych do budowy

paleniska. Duża pojemność cieplna ciężkich płyt kamiennych, lub wykonanych z betonu akumulacyjnego, pozwala na obniżenie temperatury powierzchni zewnętrznych urządzenia, łagodząc efekt gwałtownego wzrostu temperatury w pomieszczeniu w czasie cyklu spalania paliwa. Istotne jest, iż stosowanie ceramicznych palenisk może wpływać na podwyższenie temperatury spalin opuszczających komorę spalania. W związku z powyższym, tego typu jednostki często łączy się z akumulacyjnymi wymiennikami ciepła, w postaci systemu kanałów wykonanych z prefabrykatów ceramicznych.



Rys. 1. Prefabrykowane elementy do budowy akumulacyjnych wymienników ciepła:
a) odcinek prosty, b) odcinek skośny

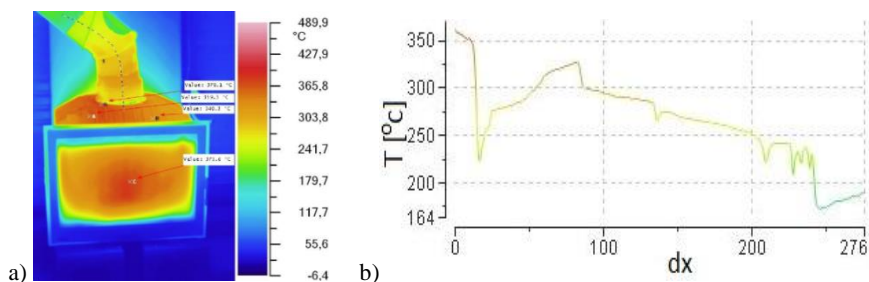
Wytwarzanie prefabrykowanych elementów akumulacyjnych (rys. 1.) metodą odlewania w formach umożliwia dostosowanie kształtu kanału do indywidualnych możliwości przestrzennych, a rozmiar całego wymiennika ciepła do mocy nominalnej źródła. Dzięki temu możliwe jest maksymalne wykorzystanie ciepła niesionego przez spaliny oraz uniknięcie nadmiernego wychłodzenia spalin (co zapobiega wydzielaniu kondensatu i nadmiernemu obniżeniu ciągu kominowego). Dwie z metod budowy omawianego rodzaju wymienników to system kanałów w konfiguracji nasadowej oraz wachlarzowej. W pierwszym przypadku nazwa wiąże się z faktem budowy wymiennika bezpośrednio na korpusie paleniska, dzięki czemu całość konstrukcji zyskuje zwartą formę. Duża masa prefabrykatów i gabaryty samego paleniska determinują jednak ograniczone wymiary zestawu kanałów. W wymienniku wachlarzowym przewód prowadzący spaliny ma postać meandra. Sama konstrukcja stanowi wolnostojącą budowlę, która może być ustawiona obok paleniska (wykończenie może uwzględniać wykonanie na wymienniku półek ozdób itp.), lub stanowić np. fragment przegrody między pomieszczeniami.

2. ISTOTNE CZYNNIKI POGARSZAJĄCE BILANS CIEPLNY PALENISK KOMINKOWYCH

Polityka Wspólnoty Europejskiej w zakresie zwiększania efektywności wykorzystania energii reguluje także wymagania, jakie muszą spełniać niewielkie urządzenia

grzewcze zasilane paliwami stałymi, w tym biomasą. Uzyskanie odpowiednio wysokiej sprawności danej jednostki jest możliwe poprzez identyfikację i redukcję najistotniejszych źródeł strat.

Powszechnie obecnie technologie pozwalają znacznie obniżyć stratę kominową, która stanowi największą stratę w bilansie cieplnym kominka i rośnie wraz ze wzrostem temperatury spalin opuszczających komorę spalania. Rysunek 2 prezentuje termogram wykonany dla żeliwnego wkładu kominkowego, na którym wyraźnie widoczny jest efekt nagrzania czopucha przez spaliny, świadczący o dużej ilości energii traconej tą drogą.



Rys. 2. Wyniki badania termowizyjnego żeliwnego wkładu kominkowego: a) termogram, b) zmiana temperatury na odcinku zaznaczonym na termogramie linią przerywaną

W przypadku wyznaczenia sprawności urządzenia grzewczego metodą bezpośrednią, do obliczenia straty kominowej można wykorzystać wzór Siegerta [1]:

$$S_k = \sigma \frac{(t_s - t_o)}{CO_2}, [\%] \quad (1)$$

gdzie:

- S_k – strata kominowa
- σ – stała Siegerta
- t_s – temperatura spalin [°C]
- t_o – temperatura otoczenia [°C]
- CO_2 – zawartość dwutlenku węgla w spalinach [%].

Powyższy wzór obowiązuje, jeżeli stężenie tlenku węgla w spalinach jest mniejsze niż 0,3%. W przeciwnym wypadku należy wykorzystać postać zmodyfikowaną [1]:

$$S_k = \sigma \frac{(t_s - t_o) \cdot 0,590 \cdot CO}{CO_2 + CO}, [\%] \quad (2)$$

gdzie:

- CO – zawartość tlenku węgla w spalinach [%].

Współczynnik Siegerta jest wielkością zależną od rodzaju spalanego paliwa, jego wilgotności i maksymalnego stężenia dwutlenku węgla w spalinach.

Trudniej niż w przypadku straty kominowej wpłynąć na obniżenie straty niepełnego spalania, związanej z występowaniem palnych substancji w mieszaninie gazów opuszczającej komorę spalania. Strata ciepła w wyniku niepełnego spalania występuje w skutek nieprawidłowego spalania (niedostateczna penetracja komory spalania przez powietrze, brak wystarczającego mieszania części lotnych i utleniacza, wychłodzenie obszaru spalania itp.) [1]. Wówczas w spalinach występuje podwyższone stężenie tlenu węgla, wodoru i lotnych węglowodorów. Zasadnicza trudność obliczenia omawianej straty wiąże się z koniecznością znajomości rzeczywistego składu spalin. Jednym z wzorów umożliwiających jej określenie proponowanych w literaturze jest poniższe wyrażenie [1]:

$$S_g = \frac{V_s(12500\text{CO} + 35740\text{CH}_4)}{Q_0} \cdot 100, [\%] \quad (3)$$

gdzie:

S_g – strata niepełnego spalania

V_s – rzeczywista ilość spalin suchych [$\frac{\text{m}^3}{\text{kg}}$], [$\frac{\text{m}^3}{\text{m}^3}$]

CO, CH₄ – udziały objętościowe odniesione do spalin suchych

Q_0 – obliczeniowa wartość opałowa paliwa [$\frac{\text{kJ}}{\text{kg}}$], [$\frac{\text{kJ}}{\text{m}^3}$].

Ponadto, w przypadku niewystarczającego strumienia powietrza w obszarze złoża paliwa w fazie dopalania karbonizatu, istnieje ryzyko wystąpienia znacznej straty niecałkowitego spalania, związanej z dużym udziałem palnej pozostałości w popiele (także w popiele lotnym).

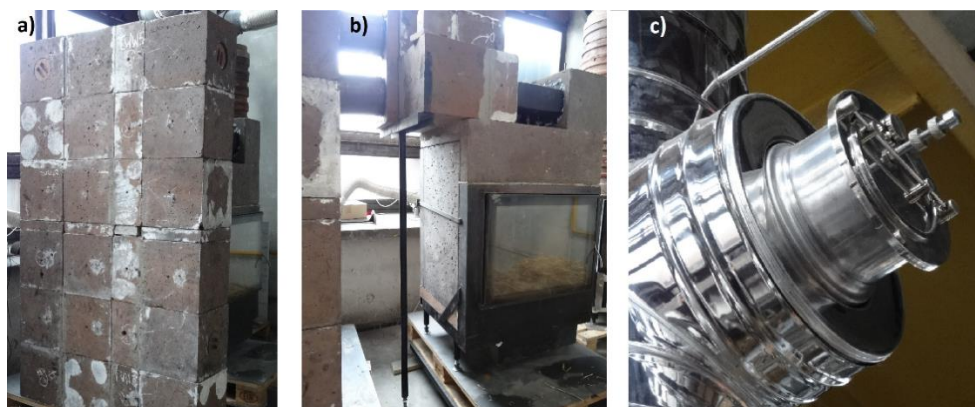
3. ANALIZA EKSPERYMENTALNA I NUMERYCZNA (CFD) PARAMETRÓW PRACY AKUMULACYJNYCH WYMIENNIKÓW CIEPŁA W KONFIGURACJI WACHLARZOWEJ I NASADOWEJ

3.1. CHARAKTERYSTYKA STANOWISKA DOŚWIADCZALNEGO I METOD POMIAROWYCH

Budowę i walidację modeli numerycznych przeprowadzono w oparciu o informacje uzyskane w wyniku analiz eksperymentalnych. Badania wykonano na stanowisku doświadczalnym, zbudowanym z akumulacyjnego wymiennika ciepła (rys. 3a) oraz paleniska o mocy nominalnej 22,5 kW (rys. 3b). Eksperyment polegał na przeprowadzeniu spalania porcji paliwa przy jednoczesnym pomiarze temperatury w komorze

paleniskowej, a także na wlocie i wylocie akumulacyjnego wymiennika ciepła. Wykonano także badanie z wykorzystaniem kamery termowizyjnej.

Stanowisko wyposażone było w płaszczowe termopary typu K, przeznaczone do pomiarów w warunkach wysokiej temperatury (wnętrze komory spalania i wlot do wymiennika ciepła). Pomiar temperatury na wylocie z wymiennika ciepła przeprowadzono czujnikiem rezystancyjnym Pt100. Dzięki zastosowaniu regulatora podciśnienia (rys. 3 c.) w początkowym odcinku przewodu dymowego, możliwe było utrzymanie stałego ciągu kominowego, równego ok. -12 Pa, co jest zgodne z zaleceniami producenta jednostki grzewczej. Temperatura w laboratorium w czasie pomiaru wynosiła ok. 10°C . Wyniki prowadzonych pomiarów rejestrowano na komputerze, dzięki zastosowaniu sterowników programowalnych PLC (WAGO). Wyniki pomiarów zostały zaprezentowane i przedyskutowane w punkcie 2.4.



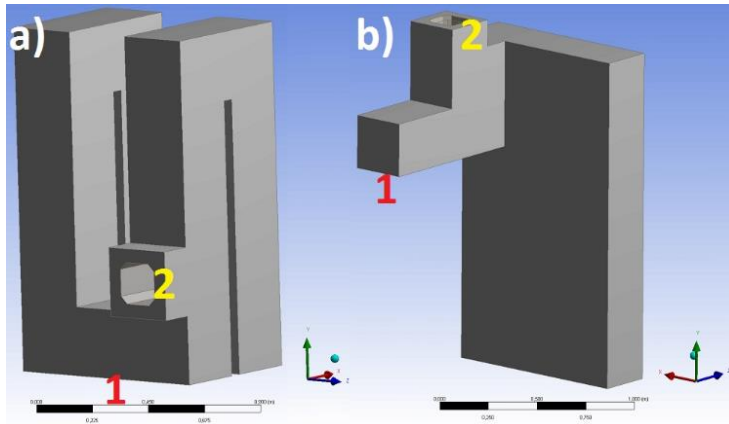
Rys. 3. Elementy stanowiska doświadczalnego: a) akumulacyjny wymiennik ciepła, b) korpus paleniska, c) miarkownik ciągu zainstalowany na przewodzie dymowym

3.2. CHARAKTERYSTYKA STANOWISKA DOŚWIADCZALNEGO I METOD POMIAROWYCH

Dane zgromadzone w wyniku pomiarów doświadczalnych umożliwiły analizę alternatywnego przypadku wymiennika ciepła w konfiguracji nasadowej, bez konieczności czasochłonnej przebudowy istniejącego stanowiska badawczego.

W celu przeprowadzenia porównania parametrów obydwu wymienników, za pomocą oprogramowania Autodesk Inventor Professional 2015 opracowano ich modele geometryczne (rys. 4.), wykorzystane następnie w komercyjnym środowisku ANSYS Workbench 15 do opracowania modeli numerycznych, uwzględniających zjawiska związane z przepływem spalin przez kanały wymienników oraz transfer ciepła w obrębie materiału akumulacyjnego. Geometrie przestrzenne zostały opracowane w skali 1:1.

Wymiary gabarytowe analizowanych wymienników ciepła zostały przedstawione w tabeli 1.



Rys. 4. Geometrie przestrzenne rozpatrywanych wymienników ciepła: a) nasadowego, b) wachlarzowego. Cyfry 1 i 2 oznaczają odpowiednio wlot i wylot wymiennika

Tabela 1. Wymiary gabarytowe rozpatrywanych przypadków akumulacyjnych wymienników ciepła

Typ wymiennika	Długość	Szerokość	Wysokość
	[m]		
Wachlarzowy	0,98	1,12	1,73
Nasadowy	0,84	0,75	1,4

Modele geometryczne wymienników ciepła zaimportowano do narzędzia ANSYS Meshing, gdzie w pierwszej kolejności zdefiniowano domenę płynu (spalin) wypełniającego dany wymiennik. Dalsza budowa modelu w przypadku obydwu typów wymiennika przebiegała niezależnie dla domeny płynu i ciała stałego (materiał akumulacyjny), aż do momentu podjęcia pracy w preprocesorze modułu CFX, który wykorzystano jako solver.

Domena płynu została podzielona na obszar przyścienny i centralny (rys. 5), utworzony w postaci prostopadłościanów, przy czym w pierwszym przypadku do generacji siatki wykorzystano metodę automatyczną (generacja elementów tetragonalnych), natomiast w drugim tzw. „Multizone”. Zabieg ten pozwolił na znaczne zwiększenie udziału w strukturze siatki obliczeniowej pożądanym elementów heksagonalnych o wysokiej jakości. Zdefiniowano warstwę przyścienną złożoną z czterech podwarstw, charakteryzujących się współczynnikiem wzrostu grubości warstwy równym 1,2 oraz maksymalną grubością 5 mm.

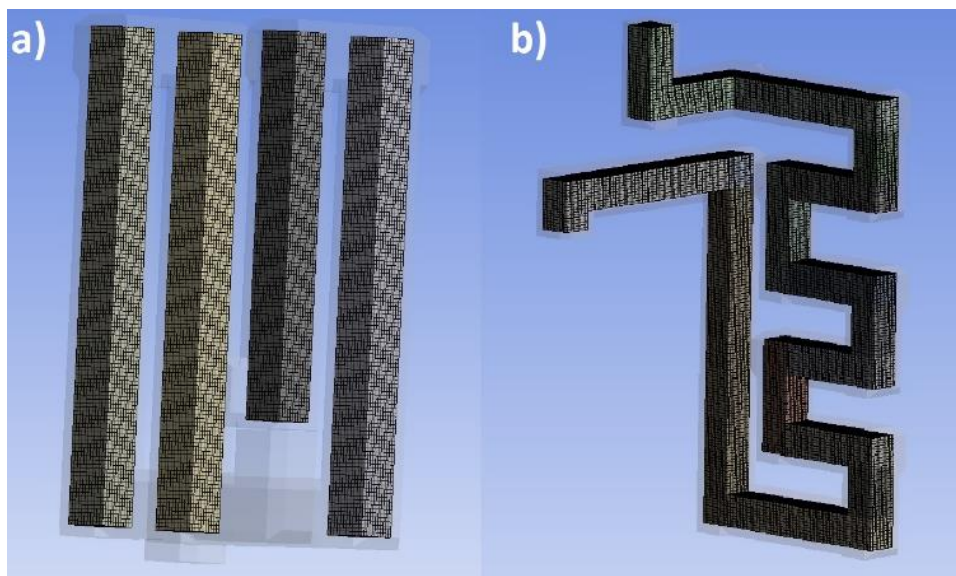
W przypadku domeny ciała stałego, siatki obliczeniowe dla całych brył zostały wygenerowane przy użyciu metody „Hex dominant”.

Całkowita liczba elementów siatki obliczeniowej w przypadku modelu wymiennika nasadowego wyniosła 2008000, natomiast dla wymiennika wachlarzowego 1990000. Większa wartość w przypadku mniejszego wymiennika nasadowego jest związana z ograniczeniem obszaru generacji siatki heksagonalnej do czterech prostopadłościanów.

Wykresy prezentowane na rysunkach 6 i 7 opisują rozkład jakości elementów siatki obliczeniowej płynu i ciała stałego, przy czym kryterium oceny jest parametr „Element metrics”, oparty na stosunku objętości do długości krawędzi elementu siatki (najlepsza jakość – wartości bliskie 1).

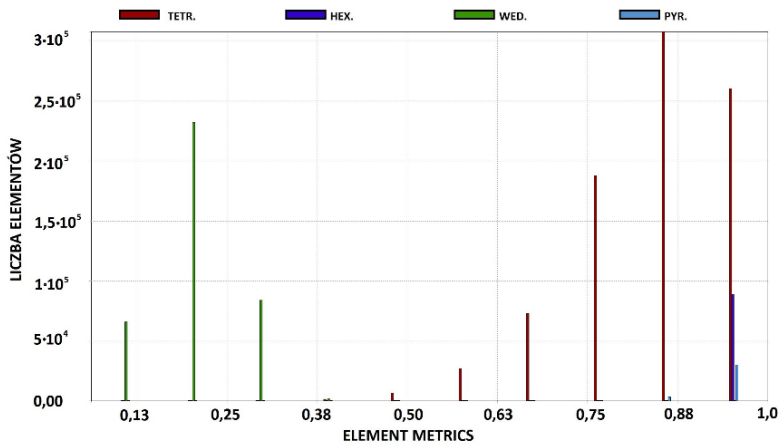
Legenda wykresów zawiera skróty odnoszące się do następujących rodzajów elementów siatki:

- „TETR.” – elementy tetragonalne, pochodzące przede wszystkim z procesu automatycznej generacji siatki;
- „HEX.” – elementy heksagonalne, wygenerowane głównie metodą „Multizone” oraz „Hex dominant”;
- „WED.” – elementy klinowe, których tworzenie jest związane z generacją warstwy przyściennej;
- „PYR.” – elementy o kształcie piramidalnym.

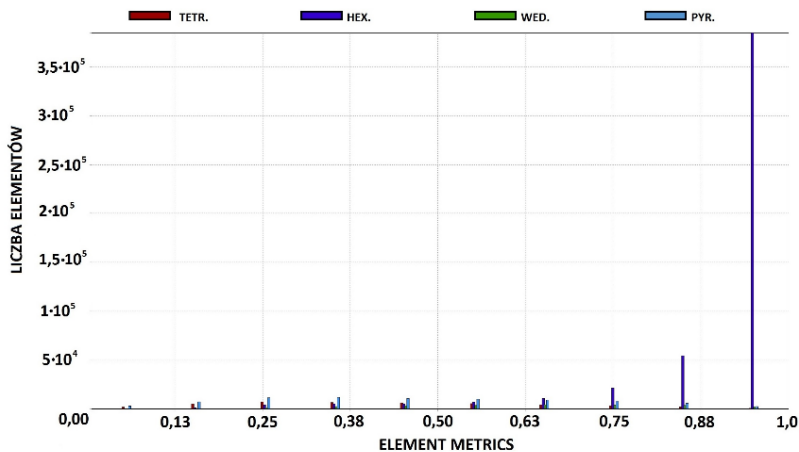


Rys. 5. Fragmenty siatki obliczeniowej wygenerowanej dla domeny płynu w wymienniku:
a) nasadowym, b) wachlarzowym

Skomplikowana budowa kanału dymowego powoduje, iż generacja warstwy przyściennej jest problematyczna, stąd relatywnie duży udział elementów klinowych o niskiej jakości w strukturze siatki obliczeniowej domeny spalin. Dużo lepiej przedstawia się sytuacja w przypadku siatki materiału wymiennika, gdzie przeważają elementy heksagonalne o wartości rozpatrywanego parametru jakości wyższej niż 0,8, co wpływa także na znaczną redukcję liczby elementów w tym obszarze.



Rys. 6. Rozkład jakości elementów siatki obliczeniowej wygenerowanej dla domeny płynu w przypadku wymiennika w konfiguracji wachlarzowej



Rys. 7. Rozkład jakości elementów siatki obliczeniowej wygenerowanej dla domeny ciała stałego w przypadku wymiennika w konfiguracji wachlarzowej

3.3. WARUNKI BRZEGOWE I ZAŁOŻENIA I PARAMETRY MODELI NUMERYCZNYCH

W przypadku modeli obydwu wymienników ciepła zastosowano jednakowy zestaw warunków brzegowych, przy czym niewielkie różnice wiążą się z różnym usytuowaniem urządzeń w ogrzewanej przestrzeni (wymiennik wachlarzowy – jako wolnostojąca „ścianka grzewcza”, nasadowy – na korpusie komory paleniskowej). Domena spalin została zdefiniowana jako płyn ciągły. Ze względu na występowanie w siatce warstwy przyściennej, zdecydowano o zastosowaniu modelu turbulencji „Shear Stress

Transport – SST”, cechującego się większą skutecznością w tego typu przypadkach niż podstawowy model „k-ε”. Ponadto, w modelach uwzględniono oddziaływania związane z grawitacją.

W związku z zastosowaniem w pomiarach eksperymentalnych miarkownika ciągu, założono stałą wartość podciśnienia na wylocie z wymiennika ciepła, równą – 12 Pa. Ze względu na fakt, iż wyjście z wymiennika zdefiniowano jako brzeg otwarty (tzw. „Opening boundary”) konieczne było ustalenie temperatury za wyjściem z wymiennika. Założono, iż wartość ta będzie ustalana przez model jako średnia temperatura obliczona dla wszystkich punktów na powierzchni zdefiniowanej jako wyjście. W zestaw warunków brzegowych wejściowych domeny spalin wchodziło ciśnienie odniesienia, równe ciśnieniu atmosferycznemu oraz temperatura ustalona na podstawie wyników eksperymentu.

Z uwagi na fakt, iż nie jest znany dokładny skład budującego wymienniki betonu akumulacyjnego (skład zastrzeżony przez producenta), przyjęto właściwości materiału jak dla betonu o podstawowych cechach odpowiadających stosowanemu materiałowi akumulacyjnemu [3]: relatywnie dużej gęstości (rzędu 2000–2500 kg/m³) i wysokiej wartości współczynnika przewodzenia ciepła (rzędu 1–3 W/(mK)).

Dla fragmentów ścian zewnętrznych wymienników pozostających w kontakcie z korpusem paleniska lub podłogą założono stałą temperaturę powierzchni, w oparciu o pomiary termowizyjne. Przyjęto także stałą temperaturę otoczenia równą 10°C.

Obliczenia przeprowadzono dla maksymalnego poziomu rezyduów 10⁻⁵, przy założeniu automatycznej skali czasowej.

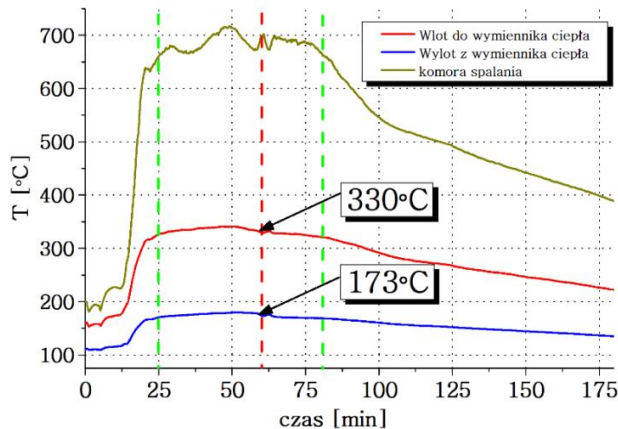
3.4. PREZENTACJA I OMÓWIENIE WYNIKÓW ANALIZ EKSPERYMENTALNYCH I NUMERYCZNYCH

Dzięki przeprowadzonym pomiarom eksperymentalnym możliwe było określenie rzetelności rezultatów modelowania numerycznego wachlarzowego wymiennika ciepła, wchodzącego w skład stanowiska badawczego. Rysunek 8 umożliwia analizę cyklu pracy paleniska akumulacyjnego połączonego z wymiennikiem wachlarzowym, przy załadunku drewna bukowego (wilgotność ok. 20%) równym 14 kg. Zielone linie przerywane wyznaczają umowny przedział czasowy, w którym mamy do czynienia z zasadniczą fazą procesu spalania.

Z uwagi na stabilne warunki pracy układu w relatywnie długim czasie, zdecydowano o przyjęciu na potrzeby obliczeń w stanie stacjonarnym wartości temperatury na wlocie do wymiennika ciepła odczytanej dla 60 minuty pomiaru.

Obliczony spadek temperatury na drodze spalin w obrębie wymiennika wachlarzowego wyniósł 166 K, co odbiega od wartości wyznaczonej eksperymentalnie o 9 K (157 K). Wpływ na wynik otrzymany obiema metodami ma szereg uproszczeń przyjętych w modelu oraz nieznaną część rzeczywistych wartości parametrów, związanych szczególnie z procesem nagrzewania i oddawania ciepła przez wymien-

nik. Problematyczne jest precyzyjne określenie położenia danego czujnika temperatury wewnątrz kanału wymiennika ciepła. Ponadto, jak wcześniej wspomniano, nie jest znany dokładny skład materiału ceramicznego, a fakt magazynowania energii wpływa na zmianę zdolności akumulacji ciepła ceramiki (stąd zawyżony wynik). Mimo w/w trudności, zgodność obliczenia i wartości wyznaczonej doświadczalnie można uznać za zadowalającą.

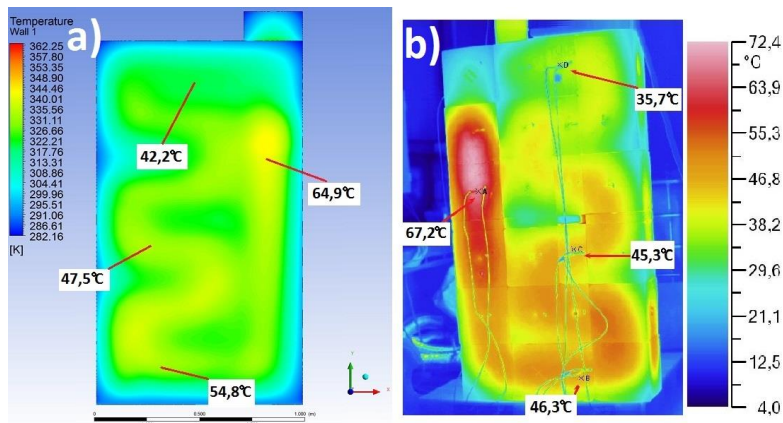


Rys. 8. Dynamika zmian temperatury w wybranych punktach pomiarowych stanowiska badawczego z wachlarzowym wymiennikiem ciepła podczas pracy systemu grzewczego

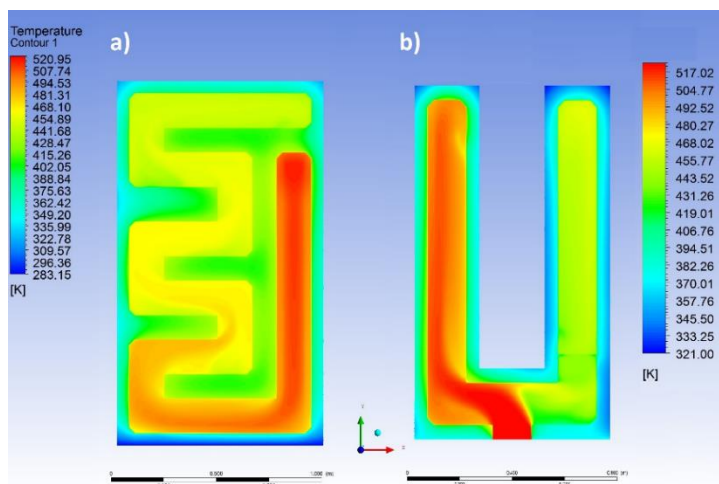
Wymienione wyżej czynniki determinują rozkład temperatury na powierzchni wymiennika wachlarzowego (rys. 9). Wykonany termogram dowodzi ogólnej zgodności wyników modelowania numerycznego i rzeczywistych warunków pracy wymiennika wachlarzowego. W wybranych punktach pomiarowych/obliczeniowych różnica wyniku otrzymanego eksperymentalnie i obliczeniowo waha się między 8,5 a 2,5 K, przy czym wartość obliczona jest zawsze nieco wyższa. Największy błąd notowany jest dla punktu najbliższego podłożu, co wiąże się z pewnością z przyjętym założeniem, dotyczącym stałej temperatury podstawy wymiennika. Oczywiście należy wziąć pod uwagę zaburzenia pomiaru kamerą termowizyjną, związane z niejednorodnością powierzchni wymiennika (co wpływa na wartość współczynnika emisyjności) a także kątem ustawienia kamery względem badanej konstrukcji.

Porównanie wyników obliczeń numerycznych przeprowadzonych dla akumulacyjnego wymiennika ciepła w konfiguracji wachlarzowej wskazują, iż przyjęta metodologia budowy modelu jest zasadna i pozwala na wykonanie analiz dla alternatywnej konstrukcji wymiennika.

Wyniki symulacji umożliwiły ocenę wpływu przebiegu kanału spalin na efektywność odbioru ich ciepła. Przekazywaniu energii do materiału ceramicznego sprzyja duża zmienność kierunku przepływu gazu.



Rys. 9. Dynamika zmian temperatury w wybranych punktach: a) obliczeniowych modelu numerycznego, b) pomiarowych stanowiska badawczego z wachlarzowym wymiennikiem ciepła

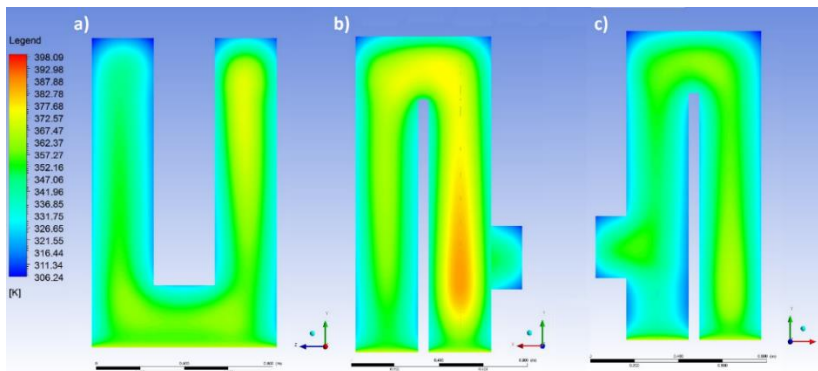


Rys. 10. Dynamika zmian temperatury w kanale (przekrój) wymiennika akumulacyjnego w konfiguracji: a) wachlarzowej, b) nasadowej

Efekt jest wyraźnie widoczny na rysunku 10: relatywnie niewielka zmiana temperatury towarzyszy przemieszczaniu się spalin wzdłuż prostych odcinków wnętrza wymienników. Nadanie kanałowi formy meandra intensyfikuje wymianę ciepła, szczególnie na narożach przewodu. Redukcja dystansu między dwoma kolejnymi odcinkami poziomymi w centralnej części konstrukcji wachlarzowej umożliwia dopływ ciepła do materiału akumulacyjnego z góry i z dołu, co bez wątpienia korzystnie wpływa na jednorodność rozkładu temperatury na powierzchni grzewczej.

Wymiennik nasadowy, z uwagi na charakterystyczny przebieg kanału, cechuje się dużym zróżnicowaniem temperatury powierzchni zewnętrznych (rys. 11). Kieru-

nek przepływu spalin determinuje intensywne nagrzewanie się obszarów, w których wewnątrz kanału strumień spalin zderza się z przeciwległą ścianą konstrukcji. W związku z powyższym, dla przedniej i tylnej ściany wymiennika rozkład temperatury będzie analogiczny, co nie jest jednak optymalne z punktu widzenia funkcji użytkowej urządzenia. Specyfika geometrii powoduje, iż duża część najcieplejszych obszarów wymiennika to ściany boczna i tylna. Dla zwiększenia efektywności ogrzewania wymiennikiem takiego typu należałoby zatem instalować układ z zachowaniem odpowiednio dużego dystansu od ścian pomieszczenia.



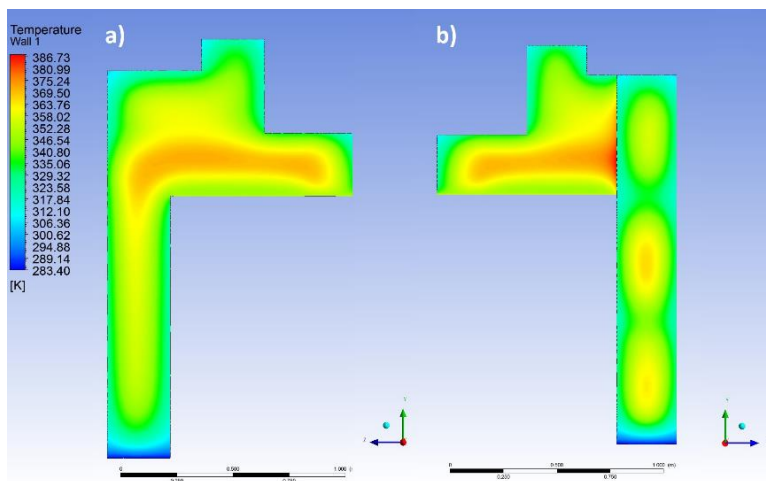
Rys. 11. Rozkład temperatury na powierzchni zewnętrznej nasadowego wymiennika ciepła: a) widok z przodu, b) i c) powierzchnie boczne z widocznym wylotem spalin z wymiennika

Wymiennik wachlarzowy najlepiej sprawdzi się w przypadku ogrzewania dwóch sąsiednich pomieszczeń, szczególnie, jeżeli jego zewnętrzna krawędź boczna (widoczna na rys. 12b) może pozostawać nieosłonięta (np. stanowić element przejścia z salonu do holu, części kuchennej, jadalnej itp.). Warto nadmienić, iż sposób nagrzewania się ściany bocznej wymiennika wachlarzowego widocznego na rysunku 12b jest zgodny ze zjawiskami zarejestrowanymi na termogramie (rys. 9b).

Rysunek 10b oraz 11b pozwala dostrzec, iż odcinek pierwszego górnego nawrotu spalin jest narażony na silne nagrzewanie. Biorąc pod uwagę, iż wymiennik tego typu jest przeznaczony do montażu na palenisku, w długim cyklu grzewczym praca wymiennika może powodować intensywne nagrzewanie się powietrza pod sufitem, wzmagając tym samym rozprzestrzenianie się kurzu i drobnoustrojów. Z drugiej strony, niekorzystny wpływ na warunki w ogrzewanym pomieszczeniu może zniwelować odpowiednia zabudowa wymiennika.

Rysunek 13 pozwala na obserwację wpływu przebiegu kanału spalinowego na turbulentność i opory przepływu. Z punktu widzenia transferu ciepła do materiału wymiennika, istotne jest utrzymanie relatywnie niskiej prędkości spalin w kanale, co wydłuża czas przekazywania energii. Wnikanie ciepła intensyfikują także turbulencje, które szczególnie widoczne są w przypadku obydwu typów wymiennika na górnych

narożach, gdzie następuje nagła zmiana kierunku przepływu i prędkości spalin. W tych samych obszarach obserwowane jest intensywne nagrzewanie betonu akumulacyjnego (np. rys. 10).

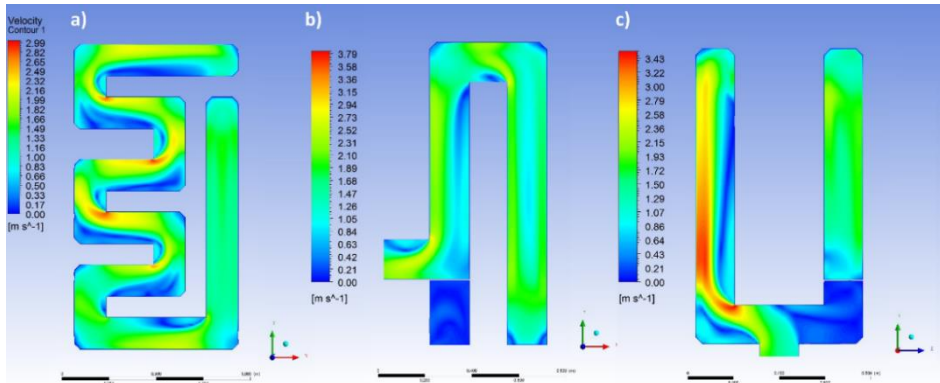


Rys. 12. Rozkład temperatury na powierzchni zewnętrznej wachlarzowego wymiennika ciepła:
a) widok od tyłu paleniska, b) widok od frontu paleniska

Tabela 2 stanowi podsumowanie analizy porównawczej akumulacyjnego wymiennika ciepła przebadanego na stanowisku doświadczalnym oraz zaproponowanego alternatywnie wymiennika nasadowego. Wymiennik wachlarzowy przeważa w zakresie wszystkich cech istotnych z punktu widzenia efektywności odbioru ciepła spalin. Mniejsza masa całkowita wymiennika nasadowego stanowi jednak zaletę z punktu widzenia możliwości wykończenia układu, pozwala bowiem na budowę systemu kominika z wymiennikiem akumulacyjnym, stylizowanym na piec kaflowy. Warto wziąć pod uwagę także aspekt organizacji przestrzeni w ogrzewanym pomieszczeniu – wymiennik nasadowy nie wymaga wygospodarowania dodatkowego miejsca (poza paleniskiem).

Kolumna tabeli 2 zatytułowana „ ΔT ” prezentuje możliwość obniżenia temperatury spalin przy zastosowaniu obydwu typów wymienników.

Fakt, iż uzyskany efekt jest mniej korzystny w przypadku wariantu nasadowego stanowi jedynie sugestię, aby tego typu wymiennik stosować w połączeniu ze źródłem ciepła o mocy nominalnej niższej niż w przypadku wykorzystanego w pomiarach.



Rys. 13. Rozkład prędkości spalin w kanale wymiennika: a) w konfiguracji wachlarzowej, b) w konfiguracji nasadowej – widok boczny (po lewej wylot spalin), c) w konfiguracji nasadowej – widok z tyłu (na dole widoczny wlot spalin)

Tabela 2. Zestawienie parametrów wachlarzowego i nasadowego akumulacyjnego wymiennika ciepła

Typ wymiennika	Masa [kg]	Długość kanału [m]	Liczba zmian kierunku przepływu spalin	ΔT ($T_{we} - T_{wy}$) [K]	ΔT (pomiar) ($T_{we} - T_{wy}$) [K]	Spadek straty kominowej [%]
Wachlarzowy	1070	7,33	15	166	157	54
Nasadowy	920	6,26	9	132	-	43

Ostatnia kolumna prezentuje możliwość redukcji wartości straty kominowej, wynikającą z obniżenia temperatury spalin opuszczających układ, względem przypadku nie zastosowania odbioru ciepła za czopuchem (brak wymiennika). Obliczenie wykonano wykorzystując wzór 1, zakładając zawartość CO₂ w spalinach równą 10%, temperaturę otoczenia równą 20°C oraz wartość stałej Siegerta równą 0,75. Ponadto, przyjęto temperaturę spalin w czopuchu równą 300°C. Biorąc pod uwagę, iż rozpatrywana strata stanowi najważniejszy element bilansu cieplnego urządzeń grzewczych małej mocy, jej redukcja o połowę dowodzi zasadności wykorzystywania akumulacyjnych wymienników ciepła w domowych systemach grzewczych zasilanych drewnem.

4. WNIOSKI

Akumulacyjne wymienniki ciepła umożliwiają znaczną redukcję strat, szczególnie związanych z wysoką temperaturą spalin, charakterystyczną dla klasycznych wkładów kominkowych.

Na podstawie analiz eksperymentalnych przeprowadzonych na stanowisku z paleniskiem akumulacyjnym oraz wymiennikiem ciepła w konfiguracji wachlarzowej,

możliwe było określenie parametrów niezbędnych do budowy modelu numerycznego w/w wymiennika. W wyniku przeprowadzonych obliczeń numerycznych uzyskano rezultaty o stopniu zgodności z danymi doświadczalnymi, umożliwiającym zaimplementowanie założeń do modelu wymiennika ciepła o alternatywnej, nasadowej budowie. Na podstawie wyników obydwu symulacji przeprowadzono analizę porównawczą istotnych cech rozpatrywanych urządzeń. Określono podstawowe cechy wymiennika akumulacyjnego decydujące o efektywności odbioru ciepła spalin, w tym dużą masę wymiennika, liczne zmiany kierunku przepływu gazu w kanale spalinowym i odpowiednio dobraną geometrię bryły. Wielkość wymiennika ciepła należy dobierać do mocy nominalnej paleniska tak, aby osiągnąć jednocześnie jak najniższą, ale zarazem bezpieczną z punktu widzenia ryzyka wykraplania kondensatu temperaturę spalin na wyjściu z układu kanałów. Ponadto, decyzja o zastosowaniu nasadowego lub wachlarzowego wariantu jest zawsze zależna od preferencji estetycznych inwestora i charakterystyki przestrzennej ogrzewanych pomieszczeń.

LITERATURA

- [1] KRUCZEK S., *Kotły. Konstrukcje i obliczenia*, Oficyna Wydawnicza Politechniki Wrocławskiej, Wrocław, 2001, 336–347.
- [2] Materiały informacyjne dotyczące technologii budowy kominków dostępne na stronie producenta: http://www.cebud.eu/index.php?page=news&kid=2&pkid=29#kominki_otwarte, dostęp: 10.01.15.
- [3] RYBAK W., *Spalanie i współspalanie biopaliw stałych*, Oficyna Wydawnicza Politechniki Wrocławskiej, Wrocław, 2006, 169–174.

THE IMPACT OF THE CONSTRUCTION OF THE ACCUMULATION HEAT EXCHANGER ON THE HEAT BALANCE AND EFFICIENCY OF HEATING USING THE WOOD – FIRED STOVE

The paper presents a comparison of two alternative constructions of accumulation heat exchanger on the operating parameters of the heating system, based on a modern accumulation hearth, with the nominal power of 22.5 kW. On the basis of experimental studies carried out on the test bench, the set of assumptions and boundary conditions necessary to design a numerical model has been developed. The numerical modeling of current state of the accumulation heat exchanger and alternative proposed design, using commercial code ANSYS Workbench 15 has been carried out. The results of measurement and simulation of the current configuration of the heat exchanger have been compared. Due to satisfying agreement between experimental and numerical data, the comparison of CFD (Computational Fluid Dynamics) models of two considered constructions of the accumulation heat exchanger was possible. Significant aspects of the constructions have been identified and discussed. Moreover, the impact of application of the accumulation heat exchanger on the total efficiency of the heating system has been determined.

Mariusz TARNOWSKI*

ZMIANY SPOSOBU PROWADZENIA PRAC EKSPLOATACYJNYCH W KANALIZACJI NA PRZEŁOMIE XX I XXI WIEKU NA PRZYKŁADZIE WODOCIĄGÓW BIAŁOSTOCKICH

W artykule zaprezentowane zostały zachodzące zmiany w prowadzeniu prac eksploatacyjnych na sieciach kanalizacyjnych w Wodociągach Białostockich na przełomie XX w. i XXI w., oparte na pracy przy zastosowaniu między innymi kamer wizyjnych i samochodów specjalnych do czyszczenia kanalizacji. Przedstawione zmiany dotyczą prac eksploatacyjnych prowadzonych na sieciach kanalizacyjnych w gminie Białystok i gminie Wasilków, będących w eksploatacji Wodociągów Białostockich. Prace eksploatacyjne w kanalizacji były, są i zapewne będą, prowadzone przy zastosowaniu specjalistycznych urządzeń i pojazdów, które również w dużym stopniu ewoluowały. Postęp techniczny, dostęp do nowoczesnych technologii i nowych materiałów budowlanych, również zaczął wymuszać zmiany w samych pracach eksploatacyjnych na sieciach kanalizacyjnych. Nowoczesne technologie w dużym stopniu spowodowały usprawnienia w prowadzeniu tych prac. Wszystkie usprawnienia czy innowacje techniczne mają bezpośredni wpływ na bezpieczeństwo osób (pracowników), które takie prace wykonują. Głównym źródłem informacji jest prawie 15-letnia praca zawodowa, bezpośrednio przy eksploatacji miejskich sieciach kanalizacyjnych ściekowych i deszczowych oraz przy przyjmowaniu nowej sieci kanalizacyjnej do eksploatacji w Wodociągach Białostockich.

1. EKSPLOATACJA

Dzięki postępowi technicznemu, który w XX wieku rozwijał się intensywnie możliwości i sposoby prowadzenia prac eksploatacyjnych na sieciach kanalizacyjnych zmieniały się szybko i bardzo diametralnie. Głównym elementem wpływającym na

* Politechnika Białostocka, Wydział Budownictwa i Inżynierii Środowiska, 15-381 Białystok, ul Wiejska 45A, pbbud@pb.edu.pl.

efektywną eksploatację są urządzenia wykorzystywane do zapewnienia jej poprawnej pracy.

Eksploatacją kanalizacji ściekowej i deszczowej w Białymstoku i gminie Wasilków zajmują Wodociągi Białostockie Spółka z o.o., a konkretnie Wydział Sieci Kanalizacyjnej.

2. EKSPLOATACJA SYSTEMÓW KANALIZACJI W WODOCIĄGACH BIAŁOSTOCKICH – KONIEC XX WIEKU

Prace eksploatacyjne w końcu XX wieku były prowadzone za pomocą wysłużonych, mało efektywnych i często awaryjnych samochodów. Pracownicy wykonujący te prace musieli bazować tylko na doświadczeniu starszych kolegów, na własnej intuicji lub na obserwacji działania kanalizacji. Nie mogli być do końca pewni, że ich praca przyniosła zamierzony efekt oraz czy wykonana praca ma efekt długotrwały czy tylko doraźny. Częstotliwość czyszczenia kanałów odbywała się przynajmniej 1 raz w roku, a na odcinkach sieci, gdzie prędkości ścieków bytowo-gospodarczych lub ścieków deszczowych są niewystarczające dla transportowania zawartych w ściekach zawiesin, a także na tak zwanych syfonach zachodziła potrzeba, co najmniej 2 w roku [4].

Do czyszczenia używane są samochody specjalistyczne: tzw. Wuko (fot. 1) i tzw. Beczka (fot. 2). Ścieki odprowadzane do kanalizacji zawierają szereg zanieczyszczeń, które w pewnych sytuacjach mogą doprowadzić do zatkania kanału i zatrzymania przepływu ścieków. Częstotliwość zatrzymania przepływu zależy przede wszystkim od stanu kanalizacji, średnicy, prędkości i poziomu ścieków.



Fot. 1. Samochód specjalistyczny typu Wuko



Fot. 2. Samochód specjalistyczny typu Beczka

Miejsce zakłócenia pracy kanalizacji określało się na podstawie kontroli poziomu ścieków w studniach rewizyjnych w kanale lub w przyłączy. Do usunięcia zatoru stosowało się specjalny samochód i pod silnym strumieniem wody z dysz wprowadzanych do kanału usuwany jest zator a nieczystości i obiekty niepożądane, które powodowały zator były usuwane z kanalizacji za pomocą rury ssącej pojazdu specjalnego.

Do skutecznego czyszczenia lub usunięć zatorów brygady powinny posiadać pełną gamę dysz wysokociśnieniowych. W zależności od rodzaju kanalizacji, średnicy czy zamulenia powinna być dobierana odpowiednia dysza, która daje najlepszy efekt czyszczenia. Niestety w tamtym okresie nie zdawano sobie sprawy, że odpowiednie dobranie głowicy czyszczącej ma jakiegokolwiek znaczenie. Na wyposażeniu samochodu były 2 lub 3 głowice do pracy, które nie spełniały swojej roli po przez nieprawidłowy dobór.

Brak wizualizacji pracy kanalizacji i prac eksploatacyjnych w znaczącym stopniu ograniczał możliwości w dobrym doborze urządzeń i wyposażenia do prowadzenia prac eksploatacyjnych w pełnym tego słowa znaczeniu.

3. EKSPLOATACJA SYSTEMÓW KANALIZACJI W WODOCIĄGACH BIAŁOSTOCKICH – POCZĄTEK XXI WIEKU

Pierwsze drobne „rewolucje” w eksploatacji kanalizacji następują po zakupie pierwszego nowego samochodu specjalnego do czyszczenia kanalizacji, który łączy pracę samochodu ciśnieniowego i ssącego typu SCK-3zS (fot. 3), o znacznie lepszych parametrach technicznych i możliwościach eksploatacyjnych niż posiadane do tej pory.



Fot. 3. Samochód specjalny ssąco-płuczący typu SCK-3zS (firmy WUKO)

Posiadał on również większą gamę głowic ciśnieniowych, a pracownicy odbyli szkolenie u producenta pojazdu, co skutkowało nowym podejściem do prac eksploatacyjnych jak i również zapoznaniem się z prawidłowym doбором głowic do danej pracy w celu osiągnięcia zamierzonego efektu.

Kolejnym krokiem w XXI wieku był zakup na początku 2001 roku samochodu z kamerą inspekcyjną (fot. 4) do monitorowania kanalizacji ściekowej czy deszczowej. Zakupiony pojazd posiadał kamerę TV mogącą prowadzić prace w kanałach o przekroju od DN 200 mm do DN 1600 mm. Przeszkodą w prowadzeniu prac inspekcyjnych mógł być zbyt wysoki poziom ścieków, który zasłaniał obiektyw lub zbyt duża ilość osadów, która uniemożliwiała jazdę kamery. Zasięg pracy był wtedy imponujący, sięgał maksymalnie 300 m. Kamera TV umożliwiła naoczną weryfikację pracy samej kanalizacji ściekowej, deszczowej i ogólnospławnej.

Kamera TV pokazała, co się kryje pod ziemią, jak przebiega wewnętrzne „życie” kanałów. Inspekcja TV zaczęła ujawniać bolączki poszczególnych systemów kanalizacyjnych, zachowywanie się podczas eksploatacji poszczególnych materiałów wraz z upływem czasu, z których są wykonane poszczególne odcinki. Monitoring TV uświadomił nas, w jaki sposób jest traktowana kanalizacja przez użytkowników, czego możemy się spodziewać. Dzięki temu zakupowi zmieniło się także pojęcie prewencyjne/kontrolne czyszczenia kanalizacji. Pracownicy mogli naocznie zaobserwować jak pracuje poszczególne samochody czyszczące przy zastosowaniu różnego rodzaju głowic czyszczących, różnych rodzajach zanieczyszczeń w kanalizacji w zależności od rodzaju i przeznaczenia kanału.



Fot. 4. Przedział tylny samochodu inspekcyjnego (firmy Rausch)

Kolejnym milowym krokiem w działaniach eksploatacyjnych był zakup w 2002 roku samochodu specjalnego do czyszczenia kanalizacji z odzyskiem wody (fot. 5) firmy KAISER. Zakupiony pojazd specjalny był zupełnie innej konstrukcji i zasady działania od pojazdów już posiadanych.

Znaczącą różnicą, która wyróżniała nowy pojazd była możliwość pracy bez przerw na uzupełnienie wody do czyszczenia tak jak w starszych pojazdach. Nowy pojazd posiadał układ odzysku wody z ścieków pobranych z kanału. Przy pomocy filtrów zamontowanych wewnątrz zbiornika na nieczystości zassane ścieki były oczyszczane w takim stopniu, aby można było je ponownie wykorzystać do czyszczenia kanalizacji. Dzięki tej funkcji samochód mógł pracować bez przerwy z wykorzystaniem podczyszczonych ścieków, co miało oczywiście wpływ na realny czas pracy przy eksploatacji kanalizacji.



Fot. 5. Samochód specjalny ssąco-płuczący z odzyskiem wody typu ECO-kombi (firmy KAISER)

Kolejną znaczącą różnicą było ciśnienie robocze oraz wydajność wody do czyszczenia kanału. Maksymalne ciśnienie robocze wynosiło 200 Bar, a wydajność wody na przewodzie ciśnieniowym 2200 m³/h. Przy takich parametrach technicznych efektywność czyszczenia wzrosła o ponad 100% gdyż wiadomo, że nośnikiem zanieczyszczeń jest woda. Duża wydajność wody daje możliwość przemieszczania nieczystości, a duże ciśnienie robocze pozwala na skuteczne oderwanie nieczystości od kanału.

Inną różnicą wyróżniającą nowy samochód był układ ssący. Rura ssąca jest większej średnicy i wynosi 125 mm, co pozwala na usuwanie z kanału większych nieczystości i większą ich ilość, w tym samym czasie. Siła ssąca jest nieporównywalnie większa od poprzedników. Jej siła pozwala na pracę samochodu na głębokości nawet do 16 m, co w zupełności zaspakajało potrzeby przedsiębiorstwa.

Przy połączeniu pracy samochodu specjalnego KAISER oraz zespołu samochodu monitorującego, zauważono znaczącą poprawę i różnicę w pracach eksploatacyjnych. Zwiększyła się efektywność, szybkość wykonywania prac, dokładność czy skuteczność w usuwaniu powstałych zakłóceń na sieciach kanalizacyjnych. Po kilku latach firma zakupiła kolejny samochód ssąco-płuczący z odzyskiem wody firmy KAISER.

Przy takich zmianach możliwości pracy przy eksploatacji sieci kanalizacyjnych nabrały nowego znaczenia. Wprowadzono nowe pojęcie prac eksploatacyjnych w postaci przeglądów kontrolnych.

3.1. PRZEGLĄDY KONTROLNE

Przeeglądy kontrolne sieci kanalizacyjnej wykonuje się systematycznie. Opracowuje się harmonogram prowadzenia przeglądów kamerą TV wraz z czyszczeniem samochodem specjalnym sieci kanalizacyjnych. Harmonogram prowadzenia kontroli odcinków ustala się na podstawie informacji o liczbie występujących awarii, powtarzających się problemów eksploatacyjnych w danym miejscu sieci kanalizacyjnej. Czynnikiem wpływającym na przeglądy jest wiek kanalizacji, materiał z jakiego została wykonana sieć i priorytet danego odcinka sieci do odprowadzania ścieków. Inspekcje TV i czyszczenia prowadzi się na całej długości ulic, co umożliwia prowadzenie prostej, czytelnej i uporządkowanej archiwizacji danych z kontroli. Przy takiej metodzie pracy unika się ryzyka pominięcia któregoś odcinka sieci kanalizacyjnej. Dokonywanie kontroli poszczególnych odcinków sieci pozwala na ustalenie problemów eksploatacyjnych, a następnie usunięcie ich przez brygady remontowe.

Prowadzenie przeglądów kontrolnych sieci kanalizacyjnej pozwala na prowadzenie oceny technicznej poszczególnych odcinków – stwierdzenie czy poszczególny odcinek:

- jest w stanie umożliwiającym dalszą jego eksploatację,
- wymaga tylko punktowych napraw,
- nie nadaje się do dalszej eksploatacji,
- wymaga częstszych czyszczeń okresowych,
- posiada dodatkowe uzbrojenie w armaturę i budowlę nie wykazaną na mapach geodezyjnych,
 - trasa, średnica, materiał odcinka jest niezgodny z mapami geodezyjnymi,
 - posiada dodatkowe przyłącza kanalizacyjne nie figurujące w wykazie odbiorców i na mapach geodezyjnych [1].

Przeeglądy kontrolne pozwoliły na wykrycie potencjalnych miejsc przyszłych awarii i zapobieganie im, a także na dobranie odpowiedniej technologii naprawy odkrywkowej lub bezwykopowej.

Podczas prac kontrolnych prowadzone są prace polegające na usuwaniu zgromadzonego osadu i nieczystości w kanalizacji, a kontrola daje tylko pewność, że czyszczenie odcinka sieci jest odpowiednio wykonane.

Dzięki prawidłowemu eksploataowaniu kanalizacji staramy się przewidzieć również potencjalne miejsca awarii (fot. 6), jak i zlokalizowanie samej awarii (fot. 7), które nie są widoczne jeszcze na powierzchni terenu. W takich przypadkach zapobiega się zakłóceniom w pracy sieci kanalizacyjnej, a także są mniejsze koszty naprawy w stosunku do powstania awarii w późniejszym czasie, oraz mamy więcej czasu oraz możliwości spokojnego przygotowania się do usunięcia usterki.



Fot. 6. Potencjalne miejsce awarii na kanale kamionkowym kanalizacji sanitarnej

Niezgodności stanu rzeczywistego kanalizacji w porównaniu z mapami geodezyjnymi i mapami numerycznymi są często wykazywane dzięki prowadzeniu przeglądów kontrolnych sieci kanalizacyjnych. Przy zastosowaniu inspekcji telewizyjnej możemy stwierdzić między innymi: położenia rzeczywistego kanału, czy zainstalowanego uzbrojenia, rodzaju materiałów, itp. W przeszłości nie było możliwości tak dokładnego weryfikowania kanałów oraz ich uzbrojenia. Brak takiej możliwości skutkowało brakiem dokładnego i szczegółowego zinventaryzowania kanałów oraz różnych obiektów z nimi związanych, co z kolei powodowało duże problemy w bieżącej eksploatacji.

Doskonałym urządzeniem do rozwiązania tego typu problemu i korygowania zidentyfikowanych nieprawidłowości w stosunku do map okazały się kamery inspekcyjne. Podczas inspekcji kontrolnych można odnaleźć niezainwentaryzowane uzbrojenie np.:

- komory, studnie rewizyjne,
- studnie ślepe i pośrednie,
- przyłącza kanalizacyjne, odgałęzienia i trójniki zadeklowane, przygotowane pod przyszłe przyłącza,
- odwodnienia magistral wodociągowych.

Najczęstszymi błędami wykrytymi podczas przeglądów kontrolnych są:

- zmieniona trasa przebiegu kanalizacji, inna średnica kanałów,

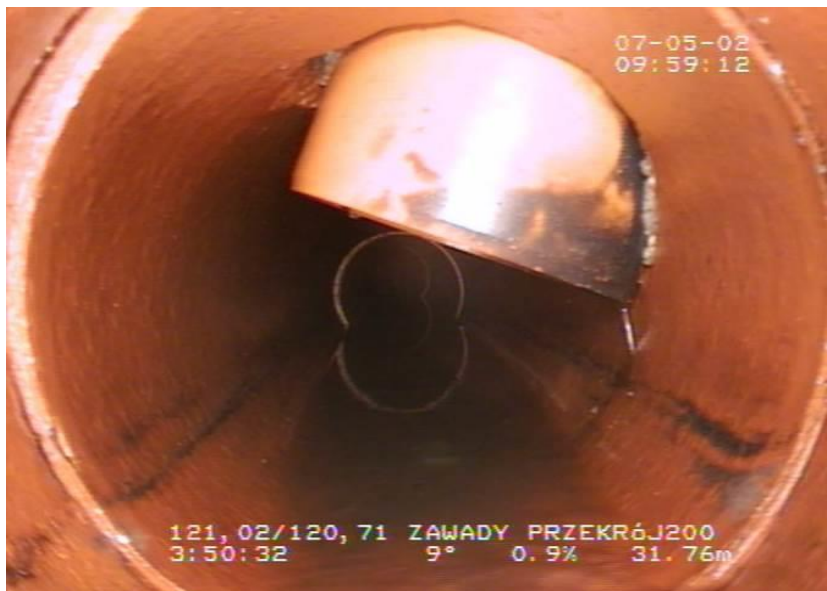
- nie zainwentaryzowane studnie kanalizacyjne (ślepe, rewizyjne itp.)
- zastosowany inny materiał kanału,
- nieprawidłowe oznaczanie kanalizacji (zamiana KS na KD i odwrotnie).



Fot. 7. Miejsce awarii na kanale kamionkowym kanalizacji sanitarnej

Nielegalne podłączenia kanalizacji ściekowej i deszczowej są dużym problemem dla przedsiębiorstwa wodociągowo-kanalizacyjnego. Powodują straty finansowe firmy, jak również problemy w eksploatacji sieci kanalizacyjnej. Powodują również zaburzenia w pracy oczyszczalni ścieków, gdyż nie ma możliwości określenia szacunkowego strumienia dopływających ścieków w stosunku do pobranej wody.

W czasie przeprowadzania przeglądów kontrolnych jest prowadzona także weryfikacja włączenia przyłączy kanalizacyjnych do sieci. Taką weryfikację prowadzą również pracownicy Wydziału Sieci Kanalizacyjnej podczas innych prac eksploatacyjnych. Są oni w stanie sprawdzić przyłącza, które są podłączone bezpośrednio do studzienek rewizyjnych. Włączenie do sieci w inny sposób – np. bezpośrednio na trójnik lub w tzw. „oczko” (fot. 8) może być zlokalizowane jedynie kamerą inspekcyjną.



Fot. 8. Włączenie do sieci KS z rur kamionkowych przyłącza PVC - na tzw. oczko

Powstające awarie i nieprawidłowości w sieciach kanalizacyjnych są niepowtarzalne i chociaż niektóre są podobne, to ich specyfika, skutki i sposób naprawy są różne. Wynika to z zasięgu napraw, zastosowanej technologii naprawy, materiałów i sposobu prowadzenia prac.

Wodociągi Białostockie posiadają znaczną liczbę kanałów betonowych, w których powstaje wiele awarii. Najczęstszym powodem jest skorodowanie kanału (fot. 9), przesunięcie względem osi tzw. skławiszowanie, pęknięcia wzdłużne, zapadnięcie się kanału – tzw. składanie się kanalizacji, nieszczelne złącza rur, zarastanie kanału przez korzenie, itp.

Porównywalnie duża liczba awarii występuje też na kanalizacji wykonanej z kamionki, czyli ceramicznej. Najczęstszymi przyczynami awarii są:

- przesunięcia względem osi,
- pęknięcia wzdłużne wychodzące z jednego punktu,
- pęknięcie przy złączach rur,
- zarastanie kanału przez korzenie (fot. 10),
- zarastanie kanału poprzez osiadające tłuszcze,
- zawalenie się kanału,

- zapadnięcia się kanału – tzw. składanie się kanalizacji,
- uszkodzenie kanału przez rosnące korzenie.

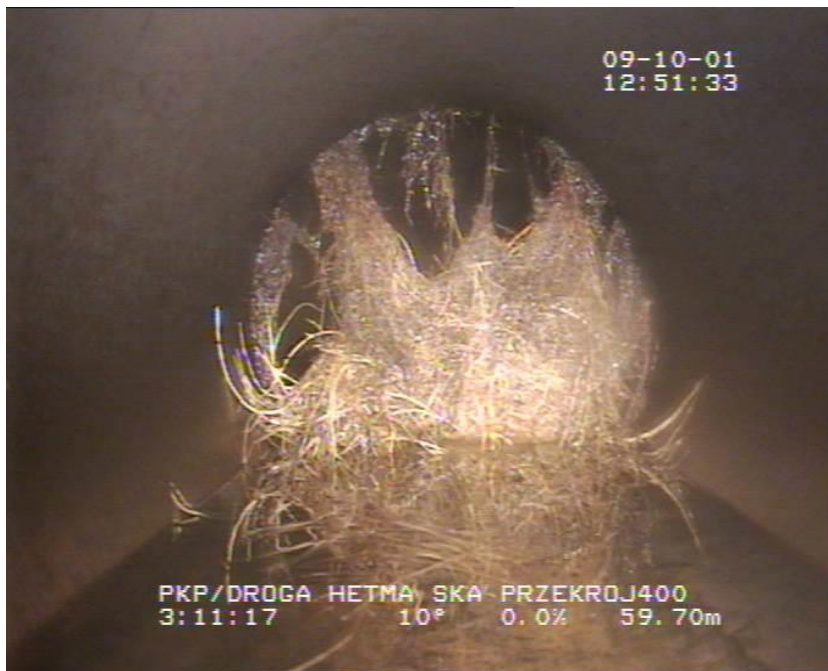


Fot. 9. Korozja rur betonowych w kanalizacji sanitarnej

Nieznaczna liczba awarii powstaje na kanałach PVC, PP i z żywic epoksydowych, z tego względu, że są to kanały stosunkowo nowe i duża część tych kanałów była sprawdzana TV przed włączeniem do eksploatacji.

Podsumowując główne aspekty nowoczesnej technologii mogą bez obaw stwierdzić że:

- zastosowanie monitoringu TV, w połączeniu z samochodem czyszczącym w działaniach eksploatacyjnych, nabiera coraz większego znaczenia i staje się nieodzownym narzędziem pracy, ponieważ
- przyczynia się w dużym stopniu do poprawiania warunków działania całej sieci kanalizacji ściekowej i deszczowej, oraz
- w dużej mierze ułatwia pracę pracownikom eksploatującym sieci kanalizacyjne, a to oszczędza ich wysiłek, zdrowie, czas oraz zwiększa wydajność pracy.



Fot. 10. Przerastanie korzeni w kanale kamionkowym kanalizacji deszczowej

Moim zdaniem, w obecnych czasach każde przedsiębiorstwo eksploatujące systemy kanalizacyjne powinno zapewnić sobie możliwość wprowadzanie postępu technicznego, poprzez zakup lub wynajem kamery inspekcyjnej i samochodu czyszczącego, dostosowanych do swoich potrzeb. Zapewni to poprawę pracy sieci, bezpieczeństwo i świadomość pracowników obsługujących sieci kanalizacyjne. Działanie takie nie jest oznaką bogactwa firmy, ale koniecznością do właściwego zarządzania siecią oraz podniesienia niezawodności i jakości świadczonych usług, dbałości o pracowników, a także daje wiele innych pozytywnów [2, 3].

LITERATURA

- [1] BŁASZCZYK W., ROMAN M., STAMATELLO H., *Kanalizacja* (Tom I), Wyd. Arkady, Warszawa 1974 r.
- [2] BOLT A., BURSZTA-ADAMIAK K., GUDELIS-TARASZKIEWICZ K., SULIGOWSKI Z., TUSZYŃSKA A.: *Kanalizacja. Projektowanie, wykonanie, eksploatacja*. Wyd. Seidel-Przywecki, Warszawa 2012.
- [3] KOTOWSKI A., *Podstawy bezpiecznego wymiarowania odwodnień terenów*, Wyd. Seidel-Przywecki (Wydanie I), Warszawa 2011 r.
- [4] TARNOWSKI M., *Zastosowanie monitoringu przy użyciu kamer w eksploatacji systemów kanalizacyjnych*, Praca magisterska pod kierunkiem dr inż. Katarzyny Garbarczyk, lipiec 2004.

CHANGES IN THE WAY OF MAINTENANCE WORKING IN PLUMBING AT THE TURN OF 20TH AND 21ST CENTURY FOR EXAMPLE WODOCIAGI BIALYSTOK

In this article we will present the changes in the conduct of operational work on the sewer networks Wodociagi Bialystok at the turn of 20 in. And 21 in. Work based on, inter alia, using video cameras and special vehicles for sewer cleaning. The changes relate to maintenance work carried out on networks Sewer-station in the village in the municipality of Bialystok and Wasilkow Wodociagi Bialystok in service. Maintenance works in plumbing have been and probably will be carried out using specialized equipment and vehicles, which also largely evolved. Technical progress, access to modern technology and new building materials also began you-having to change in the same operational work of sewer networks. Technological advances and new technologies also largely resulted in improvements in the conduct of this work. All improvements and technical innovations have a direct impact on the safety of people (employees) to perform such work. The main source of information is almost 15-year-old professional work directly in the operation of municipal sanitary sewage systems and rainwater, and the adoption of a new sewerage system for use in Wodociagi Bialystok.

Katarzyna WARTALSKA, Jolanta MICHAŁEC, Bartosz KAŻMIERCZAK*

SYMULACJE HYDRODYNAMICZNE KANALIZACJI DESZCZOWEJ NA WYBRANYM OSIEDLU MIESZKANIOWYM W GŁOGOWIE

W pracy przedstawiono symulacje hydrodynamiczne kanalizacji deszczowej osiedla Paulinów w Głogowie. Celem pracy była weryfikacja poprawności działania sieci kanalizacyjnej w oparciu o zalecenia normy europejskiej PN-EN 752:2008. Do przeprowadzenia symulacji wykorzystano program SWMM 5.1. Dokonano inwentaryzacji oraz opisu zlewni deszczowej. Wybrano opady modelowe i rzeczywiste do obciążenia analizowanej zlewni. Materiałem badawczym były odczyty z deszczomierzy ze stacji IMGW w Głogowie. W pracy przedstawiono i omówiono wyniki symulacji dla głównego kolektora. Wykazano, iż badana sieć spełnia wymagania obecnej normy PN-EN 752:2008.

1. WSTĘP

Bezpieczne projektowanie systemów kanalizacyjnych ma na celu zapewnienie odpowiedniego standardu odwodnienia terenu, definiowanego jako przystosowanie systemu do przyjęcia prognozowanych maksymalnych strumieni wód opadowych z częstością równą dopuszczalnej częstości wystąpienia wylania na powierzchnię terenu [1].

Wg zaleceń najnowszej normy europejskiej PN-EN 752:2008 [2] częstość wylewów z kanalizacji ograniczona została do „akceptowalnych społecznie” rzadkich powtarzalności ich występowania: od raz na 10 do raz na 50 lat, w zależności od rodzaju zagospodarowania przestrzennego (tab. 1). W tejże normie wskazane są również zalecenia odnośnie przyjmowanych częstości deszczu obliczeniowego do projektowania systemów kanalizacyjnych. Dla deszczu obliczeniowego nie mogą występować żadne przeciążenia (praca pod ciśnieniem). Konieczny jest więc dobór kanałów na

* Politechnika Wroclawska, Wydział Inżynierii Środowiska, Katedra Wodociągów i Kanalizacji, pl. Grunwaldzki 9, 50-377 Wrocław, katarzyna.wartalska@pwr.edu.pl.

niecałkowite wypełnienie - z uwzględnieniem rezerwy przepustowości na przyszłościowy rozwój i na wypadek rzadziej pojawiających się opadów.

Tabela 1. Zalecane częstości projektowe deszczu i dopuszczalne częstości wystąpienia wylania wg PN-EN 752:2008 [2]

Rodzaj zagospodarowania terenu	Częstość deszczu obliczeniowego [1 raz na C lat]	Częstość wystąpienia wylania [1 raz na C lat]
Tereny wiejskie	1 na 1	1 na 10
Tereny mieszkaniowe	1 na 2	1 na 20
Centra miast, tereny usług i przemysłu	1 na 5	1 na 30
Podziemne obiekty komunikacyjne, przejścia i przejazdy pod ulicami, itp.	1 na 10	1 na 50

Do obliczeń sprawdzających działanie kanalizacji przy wykorzystaniu modelowania hydrodynamicznego pomocne mogą być wytyczne niemieckie DWA-A118:2006 [3, 4], które wprowadzają pojęcie częstości nadpiętrzenia do poziomu terenu (tabela 2).

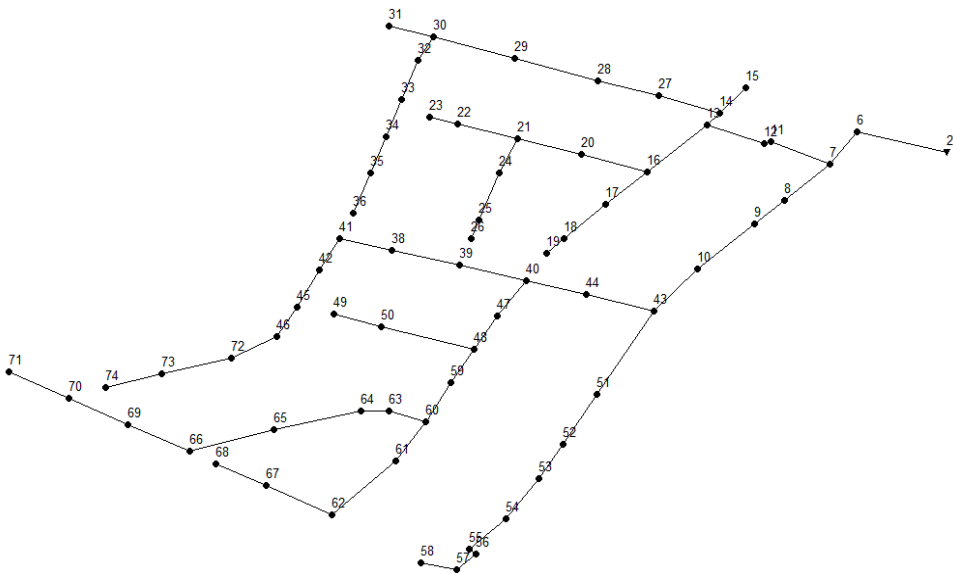
Tabela 2. Zalecane częstości nadpiętrzeń (do poziomu terenu) dla nowoprojektowanych bądź modernizowanych systemów kanalizacyjnych wg DWA-A118:2006 [20]

Rodzaj zagospodarowania terenu	Częstość nadpiętrzenia [1 raz na C lat]
Tereny wiejskie	2
Tereny mieszkaniowe	3
Centra miast, tereny usług i przemysłu	rzadziej niż 5
Podziemne obiekty komunikacyjne, przejścia i przejazdy pod ulicami, itp.	rzadziej niż 10

Zarówno w nowo projektowanych, jak i modernizowanych systemach kanalizacyjnych, zalecane jest modelowanie hydrodynamiczne przy różnych scenariuszach obciążenia opadami, w celu weryfikacji częstości nadpiętrzeń. Scenariuszami opadowymi mogą być rzeczywiste zmierzone serie intensywnych opadów lokalnych z wielolecia lub opady modelowe, np. Eulera typu II [1, 3, 4, 8], lub też opady syntetyczne generowane losowo [5–7].

Niniejsza praca obejmuje modelowanie hydrodynamiczne działania istniejącej sieci kanalizacji deszczowej, znajdującej się na terenie osiedla Paulinów w Głogowie. Do obciążenia zlewni zastosowano zarówno opady modelowe Eulera typu II, jak i opady rzeczywiste, zarejestrowane na terenie Głogowa.

W celach opisowych wyróżniono kolektor główny oraz 10 kanałów bocznych (rys. 1). Kolektor deszczowy (K_{D1}) ma długość całkowitą 709 m. Rozpoczyna się w węźle obliczeniowym J71 i przebiega wzdłuż ul. Tarnopolskiej do węzła J66 (skrzyżowanie z ul. Łucką), następnie od J66 wzdłuż ul. Łuckiej do węzła J60 (skrzyżowanie z ul. Samborską) i dalej od J60 wzdłuż ul. Samborskiej do węzła J40, gdzie dalej biegnie wzdłuż ul. Lwowskiej do skrzyżowania z ul. Brzeską (węzeł J43) i dalej do węzła J6 wzdłuż ul. Brzeskiej. Ostatni odcinek kolektora biegnie od węzła J43 do wylotu z sieci kanalizacyjnej. Schemat sieci wraz z podanymi oznaczeniami studzienek przedstawiono na rysunku 2.



Rys. 2. Schemat obliczeniowy kanalizacji deszczowej w programie SWMM

Na podstawie planu sytuacyjno-wysokościowego wyznaczono granice zlewni deszczowej, a następnie dokonano jej podział na 66 zlewni cząstkowych. Do powierzchni utwardzonych zaliczono jezdnie asfaltowe, dachy oraz podjazdy znajdujące się na terenach działek. Pozostałą część całkowitej powierzchni zlewni cząstkowych stanowią tereny nieutwardzone, wśród których największy udział mają ogródki przydomowe. Tereny nieutwardzone stanowią 61,25% całkowitej powierzchni zlewni. Modelowanie działania kanalizacji deszczowej przeprowadzono w programie SWMM 5.1 [9, 10].

3. WARIANTOWE SYMULACJE

3.1. OPADY MODELOWE WYKORZYSTANE DO SYMULACJI

W pierwszym etapie wykorzystano opady modelowe Eulera typu II o częstościach występowania $C = 2$ lata (deszcz obliczeniowy wg PN-EN 752) oraz $C = 3$ lata (do weryfikacji napiętrzeń wg DWA-A118). W pracy zastosowano opady modelowe o czasie trwania $t = 60$ min, przy czasie przepływu w sieci poniżej 10 min. Opady modelowe zostały opracowane na podstawie modelu Bogdanowicz–Stachy [11]:

$$h_{\max} = 1,42t^{0,33} + \alpha(R, t) \cdot (\ln p)^{0,584} \quad (1)$$

gdzie:

- h_{\max} – maksymalna wysokość opadu, mm
- t – czas trwania opadu, min
- p – prawdopodobieństwo przewyższenia opadu: $p \in (0; 0,5]$
- α – parametr (skali) zależny od regionu Polski i czasu trwania t .

Uwzględniono, iż Głogów leży na obszarze regionu północno-zachodniego (R_2) [1, 12]. Dla prawdopodobieństw przewyższenia $p \leq 0,5$ ($C \geq 2$) i czasu trwania z zakresu $t \in [5; 30]$ min parametr α jest obliczany ze wzoru:

$$\alpha(R, t) = 3,92\ln(t+1) - 1,662 \quad (2)$$

Region północno-zachodni „zanika” przy 30 minutach trwania opadów, a obszar przynależny do tego regionu przechodzi do regionu centralnego przy czasie 1 godziny [11]. Prowadzi to do powstania nieciągłości w przebiegu parametru α w przedziale 30 min do 1 godz. Wartość parametru α przy $t = 30$ min w regionie północno-zachodnim wynosi 11,8 mm, natomiast przy $t = 1$ godz. w regionie centralnym 18,0 mm. Problem ten rozwiązano poprzez interpolację parametru α prostą o równaniu:

$$\alpha(R, t) = 9,160\ln(t+1) - 19,6 \quad (3)$$

gdzie czas trwania opadów $t \in (30; 60)$.

Dla czasu trwania z zakresu $t \in [60; 120)$ min parametr α wyznaczony został ze wzoru:

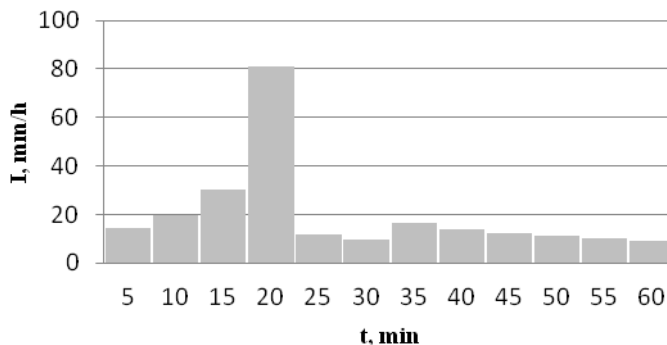
$$\alpha(R, t) = 4,693\ln(t+1) - 1,249 \quad (4)$$

Natomiast dla opadów o czasie trwania $t = 120$ min parametr α obliczono z wzoru:

$$\alpha(R, t) = 2,223 \ln(t+1) - 10,639 \quad (5)$$

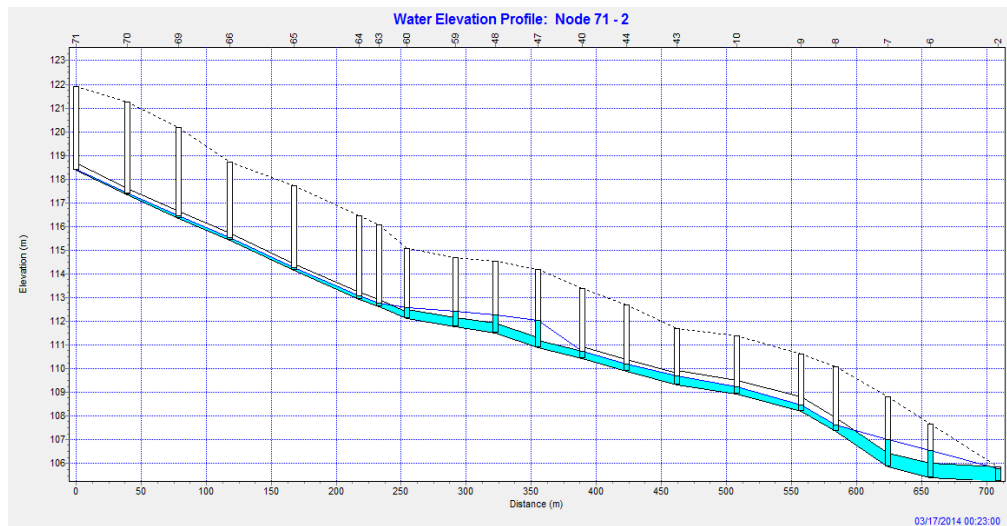
Nieciągłość we wzorze na parametr α powoduje zniekształcenie wzorcowego opadu modelowego Eulera typu II, co będzie widoczne na wykresach przedstawiających intensywność opadów w funkcji czasu dla poszczególnych opadów modelowych.

Na podstawie wzoru (1) opracowano opad modelowy o częstości występowania $C = 2$ lata (rys. 3). Opad modelowy dla tych warunków cechuje się największą intensywnością wynoszącą 80,92 mm/h, która występuje między 15. a 20. minutą. Wysokość opadu wynosi 20,05 mm.



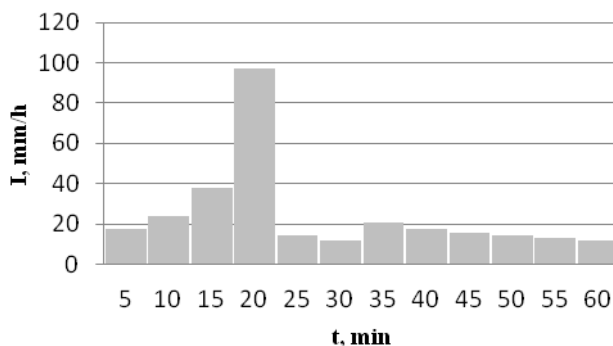
Rys. 3. Opad modelowy Eulera typu II o częstości występowania $C = 2$ lata i czasie trwania $t = 60$ min

Przeprowadzone symulacje wykazały, że maksymalne wypełnienia kanałów występują w 23. minucie trwania opadu. Profil kolektora K_{D1} wraz z wypełnieniami przedstawiono na rysunku 4. Przepływ ścieków odbywa się pod ciśnieniem w kanałach od węzła obliczeniowego W63 do W40 oraz w trzech końcowych odcinkach kolektora. Występujące w ich obrębie nadpiętrzenia są niewielkie i sięgają maksymalnie około 1 m, ponad sklepienia kanałów. Symulowany przepływ na ostatnim odcinku kolektora (kanał nr 5) wynosi $0,743 \text{ m}^3/\text{s}$.



Rys. 4. Profil kolektora K_{D1} w 23. minucie trwania opadu modelowego ($C = 2$ lata i $t = 60$ minut)

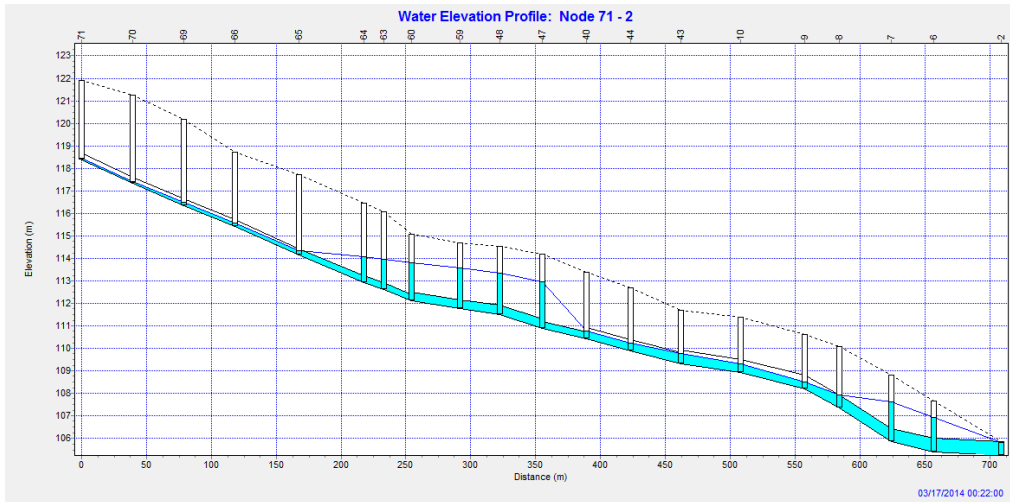
Kolejnym opracowanym deszczem modelowym był opad o czasie trwania $t = 60$ min i częstotliwości występowania $C = 3$ lata (rys. 5). Ten opad modelowy cechuje się największą intensywnością równą $96,96$ mm/h, występującą między 15. a 20. minutą. Wysokość opadu to $24,55$ mm.



Rys. 5. Opad modelowy Eulera typu II o częstotliwości występowania $C = 3$ lata i czasie trwania $t = 60$ min

Po obciążeniu zlewni opadem i przeprowadzeniu symulacji stwierdzono, iż największe symulowane wypełnienia kanałów występują w 22. minucie trwania opadu. Profil kolektora K_{D1} wraz z wypełnieniami w tej minucie przedstawiono na rysunku 6. Zauważyć można, iż przepływ ścieków odbywa się pod ciśnieniem

w około połowie kanałów (od studzienki W65 do W40 oraz trzy końcowe odcinki kolektora). W żadnym z węzłów poziom ścieków nie osiąga jednak poziomu terenu. Symulowany przepływ na ostatnim odcinku kolektora (kanał nr 5) wynosi $0,917 \text{ m}^3/\text{s}$.



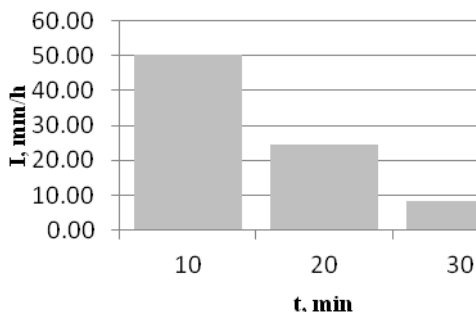
Rys. 6. Profil kolektora K_{D1} w 22. minucie trwania opadu modelowego ($C = 3$ lata i $t = 60$ minut)

W obrębie całej analizowanej sieci zanotowano wylanie w węźle W32, znajdującym się na kanale bocznym $K_{D1.1}$. Objętość ścieków, które podczas trwania opadu modelowego wylały się z sieci, wynosi około 6 m^3 .

3.2. SYMULACJE Z WYKORZYSTANIEM OPADÓW RZECZYWISTYCH

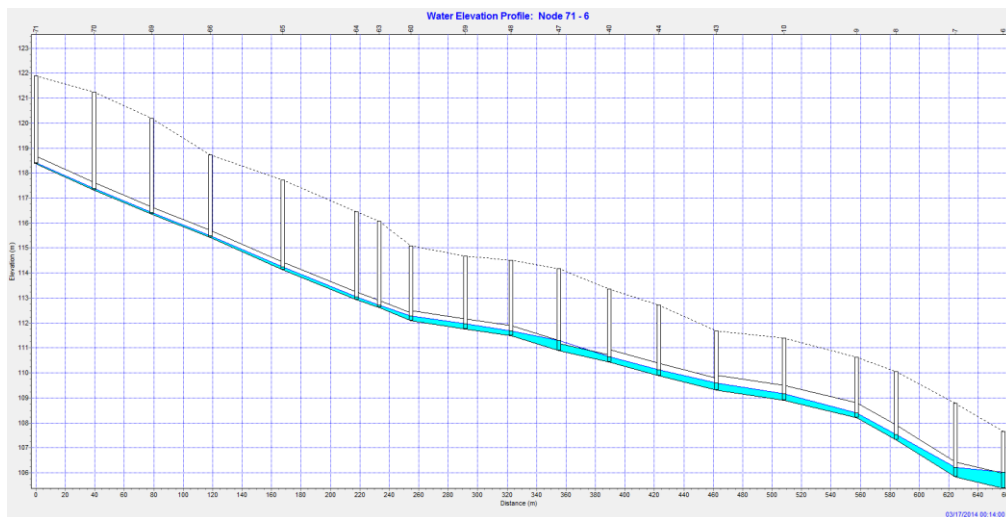
Do dalszej analizy przyjęto trzy opady rzeczywiste: po dwa o czasie trwania $t = 30 \text{ min}$ i 60 min oraz jeden o $t = 120 \text{ min}$. Częstości ich występowania wyznaczono poprzez porównanie wysokości opadów z wysokościami uzyskanymi ze wzoru Bogdanowicz–Stachy.

W pierwszej kolejności, w pracy wykorzystano opady o czasie trwania $t = 30 \text{ min}$ zaobserwowane w dniach 7 i 28 lipca 2012 roku. Pierwszy z opadów miał sumaryczną wysokość $13,9 \text{ mm}$, co odpowiada kategorii ulewy według kryterium Chomicza [12]. Częstość występowania wyznaczono na $C = 2$ lata. Maksymalna intensywność wyniosła $50,40 \text{ mm/h}$ (rys. 7).



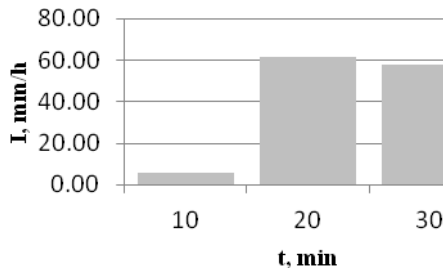
Rys. 7. Hietogram opadów z dnia 7 lipca 2012 r. w interwałach 10-minutowych

Profil kolektora K_{D1} w 14. minucie czasu trwania zadanego opadu rzeczywistego przedstawiono na rysunku 8. Kolektor praktycznie nie działa pod ciśnieniem. Ścieki deszczowe nie osiągają poziomu terenu w żadnym węźle. Na ostatnim odcinku kolektora maksymalny strumień ścieków wynosi $0,481 \text{ m}^3/\text{s}$.



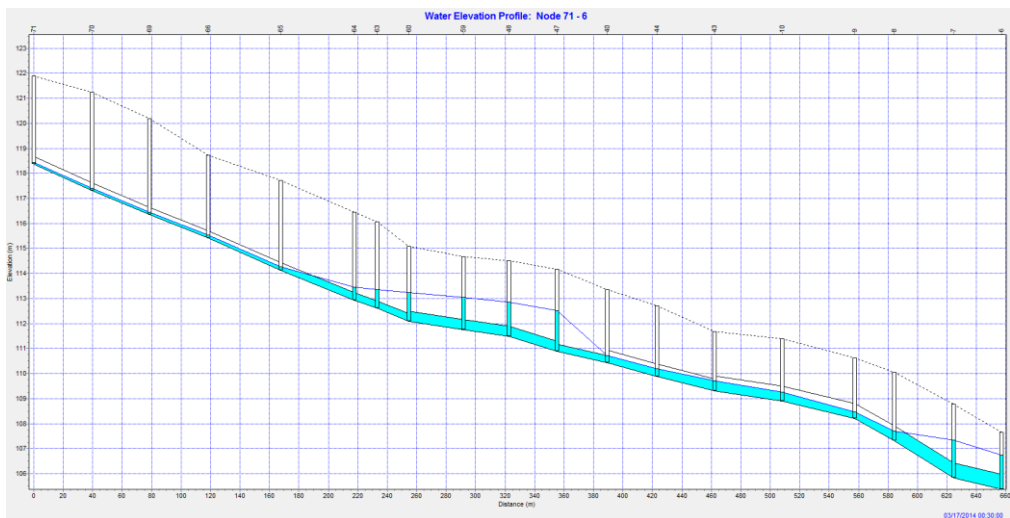
Rys. 8. Profil kolektora K_{D1} w 14. minucie trwania opadu rzeczywistego ($C = 2$ lata i $t = 30$ min)

Drugi z opadów osiągnął sumaryczną wysokość $20,9 \text{ mm}$, co odpowiada kategorii silnej ulewy według kryterium Chomicza, a jego częstość występowania oszacowano na $C = 6$ lat. Maksymalna intensywność dla tego opadu wyniosła $61,80 \text{ mm/h}$ (rys. 9).



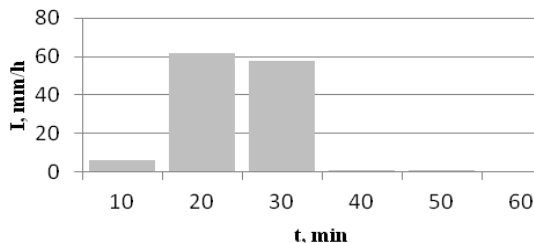
Rys. 9. Hietogram opadów z dnia 28 lipca 2012 r. w interwałach 10-minutowych

Profil kolektora K_{D1} w 30. minucie czasu trwania opadu rzeczywistego o $C = 6$ lat i $t = 30$ min przedstawiono na rysunku 10. Przy takiej częstotliwości występowania deszczu, połowa kolektora (9 odcinków) działa pod ciśnieniem, jednak ścieki deszczowe w żadnym węźle obliczeniowym kolektora nie osiągają poziomu terenu. Wylania występują z jednej studzienki (W32) kanału bocznego, a ich objętość wynosi około 5 m^3 . Na ostatnim odcinku kolektora maksymalny strumień ścieków deszczowych wynosi $0,844 \text{ m}^3/\text{s}$.



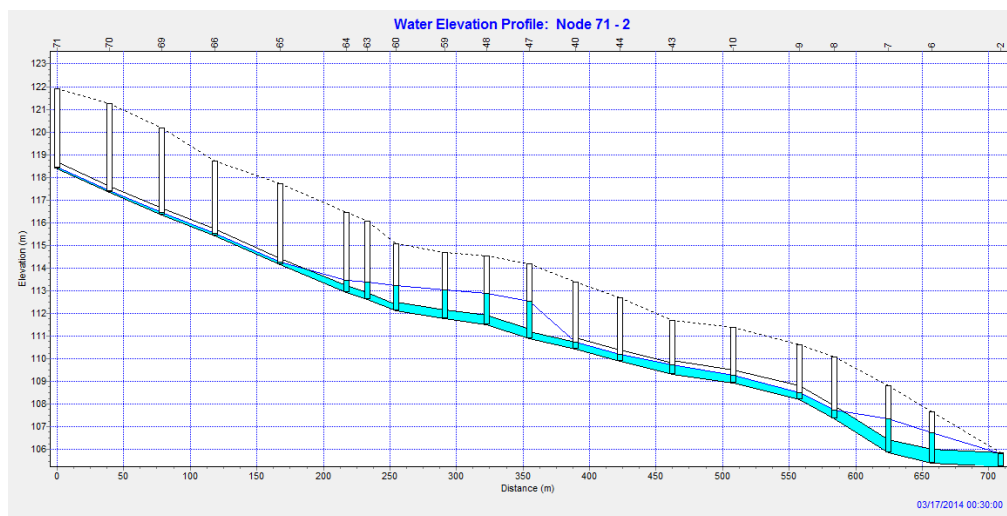
Rys. 10. Profil kolektora K_{D1} w 30. minucie trwania opadu rzeczywistego ($C = 6$ lat i $t = 30$ min)

Następnie wykorzystano opady o czasie trwania $t = 30$ min zaobserwowane 28 lipca oraz 20 czerwca 2012 roku. Pierwszy z opadów miał sumaryczną wysokość 21,3 mm, co przy jego czasie trwania zalicza go do kategorii ulew. Maksymalna intensywność wynosiła 61,8 mm/h (rys. 11), a częstotliwość występowania $C = 2$ lata.



Rys. 11. Hietogram opadu z dnia 28 lipca 2012 r. w interwałach 10-minutowych

Profil kolektora K_{D1} wraz z wypełnieniami w 30. minucie trwania opadu przedstawiono na rysunku 12.

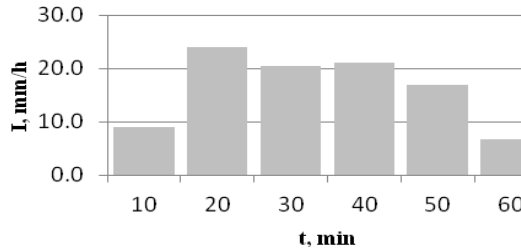


Rys. 12. Profil kolektora K_{D1} w 30. minucie trwania opadu rzeczywistego z dnia 28 lipca 2012 r. ($C = 2$ lata i $t = 60$ minut)

Z rysunku 12 wynika, iż w prezentowanej chwili czasowej przepływ ścieków odbywa się pod ciśnieniem w około połowie kanałów kolektora – są to odcinki między węzłami obliczeniowymi W65 i W40 oraz trzy końcowe odcinki. W pozostałych kanałach ścieki płyną ze zwierciadłem swobodnym. Symulowany przepływ na ostatnim odcinku kolektora (kanał nr 5) wynosi $0,842 \text{ m}^3/\text{s}$. Objętość ścieków, które podczas trwania opadu wylały się z sieci, wynosi około 4 m^3 (w węźle obliczeniowym W32).

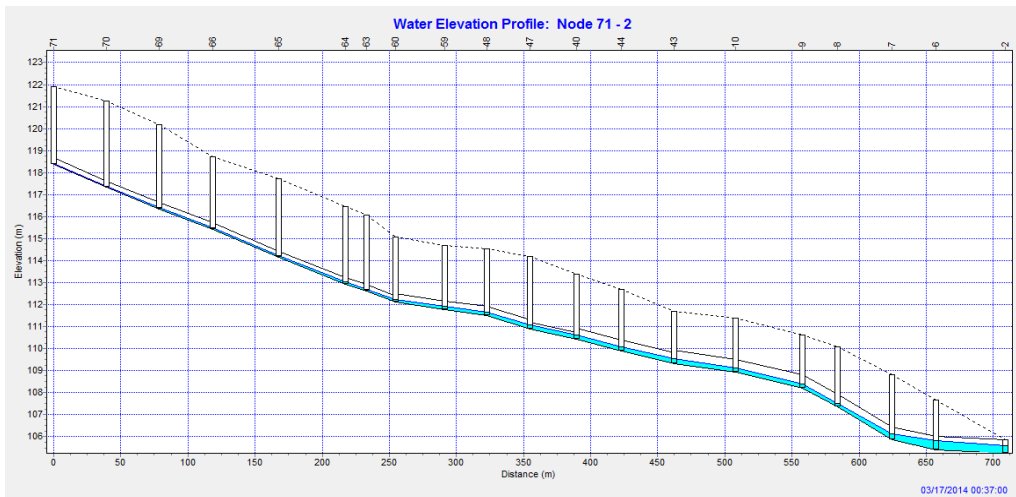
Kolejny z wybranych opadów o czasie trwania $t = 60$ min wystąpił 20 czerwca 2012 r. Jego sumaryczna wysokość wyniosła $H = 16,3 \text{ mm}$, co zalicza go do kategorii ulew. Maksymalna intensywność wyniosła $24,0 \text{ mm/h}$, zaś najmniejsza $6,6 \text{ mm/h}$

(rys. 13). Częstość występowania prezentowanego opadu oszacowano jako równą $C = 1$ rok.



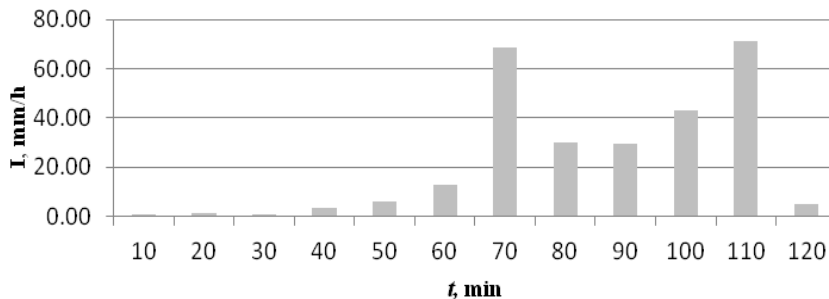
Rys. 13. Hietogram opadu z dnia 20 czerwca 2012 r. w interwałach 10-minutowych

Profil kolektora K_{D1} wraz z wypełnieniami w 37. minucie trwania opadu przedstawiono na rysunku 14. W każdym z odcinków kanałów głównego kolektora ścieki przepływają ze zwierciadłem swobodnym. Stosunkowo największe wypełnienie posiada kanał znajdujący się między węzłem W47 a W40 – co wynika ze zmniejszenia przekroju kanału na tym odcinku. Nie zanotowano żadnego wylania na powierzchni terenu. Symulowany przepływ na ostatnim odcinku kolektora (kanał nr 5) wynosi $0,316 \text{ m}^3/\text{s}$.



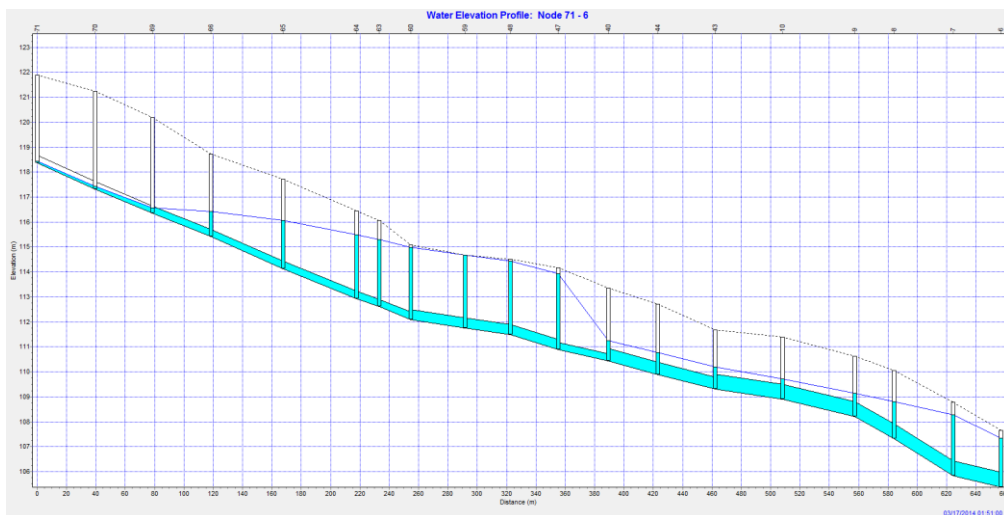
Rys. 14. Profil kolektora K_{D1} w 37. minucie trwania opadu rzeczywistego z dnia 20 czerwca 2012 r. ($C = 1$ rok i $t = 60$ minut)

Wykorzystany w pracy opad o czasie trwania $t = 120$ min zarejestrowano 6 lipca 2013 r. Na podstawie podanych wysokości opadu obliczono intensywność oraz określono częstość deszczu obliczeniowego. Sumaryczna wysokość wynosiła 45,30 mm, co odpowiada kategorii silnych ulew według kryterium Chomicza. Maksymalna intensywność opadu wystąpiła w 110. minucie trwania i wyniosła 71,40 mm/h (rys. 15). Częstość występowania oszacowano na $C = 16$ lat.



Rys. 15. Hietogram opadów z dnia 6 lipca 2013 r. w interwałach 10-minutowych

Profil kolektora K_{D1} w 111. minucie czasu trwania opadu rzeczywistego o $C = 16$ lat i $t = 120$ min przedstawiono na rysunku 16.



Rys. 16. Profil kolektora K_{D1} w 111. minucie trwania opadu rzeczywistego ($C = 16$ lat i $t = 120$ min)

Jak widać na rysunku 16, kolektor praktycznie na całej długości działa pod ciśnieniem i dochodzi do wylewów ze studzienek, w których ścieki deszczowe osiągną poziomu terenu (tab. 3). Suma objętości ścieków deszczowych wylanych z systemu kanalizacyjnego wynosi około 102 m³. Wylania występują z ośmiu studzienek kanalizacyjnych. Na ostatnim odcinku kolektora maksymalny strumień ścieków deszczowych wynosi 1,054 m³/s.

Tabela 3. Węzły i objętości wylań z kanalizacji dla opadu rzeczywistego o $C = 16$ lat i $t = 120$ min

Lp.	Węzeł obliczeniowy	Czas trwania wylewów, h	Objętość wylewów, m ³
1	W14	0,05	3
2	W29	0,13	9
3	W32	0,29	57
4	W52	0,05	1
5	W56	0,14	10
6	W59	0,08	5
7	W61	0,06	1
8	W62	0,11	16
SUMA			102

4. WNIOSKI

Poprawność działania sieci kanalizacyjnej jest niezbędna do utrzymania tzw. komfortu kanalizacyjnego użytkowników sieci. W pracy dokonano weryfikacji przepustowości istniejącego systemu kanalizacji deszczowej głogowskiego osiedla Paulinów. W tym celu sprawdzono działanie sieci pod kątem wylewów i nadpiętrzeń do poziomu terenu przy wykorzystaniu modelowania hydrodynamicznego w programie SWMM 5.1. Zlewnię obciążano zarówno opadami modelowymi Eulera typu II z modelu Bogdanowicz–Stachy, jak i opadami rzeczywistymi, które wystąpiły na badanym obszarze w 2012 roku.

Symulacje przeprowadzone w programie SWMM pozwalają stwierdzić, iż analizowana sieć kanalizacji deszczowej spełnia wymagania normy europejskiej PN-EN 752:2008. Wskazuje na to brak nadpiętrzeń do poziomu terenu przy scenariuszach opadowych o częstotliwości występowania raz na 3 lata. Jest to częstość „akceptowalna społecznie” w przypadku terenów mieszkaniowych. Nadpiętrzenie do poziomu terenu odnotowano jedynie dla studzienki W32, przy czym symulowane objętości wylań były bardzo małe.

Analizowaną sieć deszczową obciążono również opadem rzeczywistym o bardzo dużej intensywności. Wykorzystano mianowicie opad o czasie trwania $t = 120$ min,

zarejestrowany 6 lipca 2013 r., którego sumaryczna wysokość wynosiła 45,30 mm, a częstość występowania $C = 16$ lat. Dla tak intensywnego opadu stwierdzono już symulowane znaczne wylania o sumarycznej objętości około 102 m³.

LITERATURA

- [1] KOTOWSKI A.: *Podstawy bezpiecznego wymiarowania odwodnień terenów*, Wyd. Seidel-Przywecki, Tom I i II (wydanie II rozszerzone), Warszawa 2015.
- [2] PN-EN 752:2008: *Drain and sewer systems outside buildings (Zewnętrzne systemy kanalizacyjne)*. PKN, Warszawa 2008.
- [3] Arbeitsblatt DWA-A118: *Hydraulische Bemessung und Nachweis von Entwässerungssystemen*. DWA, Hennef 2006.
- [4] SCHMITT T.G.: *Kommentar zum Arbeitsblatt A 118 "Hydraulische Bemessung und Nachweis von Entwässerungssystemen"*. DWA, Hennef 2000; Wyd. Seidel-Przywecki, Warszawa 2007.
- [5] LICZNAK P., ŁOMOTOWSKI J., RUPP D. E. 2011, *Random cascade driven rainfall disaggregation for urban hydrology: An evaluation of six models and a new generator*, Atmospheric Research, Vol. 99, Issues 3–4, 563–578.
- [6] LICZNAK P., SCHMITT T. G., RUPP D. E. 2011. *Distributions of microcanonical cascade weights of rainfall at small timescales*, Acta Geophysica, Vol. 59, 1013–1043.
- [7] RUPP, D. E., LICZNAK P., ADAMOWSKI W., LEŚNIEWSKI M., 2012: *Multiplicative cascade models for fine spatial downscaling of rainfall: parameterization with rain gauge data*, Hydrol. Earth Syst. Sci., 16, 671–684.
- [8] KAŹMIERCZAK B., KOTOWSKI A.: *Weryfikacja przepustowości kanalizacji deszczowej w modelowaniu hydrodynamicznym*, Oficyna Wyd. Politechniki Wrocławskiej, Wrocław 2012.
- [9] ROSSMAN L. A.: *Storm Water Management Model. Quality assurance report: Dynamic Wave Flow Routing*. United States Environmental Protection Agency, 2006.
- [10] ROSSMAN L. A.: *Storm Water Management Model. User's Manual. Version 5.0*. United States Environmental Protection Agency, 2010.
- [11] BOGDANOWICZ E., STACHY J.: *Maksymalne opady deszczu w Polsce. Charakterystyki projektowe*. Instytut Meteorologii i Gospodarki Wodnej. Seria: Hydrologia i Oceanologia – 23. Warszawa 1998.
- [12] KOTOWSKI A., KAŹMIERCZAK B., DANCEWICZ A.: *Modelowanie opadów do wymiarowania kanalizacji*. Wyd. Polska Akademia Nauk. Komitet Inżynierii Lądowej i Wodnej, Instytut Podstawowych Problemów Techniki. Studia z zakresu inżynierii nr 68, Warszawa 2010.

HYDRODYNAMIC SIMULATIONS OF A STORM WATER DRAINAGE IN A CHOSEN DISTRICT IN GŁOGÓW

The paper presents hydrodynamic simulations of a storm water drainage in Paulinów district in Głogów. The aim of the study was to verify proper operation of the network according to the recommendations of the European standard EN 752. Simulations were performed by SWMM 5.0. An inventory and description of catchment was made. Simulations were based on a real and model rainfall data. The results of simulations concern the main collector. The work showed that the storm water drainage meets the requirements of EN 752.

Paweł WIELGAT*

MODELOWANIE WYMIANY WODY W ZBIORNIKACH HODOWLANYCH PRZY UŻYCIU ZMODYFIKOWANEGO MODELU TŁOKOWEGO NA PRZYKŁADZIE BASENÓW HODOWLANYCH DLA FOK

Niniejszy artykuł opisuje sposób prostego modelowania wymiany wody w basenach hodowlanych fokarium Stacji Morskiej Instytutu Oceanografii Uniwersytetu Gdańskiego. W celu rozpoznania warunków wymiany wody oraz udziału stref zastojowych w basenach posłużono się dwiema uzupełniającymi się metodami. Były to badania traserowe z wykorzystaniem znacznika fluorescencyjnego oraz komputerowe obliczenia rozkładu linii prądu z użyciem modelu kinematycznego opisanego równaniem biharmonicznym. W oparciu o uzyskane dane stworzono model matematyczny opisujący wymianę wody w basenach będący modyfikacją prostego modelu przepływu tłokowego.

1. WSTĘP

Modelowanie matematyczne ma szerokie zastosowanie przy badaniu obiektów przepływowych o znacznej kubaturze, takich jak reaktory biologiczne lub różnego rodzaju zbiorniki, np. baseny hodowlane dla zwierząt. Szczególnie ważne w tego typu obiektach jest stworzenie właściwych warunków hydraulicznych utrzymujących cyrkulację i wymianę wody na odpowiednim poziomie, a dzięki temu zapewniających właściwy poziom stężenia substancji deponowanych w wodzie w wyniku karmienia i bytowania zwierząt stałocieplnych. W takich przypadkach pomocne jest modelowanie matematyczne. Trudności może przysparzać jednak skomplikowanie i niedoskonałość opisu matematycznego zjawisk zachodzących w tych obiektach. Dlatego przez lata praktyki opracowano wiele modeli uproszczonych, opisujących wymianę i cyrkulację wody, bazujących na prostych równaniach algebraicznych (np. model tłokowy).

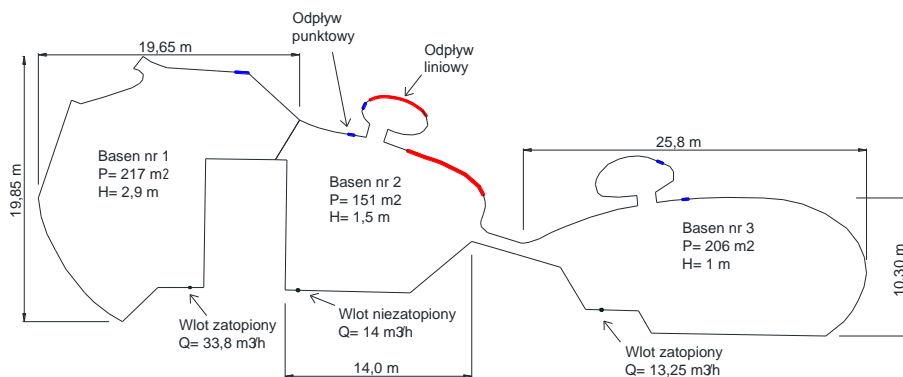
* Politechnika Gdańska, Wydział Inżynierii Lądowej i Środowiska, ul. Narutowicza 11/12, 80-233 Gdańsk; pawel.wielgat@gmail.com.

Innym podejściem do zagadnienia jest badanie procesów transportu, dyspersji oraz pomiar czasów zatrzymania masy w układzie na drodze badań wskaźnikowych. Kolejnych możliwości dostarcza korzystanie z prostych programów komputerowych, które służą do rozwiązywania równań opisujących szczegółowo dane zagadnienie. Przykładem takiego podejścia jest analiza pola prędkości przepływu za pomocą modeli typu kinematycznego. Dostrojenie funkcji programu do rozwiązania jednego przypadku oraz stworzenie modelu matematycznego pod konkretny obiekt jest wysoce efektywnym i tanim rozwiązaniem.

Stacja Morska Instytutu Oceanografii Uniwersytetu Gdańskiego prowadzi program restytucji foki szarej w obszarze południowego Bałtyku. W ramach ochrony gatunku, od 1997 roku prowadzona jest także hodowla stada rozrodczego, z którego uzyskane młode osobniki wypuszczane są na wolność. Kompleks basenów hodowlanych jest zasilany wodą morską, której cyrkulację wymusza odpowiednio skonstruowany układ hydrauliczny. Dzięki wymuszonemu przepływowi wody wyplukiwane są zanieczyszczenia trafiające do zbiorników w wyniku karmienia i metabolizmu zwierząt. Niedostateczna sprawność hydraulicznego układu basenów może powodować spowolnienie ruchu wody i umożliwiać powstawanie stref stagnacji wody. W strefach tych mogą panować warunki odpowiednie dla rozwoju mikroorganizmów wydalanych wraz z odchodami. Zwierzęta przepływając przez potencjalne strefy stagnacji mogą rozprzestrzeniać mikroorganizmy po całym basenie.

Podstawowy wpływ na cyrkulację i równomierność wymiany wody w tego typu obiektach ma ich kształt, krotność wymiany wody oraz rozmieszczenie wlotów i odpływów wody. Parametry te w znacznym stopniu determinują układ linii prądu w obiekcie, umiejscowienie stref zastoiskowych i ruchu wirowego wody.

Kompleks fokarium składa się z trzech basenów (rys.1). Baseny posiadają dwa typy wlotów: zatopione i niezatopione oraz dwa typy odpływów: szczelinowe (w postaci kratki ściekowej wzdłuż brzegu) i punktowe.



Rys. 1. Przyjęty model fizyczny badanego obiektu

Basen nr 1 jest najgłębszy w całym kompleksie, a jego głębokość wynosi 2,9 metra. Powierzchnia wynosi 217 m². Jest on oddzielony od pozostałych basenów szczelną przegrodą i zasilany zatopionym wlotem o średnicy 100 mm. Wg dokumentacji projektowej strumień objętości na dopływie wynosi 33,8 m³/h.

Basen nr 2 połączony jest z basenem nr 3 i zatoką pełniącą funkcję izolatki. Jest to jedyny basen z wlotem niezatopionym. Średnica wlotu wynosi 85 mm, a strumień dopływającej wody to 14 m³/h. Głębokość basenu osiąga 1,5 m, a jego powierzchnia 151 m². Basen ma dwa odpływy: punktowy i szczelinowy. Basen - izolatka posiada także po jednym odpływie punktowym i szczelinowym.

Basen nr 3 połączony jest z basenem nr 2 wąskim kanałem o długości 3,8 m. Sąsiaduje on z basenem - izolatką. Wyposażony jest w jeden wlot zatopiony o średnicy 50 mm. Strumień jest na poziomie 13,25 m³/h. Głębokość w basenie wynosi 1 m, a powierzchnia 206 m². Posiada on jeden odpływ punktowy. Ponadto basen - izolatka (połączony z basenem nr 3) posiada również jeden odpływ punktowy.

2. MODEL TŁOKOWY

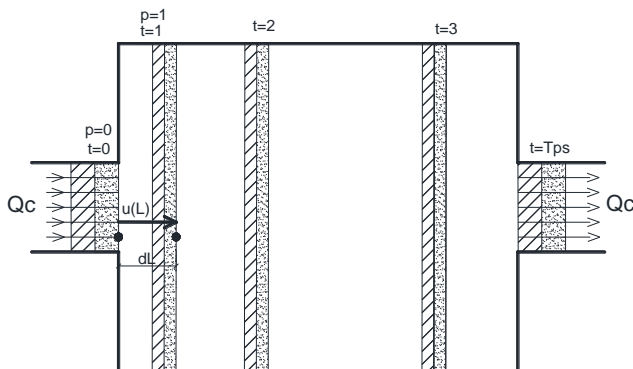
Najprostszymi i najpopularniejszymi metodami opisu wymiany wody w obiektach cyrkulacyjnych są metody algebraiczne. Należy do nich m.in. model przepływu tłokowego. W modelu tłokowym (rys. 2) w wyniku daleko idących uproszczeń przyjmujemy, że wszystkie elementarne porcje płynu trafiające do zbiornika przebywają w nim jednakowy czas, zwanym średnim czasem zatrzymania lub czasem przepływu tłokowego. Konsekwencją tego jest przyjęcie założenia, że wszystkie cząstki wody w zbiorniku poruszają się z tą samą średnią prędkością, po trajektoriach o tej samej długości. Wymusza to założenie równomiernego wypierania wody znajdującej się w zbiorniku przez wodę dopływającą. Założenie to nawiązuje do procesu wypychania cieczy z cylindra przez pracujący tłok (stąd też nazwa model tłokowy).

W modelu tłokowym prędkość jest wartością stałą, opisaną przez prędkość średnią dla całego przekroju poprzecznego strumienia cieczy, którą możemy obliczyć zgodnie z zależnością:

$$v = \frac{Q}{S} \quad (1)$$

gdzie:

- v – prędkość średnia w przekroju,
- Q – obliczeniowy strumień objętości wody,
- S – powierzchnia zbiornika.



Rys. 2. Schematyczne przedstawienie zasady działania modelu tłokowego w czasie

Przepływ cieczy - wody przez takie obiekty, jak baseny hodowlane, w większości przypadków odbywa się w warunkach ustalonych. Wówczas możemy przyjąć, że strumień wody Q na wlocie jest stały. Powierzchnia zbiornika S jest wymiarem geometrycznym, niezmiennym dla działającego układu, więc prawdziwe są zależności:

$$S = \text{const} \quad (2)$$

$$Q = \text{const} \quad (3)$$

$$v = \frac{Q}{S} = \text{const} \quad (4)$$

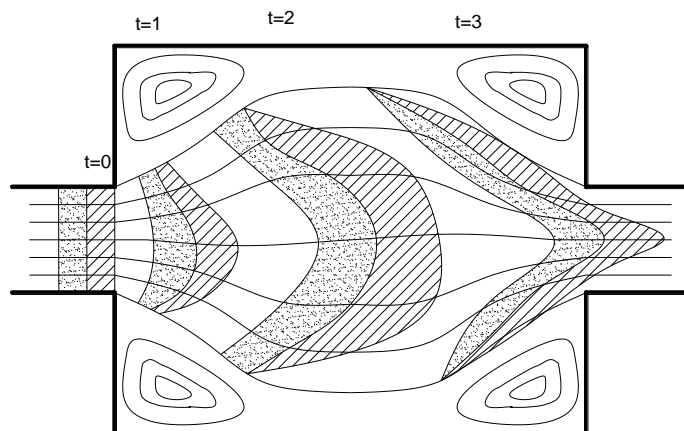
Po uwzględnieniu powyższych zależności, ostatecznie otrzymujemy wzór na czas przebywania wody w układzie:

$$t_p = \int_{p_1}^{p_2} \frac{S(L)dL}{Q} = \frac{1}{Q} \int_{p_1}^{p_2} S(L)dL = \frac{1}{Q} \int_{p_1}^{p_2} dV = \frac{V}{Q} = t_{ps} \quad (5)$$

gdzie:

- t_p – czas przebywania,
- p_2, p_1 – punkty wyznaczające długość drogi (dystansu),
- S – pole powierzchni,
- L – droga,
- dL – pochodna względem drogi,
- Q – obliczeniowy strumień objętości wody,
- V – objętość,
- dV – pochodna względem objętości,
- t_{ps} – czas przepływu tłokowego.

Model tłokowy nie uwzględnia zróżnicowanego pola przepływu cieczy przez rzeczywisty układ. W rzeczywistości objętość płynu wpływająca do czaszy zbiornika rozplywa się równomiernie w obszarze aktywnego przepływu (głównego nurtu). Poszczególne porcje przemieszczają się z różną prędkością i pokonują drogę o różnej długości. Można przyjąć prawidłowość, że im dłuższa trajektoria cząstki, tym mniejsza jest także jej prędkość. W wyniku tego poszczególne cząstki płynu opuszczają zbiornik, podczas gdy inne znajdują się daleko przed odpływem. Tym samym cząstki wody, z których składa się pewna umowna porcja płynu trafiająca do zbiornika, poruszają się z różną prędkością i wzdłuż trajektorii o różnej długości. Stąd można wnioskować, że czas przebywania każdej cząstki w zbiorniku jest inny.



Rys. 3. Przedstawienie przybliżonego zróżnicowania transportu masy w rzeczywistym obiekcie

W wyniku zróżnicowanego pola przepływu dochodzi do mieszania wody, co jest widoczne podczas pomiarów znacznikowych. Mieszanie to nosi nazwę dyspersji masy, a jego opis jest niemożliwy bez wykorzystania zaawansowanych narzędzi matematycznych. Z tego powodu, modele uwzględniające dyspersję są rzadko stosowane, natomiast z niesłabnącą popularnością wśród projektantów cieszy się model tłokowy.

3. ZMODYFIKOWANY MODEL TŁOKOWY

W modelu tłokowym do obliczeń brana jest pod uwagę tylko kubatura zbiornika, przy założeniu jej całkowitego wykorzystania. W praktyce na czas, jaki zajmuje cząstce płynu pokonanie drogi - dystansu pomiędzy wlotem a odpływem, wpływa prędkość wlotowa, kształt basenu oraz rozmieszczenie wlotów i odpływów wody. Czynniki te determinują także określony rozkład pola prędkości i układ linii prądu. Stworzony model jest próbą uchwycenia w prosty sposób wpływu dyspersji na wymianę wody

w zbiornikach hodowlanych. Zaproponowany model bazuje na:

- płaskim układzie linii prądu, obliczonego za pomocą równania biharmonicznego,
- zasadzie przepływu tłokowego,
- czasach wymiany wody, uzyskanych podczas traserowych pomiarów terenowych.

Obliczone linie prądu wyznaczają obszary o znanej powierzchni, która bierze udział w przepływie (wymianie wody) oraz strefy stagnacji, które charakteryzują się zamkniętą wirową strukturą i nie biorą udziału w wymianie wody. W dwuwymiarowym polu prędkości izolinie funkcji prądu odpowiadają liniom prądu. Wynika z tego, że różnica wartości dwóch sąsiednich linii funkcji prądu odpowiada strumieniowi objętości przepływu pomiędzy nimi. Znając strumień na wlocie i ułożenie linii prądu o określonych wartościach, możemy określić strumień objętości jaki dopływa na dany obszar pomiędzy tymi liniami. Odejmując od siebie wartość potencjałów funkcji prądu dwóch sąsiednich linii obliczamy część strumienia trafiającego na obszar ograniczony izoliniami:

$$P_i - P_{i-1} = N_i \quad (6)$$

$$Q_i = Q_c \cdot N_i \quad (7)$$

gdzie:

P_i, P_{i-1} – wartości (procentowe) dwóch sąsiednich linii funkcji prądu,

N_i – różnica wartości dwóch sąsiednich linii funkcji prądu,

Q_c – strumień całkowity,

Q_i – część strumienia przypadająca na obszar wyznaczony dwiema liniami funkcji prądu.

Zależności (6) i (7) pozwalają na obliczenie czasu napełnienia się danego obszaru i wymianę w nim wody, analogiczną jak w przepływie tłokowym.

Dwuwymiarowość modelu wymusza określenie miąższości (wysokości) warstwy wody biorącej udział w przepływie (wartość ta musi być jednakowa dla całego zbiornika). Wynika z tego, iż miąższość warstwy aktywnej ma kluczowy wpływ na kubaturę poszczególnych obszarów wyznaczonych liniami funkcji prądu. Tym samym decyduje o czasie wymiany wody w poszczególnych częściach warstwy aktywnej. Mnożąc powierzchnie i grubość warstwy aktywnej uzyskujemy jej kubaturę:

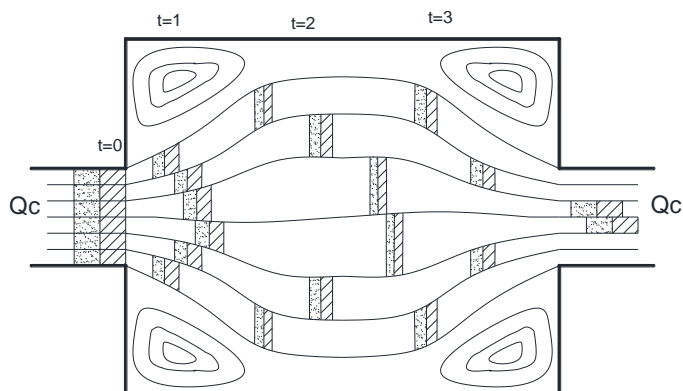
$$V_i = S_i \cdot H_{akt} \quad (8)$$

gdzie:

V_i – objętość obszaru wyznaczonego liniami funkcji prądu,

S_i – powierzchnia obszaru wyznaczonego liniami funkcji prądu,

H_{akt} – miąższość warstwy aktywnej.



Rys. 4. Idea modelu kombinowanego (opis w tekście)

Znając strumień objętości trafiający do obszaru wyznaczonego dwoma liniami prądu strefy aktywnej, możemy obliczyć przybliżony czas wymiany wody w danym obszarze. Posługując się ilorazem objętości pojedynczego pasa powierzchni czynnej zbiornika i części strumienia dopływającego do niego, czas wymiany możemy obliczyć następująco:

$$t_i = \frac{V_i}{Q_i} \quad (9)$$

gdzie:

t_i – czas wypełniania objętości obszaru wyznaczonego liniami funkcji prądu.

Kluczowe dla tego modelu określenie miąższości warstwy aktywnej musi być oparte dodatkowymi badaniami, pozwalającymi uzyskać informacje o czasie wymiany wody w basenie.

4. BADANIA TRASEROWE

Rozpoznanie warunków hydraulicznych panujących w rzeczywistym obiekcie (takim jak zbiorniki hodowlane) wymaga użycia mało inwazyjnej metody, która nie będzie powodowała stresu u bytujących tam zwierząt oraz nie będzie stwarzała okazji do uszkodzenia aparatury pomiarowej. Wygodne w takim przypadku jest zastosowanie pomiarów traserowych z wykorzystaniem odpowiednich substancji znacznikowych. Substancja ta nie może zmieniać właściwości fizycznych wody w zbiorniku, a także musi być nietoksyczna dla żyjących w basenach zwierząt. Ponadto trzeba posłużyć się substancją niewystępującą w środowisku naturalnym (lub badanym układzie) oraz

musi być ona trudnorozkładalna biologicznie. Dodatkowo, barwnik taki powinien być łatwo wykrywalny za pomocą aparatury pomiarowej. Z tego powodu roztwór dozowany w czasie pomiarów powinien charakteryzować się dużym stężeniem, aby nie uległ rozcieńczeniu poniżej progu wykrywalności [1]. Powyższe wymagania najlepiej spełnia roztwór rodaminy WT, szeroko stosowany w pomiarach w środowisku naturalnym.

Pomiary znacznikowe z wykorzystaniem traseru mimo swej prostoty wymagają przestrzegania pewnego reżimu. Fundamentalną czynnością jest odpowiednie wprowadzenie barwnika do układu w formie tzw. impulsu technicznego [1]. Dawkę traseru o odpowiedniej objętości i stężeniu (zawierającą właściwy ładunek barwnika) wprowadzamy na wlocie wody do układu w możliwie najkrótszym czasie. W momencie wypuszczenia barwnika należy rozpocząć pomiar czasu w punkcie rejestracji stężenia barwnika na odpływie. W trakcie pomiarów otrzymujemy wykres przedstawiający zależność stężenia barwnika na odpływie od czasu mierzonego w momencie wypuszczenia impulsu technicznego.

W wyniku przeprowadzenia pomiarów traserowych uzyskujemy informacje na temat rozkładu traseru w czasie i przestrzeni. Z rozkładu stężenie w czasie możemy odczytać następujące informacje:

- najkrótszy czas przebywania wody w układzie,
- czas modalny,
- najdłuższy czas przebywania wody w układzie.

Najkrótszy czas przebywania wody w układzie to czas potrzebny pierwszym śladom znacznika na dotarcie do przekroju pomiarowego. Czas modalny z kolei dostarcza informację o czasie, w jakim odpływa barwnik o największym stężeniu. Natomiast najdłuższy czas przebywania wody w systemie informuje nas, kiedy miało miejsce odpłynięcie z układu ostatnich dawek znacznika. Najczęściej wyznaczany jest poprzez określenie czasu, w którym odpłynie znaczna i reprezentatywna część barwnika. Wykonanie pomiaru do chwili całkowitego usunięcia znacznika z układu często wymuszałyby długotrwałe pomiary, których wykonanie często jest niemożliwe lub utrudnione. Zazwyczaj wcześniej zebrane informacje dostarczają wystarczającej wiedzy na temat badanego obiektu.

Podczas prowadzonych badań traserowych nie było możliwe usunięcie zwierząt z badanych obiektów. Z tego powodu czas pomiarów był ograniczony i nie było możliwe określenie czasu całkowitego wypłukania barwnika z układu basenów. Trzeba też tym samym uzasadnić przerwanie badań i brak pomiaru w basenie nr 3. Uzyskane dane z dwóch pozostałych basenów dostarczyły wystarczającą ilość informacji na temat przepływów w obiekcie, potrzebnych do stworzenia i weryfikacji modelu matematycznego. Dodatkowo wysoki poziom barwnika „w tle” (spowodowany połączeniem basenów 2 i 3) mógłby uniemożliwić odczyt czasu szczytowego stężenia traseru na odpływie basenu nr 3. Dlatego też, mając na uwadze dobro zwierząt, zrezygnowano z prowadzenia dalszych pomiarów.

Jak już było wspomniane wcześniej, jako traser został użyty roztwór rodaminu WT o stężeniu $0,2 \text{ g/dm}^3$ w ilości 80 ml, wpuszczony na wlocie w formie impulsu technicznego. Stężenie znacznika na odpływie mierzono za pomocą dwóch sond CYCLOPS-7 firmy Turner Designs (Fot. 1 i 2). Czujniki dokonywały pomiaru w dwóch stopniach czułości, przy czym jeden czujnik był 10-krotnie bardziej czuły od drugiego. Dla każdego badanego zbiornika, na podstawie uzyskanych podczas pomiarów wyników, utworzono dwie krzywe rozkładu stężenia na odpływie w czasie mierzonym od momentu wpuszczenia barwnika. Dzięki dwóm wykresom i korelacji między nimi można wykluczyć wadliwe działanie układu pomiarowego. Zastosowane sondy pomiarowe, wartość mierzonego stężenia zamieniały na sygnał napięciowy, wyrażony w voltach. Następnie sygnał ten był rejestrowany przez przetwornik analogowo-cyfrowy na komputerze, w interwałach czasowych co 1 s. Uzyskane w ten sposób wyniki przedstawione zostały na wykresach, na których czas wyrażono na osi odciętych. W ten sposób uzyskano informację o czasach wymiany w sposób pośredni, bez pomiarów wartości stężenia.



Fot. 1. Propagacja traseru po wpuszczeniu dawki znacznika do basenu nr 7



Fot. 2. Zbliżenie się traseru do odpływu z basenu nr 7 z umieszczonymi sondami pomiarowymi

4.1. WYNIKI POMIARÓW TRASEROWYCH

Analiza wyników pomiarów traserowych, przedstawionych w tabeli 1, pozwala stwierdzić, że niezależnie od basenu, czasy wymiany wody są do siebie zbliżone. Dopłynięcie dawki barwnika do odpływu zarejestrowano pomiędzy 12-stą a 13-stą minutą od jej wprowadzenia na wlocie. Odpływ barwnika trwał w obu basenach około 10 minut. Widoczną różnicą są momenty szczytowego stężenia na odpływie. W basenie nr 2 czas modalny to 17 minut - od momentu wpuszczenia traseru i 4 minuty - po zarejestrowaniu czasu najkrótszego przebywania. W zbiorniku nr 1 czas modalny zanotowano już po minucie od zarejestrowania czasu najkrótszego przebywania.

Tabela 1. Zestawienie czasów przebywania uzyskanych podczas pomiarów traserowych

Numer basenu	Czas najkrótszego przebywania		Czas modalny		Czas najdłuższego przebywania	
	[s]	[min]	[s]	[min]	[s]	[min]
1	720	12	781	13	1320	22
2	781	13	1019	17	1379	23
3	-	-	-	-	-	-

5. OBLICZENIA NUMERYCZNE

Układ linii prądu obliczono za pomocą modelu kinematycznego opisanego równaniem biharmonicznym. W celu uproszczenia założono ustalony przepływ o małej prędkości oraz przyjęto dwuwymiarowość zjawiska. Zabieg ten nazywamy uproszczeniem Stokes'a. W wyniku takiego podejścia zakładamy, że dla przepływów powolnych, ustalonych w czasie, w równaniu Naviera-Stokes'a eliminuje się człon dotyczący gradientu ciśnienia i siły masowej. Wówczas pole prędkości możemy zdefiniować następująco:

$$\mathbf{u} = u_x(x, y)\mathbf{i} + u_y(x, y)\mathbf{j} \quad (10)$$

gdzie:

- \mathbf{u} – wektor prędkości,
- $u_x(x, y), u_y(x, y)$ – składowe wektora prędkości,
- \mathbf{i}, \mathbf{j} – wersory osi współrzędnych.

Model dwuwymiarowy bazuje na obliczeniu rozkładu pola prędkości przepływu posługując się opisem składowych wektora prędkości za pomocą funkcji prądu Ψ , spełniającej zależności:

$$u_x = \frac{\partial \psi}{\partial y} \quad (11)$$

$$u_y = -\frac{\partial \psi}{\partial x} \quad (12)$$

gdzie:

ψ - funkcja prądu,

$\partial x, \partial y$ - pochodna cząstkowa względem zmiennej x i y .

Bazując na równaniu ciągłości i warunku dwuwymiarowości można dowieść, że linie o stałej wartości funkcji prądu są styczne do wektorów prędkości [2].

Końcowa postać równania biharmonicznego dla funkcji prądu ma postać:

$$\Delta \Delta \psi = \frac{\partial^4 \psi}{\partial x^4} + 2 \frac{\partial^4 \psi}{\partial x^2 \partial y^2} + \frac{\partial^4 \psi}{\partial y^4} = 0 \quad (13)$$

gdzie:

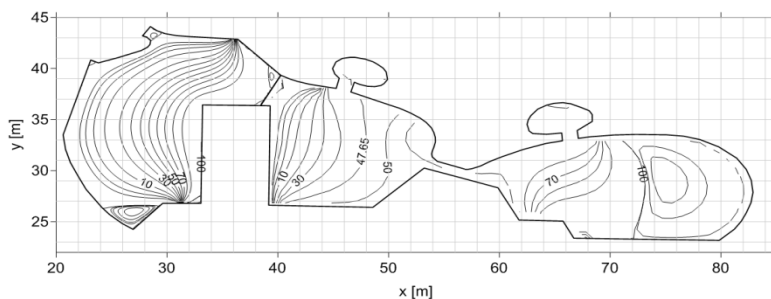
Δ - operator Laplace'a.

W modelu zakłada się, że ruch każdej z cząstek płynu jest sumą dwóch składowych, ruchu postępowego i obrotowego. Wartości tych składowych są zmienne, dzięki czemu model może opisywać powstałe struktury wirowe i przepływ wzdłużny. Równanie należy uzupełnić o 2 typy warunków brzegowych [3]. Pierwszy z nich, warunek Dirichleta, wymaga zdefiniowania wartości funkcji prądu na brzegu obszaru, gdzie wartość funkcji prądu zmienia się w zależności od wartości strumienia dopływu lub odpływu wody przez brzeg basenu. Drugi typ warunku brzegowego określa wartość pochodnej funkcji prądu, czyli biorąc pod uwagę zależności (11) i (12) są to wartości prędkości stycznej i normalnej. W przypadku brzegu nieprzepuszczalnego przyjmuje się, że prędkość styczna i normalna na brzegu obszaru są równe 0. W części obszaru, na którym następuje zmiana wartości funkcji prądu (wloty i wyloty), przyjmuje się, że prędkość styczna równa jest 0, natomiast prędkość normalna odpowiada zmianie wartości funkcji prądu [4]. Do określenia warunku brzegowego ważne jest jego umiejscowienie. Dlatego w modelu matematycznym użytym do obliczeń, każdy punkt określający brzeg poszczególnych basenów do swojej współrzędnej miał przyporządkowaną wartość funkcji prądu. W celu uproszczenia obliczeń operowano wartościami procentowymi funkcji prądu od 0% do 100% na jednostkę głębokości.

Końcowym efektem obliczeń numerycznych równania biharmonicznego jest przedstawienie układu izolinii funkcji prądu w poszczególnych basenach. Na uzyskanym w ten sposób wykresie widoczne są strefy bezodpływowe o wirowej strukturze oraz rozkład pola przepływu pomiędzy wlotami i odpływami wody. Obszary ograniczone zamkniętymi liniami potencjału prądu są obszarami bezodpływowymi. Po-

wierzchnie stref bezodpływowych można łatwo oszacować na podstawie różnicy powierzchni wziętej do obliczenia czasu tłokowego, a powierzchnią łączną strefy aktywnej wymiany w poszczególnych basenach (tab. 5).

Jak widać na rysunku 5, w basenach strefy zastoiskowe tworzą się w narożach. Największa strefa bezodpływowa w basenie nr 3 jest usytuowana po lewej stronie za wlotem wody. W porównaniu do całej powierzchni basenu jest ona jednak niewielka.



Rys. 5. Rozkład linii prądu $\Psi(x,y)$ w warunkach ruchu ustalonego w basenach fokarium

W basenie nr 2 przepływ rozkłada się równomiernie po powierzchni basenu, tworząc strefę stagnacji wody przy przegrodzie oddzielającej basen nr 1. Brak przepływu ma miejsce także w kanale łączącym baseny nr 2 i 3. Potwierdzają to także pomiary rozkładu prędkości w kanale wykonane za pomocą prędkościomierza elektromagnetycznego Flo-Mate (model 2000) firmy Marsh-McBirney. Jest to spowodowane m.in. cyrkulacją wody w basenie nr 3, gdzie główny nurt biegnie wzdłuż linii łączących wlot wody z jej odpływem. Powoduje to zatrzymanie części wody we wspomnianym już kanale oraz rozwinięcie się strefy bezodpływowej o znacznych rozmiarach. W związku z niezależną wymianą wody w każdym z połączonych basenów, wartości potencjału linii prądu obliczono na nowo, aby mieściły się przedziale od 0% do 100% dla każdego zbiornika. We wszystkich strefach bezodpływowych cyrkulacja wody tworzy zamknięte obszary, pomiędzy którymi wymiana wody jest utrudniona. Na podstawie powyższych obserwacji można przypuszczać, że niedostateczna wymiana wody ma miejsce również w basenach - izolatkach. Jednak nie były one przedmiotem niniejszych badań. W celu uzyskania pełnego obrazu cyrkulacji wody we wszystkich obiektach fokarium, należałoby przeanalizować ich przypadek bardziej szczegółowo.

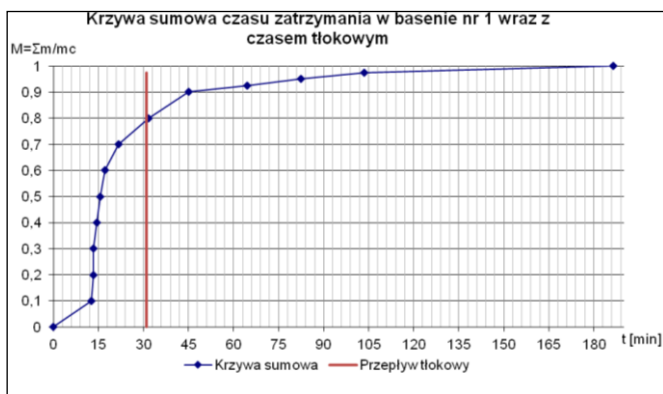
6. OBLICZENIA CZASU WYMIANY WODY ZA POMOCĄ MODELU TŁOKOWEGO I JEGO ZMODYFIKOWANEJ WERSJI

Użyte modele dwuwymiarowe wymagają określenia wysokości warstwy wody biorącej aktywny udział w wymianie. Model tłokowy zakłada całkowite wykorzysta-

nie objętości basenu w procesie cyrkulacji wody. Model kombinowany bazując na układzie linii prądu, eliminuje ze strefy aktywnej wymiany wody obszary o zamkniętej cyrkulacji. Powoduje to różnice w powierzchniach i objętościach stref aktywnych w tych modelach. Miąższość strefy aktywnej w modelu kombinowanym dobierano tak, aby czasy modalne obliczeniowe pokrywały się z czasami modalnymi uzyskanymi podczas pomiarów traserowych. Wyznaczoną w ten sposób wysokość warstwy aktywnej użyto również do obliczeń czasu tłokowego. We wszystkich basenach wysokość tej warstwy jest podobna i mieści się w przedziale 0,08–0,085 m.

Tabela 2. Wyniki obliczeń czasów przebywania wody w basenie nr 1

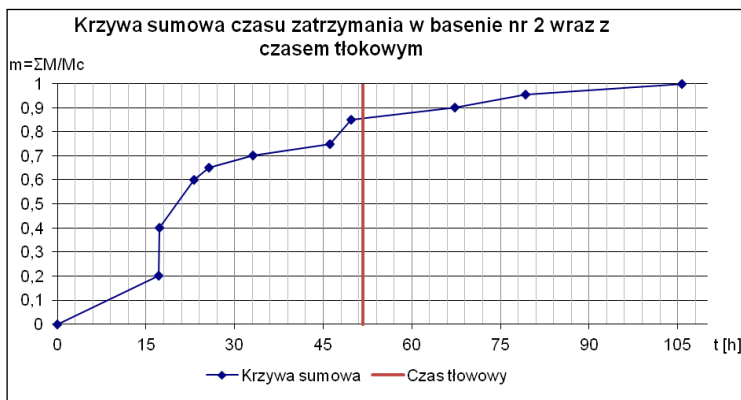
Wartość procentowa funkcji prądu Ψ ograniczająca obszar paska		Ni	Si	H akt	Vi	Qi	Qi	ti	ti	M= Σm / mc
%		%	[m ²]	[m]	[m ³]	[m ³ /s]	[m ³ /h]	[s]	[min]	[-]
								0	0	0,000
70	60	10	8,972	0,08	0,718	0,000939	3,380	764	12,7	0,100
80	70	10	9,440		0,755	0,000939	3,380	804	13,4	0,200
60	50	10	9,468		0,757	0,000939	3,380	807	13,4	0,300
50	40	10	10,291		0,823	0,000939	3,380	877	14,6	0,400
90	80	10	11,044		0,884	0,000939	3,380	941	15,7	0,500
40	30	10	12,127		0,970	0,000939	3,380	1033	17,2	0,600
30	20	10	15,270		1,222	0,000939	3,380	1301	21,7	0,700
20	10	10	22,359		1,789	0,000939	3,380	1905	31,8	0,800
100	90	10	31,775		2,542	0,000939	3,380	2707	45,1	0,900
5	2,5	2,5	11,366		0,909	0,000235	0,845	3874	64,6	0,925
7,5	5	2,5	14,513		1,161	0,000235	0,845	4946	82,4	0,950
10	7,5	2,5	18,226		1,458	0,000235	0,845	6212	103,5	0,975
2,5	0	2,5	32,820		2,626	0,000235	0,845	11186	186,4	1,000
Σ		100	207,670	Σ	16,614	0,009	33,800			



Rys. 6. Krzywa sumowa czasu zatrzymania w basenie nr 1

Tabela 3. Wyniki obliczeń czasów zatrzymania w basenie nr 2

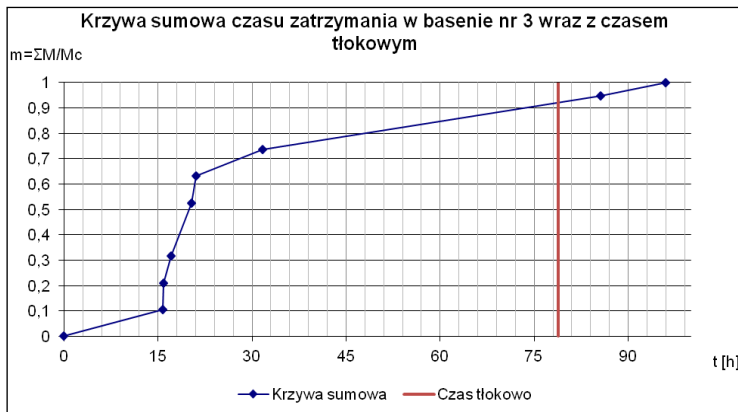
Wartość procentowa funkcji prądu Ψ ograniczająca obszar paska		Ni	Si	H akt	Vi	Qi	Qi	ti	ti	M= $\Sigma m/mc$
%		%	[m ²]	[m]	[m ³]	[m ³ /s]	[m ³ /h]	[s]	[min]	[-]
								0	0	0
20	30	20	9,991	0,08	0,799	0,000778	2,8	1028	17,1	0,2
10	20	20	10,11		0,809	0,000778	2,8	1040	17,3	0,4
30	40	20	13,463		1,077	0,000778	2,8	1385	23,1	0,6
2,5	5	5	3,741		0,299	0,000194	0,7	1539	25,7	0,65
5	7,5	5	4,824		0,386	0,000194	0,7	1985	33,1	0,7
7,5	10	5	6,724		0,538	0,000194	0,7	2766	46,1	0,75
40	45	10	14,487		1,159	0,000389	1,4	2980	49,7	0,85
0	2,5	5	9,81		0,785	0,000194	0,7	4036	67,3	0,9
45	47,65	5,3	12,244		0,98	0,000206	0,742	4752	79,2	0,953
47,65	50	4,7	14,487		1,159	0,000183	0,658	6341	105,7	1
Σ		100	99,881		Σ	7,99	0,003889	14		



Rys. 7. Krzywa sumowa czasu zatrzymania w basenie nr 2

Tabela 4. Wyniki obliczeń czasów zatrzymania w basenie nr 3

Wartość procentowa funkcji prądu Ψ ograniczająca obszar paska		Ni	Si	H akt	Vi	Qi	Qi	ti	ti	M= $\Sigma m/mc$
%		%	[m ²]	[m]	[m ³]	[m ³ /s]	[m ³ /h]	[s]	[min]	[-]
				0,085					0	0
75	70	10,53	4,313		0,367	0,00039	1,395	946	16	0,105
80	75	10,53	4,350		0,370	0,00039	1,395	954	16	0,211
70	65	10,53	4,678		0,398	0,00039	1,395	1026	17	0,316
90	80	21,053	11,149		0,948	0,00077	2,789	1223	20	0,526
65	60	10,53	5,779		0,491	0,00039	1,395	1268	21	0,632
60	55	10,53	8,676		0,737	0,00039	1,395	1904	32	0,737
100	90	21,05	46,786		3,977	0,00077	2,789	5132	86	0,947
55	52,50	5,26	13,127		1,116	0,00019	0,697	5760	96	1
Σ		100	81,418		Σ	6,921	0,00368	13,250		



Rys. 8. Krzywa sumowa czasu zatrzymania w basenie nr 3

Tabela 5. Zróżnicowanie objętości i powierzchni stref aktywnych

Numer basenu	H akt [m]	Model tłokowy, objętość i powierzchnia strefy aktywnej		Model zmodyfikowany, objętość i powierzchnia strefy aktywnej		Różnice objętości i powierzchni strefy aktywnej pomiędzy modelami	
		S [m ²]	V [m ³]	S [m ²]	V [m ³]	S [m ²]	V [m ³]
1	0,08	217,46	17,44	207,67	16,614	9,79	0,826
2	0,08	150,9	12,07	99,881	7,99	51,019	4,08
3	0,085	205,92	17,42	81,418	6,921	124,502	10,499

Czas tłokowy wynosi 31 minut dla basenu nr 3, 52 minuty dla basenu nr 4 i 79 minut dla basenu nr 7. Dysproporcja pomiędzy czasem modalnym obliczonym modelem kombinowanym a tłokowym jest tym większa, im większy jest udział stref bezodpływowych w poszczególnych basenach. Jest to widoczne wyraźnie w basenach nr 3 i 7. We wszystkich zbiornikach obliczeniowy czas najdłuższego przebywania jest znacznie dłuższy od obliczeniowych czasów modalnych.

Tabela 6. Zestawienie obliczeniowych czasów charakterystycznych dla modelu kombinowanego i tłokowego

Nr basenu	Grubość warstwy aktywnej	Model kombinowany						Model tłokowy	
		Czas najkrótszego przebywania		Czas modalny		Czas najdłuższego przebywania		Czas tłokowy	
		[s]	[min]	[s]	[min]	[s]	[min]	[s]	[min]
3	0,08	764	12,7	807	13,4	11186	186,4	1857	31
4	0,08	1028	17,1	1040	17,3	6341	105,7	3104	52
7	0,085	946	16	954	16	5760	96	4732	79

Analizując krzywą sumową czasu zatrzymania w basenie nr 1 (rys. 6) można wnioskować, że w modelu kombinowanym 60% wymiany warstwy czynnej zachodzi w około 15 minut. Po kolejnych 30 minutach wymywane jest następne 30%. Ostatnie 10% wody z warstwy czynnej opuszcza basen w 2 godziny i 20 minut. Obliczeniowo wyznaczona grubość warstwy aktywnej wynosi 0,08 m.

Wymiana w warstwie czynnej basenu nr 2 jest przedstawiona na rysunku 7. W czasie 23 minut wymianie ulega 60% wody. Po następnych 27 minutach usuniętych zostaje kolejne 25%. Ostatnie 15% objętości opuszcza zbiornik po upływie 56 minut. Najintensywniejsza wymiana odbywa się w czasie 17 minut po wpuszczeniu barwnika. Obliczeniowa wysokość - miąższość warstwy aktywnej cyrkulacji wynosi 0,08 m.

W przypadku basenu nr 3 nie dysponowano wynikami pomiarów znacznikowych, więc zastosowano do obliczeń tylko zmodyfikowany model wymiany wody (rys. 8). Z wykresu krzywej sumowej wynika, że 63% strefy aktywnej jest wymienionej w czasie 21 minut. Pozostała część wynosząca 37% równomiernie opuszcza zbiornik w około 75 minut. Największa intensywność wymiany ma miejsce w 16 minucie po wpuszczeniu barwnika.

7. PODSUMOWANIE

Krótki czas dopłynięcia traseru do odpływów świadczy o niedostatecznym wykozystaniu kubatury obiektu w procesie cyrkulacji wody. Barwnik tworzy smugę, która przemieszcza się do wylotu po możliwie najkrótszej drodze. Obserwacje zebrane podczas badań z wykorzystaniem barwnika potwierdzają przemieszczanie się traseru naj-

pierw w głównym nurcie, podczas gdy sąsiednie przestrzenie barwią się później. Świadczy to o zjawisku „przebiecia” jakie zachodzi w zbiornikach. Dodatkowo trzeba zauważyć, że czas jaki upływa od momentu wpuszczenia impulsu technicznego, a rejestracją barwnika na odpływie świadczy o małych prędkościach przepływu. Są one na poziomie kilku centymetrów na sekundę, w zależności od oddalenia od wlotu, który wymusza cyrkulację wody w zbiorniku.

Umiejscowienie wlotów i odpływów oraz kształt basenów ma znaczący wpływ na powstawanie stref bezodpływowych. Wyniki obliczeń numerycznych potwierdzają tworzenie się stref o cyrkulacji zamkniętej i ruchu wirowym o małych prędkościach. Może to pogarszać parametry fizykochemiczne i mikrobiologiczne wody. Jednak przypuszczenia odnośnie zachodzenia niekorzystnych procesów w zbiornikach należy zweryfikować odpowiednimi badaniami, których realizacja planowana jest w niedalekiej przyszłości.

Nie bez znaczenia jest także umiejscowienie wlotów i odpływów. Wszystkie odpływy pracują jak przelewy z ostrą krawędzią. W basenach nr 1 i 3 wloty są zatopione, umiejscowione płytko, a basen nr 3 posiada wlot niezatopiony. Powoduje to niewystarczający ruch i wymianę wody w strefach przydennych. Pośrednio potwierdza to obliczeniowa wysokość warstwy aktywnej, obliczonej za pomocą modelu kombinowanego, jak i tłokowego.

Uzyskane parametry wymiany obliczone z pomocą modelu kombinowanego można uznać za niekorzystne. Kubatury zbiorników są rzędu kilkuset metrów sześciennych, podczas gdy objętości obliczeniowych warstw aktywnych (zebrane w tabeli 5) są rzędu kilkunastu metrów sześciennych. Jest to parametr mówiący pośrednio o wymianie wody. Model tłokowy znacznie upraszcza opis zjawiska wymiany wody, co omówiono w punkcie 2 pracy. Model zmodyfikowany jest dokładniejszy i dostarcza dodatkowo informacje na temat rozkładu wymiany wody w czasie. Uwzględnia on zróżnicowanie pola prędkości w zbiorniku. Jest to model dwuwymiarowy, więc nie jesteśmy w stanie uwzględnić zmian profilu prędkości wraz ze wzrostem głębokości. Model bazuje na zjawisku adwekcji w obliczeniu czasów wymiany wody w poszczególnych częściach zbiornika. Trzeba mieć świadomość, że nie uwzględnia on dyfuzji i przepływu burzliwego, których wpływ na dyspersję masy jest znaczący. W wyniku tego mogło dojść do obliczeniowego wypłynięcia warstwy aktywnej, tak aby czasy wymiany odpowiadały rzeczywistym zanotowanym podczas pomiarów terenowych. Uwzględnienie dyfuzji i ruchu turbulentnego wymusza zastosowanie o wiele bardziej skomplikowanego aparatu matematycznego. Stworzony model kombinowany jest wygodnym, prostym i dokładniejszym narzędziem uwzględniającym więcej czynników, niż popularny model tłokowy.

Badania na potrzeby publikacji wykonano dzięki uprzejmości Stacji Morskiej Instytutu Oceanografii Uniwersytetu Gdańskiego.

LITERATURA

- [1] SAWICKI J.M., MALUS D., ZIMA P., *Hydraulika reaktorów recyrkulacyjnych*, Wydawnictwo Politechniki Gdańskiej, Gdańsk 2008, 38–52.
- [2] SAWICKI J.M., *Mechanika przepływów*, Wydawnictwo Politechniki Gdańskiej, Gdańsk 2009, 147–155.
- [3] SAWICKI J.M., *Migracja zanieczyszczeń*, Wydawnictwo Politechniki Gdańskiej, Gdańsk 2007, 116–127.
- [4] WIELGAT P., ZIMA P., SAWICKI J.M., PAWLICZKA I., *Model cyrkulacji w zbiorniku hodowlanym na przykładzie basenów hodowlanych dla fok*, Inżynieria morska i geotechnika, 2014, Vol. 35, No. 5, 432–437.

WATER EXCHANGE MODELING IN THE BREEDING RESERVOIRS USING MODIFIED PLUG
FLOW MODEL ON THE EXAMPLE OF SEALARIUM

Main subject of this article is to create a model which presents the circulation of water in the breeding tanks of the sealarium of the Hels' Marine Station of the University of Gdańsk. The results of computer simulations of water circulation and the results of tracer measurements were used to create the model. Rhodamine WT was used as a fluorescence tracer dye. The mathematical model of the three major pools with respect to their inlets and outlets of water was made. The simplified model of two-dimensional flow in the form of a biharmonic equation for the stream function (converted into components of the velocity vector) to describe the flow field was adopted. In order to obtain a proper solution, measurements of the velocity distribution in the characteristic points of the object were taken "in situ". Compute streamlines course and time of spending tracer in the tanks were the basic data to create "combine" model. Results of created model were compared with results of popular plug flow model.

Hanna WIŚNIEWSKA*

KRAJOWE DZIAŁANIA W OBSZARZE EFEKTYWNOŚCI ENERGETYCZNEJ SYSTEMÓW CIEPŁOWNICZYCH

Ze względu na znaczną ilość infrastruktury ciepłowniczej w Polsce, uczestnicy rynku ciepła zwracają uwagę na efektywność owych systemów. W związku z obowiązującym kształtem polityki klimatyczno – energetycznej Europy, pojęcie efektywności energetycznej gra jedną z kluczowych ról przy spełnieniu założeń zrównoważonego rozwoju. Studia literaturowe pokazały, że istnieje szereg krajowych zaleceń oraz system wsparcia dla poprawy efektywności wspomnianej infrastruktury ciepłowniczej. W opracowaniu omówiono również pojęcie planowania ciepłowniczego, a także wskazano możliwe dodatkowe działania w kierunku wzrostu efektywności ciepłownictwa. Wszystkie te zagadnienia są warunkiem zachowania konkurencyjności ciepła sieciowego oraz bezpieczeństwa energetycznego. Zauważono, że na poziomie prawodawstwa europejskiego, wskazuje się ciepłownictwo, jako jeden ze sposobów na podwyższenie efektywności. Jest to kierunek dotąd nie podejmowany szerzej przy krajowych analizach odnoszących się do planów zaopatrzenia w ciepło.

1. WSTĘP

Ciepłownictwo w Polsce odgrywa znaczącą rolę w zaopatrzeniu miast w ciepło. Jak wskazuje się w raporcie GUS „*ciepło sieciowe jest bardzo ważnym nośnikiem energii dla sektora mieszkalnictwa*”¹. Udział gospodarstw domowych, które wykorzystują ciepło sieciowe do ogrzewania mieszkań w miastach wynosi 60%, a w skali kraju jest to wartość = 41% [11]. Polskie systemy ciepłownicze dysponują łączną mocą zainstalowaną na poziomie 58 000 MW [12]. Długość sieci przekracza obecnie 20 tys. km. W związku z tym, bardzo ważnym jest aby efektywność energetyczna tak dużych systemów była na odpowiednio wysokim poziomie. Wyższa efektywność to

* Politechnika Wroclawska, Katedra Klimatyzacji, Ogrzewnictwa, Gazownictwa i Ochrony Powietrza, Wybrzeże Stanisława Wyspiańskiego 27, 50-370 Wrocław.

¹ Opracowanie Głównego Urzędu Statystycznego, *Zużycie energii w gospodarstwach domowych w 2012r.*, Warszawa 2014.

przede wszystkim oszczędności – dla producentów/dostawców, jak i odbiorców ciepła sieciowego. To również spadek zużycia energii pierwotnej, jak i spadek emisji. Efektywne funkcjonowanie elementów systemów sieciowych przedłuża również ich żywotność.

Konieczności podnoszenia efektywności w zakresie gospodarowania energią, została uwzględniona przez Komisję Europejską, jako jeden z 3 głównych celów polityki klimatyczno-energetycznej (wraz z wykorzystaniem OZE i dążeniem do spadku emisji CO₂). W europejskim programie polityki klimatyczno – energetycznej (do roku 2020) jest zawarta konieczność wzrostu efektywności energetycznej [7]. Główne cele polityki na kolejne lata (2020–2030) wskazują na konieczność dalszej poprawy efektywności, o 27% (w porównaniu do obecnych przewidywań na rok 2030) na szczeblu ogólnoeuropejskim [8]. Aby móc spełnić krajowe cele efektywności (oparte na polityce UE), stworzono m.in. Ustawę o efektywności energetycznej [14]. Poniższe opracowanie zawiera m.in. przegląd krajowych aktów prawnych odnoszących się do efektywności energetycznej w sektorze ciepłowniczym. Pokazano również zalecenia odnośnie metod poprawy efektywności i możliwości ich współfinansowania przy udziale środków krajowych, jak i unijnych.

2. DYREKTYWA W SPRAWIE EFEKTYWNOŚCI ENERGETYCZNEJ JAKO PROMOCJA CIEPŁOWNICTWA

Nadrzędnym dokumentem w zakresie efektywności energetycznej w krajach UE jest Dyrektywa 2012/27/UE, która: „(...) ma służyć osiągnięciu ogólnego celu w zakresie efektywności energetycznej zakładającego obniżenie o 20 % zużycia energii pierwotnej w Unii do roku 2020, a także dalszemu zwiększeniu efektywności energetycznej po 2020 r.” oraz „Przyczynia się również do osiągnięcia celów przedstawionych w planie działania prowadzącym do przejścia na konkurencyjną gospodarkę niskoemisyjną do 2050 r.”². Przedstawia się fragmenty powyższej uchwały, które odnoszą się bezpośrednio do sektora ciepłowniczego.

Już na wstępie do Dyrektywy, wspomina się o roli ciepła sieciowego: „Wysokosprawna kogeneracja oraz stosowanie systemów ciepłowniczych i chłodniczych mają znaczny potencjał w zakresie oszczędności energii pierwotnej, który jest w Unii w dużym stopniu niewykorzystywany”. W związku z tym zapisem, wskazuje się dalej

² Dyrektywa Parlamentu Europejskiego i Rady 2012/27/UE z dnia 25 października 2012 r. w sprawie efektywności energetycznej, zmiany dyrektyw 2009/125/WE i 2010/30/UE oraz uchylecia dyrektyw 2004/8/WE i 2006/32/WE (Tekst mający znaczenie dla EOG), Dziennik Urzędowy Unii Europejskiej 14 listopada 2012 r.

szereg działań, które należy przeprowadzić w obrębie państw członkowskich, w celu wykorzystania owego potencjału.

Aby móc wykorzystać możliwości ciepła sieciowego, wprowadzono obligatoryjny zapis o sporządzaniu kompleksowej oceny potencjału zastosowania „efektywnych systemów ciepłowniczych”. Zgodnie z definicją – *efektywny system ciepłowniczy*, to taki system, w którym do wytwarzania ciepła wykorzystuje się co najmniej w 50% energię ze źródeł odnawialnych, ciepła odpadowego, w co najmniej 75% ciepła pochodzącego z kogeneracji, lub w co najmniej 50% połączenia takiej energii i ciepła. Pod hasłem oceny efektywnych systemów rozumie się również przypadek kogeneracji, która jest wskazana w Dyrektywie, jako możliwość korzystnego osiągnięcia zadowalającej efektywności. Ocena powinna zawierać poszczególne zagadnienia zawarte w *Załączniku VIII* do Dyrektywy i być sporządzana przez Ministerstwo Gospodarki.

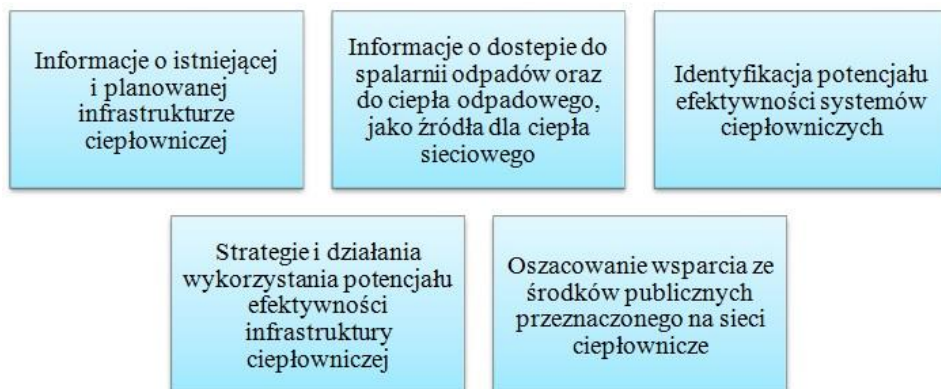
Zadanie sporządzania oceny, jest również postawione władzom lokalnych jednostek terytorialnych (gmin), która to ocena powinna być obligatoryjnym punktem projektu założeń do planu zaopatrzenia w ciepło, energię elektryczną i paliwa gazowe. Kolejnym podmiotem obligowanym przez Dyrektywę do sporządzania omawianej oceny, jest każde przedsiębiorstwo energetyczne, zajmujące się wytwarzaniem, przesyłaniem lub dystrybucją ciepła. Obowiązek w tym wypadku dotyczy sporządzania analizy kosztów i korzyści przy budowie lub modernizacji jednostki wytwórczej.

Oprócz oczywistych danych, jak np. zapotrzebowanie na ogrzewanie czy prognozę jego zmian, znaczna część wymaganych danych w ocenie odnosi się do systemów ciepłowniczych. Na rys. 1 pokazano owe zagadnienia.

W ocenie zwraca się szczególną uwagę na wyróżnienie obszarów miejskich o wskaźniku intensywności zabudowy wynoszącym co najmniej 0,3 oraz obszarów przemysłowych. Przewiduje się, że owe obszary będą wykazywać warunki sprzyjające rozwojowi systemu ciepła sieciowego.

Jeśli w wyniku oceny zostanie zidentyfikowany potencjał stosowania efektywnych systemów ciepłowniczych (korzyści, przewyższają koszty), wg Dyrektywy, państwo powinno podjąć działania na rzecz budowy/rozwoju infrastruktury ciepłowniczej. W procedurze *Zasad ogólnych analizy kosztów i korzyści (Załącznik IX)* pojawia się hasło *planowania ciepłowniczego*. *Planowanie ciepłownicze* odnosi się do projektów o różnym zasięgu administracyjnym (lokalne, regionalne, krajowe), które są ponownie poddawane analizie (pod względem technicznym, ekonomicznym z uwzględnieniem warunków socjoekonomicznych i środowiskowych).

Artykuł 14 Dyrektywy, który zawiera opisaną *kompleksową ocenę potencjału*, jest w tym momencie pierwszym tak znaczącym dokumentem, zobowiązującym krajową władzę ustawodawczą do stworzenia projektu na kształt krajowego planu ciepłowniczego. To bardzo ważny krok i silny bodziec dla polskiego ciepłownictwa.



Rys. 1. Zestawienie pozycji Załącznika VIII odnoszących się do systemów ciepłowniczych

3. ŚRODKI POPRAWY EFEKTYWNOŚCI INFRASTRUKTURY CIEPŁOWNICZEJ

3.1. PODSTAWOWE POJĘCIA

Przez poprawę efektywności rozumie się definicję wg Ustawy o efektywności energetycznej (art. 3, pkt. 12) „przedsięwzięcie służące poprawie efektywności energetycznej – *działanie polegające na wprowadzeniu zmian lub usprawnień w obiekcie, urządzeniu technicznym lub instalacji, w wyniku których uzyskuje się oszczędność energii*”³. Jak mówi art. 17 ust. 2 tejże Ustawy, Minister Gospodarki jest zobowiązany do obwieszczenia szczegółowego wykazu przedsięwzięć służących poprawie efektywności energetycznej. W obecnie obowiązującym Obwieszczeniu [10] można znaleźć zalecenia dla lokalnych sieci ciepłowniczych i źródeł ciepła. Działania dające stosunkowo największe oszczędności energii, opierają się na:

- wymianie elementów węzłów ciepłowniczych na nowsze,
- przebudowie węzłów grupowych na indywidualne,
- zastosowaniu układów kogeneracyjnych w źródłach ciepła.

W zakresie ograniczenia strat ciepła z sieci ciepłowniczych, wskazuje się poniższe działania:

³ Ustawa z dnia 15 kwietnia 2011 r. o efektywności energetycznej (Dz.U. 2011 nr 94 poz. 551 wraz z późniejszymi zmianami)

- modernizacje sieci, poprzez zmianę technologii na preizolowaną, poprawę izolacyjności,
- zmniejszenie średnic dla optymalizacji warunków hydraulicznych,
- zmianę parametrów pracy sieci (obniżenie temperatur czynnika),
- zmianę algorytmu automatyzacji sieci, wprowadzenie sterowania, monitorowanie pracy.

Dodatkowo wskazuje się jako zasadne, zastosowanie ciepła sieciowego wytworzonego z źródeł odnawialnych (z kogeneracji lub z przemysłowego ciepła odpadowego) w zamian indywidualnych lub lokalnych instalacji. Ma to swoje przełożenie w Ustawie Prawo energetyczne [13]. Art. 7b ust.1 wymaga podłączenia do sieci obiektów o mocy szczytowej powyżej 50 kW, w przypadku, gdy ponad 75% ciepła w źródle (w skali roku) jest wytwarzane z źródeł odnawialnych (kogeneracji lub ciepła odpadowego). Oczywiście inwestycja taka powinna być również opłacalna i charakteryzować się akceptowalnym czasem zwrotu.

3.2. KRAJOWY PLAN DZIAŁAŃ DOTYCZACY EFEKTYWNOŚCI ENERGETYCZNEJ

Środki poprawy efektywności energetycznej to inaczej programy proponowane przez Ministerstwo Gospodarki w Krajowym Planie Działań dot. efektywności energetycznej [9]. Programy zostały podzielone (wg obszaru którego dotyczą), na kategorie środków: horyzontalnych, w zakresie budynków i instytucji publicznych, w przemyśle, w transporcie, w wytwarzaniu i dostawie energii. Pokróćce zostały omówione te, które odnoszą się do funkcjonowania systemów ciepłowniczych. Ważne jest pokazanie charakterystycznych parametrów owych programów, ze wskazaniem na możliwości ich zastosowania. Tabela 1 obrazuje wspomniany już podział (zamieszczono tylko programy dotyczące sektora ciepłowniczego).

Można zauważyć, że istnieje 6 głównych programów wsparcia dla poprawy efektywności energetycznej. Najbardziej rozpoznawanym systemem są tzw. „białe certyfikaty”, czyli świadectwa efektywności, z których wynikają zbywalne prawa majątkowe (towar podlegający obrotowi na Giełdzie Towarowej lub rynku regulowanym). Organem wdrażającym (wydającym i umarzającym certyfikaty) jest Prezes URE. Przedsięwzięcia, które mogą uzyskać biały certyfikat są wyłaniane w drodze przetargu ogłaszanego przez Prezesa URE. Beneficjentem owego programu może zostać przedsiębiorstwo energetyczne sprzedające ciepło odbiorcom końcowym (jeśli łączna wielkość mocy zamówionej przez tych odbiorców przekracza 5 MW).

Kolejny program obejmuje środki finansowe z *Funduszu Termomodernizacji i Remontów*, które można wykorzystać do refinansowania części zaciągniętego kredytu z Banku Gospodarstwa Krajowego (tzw. premia termomodernizacyjna). Działania,

które podlegają finansowaniu z owego Funduszu muszą powodować: zmniejszenie strat energii pierwotnej w lokalnych sieciach ciepłowniczych (lub lokalnych źródłach ciepła) lub likwidację kosztochłonnego lokalnego źródła ciepła (poprzez wykonanie przyłącza do scentralizowanego źródła ciepła) lub całkowitą/częściową zamianę źródeł energii na źródła odnawialne (ewentualnie wdrożenie wysokosprawnej kogeneracji).

Programy: *Infrastruktura i Środowisko 2007-2013 (działanie 9.2) – Efektywna dystrybucja energii* oraz *Program Operacyjny PL 04 – „Oszczędzanie energii i promowanie odnawialnych źródeł energii” w ramach Norweskiego Mechanizmu Finansowego w latach 2009-2014 (obszar – Zmniejszenie produkcji odpadów i emisji zanieczyszczeń do powietrza, wody i ziemi)* odnoszą się do sektora przemysłu oraz małych i średnich przedsiębiorstw. Ten pierwszy, prowadzony przez Ministerstwo Infrastruktury i rozwoju, został zakończony w roku 2014. Celem programu było m.in. zmniejszenie strat energii cieplnej na przesyłce, co uzyskiwano poprzez finansowanie inwestycji przebudowy odcinków sieci o największym potencjale obniżenia strat energii (wskazane ograniczenie musiało wynosić min. 30%). W ramach wszystkich działań wspieranych przez program osiągnięto oszczędność energii finalnej rzędu 22,9 ktoe. Natomiast Program Operacyjny PL 04 obejmuje modernizację źródeł ciepła w kierunku odejścia od spalania węgla. Szacuje się, że oszczędności energii finalnej po zakończeniu programu, będą na poziomie 15,5 ktoe. Opisane środki są ważniejszymi (ale nie jedynymi) programami funkcjonującymi w opisanych obszarach.

Krajowy Plan...[9] wskazuje modernizację i rozbudowę sieci ciepłowniczych, jako środek do zwiększenia efektywności energetycznej oraz ograniczenia emisji dwutlenku węgla na obszarach miast, w perspektywie lat 2014–2020. Taki zapis jest dodatkowo wzmocniony *Programem Inwestycyjnym Infrastruktura i Środowisko 2014–2020 (Priorytet 4.v. – Promowanie strategii niskoemisyjnych dla wszystkich rodzajów terytoriów, w szczególności dla obszarów miejskich, w tym wspieranie zrównoważonej multimodalnej mobilności miejskiej i działań adaptacyjnych mających oddziaływanie łagodzące na zmiany klimatu. i 4.vii.- Promowanie wykorzystywania wysokosprawnej kogeneracji ciepła i energii elektrycznej w oparciu o zapotrzebowanie na ciepło użytkowe)*, które czekają na zatwierdzenie przez Komisję Europejską. Program 4.v. polega na budowie/ rozbudowie sieci ciepłowniczej, spełniającej wymogi definicyjnych efektywnych systemów energetycznych oraz modernizacji istniejącej sieci i wdrażania systemów zarządzania. Bardzo podobne założenia posiada Program 4.vii., który ma być realizowany głównie przez budowę/rozbudowę/modernizację jednostek wytwórczych w kogeneracji i z wykorzystaniem OZE oraz przyłączanie do sieci zaopatrywanej poprzez owe jednostki.

Tabela 1. Środki poprawy efektywności energetycznej w zakresie przedsiębiorstw ciepłowniczych z podziałem na kategorie

Kategorie środków	Programy wsparcia
Środki horyzontalne	Białe certyfikaty
Środki w zakresie efektywności energetycznej budynków i w instytucjach publicznych	Fundusz Termomodernizacji i Remontów
Środki efektywności energetycznej w przemyśle i małych, średnich przedsiębiorstwach	Program Operacyjny Infrastruktura i Środowisko 2007-2013 (działanie 9.2) – Efektywna dystrybucja energii
	Program Operacyjny PL 04 – „Oszczędzanie energii i promowanie odnawialnych źródeł energii” w ramach Norweskiego Mechanizmu Finansowego w latach 2009-2014 (obszar - Zmniejszenie produkcji odpadów i emisji zanieczyszczeń do powietrza, wody i ziemi)
Efektywność wytwarzania i dostaw energii	Program Operacyjny Infrastruktura i Środowisko 2014–2020 (Priorytet Inwestycyjny 4.v.) - Promowanie strategii niskoemisyjnych dla wszystkich rodzajów terytoriów, w szczególności dla obszarów miejskich, w tym wspieranie zrównoważonej multimodalnej mobilności miejskiej i działań adaptacyjnych mających oddziaływanie łączące na zmiany klimatu
	Program Operacyjny Infrastruktura i Środowisko 2014–2020 (Priorytet Inwestycyjny 4.vii.) – Promowanie wykorzystywania wysokosprawnej kogeneracji ciepła i energii elektrycznej w oparciu o zapotrzebowanie na ciepło użytkowe

3.3. DODATKOWE PROPOZYCJE POPRAWY EFEKTYWNOŚCI

Oprócz przedstawionych w Obwieszczeniu [10] działań na rzecz poprawy efektywności infrastruktury sieciowej, istnieje szereg innych przedsięwzięć, które prowadzą do tego samego celu.

W zakresie technologii sieci ciepłowniczej są to m.in. rury typu *twin – pipe* (występujące również pod nazwą *duo*). Zaletą prowadzenia dwóch przewodów (zasilania i powrotu) w obrębie jednej izolacji i jednego płaszcza ochronnego są mniejsze straty ciepła (w porównaniu do rur tradycyjnych o tych samych średnicach i parametrach cieczy roboczej)[1]. System ten jest nadal mało popularny w Polsce ze względu na trudności montażowe i słabą znajomość jego zalet.

Kolejną możliwością jest „dociążanie” istniejących sieci. Z uwagi m.in. na termomodernizację oraz wyłączenie z użycia wielu zakładów przemysłowych, obserwuje się od wielu lat spadek zużycia ciepła sieciowego oraz mocy zamówionej [12]. Powoduje to niekorzystną pracę istniejących sieci (pod względem hydraulicznym, nadmiernych strat ciepła). Podłączanie możliwie dużej liczby odbiorców w obrębie istniejącej sieci może pomóc w stabilizacji warunków jej pracy.

Obniżenie temperatur czynnika grzewczego dla istniejących systemów sieciowych jest działaniem nie do końca przewidywalnym w skutkach i wymaga szerokiej analizy. Ocenie w tym wypadku powinny podlegać m.in. parametry hydrauliczne sieci, praca węzłów. Chcąc mówić o efektywnych systemach ciepłowniczych, nowo planowane systemy powinno projektować się jako niskotemperaturowe. Za takim rozwiązaniem przemawiają głównie względy ekonomiczne (możliwość stosowania tańszych materiałów do budowy sieci – tworzywo, mniejsze starty ciepła) [2]. Oczywiście jest iż, odbiorcy zasilani przez takie systemy, muszą mieć dostosowaną instalację wewnętrzną do niższych parametrów pracy.

W zakresie zasilania źródła ciepła, oprócz wykorzystania kogeneracji, proponuje się źródła odnawialne. Dużą zaletą ciepłownictwa jest możliwość zastosowania niemal dowolnego paliwa do produkcji ciepła. W tym miejscu tworzy się rynek dla lokalnych zasobów energii odnawialnej, z możliwością pominięcia kosztów transportu paliwa. W ten sposób działa niemal cały system sieciowy Islandii (geotermia). Ciepło sieciowe krajów nadbałtyckich jest oparte ma biomasie [np. 6]. Dania korzysta z kogeneracji, energii elektrycznej dostarczanej przez wiatraki oraz energii słonecznej. Coraz powszechniejsze staje się wykorzystanie ciepła odpadowego (z przemysłu) [5] oraz z odpadów. Istnieje więc szereg możliwości adaptacji źródła ciepła do istniejących w pobliżu zasobów energetycznych.

4. PODSUMOWANIE

Pokazano możliwości obecnie istniejącego wsparcia finansowego dla rozwoju systemów ciepłowniczych. Występowanie opisanych programów skierowanych na ciepło sieciowe, wiąże się z dużym potencjałem wzrostu efektywności energetycznej w skali kraju, za pomocą poprawy jakości systemu ciepłowniczego. Dodatkowo, Dyrektywa 2012/27/UE, wskazuje ciepłownictwo, jako środek dla dalszego rozwoju efektywnych systemów energetycznych, przy zmniejszeniu zużycia energii pierwotnej. Opisana kompleksowa ocena potencjału „*efektywnych systemów ciepłowniczych*” prowadzi do zdefiniowania pojęcia planowania ciepłowniczego. Dodatkową korzyścią płynącą z publikacji oceny, jest dostęp dla inwestorów do informacji na temat krajowych planów rozwoju i przyczynianie się do tworzenia klimatu inwestycyjnego. Wszystkie konsekwencje wynikające z Dyrektywy, powinny być mobilizacją dla polskiej władzy ustawodawczej do pochylenia się nad problemem ciepłownictwa i skorzystania z szansy wykorzystania jego znaczącego potencjału, przy wsparciu polityki Unii Europejskiej.

Oprócz przedstawienia istniejących zaleceń w sprawie działań dotyczących poprawy efektywności energetycznej systemów ciepłowniczych, pokazano również kilka przykładów rozwoju na podstawie doświadczeń europejskich. Mowa tu m.in.

o wprowadzeniu technologii rur podwójnych (popularnych w Skandynawii), czy wykorzystaniu lokalnych rynków źródeł odnawialnych do produkcji ciepła sieciowego.

Praca współfinansowana w ramach badań statutowych S40-012.

LITERATURA

- [1] BABIARZ B., ZIĘBA B., *Analiza jednostkowych strat ciepła w systemie rur preizolowanych*, Zeszyty naukowe Politechniki Rzeszowskiej, Budownictwo i Inżynieria Środowiska z.59 (4/12), Rzeszów 2012 r.
- [2] BRAND M., SVENDSEN S., *Renewable-based low-temperature district heating for existing buildings in various stages of refurbishment*, Energy 62, 2013, 311–319.
- [3] DJURIC ILIC D., TRYGG L., *Economic and environmental benefits of converting industrial processes to district heating*, Energy Conversion and Management 87, 2014, 305–317.
- [4] *Dyrektywa Parlamentu Europejskiego i Rady 2012/27/UE z dnia 25 października 2012 r. w sprawie efektywności energetycznej*, zmiany dyrektyw 2009/125/WE i 2010/30/UE oraz uchylecia dyrektyw 2004/8/WE i 2006/32/WE (Tekst mający znaczenie dla EOG), Dziennik Urzędowy Unii Europejskiej 14 listopada 2012 r.
- [5] FANG H., XIS J., ZHU K., SU Y., JIANG Y., *Industrial waste heat utilization for low temperature district heating*, Energy Policy 62, 2013, 236–246.
- [6] KONSTANTINAVICIUTE I., BOBINAITE V., TARVYDAS D., GATAUTIS R., *Renewable energy in the Lithuanian heating sector*, Energy Policy 59, 2013, 32–43.
- [7] KUŁAGA A., *Polityka klimatyczno - energetyczna Unii Europejskiej*, Przegląd Europejski, 2014, Vol. 32, No. 2.
- [8] Ministerstwo Gospodarki, *Cele polityki energetyczno-klimatycznej UE przyjęte*, wiadomości online: www.mg.gov.pl, 24.10.2014.
- [9] Ministerstwo Gospodarki, *Krajowy Plan Działań dotyczący efektywności energetycznej dla Polski 2014*, wersja 1.9, Warszawa, 20 październik 2014.
- [10] *Obwieszczenie Ministra Gospodarki z dnia 21 grudnia 2012 r. w sprawie szczegółowego wykazu przedsięwzięć służących poprawie efektywności energetycznej*, Monitor Polski 11 stycznia 2013 r., poz. 15.
- [11] Opracowanie Głównego Urzędu Statystycznego, *Zużycie energii w gospodarstwach domowych w 2012 r.*, Warszawa 2014.
- [12] Urząd Regulacji Energetyki, *Energetyka ciepła w liczbach-2012*, Warszawa lipiec 2013.
- [13] *Ustawa z dnia 10 kwietnia 1997 r. - Prawo energetyczne* (Dz.U. 1997 nr 54 poz. 348 wraz z późniejszymi zmianami).
- [14] *Ustawa z dnia 15 kwietnia 2011 r. o efektywności energetycznej* (Dz.U. 2011 nr 94 poz. 551 wraz z późniejszymi zmianami).

NATIONAL ENERGY EFFICIENCY MEASURES OF DISTRICT HEATING SYSTEMS

Because of the large amount of district heating infrastructure in Poland, the heat market participants pay attention to the effectiveness of these systems. According to the current conception of the climate and energy policy in Europe, the concept of energy efficiency plays one of the key roles of meeting the objectives of sustainable development policy. A number of national guidelines and support system to improve the efficiency of district heating infrastructure was found. The paper also discusses the concept of district heating planning and outlines possible further steps towards increasing district heating efficiency. All of these issues are required to save the competitiveness of district heating and energy security. It was noted that at the level of European legislation, district heating is indicated, as one of the ways to increasing energy efficiency. This direction has not picked up widely by national studies relating to plans of heat supply.

Krzysztof WÓJCIK, Marcin WDOWIKOWSKI*

ZASTOSOWANIE MIERNIKÓW ADCP DO OCENY ZMIAN PARAMETRÓW HYDRAULICZNYCH W KORYCIE RZECZNYM

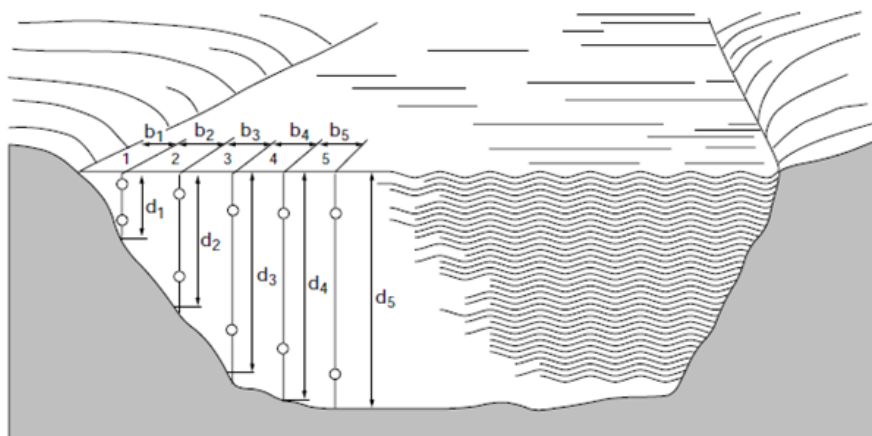
Warunki hydrauliczne w korytach rzecznych ulegają ciągłym zmianom na skutek działania różnorodnych czynników zarówno naturalnych jak i tych pochodzenia antropogenicznego. Dotyczy to zarówno największych rzek dorzeczy Odry i Wisły, ale również cieków niższego rzędu. W wyniku wieloletniej eksploatacji oraz ciągłego dostosowywania do potrzeb energetycznych i żeglugowych kraju, naturalne koryta zostały poddane licznym pracom regulacyjnym i modernizacyjnym. Ingerencja w dotychczasowy bieg cieków, ściśle związana z rozwojem gospodarczym naszego państwa, wymaga prowadzenia stałego monitoringu zarówno parametrów geometrycznych koryt rzecznych jak i podstawowych elementów hydrologicznych składających się na przepływ wody. Dodatkowo informacja o rozkładzie prędkości w przekroju rzeki jest niesłychanie istotna podczas planowania robót budowlanych w obrębie koryta. Właściwe jednostki Instytutu Meteorologii i Gospodarki Wodnej – Państwowego Instytutu Badawczego, w ramach Państwowej Służby Hydrologiczno – Meteorologicznej realizują stały program pomiarowy, umożliwiający prowadzenie przedmiotowych analiz. W niniejszej pracy przedstawiono wyniki badań podjętych na wybranej stacji wodowskazowej w dorzeczu środkowej Odry (w Korzeńsku) w latach 2008–2014. Szczegółowe pomiary hydrometryczne zostały wykonane z zastosowaniem jednorodnej metodyki, właściwej przy wykorzystaniu współcześnie stosowanych urządzeń akustycznych ADCP. W przyjętych odcinkach pomiarowych zestawiono średnie oraz chwilowe wartości szerokości, głębokości oraz przekroju czynnego analizowanych koryt rzecznych. zilustrowano rozkłady prędkości przepływu wody w profilach pomiarowych oraz scharakteryzowano ich zmienność. Nadrzędnym celem pracy jest przedstawienie charakteru i zasięgu zmian jakie zachodzą w korytach rzecznych oraz możliwości jakie daje zastosowanie współczesnych metod pomiarowych przy monitoringu tego typu zjawisk.

1. WPROWADZENIE

Istotą pomiarów hydrometrycznych w korytach rzecznych jest wyznaczenie chwilowej wartości strumienia objętości przepływu wody przy danym napełnieniu, co z kolei umoż-

* Instytut Meteorologii i Gospodarki Wodnej - Państwowy Instytut Badawczy Oddział Wrocław.

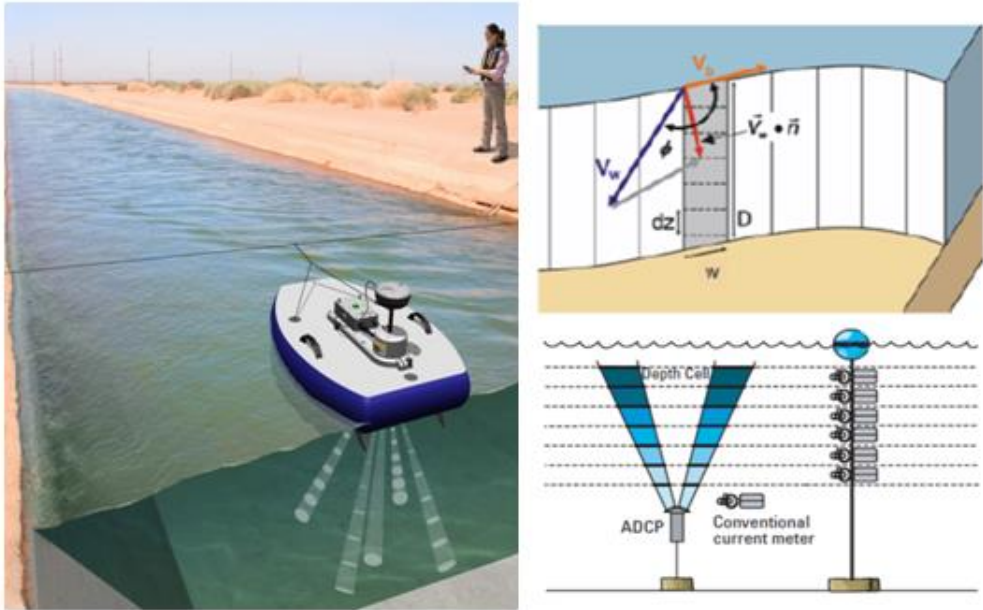
liwia określenie charakterystycznego opisu warunków przepływu w postaci relacji napętnienie-przepływ inaczej nazywanej krzywą natężenia przepływu. Ze względu na złożoność zjawiska przepływu wody w rzece, wyznaczenie tej wartości w zależności od warunków terenowych, odbywa się przy użyciu zróżnicowanej aparatury pomiarowej oraz wielu dostępnych i opisanych do tej pory metod [1, 3, 13, 14, 16, 21]. Najbardziej popularnym sposobem określenia przepływu jest ustalenie średniej prędkości wody jaka w danym czasie przypada na powierzchnię wskazanego przekroju poprzecznego koryta. Metoda ta przedstawiona szeroko w literaturze i normach międzynarodowych nosi nazwę: „metoda prędkość-powierzchnia” [11, 15, 23]. Wielkość prędkości średniej wyliczana jest z prędkości cząstkowych uzyskanych w wyniku pomiarów w kolejnych odległościach profilu rzeki (rys. 1).



Rys. 1. Schemat pomiaru punkтового w przekroju poprzecznym rzeki. W wyznaczonych pionach hydrometrycznych wykonywany jest pomiar prędkości chwilowej wody

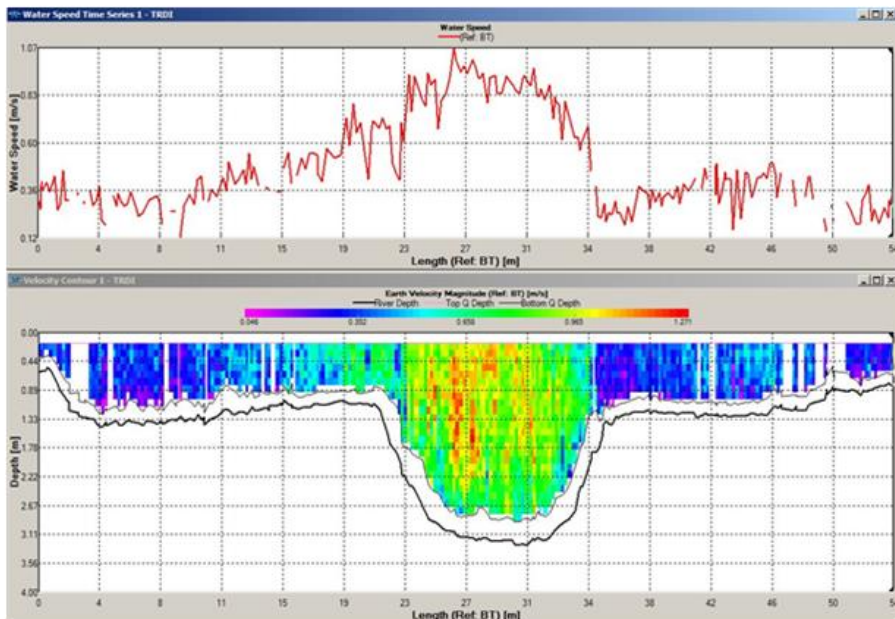
W oparciu o przedstawioną metodę funkcjonują niemal wszystkie do tej pory stosowane urządzenia pomiarowe, bez względu na wykorzystywaną technologię. W warunkach światowych do lat 70 XX wieku, podstawowym miernikiem prędkości wody w rzece pozostawał młynek hydrometryczny, występujący w zależności od kraju, w różnych rozwiązaniach technologicznych. Jednak co do zasady działania urządzenia były jednakowe; wyniki pomiaru stanowiła ilość pełnych obrotów wirnika (który właśnie był przedmiotem modyfikacji i różnicy stosowanych rozwiązań) zanurzonego w strumieniu wody, w określonym czasie. Uzyskanie wartości natężenia przepływu wymagało zatem oprócz wykonania pomiarów prędkości, precyzyjnego zdjęcia parametrów geometrycznych przekroju poprzecznego, jak szerokość i położenie zwierciadła wody czy rozkład głębokości w korycie (odległości pomiędzy zwierciadłem wody a dnem). Postępujący rozwój technologiczny w zakresie telekomunikacji i cyfryzacji na świecie przyczynił się w hydrometrii

rzecznej do pojawienia się technik akustycznych, wśród których największym powodzeniem cieszą się mierniki dopplerowskie, umożliwiające wykonanie pomiarów mobilnych w trybie ciągłym i punktowym jak również pomiarów stacjonarnych w trybie ciągłym (rys. 2). Od lat 90., największym uznaniem hydrologów na świecie (w Polsce po roku 2000) cieszy się akustyczny dopplerowski przepływomierz profilujący - ADCP, który wykorzystując metodę prędkość-powierzchnia, nie tylko dokonuje pomiaru prędkości, ale również parametrów geometrycznych przekroju [5, 7, 8, 10, 17, 18, 24].



Rys. 2. Wizualizacja urządzenia ADCP na pływaku (po lewej) przeciąganego w poprzek rzeki ze schematycznym opisem pomiaru prędkości w układzie wektorowym oraz porównanie ilości uzyskiwanych danych w czasie jednego pomiaru z młynkiem hydrometrycznym [11, 12]

Procedura pomiarowa kończy się zwróceniem obliczonej wartości objętości przepływu. Jeżeli przyjrzeć się rys. 3, który przedstawia wizualizację wyników sesji pomiarowej w formie rozkładu prędkości chwilowych wody w przekroju badawczym, zainteresowanie i duże uznanie w stosowaniu tego typu urządzeń nie budzi większego zdziwienia.



Rys. 3. Diagramy rozkładu prędkości w profilu pomiarowym Korzeńsko z dnia 18.01.2011 r. dla $H = 382$ cm. Diagram górny przedstawia prędkość średnią, dolny prędkości chwilowe w komórkach elementarnych

Zarówno rozdzielczość mierzonych parametrów jak i wielkość zbioru danych uzyskiwanych w trakcie jednego pomiaru pozostają nieporównywalnie większe. Czy to znaczy, że stosowany dotychczas młynek hydrometryczny traci zastosowanie w hydrologii na korzyść technik akustycznych? Praktyka pomiarowa i warunki terenowe nierzadko pokazują, że mimo wszystko młynek posiada wiele zalet. Pomiar przepływu z wykorzystaniem ADCP wykonywany jest poprzez przeciągnięcie sondy zamontowanej na pływaku lub łodzi pomiarowej w poprzek rzeki. Rejestrator w trakcie jednego cyklu pomiarowego, trwającego ułamki sekundy, wykonuje pomiar głębokości oraz szczegółowy (z rozdzielczością $1 \text{ cm} \cdot \text{s}^{-1}$) rozkład prędkości i kierunku przepływu wody w stożkowym pionie pomiarowym. Wykorzystanie czterech przetworników emitujących i odbierających fale akustyczne umożliwi dokonanie wektorowego podziału koryta cieku na stałe poziome paski, które odniesione do pionów hydrometrycznych tworzą elementarne komórki pomiarowe ze znaną powierzchnią (rys. 2). Rejestracja pozostałych parametrów (w tym lokalizacji rejestratora względem dna cieku) oraz obliczenie aktualnego przepływu w danym przekroju odbywa się w trybie rzeczywistym. Istotą miernika akustycznego jest odczytanie sygnału odbitego od drobin zawieszonych w strumieniu wody oraz określenie relacji prędkości tej drobin (zakłada się, że prędkość zawieszin jest równa prędkości wody) w odniesieniu do miernika lub dna cieku. Całkowita wartość przepływu zostaje wyliczana w odniesieniu do prostej teoretycznej zawartej pomiędzy punktem rozpoczęcia i zakończenia pomiaru, co z kolei wspomaga mechanizmy ekstrapolacyjne korekcji i uzupełnienia danych pomia-

rowych [4, 11, 12, 18, 24]. Zastosowanie akustycznych urządzeń profilujących, daje możliwość zwiększenia ilości oraz jakości danych tego samego typu zbieranych podczas jednej sesji pomiarowej jednak posiada ograniczenia metodyczne. Pomiar przepływu nie może być realizowany w korytach o napełnieniu mniejszym od 20 cm oraz bez względu na napełnienie urządzenie pozostanie "ślepe" na prędkości wody większe od $5 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$. Z uwagi na stosowaną technologię mierniki akustyczne nie sprawdzają się w korytach silnie porastających roślinnością wodną, przez którą fala dźwiękowa nie jest w stanie właściwie określić dna cieku. Duży wpływ na wynik pomiaru mają również temperatura i zasolenie wody, co ma związek z właściwościami "rozchodzenia" się fali dźwiękowej w ośrodkach o różnej gęstości (w warunkach polskich poprawki uwzględniające te parametry rzadko są stosowane w regularnych pomiarach na rzekach). Potwierdza to wspomnianą wyżej konieczność ciągłego badania i rozwijania zróżnicowanych urządzeń i metod stosowanych pomiarowych w hydrometrii rzecznej. W Polsce mierniki ADCP stosowane są przez państwową służbę hydrologiczno-meteorologiczną w IMGW-PIB, która realizuje regularny program pomiarowy w wyznaczonych przekrojach wodowskazowych na terenie całego kraju [8, 18, 24].

Celem niniejszej pracy jest przedstawienie wyników pomiarów hydrometrycznych z wykorzystaniem przepływomierza profilującego ADCP StreamPro firmy Teledyne RDI Instruments, na wybranej stacji pomiarowej IMGW-PIB w dorzeczu środkowej Odry. Opracowanie ma przedstawić zastosowanie mierników do oceny zmian podstawowych parametrów hydrologicznych podlegających pomiarowi w korycie rzeki.

2. MATERIAŁ I METODY

2.1. STACJA WODOSKAZOWA KORZEŃSKO

Podstawowy materiał źródłowy wykorzystany w niniejszym opracowaniu stanowiły wyniki pomiarów przepływu wykonane przez pracowników Działu Służby Pomiarowo-Obszerwacyjnej we Wrocławiu IMGW-PIB Oddział we Wrocławiu, na stacji wodowskazowej Korzeńsko na rzece Orla. Przedmiotowa stacja hydrologiczna jest obecnie jedynym punktem pomiarowym zlewni Orli, która pozostaje największym dopływem Baryczy. Powierzchnia zlewni Orli wynosi 1546 km^2 a główne koryto o długości 88 km, przebiega przez Nizinę Południowowielkopolską i Obniżenie Milicko-Głogowskie. Ciek wypływa ze źródeł na Wysoczyźnie Kaliskiej, koło wsi Budy i Koźminiec na wysokości 155 m n.p.m., płynie przez Kotlinę Żmigrodzką, a do Baryczy uchodzi w 34,6 km biegu, na zachód od Wąsosz na wysokości 85 m n.p.m. Administracyjnie zlewnia Orli przebiega na pograniczu województw wielkopolskiego i dolnośląskiego. Zagospodarowanie zlewni wykazuje charakter rolniczy z przewagą gruntów ornych oraz niewielką ilością terenów zalesionych i zadrzewionych. Główne dopływy Orli to Czarna Woda, Żydowski

Potok, Borownica, Orla Leniwa, Wilczyna, Rdęca, Szpatnica (Stara Orla), Dąbroczna oraz Masłówka. Stacja pomiarowa w Korzeńsku funkcjonuje nieprzerwanie i niezmiennie od roku 1948 [6].

W celu wizualizacji zmian warunków morfologicznych koryta Orli w profilu Korzeńsko przed i po wykonaniu prac regulacyjnych w roku 2013, w pracy wykorzystano fotografie wykonane przez pracowników terenowych Działu Służby Pomiarowo-Obszerwacyjnej we Wrocławiu fot. 1 oraz fot. 2.



Fot. 1. Widok na koryto Orli w przekroju Korzeńsko przed regulacją w lipcu 2013 r. Widok w górę rzeki pomiędzy przekrojem wodowskazowym a mostem drogowym. Fot. V. Dumbur, K. Wójcik



Fot. 2. Widok na koryto Orli w przekroju Korzeńsko po regulacji w listopadzie 2013r. Widok w dół rzeki pomiędzy mostem drogowym a przekrojem wodowskazowym. Fot. V. Dumbur, K. Wójcik

2.2. POMIARY HYDROMETRYCZNE

Wykorzystane w pracy pomiary hydrometryczne obejmują lata 2008–2014, w których urządzenia ADCP StreamPro były implementowane do regularnego programu pomiarowego PSHM. Na potrzeby przedstawionych porównań w pracy zostały również wykorzystane wybrane wyniki pomiarów uzyskane młynkiem hydrometrycznym z lat wcześniejszych, wyniki aktualnie obowiązującej krzywej natężenia przepływu oraz przekroje poprzeczne pochodzące z pomiarów geodezyjnych dla profilu wodowskazowego Korzeńsko. Ocenę zastosowania pomiarów ADCP do monitoringu zmian parametrów hydraulicznych koryta Orli w profilu Korzeńsko oparto na porównaniu wyników prędkości średniej i maksymalnej, szerokości zwierciadła wody, głębokości średniej i maksymalnej oraz wartości przepływu uzyskanych w trakcie pomiarów młynkiem hydrometrycznym jak i ADCP StreamPro przy zróżnicowanym napełnieniu koryta odzwierciedlonym przez stany wody na wodowskazie. Dodatkowo porównano zmierzone rozkłady prędkości cząstkowych oraz przebieg linii przekroju poprzecznego uzyskanego dwoma metodami pomiarowymi. Kształt przekroju „mokrego” reprezentującego przekrój czynny koryta odniesiono do wyników pomiarów geodezyjnych, dla których wyznaczana jest powierzchnia przekroju wykorzystywana do obliczeń hydraulicznych krzywej natężenia przepływu. Wyniki analiz wskazany parametrów pomiarów hydrometrycznych przedstawiono na wykresach, opisując pomiary punktowe wykładniczymi liniami trendu z zaznaczeniem współczynnika determinacji R^2 .

Wartości natężenia przepływu dla młynka hydrometrycznego i ADCP wyznaczone są odpowiednio z zależności (1) i (2) [11, 12, 21, 23]:

$$Q = \int_0^B \int_0^H v \cdot dh \cdot db \quad (1)$$

gdzie:

- B – szerokość zwierciadła wody [m],
- H – napełnienie (głębokość) koryta rzeki [m],
- v – prędkość wody w komórce pomiarowej [$\text{m} \cdot \text{s}^{-1}$],
- dh – zmienna całkowania po głębokości koryta rzeki,
- db – zmienna całkowania po szerokości zwierciadła wody.

$$Q = \int_0^T \int_0^H \overline{v_w} \cdot \overline{v_b} \cdot \sin \theta \cdot dh \cdot dt \quad (2)$$

gdzie:

- T – czas gromadzenia danych (czas jednej procedury pomiarowej) [s],
- v_w – wektor prędkości wody,
- v_b – wektor prędkości urządzenia (łodzi),

θ – kąt pomiędzy wektorem prędkości wody a wektorem prędkości łodzi [°],

dt – zmienna całkowania po czasie.

Dla młynka hydrometrycznego obliczenia wartości przepływu oparto o stosowaną w IMGW-PIB metodę rachunkową, która polega na sumowaniu iloczynów powierzchni cząstkowych przekroju poprzecznego koryta ciekłu oraz średnich prędkości reprezentatywnych dla kolejnych pionów pomiarowych. W efekcie następuje sumowanie wektorów prędkości v , po powierzchni elementarnego pola pomiarowego $dh \cdot db$, dla szerokości zwierciadła wody B , oraz maksymalnego napełnienia koryta H [9, 19].

Wartość przepływu wody uzyskiwana w trakcie procedury pomiarowej ADCP opiera się na analogicznych założeniach, przy czym wektor prędkości v jest dokładnie opisany w przestrzeni dzięki wykorzystaniu czterech nadajników zorientowanych pod kątem 15° od pionu. W trakcie emisji jednego pasma fali dźwiękowej, urządzenie dokonuje profilowania głębokości, wyznaczenia "komórek głębokości" w charakterystycznych stożkach (rys. 2). Jednocześnie wykonywane jest wektorowy opis prędkości w każdej komórce pomiarowej, który odniesiony do prędkości urządzenia względem zlokalizowanego dna ciekłu (poprzez kąt θ daje bezwzględną wartość prędkości chwilowej strugi w poszczególnych komórkach. Prędkość przesuwania czujnika po przekroju pomiarowym umożliwia określenie odległości pomiędzy kolejnymi stożkami, a tym samym zdefiniowanie „komórek elementarnych” i poszczególnych powierzchni w pionach pomiarowych. Suma iloczynów tych pól oraz przypisanych im wartościom prędkości pozwala wyznaczyć wartość przepływu w dowolnej chwili pomiaru oraz wynik całkowitego przepływu po zakończeniu procedury pomiarowej [2, 18, 24].

Na potrzeby analizy materiału źródłowego, dodatkowo przeprowadzono ocenę jakości wyników wybranego pomiaru ADCP StreamPro w profilu Korzeńsko w oparciu o procentowy wskaźnik RMR (*ang. Relative Maximum Residual*) opisany zależnością [11, 12, 22, 23]:

$$RMR = \Delta Q = \frac{\max|Q_i - Q_{\text{sr}}|}{Q_{\text{sr}}} \quad (3)$$

gdzie:

Q_i – przepływ z i -tego pomiaru [$\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$],

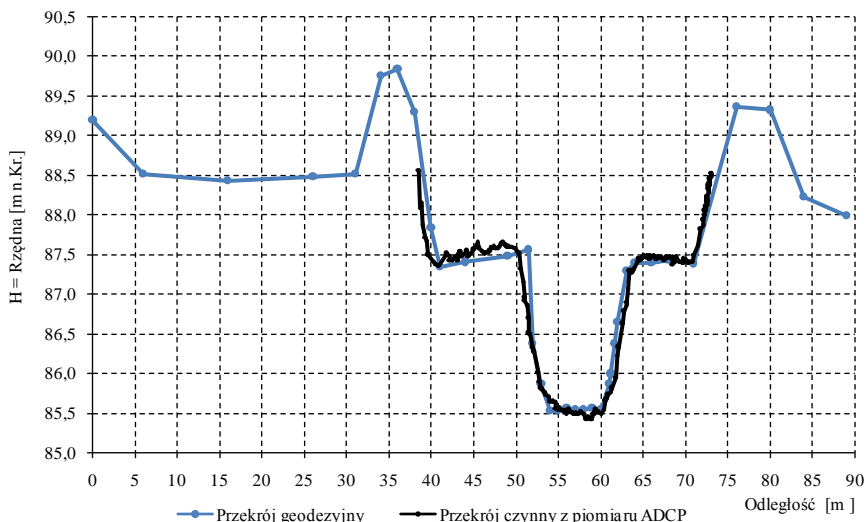
Q_{sr} – średni przepływ ze wszystkich wartości w sesji pomiarowej [$\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$].

IMGW-PIB za producentem TRDI Instruments podaje, że wartość wskaźnika względnego maksymalnego odchylenia wartości zmierzonych przepływu od średniej ze wszystkich zebranych w sesji pomiarowej wyników nie może przekraczać 5%, natomiast im mniejsza pozostaje procentowa wartość RMR tym większą uzyskuje się wiarygodność wyników. W pracy pokazano proces wyboru wyników składających się na ostateczną wartość przepływu, opisany w procedurze Systemu Zarządzania Jakością IMGW-PIB [4, 20].

3. ANALIZA WYNIKÓW

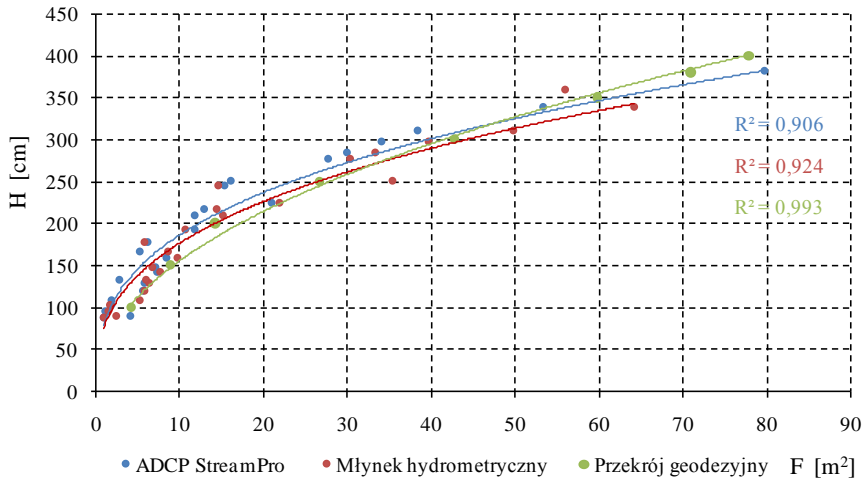
Na stacji wodowskazowej Korzeńsko, nazywanej wcześniej posterunkiem wodowskazowej, pomiary hydrometryczne realizowane są z różną częstotliwością natomiast w regularnym programie państwowej służby hydrologiczno meteorologicznej od roku 1948. Najstarszy pomiar przepływu został wykonany 02 czerwca 1948 r., natomiast do roku 2014 wykonano ich łącznie 357. Do roku 2008 wszystkie pomiary zostały przeprowadzone przy użyciu metod młynkowych, urządzeniami różnego typu i konstrukcji. W ostatnich latach (do maja 2014) przeważa użycie urządzeń akustycznych, przy pomocy których z wyjątkiem powodzi roku 2010 wykonano łącznie 50 pomiarów. Pomiar młynkowy dla najwyższego stanu wody odbył się w dniu 23 maja 2010 r. przy $H = 360$ cm i wyniósł $Q = 30,3 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$, natomiast największa wartość przepływu $Q = 43,3 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ została odnotowana 6 lutego 1967 r. przy stanie $H = 316$ cm. Dla porównania w krótkim okresie 2008–2014 największa wartość przepływu urządzeniem ADCP StreamPro została zarejestrowana jako $Q = 40,7 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ przy stanie $H = 382$ cm i jest to jednocześnie największe napełnienie koryta przy, którym wykonano pomiar ADCP (Pomiar wykonany podczas wezbrania zimowego w styczniu 2011 r.). Pomiar młynkowy przy najniższym napełnieniu koryta został wykonany w dniu 6 lipca 1983 r. przy stanie $H = 79$ cm i maksymalnej głębokości w cieku 20 cm; przepływ wyniósł wówczas zaledwie $Q = 0,136 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$. Dla pomiarów ADCP StreamPro rekordowo niskim jeśli chodzi o wartość przepływu, do tej pory był pomiar z 2 czerwca 2011 r. przy stanie $H = 89$ cm i maksymalnej głębokości na poziomie 34 cm. Już kilka powyższych wartości pokazuje, że spore zróżnicowanie wyników odzwierciedla złożony charakter zjawiska przepływu wody w korycie otwartym oraz jak problematyczne bywa, wykonanie pomiaru hydrometrycznego w warunkach terenowych właściwie z punktu widzenia teorii i założeń metodycznych.

Dostępny materiał badawczy poddano szczegółowej analizie zgodnie z założeniami przyjętymi w poprzednim rozdziale. W pierwszej kolejności zestawiono wyniki przekroju geodezyjnego z profilem dna uzyskanym miernikiem akustycznym ADCP StreamPro dla najwyższego napełnienia w serii przy stanie $H = 382$ cm. Oba przekroje naniesiono na układ prostokątny rzędna (w m nad Kronsztad) - długość przekroju poprzecznego (rys. 4). Już ocena wizualna wskazuje na znaczną zgodność uzyskanych danych, natomiast różnice pomiędzy poszczególnymi punktami przekrojów wahają od 0,05% do 2,04% co również świadczy o wysokiej komplementarności wyników. Literatura zagraniczna podaje, że w zależności od warunków terenowych różnice pomiędzy wynikami pomiarów niwelacji wysokościowej i tych pozyskanych technikami akustycznymi mogą sięgać 20% lecz na ogół, nie przekraczają 10%. Decydującymi czynnikiem wpływającym na zaburzenia profilowania dna przy ADCP pozostają rodzaj materiału dna, charakter przepływu oraz zachowanie restrykcyjnych warunków procedury pomiarowej [11, 12, 22, 23].



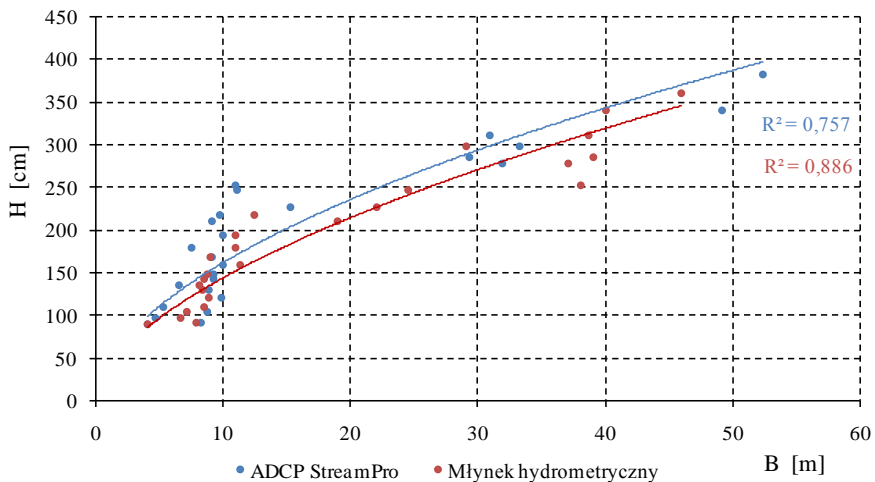
Rys. 4. Przekroje poprzeczne stacji wodowskazowej Korzeńsko rzeka Orla, pochodzące z pomiarów geodezyjnych oraz profilowania ADCP StreamPro

Kolejnym analizowanym elementem ściśle związanym z geometrią koryta rzeki była powierzchnia przekroju czynnego. Na rys. 5. przedstawiono wyniki 25 zestawów pomiarów porównujących pole powierzchni przekroju dla ADCP i młynka hydrometrycznego. Dla części stanów wody, dla których nie były wykonywane pomiary jednoczesne wykorzystano archiwalne pomiary młynkowe, które były wykonane w zbliżonych warunkach terenowych. Dane pomiarowe dodatkowo odniesiono do powierzchni wyliczonej z przekroju geodezyjnego. Linie trendu wykładniczego wyrównujące opisujące przyrost powierzchni wraz z napełnieniem koryta wykazują bardzo dużą analogię, natomiast względne odchylenia poszczególnych wartości na ogół wahają się w przedziale od 0,5% do 20,8%. Kilka różni się pomiędzy sobą od 30–60%, przy czym większe powierzchnie przypisane są zawsze do pomiarów młynkowych i wyliczonych z przekroju geodezyjnego. Pomiary odpowiadają stanom wody strefy średniej, w miejscu przejścia koryta właściwego na terasy zalewowe. Znaczne odchylenia mogą być powodem zaburzeń profilowania związanych z występowaniem roślinności w okresie wegetacyjnym; zarówno pomiary wysokościowe jak i sondowanie młynkowe nie uwzględnia szaty roślinnej koryta (jedynie w opisie) co zwiększa wartość powierzchni przekroju rzeki, lecz nie oddaje faktycznej powierzchni czynnej, która opisuje udział w przepływie wody przez koryto. Co ważne, wartości powierzchni w niesłychanie istotnej strefie wody wysokiej zachowują duże podobieństwo, dla wszystkich źródeł danych. Udział roślinności na terasach zalewowych przy dużych prędkościach przepływu wody w korycie znacznie maleje.

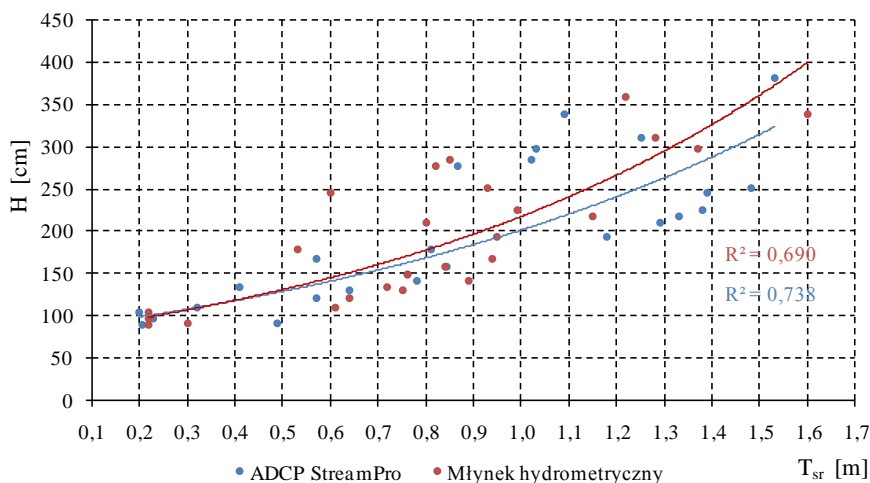


Rys. 5. Zależność napęlenia koryta od powierzchni uzyskanej z pomiarów ADCP StreamPro, młynkiem hydrometrycznym oraz wyliczonych z przekroju geodezyjnego w profilu wodowskazowym Korzeńsko

Parametrami bezpośrednio związanymi z powierzchnią przekroju są szerokość zwierciadła wody B oraz średnia głębokość w korycie T_{sr} (będąca wynikiem uśrednienia zbioru głębokości uzyskanych w wyniku poszczególnych sondowań profilu podczas sesji pomiarowej). Przebiegi obu tych wartości w funkcji napęlenia koryta (przypisanej do stanu wody) przedstawiono odpowiednio na rys. 6 i 7.



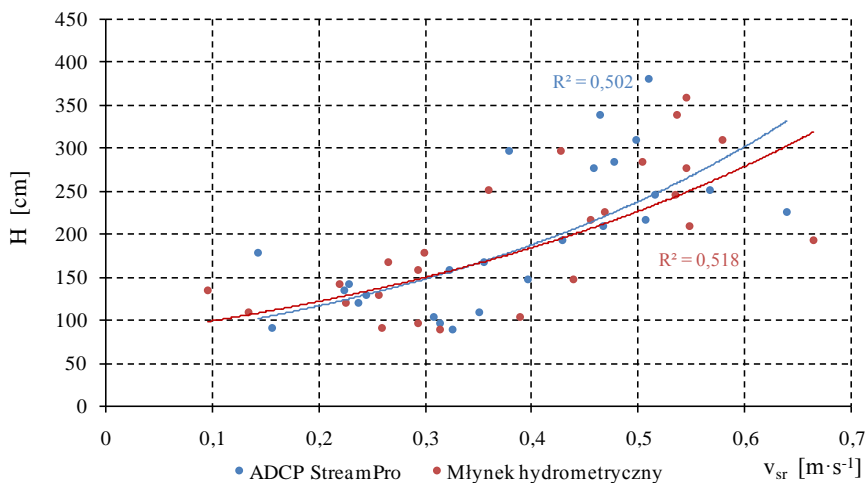
Rys. 6. Zależność napęlenia koryta od szerokości zwierciadła wody z pomiarów ADCP StreamPro, młynkiem hydrometrycznym w przekroju wodowskazowym Korzeńsko



Rys. 7. Zależność napelnienia koryta od średniej głębokości koryta z pomiarów ADCP StreamPro, młynkiem hydrometrycznym w przekroju wodowskazowym Korzeńsko

Oba wykresy (rys. 6 i 7) przedstawiają duże zróżnicowanie w pomiarach szerokości zwierciadła wody oraz średniej głębokości badanego cieku, szczególnie w strefie wody niskiej i średniej, dla której wykonana jest największa ilość pomiarów hydrometrycznych. Podobnie jak w przypadku analizy poprzednich parametrów hydraulicznych zastosowanie linii trendu umożliwia porównanie tendencji przebiegu badanych wartości. Ocena wskaźników determinacji R^2 świadczących o dokładności opisaną punktów pomiarowych przez wykładniczą krzywą modelową wykazuje wystarczającą zgodność. Wartości wskaźnika wahają się od 0,76 do 0,89 dla przyrostu szerokości rzeki wraz z napelnieniem oraz od 0,69 do 0,74 dla zależności średniej głębokości od napelnienia koryta. Dla stanów wody do 220 cm, gdzie szerokość rzeki nie przekracza 10m różnica pomiaru ADCP StreamPro i pomiarów związanych z metodą młynkową jest najmniejsza osiągając maksymalnie 10%. Większe i zastanawiające odchylenia notuje się w górnej strefie wody średniej, po przekroczeniu koryta właściwego i na terasach zalewowych. Wartości te, dla badanego zbioru wahają się od 15% do 30%, przy czym szerokość zwierciadła wody w profilu Korzeńsko, w międzywalu sięga 40m. Daje to możliwą różnicę na poziomie 12 m. Warunki techniczne wykonania pomiaru zwierciadła wody zarówno w metodzie młynkowej jak i ADCP tłumaczą w pewien sposób możliwość powstania różnic. Zdjęcie szerokości rzeki na potrzeby pomiaru młynkiem hydrometrycznym odbywa się przy pomocy rozciągnięcia taśmy mierniczej. W zależności od stosowanego materiału (taśma z tworzywa lub taśma stalowa) i sposobu montażu taśmy w korycie rzeki możliwe jest otrzymanie różnych, a nawet znaczących odchyłek. Obserwowane na rys. 6. zwykle mniejsze wartości uzyskane ADCP StreamPro mogą tłumaczyć taką sytuację. Urządzenia akustyczne kon-

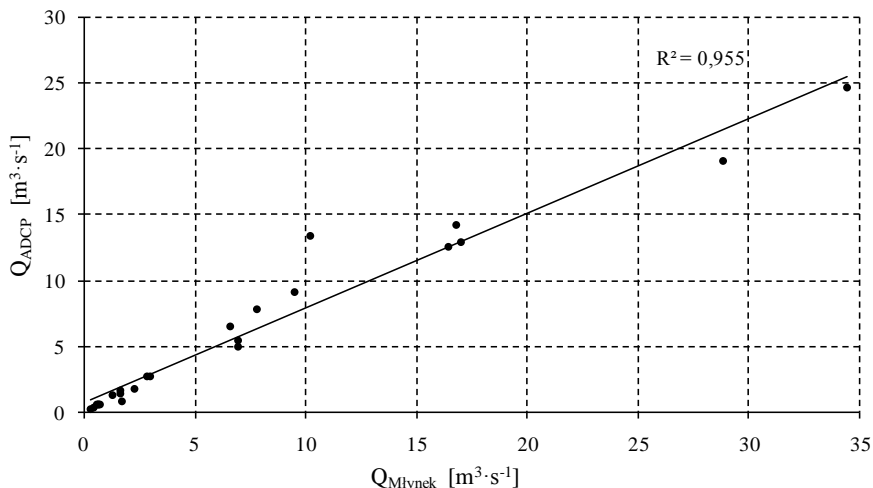
strukcyjnie mają wbudowany kompas, a kalkulacja odległości odbywa się w czasie śledzenia dna i wyliczana jest każdorazowo ze współrzędnych, co przemawia na korzyść tej metody. Różnice w wynikach obu metod, szczególnie podczas porównywania danych zebranych w różnym czasie mogą być również spowodowane lokalizacją przekroju pomiarowego. Zgodnie z metodyką profil pomiarowy powinien być lokalizowany możliwie prostopadle do linii brzegu. Bez względu na zastosowaną metodę odsunięcie punktów początku lub końca profilu pomiarowego od tej osi powoduje zaburzenie wyników szerokości rzeki, co w konsekwencji prowadzi również do niepoprawnego wyliczenia powierzchni. Różnice głębokości średniej przedstawione na rys 7. pomimo zróżnicowania wraz z napełnieniem dla obu stosowanych metod na ogół wahają się od 1 cm do maksymalnie 30 cm. Różnica wzrasta wraz z napełnieniem i przykładowo dla jednego w wyższych pomiarów dla stanu $H = 339$ cm sięga 50 cm. Przyczyna może leżeć po stronie warunków terenowych i zaburzeniom sondowania w obu metodach spowodowanymi brakiem możliwości ustawienia sondy pomiarowej w pionie dla wyższych napełnień (które często odpowiadają pomiarom w czasie wezbrania) przy metodzie młynkowej oraz niedostateczną identyfikacją dna pokrytego roślinnością na terasach zalewowych dla urządzeń akustycznych. Dobrym przykładem na możliwość uzyskania porównywalnych wyników jest pomiar wykonany przy stanie $H = 311$ cm gdzie średnia głębokość Orli w profilu Korzeńsko wynosiła odpowiednio – młynek 1,28 m, ADCP StreamPro 1,25 m.



Rys. 8. Zależność napełnienia koryta od prędkości średniej wody z pomiarów ADCP StreamPro, młynkiem hydrometrycznym w przekroju wodowskazowym Korzeńsko

Jednym z ostatnich porównywanych parametrów opisujących warunki przepływu w korycie otwartym jest prędkość średnia przepływu wody, a więc wartość bezpo-

średnio biorąca udział w wyznaczeniu objętości przepływu z wykorzystaniem pola powierzchni przekroju czynnego. Na rys. 8. pokazano zmianę wartości prędkości wyznaczonej w trakcie pomiarów młynkiem hydrometrycznym i ADCP StreamPro w zależności od stanu wody - analogicznie jak w poprzednich przykładach. Funkcje wykładnicze opisujące zbiory poszczególnych danych pomiarowych są względem siebie wyjątkowo zbieżne. Różnice pomiędzy parami prędkości średnich nie przekraczają $0,2 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$ przeważnie oscylując wokół wartości 0,05. Świadczy to dużej porównywalności uzyskiwanych wyników, co za pewne było jednym z powodów i możliwości implementacji technik akustycznych do pomiarów środowiskowych na rzekach śródlądowych. Również wartości uzyskanych przepływów odpowiednio dla młynka hydrometrycznego i miernika ADCP StreamPro wykazują dużą korelację. Współczynnik determinacji przedstawiony na rys. 9 osiąga wartość 0,955. Incydentalne, słabo skorelowane wartości przepływów, jak w przykładzie dla stanu $H = 226 \text{ cm}$, gdzie przepływy wyniosły $Q_{\text{ADCP}}=13,36 \text{ m}^3\cdot\text{s}^{-1}$, a dla młynka $Q_{\text{Mlynek}}=10,2 \text{ m}^3\cdot\text{s}^{-1}$, spowodowane są przyjęciem różnych wartości geometrycznych koryta i niewielką różnicą prędkości wody. Skąpy materiał pomiarów porównawczych pomiędzy młynkiem hydrometrycznym a miernikami akustycznymi zebrany dla stacji Korzeńsko pozwala w sposób ogólny określić wzajemną relację analizowanych danych, która na podstawie przedstawionych danych jest wystarczająco zgodna. Jednak wskazanie ewidentnych obszarów problemowych z punktu widzenia zapewnienia jakości i porównywalności pozyskiwanych instrumentalnie danych wymaga opracowania większej ilości pomiarów hydrometrycznych.



Rys. 9. Korelacja wartości przepływów uzyskanych z pomiarów ADCP StreamPro oraz młynkiem hydrometrycznym w przekroju wodowskazowym Korzeńsko

Mierniki akustyczne ADCP, w tym również model zalecany do pomiarów na "małych" ciekach do 50 m szerokości StreamPro, w procedurze pomiarowej posiada mechanizm kontroli uzyskiwanych wyników przepływu w postaci wskaźnika maksymalnego względnego odchylenia wartości zmierzonej od średniej RMR. Tabele 1 i 2 przedstawiają wyniki pomiarów ADCP wykonane w trakcie jednej sesji pomiarowej w dniu 5 marca 2014 r. przy stanie $H = 278$ cm. Jak pokazano na końcową wartość objętości przepływu stanowi średnia wynik obliczeń przepływu pochodzący z kilku pomiarów. Opracowanie danych terenowych również obejmuje analizę poszczególnych wyników cząstkowych składających się na wynik tj. przepływy z warstwy czynnej (Meas. Q), estymowane wartości przepływów warstwy dennej (Bottom Q), strefy wygaszania przy zwierciadle wody (Top Q) oraz przepływów przy brzegach lewy i prawym (Left, Right Q). Dodatkowo analizie podlegają wyliczone wartości szerokości rzeki (Width), powierzchni całkowitej (Total Area) oraz liczba próbek na podstawie, których zostały zebrane w trakcie pomiaru (#Ens). Tabela 1 przedstawia wszystkie wyniki, które zostały zebrane w sesji pomiarowej, natomiast tabela 2. przykładowy wybór wyników, które według wskazówek procedury pomiarowej IMGW-PIB oraz wytycznych producenta zostały pozostawione jako najbardziej wiarygodne. Analiza danych zebranych w tabeli 1. przedstawia zmienność wskaźnika RMR w przedziale od 0,07% do 5,00%, co świadczy o prawidłowo wykonanym pomiarze, bowiem wskazane wyżej dokumenty zalecają przyjmować jako graniczną wartość 5%. W celu zwiększenia jakości ostatecznego wyniku pomiary, po analizie poszczególnych zestawów danych odrzuca się skrajne wartości wyliczonego przepływu, pozostawiając te najbardziej zbliżone do średniej. Jak pokazano na przykładzie, a potwierdza praktyka terenowa, najczęstszym przypadkiem jest odrzucenie pomiaru pierwszego, który zwykle bywa pomiarem adoptującym urządzenie do warunków terenowych tj, temperatura wody, turbulencje przepływu itp. Wartość przepływu uzyskana ze wszystkich pomiarów wynosi $Q = 11,856 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$, natomiast po odseparowaniu części danych do zbioru, dla którego wyliczana jest średnia końcowa wartość przepływu wyniosła $Q = 11,704 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$. Dla porównania przepływ z obowiązującej krzywej natężenia przepływu wynosi dla stanu $H = 278$ cm $Q = 12,1 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$, natomiast analogiczny pomiar młynkowy dał wynik $Q = 16,4 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$. Przykład ten po raz kolejny pokazuje, że nawet specyfika i charakter przepływu wody w korycie otwartym są złożone i trudne do jednoznacznego opisu. Właściwie wykonany pomiar natężenia przepływu należy poddawać szczegółowym analizom, przy czym działania metodyczne powinny być skierowane na przeprowadzenie większości działań jeszcze podczas sesji terenowej. Umożliwi to redukcję rozbieżności pomiędzy narzędziami analitycznymi, jak krzywa przepływu a wynikami pomiarów hydrometrycznych, z które służą do jej budowy. Niezwykle istotne w tego typu badaniach jest również zachowanie powtarzalnych warunków wykonywania pomiaru zarówno prędkości, jak i poszczególnych parametrów morfologicznych koryta rzeki.

Tabela 1. Wyniki sesji pomiarowej ADCP StreamPro z 5 marca 2014 r. w Korzeńsku przy stanie $H = 278$ (wszystkie zebrane pomiary)

Transect	Start Bank	# Ens.	Total Q	Delta Q	Top Q	Meas. Q	Bottom Q	Left Q	Left Dist.	Right Q	Right Dist.	Width	Total Area	Duration
			$\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$	%	$\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$	$\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$	$\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$	$\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$	m	$\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$	m	m	m^2	s
1000	Right	84	12,449	5,00	1,277	8,845	2,013	0,232	5	0,082	3	25,89	24,58	103,85
1001	Left	100	11,527	-2,77	1,210	8,373	1,736	0,133	5	0,075	3	25,52	24,03	124,36
1002	Right	104	11,942	0,73	1,214	8,446	1,799	0,388	5	0,095	3	25,59	24,47	129,47
1003	Left	104	11,501	-2,99	1,171	8,243	1,715	0,305	5	0,066	3	24,66	23,13	129,54
1004	Right	104	12,223	3,10	1,217	8,832	1,785	0,316	5	0,074	3	25,08	24,43	129,05
1005	Left	108	11,847	-0,07	1,170	8,373	1,785	0,473	5	0,046	3	23,94	23,19	134,69
1006	Right	97	11,501	-2,99	1,310	7,974	1,839	0,337	5	0,041	3	25,20	23,77	120,35
Average		100	11,856	0	1,224	8,441	1,810	0,312	5	0,068	3	25,13	23,94	
Std Dev.		8	0,377	3,18	0,052	0,312	0,098	0,109	0	0,019	0	0,66	0,6	

Tabela 2. Wyniki sesji pomiarowej ADCP StreamPro z 5 marca 2014 r. w Korzeńsku przy stanie $H = 278$ (pomiary wybrane wg procedury pomiarowej IMGW-PIB)

Transect	Start Bank	# Ens.	Total Q	Delta Q	Top Q	Meas. Q	Bottom Q	Left Q	Left Dist.	Right Q	Right Dist.	Width	Total Area	Duration
			$\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$	%	$\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$	$\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$	$\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$	$\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$	m	$\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$	m	m	m^2	s
1001	Left	100	11,527	-1,51	1,210	8,373	1,736	0,133	5	0,075	3	25,52	24,03	124,36
1002	Right	104	11,942	2,03	1,214	8,446	1,799	0,388	5	0,095	3	25,59	24,47	129,47
1005	Left	108	11,847	1,22	1,170	8,373	1,785	0,473	5	0,046	3	23,94	23,19	134,69
1006	Right	97	11,501	-1,74	1,310	7,974	1,839	0,337	5	0,041	3	25,20	23,77	120,35
Average		102	11,704	0	1,226	8,291	1,790	0,333	5	0,064	3	25,06	23,86	
Std Dev.		5	0,223	1,91	0,059	0,214	0,043	0,144	0	0,025	0	0,77	0,54	

4. PODSUMOWANIE I WNIOSKI

Niniejsza praca dotyczyła przedstawienia możliwości wykorzystania współczesnych technik akustycznych w pomiarach hydrometrycznych na rzekach. W pracy analizowano wyniki pomiarów poszczególnych parametrów morfologicznych koryta rzeki jak głębokość, szerokość czy powierzchnia czynna w profilu pomiarowym, uzyskanych dwoma urządzeniami pomiarowymi klasycznym młynkiem hydrometrycznym oraz miernikiem akustycznym ADCP StreamPro. Do ilustracji relacji wyników ze wskazanych urządzeń wykorzystano zależności napełnienia koryta od szerokości zwierciadła wody, głębokości średniej, powierzchni oraz prędkości średniej. Dodatkowo przedstawiono korelację wyników wyliczonych wartości natężenia przepływu. Analiza materiał badawczego pochodzącego z pomiarów hydrometrycznych IMGW-PIB Oddział we Wrocławiu, dla profilu Korzeńsko wykazała dużą zgodność otrzymanych wartości, szczególnie w strefie wody niskiej i dolnej granicy strefy średniej. Rozbieżności zidentyfikowane w strefie średniej i wysokiej są wynikiem ekstremalnych i mało miarodajnych do porównania warunków wykonania pomiaru prędkości przepływu wody. Wartości zmierzone często w pracy odwoływano do modelowych wyników, wykorzystywanych przy obliczeniach hydraulicznych. Przeprowadzone rozważania pozwoliły na sformułowanie następujących wniosków:

1. mierniki akustyczne ADCP są właściwe i wystarczające do monitorowania zmian morfologicznych w korytach rzecznych,
2. urządzenia pomiarowe należy dobierać oraz dostosowywać ich ustawienia konfiguracyjne adekwatnie do zróżnicowanych warunków i stanów, w jakich znajdują się cieki,
3. urządzenia akustyczne obejmują coraz większe zakresy pomiarowe wpływając na wzrost uniwersalności stosowania,
4. wyniki pomiarów hydrometrycznych z wykorzystaniem restrykcyjnie stosowanych metod akustycznych w znacznym stopniu podnoszą jakość prowadzonych badań,
5. wykonywanie regularnych pomiarów hydrometrycznych w stałym profilu kontrolnym umożliwia prowadzenie monitoringu zmian form dennych w korycie rzeki,
6. stosowanie współczesnych, precyzyjnych urządzeń pomiarowych pozwoliło na zmniejszenie błędów systematycznych – aby zmniejszyć błędy przypadkowe oraz zwiększyć jakość wyników konieczne są trwałe prace analityczne oraz bieżąca aktualizacja metodyki pomiarowej.

Możliwości i zakres osiąganých wyników pomiarów akustycznych, wykraczają poza klasyczny punktowy pomiar prędkości wody. Wydaje się właściwym aby Instytut Meteorologii i Gospodarki Wodnej – PIB, również we współpracy z uczelniami, prowadził prace mające na celu ocenę funkcjonalności jakie umożliwia akustyczny

pomiar w hydrologii, jak również rozpoznanie innych niż dotychczasowe zastosowań uzyskiwanych wyników.

LITERATURA

- [1] BAJKIEWICZ-GRABOWSKA E., MAGNUSZEWSKI A., MIKULSKI Z., *Hydrometria*, PWN, Warszawa, 1993, 159–212.
- [2] BANASIAK R., KRZYŻANOWSKI M., GIERCZAK J., WADOWIKOWSKI M., *Ocena lokalnych parametrów hydraulicznych przepływów maksymalnych w rzece podczas powodzi w 2010 r.* Monografia KGW-PAN, z. XX, tom 1, 2014, 379–388.
- [3] BYCZKOWSKI A., *Hydrologia T.I*, SGGW, Warszawa, 1999, 116–155.
- [4] GORDON L.J., *Acoustic Doppler Current Profiler. Principles of Operations. A Practical Primer*, RD Instruments, California, 1996, 46–52.
- [5] HEJDUK L., *Zastosowanie metody ADCP do pomiarów przepływu w małej rzece*, Przegląd naukowy, Inżynieria i Kształtowanie Środowiska I(39), Warszawa, 2008, 73–79.
- [6] KONDRACKI J., *Geografia Polski, Mezoregiony fizyczno – geograficzne*, Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa, 1994, 56–57.
- [7] KUDŁA T., BIŃKOWSKI K., *Analiza warunków hydraulicznych odcinka Odry w rejonie Bielinka*, [w:] Regionalne problemy gospodarki wodnej i hydrotechniki w Świnoujściu, Zachodnio-pomorski Uniwersytet Technologiczny w Szczecinie, Szczecin, 2005, 21–27.
- [8] MACIĄŻEK A., *Historia pomiarów natężenia przepływu w polskiej służbie hydrologicznej*. Gospodarka Wodna nr 11, SIGMA-NOT, Warszawa, 2005, 443–448.
- [9] MICHALCZEWSKI J., *Wytyczne do wykonywania i opracowywania pomiarów przepływu metodą rachunkową*, Instrukcje i Podręczniki PIHM, Warszawa, 1970, 20–36.
- [10] MICHALSKI A., *Pomiary przepływu wody w kanałach otwartych*, Oficyna Wydawnicza Politechniki Warszawskiej, 2004, 8–54.
- [11] MUELLER D.S., WAGNER C.R., REHMEL M.S., OBERG K.A., RAINVILLE F., *Measuring Discharge with Acoustic Doppler Current Profilers from Moving Boat. Book 3, Applications of Hydraulics. Techniques and Methods 3-A22*, USGS, Virginia, 2013, 15–91.
- [12] MUSTE M., KIM D., MERWADE V., *Modern Digital Instruments and Techniques for Hydrodynamic and Morphologic Characterization of River Channels*, [w:] *Gravel bed rivers*, pod redakcją CHURCH M., BIRON P., ROY A.G. John Wiley & Sons Ltd., UK, 2010, 315–342.
- [13] OZGA-ZIELIŃSKA M., BRZEZIŃSKI J., *Hydrologia stosowana*, PWN, Warszawa, 1997, 58–64.
- [14] PASŁAWSKI Z., *Metody hydrometrii rzecznej*, Instrukcje i podręczniki nr 115, IMGW, Warszawa, 1973, 101–120.
- [15] PN-EN ISO 748:2009. *Hydrometria. Pomiar natężenia przepływu cieczy w korytach otwartych z wykorzystaniem młynków hydrometrycznych lub pływaków*. PKN, Warszawa 2009, s. 5–17.
- [16] RÓŹDŻYŃSKI K., *Miernictwo Hydrologiczne*, Instrukcje i podręczniki IMGW, Warszawa, 1998, 120–138.
- [17] SZCZUCIŃSKI W., *Nowoczesne metody pomiaru przepływów i transportu zawieszin w rzekach i morzach*, LAB Laboratoria, Aparatura, Badania, Robble Sp z o.o., Katowice, 2007, 10–15.
- [18] SZYMAŃSKI K., HAŃSKI A., *Pomiary przepływu metodą ADCP*, Gospodarka Wodna nr 11, SIGMA-NOT, Warszawa, 2005, 449–452.
- [19] SW DO/06/HMOK - *Procedura pomiaru natężenia przepływu za pomocą młynka hydrometrycznego wykonywana w bród*, wydanie 2/2014, Warszawa, s. 9–21.
- [20] SW DO/16/HMOK - *Procedura pomiaru natężenia przepływu za pomocą ADCP STREAM PRO*, wydanie 2/2014, Warszawa, s. 9–26.

- [21] UJDA K., *Pomiary przepływu wody w korytach otwartych*, Instrukcje i Podręczniki IMGW, IMGW, Warszawa, 1988, 53–64.
- [22] WAGNER C.R., MUELLER D.S., *Comparison of bottom-track to global positioning system referenced discharges measured using an acoustic Doppler current profiler*, *Journal of Hydrology* 401, Elsevier, 2011, 250–258.
- [23] WMO No. 1044, *Manual on Stream Gauging: Volume II - Fieldwork*, Geneva 2010 I.5-I.6.
- [24] WÓJCIK K., WDOWIKOWSKI M., *Współczesne metody instrumentalnego pomiaru prędkości przepływu wody w korytach otwartych*. *Technologia Wody Rok VII, Zeszyt 1(39)*, 2015, 32–39.

APPLICATION OF ADCP MEASUREMENTS IN EVALUATION OF CHANGES IN RIVER CHANNEL HYDRAULIC PARAMETERS

Hydraulic conditions in open channels are constantly changing due to the action of various factors, both natural and those of anthropogenic origin. This applies to both the largest rivers Oder and Vistula river basins, but also low ordered streams. As a result of many years of exploitation and continuous adaptation to the energy needs of the country and shipping, natural riverbed have been subjected to numerous regulatory and modernization work. Interference in the previous river courses, closely related to the economic development of our country, requires the continuous monitoring of both the geometry of river channels and basic hydrological elements that make up the flow of water. In addition, information about the distribution of velocity in the cross-section of the river is extremely important when planning the construction works within the trough. Competent bodies of the Institute of Meteorology and Water Management - National Research Institute under the National Hydrological - Meteorological Service implement an ongoing program, allowing to conduct these analyzes. This paper presents the results of research undertaken at selected station gauges in the basin of the upper and middle Odra in the years 2008–2014. Detailed hydrometric measurements were made using a uniform methodology, using an appropriate acoustic devices currently used ADCP. In the adopted measurement sections summarizes the average and instantaneous values of the width, depth and cross section of the analyzed riverbeds. The paper also illustrates the water flow velocity distributions measured profiles and characterized their volatility. The ultimate aim of this work is to present the nature and extent of the changes taking place in the river channel and the possibilities offered by the use of modern measurement methods for monitoring of such phenomena.

Amelia ZIELIŃSKA, Włodzimierz SZCZEPANIAK*,
Monika ZABŁOCKA-MALICKA, Piotr RUTKOWSKI**

RECYKLING MATERIAŁOWY MATERIAŁÓW ŚCIERNYCH (NA PRZYKŁADZIE TARCZY SZLIFIERSKIEJ)

W pracy zastosowano metodę przekształcania tarczy ścierniej polegającą na zgazowaniu w atmosferze pary wodnej próbki dysku fibrowego, przeznaczonego do szlifowania stali węglowej. Proces realizowano w pionowym reaktorze kwarcowym wypełnionym złożem katalitycznym, w temperaturze około 800°C, ze stałym przepływem pary wodnej. Otrzymano trzy produkty: fazę gazową, fazę wodną (tzw. „kondensat”) oraz stałą pozostałość w ilości 61,7 % wyjściowej masy próbki. Kondensat analizowano metodą chromatografii gazowej (GC-MS), wykazując w ten sposób praktycznie całkowitą konwersję połączeń organicznych. Poziom substancji smolistych wynosił 0,95 mg/27 g próbki tarczy ścierniej. Wykonano także analizę zawartości fluorków w kondensacie metodą chromatografii jonowej. Stały produkt poddano separacji na sicie o średnicy oczek 4 mm. Wydzielono dwie frakcje: mineralną (szary proszek) i ziarna ściernie (nasyp) Cubitron II, o budowie materiału wyjściowego, które można powtórnie zastosować w procesie produkcyjnym materiałów ściernych.

1. WPROWADZENIE

Materiały ściernie, powszechnie stosowane w wielu gałęziach przemysłu, to materiały służące do obróbki różnorodnych typów powierzchni. Procesy ścierania m. in.: drewna, lakieru, metalu, ceramiki, skóry, kompozytów i innych, zachodzą dzięki właściwościom ziaren ściernych (różne wielkości, postać związana czy luźna). W przypadku zastosowania ziaren ściernych w postaci związanej powstają tzw. związane materiały ściernie, a wśród nich: kamienie szlifierskie, pilniki, osetki lub ściernice trzpieniowe. Ziarna ściernie uformowane są za pomocą masy ceramicznej lub żywicy syntetycznej w odpowiednią ściernicę, a następnie utwardzone w procesie obróbki cieplnej.

* Wydział Inżynierii Środowiska, Politechnika Wrocławska, Wybrzeże Wyspiańskiego 27, 50–370 Wrocław, email: amelia.zielinska@pwr.edu.pl.

** Wydział Chemiczny, Politechnika Wrocławska, Wybrzeże Wyspiańskiego 27, 50–370 Wrocław.

W grupie materiałów ściernych spojonych rozróżnia się także: elastyczne materiały ściernie, w przypadku których ziarna ściernie utrwalane są za pomocą środka wiążącego (żywicy syntetycznej) na nośniku (papier lub płótno lniane). Drugą grupę tworzą narzędzia ściernie nasypowe do których należą: arkusze ściernie (papiery, płótna), taśmy ściernie, krążki oraz tarcze listkowe. Papier, włókno lub folia z tworzywa sztucznego stanowią podłoże, do którego za pomocą spoiwa klejowego lub żywicznego przytwierdzone są ziarna ściernie. Podstawowym budulcem ziaren ściernych są zarówno materiały naturalne jak i syntetyczne (elektrokorund, węgiel krzemu, regularny azotek boru oraz najtwardszy z nich - diament) [1,3]. Obecność wymienionych związków sprawia, że odpadowe materiały ściernie, w tym tarcze szlifierskie, są atrakcyjnym źródłem cennych składników, które odzyskane mogą być ponownie wykorzystane. Dotychczas znane są cztery metody recyklingu: chemiczne, termiczne (spalanie), mechaniczne i biologiczne. Według nielicznych doniesień literaturowych, pierwsze z nich są uważane za najkorzystniejsze do odzysku ścierniwi wtórnych z materiałów ściernych o spoiwie ceramicznym, a drugie z wymienionych są odpowiednie do odzysku ziaren ściernych ze złomu ściernego o spoiwie żywicznym [5, 7]. W Polsce metoda termiczna zyskała uznanie w latach 80. ubiegłego wieku, ale brak odpowiedniej techniki spalania odgazów i filtracji bardzo drobnych, tłustych popiołów lotnych uniemożliwił jej dłuższe stosowanie [5]. W nowszym opracowaniu z roku 2008 [7], Wasielewski R. i Stelmach S. przedstawili termiczne przekształcanie tarcz tnących i papieru ściernego, w celu odzysku elektrokorundu.

Nieliczne publikacje dotyczące termicznego przekształcania złomu ściernego, wskazują na potrzebę poszukiwania nowych, efektywnych procesów do odzysku wartościowych ścierniwi, przyczyniając się tym samym do zmniejszenia ilości odpadowych materiałów ściernych.

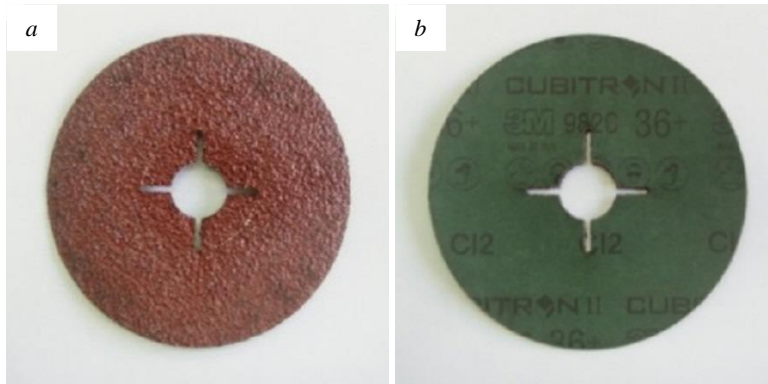
2. MATERIAŁY

2.1. TARCZA SZLIFIERSKA (KRĄŻEK FIBROWY)

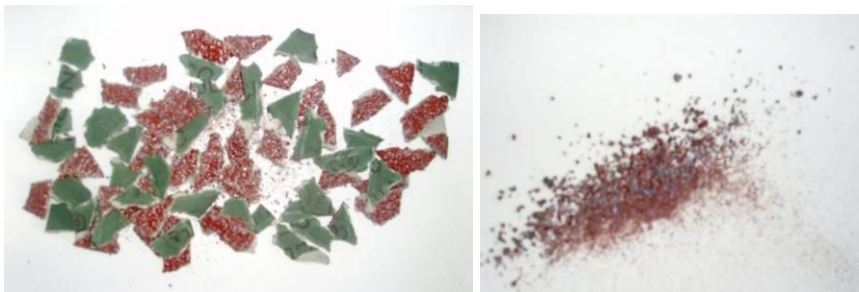
Udostępniony przez firmę 3M (Dział materiałów ściernych) materiał w postaci krążka fibrowego 982C CUBITRON™ II zastosowano w eksperymencie zgazowania parą wodną. Dysk fibrowy Cubitron II, o wymiarach 115mm x 22mm (4 nacięcia) zbudowany jest z podłoża w postaci włókniny (fibry). Do podłoża, przy pomocy spoiwa żywicznego - mieszanina utwardzonych żywic (producent nie udostępnił informacji dotyczącej rodzaju zastosowanych żywic), przytwierdzone są ziarna ściernie tzw. nasyp Cubitron II. W tabeli 1 przedstawiono skład materiałowy tarczy ścierniej (na podstawie karty charakterystyki producenta [2]) i zawartości poszczególnych składników próbki tarczy przyjęte do dalszych rozważań (skrajna kolumna tabeli 1).

Tego rodzaju materiał ścierny nasypowy, wykonany za pomocą technologii precyzyjnego kształtowania ziaren ściernych, służy do szlifowania stali węglowej.

Do eksperymentu tarczę ścierną (rys. 1 a i b) rozdrobiono manualnie na niewielkie fragmenty (rys. 2) i umieszczono w reaktorze kwarcowym.



Rys. 1. Krążek fibrowy a) warstwa wierzchnia z ziarnami Cubitron II b) warstwa spodnia



Rys. 2. Krążek fibrowy po rozdrobieniu

Tabela 1. Skład materiałowy tarczy szlifierskiej, według [2]

Nazwa substancji	Nr CAS	% wag	% wag (założenie)
Kalcynowana glina kaolinitowa	66402-68-4	10-30	18
Heksafluoroglinian sodu	15096-52-3	5-20	15
Fluorek wapnia	7789-75-5	0,25-1,5	1
Węglan wapnia	1317-65-3	1-5	3
Utwardzona żywica	Mieszanina	5-15	10
Podłoże z włókniny	Mieszanina	35-70	50
Dodatek stalowy	Mieszanina	0-5	3

2.2. MATERIAŁ KATALITYCZNY

Podstawę elementów katalitycznych stanowiła glina, pozyskana z lokalnego złoża w powiecie dzierzoniowskim. Oryginalną, surową glinę suszono w temperaturze otoczenia, a następnie sproszkowano w laboratoryjnym młynku wibracyjnym typu LAB-09-200 (firmy EKO-LAB). Frakcję poniżej 0,25 mm użyto do wytworzenia wilgotnych ziaren katalizatora.

Preparatykę oparto na procedurze podanej w pracy [3]. Odważone ilości składników: glinę i węglan wapnia (prekursor) homogenizowano w misie porcelanowej, dodając glikol polietylenowy oraz wodę, aby otrzymać masę o odpowiedniej plastyczności. Składniki użyto w następujących proporcjach wagowych 21:52:11:16. Z utworzonej masy formowano granulki o średnicy 10 mm i grubości 3–4 mm, które suszono w temperaturze 120°C przez 24 godziny. Następnie kalcynowano je w piecu typu P300 firmy Nabertherm GmbH z następującą procedurą: ogrzewanie do temperatury 950°C przez 9 godzin, wygrzewanie w tej temperaturze przez 3 godziny i swobodne kilkugodzinne chłodzenie do około 100°C. Suszeniu i wypalaniu towarzyszyły ubytki masy, odpowiednio 16 i 46%. Finalny produkt (rys. 3) był glinokrzemianem o zbliżonej zawartości glinu i krzemu (odpowiednio 9,0 i 11,6% wag.) z dużym udziałem wapnia (21% wag.). Charakterystyczną cechą elementów katalitycznych było to, że przygotowano je z prostych, łatwo dostępnych, lokalnych surowców, metodą typową dla wytwarzania ceramiki.



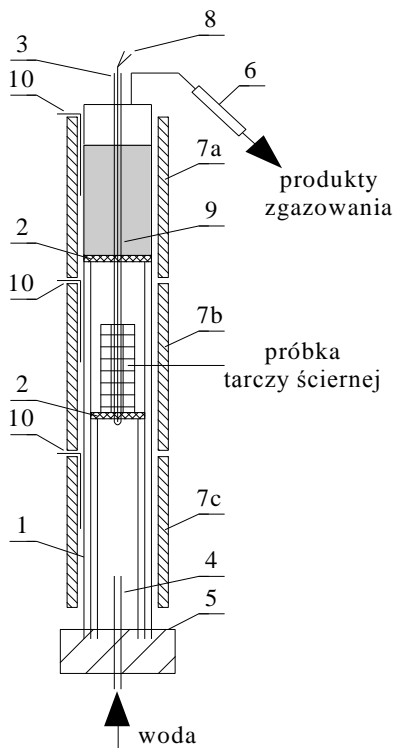
Rys. 3. Katalizator wapniowy zastosowany w procesie

2.3. UKŁAD EKSPERYMENTALNY

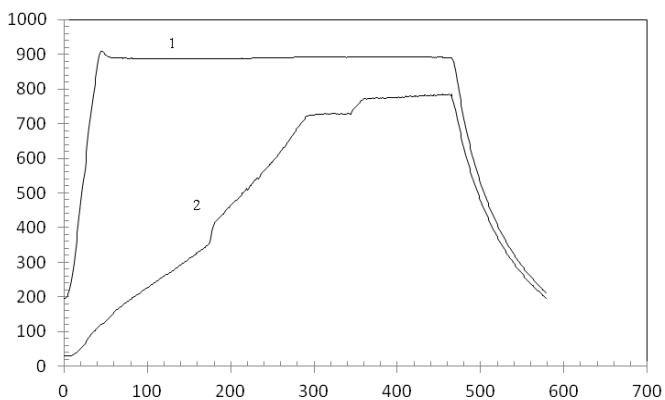
Proces zgazowania parą wodną tarczy szlifierskiej prowadzono w pionowym reaktorze złożonym z trzech rur kwarcowych o różnych średnicach ($\varphi_{zew.}$: 22, 30 i 38 mm) i długościach (odpowiednio $h = 500, 750$ i 1000 mm) włożonych „jedną w drugą” od najkrótszej (najmniejszej średnicy) do najdłuższej (o największej średnicy) - (1), na rysunku poniżej (rys. 4).

Na zakończeniach dwóch wewnętrznych rur umieszczono przekładki perforowane ze stali żaroodpornej (2): górną i dolną. Dolna stanowiła podstawę dla próbki tarczy ścierniej. Natomiast górna przekładka (z otworem na osłonkę termopary), utrzymywała usypowe złożo katalizatora (9), na którym ułożono fragmenty rurek kwarcowych i warstwę maty ognioodpornej (podpora dla masy uszczelniającej reaktor). Centrycznie we wnętrzu reaktora umieszczono osłonkę (3) dla dwóch termopar rejestrujących, opierającą się o dolną przekładkę. Dwie termopary pomiarowe typu K (8) połączone z rejestratorem temperatury (Apar, AR 206/8), rozmieszczono we wnętrzu reaktora (w kwarcowej osłonce) w następujący sposób: pierwsza - w próbce fragmentów krążka fibrowego, druga - w złożu katalitycznym. Od dołu reaktora (w rurę o najmniejszej średnicy) wprowadzono lancę kwarcową - (4) ($h = 170$ mm, $\varnothing_{zew.} = 17$ mm), z luźnym wypełnieniem korundowym, zapobiegającym przegrzewaniu się wody, doprowadzającą parę wodną pod zgazowywane złożo próbki. W dolnej części reaktora zastosowano uszczelnienie wodne (5). W górnej części reaktora, znajdującej się poza strefą grzewczą, umieszczono szklany łącznik ze szlifem, zatopiony w termoodpornej masie silikonowej (wytrzymałość termiczna do 285°C), wyprowadzający fazę gazową generowaną w trakcie procesu do chłodnicy Liebiga (6).

Uszczelniony układ przed procesem przepłukiwano argonem przez 1 godzinę. Następnie uruchamiano ogrzewanie pieców: górnego – złożo katalizatora (temperatura docelowa 900°C , szybkość narostu $20^{\circ}\text{C}/\text{min.}$) i dolnego – złożo zgazowywanej próbki (temperatura pośrednia 150°C , szybkość narostu $4^{\circ}\text{C}/\text{min.}$) i ogrzewanie doprowadzanej wody. Po osiągnięciu w próbce tarczy ścierniej temperatury około 100°C (katalizator – około 800°C , obie temperatury wskazywane przez termopary rejestrujące), rozpoczynano zasilanie układu w parę wodną. Wodę podawano z szybkością $0,59$ cm³/min za pomocą pompy perystaltycznej. Następnie fragmenty tarczy ścierniej ogrzewano do temperatury 350°C z szybkością $2^{\circ}\text{C}/\text{min.}$ Gdy w materiale poddawany zgazowaniu osiągnięto zadaną temperaturę, ogrzewanie kontynuowano do temperatury 800°C ze zmienioną szybkością narostu $3^{\circ}\text{C}/\text{min.}$ Po osiągnięciu temperatury 770°C , proces prowadzono jeszcze przez 100 minut, do prawie całkowitego zaniku wydzielania fazy gazowej. Profile temperaturowe zarejestrowane dla opisanych wyżej dwóch punktów pomiarowych przedstawiono na wykresie – rys. 5. Po zakończeniu eksperymentu piece górny i środkowy chłodzono (około $20^{\circ}\text{C}/\text{min.}$), tak aby w złożu katalizatora osiągnąć temperaturę około 195°C , a w złożu próbki – około 125°C , również piec dolny, odpowiadający za zasilanie parą wodną. Dozowanie wody wyłączono, gdy oba złoża, reakcyjne i katalizatora, osiągnęły temperaturę około 400°C .



Rys. 4. Reaktor kwarcowy do zgazowania tarczy szlifierskiej w atmosferze pary wodnej: 1 - rury kwarcowe; 2 - przekładki perforowane utrzymujące; 3 - kwarcowa osłonka dla termopar rejestrujących; 4 - lanca kwarcowa; 5 - uszczelnienie wodne; 6 - chłodnica Liebiga; 7a, b, c - rurowe piece oporowe; 8 - termopary pomiarowe typu K; 9 - złożo katalizatora; 10 - termopary sterujące typu K

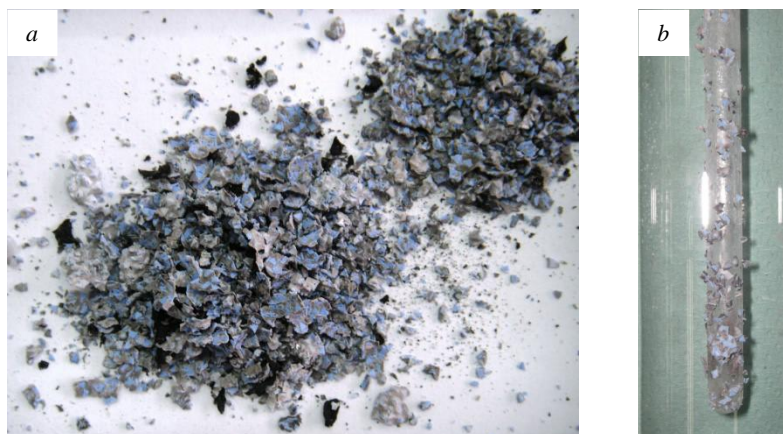


Rys. 5. Profile temperaturowe zarejestrowane podczas procesu zgazowania próbki tarczy ścierniej w atmosferze pary wodnej: 1 - złożo katalizatora, 2 - zgazowywana próbka

3. WYNIKI BADAŃ

3.1. OPIS PRODUKTÓW I BILANS MATERIAŁOWY

W próbie zgazowania otrzymano trzy rodzaje produktów: fazę gazową, kondensującą wodną oraz stałą pozostałość. Wydzielanie gazu o intensywnym zapachu siarkowodoru i związków organicznych obserwowano od temperatury około 100°C, z maksymalną szybkością wydzielania w temperaturze 150°C. Otrzymany kondensat (119,24 g), pozostał przezroczysty, lekko mętny, miał odczyn kwaśny – około 4 (oznaczenie papierkiem wskaźnikowym) i charakteryzował się intensywnym organicznym zapachem (wyczuwalny naftalen). Stały produkt procesu stanowiła niebieska pozostałość z niewielką ilością czarnych drobin węgla – rys. 6a której niewielka część przywarła lekko do osłonki termopary – rys. 6b. W całej masie pozostałości widoczne są regularne, trójkątne, niebieskie ziarna.

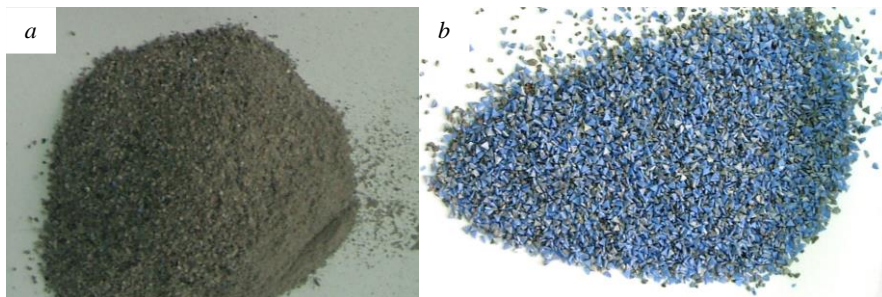


Rys. 6. Pozostałość po procesie zgazowania parą wodną materiału tarczy ścierniej (9,89 g) - (a), część pozostałości przytwierdzona do osłonki termopary (0,40 g) - (b)

Tabela 2. Bilans masowy próbki tarczy ścierniej poddanej procesowi zgazowania

Wsad [g]	Produkt końcowy [g]	Ubytek masy [g]
26,89 (100% wag.)	10,29 (61,7% wag)	16,6 (38,3% wag)

Pozostałość z procesu zgazowania, poddano prostemu rozdzieleniu mechanicznemu – rozcierano ją delikatnie w moździerzu agatowym a następnie dokonano podziału, przesiewając materiał na sicie o średnicy oczek 0,4 mm. W ten sposób otrzymano dwie frakcje: $\varphi < 0,4$ mm – szary proszek (rys. 7a) oraz $\varphi > 0,4$ mm – trójkątne ziarna z pozostałością szarej „matrycy” (rys. 7b).

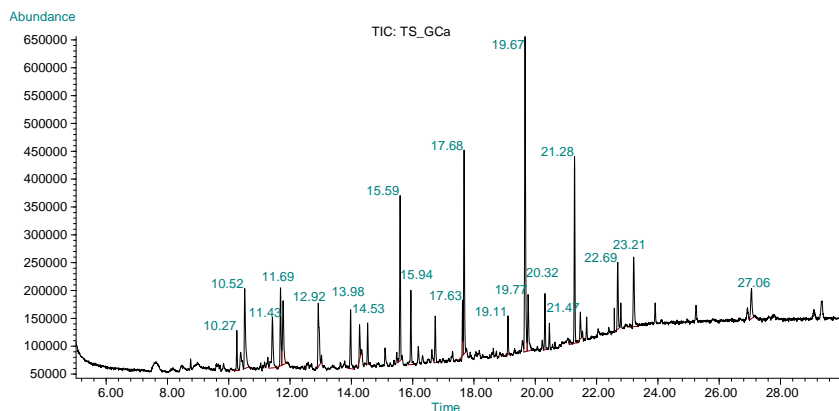


Rys. 7. Pozostałość po procesie zgazowania (a) frakcja $\varphi < 0,4$ mm, (b) frakcja $\varphi > 0,4$ mm

We frakcji kondensującej wodnej oznaczono zawartość związków organicznych. Ekstrakt (1 μ l roztworu) analizowano za pomocą chromatografu gazowego HP6890, wyposażonego w detektor masowy HP5973 kolumnę kapilarną HP1701 (30 m x 0,25 mm z 14%-cyanopropylphenyl-86%-dimethyl-siloxanowym polimerem o grubości 0,25 μ m). Gazem nośnym był wysokiej czystości hel. Kolumnę wygrzewano w 40°C przez 3 minuty, a następnie zwiększano jej temperaturę do 250°C z szybkością 10°C/min. i utrzymywano w tej temperaturze przez kolejne 10 minut. Czułość masowa aparatu wynosiła 15–400 jednostek. Identyfikację organicznych połączeń wykonano za pomocą bazy NIST. Poniżej w tabeli 3 przedstawiono zawartość związków organicznych (w mg) w kondensacie a chromatogram przedstawiono na rysunku 8.

Tabela 3. Wyniki analizy chromatograficznej (GC-MS) związków organicznych w kondensacie

Czas retencji [min.]	Nazwa związku	Zawartość związku [mg]
10,27	Dodekan	0,02
10,52	Fenol	0,07
11,43	3,5,5-trimetylo-2-cykloheksen-1-on	0,05
11,70	Naftalen	0,05
11,77	Metylofenol	0,06
12,92	3,5- dimetylofenol	0,06
19,75	Fenantren	0,38
19,83	Antracen	0,08
22,75	Fluoranten	0,08
23,28	Piren	0,10



Rys. 8. Chromatogram kondensatu

Wykonano także analizę zawartości jonów fluorkowych w kondensacie metodą chromatografii jonowej (Dionex Ion Chromatography). Próbkę rozcieńczono 10-krotnie. Zawartość fluorków wynosiła 145,45 ppm (0,015%).

Wyniki wskazują iż zgazowano praktycznie całkowicie poddające się temu składniki tarczy: żywice oraz podłoże fibrowe, o czym świadczy ubytek masy – 16,6 g (38,3% wag.), stanowiący sumaryczną masę próbki pierwotnej. Stały produkt procesu nie zawierał pozostałości węglowych, możliwe było manualne wydzielenie frakcji: obojętnej mineralnie („szary proszek”) i drugiej w postaci ziaren ściernych Cubitron II. Według producenta 3M specjalnie formowany niebieski nasyp Cubitron II jest wartościowym materiałem, który w zużytych tarczach, w obrębie ich środka, pozostaje niezmienny. Sprawdzenie właściwości fizykochemicznych otrzymanego ścierniwa powinno być przedmiotem dalszych prac.

Na podstawie wyników analizy chromatograficznej (GC-MS) można uznać iż, w temperaturze około 800°C, na złożu katalitycznym następowała natychmiastowa konwersja substancji smolistych, o czym świadczy zawartość związków organicznych wykrytych w eksperymencie. Z masy materiału wyjściowego (26,9 g) otrzymano zaledwie 0,95 mg kondensujących połączeń węglowodorowych. Na podstawie założeń dotyczących składu tarczy ścierniej tj. zawartości frakcji organicznej w próbce pierwotnej (60%) określono, iż masa ta stanowi $5,89 \cdot 10^{-3}\%$. Warto dodać, iż zastosowane w eksperymencie złożo katalityczne wytworzono z pospolitego materiału mineralnego (lokalnej gliny) połączonej z prostymi prekursorami (dodatkami), co ma duże znaczenie w przypadku prowadzenia procesu na większą skalę.

Konwersja złożonych węglowodorów z parą wodną, wspomagana katalitycznie prowadzi do powstania gazu syntezowego, którego głównymi produktami są CO i H₂. Otrzymany gaz jest produktem o istotnej wartości energetycznej, który może być przesyłany, wykorzystywany jako reagent bądź oczyszczany. Termiczne przekształca-

nie materiałów ściernych (zawierających fluor), może także prowadzić do wydzielania uciążliwych składników gazowych w postaci fluorowodoru. W omawianym eksperymencie źródłem jego emisji może być fluoroglinian sodu (Na_3AlF_6). Według patentu dotyczącego wytwarzania powleczonych ziaren ściernych [3], ten złożony fluorek metalu alkalicznego stosowany jest jako środek wiążący w materiałach ściernych. Obecność innego potencjalnego źródła fluoru czyli fluorku wapnia (CaF_2 , temperatura topnienia 1418°C) nie nastręcza takich trudności, gdyż jest on praktycznie nielotny, stabilny w temperaturze procesu (około 800°C), a stała równowagi reakcji $\text{CaF}_2 + \text{H}_2\text{O}(\text{g}) = \text{CaO} + 2\text{HF}(\text{g})$ wynosi w temperaturze 800°C $3,4 \cdot 10^{-8}$ (w niższych temperaturach ma mniejszą wartość). W omawianym eksperymencie w kondensacie „wychwycono” 0,017 g jonów fluorkowych, uwzględniając początkową zawartość fluoru w materiale (2,2 g), co daje 0,79% fluorowodoru. Zatem istotne w dalszych badaniach będzie zmodyfikowanie układu badawczego pod kątem efektywności usuwania/zatrzymywania HF, dodatkowe mycie gazu lub pochłanianie na wypełnieniach o charakterze alkalicznym. Prace nad tym aspektem procesu będą miały ogromne znaczenie przy projektowaniu potencjalnej instalacji termicznego przetwarzania (zgazowania w atmosferze pary wodnej) materiałów ściernych.

4. PODSUMOWANIE

W wyniku procesu zgazowania w atmosferze pary wodnej usunięto materiały organiczne (żywice i włókninę) zawarte w tarczy szlifierskiej. W ten sposób możliwa była dezintegracja jej spojonej struktury i odzysk składników (ziaren ściernych), które stanowią o wartości tego typu odpadu. Nasyp wtórny Cubitron II (ziarna ścierne), uwolniony ze zwartej struktury, wizualnie nie odbiegał od wyglądu ziaren pierwotnych. Jakość odzyskanego materiału wymaga jednak potwierdzenia dodatkowymi badaniami. Analiza chromatograficzna frakcji kondensującej wykazała znaczącą konwersję organicznych połączeń do form niekondensujących - wyodrębniono zaledwie $5,89 \cdot 10^{-3}\%$. Stwierdzono również, że około 0,79% fluoru przeniesione zostało ze strefy zgazowania oryginalnego materiału i zatrzymane w kondensacie nadmiaru pary wodnej.

LITERATURA

- [1] INSTRUKCJA LABORATORYJNA, Podstawy technik wytwarzania PTW I - laboratorium, *Narzędzia ścierne i szlifowanie*, Politechnika Warszawska, 2013.
- [2] KARTA CHARAKTERYSTYKI 3M™ Cubitron™ II Fibre Discs, 982C 36+, 60+, 80+, TN and GL Attachment, Slotted, numer ID dokumentu: 26-6645-1, 2011, 3M Poland Sp. z o.o.
- [3] KNUTH G., AT, patent EP/PL 2050805, *Powleczone ziarna ścierne, sposób ich wytwarzania i ich zastosowanie w produkcji materiałów ściernych*, 2009.

- [4] MIAO Y., XUE J., XIA F., YIN X., WU C., *Utilization of porous dolomite pellets for the catalytic decomposition of acetic acid*, Biomass Bioenerg, 2010, Vol. 34, 1855–1860.
- [5] NIŻANKOWSKI C., *Utylizacja złomu narzędzi ściernych o spoiwie żywicznym*, Archiwum Odlewnictwa. 2006, Vol. 6, Nr 21(2/2), 311–321.
- [6] Outokumpu HSC Chemistry® for Windows, Version 5.1, Outokumpu Research Oy, FIN - 28101 PORI.
- [7] WASIELEWSKI R., STELMACH S., *Termiczna konwersja zużytych tarcz tnących i papieru ściernego dla odzysku elektrokorundu*, ISSN 1733-4381, 2008, Vol. 10, 65–76.

MATERIAL RECYCLING OF ABRASIVE DISK

Steam gasification under undiluted steam of abrasive disk has been presented in this paper. The mixture of steam and pyrolytic gas was directed to the bed of aluminosilica-lime pellets for catalytic support of chemical equilibration. There were three products of gasification process: gaseous phase, aqueous phase (“condensate”) and, inside of the reactor, solid residue with mass of 61.7% of initial mass of the sample. This residue was composed of mineral part, i.e. powder and abrasive grains of Cubitron II of original form. Aqueous phase was analyzed by GC (gaseous chromatography). Moreover, concentration of fluoride ions was determined in condensate by IC (ion chromatography).



Wydawnictwa Politechniki Wrocławskiej są do nabycia w księgarni,
plac Grunwaldzki 13, 50-377 Wrocław, budynek D-1 PWr., tel. 71 320 29 35
Prowadzimy sprzedaż wysyłkową: zamawianie.ksiazek@pwr.wroc.pl

ISBN 978-83-7493-897-6