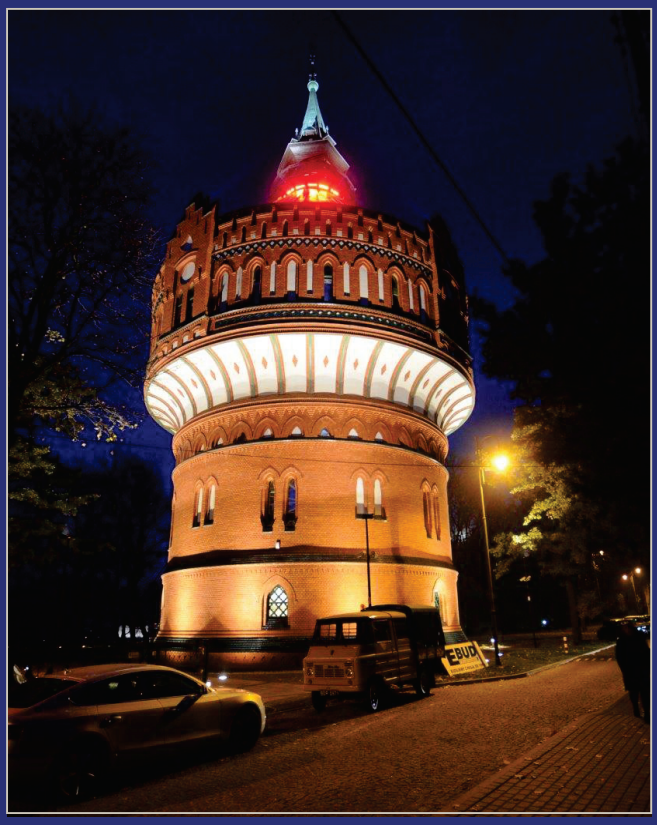


INŻYNIERIA I OCHRONA ŚRODOWISKA

Monografia pod redakcją
Mariana Granopsa

Wydawnictwa Uczelniane
Uniwersytetu Technologiczno-Przyrodniczego
w Bydgoszczy

INŻYNIERIA I OCHRONA ŚRODOWISKA

Monografia pod redakcją
Mariana Granopsa

Wydawnictwa Uczelniane
Uniwersytetu Technologiczno-Przyrodniczego
w Bydgoszczy

OPINIODAWCY

prof. dr hab. Marcin Dramiński
prof. dr hab. Jerzy Gaca
dr hab. Tomasz Kowalkowski, prof. nadzw. UMK
dr hab. Przemysław Niedzielski, prof. nadzw. UAM
dr hab. inż. Tadeusz Siwiec, prof. nadzw. SGGW

REDAKTOR DZIAŁOWY
dr inż. Krzysztof Pawłowski

Opracowanie redakcyjne i techniczne
mgr Aleksandra Górska, mgr Dorota Ślachciak

Projekt okładki
mgr inż. Daniel Morzyński

© Copyright
Wydawnictwa Uczelniane Uniwersytetu Technologiczno-Przyrodniczego
Bydgoszcz 2012

Utwór w całości ani we fragmentach nie może być powielany
ani rozpowszechniany za pomocą urządzeń elektronicznych, mechanicznych,
kopiujących, nagrywających i innych bez pisemnej zgody posiadacza praw autorskich.

ISBN 978-83-61314-47-9

Wydawnictwa Uczelniane Uniwersytetu Technologiczno-Przyrodniczego
Redaktor Naczelny
prof. dr hab. Józef Flizikowski
ul. Ks. A. Kordeckiego 20, 85-225 Bydgoszcz, tel. 52 3749482, 52 3749426
e-mail: wydawucz@utp.edu.pl http://www.wu.utp.edu.pl

Wyd. I. Nakład 100 egz. Ark. aut. 14,6. Ark. druk. 16,5.
Zakład Małej Poligrafii UTP Bydgoszcz, ul. Ks. A. Kordeckiego 20

SPIS TREŚCI

Leonard Boszke, Justyna Śliwińska

Morze Bałtyckie pod wpływem antropogenicznej rtęci przenoszonej drogą atmosferyczną 7
The Baltic Sea under the influence of anthropogenic mercury transmitted through the atmosphere

Leonard Boszke, Justyna Śliwińska

Źródła rtęci w organizmach ludzi nienarażonych zawodowo na jej związki 23
Mercury exposure routes in humans not occupationally exposed to the its compounds

Stanisław Borsuk, Edward Kujawski, Marcin Borsuk

Naturalny osad denny (NOD) jako potencjalne źródło ekologicznej energii odnawialnej 43
Natural bottom sediment (NBS) as a potential source of renewable energy environmental

Mariusz Chalamoński, Magdalena Nakielska

Modele matematyczne kominów słonecznych 53
Mathematical models of solar chimneys

Jacek Cieściński, Jerzy K. Garbacz

Badania osadów dennych zbiornika zaporowego Żur 63
Investigation on bottom sediments in the Żur reservoir

Jerzy K. Garbacz, Mieczysław Stachowiak

Opis fizycznej adsorpcji gazów na ciałach stałych – wybór metody a zasób informacji o modelu 73
Description of physical adsorption of gases on solids – dependence between the method selected and the information content on the model under consideration

Rafał Pasela, Jan Klugiewicz

Kształtowanie wartości wskaźników zużycia wody do celów bytowych w wybranych miastach województwa kujawsko-pomorskiego 89
Development of index values of water use for domestic and economic purposes in chosen towns of Kuyavian-Pomeranian voivodeship

Rafał Pasela, Jan Klugiewicz

Prognozowanie zużycia wody w budownictwie mieszkalnym wielorodzinnym z wykorzystaniem modeli regresji 103
Prediction water consumption in multi-family residential buildings using regression models

Piotr Pocztół, Marian Granops

Badanie ścieralności chalcedonitu w procesie filtracji ciśnieniowej 119
Chalcedonit abrasin test in the pressure filtration

Czesław Rzekanowski

Technologia nawadniania roślin sadowniczych w Polsce. Potrzeby, zasady i metody sterowania 129
Technology of irrigation of the pomology plants in Poland. The needs, principles and the methods of scheduling

Mieczysław Stachowiak, Jerzy K. Garbacz

Problemy związane ze sporządzaniem projektów planów zadań ochronnych dla obszarów Natura 2000 147
Problems with creating projects of conservation tasks for Natura 2000 sites

Justyna Śliwińska, Leonard Boszke

Wykorzystanie wysokosprawnej chromatografii jonowej (HPIC) w badaniach efektywności usuwania składników jonowych z wody wodociągowej za pomocą filtrów dzbankowych 157
The use of high performance ion chromatography (HPIC) in studies of the removal efficiency of the ionic components of tap water using a filter jugs

Zbigniew Tokarski, Edward Kujawski, Agnieszka Grucka, Karol Grucki

Wpływ drogi na zanieczyszczenie środowiska hałasem 173
The road influence on the environmental noise pollution

Zbigniew Tokarski, Edward Kujawski

Transfer innowacyjnych technologii stosowanych przy budowie autostrad jako element wspomagający ochronę środowiska 187
The transfer of innovative practical technologies using to the construction of highways as the helping element of environmental protection

Zbigniew Tokarski, Edward Kujawski

Innowacyjne technologie w recyklingu materiałów do budowy dróg jako element polityki zrównoważonego rozwoju 209
Innovative technologies in recycling materials using to the construction of roads as the element of a sustainable development policy

Grażyna Totczyk, Ryszard Okoński, Leonard Boszke

Uzdatnianie wody podziemnej do celów kotłowych z zastosowaniem odwróconej osmozy 229
Underground water treatment for boiler purposes applying reverse osmosis

Janusz Kwiecień, Kinga Szopińska

Koncepcja wykorzystania strategicznej mapy akustycznej w procesie tworzenia miejscowych planów zagospodarowania przestrzennego 237
The concept of using the strategic noise map in the process of local land use plans

Janusz Kwiecień, Kinga Szopińska

Technologia GIS w tworzeniu strategicznej mapy akustycznej 247
GIS technology in creating noise strategic map

MORZE BAŁTYCKIE POD WPŁYWEM ANTROPOGENICZNEJ RTĘCI PRZENOSZONEJ DROGĄ ATMOSFERYCZNĄ

Leonard Boszke, Justyna Śliwińska*

Streszczenie. Morze Bałtyckie oraz obszar jego zlewni objęty jest silnym wpływem antropogenicznym związanym z intensywnym rolnictwem, ale także z przemysłem i urbanizacją. W wyniku niekontrolowanego uwalniania do środowiska różnego rodzaju szkodliwych substancji chemicznych w ostatnich dekadach ubiegłego wieku warunki ekologiczne w Morzu Bałtyckim uległy drastycznemu pogorszeniu. Pośród różnych krajów basenu Morza Bałtyckiego Polska postrzegana jest jako jeden z największych trucieli w tym regionie, w tym również rtęcią i jej związkami. Kluczową rolę w transporcie i przemianach tego pierwiastka odgrywa powietrze atmosferyczne. Wynika to z jednej strony z lotności rtęci i niektórych jej połączeń, a z drugiej – z licznych przemian, jakim ulega ona w powietrzu atmosferycznym. Mimo iż ostatnich latach stan zanieczyszczenia rtęcią w Morzu Bałtyckim został lepiej rozpoznany, to jednak ze względu na naturalną zmienność, zarówno stężeń, jak i form fizyczno-chemicznych, pierwiastek ten jest przedmiotem coraz większego zainteresowania środowiska naukowego i opinii publicznej. Celem pracy jest analiza aktualnego stanu wiedzy dotyczącej wielkości emisji, poziomu stężeń i strumieni depozycji rtęci w rejonie Morza Bałtyckiego, ze szczególnym uwzględnieniem Polski jako kraju o potencjalnie największych emisjach rtęci ze źródeł antropogenicznych.

Słowa kluczowe: rtęć, emisja, transport atmosferyczny, depozycja, trendy czasowe, Morze Bałtyckie

WPROWADZENIE

Spośród różnych substancji wprowadzanych do środowiska rtęć uważana jest za szczególnie niebezpieczną. Wynika to ze specyficznej natury tego pierwiastka, zdeterminowanej mnogością źródeł zanieczyszczenia, lotnością, ruchliwością, trwałością i dużą toksycznością jej poszczególnych form chemicznych, głównie metylortęci i rtęci pierwiastkowej. Ulega ona ponadto biomagnifikacji łańcuchu troficznym, stwarzając realne zagrożenie dla zdrowia człowieka [20]. Szczególnie wrażliwe na zanieczyszczenie rtęcią i jej związkami jest środowisko wodne, a zwłaszcza estuaria i strefy brzegowe mórz [5-11].

Wśród systemów słonowodnych Morze Bałtyckie jest największym śródlądowym akwenem, którego zlewnię zamieszkuje 85 milionów ludzi, z czego

* dr hab. Leonard BOSZKE, prof. nadzw. UTP, mgr inż. Justyna ŚLIWIŃSKA, Wydział Budownictwa i Inżynierii Środowiska UTP, e-mail: boszke@utp.edu.pl

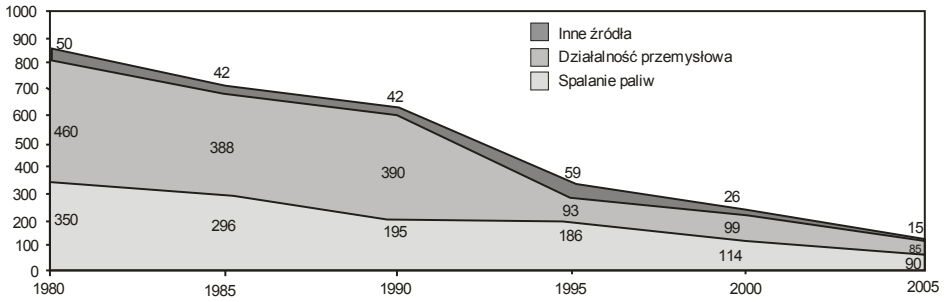
15 milionów mieszka w 10 km strefie przybrzeżnej [15]. Obszar zlewni objęty jest zarówno intensywnym rolnictwem, ale także jest silnie uprzemysłowiony i zurbanizowany. Znajduje się na nim 11 miast, które przekraczają 0,5 miliona mieszkańców. Wysoki poziom gospodarczy krajów nadbałtyckich i koncentracja dużych aglomeracji miejskich w strefie brzegowej morza sprawiają, że z lądu rzekami i atmosferą oraz ze ściekami przemysłowymi, komunalnymi i odpadami przedostają się do morza substancje chemiczne. Zewnętrzny dopływ soli odżywczych, halogenowanych związków organicznych, metali toksycznych – w tym również związków rtęci – sprawił, że Bałtyk uważany jest za akwen silnie zanieczyszczony [3, 14, 15, 26, 31].

W ostatnich latach w literaturze anglosaskiej oraz w raportach HELCOM [2, 3, 15, 50] przedstawia się Polskę jako jednego z największych „trucicieli" Morza Bałtyckiego, w tym również związkami rtęci. Pogłębiona analiza aktualnego stanu wiedzy dotyczącej wielkości emisji, poziomu stężeń i strumieni depozycji rtęci jest niezbędna, aby przeprowadzić rzeczywistą ocenę oddziaływania Polski na warunki środowiskowe w Morzu Bałtyckim, akwenie postrzeganym jako najbardziej zanieczyszczony w Europie.

CZY Z TERYTORIUM POLSKI POCHODZI NAJWIĘKSZA EMISJA RTĘCI DO ATMOSFERY W EUROPIE?

Antropogeniczne źródła rtęci w Europie związane są głównie z procesami spalania paliw kopalnych, węgla kamiennego i brunatnego. Całkowitą emisję rtęci w Europie w procesach spalania węgla oszacowano na 112 ton/rok, wobec sumarycznej emisji rtęci ze wszystkich źródeł wynoszącej 239 ton/rok [34]. W procesach spalania węgla emitowane są również największe ilości rtęci pierwiastkowej (Hg^0 – 56 ton/rok), w postaci jonowej (Hg(II)g – 45 ton/rok) i związanej w aerozolach (Hg(p) – 11 ton/rok) [34]. W latach 90. zaobserwowano gwałtowny spadek emisji rtęci związany ze zmniejszeniem aktywności przemysłowej w krajach byłego Bloku Wschodniego (głównie w Niemczech Wschodnich i Polsce), (rys. 1).

Cyrkulacja mas powietrza ma decydujące znaczenie w przemieszczaniu się zanieczyszczeń z obszarów źródłowych, gdzie związki rtęci w postaci gazowej i aerozolowej wprowadzane są do atmosfery. Nad Morzem Bałtyckim dominują masy powietrza napływające z południowego zachodu (26%) i południa (9%) [42]. Stąd sektor południowo-zachodni należy uznać za najważniejszą trasę przepływu mas powietrza docierającego nad Bałtyk. Wyliczenia wskazują, że 25% emisji metali do atmosfery z terytorium Zachodniej Europy, a więc z krajów oddalonych od Bałtyku, może ulegać depozycji do Bałtyku [24].



Rys. 1. Zmiany emisji rtęci (tony/rok) w Europie w latach 1960-2005 [33, 34]
Fig. 1. Changes in mercury emissions (tons/year) in Europe in the years 1960-2005 [33, 34]

Spośród krajów europejskich największy udział w emisji do atmosfery rtęci pochodzenia antropogenicznego ma: Federacja Rosyjska (europejska część), Polska, Niemcy i Hiszpania [33]. Wobec całkowitej europejskiej emisji rtęci ze źródeł antropogenicznych (239 ton/rok), udział tych krajów wynosił odpowiednio: 66, 26, 23 i 23 ton/rok [33]. Rozpatrując wielkość emisji ze źródeł antropogenicznych w zależności od położenia geograficznego, okazuje się, że kraje basenu Morza Bałtyckiego (Federacja Rosyjska, Polska i Niemcy) wnoszą około 48% całkowitej emisji rtęci ze źródeł antropogenicznych, z czego największy udział miała Federacja Rosyjska (28%), a Polska (11%) [33]. W przypadku lotnej rtęci pierwiastkowej, jonowej i związanej z aerozolami, udział Polski w całkowitej europejskiej emisji wynosił odpowiednio: 9, 13 i 15% [33].

W krajach Basenu Morza Bałtyckiego wielkość emisji rtęci ze źródeł antropogenicznych wyraźnie się obniża (tab. 1). W porównaniu ze strumieniem rtęci emitowanej w 1990 roku spadek ten wynosił 42% do 2004 roku [15] czy 45% do 2006 roku [2]. Najbardziej restrykcyjnie zmniejszono emisję rtęci do atmosfery w Niemczech – z 19,2 ton w roku 1990 do 2,8 ton w roku 2006 (o 86%) oraz w Szwecji w latach 1990-2004 (aż o 83%). Polska w latach 1990--2006 zmniejszyła roczną emisję rtęci z 33,3 do 21,3 ton. Litwa, Łotwa, Estonia oraz Szwecja utrzymują obecnie emisję rtęci do atmosfery na poziomie <1 ton/rok [3, 15].

W Polsce, podobnie jak w innych krajach europejskich, głównym źródłem emisji rtęci są procesy spalania paliw kopalnych (tab. 1). W roku 2000 antropogeniczną emisję rtęci w Polsce oszacowano na 25,6 ton, z czego 60% udział w emisji rtęci stanowiło spalanie kopalin, a 29% produkcja cementu. Kilkuprocentowy udział w emisji rtęci miała produkcja i przerób stali i żelaza, przemysł chemiczny i spalanie odpadów [18]. W Polsce ze spalania węgla w przydomowych paleniskach do atmosfery dostaje się rocznie 1100 kg rtęci, tj. około 10% rtęci emitowanej ogółem podczas spalania kopalin [18]. Z powyższej analizy wynika, że na tle krajów HELCOM Polska wyróżnia się pod względem emisji rtęci. Mimo stopniowego obniżania emisji Hg do atmosfery od lat 90. nie udało się osiągnąć spektakularnego wyniku. Należy to przypisać stale utrzymującemu się wysokiemu udziałowi paliw kapalnych w pozyskiwaniu energii.

Tabela 1. Emisja rtęci ze źródeł antropogenicznych (tony/rok) z krajów HELCOM, w latach 1990-2006 [2]

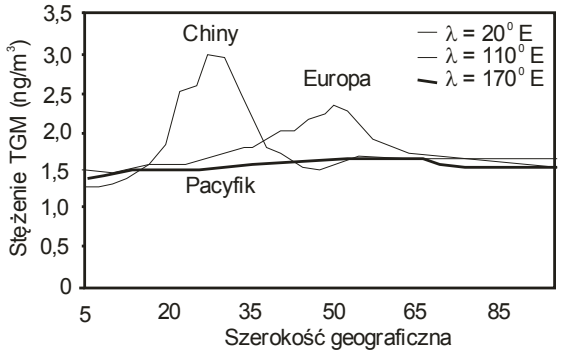
Table 1. Emissions of mercury from anthropogenic sources (tons/year), from the HELCOM countries in the years 1990 to 2006 [2]

	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006
Dania	3,2	3,5	3,3	3,3	2,4	2,4	2,5	2,0	1,9	2,0	1,2	1,3	1,2	1,3	1,1	1,4	1,3
Estonia	1,1	1,0	0,8	0,6	0,6	0,6	0,6	0,6	0,5	0,5	0,6	0,5	0, 5	0,6	0,5	0,5	0,5
Finlandia	1,1	0,9	0,7	0,6	0,7	0,7	0,8	0,6	0,5	1,1	0,6	0,7	0,7	0,8	0,7	0,9	1,0
Niemcy	19,2	13,3	8,4	5,3	2,8	2,4	2,5	2,5	2,6	2,4	2,7	2,7	2,8	2,9	2,8	2,7	2,8
Łotwa	0,3	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,1	0,1	0,1	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Litwa	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,2	0,2	0,2	0,2	0,3	0,3	0,5	0,3	0,4	0,4	0,4	0,4
Polska	33,3	32,7	31,9	32,5	32,4	32,3	33,6	33,0	29,5	27,1	25,6	23,2	19,8	20,2	19,8	20,1	21,3
Rosja	15,6	13,4	11,4	11,8	10,4	10,4	10,1	9,6	9,4	9,9	10,0	10,1	10,2	11,4	11,9	14,0	14,0
Szwecja	1,6	1,3	1,3	1,1	1,2	1,1	1,1	1,0	0,9	0,9	0,8	0,7	0,7	0,8	0,8	0,7	0,6
HELCOM	**76**	**66**	**58**	**56**	**51**	**50**	**52**	**50**	**46**	**44**	**42**	**40**	**36**	**38**	**38**	**41**	**42**

CZY RTĘĆ W POWIETRZU ATMOSFERYCZNYM NAD MORZEM BAŁTYCKIM POCHODZI Z ODLEGŁYCH, POZAEUROPEJSKICH ŹRÓDEŁ EMISJI?

Atmosfera stanowi bardzo ważne ogniwo w cyklu biogeochemicznym rtęci, a przemiany, którym podlega, determinują wielkość strumienia, jaki przenika do ekosystemów wodnych, gleby oraz żywych organizmów [17]. Wysoka prężność par rtęci oraz niewielka, jakkolwiek bardzo istotna toksykologicznie rozpuszczalność w wodzie sprawia, że jej czas przebywania w powietrzu atmosferycznym wynosić może od 6 do 24 miesięcy [28]. Względnie długi okres przebywania w powietrzu powoduje, że Hg(0) może być transportowana na bardzo duże odległości. Stąd też obecność rtęci pochodzenia antropogenicznego stwierdza się praktycznie we wszystkich niezanieczyszczonych pierwotnie rejonach naszego globu [13, 16].

Mimo że w ostatnich dwóch dekadach nastąpił trzykrotny spadek emisji rtęci w krajach Unii Europejskiej, to w latach 2003-2005 zaobserwowano wyraźny wzrost stężenia rtęci w powietrzu atmosferycznym i opadzie mokrym. Zdaniem Pacyny i in. [33], wytłumaczeniem tego zjawiska może być napływ rtęci z innych, nieeuropejskich krajów, a w szczególności z krajów azjatyckich, takich jak Chiny, które mają największy udział w światowej emisji rtęci. Związane jest to z dynamicznym rozwojem gospodarczym tego kraju i energetyką opartą na węglu kamiennym [54]. Całkowitą emisję rtęci w Chinach szacuje się na 536 (±236) ton rocznie [54] lub 605 ton [32], co stanowi około 28% udziału w całkowitej globalnej emisji rtęci ze źródeł antropogenicznych [32]. Przekłada się to na wyraźnie wyższy średni poziom stężenia lotnej rtęci pierwiastkowej w Chinach w porównaniu z powietrzem nad Europą oraz Oceanem Spokojnym (rys. 2).



Rys. 2. Profile zmian stężeń całkowitej rtęci gazowej (TGM) w powietrzu atmosferycznym półkuli północnej [49]
Fig. 2. Profile changes in concentrations of total gaseous mercury (TGM) in the atmosphere of the northern hemisphere [49]

Potwierdzeniem zjawiska migracji rtęci na znaczne odległości mogą być oszacowania Ryaboshapko i in. [40]. Wskazano, iż w całkowitej emisji rtęci z obszaru Polski udział źródeł antropogenicznych wynosi zaledwie 60%. Na pozostałą część rtęci obecnej w powietrzu atmosferycznym składa się rtęć pochodząca z innych krajów europejskich, a także rtęć emitowana w Polsce ze źródeł naturalnych. Spośród krajów europejskich analizowanych przez Ryaboshapko i in. [40] najmniejszy udział w emisji rtęci z własnych źródeł miały Włochy (30%). Z kolei w Wielkiej Brytanii na emisję rtęci ze źródeł antropogenicznych zlokalizowanych w innych krajach przypadało jedynie od 5 do 15%. Wynika to z peryferyjnego położenia geograficznego obu krajów i cyrkulacji atmosferycznej z przewagą wiatrów zachodnich. Badania modelowe wykazały również, iż 85-90% brytyjskiej i tyle samo włoskiej, a 70-75% polskiej emisji rtęci ze źródeł antropogenicznych opuszcza kraj pochodzenia [40]. Rozpatrując wartości bezwzględne, masy rtęci emitowanej do atmosfery ze źródeł antropogenicznych w Polsce (25,6 ton/rok), Zjednoczonego Królestwa (8,5 ton/rok) i Włoch (9,8 ton/rok) [34], okazuje się, że spośród tych trzech krajów Polska emituje poza granice największe ilości rtęci (18-19 ton/rok), a znacznie mniej Włochy (8,3-8,8 ton/rok) i Zjednoczone Królestwo (7,2-7,7 ton/rok).

JAK KSZTAŁTUJE SIĘ ZMIENNOŚĆ STĘŻENIA RTĘCI W POWIETRZU NAD POLSKĄ W ODNIESIENIU DO OBSZARU EUROPY?

Wyemitowana do powietrza rtęć ulega dyspersji, reakcjom chemicznym i usuwaniu. W atmosferze Hg występuje w postaci form i związków zawartych w fazie gazowej oraz związanych z aerozolami. W rejonach nieuprzemysłowionych dominującą formą jest rtęć pierwiastkowa (Hg^0) (ang. *Total Gaseous Mercury* – TGM), która może stanowić 95-99% całkowitej zawartości rtęci w at-

mosferze. Pozostała część to rtęć w formie jonowej Hg(II), która związana jest z cząstkami aerozoli ($Hg(II)_p$) (ang. *Total Particulate Mercury* – TPM) i/lub występuje jako gaz ($Hg(II)_g$) (ang. *Reactive Gaseous Mercury* – RGM). W formie organicznej rtęć występuje w atmosferze w śladowych stężeniach i głównie jako monometylortęć (CH_3Hg^+) oraz dimetylortęć ($(CH_3)_2Hg$) [47, 43].

Według najnowszych pomiarów TGM szacuje się, że naturalne stężenie tła wynosi 1,2-1,8 ng/m^3 [52]. Natomiast za naturalny poziom TPM przyjmuje się stężenia od 1 do 100 ng/m^3 [21, 53]. Podobnie jak TGM, rtęć związana z aerozolami może ulegać przemieszczeniu na dalekie odległości, nawet 500-800 km [52, 53]. Z kolei RGM, która w rejonach niezanieczyszczonych stanowi tylko 3-5% rtęci całkowitej ilości występującej w atmosferze jest stosunkowo szybko usuwana przez absorpcję na kropelkach chmur lub przez opadające hydrometeory. Decyduje o tym jej reaktywność i bardzo dobra rozpuszczalność w wodzie, co najmniej 10^5 razy lepiej niż Hg^0 [27, 43]. Oszacowano, że czas przebywania RGM w atmosferze wynosi od kilku dni do paru tygodni [27, 43].

Badania przeprowadzone przez Wängberga i in. [52] wskazały na podobieństwo stężeń TGM w Europie. Na podstawie wyników z 10 stacji pomiarowych zakres stężeń Hg(0) mieścił się od 1,6 do 3,2 ng/m^3. Stężenie rtęci pierwiastkowej w powietrzu atmosferycznym nad Morzem Bałtyckim wynosiło średnio 1,6 ng/m^3 i mieściło się w zakresie 1-2 ng/m^3 [25]. Wartość stężenia Hg(0) w powietrzu atmosferycznym w południowo-zachodniej części Bałtyku była tego samego rzędu i w latach 1990-2003 niewiele się zmieniała: od 1,59 do 1,66 ng/m^3 [22]. W tym samym okresie na stacji w Mace Head w Irlandii również stwierdzono niewielką zmienność stężeń TGM, od 1,65 do 1,79 ng/m^3 [22].

W rejonie Bałtyku Południowego stężenia rtęci występowały w szerszym zakresie 1,8-7,5 ng/m^3 latem i 0,8-4,44 ng/m^3 zimą [29]. Większe stężenia zmierzone w okresie lata niż zimy badacze wiążą z reemisją rtęci z wody do atmosfery. Intensywność tego procesu narasta wraz ze wzrostem temperatury wody i powietrza. W nieuprzemysłowionym regionie na południu Polski stężenie TGM w okresie letnim wynosiło 1,63 ± 0,35 ng/m^3 i było niższe niż w regionie nadmorskim, natomiast w okresie zimowym poziom stężenia był wyższy (4,15 ± 1,33 ng/m^3) [55]. W aglomeracji miejskiej w uprzemysłowionym regionie Górnego Śląska zakres zmian stężenia TGM wynosił od 4,1 do 9,1 ng/m^3 [39]. Zmierzone nad południową Polską większe wartości stężenia TGM występujące w okresie zimowym związane były z wyższą emisją rtęci z przydomowych kotłowni [38]. W strefie brzegowej południowego Bałtyku i nad otwartym morzem sytuacja jest odwrotna, wieksze stężenia RGM obserwuje się w okresie letnim, niż zimą [45]. W Europie większe wartości TGM obserwowane są zwykle w sąsiedztwie kopalni rtęci i jej przerobu oraz w strefach aktywności geotermalnej [36].

W Europie występują przestrzenne różnice w poziomie stężeń reaktywnej rtęci gazowej (RGM). Wynika to z obecności RGM w powietrzu ze źródeł antropogenicznych, jak i naturalnych. W przypadku tych ostatnich źródeł znaczący udział wydaje się mieć środowisko morskie ze względu na obecność

względnie wysokich stężeń halogenkowych utleniaczy w powietrzu atmosferycznym nad morzami. W badaniach modelowych przyjmuje się, że wartość tła RGM rzędu 5 pg/m^3 (zakres 2-18 pg/m^3) [40, 39]. Wängberg i in. [52] na stacjach pomiarowych zlokalizowanych w północnej części Europy wyznaczyli stężenia RGM na poziomie 10-32 pg/m^3, a w rejonie Morza Śródziemnego od 36 do 65 pg/m^3.

Podobną zmiennością jak RGM charakteryzowały się stężenia rtęci związanej w aerozolach (TPM) i średnio w zależności od sezonu występowały w zakresie od 30 do 40 pg/m^3 [52]. W Szwecji, podczas południowo-wschodniej adwekcji mas powietrza, stężenie TPM może osiągać 100 pg/m^3, co jest około 10-krotnie większą wartością niż stężenie naturalnego tła w tym rejonie [51]. Jednocześnie ci sami autorzy podkreślają, że obecne stężenie rtęci związanej w aerozolach, wynoszące ~10 pg/m^3, jest wartością 4-krotnie niższą od notowanych w końcu lat osiemdziesiątych.

W polskiej strefie brzegowej południowego Bałtyku w roku 2008 średnie stężenie TPM wynosiło 20 pg/m^3, a zakres zmienności wahał się od 2 do 142 pg/m^3 [4]. W tym samym regionie kolejne pomiary przeprowadzone od IV 2008 do IV 2009 dały uśrednioną roczną wartość stężenia Hg w aerozolach małych równą 3,5 pg/m^3, zaś w dużych – 24,3 pg/m^3, natomiast zimą na przełomie 2008 i 2009 roku średnie stężenie TPM0.7 i TPM2.2 wzrosło w stosunku do lata i wyniosło odpowiednio 4,1 ± 6,7 pg/m^3 oraz 35,5 ± 28,5 pg/m^3 [46]. Zakładając, że średnie stężenie TGM wynosi 2 ng/m^3 [4], wyliczono, że zimą stosunek TPM/HgTot może wzrosnąć nad morzem z 0,2 % dla małych aerozoli do 1,8% dla dużych czastek w efekcie spalania paliw. Tak nikły udział TPM w całkowitym stężeniu rtęci w atmosferze wskazuje, że strefa brzegowa Bałtyku jest oddalona od przemysłowych źródeł emisji tego metalu. Kilkaset kilometrów na południe od Bałtyku, w rejonach nieuprzemysłowionych Polski, stężenia TPM rosną w każdym sezonie. Latem stężenie TPM wynosiło 110 ± 50 pg/m^3, natomiast zimą rosło do średniego stężenia 1050 ± 180 pg/m^3 [55]. Są to wartości wyższe od notowanych w innych krajach europejskich, w których średnie stężenie TPM utrzymuje się w zakresie 20-30 pg/m^3 [51]. Wskazuje to na dodatkowe źródła TPM związane prawdopodobne z niską emisją z przydomowych palenisk [55]. Przykładowo, w aglomeracji miejskiej uprzemysłowionego rejonu Górnego Śląska w okresie od października 2006 do kwietnia 2007 roku średnie stężenie Hg w małych aerozolach PM2.5 wyniosło 100 pg/m^3, natomiast w dużych PM10 osiągnęło wartość 160 pg/m^3 [38]. Autorka ustaliła, iż w tym okresie udział frakcji zawieszonej w stosunku do TGM wahał się od 4,6 do 14,0%, a najwyższe wartości proporcji TPM/HgTot wystapiły w grudniu 2006 i styczniu 2007 roku, co należy łączyć z intensywnym spalaniem paliw kopalnych w paleniskach domowych. W tych miesiącach notowano również epizody wysokich stosunków TPM/TGM, nawet 40%.

OPADY ATMOSFERYCZNE

Ogniwami łączącymi atmosferyczną oraz lądowo-morską część obiegu rtęci są opady mokre, które najefektywniej oczyszczają powietrze. Udział mokrej depozycji rtęci w stosunku do całkowitej depozycji rtęci pochodzenia atmosferycznego zależy przede wszystkim od wysokości opadów, intensywności i częstości ich występowania oraz od temperatury, a także od poziomu stężeń różnych form fizyczno-chemicznych rtęci w powietrzu atmosferycznym [27].

Szacuje się, że naturalne całkowite stężenie rtęci wodzie deszczowej wynosi od 2,0 do 15 ng/dm^3 [48]. W rejonach, gdzie opady występują epizodycznie, bardziej istotnym mechanizmem usuwania rtęci z powietrza atmosferycznego będzie sucha depozycja, jednak mokra depozycja jest głównie odpowiedzialna za usuwanie z atmosfery rozpuszczalnych połączeń rtęci, głównie związków rtęci pochodzenia antropogenicznego [43]. W rejonie Morza Bałtyckiego sucha depozycja stanowi zaledwie <10% w okresie wiosennym i <30% w okresie letnim [35], aczkolwiek w rejonie Zatoki Gdańskiej udział ten może mieścić się w szerszych granicach, średnio od 0,7% w okresie letnim do 21% w okresie zimowym [30]. Stężenie rtęci w mokrym opadzie atmosferycznym, podobnie jak stężenie rtęci pierwiastkowej, wykazuje tendencję malejącą w kierunku północnym: w Berlinie wynosiło 17,15 ng/dm^3 (1,93 ng Hg^0/m^3), a na stacji pomiarowej zlokalizowanej w Szwecji 11,17 ng/dm^3 (1,54 ng Hg^0/m^3) [48]. Ebinghaus i in. [12] w opadzie mokrym z południowo-zachodniego Bałtyku wyznaczyli średnie stężenie rtęci na poziomie 58 ng/dm^3 (zakres 20--110 ng/dm^3). Tego samego rzędu wielkość (52 ng/dm^3) otrzymamy, jeśli założyć, że istnieje korelacyjna zależność liniowa pomiędzy całkowitym stężeniem rtęci a wartością pH opadu ($Hg = -26{,}31 \cdot pH + 170{,}34$; $r = -0{,}41$, $p = 0{,}001$; $n = 60$; [23]) oraz że wartość oczynu wody tworzącej chmury wynosi średnio pH = 4,5 [1], co jest wartością przyjmowana w wielu badaniach modelowych [39, 40]. W opadzie mokrym pobranym nad wybrzeżem południowego Bałtyku, ze zurbanizowanej i uprzemysłowionej aglomeracji trójmiejskiej rtęć występowała w zakresie stężeń od 8,6 do 118 ng/dm^3, z medianą rzędu 39,3 ng/dm^3 [45].

Wielkość dopływu atmosferycznej rtęci zmienia się w bardzo szerokich granicach jako pochodna fluktuacji rocznych wysokości opadu atmosferycznego i regionalnych różnic stężeń rtęci w opadzie. Depozycję rtęci z atmosfery oszacowano w przedziale od 8,2 ng/m^2/dzień w północnej części Półwyspu Skandynawskiego do 96 ng/m^2/dzień w jego części południowej, a duży strumień rtęci deponowany w Południowej Skandynawii tłumaczono udziałem Europy Wschodniej [19]. W kolejnych badaniach w Szwecji depozycję rtęci określono w zakresie 49,3-87,7 ng/m^2/dzień [53], natomiast w borealnym ekosystemie leśnym w Finlandii w zakresie 35,6-46,6 ng/m^2/dzień [37]. Na podstawie prac prowadzonych w rejonie południowego Bałtyku w latach 2006-2009 oszacowano strumień depozycji rtęci w opadzie mokrym na 76,7 ng/m^2/dzień (zakres 13,3-193 ng/m^2/dzień) [45]. Uwzględniając 10% udział suchej depozycji w całkowitej depozycji, strumień rtęci oszacować można na 85,3 ng/m^2/dzień

(zakres 14,8-215 ng/m^2/dzień). Przyjmując tę wartość jako typową dla pozostałych rejonów Morza Bałtyckiego, roczną masę rtęci deponowaną z opadem suchym i mokrym oszacować można na 13,2 ton (zakres 2,2-32,6 ton). Podobnego rzędu wielkość depozycji rtęci z atmosfery otrzymać można, jeśli założyć, że wielkość stężenia rtęci w opadzie mokrym otrzymanym przez Ebinghausa i in. [12] jest prawdziwa dla całego Morza Bałtyckiego (58 ng/dm^3, zakres 20--110 ng/dm^3), a wielkość średniorocznego opadu mokrego dla Bałtyku wynosi 625 mm/rok (cyt. za [45]) oraz że 10% depozycji ogółem stanowi sucha depozycja, to dopływ rtęci z atmosfery z opadem mokrym i suchym wynosić będzie średnio 110 ng/m^2/dzień (38-207 ng/m^2/dzień), tj. 17 ton/rok (5,8-32 ton/rok).

Oszacowana masa rtęci deponowana drogą atmosferycznym do wód Bałtyku jest wartością znacznie większą aniżeli otrzymana w raporcie HELCOM [15]. W raporcie tym oszacowano, iż w 2004 roku z 38 ton emitowanej rtęci do atmosfery z krajów HELCOM zaledwie 2,9 tony rtęci uległo depozycji w wodach Morza Bałtyckiego, a z tego większość, bo aż 1,5 tony (52%), uległo depozycji w rejonie Bałtyku Właściwego [15]. Pole powierzchni Bałtyku Właściwego wynosi 211069 km^2, co stanowi 51% powierzchni całego morza, i jeśli przyjąć, iż wartości stężeń rtęci otrzymane przez Siudek i in. [45] i Ebinghausa i in. [12] są reprezentatywne dla południowej części morza Bałtyckiego, to masa rtęci rocznie deponowana w tym rejonie morza będzie wynosić odpowiednio: ponad 6,1 tony/rok i 8,5 tony/rok, co jest około 4-6-krotnie większą wartością od oszacowań przedstawionych w raporcie HELCOM [15].

Według Raportu Komisji Helsińskiej [3] kraje nadbałtyckie przekazują do Bałtyku *via* atmosfera od kilku do kilkunastu procent wyemitowanych na swoim terytorium metali. Udział rtęci deponowanej w Morzu Bałtyckim w roku 2006 z krajów należących do HELCOM wynosił zaledwie 21% z całkowitej emisji rtęci z tychże krajów. Dla krajów Europy objętych europejskim monitoringiem atmosfery (EMEP) udział ten oszacowano na 8% [3]. Z całkowitej masy rtęci deponowanej na powierzchnię wody aż 71% była to rtęć emitowana z odległych źródeł, naturalnych emisji oraz reemisji [3]. Transport na duże odległości rtęci deponowanych na powierzchnię wody dowodzi zjawiska o wielkiej skali przestrzennej i nadaje mu większą rangę w zanieczyszczeniu Morza Bałtyckiego od cyrkulacji o charakterze lokalnym [3].

PROGNOZA EMISJI RTĘCI W POLSCE I EUROPIE DO ROKU 2020

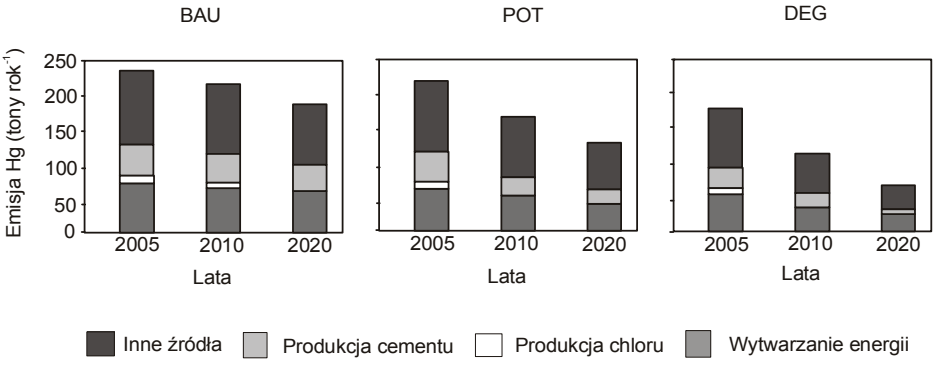
Polska wstępując do Unii Europejskiej zobligowana została do przestrzegania jej dyrektyw dotyczących m.in. redukcji wielkości emisji przemysłowych zanieczyszczeń oraz zwiększania udziału odnawialnych źródeł energii. W zależności od opracowanego scenariusza wielkość rocznej emisji rtęci przez Polskę do roku 2020 winna ulec istotnemu obniżeniu. Według scenariusza opartego na: obecnych trendach czasowych (BUS – *Business as Usual Scenario*) do 14,4

ton na rok; restrykcyjnym przestrzeganiu dyrektyw Unii Europejskiej (POT – *Policy Target Scenario*) do 8,1 i najbardziej restrykcyjnego – określanego mianem „zielonego" (DEG – *Deep Green Scenario*) nawet do 2,7 ton rocznie [34]. Prognozy wielkości rocznej emisji rtęci według różnych scenariuszy dla pozostałych krajów Unii i innych krajów europejskich przedstawiono w tabeli 2.

Tabela 2. Zmiany wielkości rocznej emisji rtęci w wybranych krajach europejskich w zależności od przyjętego scenariusza (tony/rok) [34]
Table 2. Changes in the size of annual mercury emissions in selected European countries, depending on the scenario (tons/year) [34]

Kraj	BAU			POT			DEG		
	2005	2010	2020	2005	2010	2020	2005	2010	2020
Federacja Rosyjska	41,3	38,2	34,0	41,3	38,2	34,0	36,4	26,0	21,3
Ukraina	26,0	24,0	2,0	26,0	24,0	20,0	22,7	13,1	10,4
Niemcy	24,8	22,3	17,2	26,6	23,5	12,6	21,2	16,5	8,0
Hiszpania	23,5	23,5	23,8	19,8	7,1	3,9	11,6	5,1	1,6
Polska	20,1	17,4	14,4	15,1	10,2	8,1	12,4	6,2	2,7
Włochy	13,1	12,9	12,6	12,9	9,3	5,8	10,8	6,5	2,7
Francja	11,7	9,5	6,6	9,3	4,1	3,5	6,1	3,1	1,5
Rumunia	10,6	9,7	8,0	8,9	4,2	2,8	5,4	2,7	1,0
Turcja	8,5	7,5	7,0	8,5	7,2	5,6	8,5	5,2	1,8
W. Brytania	7,6	6,6	5,1	7,5	5,6	3,8	6,3	4,8	2,7
Cała Europa	**226,5**	**207,2**	**179,6**	**212,7**	**162,0**	**125,3**	**171,8**	**109,9**	**64,4**

Podsumowanie scenariuszy emisji rtęci w Europie do 2020 roku z podziałem na kategorie przedstawiono na rysunku 3.



Rys. 3. Scenariusze emisji rtęci w Europie do 2020 roku [34]
Fig. 3. Scenarios of mercury emissions in Europe by 2020 [34]

Najbardziej restykcyjny scenariusz emisji rtęci, w którym zakłada się, że do roku 2020 emisja rtęci ma wynosić zaledwie 2,7 tony/rok, wydaje się bardzo mało prawdopodobny. Jak wynika z danych przedstawionych w tabeli 1, w Polsce w latach 2004-2006 emisja rtęci z ze źródeł antropogenicznych wykazała tendencję wzrostową – z 19,8 do 21,3 ton/rok. Ponadto w Polsce wytwarzanie energii nadal oparte jest przede wszystkim na spalaniu węgla kamiennego i brunatnego, a rozwój energetyki jądrowej, ze względu na obawy i protesty społeczne, raczej nie będzie miał miejsca. Zakładajc nawet, iż nastąpi znaczna redukcja emisji rtęci ze spalania paliw kopalnych, z jednej strony w wyniku zainstalowania bardziej nowoczesnych instalacji wyłapujących bardziej skutecznie rtęć z gazów odlotowych, a z drugiej – zmniejszonego zużycia tych paliw przede wszystkim w indywidualnych gospodarstwach domowych (na rzecz energii solarnej), to nadal emisja tego pierwiastka ze spalania paliw kopalnych będzie znaczna. Nie wydaje się również, aby znacznie ograniczona została emisja rtęci w procesach produkcji cementu, zważywszy na sytuację gospodarczą, tj. nadrabiania zaległości infrastrukturalnych, jak i indywidualnego budownictwa mieszkaniowego. Najprawdopodobniej największe ograniczenia związane będą z wykorzystaniem tego pierwiastka w celach przemysłowych.

PODSUMOWANIE

Atmosfera stanowi bardzo ważne ogniwo w cyklu biogeochemicznym rtęci, a przemiany, którym podlega, determinują wielkość strumienia, jaki przenika do ekosystemów wodnych, gleby oraz żywych organizmów. W przypadku Morza Bałtyckiego i jego zlewni można pokusić się o stwierdzenie, iż transport rtęci drogą atmosferyczną nie tylko że jest ważny, ale odgrywa wręcz kluczową rolę w nanoszeniu tego pierwiastka, tak ze źródeł antropogenicznych, jak i naturalnych. Na podstawie opublikowanych danych w piśmiennictwie naukowym można również się pokusić o stwierdzenie, iż ilość rtęci deponowana droga atmosferyczną jest niedoszacowana.

LITERATURA

[1] Acker K., Moller D., Wieprecht W., Kalass D., Auel R., 1998. Investigations of ground-based clouds at the Mt. Brocken. Fresenius J. Anal. Chem. 361, 59-64.
[2] Atmospheric emissions of heavy metals in the Baltic Sea region. HELCOM Indicator Fact Sheets 2008 (online: 17.11.2009).
[3] Atmospheric supply of nitrogen, lead, cadmium, mercury and dioxins/furans to the Baltic Sea in 2006, HELCOM, 2008.
[4] Bełdowska M., Saniewska D., Falkowska L., Lewandowska A., 2012. Mercury in particulate matter over Polish zone of the southern Baltic Sea. Atmos. Environ. 46, 397-404.
[5] Boszke L., 2005. Estimation of fluxes and mass balance of mercury in the Puck Bay, Southern Baltic, Poland: an overview. Oceanologia 47, 1-26.

[6] Boszke L., Astel A., 2007. Fractionation of mercury in sediments from coastal zone inundated by tsunami and in freshwater sediments from rivers. J. Environ. Sci. Health, Part A, 42, 847-858.
[7] Boszke L., Głosińska G., Siepak J., 2002. Some aspects of speciation of mercury in a water environment. Polish J. Environ. Stud. 11, 285-298.
[8] Boszke L., Kowalski L., 2007. Mercury fractionation in sediments of the Lower Vistula River (Poland). Oceanol. Hydrobiol. Stud. 36, 79-99.
[9] Boszke L., Kowalski A., Głosińska G., Szarek R., Siepak J., 2003. Environmental factors affecting the speciation of mercury in the bottom sediments: an overview. Polish J. Environ. Stud. 12, 5-13.
[10] Boszke L., Kowalski A., Szczuciński W., Rachlewicz G., Siepak J., 2006. Assessment of mercury availability by fractionation method in sediments from coastal zone inundated by the 26 December 2004 Tsunami in Thailand. Environ. Geol. 51, 527-536.
[11] Boszke L., Siepak J., Falandysz J., 2003. Total mercury contamination of selected organisms in the Puck Bay, Baltic Sea, Poland. Polish J. Environ. Stud. 12, 275-283.
[12] Ebinghaus R., Kock H.H., Jennings S.G., McCartin P., Orren M., 1995. Measurements of atmospheric mercury concentrations in north western and central Europe – comparison of experimental data and model results. Atmos. Environ. 29, 3333-3344.
[13] Fitzgerald W.F., Engstrom D.R., Mason R.P., Nater E.A., 1998. The case for atmospheric mercury contamination in remote areas. Environ. Sci. Technol. 32, 1-7.
[14] Halpern B.S., Walbridge S., Selkoe K.A., Kappel C.V., Micheli F., D'Agrosa C., Bruno J.F., Casey K.S., Ebert C., Fox H.E., Fujita R., Heinemann D., Lenihan H.S., Madin E.M.P., Perry M.T., Selig E.R., Spalding M., Steneck R., Watson R., 2008. A global map of human impact on marine ecosystem. Science 15, 948-52.
[15] Heavy metal pollution to the Baltic Sea in 2004, 2007. HELCOM Baltic Sea Environmental Proccending 108.
[16] Hermanson M.H., 1998. Anthropogenic mercury deposition to arctic lake sediments. Water Air Soil Pollut. 101, 309-321.
[17] Hławiczka S., 2008. Rtęć w środowisku atmosferycznym. Instytut Podstaw Inżynierii Środowiska PAN Zabrze.
[18] Hławiczka S., Fudała J., 2003. Distribution of Cd, Pb and Hg emissions among sectors of economy in Poland and the emission assessment for the years 1990--2000. [W:] Environmental Engineering Studies, Polish Research on the Way to the EU, Kluwer Academic, Plenum Publishers, New York, 1-11.
[19] Iverfeldt A., 1991. Occurence and turnover of atmospheric mercury over the Nordic countries. Water Air Soil Pollut. 56, 251-265.
[20] Kabata-Pendias A., Pendias H., 1999. Biogeochemia pierwiastków śladowych. Państwowe Wydawnictwo Naukowe PWN Warszawa.
[21] Keeler G., Glinsorn G., Pirrone N., 1995. Particulate mercury in the atmosphere: its significance, transport, transformation and sources. Water Air Soil Pollut. 80, 159-168.
[22] Kock H.H., Bieber E., Ebinghaus R., Spain T.G., Thees B., 2005. Comparison of long-term trends and seasonal variations of atmospheric mercury concentrations at the two European coastal monitoring stations Mace Head, Ireland, and Zingst, Germany. Atmos. Environ. 39, 7549-7556.

[23] Kowalski A., Boszke L., Kurzyca I., 2005. One year observation of mercury in wet precipitation of Poznań City (Poland). Polish J. Environ. Stud. 14, Suppl V, 37-42.
[24] Krüger O., 1996. Atmospheric deposition of heavy metals to North European marginal seas: Scenarios and trends for lead. GeoJournal 39, 117-131.
[25] Kuss J., Schneider B., 2007. Variability of the gaseous elemental mercury sea-air flux of the Baltic Sea. Environ. Sci. Technol. 41, 8018-8023.
[26] Lehtonen K.K., Schiedek D., 2006. Monitoring biological effects of pollution in the Baltic Sea: Neglected – but still wanted? Mar. Pollut. Bul. 53, 377-386.
[27] Lindberg S.E., Stratton W.J., 1998. Atmospheric mercury speciation: concentration and behaviour of reactive gaseous mercury in ambient air. Environ. Sci. Technol. 32, 49-57.
[28] Lindqvist O., Rodhe H., 1985. Atmospheric mercury - a review. Tellus 37B, 136-159.
[29] Marks R., Bełdowska M., 2001. Air-sea exchange of mercury vapour over the Gulf of Gdańsk and southern Baltic Sea. J. Mar. Sys. 27, 315-324.
[30] Murawiec D., Gajecka A., Bełdowska M., Falkowska L., 2007. Investigation on mercury concentration levels in coastal and offshore qaters of the Gdańsk Basin. Oceanol. Hydrobiol. Stud. 36, 83-97.
[31] Niemirycz E., 2006. Halogenowane związki organiczne w ekosystemach rzecznych i odpływ tych związków do Morza Bałtyckiego. IMGW Warszawa.
[32] Pacyna E.G., Pacyna J.M., Steenhuisen F., Wilson S., 2006. Global anthropogenic mercury eminssion inventory for 2000. Atmos. Environ. 40, 4048-4063.
[33] Pacyna J.M., Pacyna E.G., Aas W., 2009. Changes of emissions and atmospheric deposition of mercury, lead, and cadmium. Atmos. Environ. 43, 117-127.
[34] Pacyna M., Pacyna J., Fudala J., Strzelecka-Jastrząb E., Hławiczka S., Panasiuk D., 2006. Mercury emissions to the atmosphere from anthropogenic sources in Europe in 2000 and their scenarios until 2020. Sci. Total Environ. 370, 147-156.
[35] Petersen G., Iverfeldt A., Munthe J., 1995. Atmospheric mercury species over central and northern Europe. Model calculations and comparison with observations from the Nordic air and precipitation network for 1987 and 1988. Atmos. Environ. 29, 47-67.
[36] Pirrone N., 2001. Mercury research in Europe: towards the preparation of the EU air quality directive. Atmos. Environ. 35, 2979-2986.
[37] Porvari P., 2003. Sources and fate of mercury in aquatic ecosystems. Monographs of the Boreal Environment Research, 23. Finnish Environment Institute, Finland, Helsinki.
[38] Pyta H., Rosik-Dulewska C., Czaplicka M., 2009. Speciation of Ambient Mercury in the Upper Silesia. Water Air Soil Pollut. 197, 233-240.
[39] Ryaboshapko A., Bullock Jr O.R., Christensen J., Cohen M., Dastoor A., Ilyin I., Petersen G., Syrakov D., Travnikov O., Artz R.S., Davignon D., Draxler R.R., Munthe J., Pacyna J., 2007. Intercomparison study of atmospheric mercury models. 1. Comparison of models with short-term measurements. Sci. Total Environ. 376, 228-240.
[40] Ryaboshapko A., Bullock Jr O.R., Christensen J., Cohen M., Dastoor A., Ilyin I., Petersen G., Syrakov D., Travnikov O., Artz R.S., Davignon D., Draxler R.R., Munthe J., Pacyna J., 2007. Intercomparison study of atmospheric mercury models: 2. Modelling results vs. long-term observations and comparison of country deposition budgets. Sci. Total Environ. 377, 319-333.

[41] Schmolke S.R., Schroeder W.H., Kock H.H., Schneeberg D., Munthe J., Ebinghaus R., 1999. Simultaneous measurements of total gaseous mercury at four sites on 800 km transect: spatial distribution and short-time variability of total gaseous mercury over central Europe. Atmos. Environ. 33, 1725-1733.
[42] Schneider B., Ceburnis D., Marks R., Munte J., Petersen G., Sofiev M., 2000. Atmospheric Pb and Cd onput into the Baltic Sea: a new estimate based on measurements. Mar. Chem. 71, 297-307.
[43] Schroeder W.H., Munthe J., 1998. Atmospheric mercury-an overview. Atmos. Environ. 32, 809-822.
[44] Sekulic B., Vertacnik A., 1997. Comparison of antropological and „natural" imput of substances through waters into Adriatic, Baltic and Black Sea. Wat. Res. 31, 3178-3182.
[45] Siudek P., Falkowska L., Urba A., 2009. Bimodal variation in mercury wet deposition to the coastal zone of the southern Baltic. Atmos. Chem. Phys. Discuss. 9, 22773-22801.
[46] Siudek P., Falkowska L., Urba A., 2011. Temporal variability of particulate mercury in the air over the urbanized zone of the southern Baltic. Atmos. Pollut. Res. 2, 484-491.
[47] Slemr F., Seiler W., Schuster G., 1985. Distribution, speciation, and budget of atmospheric mercury. J. Atmos. Chem. 3, 434-436.
[48] Stein E.D., Cohen Y., Winer A.M., 1996. Environmental distribution and transformation of mercury compounds. Crit. Rev. Environ. Sci. Technol. 26, 1-43.
[49] Travnikov O., 2005. Contribution of the intercontinental atmospheric transport to mercury pollution in the Northern Hemisphere. Atmos. Environ. 39, 7541-7548.
[50] Waterborne inputs of heavy metals to the Baltic Sea. HELCOM Indicator Fact Sheets 2008 (online: 17.11.2009).
[51] Wängberg I., Munthe J., Ebinghaus R., Gärdfeldt K.A, Iverfeldt A., Sommar J., 2003. Distribution of TPM in Northern Europe. Sci. Total Environ. 304, 53-59.
[52] Wängberg I., Munthe J., Pirrone N., Inverfeldt A., Bahlman E., Costa P., Ebinghaus R., Feng X., Ferrara R., Gärdfelt K., Kock H., Lanzillotta E., Mamane Y., Mas F., Melamed E., Osnat Y., Prestbo E., Sommar J., Schmolke S., Dpain G., Spovieri F., Tuncel G., 2001. Atmospheric mercury distribution in Northern Europe and in Mediterranean region. Atmos. Environ. 35, 3019-3025.
[53] Wängberg I., Schmolke S., Schager P., Munthe J., Ebinghaus R., Iverfeldt Å., 2001.Estimates of air-sea exchange of mercury in the Baltic Sea. Atmos. Environ. 35, 5477-5484.
[54] Zhang L., Wong M.H., 2007. Environmental mercury contamination in China: sources and impacts. Environ. Int. 33, 108-121.
[55] Zielonka U., Hławiczka S., Fudala J., Wängberg I., Munthe J., 2005. Seasonal mercury concentrations measured in rural air in Southern Poland Contribution from local and regional coal combustion. Atmos. Environ. 39, 7580-7586.

THE BALTIC SEA UNDER THE INFLUENCE OF ANTHROPOGENIC MERCURY TRANSMITTED THROUGH THE ATMOSPHERE

Abstract. During the last century ecological conditions of the Baltic Sea have dramatically changed due to riverine and atmospheric input of chemical substances that have originated from intensive agricultural and industrial development and ecological disasters in territories of European countries. Since the state of the Baltic is extremely important for the population of Europe, the distribution of polluting elements in the sea has been a subject of very detailed studies. The state of the mercury pollution, in comparison to other heavy metals, is relatively worse recognized but in in last years have been observed signicantly interst in mercury pollution problem in the Baltic Sea area. The aim of this study is to analyze the current state of knowledge concerning the emission level of concentration and deposition of mercury in the catchment of the Baltic Sea region, with particular emphasis on the Poland, as the country with the greatest potential mercury emissions from anthropogenic sources.

Keywords: mercury emission, atmospheric transport, deposition, fluxes, trends, scenarios, catchment, Baltic Sea

ŹRÓDŁA RTĘCI W ORGANIZMACH LUDZI NIENARAŻONYCH ZAWODOWO NA JEJ ZWIĄZKI

Leonard Boszke, Justyna Śliwińska*

Streszczenie. Znaczenie rtęci jako pierwiastka skażającego środowisko naturalne wynika ze specyficznej natury tego metalu, zdeterminowanej mnogością źródeł zanieczyszczenia, lotnością, ruchliwością, trwałością i dużą toksycznością jego poszczególnych form chemicznych. Dla ludzi nienarażonych zawodowo na działanie związków rtęci oraz punktowe źródła zanieczyszczenia tym pierwiastkiem najważniejszymi źródłami rtęci ogólnie dla populacji ludzkiej jest rtęć zawarta we wdychanym powietrzu atmosferycznym, spożywanej wodzie i w pożywieniu, a także w materiałach stomatologicznych i medycznych. O ile stężenia rtęci w niezanieczyszczonym powietrzu atmosferycznym i wodzie pitnej, a także żywności, z wyjątkiem ryb i owoców morza, są relatywnie niewielkie, dlatego masa pobierana dziennie przez człowieka tymi drogami jest relatywnie mała. Najważniejszymi źródłami narażenia na działanie rtęci wydają się być spożywane ryby i owoce morza (metylortęć – $CH_3Hg(I)$), stomatologiczne wypełnienia amalgamatowe (rtęć pierwiastkowa: pary rtęci i rtęć metaliczna) i tiomersal w szczepionkach i produktach kosmetycznych (etylortęć – $C_2H_5Hg(I)$).

Słowa kluczowe: rtęć, metylortęć, narażenie środowiskowe, pożywienie, amalgamatowe wypełnienia dentystyczne, tiomersal

WSTĘP

Rtęć znana jest ludzkości od ponad 4000 lat i już starożytni Chińczycy i Hindusi używali cynobru (czerwony HgS) jako składnika farb lub maści do malowania skóry [53]. Znajdowana była również w grobowcach starożytnych Egipcjan, a Fenicjanie używali jej do pozyskiwania złota [38]. Hindusi wierzyli, że rtęć ma cechy afrodyzjaku, a Rzymianie i Grecy używali jej do celów leczniczych [38]. Wierzono, że mimo toksyczności może ona być panaceum na wiele dolegliwości zdrowotnych [10]. Już w starożytności zdawano sobie sprawę z toksyczności tego pierwiastka. Na terenie imperium rzymskiego jego wydobywaniem zajmowali się niewolnicy, których średni czas życia w kopalni wynosił około 6 miesięcy mimo stosowania środków ochronnych w postaci prymitywnych masek ochronnych [10]. Chociaż na przestrzeni wielu wieków rtęć była znana i używana przez wiele kultur, to jej użycie do końca XV wieku było względnie niewielkie. Po tym czasie dało się zauważyć zwiększone wykorzystywanie rtęci w różnych dziedzinach życia człowieka. Powszechnie zaczęto ją stosować do pozyskiwania srebra tzw. metodą zimnej amalgamacji, a także

* dr hab. Leonard BOSZKE, prof. nadzw. UTP, mgr inż. Justyna ŚLIWIŃSKA, Wydział Budownictwa i Inżynierii Środowiska UTP, e-mail: boszke@utp.edu.pl

w urządzeniach takich jak barometry i termometry. Na masową skalę rtęć stosowano w ówczesnej medycynie jako środek antyseptyczny, przeciwzapalny, przeciwpasożytniczy, moczopędny i przeczyszczający [54]. Najbardziej jednak zasłynęła w leczeniu skórnych objawów syfilisu, trądu i tyfusu. Na uwagę zasługuje fakt, że rtęć wykorzystywano w leczeniu syfilisu aż do roku 1940, praktycznie do czasu powszechnego stosowania penicyliny [54]. Skutkiem ubocznym stosowania związków rtęci w syfilisoterapii, szczególnie związków rtęcioorganicznych, były częste przypadki poronień [2]. Tę właściwość związków rtęcioorganicznych wykorzystywano w ówczesnych dopochwowych środkach antykoncepcyjnych [2, 43]. W dziewiętnastym wieku powszechne były zatrucia rtęcią wśród wytwórców kapeluszy, którzy używali azotanu rtęci w procesach filcowania sierści. W słabo wentylowanych pomieszczeniach dochodziło do zatruć, które charakteryzowały się takimi symptomami, jak: drżenie ciała, utrata pamięci, osłabienie wzroku i zmienne nastroje [54]. Nawet obecnie w wielu ludowych wierzeniach afro-karaibskich i latynoskich, np. Santerii, uważa się, że pierwiastkowa rtęć w postaci metalicznej ma duchową i magiczną moc. W tych ludowych religijnych praktykach, zwanych *azohue* (m.in. ogrzewanie rtęci metalicznej w kociołku, pokrapianie rtęcią terenu wokół domostwa), rtęć jest używana do ochrony przed złymi mocami, w zapewnieniu szczęścia, bogactwa i zdrowia [54]. Obecnie, mimo ograniczenia stosowania rtęci i jej związków lub nawet zakazu produkcji, np. rtęciowych termometrów lekarskich w krajach Unii Europejskiej (Dyrektywa 2007/51/WE), to ze względu na jej specyficzne właściwości fizyczno-chemiczne jest nadal dość powszechnie wykorzystywana przez człowieka [32].

Znaczenie rtęci jako pierwiastka skażającego środowisko naturalne wynika ze specyficznej natury tego metalu, zdeterminowanej mnogością źródeł zanieczyszczenia, lotnością, ruchliwością, trwałością i dużą toksycznością jego poszczególnych form chemicznych – głównie metylortęci i rtęci pierwiastkowej [59]. Pośród różnych toksycznych pierwiastków to właśnie rtęć była po raz pierwszy badana z punktu widzenia specjacji. Było to konsekwencją zatruć śmiertelnych stwierdzonych kilkadziesiąt lat temu w Japonii w Zatoce Minamata, wywołanych przez zanieczyszczenie wód rtęcią i powstającymi w wyniku przemian biochemicznych jej związkami: metylortęcią i dimetylortęcią [41]. Także w Iraku doszło do zatruć śmiertelnych w wyniku spożycia pieczywa wypiekanego z ziarna zaprawionego fungicydem [6]. Do incydentalnych zatruć rtęcią wskutek spożycia mięsa zwierząt hodowlanych, karmionych ziarnem siewnym zaprawionym fungicydem rtęcioorganicznym, dochodziło w różnych częściach świata [26]. Z kolei w latach 90. XX w., w konsekwencji zastosowania rtęci do pozyskiwania złota (w reakcjach amalgamacji) w kopalniach odkrywkowych tego kruszcu w Brazylii, drugiego co do wielkości producenta złota na świecie, miało miejsce skażenie rtęcią środowiska w rejonie rzeki Amazonki [4, 11, 42].

Dla ludzi nienarażonych zawodowo na działanie związków rtęci oraz punktowe źródła zanieczyszczenia tym pierwiastkiem najważniejszymi źródłami rtęci ogólnie dla populacji ludzkiej jest rtęć zawarta we wdychanym powietrzu atmosferycznym, spożywanej wodzie i pożywieniu, a także w materiałach stomatologicznych i medycznych [36]. O ile stężenia rtęci w niezanieczyszczonym

powietrzu atmosferycznym i wodzie pitnej, a także żywności, z wyjątkiem ryb i owoców morza, są relatywnie niewielkie, dlatego masa pobierana dziennie przez człowieka tymi drogami jest relatywnie mała. Najważniejszymi źródłami narażenia na działanie rtęci wydają się być spożywane ryby i owoce morza (metylortęć –$CH_3Hg(I)$), stomatologiczne wypełnienia amalgamatowe (rtęć pierwiastkowa: pary rtęci i rtęć metaliczna) i tiomersal w szczepionkach i produktach kosmetycznych (etylortęć – $C_2H_5Hg(I)$) [21, 69].

TOKSYCZNOŚĆ RTĘCI I JEJ ZWIĄZKÓW

Obecność rtęci w ciele ludzi i zwierząt ma aspekt toksykologiczny, gdyż jak dotąd nie są znane jakiekolwiek funkcje metaboliczne rtęci w wyższych organizmach. Wiadomo, że istotą toksycznego oddziaływania rtęci i jej połączeń na organizmy żywe jest powinowactwo jonu rtęci(II) Hg^{2+} do grup sulfhydrylowych (-SH) białek i enzymów, powodujące zakłócenie funkcjonowania układów enzymatycznych oraz mechanizmów przebiegających w nich syntez. W konsekwencji obserwuje się wystąpienie takich negatywnych skutków, jak: dysfunkcja aparatu genetycznego komórki, upośledzenie funkcji immunologicznych organizmu, uszkodzenie układu nerwowego (efekt neurotoksyczny), uszkodzenie układu sercowo-naczyniowego oraz zaburzenia funkcjonowania nerek i wątroby [59, 65]. W tabeli 1 przedstawiono toksyczny wpływ niskich dawek rtęci na człowieka.

Tabela 1. Toksyczny wpływ niskich dawek rtęci na człowieka [81]
Table 1. Toxic effects of low doses of mercury on the human body [81]

Układ nerwowy Dorosły Dziecko/niemowlę	 utrata pamięci, przypominające objawy choroby Alzheimera, trudności ze skupieniem uwagi, hipestezja (niska wrażliwość percepcyjna), niezborność (ataksja), dyzartria (zaburzenia mowy), zaburzenia słuchu i wzroku, zwiększone zmęczenie trudności językowe (opóźniona mowa) i problemy z pamięcią, autyzm
Układ motoryczny Dorosły Dziecko/niemowlę	 obniżone funkcje motoryczne, obniżona siła mięśni, zwiększone zmęczenie późne chodzenie
Układ wydalniczy	zwiększony poziom kreatyniny w osoczu krwi
Układ naczyniowo-sercowy	zaburzenia układu naczyniowo-sercowego
System immunologiczny	obniżona odporność organizmu, stwardnienie rozsiane, autoimmunologiczne zapalenie tarczycy lub atopowa egzema
System rozrodczy	obniżona płodność zarówno kobiet jak i mężczyzn, potomstwo z zaburzeniami

Rtęć może być wchłaniana przez żywy organizm w postaci pary metalicznej, rozmaitych związków nieorganicznych (np. HgS) oraz połączeń organicznych (np. $CH_3Hg(I)$). Za najbardziej niebezpieczne toksykologicznie uznaje się

pary rtęci metalicznej oraz związki organiczne o krótkim łańcuchu węglowym [18]. Pary rtęci są bardzo łatwo wchłaniane wraz z inhalowanym powietrzem (drogą oddechową). Szacuje się, że niemal 100% rtęci pierwiastkowej przenikającej tą drogą do organizmu dostaje się do krwi, gdzie w wyniku biotransformacji ulega utlenieniu do jonów Hg^{2+} i w tej postaci jest rozmieszczana i magazynowana w tkankach, głównie mózgu i nerkach. Oszacowano, że 75-80% dawki rtęci pierwiastkowej wchłoniętej drogą oddechową jest zatrzymywane w organizmie. Z kolei inne połączenia nieorganiczne rtęci są trudno wchłaniane wraz z inhalowanym powietrzem (drogą wziewną), natomiast łatwo dostają się wraz z pokarmem, a ich głównym miejscem osadzania się są nerki, zaś w mniejszym stopniu wątroba, śledziona lub krew i mózg [65, 68]. W tabeli 2 przedstawiono główne drogi ekspozycji na różne związki rtęci.

Tabela 2. Drogi ekspozycji na różne związki rtęci [26]
Table 2. Routes of exposure to various compounds of mercury [26]

	Powietrze	Gleba	Woda	Żywność	Inne
Wdychanie	+++ narażenie związane obrzędami religijnymi (Santoiści, Peru, Hoboken)	głównie Hg zawarta pyle	++ Hg^0 z wody gruntowej, podczas gotowania i kąpieli	nie jest drogą	amalgamaty z jamy ustnej (często w stężeniu 200 ng/m^3)
Przewód pokarmowy	+ depozycja atmosferyczna na żywność	+++ główna droga dla raczkujących dzieci	++ niektóre studnie zanieczyszczone w przeszłości rtęcią z zabiegów agrotechnicznych	+++ głównie MeHg w rybach; fungicydy w ziarnach siewnych	rtęciowe wypełnienia amalgamatowe
Skóra	0	+ niektóre związki rtęcio-organiczne	+ niektóre związki rtęcio-organiczne	0	$(CH_3)_2Hg$
Zastrzyki					tiomersal w szczepionkach

Organiczne związki rtęci są absorbowane przez człowieka na drodze oddechowej (głównie lotna $(CH_3)_2Hg$) i pokarmowej (głównie lotna i rozpuszczalna w wodzie monometylortęć $(CH_3)Hg(I)$) oraz przez skórę. W tym ostatnim przypadku obserwowano silne wchłanianie dimetylortęci i bardzo duże ryzyko wystąpienia zatrucia śmiertelnego. Wydajność wchłaniania metylortęci z przewodu pokarmowego jest bardzo duża i wynosi 95-100% wielkości pochłoniętej dawki, podczas gdy odpowiada ona zaledwie 0,1% dla rtęci pierwiastkowej, 10-20% dla nieorganicznych związków rtęci oraz 7% dla rtęci(II) [68]. W tabeli 3 przedstawiono oszacowane dzienne pobieranie różnych form i związków rtęci przez człowieka.

Tabela 3. Oszacowane średnie dzienne dawki różnych form rtęci i jej związków pobieranych przez człowieka (ng/dzień) [36]
Table 3. Estimated average daily dose of various forms of mercury and its compounds consumed by humans (ng/day) [36]

Ekspozycja	Pary rtęci pierwiastkowej	Nieorganiczne związki rtęci	Metylortęć
Powietrze	40-200* (30-160)**	0***	0
Żywność: – ryby – pozostała (bez ryb)	 0 0	 600**** (60) 3600 (360)	 2400 (2300) brak danych
Woda pitna	0	50 (5)	0
Amalgamatowe wypełnienia dentystyczne	3800-21000 (3000-17000)	0	0
Sumarycznie	**3900-21000 (3100-17000)**	**4200 (420)**	**2400 (2300)**

* przy założeniu, że stężenie rtęci we wdychanym powietrzu wynosi 2-10 ng/m^3, a objętość wdychanego powietrza wynosi 20 m^3 dziennie
** w nawiasach podano masę rtęci akumulowanej w organizmie, tj. 80% wdychanej rtęci pierwiastkowej, 95% metylortęci i 10% rtęci nieorganicznej przyjmowanej z pożywieniem
*** tak mało, że pomijane w szacunkach
**** przy założeniu, że 80% rtęci występującej w rybach jest w formie metylortęci, zaś 20% w postaci związków nieorganicznych

Toksyczne działanie związków rtęcioorganicznych wynika z jednej strony z ich dobrej ich rozpuszczalności w wodzie (hydrofilność) (np. $(CH_3)Hg(I)$), z drugiej – w tłuszczach (lipofilność) (np. $(CH_3)_2Hg$). Właściwości te określają łatwe przenikanie połączeń rtęcioorganicznych z krwi do mózgu, gdzie podlegają one bioakumulacji głównie w postaci metylortęcioglutationu. Powoduje to wystąpienie patologicznych zmian w układzie nerwowym, a także w wyniku migracji przez barierę łożyskową – działanie embriotoksyczne i teratogenne [59, 65].

Eliminacja związków rtęci z ciała człowieka następuje przede wszystkim przez ich wydalanie głównie z moczem i kałem, a także ze śliną, mlekiem, przez włosy oraz skórę wraz z potem. Okres półtrwania rtęci w ciele człowieka wynosi od 20 do 80 dni w zależności od specjacji tego metalu oraz tkanki lub organu, w którym się znajduje (tab. 4).

Tabela 4. Połowiczny okres eliminacji (doby) rtęci z ludzkich tkanek i narządów [68]
Table 4. Elimination half-life (days) of mercury from human tissues and organs [68]

	Organ	Okres półtrwania
Metylortęć	krew	52-65*
	nerki	70
	cały organizm	71-79*
Nieorganiczna rtęć	płuca	2
	mózg	20
	krew	3-30**
	nerki	60
	cały organizm	42

* różne sole CH_3Hg^+
** połowiczny okres eliminacji rtęci jest inny dla różnych form tego pierwiastka

NARAŻENIE CZŁOWIEKA NA ODDZIAŁYWANIE RTĘCI I JEJ ZWIĄZKÓW

Najbardziej narażone na działanie rtęci i jej związków są osoby mające zawodowy kontakt z tym pierwiastkiem, np. pracownicy z zakładów przemysłu chloroalkalicznego (rtęć wdychana z powietrzem atmosferycznym), pracownicy wytwarzający termometry rtęciowe czy lampy fluorescencyjne, a także stomatolodzy i ich personel pomocniczy, malarze pokojowi (farby lateksowe), osoby biorące udział w recyklingu odpadów zawierających rtęć, chemicy przeprowadzający syntezę lub analizujący próbki środowiskowe na zawartość rtęci. Przykładowo, stężenie rtęci we włosach osób bezpośrednio analizujących próbki wynosiła 320 ng/g, osób przebywających w tych samych pomieszczeniach 59 ng/g, podczas gdy we włosach osób nie mających kontaktu z rtęcią i jej analizą tylko 15 ng/g [13, 14]. Z literatury [16, 50] znana jest historia prof. Karen Wetterhahn, która w sierpniu 1996 roku użyła $(CH_3)_2Hg$ do kalibracji instrumentu, a w styczniu 1997 zaobserwowała u siebie trudności w mówieniu i niezgrabny chód, a następnie widzenie tunelowe. W ciągu dalszych kilkunastu dni nastąpił dalszy postęp zaburzeń, po czym zapadła w śpiączkę, z której mimo intensywnej terapii już się nie wybudziła. Przyczyną zatrucia była $(CH_3)_2Hg$, której kilka kropel dostało się na lateksowe rękawiczki ochronne i mimo szybkiego przemycia, przeniknęło przez nie, a następnie zostało zaadsorbowane przez skórę [16].

Potencjalnie narażeni na obecność rtęci są ludzie zamieszkujący rejon w sąsiedztwie byłych kopalni lub przerobu rtęci, zakładów recyklingu, spalarni miejskich lub medycznych odpadów, elektrociepłowni opalanych węglem kamiennym. Na działanie rtęci narażone są również osoby, które często spożywają posiłki składające się z ryb i owoców morza, myśliwi zjadający mięso upolowanych morskich ssaków, konsumenci produktów ziołowych przygotowywanych w tradycyjny sposób, a także osoby posiadające liczne wypełnienia amalgamatowe oraz mieszkające lub pracujące w budynkach, gdzie stosowano farby lateksowe zawierające rtęć. Potencjalnymi źródłami rtęci są kosmetyki (tiomersal – czynnik konserwujący), w tym kremy i mydła rozjaśniające skórę (jodek rtęci – czynnik rozjaśniający) [29]. Na uwagę zasługuje fakt, że mydła rozjaśniające produkowane w Europie zawierały znacznie większe stężenia rtęci niż produkowane w Afryce (tab. 5).

Tabela 5. Zawartość rtęci w mydłach toaletowych rozjaśniających skórę, dostępnych komercyjnie w Kisumu, w Kenii [29]
Table 5. The content of mercury in skin lightening soaps available commercially in Kisumu, Kenya [29]

Nazwa	Zakład produkcji (miasto)	Kraj producenta	Stężenie rtęci [mg/mL]	Jodek rtęci [%]
Top	NI (NI)	Hiszpania	7,4	1,7
Jambo	Jambo (NI)	Wielka Brytania	6,6	1,5
Jaribo	Anglo Fabrics Ltd (Bolton)	Anglia	5,8	1,3
Mekako	Anglo Fabrics Ltd (Bolton)	Anglia	6,3	1,4
Rico	Rico Skin Care Ltd (NI)	Wielka Brytania	6,5	1,5
Miki	C&C International Ltd (NI)	Wielka Brytania	5,7	1,3
Shabba	Paramount Manufacturing Co (NI)	Anglia	2,1	0,47
Movate	Melzo (Milan)	Włochy	7,3	1,7
Dorot	Cussons & Co Ltd (Nairobi)	Kenia	$0{,}18\times10^{-3}$	$0{,}41\times10^{-4}$
Neko	Obrit Chemical Industries Ltd (Nairobi)	Kenia	$2{,}3\times10^{-3}$	$5{,}3\times10^{-4}$
Geisha	East Africa Industries Ltd (Nairobi)	Kenia	$0{,}88\times10^{-3}$	$2{,}0\times10^{-4}$
A sepso	East Africa Industries Ltd (Nairobi)	Kenia	$0{,}11\times10^{-3}$	$0{,}25\times10^{-4}$
Choice	NI (NI)	NI	$2{,}7\times10^{-3}$	$6{,}2\times10^{-4}$
Cussons	NI (NI)	NI	$0{,}34\times10^{-3}$	$0{,}78\times10^{-4}$

NI – nie zidentyfikowano

Ze względu na osobnicze różnice trudno jest określić dokładne wartości dawek przyjmowanej rtęci, niewywołujących negatywnego wpływu na zdrowie człowieka. Amerykańska Agencja Ochrony Środowiska (ang. *United States Environmental Protection Agency* – USEPA) ustaliła referencyjną dawkę na 0,3 μg/kg/dzień dla dorosłego organizmu człowieka [61]. Na podstawie badań Kanadyjskiej Rady Badań (ang. *National Research Council of Canada* – NRC) [72] USEPA zaproponowała mniejszą referencyjną dawkę (0,1 μg/kg/dzień) jako bardziej odpowiednią dla ochrony rozwijającego się układu neurologicznego płodu przed metylortęcią zawartą w rybach, mogącą stanowić niemal 100% stężenia całkowitego. Jednak wartość dawki referencyjnej (odniesienia) (ang. *Reference Dose* – RfD), wynosząca 0,1 μg (kg/dzień), zaproponowana przez USEPA na podstawie badań epidemiologicznych przeprowadzonych w Iraku jest wartością kwestionowaną ze względu na nieodpowiednią ocenę statystyczną wyników [22]. Przykładowo, AFDA (ang. *American Food and Drug Administration* – AFDA) ustaliła wartość limitu rtęci w rybach na 1 mg/kg, co stanowi ekwiwalent tolerowanej dziennej dawki 0,5 μg (kg/dzień), zaś Amerykańska Agencja ds. Substancji Toksycznych i Przypadków Zatruć (ang. *Agency for Toxic Substances and Disease Registry* – ATSDR) decyzją z kwietnia 1999 roku zredukowała wartość tolerowanej dziennej dawki do 0,3 μg/(kg/dzień). Przyczyną tego stanu rzeczy były wyniki badań epidemiologicznych przeprowadzonych wśród rybaków z Seszeli i wysp Faroe. Konsumpcja ryb, a w konsekwencji dawki pobieranej metylortęci nie wywoływały żadnych negatywnych efektów, podczas gdy te same ilości ryb spożywanych przez ryba-

ków z wysp Faroe wpływały ujemnie na ich organizmy. Jednak to właśnie badania z Seszeli stały się podstawą ustalenia wartości limitu, gdyż na wyspach Faroe rybacy narażeni byli dodatkowo na działanie związków chloroorganicznych w rybach, w szczególności polichlorowane bifenle.

Ryby i owoce morza

W przypadku braku narażenia na punktowe źródła zanieczyszczenia, związane np. z wykonywaniem określonych czynności zawodowych czy spożywaniem zanieczyszczonej żywności i wody, a także wdychaniem zanieczyszczonego powietrza, ryby i owoce morza uznaje się za jedno z najważniejszych źródeł narażenia rtęci. Generalnie jej stężenie w produktach spożywczych jest relatywnie niewielkie [13, 14]. W większych stężeniach rtęć występuje w rybach i owocach morza, głównie w formie toksycznej metylortęci. Istnieje wiele czynników wpływających na ilość i rodzaj spożywanych ryb przez człowieka. Bardziej narażeni na działanie metylortęci są rybacy i ich rodziny jako że często spożywają złowione ryby [74, 47]. Duże znaczenie ma także czynnik ekonomiczny. Zamożni ludzie o wysokim statusie materialnym częściej konsumują duże okazy ryb drapieżnych, np. tuńczyka [31], z kolei ludzie o niskim statusie materialnym często spożywają ryby, ponieważ są one bogatym źródłem białka, a pochodzą z zbiorników wodnych położonych blisko miejsca zamieszkania [56]. Przykładowo, mieszkańcy Hong Kongu stanowią zaledwie 0,01% światowej populacji, ale ich udział w globalnym spożyciu ryb wynosi aż 0,2% globalnego połowu ryb. Na statystycznego mieszkańca spożycie ryb wynosi 46 kg na rok, co jest wielkością kilkakrotnie większą niż średnia światowa – 14,3 kg/rok [82]. Statystyczny mieszkaniec Hong Kongu pobiera zatem tygodniowo około 20 μg rtęci, głównie w formie metylortęci [82]. Mieszkańcy Hong Kongu mają podwyższony poziom rtęci np. we włosach (do 4,07 μg/g masy suchej) i płynach ustrojowych, a ponadto obserwuje się tam zwiększający się odsetek ludzi cierpiących na autyzm [82]. Ze względu na niewielką liczbę przebadanych pacjentów nie wykazano bezpośredniego wpływu długookresowego narażenia na działanie rtęci pochodzącej ze spożywanych ryb i owoców morza [82]. Dużo ryb i owoców morza konsumuje się również w innych krajach i częściach świata [28].

Zdecydowana większość gatunków ryb i skorupiaków zawiera względnie niewielkie ilości rtęci, dlatego ryzyko zatrucia rtęcią ludzi je spożywających, nie jest duże. Zaledwie nieliczne gatunki ryb i skorupiaków zawierają większe stężenia rtęci, które mogą stwarzać ryzyko, szczególnie dla płodów i niemowlaków z rozwijającym się układem nerwowym (tab. 6).

Tabela 6. Gatunki ryb dostępnych komercyjnie z najwyższym stężeniami rtęci, stanowiące grupę bardzo wysokiego ryzyka [48]
Table 6. Fish species commercially available with the highest levels of mercury, which is a very high-risk group [48]

Grupa bardzo wysokiego ryzyka						
gatunek	liczba próbek	Hg [ng/g]				
		średnia	mediana	S.D.	min	maks.
Makrela królewska *Scomberomorus cavalla*	213	730	N/A	N/A	230	1670
Rekiny	351	988	830	631	ND	4540
Włócznik *Xiphias gladius*	618	976	860	510	ND	3220
Bass morski *Lopholatilus chamaeleonticeps*	60	1450	N/A	N/A	650	3730

Wielkość ryzyka zależy przede wszystkim od ilości zjadanych ryb i skorupiaków oraz stężenia rtęci w ich tkankach. Z tego powodu FDA i EPA zalecają kobietom, które mają zamiar zajść w ciążę lub będących w ciąży, oraz matkom karmiącym i małym dzieciom unikać niektórych gatunków ryb, np. rekina, miecznika, makreli królewskiej i bassa morskiego (tab. 6). Zalecają ponadto nie jeść więcej niż 12 uncji w tygodniu (2 porcje) ryb i skorupiaków zawierających mniejsze stężenie rtęci. W przypadku gdy nieznane są wartości stężeń rtęci w spożywanych rybach pochodzących z lokalnych systemów wodnych, zaleca się spożywanie nie więcej niż 6 uncji tygodniowo (1 porcja) [48]. Należy zwrócić uwagę, iż podwyższone wartości stężeń rtęci, przekraczające wartości norm dla ryb dostępnych w handlu (>200 ng/g), często występujące w zbiornikach wodnych niepoddanych działalności antropogenicznej, wynika raczej z lokalnych naturalnych warunków geochemicznych [20, 46].

Stomatologiczne wypełnienia amalgamatowe

Amalgamaty rtęciowe należą do materiałów stomatologicznych, które w stomatologii wykorzystuje się głównie do wypełnień zębów bocznych. O szerokim ich zastosowaniu w stomatologii zadecydowała duża odporność mechaniczna amalgamatów i tym samym wieloletni okres ich „przeżywalności" oraz czynnik ekonomiczny – stosunkowo niska cena w porównaniu z wypełnieniami kompozytowymi. Za wszystkie ujemnie cechy amalgamatów, a przede wszystkim ich korozję, która powoduje uwalnianie rtęci, odpowiedzialna jest faza gamma 2 (faza cynowo-rtęciowa). Ze względu na zawartość fazy gamma 2 amalgamaty rtęciowe podzielić można na: konwencjonalne (tzw. srebrowo-cynowe lub niskomiedziowe) – zawierające fazę gamma 2 – oraz amalgamaty wolne od fazy gamma 2, tj. wysokomiedziowe, niskosrebrowe i wysokosrebrowe [37]. Uważa się, że amalgamaty wolne od fazy gamma 2 nie uwalniają rtęci, jednak są mniej stabilne i bardziej wrażliwe na zabiegi polerowania i czynność żucia, dlatego w piśmiennictwie pojawiają się informacje, że stosowanie amalgamatów z dużą zawartością miedzi, również powoduje uwalnianie się rtęci,

nawet w większej ilości w porównaniu z amalgamatami konwencjonalnymi [18, 45, 39, 49]. Rtęć, która stanowić może 50% wagowych amalgamatu, może być uwalniana w postaci par rtęci pierwiastkowej, jonów tego pierwiastka czy stałych fragmentów amalgamatów. Pary rtęci pierwiastkowej uwalniane do jamy ustnej z powierzchni amalgamatów są głównym źródłem ekspozycji u ludzi nienarażonych zawodowo na oddziaływanie związków rtęci oraz spożywających stosunkowo rzadko ryby czy owoce morza [36].

W zależności od ilości wypełnień amalgamatowych dzienne pobieranie par rtęci u osób nienarażonych na pary rtęci pierwiastkowej jest większe niż z wdychanego powietrza. Szacuje się je na 3-17 μg [36], 4-21 μg [78], 4-19 μg [77], <30 μg [15]. Uważa się, że rtęć z wypełnień amalgamatowych stanowić może średnio 80% (zakres 50-90%) całkowitej ekspozycji na rtęć w organizmie człowieka [40, 44, 62]. Pobieranie rtęci nieorganicznej z pożywieniem szacuje się na 4 μg dziennie, a w przypadku dzieci nie spożywających często ryb i owoców morza tylko 0,4 μg dziennie [78]. Z kolei dzienną absorpcję rtęci z powietrza atmosferycznego szacuje się na około 0,24 μg [36].

Stężenie rtęci w moczu wskazuje na ekspozycję na ten pierwiastek w stosunkowo krótkim czasie, podczas gdy wartość stężenia rtęci we krwi może zależeć od długoterminowej ekspozycji [3]. Natomiast stężenie rtęci we włosach świadczy o ekspozycji metylortęcią zawartą w spożywanych rybach i owocach morza [3]. Szacuje się, że każde dziesięć powierzchni amalgamatowych powoduje wzrost stężenia rtęci w moczu o 1 μg/L [40] czy według innych źródeł nawet o 1,8 μg/L [24].

Rtęć nagromadzona w tkankach ludzkich oraz zawarta w amalgamatach rtęciowych po śmierci człowieka może być uwolniona do środowiska poprzez rozkład lub kremację, powodując zanieczyszczenie powietrza, gleby i wody [51, 34]. W Szwecji wykonywanie więcej niż 1000 kremacji w roku w krematoriach jest dozwolone, gdy zainstalowanie zostaną odpowiednie filtry wychwytujące rtęć, umożliwiające wyłapanie 80-85% rtęci uwalnianej podczas kremacji zwłok. Szacuje się, że jedno krematorium w ciągu roku uwalnia ponad 5 kg rtęci [19].

Pomimo iż amalgamaty zostały uznane za materiał bezpieczny dla zdrowia człowieka [15], to badań nad wpływem wymywania rtęci z amalgamatów na zdrowie ludzkie jest ciągle zbyt mało, a ich wyniki są zbyt niejednoznaczne [8, 9, 17, 40, 44, 62, 64, 66, 77]. Materiały alternatywne, takie jak wypełnienia kompozytowe, a także szklane czy porcelanowe, mimo swych zalet są jednak bardziej narażone na uszkodzenia mechaniczne, a ponadto w piśmiennictwie pojawiają się informacje, iż polimery wchodzące w skład wypełnień kompozytowych mogą mieć działanie cytotoksyczne, genotoksyczne, a nawet mutagenne [30, 60].

Tiomersal

Szczepionka to produkt pochodzenia biologicznego zawierający substancje zdolne do indukcji określonych procesów immunologicznych warunkujących

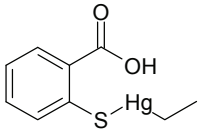
powstanie trwałej odporności bez wywoływania działań toksycznych. Cechy idealnej szczepionki to skuteczność (wywoływanie swoistej trwałej odporności u 100% szczepionych już po jednorazowym podaniu), bezpieczeństwo (brak działań niepożądanych), trwałość, łatwość podawania, niska cena oraz łatwość i bezpieczeństwo produkcji. Głównym elementem składowym szczepionek są antygeny, którymi mogą być naturalne komórki bakteryjne, żywe, ale odzjadliwione (atenuowane) czy też pełne rozbite komórki bakteryjne bądź ich fragmenty. Antygenami mogą być również produkty metabolizmu komórek bakteryjnych, syntetyczne peptydy, a nawet DNA kodujące antygeny białkowe [27, 52, 58, 71]. Do szczepionek mogą być dodawane niewielkie ilości innych substancji, takich jak adiuwanty, które zwiększają zdolność szczepionek do odpowiedzi immunologicznej (adiuwankty nieorganiczne – wodorotlenek, fosforan, siarczan glinu oraz organiczne – emulsje skwalenu i oleju parafinowego) czy też substancje stabilizujące, zapewniające szczepionkom stabilność termiczną i zapobiegające adhezji antygenu na ściankach fiolki (cukry – laktoza i/lub sacharoza, glicerol, aminokwasy – glicyna i/lub kwas glutaminowy, białka – żelatyna, ludzka albumina) [27, 52, 58, 71]. Do szczepionek mogą być dodawane środki konserwujące (np. tiomersal, fenol, chlorek benzetonium, 2-fenoksyetanol), które powstrzymują przed namnażaniem się bakterii i grzybów, co mogłoby doprowadzić do infekcji. Spośród innych substancji dodawanych do szczepionek wymienić można formaldehyd, β-propiolakton, aldehyd glutarowy, antybiotyki (neomycyna, streptomycyna, polimyksyna B, chlorotetracyklina, amfoterycyna B), białka jaj kurzych i białka drożdży [27, 52, 58, 71]. Wiele z nich może wywoływać powikłania poszczepienne (PP), np. alergie lub choroby autoimmunologiczne; mogą się nawet przyczyniać do zgonów poszczepiennych (ZP) [27, 52, 58, 71]. W tabeli 7 przedstawiono liczby powikłań i zgonów poszczepiennych w USA w bazie danych VAERS.

Sośród powikłań poszczepiennych jako jedno z najważniejszych wymienia się zachorowalność na autyzm [71, 73]. Potencjalną przyczynę autyzmu upatruje się w szczepionkach skojarzonych MMR (przeciwko odrze, śwince i różyczce), które podawane są zbyt wcześnie. Potencjalny związek pomiędzy szczepionkami skojarzonymi a autyzmem zasugerował po raz pierwszy w roku 1998 na łamach czasopisma „Lancet" dr Andrew Wakefield [67]. Stwierdził obecność wirusów odry w jelicie grubym dzieci autystycznych i zasugerował szczepienie 3 pojedynczymi szczepionkami zamiast użycia szczepionek skojarzonych [67]. W latach osiemdziesiątych ubiegłego wieku zarówno w USA, jak i Europie obserwowano zaledwie 1-2 przypadki autyzmu na 10000 dzieci, gdy w 2004 roku odnotowano już 6 przypadków na 1000 dzieci [71]. Wyjątkiem są kraje skandynawskie, w których obecnie notuje się 0,8 przypadku autyzmu na 1000 dzieci [71]. W krajach tych obserwuje się najmniejszą umieralność niemowląt, a społeczeństwo ma najlepsze wskaźniki zdrowotności. W Skandynawii szczepienia są dobrowolne, a pierwsze szczepionki podaje się dzieciom dopiero w 3. miesiącu życia lub później, a szczepionki skojarzone dopiero w 18. miesiącu życia [71].

Tabela 7. Liczby powikłań (PP) i zgonów (ZP) poszczepiennych w USA w bazie danych VAERS, 1990-2009 [1]
Table 7. The number of complications (PP) and deaths (ZP) after vaccination in the U.S.A. in VAERS database, 1990-2009 [1]

Szczepionki	Ciężkie powikłania zgłoszone	Ciężkie powikłania prawdopodobne (x10)	Zgony zgłaszane	Zgony prawdopodobne (x10)
Wzw N (zółtaczka B)	8726	87260	921	9210
Wzw N < 24 mies. życia	3422	34220	711	7110
DTP (błonica, tężec, krztusiec)	4294	42940	738	7380
DTP < 24 mies. życia	3759	37590	585	5850
DTaP (bezkomórkowa)	6357	63570	776	7760
DTaP < 24 mies. życia	5191	5190	746	7460
MMR (Odra, świnka, różyczka)	5706	57060	273	2730
MMR < 24 mies. życia	3387	33870	173	1730
Hib (Hoemophilus influenze b)	9016	90160	1378	13780
Hib < 24 mies. życia	8521	85210	1335	13350
IPV + OPV (Polio)	9753	97530	1602	16020
IPV + OPV < 24 mies. życia	8004	80040	1522	15220
Wszystkie	**43852**	**438520**	**5688**	**56880**
Wszystkie < 2 roku	**32284**	**322840**	**5072**	**50720**

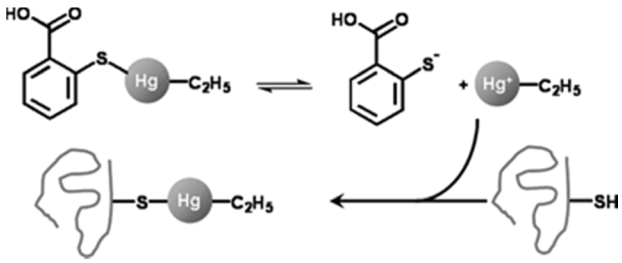
Podejrzewa się, że potencjalną przyczyną autyzmu jest również tiomersal, pełniący rolę środka konserwującego w szczepionkach. Tiomersal (sól sodowa tiosalicylanu etylortęciowego, rys. 1), przedstawiciel związków rtęcioorganicznych, wykazuje silne działanie bakterio- i grzybobójcze i z tego powodu stosowany jest jako konserwant nie tylko w szczepionkach, ale również w produktach kosmetycznych stosowania zewnętrznego [12, 27, 57, 58]. Jako ciekawostkę można wspomnieć, że był stosowany przez Brytyjczyków w czasie drugiej wojny światowej do konserwacji osocza krwi, w stężeniu 1 g/L [5].



Rys. 1. Struktura chemiczna tiomersalu (kwas 2-etylortęciotiobenzeno-1-karboksylowy)
Fig. 1. The chemical structure of thiomersal (Ethyl(2-mercaptobenzoato-(2-)-O,S) mercurate(1-) acid)

Tiomersal ulega w organizmie rozkładowi do etylortęci i kwasu tiosaliylowego (rys. 2). Dokładny mechanizm metabolizmu uwolnionego jonu etylortęciowego nie jest znany, ale uważa się, że ulega przemianie do rtęci nieorganicznej Hg(II) w komórkach fagocytowych i wątrobie [21]. Jony rtęci nieorganicznej, jak i jony rtęcioorganiczne mają silne powinowactwo do grup tiolowych (-SH), m.in. tych występujących szczególnie obficie w glutationie [63]. Stanowi to mechanizm obronny organizmu (detoksyfikacyjny) na zatrucia metalami ciężkimi, w tym i rtęci. W przypadku gdy ilość glutationu wyczerpuje się, wol-

ne jony będą wiązane przez grupy tiolowe cysteiny stanowiące składnik wielu białek komórkowych, tym samym negatywnie wpływając na funkcjonowanie komórek, nawet we względnie małym stężeniu [76].



Rys. 2. Oddziaływanie tiomersalu z białkami
Fig. 2. The impact of thiomersal with proteins

U niemowlaków objawami zatrucia rtęcią są: opóźnienie umysłowe, porażenie mózgowe, ślepota i głuchota, zaburzenia przełykania, ssania i mowy, hypertonia – sztywność mięśni. Symptomy autyzmu są w zasadzie zgodne z symptomami zatrucia rtęcią, dlatego w ostatnich latach pojawiło się w przestrzeni publicznej wiele kontrowersji dotyczących ewentualnej roli rtęci jako czynnika powodującego autyzm [71, 73]. Dzieci z autyzmem mają niski poziom glutationu i cysteiny, które są główną ścieżką usuwania toksycznych metali, takich jak rtęć, z organizmu. Z powodu ograniczonej zdolności do wydalania rtęci dzieci autystyczne mają niski poziom rtęci we włosach, wysoki poziom rtęci w niemowlęcych ząbkach [33] i wyższe wydzielanie rtęci po zażyciu DMSA (kwas 2,3-dimerkapturobursztynowy) w porównaniu z grupą kontrolną [71]. Stosunkowo nieliczne opublikowane dane epidemiologiczne dotyczące ewentualnego wpływu tiomersalu jako czynnika powodującego autyzm nie są jednoznaczne [25, 35, 67], jednak wiele z nich wskazuje na silny związek miedzy autyzmem i innymi zaburzeniami neurologicznymi a thimerosalem [21, 23, 33, 55, 69, 71, 79, 80]. Przykładowo, stężenie rtęci we krwi (odzwierciedlające stężenia rtęci w organach) niemowlaków w wieku 2-6 miesięcy, którym podawano szczepionki z zawartością tiomersalu, było niewielkie (<29 nmol/L). Niewielkie stężenie rtęci było również w moczu, ale już w kale było znacznie wyższe, co tłumaczono tym, iż przewód pokarmowy jest główną drogą eliminacji rtęci z tiomersalu z ciała niemowlaków (tab. 8).

Tabela 8. Stężenie rtęci we krwi, moczu i kale niemowlaków po podaniu szczepionek zawierających tiomersal i w grupie kontrolnej [57]
Table 8. The concentration of mercury in blood, urine and feces of infants who received vaccines containing thiomersal and go without [57]

	Niemowlaki w wieku 2 miesięcy		Niemowlaki w wieku 6 miesięcy	
	grupa badana	grupa kontrolna	grupa badana	grupa kontrolna
Masa rtęci podana w szczepionkach [µg]	45,6 (37,5-62,5)	0	111,3 (87,5-175,0)	0
Stężenie rtęci we krwi [nmol/L]	8,20 (4,50-20,55)	4,90*	5,15 (2,85-6,90)	nie wykryto
Stężenie rtęci w moczu [nmol/L]	3,8*	nie wykryto	5,75 (4,55-6,45)	nie wykryto
Stężenie rtęci w kale [ng/g masy suchej]	81,8 (23,0-141,0)	nie badano	58,3 (29,0-102,0)	nie badano

* stwierdzono tylko u jednego dziecka

Rtęć w szczepionkach w postaci tiomersalu mogła występować w stężeniu 12,5-25 µg/mL, a nawet 25-50 µg/mL [7, 57, 71]. W Stanach Zjednoczonych do roku 1999, do czasu wprowadzenia zakazu stosowania rtęci w szczepionkach, w pierwszych 6 miesiącach życia niemowlę mogło przyjąć maksymalnie 187,5 µg Hg (tab. 9).

Tabela 9. Ilości rtęci, które mogło otrzymać niemowlę w szczepionkach podawanych w pierwszych 6 miesiącach życia w USA do roku 1999 [7]
Table 9. Amounts of thiomersal and mercury that could get the baby in vaccines in the first 6 months of life in the U.S. to 1999 [7]

Szczepionka	Maksymalna dawka rtęci [µg]	
	1999	2001
3 dawki DTaP	75,0	0
3 dawki Hep B	37,5	0
3 dawki HIB	75,0	0
3 dawki IPV	0	0
1 dawka − grypa	[12,5]	[12,5]
Sumarycznie	**187,5 [200]**	**[12,5]**

Dla porównania organizm dorosłego człowieka przyjmować może 0,0105--0,0276 ng Hg/dziennie (tab. 10). W Polsce szczepionki zawierające tiomersal są nadal dopuszczone do handlu. Za szczepionki zawierające rtęć uważa się takie, w których jej stężenie wynosi 8,3-35 µg Hg na ampułkę, podczas gdy „wolne od rtęci" mogą zawierać <1 µg Hg na ampułkę [7, 57, 71].

Tabela 10. Zawartość tiomersalu w niektórych szczepionkach stosowanych u małych dzieci poniżej 6. roku życia [70]
Table 10. The content of thiomersal in vaccines used in young children under 6 years of age [70]

Szczepionka przeciw	Nazwa handlowa (wytwórca)*	Dawka tiomersalu
TaP Błonica, Tężec, Krztusiec (bezkomórkowy komponent krzuścowy)	Tripedia (AP)	śladowa zawartość (≤0,3 μg Hg/0,5 mL)
DTaP-HepB-IPV (IPV – inaktywowana szczepionka przeciwko poliomyelitis)	Pediarix (GSK)	śladowa zawartość (<0,0125 μg Hg/0,5 mL)
Wirusowe Zapalenie Wątroby typu B		śladowa zawartość (<0,5 μg Hg/0,5 mL)
Grypa	Fluzone (AP)	0,01% (12,5 μg/0,25 mL, 25 μg/0,5 mL)
Grypa	Fluvirin (Chiron/Evans)	0,01% (25 μg/0,5 mL)
Grypa	Fluvirin (Chiron/Evans) (Preservative Free)	śladowa zawartość (<1ug Hg/0,5 mL)

* wytwórcy: GSK = GlaxoSmithKline; AP = Aventis Pasteur
roztwór 0,01% (1 część na 10000) Tiomersalu zawiera 50 μg Hg na dawkę 1 mL, lub 25 μg Hg na dawkę 0,5 mL; w kontekście tej tabeli „śladowa zawartość" oznacza 1 mikrogram rtęci na dawkę lub mniej

Z powodu wyżej wymienionych kontrowersji rodzice dzieci − ofiar powikłań poszczepiennych − oraz część środowiska medycznego postulują, aby całkowicie wyeliminować stosowanie tiomersalu w szczepionkach, a w szczególności by nie podawać szczepionek konserwowanych tiomersalem wcześniakom o niskiej masie urodzeniowej [57]. Jednak ze względu na korzyści szczepionki należy dalej podawać, natomiast powinny one być konserwowane związkami nietoksycznymi dla niemowlaków. Szczepienia powinno się wykonywać dopiero od 3.-4. miesiąca życia, a nie w pierwszych godzinach po narodzinach dziecka. Postuluje się także, aby wyeliminować szczepionki skojarzone lub by podawać je dopiero w 15.-18. miesiącu życia dziecka. Wskazuje się również na potrzebę ustalenia indywidualnego programu szczepień i monitorowanie stanu zdrowia dzieci po szczepieniu.

PIŚMIENNICTWO

[1] About the Vaccine Adverse Event Reporting System (VAERS) http://wonder.cdc.gov/vaers.html (online: 29.01.2010).
[2] Afonso J.F., De Alvarez R.R., 1960. Effects of mercury on human gestation. Am. J. Obstet. Gynecol 80, 145-154.
[3] Airey D., 1983. Total mercury concentrations in human hair from 13 countries in relation to fish consumption and location. Sci. Total Environ. 31, 157-180.

[4] Akagi H., Malm O., Kinjo Y., Harada M., Branches F.J.P., Pfeiffer W.C., Kato H., 1995. Mercury pollution in the Amazon. Brsil. Sci. Total Environ. 175, 85-95.
[5] Axton J.H., 1972. Six cases of poisoning after a parenteral organic mercurial compound (Merthiolate). Postgrad Med. J. 48, 417-421.
[6] Bakir F., Damuji S.F., Amin-Zaki L., Clarkson T.W., Smith J.C., Doherty R.A., 1973. Methylmercury poisoning in Iraq. Science 181, 230-241.
[7] Ball L.K., Ball R., Pratt R.D., 2001. An assessment of Thimerosal use in childhood vaccines. Pediatrics 107, 1147-54.
[8] Barregard L., Sallsten G., Jarvholm B., 1995. People with high mercury uptake from their own dental amalgam fillings. Occup. Environ. Med. 52, 124-128.
[9] Begerow J., Zander D., Freier I., Dunemann L., 1994. Long term mercury excretion in urine after removal of amalgam fillings. Int. Arch. Occup. Health 66, 209-212.
[10] Berman E., 1980. Toxic metals and their analysis. Heyden and Son, Ltd. London.
[11] Bidone E.D., Castilhos Z.C., 1997. Fish contamination and human exposure to mercury in Amazonian region. Water Air Soil Pollut. 97, 9-15.
[12] Bigham M., Copes R., 2005. Thiomersal in vaccines: balancing the risk of adverse effects with the risk of vaccine-preventable disease. Drug Saf. 28, 89-101.
[13] Biziuk M., Namieśnik J., Zasławska L., 2001. Heavy metals in food products and biological samples from the Gdańsk District. [W:] Radionuclides and Heavy Metals in Environment, 209-216.
[14] Biziuk M., Wrońska S., 2001. Determination of mercury in food and human hair. Chem. Inż. Ekol. 8, 781-785.
[15] Bjorkman L., Sandborgh-Englund G., Ekstrand J., 1997. Mercury in saliva and feces after removal of amalgam fillings. Toxicol Appl. Pharmocol. 144, 156-162.
[16] Blayney M.B., 2001. The need for empirically derived permeation data for personal protective equipment: the death of Dr. Karen E. Wetterhahn. Appl. Occup. Environ. Hyg. 16, 233-236.
[17] Boszke L., Kowalski A., Surdacka A., Czajka-Jakubowska A., 2007. Urine mercury concentration in Poznań city residents, Poland. Oceanol. Hydrobiol. Stud. 36, 197-207.
[18] Boyer D.B., 1988. Mercury vaporization from corroded dental amalgam. Dent Mater 4, 89-93.
[19] Burton V.J., 1991. Too much mercury. Nature 351, 704.
[20] Campbell L., Verburg P., Dixon D.G., Hecky R.E., 2008. Mercury biomagnification in the food web of Lake Tanganyika (Tanzania, East Africa). Sci. Total Environ. 402, 184-191.
[21] Clarkson T.W., Magos L., Myers G.J., 2003. The toxicology of mercury - current exposures and clinical manifestations. N. Engl. J. Med. 349, 1731-1737.
[22] Crump K.S., Van Landingham C., Shamlaye C., Cox C., Davidson P.W., Myers G.J., Clarkson T.W., 2000. Benchmark concentrations for methylmercury obtained from the Seychelles child development study. Environ. Health Perspect. 108, 257-263.
[23] DeSoto M.C., Hitlan R.T., 2007. Blood levels of mercury are related to diagnosis of autism: A reanalysis of an important data set. J. Child Neurol. 22, 1308-1311.
[24] Dye B.A., Schober S.E., Dillon C.F., Jones R.L., Fryar C., McDowell M., Sinks T.H., 2005. Urinary mercury concentrations associated with dental placements in adult women aged 16-49 years: United States, 1999-2000. Occup. Environ. Med. 62, 368-375.

[25] Frankish H., 2001. Report finds no link between thimerosal and neurodevelopmenttal disorders. Lancet 358, 1163.
[26] Gochfeld M., 2003. Cases of mercury exposure, bioavailability, and absorption. Ecotoxicol. Environ. Saf. 56, 174-179.
[27] Goldman L.R., Shannon M.W., 2001. Technical report: mercury in the environment: implications for pediatricians. Pediatrics 108, 197-205.
[28] Hajeb P., Jinap S., Ismail A., Fatimah A.B., Jamilah B., Abdul Rahim M., 2009. Assessment of mercury level in commonly consumed marine fishes in Malaysia. Food Control 20, 79-84.
[29] Harada M., Nakachi S., Tasaka K., Sakashita S., Muta K., Yanagida K., Doi R., Kizaki T., Ohno H., 2001. Wide use of skin-lightening soap may cause mercury poisoning in Kenya. Sci. Total Environ. 269, 183-187.
[30] Heil J.G., Reifferscheid P., Waldmann G., Leyhausen G., Geurtsen W., 1996. Genotoxity of dental materials. Mutat Res. 368, 181-194.
[31] Hightower J.M., Moore D., 2003. Mercury levels in high-end consumers of fish. Environ. Health Perspect. 111, 604-608.
[32] Hławiczka S., 2008. Rtęć w srodowisku atmosferycznym. Instytut Podstaw Inżynierii Środowiska PAN Zabrze.
[33] Holmes A.S., Blaxill M.F., Haley B.E., 2003. Reduced levels of mercury in first baby haircuts of autistic children. Int. J. Toxicol. 22, 277-285.
[34] Hörsted-Bindslev P., 2004. Amalgam toxicity – environmental and occupational hazards. J. Den. Res. 32, 359-365.
[35] Hviid A., Stellfeld M., Wohfahrt J., Melbye M., 2003. Association between Thimerosal-containing vaccine and autism. J. Am. Med. Assoc. 290, 1763-1766.
[36] Inorganic Mercury. Environmental Health Criteria No 118, World Health Organisation, International Programme on Chemical Safety (IPCS), Geneva, Switzerland, 1991.
[37] Jańczuk Z., 2004. Stomatologia zachowawcza, zarys kliniczny. PZWL Warszawa.
[38] Kaiser G., Tolg G., 1980. Mercury. [W:] The Handbook of Environmental Chemistry (Hutzinger O. ed.), Springer Verlag Berlin, 1-58.
[39] Kedici S.P., Aksut A.A., Kilicarslan M.A., Bayramoglu G., Gokdemir K., 1998. Corrosion behaviour of dental metals and alloys in different media. J. Oral Rehabil. 25, 800-808.
[40] Kingman A., Albertini T., Brown L.J., 1998. Mercury concentrations in urine and blood associated with amalgam exposure in the U.S. military population. J. Dent. Res. 77, 461-471.
[41] Kurland L.T., Faro S.M., Seidler H., 1960. Minamata disease. The outbreak of neurological disorder in Minamata, Japan and its relationship to the ingestion of sea food contaminated by mercuric compounds. World Neurol. 1, 370-395.
[42] Lacerda L.D., 1997. Evolution of mercury contamination in Brasil. Water Air Soil Pollut. 97, 247-255.
[43] Lee I.P., Dixon R.L., 1975. Effects of mercury on spermatogenesis studied by velocity sedimentation cell separation and serial mating. J. Pharmacol. Experiment Therapeut. 194, 171-181.
[44] Leistevuo J., Leistevuo T., Helenius H., Pyy L., Österblad M., Huovinen P., Tenovuo J., 2001. Dental amalgam fillings and the amount of organic mercury in human saliva. Caries Res. 35, 163-166.

[45] Lichtenberg H., 1996. Mercury vapor in the oral cavity in relation to the number of amalgam fillings and chronic mercury poisoning. J. Orthomolecular Med. 11, 87-94.
[46] Lockhart W.L., Stern G.A., Low G., Hendzel M., Boila G., Roach P., Evans M.S., Billeck B.N., DeLaronde J., Friesen S., Kidd K., Atkins S., Muir D.C.G., Stoddart M., Stephens G., Stephenson S., Harbicht S., Snowshoe N., Grey B., Thompson S., DeGraff N., 2005. A history of total mercury in edible muscle of fish from lakes in northern Canada. Sci. Total Environ. 351-352, 427-463.
[47] Marien K., Patrick G.M., 2001. Exposure analysis of five fish-consuming populations for overexposure to methylmercury. J. Expos. Anas Environ. Epidem. 11, 193-206.
[48] Mercury Levels in Commercial Fish and Shellfish, 1990-2010. FDA – US Food and Drug administration http://www.fda.gov/Food/FoodSafety/Product-Specific-Information/Seafood/FoodbornePathogensContaminants/Methylmercury/ucm 115644.htm (online: 10.03.2013).
[49] Moberg L.E., 1985. Long term corrosion studies of amalgams and casting alloys in contact. Acta Odontal. Scand. 43, 163-177.
[50] Nierenberg D.W., Nordgren R.E., Chang M.B., Siegler R.W., Blayney M.B., Hochberg F., Toribara T.Y., Cernichiari E., Clarkson T., 1998. Delayed cerebellar disease and death after accidental exposure to dimethylmercury. N. Engl. J. Med. 338, 1672-1676.
[51] Nieschmidt A.K., Kim N.D., 1997. Effects of mercury release from amalgam dental placements during cremation on soil mercury levels of three New Zealand crematoria. Bull Environ. Contam. Toxicol. 58, 744-751.
[52] Offit P.A., Jew R.K., 2003. Addressing parents concerns: Do vaccines contain harmful preservatives, adjuvants, additives, or residuals? Pediatrics 112, 1394-1401.
[53] Othmer K., 1964. Encyclopedia of Chemical Technology. Second Edition, Wiley--Interscience New York.
[54] Ozuah P.O., 2000. Mercury poisoning. Curr. Probl. Pediatr. 30, 91-99.
[55] Palmer R.F., Blanchard S., Stein Z., Mandell D., Miller C., 2006. Environmental mercury release, special education rates, and autism disorder: an ecological study of Texas. Health Place 12, 203-209.
[56] Peterson D.E., Kanarek M.S., Kuykendall M.A., Diedrich J.M., Anderson H.A., Remington P.L., Sheffy T.B., 1994. Fish consumption patterns and blood mercury levels in Wisconsin Chippewa Indians. Archiv. Environ. Health 49, 53-58.
[57] Pichichero M.E., Cernichiari E., Lopreiato J., Treanor J., 2002. Mercury concentrations and metabolism in infants receiving vaccines containing thiomersal: a descriptive study. Lancet 360, 1737-1741.
[58] Pless R., Risher J.F., 2000. Mercury, infant neurodevelopment, and vaccination. J. Pediatr. 136, 571-573.
[59] Ratcliffe H.E., Swanson G.M., Fisher L.J., 1996. Human exposure to mercury: a critical assessment of the evidence of adverse effects. J. Toxicol. Environ. Health 49, 221-270.
[60] Reichl F.X., Walther U., Durner J., Kehe K., Hickel R., Kunzelmann K.H., Spahl W., Hume W.R., Benschop H., Forth W., 2001. Cytotoxicity of dental composite components and mercury compounds in lung cells. Dent. Mater 17, 95-101.
[61] Report to Congress: Mercury. US Environmental Protection Agency, Washington DC, 1997.

[62] Sandborgh-Englund G., Elinder C.G., Langworth S., Schutz A., Ekstrand J., 1998. Mercury in biological fluids after amalgam removal. J. Dent. Res. 77, 615-624.
[63] Sanfeliu C., Sebastia J., Ki S.U., 2001. Methylmercury neurotoxicity in cultures of human neurons, astrocytes, neuroblastoma cells. Neurotoxicology 22, 317-327.
[64] Sällsten G., Thoren J., Barregard L., Schutz A., Skarping G., 1996. Long term use of chewing gum and mercury exposure from dental amalgam. J. Dent. Res. 75, 594-598.
[65] Seńczuk W., 1994. Toksykologia. Państwowy Zakład Wydawnictw Lekarskich Warszawa.
[66] Skare I., 1995. Mass balance and systemic uptake of mercury released from dental fillings. Water Air Soil Pollut. 80, 59-67.
[67] Stehr-Green P., Tull P., Stellfeld M., Mortenson P.B., Simpson D., 2003. Autism and Thimerosal-containing vaccines: lack of consistent evidence for an association. Am. J. Prev. Med. 25, 101-106.
[68] Stein E.D., Cohen Y., Winer A.M., 1996. Environmental distribution and transformation of mercury compounds. Crit. Rev. Environ. Sci. Technol. 26, 1-43.
[69] Tchounwou P.B., Ayensu W.K., Ninashvili N., Sutton D., 2003. Environmental exposure to mercury and its toxicopathologic implications for public health. Environ. Toxicol. 18, 149-175.
[70] Thimerosal in Vaccines. FDA – U.S. Food and Drug Administration http://www.fda.gov/CBER/vaccine/thimerosal.htm (online: 10.03.2013).
[71] Thimerosal in vaccines - an interim report to clinicians, 1999. American Academy of Pediatrics. Committee on Infectious Diseases and Committee on Environmental Health. Pediatrics 104, 570-574.
[72] Toxicological Effects of Methylmercury, 2000. National Research Council, National Academy Press Washington, DC.
[73] Trasande L., Landrigan P., Schechter C., 2005. Public health and economic consequence of methyl mercury toxicity to the developing brain. Child Health 113, 590-596.
[74] Valentino L., Torregrossa M.C., Saliba L.J., 1995. Health effect of mercury ingested through consumption of seafood. Wat. Sci. Tech. 32, 41-47.
[75] Wakefield A.J., Murch S.H., Anthony A., Linnell J., Casson D.M., Malik M., Berelowitz M., Dhillon A.P., Thomson M.A., Harvey P., Valentine A., Davies S.E., Walker-Smith J.A., 1998. Ileal-lymphoid-nodular hyperplasia, non-specific colitis, and pervasive developmental disorder in children. Lancet 351, 637-41.
[76] Wang X., Horisberger J.D., 1996. Mercury binding site on Na+/K(+)-ATPase: a cysteine in the first transmembrane segment. Mol. Pharmacol. 50, 687-691.
[77] Weiner J.A., Nylandr M., 1995. An estimation of the uptake of mercury from amalgam fillings based on urinary excretion of mercury in Swedish subjects. Sci. Total Environ. 168, 255-265.
[78] Wilhelm M., Müller F., Idel H., 1996. Biological monitoring of mercury vapour exposure by scalp hair analysis in comparison to blood and urine. Toxicol Lett 88, 221-226.
[79] Windham G.C., Zhang L., Gunier R., Croen L.A., Grether J.K., 2006. Autism spectrum disorders in relation to distribution of hazardous air pollutants in the San Francisco Bay area. Environ. Health Perspect. 114, 1438-1444.

[80] Young H.A., Geier D.A., Geier M.R., 2008. Thimerosal exposure in infants and neurodevelopmental disorders: An assessment of computerized medical records in the Vaccine Safety Datalink. J. Neurolog. Sci. 271, 110-118.
[81] Zahir F., Rizwi S.J., Haq S.K., Khan R.H., 2005. Low dose mercury toxicity and human health. Environ. Toxicol. Pharmacol. 20, 351-360.
[82] Zhang L., Wong M.H., 2007. Environmental mercury contamination in China: Sources and impacts. Environ. Internat. 33, 108-121.

MERCURY EXPOSURE ROUTES IN HUMANS NOT OCCUPATIONALLY EXPOSED TO THE ITS COMPOUNDS

Abstract. The importance of mercury as an element contaminating the environment, due to the specific nature of the metal, a determined multiplicity of sources of pollution, volatility, mobility, and high toxicity of its various chemical forms. For people not exposed occupationally to mercury compounds and point sources of pollution by this element, the main sources of mercury in general human population is inhaled mercury in ambient air, water and food intake, as well as dental materials and other medical devices. Although mercury concentrations in ambient air and unpolluted drinking water and food, except fish and seafood, are relatively small, because the mass man charged per day for these routes is relatively small. The main source of exposure to mercury tend to be consumed fish and seafood (methylmercury – CH_3Hg (I)), dental amalgam fillings (elemental mercury: mercury vapor and mercury metallic), and thimerosal in vaccines and cosmetic products (ethylmercury – C_2H_5Hg (I)).

Keywords: mercury, methylmercury, environmental hazard, food, amalgam filling, thiomersal

NATURALNY OSAD DENNY (NOD) JAKO POTENCJALNE ŹRÓDŁO EKOLOGICZNEJ ENERGII ODNAWIALNEJ

Stanisław Borsuk, Edward Kujawski, Marcin Borsuk*

Streszczenie. Jednym z ważniejszych wyzwań na najbliższe lata jest zapewnienie bezpieczeństwa energetycznego kraju. Spośród wielu możliwości zastąpienia ropy naftowej, węgla i innych paliw konwencjonalnych, w pracy jako substytut ww. wymienionych surowców wskazano wykorzystanie biomasy pozyskiwanej z osadów dennych. Na podstawie wstępnie przeprowadzonych badań stwierdzono, iż osady denne zalegające w niektórych partiach akwenów mają wysoką wartość energetyczną. Dodatkowo, co wstępnie zanalizowano, biomasa tego pochodzenia nie jest trudna do pozyskania, a uzyskiwana z niej energia jest stosunkowo czysta i przyjazna środowisku.

Słowa kluczowe: naturalny osad denny, energia odnawialna, biomasa, odnawialne źródła energii, energetyka odnawialna, zbiornik wodny

WSTĘP

Spośród wielu możliwości zastąpienia ropy naftowej, węgla i innych paliw konwencjonalnych sposobem najbardziej przyszłościowym jest wykorzystanie biomasy. Jest to mało problemowe i najmniej kosztowne źródło czystej, przyjaznej środowisku energii. Osady denne z dna akwenów, połączone z innymi biokomponentami, mogą w najbliższym czasie stanowić materiał opałowy o ogromnym potencjale energetycznym. Wykonując proste operacje przygotowawcze oraz wykorzystując istniejące lub też adaptując funkcjonujące mało skomplikowane technologie, uzyskuje się z nich materiał energetyczny właściwościami bliski typowym paliwom konwencjonalnym.

Prezentowane w pracy wyniki badań wskazują, że wykorzystanie osadów dennych jest jednym ze sposobem uzyskania alternatywnego, taniego paliwa (materiału opałowego lub biogazu) o niskim poziomie zanieczyszczeń i istotnej wartości opałowej. Energia zawarta w biomasie może być wykorzystywana do realizacji różnych celów. Podlega ona przetwarzaniu na inne formy energii poprzez spalanie biomasy lub też spalanie produktów jej rozkładu. Wynikiem tego spalania jest ciepło, które można przetworzyć na inne rodzaje energii, np. energię elektryczną. Warto zaznaczyć, że udział paliw niekonwencjonalnych w produkcji energii elektrycznej wykazuje w bilansie energetycznym coraz

* dr hab. Stanisław BORSUK, prof. nadzw. UTP, prof. dr hab. inż. Edward KUJAWSKI, prof. zw. UTP, Wydział Budownictwa i Inżynierii Środowiska, e-mail: stanislaw.borsuk@utp.edu.pl
mgr inż. Marcin BORSUK, Wydział Zarządzania, Uniwersytet Gdański

większą dynamikę wzrostu. Rocznie stanowi to obecnie około 8 GWh wyprodukowanej energii elektrycznej [1].

ODNAWIALNE ŹRÓDŁA ENERGII (OZE) ORAZ NATURALNY OSAD DENNY (NOD) JAKO ICH SKŁADNIK

Jednym z ważniejszych wyzwań na najbliższe lata jest zapewnienie bezpieczeństwa energetycznego. Biorąc pod uwagę prognozowany, systematyczny wzrost zapotrzebowania na energię, należy zatem wypracować strategię w zakresie wykorzystania nowych źródeł energii oraz produkcji paliw alternatywnych.

Prowadzona do niedawna gospodarka zasobami naturalnymi, a także rozwój szeroko rozumianego przemysłu − przy jednoczesnym braku troski o środowisko − doprowadziły do rosnącej koncentracji dwutlenku węgla w atmosferze, co grozi zmianami klimatycznymi Ziemi. Wiek XXI powinien stać się okresem poszanowania energii i coraz szerszego wdrażania odnawialnych źródeł energii. W literaturze zwraca się uwagę na konieczność zapewnienia zrównoważonego, trwałego rozwoju, czyli rozwoju pozwalającego na zachowanie w możliwie największym stopniu zastanego stanu środowiska (Sustainable Development) [2].

Zgodnie z danymi Światowej Rady Ekologicznej w latach 1960-1990 zapotrzebowanie na energię pierwotną wzrosło ponad 2,5-krotnie. Według przewidywań do 2020 r. zapotrzebowanie energii zwiększy się dalej o około 1,5 do 1,7-krotnie. W przypadku rozwoju opartego tylko na paliwach kopalnych, przy tak dużym wzroście zapotrzebowania na energię wystąpi szereg negatywnych zjawisk i procesów, z których najważniejsze to szybkie wyczerpywanie się zasobów paliw kopalnych i znaczne, negatywne oddziaływanie powodujące degradację środowiska naturalnego. Korzystanie z odnawialnych źródeł energii (OZE) dla współczesnego świata jest zatem konieczne. Perspektywa nieuchronnego wyczerpywania się zasobów ropy naftowej, gazu ziemnego i węgla – podstaw gospodarki – stanowi wielki problem i olbrzymie wyzwanie [7].

Rozwój energetyki odnawialnej − wymuszony koniecznością bardziej oszczędnego korzystania z paliw kopalnianych (ze względu na wyczerpywanie się ich zasobów) i dbałością o czystość środowiska − sprawia, że zaistniała potrzeba poszukiwania innych, niekonwencjonalnych paliw przyjaznych dla środowiska naturalnego oraz występujących w dużych ilościach. Wynika to ze strategicznych założeń unijnej polityki energetycznej, według której ma nastąpić 20% redukcja emisji gazów cieplarnianych, zwiększenie udziału OZE do 20% w „konsumpcji" Unii Europejskiej i 20% zmniejszenie zużycia energii do roku 2020. Członkostwo Polski w Unii nakłada na nasz kraj obowiązek realizacji spójnej polityki energetycznej i ekologicznej zmierzającej do poprawy konkurencyjności ekonomicznej i jakości życia społeczeństwa. Rosnąca świadomość zagrożeń dla środowiska ze strony energetyki powoduje, że także u nas coraz więcej uwagi poświęca się technologiom opartym o źródła odnawialne i niekonwencjonalne. Mogą one stanowić istotny wkład w bilansie energetycz-

nym kraju, przyczyniając się do zwiększania bezpieczeństwa energetycznego, zwłaszcza do poprawy zaopatrzenia w energię na terenach o słabo rozwiniętej infrastrukturze energetycznej [4, 8].

Dotychczasowa Polska Strategia Rozwoju Energetyki Odnawialnej wiązała się głównie z „klasycznym" pozyskiwaniem i wykorzystaniem biomasy. Prowadzone badania i wdrożenia, dotyczące poszukiwań alternatywnych źródeł energii odnawialnej, koncentrowały się na możliwościach wykorzystania biomasy będącej głównie odpadem poprodukcyjnym pochodzącym z produkcji rolniczej, gospodarki leśnej oraz działalności komunalnej [7]. Występujące w tym zakresie ograniczenia ilościowe ograniczały jednak wykorzystanie tych surowców na większą skalę. Zaistniała zatem konieczność znalezienia takiego surowca, który występowałby w ilościach pokrywających zapotrzebowanie oraz miał zadowalającą wartość energetyczną o znikomej emisji gazów cieplarnianych. Duże znaczenie miały ponadto względy ekonomiczne. Poszukiwano źródła energii, którego praktyczne wykorzystanie byłoby opłacalne, a jego zasoby można by uznać za odnawialne [5, 6].

Niestosowanym dotąd w energetyce materiałem opałowym, o dużym potencjale energetycznym, jest osad zalegający dno akwenów. Na podstawie badań prowadzonych od 2006 roku przez Fundację Centrum Badań i Ochrony Środowiska Człowieka „Habitat" w Bydgoszczy oraz Katedrę Kształtowania i Ochrony Środowiska UTP stwierdzono, że właściwości energetyczne biomasy występującej w naturalnych osadach dennych (NOD), pochodzących ze stawów, jezior, rzek przy zbiornikach zaporowych i innych obszarów wodnych, są bardzo wysokie i bliskie wielu paliwom konwencjonalnym [3].

NATURALNE ZASOBY OSADÓW DENNYCH

W Polsce znajduje się ok. 9000 jezior (akwenów ukształtowanych naturalnie) o powierzchni powyżej 1 ha oraz ponad 100 zbiorników sztucznych, zwykle utworzonych wskutek przegrodzenia cieków. Ogólne zasoby wód stojących w Polsce wynoszą ok. 23 miliardy m^3 (23 km^3), plasuje to nasz kraj na 23. miejscu w Europie. Jakość wód jest zdecydowanie niewłaściwa z powodu wieloletniego traktowania ich jako odbiorniki ścieków, przeważnie nieoczyszczonych. W związku z tym w sedymentach dennych większości zbiorników tkwią ogromne depozyty zanieczyszczeń (przeważnie w postaci martwej materii organicznej), powodując niekorzystne oddziaływanie środowiskowe wywołane tzw. zanieczyszczeniem wewnętrznym. Ze względu na brak mechanicznego mieszania wód samoczynne oczyszczenie w zauważalnym czasie jest niemożliwe. Głównym składnikiem zanieczyszczenia jest przeważnie martwa materia organiczna. Organiczna i nieorganiczna zawiesina, sedymentując w dnie zbiornika, tworzy osady denne, które ulegając mineralizacji, używają tlen rozpuszczony w przydennych partiach wody. Dodatkowo występuje zjawisko tzw. zanieczyszczenia wtórnego, w którym w zazwyczaj beztlenowych partiach przydennych zachodzi fermentacja beztlenowa martwej materii organicznej i emisja fosforu

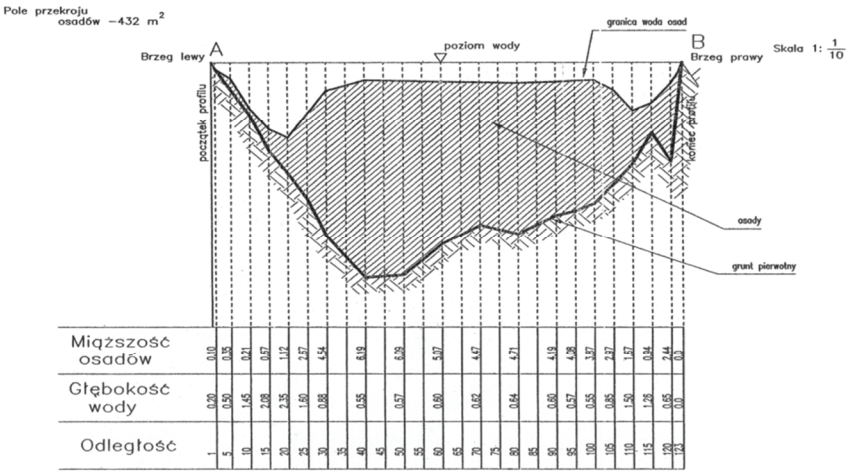
w postaci fosforanów do toni wodnej. Fosfor jest pierwiastkiem biogennym limitującym eutrofizację, a uwolniony z osadów − po dotarciu do strefy tlenowej − powoduje gwałtowny rozwój organizmów wodnych, zwykle glonów i fitoplanktonu. Po okresie wegetacyjnym organizmy te zamierają i sedymentując na dnie w procesach fermentacji beztlenowej uwalniają ponownie fosforany do toni wodnej. Proces ten występuje corocznie i nazywany jest zasilaniem wewnętrznym. W wyniku tych procesów (zanieczyszczania zewnętrznego i wewnętrznego) w większości akwenów znajduje się olbrzymia ilość zdeponowanych naturalnych osadów dennych (NOD). Do takich jezior można zaliczyć: Gopło, Jezioro Jezuickie, Jezioro Mogileńskie, Głęboczek, Mełno, Mielno oraz zbiorniki: Koronowski, Żurski, Janikowski czy Zegrzyński [11].

WYNIKI BADAŃ PILOTAŻOWYCH OSADÓW DENNYCH ZALEGAJĄCYCH W ZBIORNIKU ŻUR

W 2006 roku Akademicki Klub Badań Podwodnych ARIUS przeprowadził pilotażowe badania miąższości osadów dennych zalegających w zbiorniku zaporowym Żur, w korycie rzeki Wdy, w obrębie miejscowości Tleń nad Wdą (rys. 1). W ich ramach wykonano badania piętnastu profili batymetrycznych o łącznej długości około 850 m. Przykładowy profil prezentujący miąższość w tym akwenie ilustruje wykres (rys. 2), a szacunkową objętość osadów, tylko na tym odcinku, określono na około 320000 m^3 [9].

Rys. 1. Miasto Tleń nad Wdą z lotu ptaka (źródło: www.spanie.pl)
Fig. 1. Tleń city over the river Wda − bird's eye view (source: www.spanie.pl)

Charakterystykę chemiczną osadów dennych pobranych z tego zbiornika określano pod względem następujących parametrów: optymalnego zalegania warstw osadów, poziomu wilgotności całkowitej, zawartości materii organicznej, poziomu toksyczności i zawartości metali ciężkich, plastyczności, wartości energetycznej (wartość opałowa i ciepło spalania), poziomu emisji szkodliwych gazów SO_2 i CO_2 do atmosfery w procesie spalania.



Rys. 2. Profil batymetryczny nr IV na rzece Wdzie w obrębie miejscowości Tleń n. Wdą ok. 200 m powyżej mostu drogowego (górny odcinek rzeki) [9]
Fig. 2. Bathymetric profile No. IV on the Wda river within the city Tleń about 200 m above the road bridge (the upper part of the river) [9]

W tabeli 1 przedstawiono dane dotyczące zawartości materii organicznej, fosforu (P_{tot}), azotu (N_{tot}), uwodnienie oraz BOD osadów dennych Zbiornika Żur na trzech stanowiskach badawczych (I − przed mostem, gdzie rzeka Wda wpływa do zbiornika, II − w połowie drogi między mostem a wiaduktem kolejowym; III – w niewielkiej odległości od wiaduktu kolejowego). Z kolei zawartość metali ciężkich w osadzie dennym, z próby o najgorszych wskaźnikach, przedstawiono w tabeli 2 [10].

Tabela 1. Zawartość materii organicznej, fosforu, azotu, uwodnienie oraz BOD osadów dennych Zbiornika Żur na trzech stanowiskach [10]
Table 1. The content of organic matter, phosphorus, nitrogen, hydration and sediment BOD Tank Żur on three positions [10]

Badane parametry	Stanowisko I	Stanowisko II	Stanowisko III
Zawartość materii organicznej	70,7	57,8	50,9
Uwodnienie	82,5	89,0	90,2
Azot całkowity [mg N/g s.m.]	9,8	15,0	19,0
Fosfor całkowity [mg P/g s.m.]	2,3	3,0	4,6
BOD osadów:			
po 60 minutach	63,8% (5,5 mg O_2/l)	64,0% (5,6 mg O_2/l)	66,5% (5,7 mg O_2/l)
po 24 godzinach	53,8% (4,6 mg O_2/l)	55,8% (4,7 mg O_2/l)	49,5% (4,2 mg O_2/l)

Tabela 2. Zawartość metali ciężkich w osadzie dennym (próba o najgorszych wskaźnikach) [10]

Table 2. The content of heavy metals in the bottom sediment (sample with the worst indicators) [10]

Metal	Ilość [mg/kg s.m.]
Cynk (Zn)	105,0
Miedź (Cu)	21,37
Chrom ogólny (Cr)	20,55
Nikiel (Ni)	13,91
Kadm (Cd)	1,27
Ołów (Pb)	24,72

Z powyższych danych wynika, że osady denne zawierają dużą ilość materii organicznej, wynoszącą około 80%. Ta wysoka zawartość materii organicznej świadczy jednocześnie o jej dużej wartości energetycznej. Nie dotyczy to jednak całego przekroju osadu dennego. Dodatkowe, uściślające badania wykazały, że pod względem przydatności energetycznej osad denny należy rozpatrywać w trzech warstwach. Warstwa wierzchnia, około 1/3 miąższości, jest mniej przydatna, lecz może być użyta w produkcji rolniczej do nawożenia pól. Również warstwa najniżej położona nie nadaje się do wykorzystywania na cele energetyczne, ponieważ jest silnie zmineralizowana. Warstwa o największej przydatności energetycznej znajduje się pomiędzy obiema warstwami osadów. Zawartość materii organicznej w tej warstwie jest wystarczająca do samodzielnego spalania lub współspalania z różnymi biokomponentami.

Drugi rodzaj badań dotyczył określenia wartości energetycznej pobranych osadów zarówno bez jakichkolwiek domieszek, jak i z udziałem biokomponentu w postaci trocin. Takim samym badaniom poddano użyte biokomponenty bez domieszki osadów. Analizy porównawcze pozwoliły na określenie charakterystyki pozyskanych osadów dennych. Poniższe zestawienia zawierają wybrane wyniki.

Osady denne bez dodatkowych biokomponentów

- z badania I: punkt 11 przekrój 7-8, osad denny powyżej mostu:
  - ciepło spalania 16,5 MJ/kg
  - wartość opałowa stan roboczy 1,0 MJ/kg
  - wartość opałowa stan analityczny 14,7 MJ/kg
  - wilgotność całkowita 75,33%
- z badania II: punkt 5 przekrój 5-6, osad denny powyżej mostu:
  - ciepło spalania 16,0 MJ/kg
  - wartość opałowa stan roboczy 1,1 MJ/kg
  - wartość opałowa stan analityczny 14,5 MJ/kg
  - wilgotność całkowita 75,89%
- z badania III: punkt 4 przekrój 4-5, osad denny powyżej mostu:
  - ciepło spalania 16,3 MJ/kg
  - wartość opałowa stan roboczy 1,0 MJ/kg

- wartość opałowa stan analityczny 14,5 MJ/kg
- wilgotność całkowita 75,68%

Osady denne z dodatkiem biokomponentów

- z badania IV: punkt 13 przekrój 2-3, poniżej mostu, 70% osadu + 30% wióry:
  - ciepło spalania 18,8 MJ/kg
  - wartość opałowa stan roboczy 6,2 MJ/kg
  - wartość opałowa stan analityczny 17,8 MJ/kg
  - wilgotność całkowita 54,94%
- z badania V: punkt 3 przekrój 2-3, powyżej mostu, 70% osadu + 30% wióry:
  - ciepło spalania 19,1 MJ/kg
  - wartość opałowa stan roboczy 5,9 MJ/kg
  - wartość opałowa stan analityczny 18,1 MJ/kg
  - wilgotność całkowita 56,87%

Badania dodawanych do osadów biokomponentów

a) poekstrakcyjna śruta rzepakowa:
   - wartość opałowa stan roboczy przy 10% wilgotności − 16,0 MJ/kg
   - wartość opałowa stan analityczny w przypadku suchej masy − 17,0 MJ/kg
   - zawartość popiołu − 5%

b) zanieczyszczenia rzepaku (chwasty + uszkodzone części rzepaku):
   - wartość opałowa stan roboczy przy 10% wilgotności − 20,0 MJ/kg
   - wartość opałowa stan analityczny w przypadku suchej masy − 21,0 MJ/kg
   - zawartość popiołu − 5%

Prezentowane wyniki wskazują z jednej strony na możliwości wykorzystania biomasy osadów dennych jako samoistnego surowca energetycznego, z drugiej zaś − jako materiału wiążącego (lepiszcza) dla innych biokomponentów. Wybranie odpowiedniego materiału do produkcji kompozycji z osadu dennego i biomasy roślinnej pozwoli na uzyskanie opału o dużych parametrach energetycznych.

OCENA PRZYDATNOŚCI NATURALNYCH OSADÓW DENNYCH DO PRODUKCJI MATERIAŁU OPAŁOWEGO W POSTACI BIOPALIW I BIOGAZU

Wykorzystanie osadów dennych jako materiału opałowego oraz wiążącego po dodaniu do nich innych odpadów o wysokiej wartości opałowej pozwala na wyprodukowanie taniego i ekologicznego materiału opałowego o zadowalających parametrach, przeznaczonego do powszechnego stosowania. Przy kompozycji z różnego rodzaju biokomponentami (np. ścier drzewny, trociny, resztki pozbiorowe zbóż, kolby kukurydziane, wytłoki) można uzyskać materiały opałowe o wysokiej wartości opałowej. Ostateczny produkt z takiego materiału może mieć różne formy, np. granulatu.

Osady denne mogą być też stosowane do produkcji biogazów [12]:
- średnia zawartość suchej masy w osadach kształtuje się na poziomie 18%,
- wydajność biogazu z osadów dennych wynosi 180-496 [dm^3/kg s.m.o],
- osady denne z różnych zbiorników wodnych (np. jeziora, rzeki, rowy melioracyjne, kanały, zbiorniki zaporowe, drogi żeglugowe, mogą być wykorzystane jako samoistne źródło biogazu wytwarzanego na drodze fermentacji metanowej,
- ilość uzyskiwanego gazu zależy od specyficznych cech zbiornika wodnego,
- skład chemiczny biogazu jest specyficzny dla każdego rodzaju osadu dennego i jest dość istotnie zróżnicowany,
- dwustopniowa fermentacja z drugim stopniem dofermentowania prowadzi do uzyskania dodatkowej puli gazu,
- fermentacja metanowa jest właściwą technologią do przetwarzania osadów dennych pozyskanych podczas rewitalizacji (rekultywacji, neutralizacji itd.) akwenów,
- proces wstępnej hydrolizy osadów dennych nie prowadzi do istotnego zwiększenia puli pozyskiwanego biogazu, co świadczy o wysokim poziomie zhydrolizowania materii organicznej osadów dennych.

OSADY DENNE A PRAWNE ASPEKTY ICH WYDOBYCIA

Przepisy prawne określające możliwości wykorzystania osadów dennych do produkcji biokomponentów energetycznych należy rozpatrywać w kontekście elementów środowiska. Jeśli dokonuje się czynności związanych z pogłębianiem czy oczyszczaniem śródlądowych wód powierzchniowych płynących, to osad taki stanowi odpad. Odpad ten, w załączniku do rozporządzenia Ministra Środowiska z dnia 27 września 2001 r. w sprawie katalogu odpadów (Dz.U. Nr 112, poz. 1206), jest zaklasyfikowany jako urobek z pogłębiania inny niż wymieniony w punkcie 17.05.05 tego rozporządzenia. Gdyby jednak osad miał służyć jako surowiec do przetwarzania, to powinien zostać uznany za kopalinę pospolitą w myśl ustawy z dnia 4 lutego 1994 r. – Prawo geologiczne i górnicze (Dz.U. z 2005 r. Nr 228, poz. 1947). Dodatkowo, według klasyfikacji prawnej, osad denny może być klasyfikowany jako wydobywczy. Biorąc pod uwagę, że nie ma przeciwwskazań co do składowania i przetwarzania osadów dennych, można sformułować stwierdzenie o słuszności dalszych badań nad uzyskaniem z nich materiału o dużych parametrach energetycznych.

WNIOSKI

Wśród wielu możliwości zastąpienia ropy naftowej, węgla i innych paliw konwencjonalnych jednym z przyszłościowych rozwiązań jest wykorzystanie biomasy w postaci naturalnych osadów dennych. Ich zastosowanie jako materiału opałowego, a zarazem wiążącego po dodaniu innych materiałów odpadowych o wysokiej wartości opałowej, umożliwia otrzymanie taniego i ekologicznego materiału opałowego o zadowalających parametrach, przeznaczonego do

powszechnego stosowania. Ich spalanie w kompozycji z różnego rodzaju biokomponentami (np. ścierem drzewnym, trocinami, resztkami pozbiorowymi zbóż, kolbami kukurydzianymi, wytłokami itp.) może dodatkowo podnieść efektywność energetyczną takich kompozycji. Efektem prowadzenia dalszych badań może być uzyskanie konkurencyjnego produktu opałowego.

LITERATURA

[1] Borsuk S., 2010. Koncepcja wykorzystania osadów dennych do celów energetycznych. Fundacja Centrum Badan i Ochrony Środowiska Człowieka, Bydgoszcz.
[2] Himmel M.E., 2012. Biomass Conversion. Springer.
[3] Kryszewski S., Szczublewska K., 2012. Wstępna analiza efektywności wykorzystania naturalnych osadów dennych do produkcji biogazu i biopaliw. Zakład Sozotechniki Sp. z o.o. Bydgoszcz.
[4] Paska J., Sałek M., Suma T., 2005. Obecna rola i perspektywy zwiększenia udziału odnawialnych źrodeł energii w gospodarce energetycznej świata. Energetyka 5.
[5] Polityka ekologiczna Państwa w latach 2009-2012 z perspektywą do roku 2016, Warszawa 2008.
[6] II Polityka Ekologiczna Państwa (dokument z perspektywą do 2025), Ministerstwo Środowiska, Warszawa 2008.
[7] Polityka energetyczna Polski do 2020 roku, Załącznik do uchwały nr 209/2009 Rady Ministrów z dnia 10 listopada 2009 r.
[8] Polityka energetyczna Polski do 2030 roku, Ministerstwo Gospodarki Warszawa 2009.
[9] Raport z badań miąższości osadów dennych w Korycie Rzeki Wdy w obrębie miejscowości Tleń, Wyższa Szkoła Zarządzania Środowiskiem w Tucholi, listopad 2006 (materiały niepublikowane).
[10] Skład chemiczny wody i osadów dennych Zbiornika Żur, Uniwersytet Mikołaja Kopernika w Toruniu, Toruń 2006 (materiały niepublikowane).
[11] Zarządzanie Środowiskiem, Tuchola, listopad 2006 (materiały niepublikowane).
[12] Żak S., 2007. Opracowanie biogazowania osadów dennych. Bydgoszcz.

NATURAL BOTTOM SEDIMENT (NBS) AS A POTENTIAL SOURCE OF RENEWABLE ENERGY ENVIRONMENTAL

Abstract. One of the biggest challenge in the coming years is to protect energy security of the country. Among the many possibilities of replacing oil, coal and other conventional fuels, this article points out the possibility of using biomass derived from sediments, as a substitute for conventional fuels. Based on preliminary studies, it was found that the sediments which are located at the bottom of water basin have high energy value. In addition, we argue that the biomass derived from sediments is not difficult to obtain and it can be used as a relatively clean energy source which is friendly to environment.

Keywords: natural bottom sediment, renewable energy, biomass, renewable energy sources, renewable energy, water tank

MODELE MATEMATYCZNE KOMINÓW SŁONECZNYCH

Mariusz Chalamoński, Magdalena Nakielska*

Streszczenie. Obecnie, kiedy oszczędność energii jest kluczowym zadaniem dla społeczeństwa, zauważa się powrót do systemów wykorzystujących siły natury. Wentylacja naturalna zapewnia dopływ świeżego powietrza do budynków w celu rozcieńczenia zapachu, ograniczenia koncentracji zanieczyszczeń, dostarcza tlen do oddychania, jednocześnie zwiększając komfort cieplny. Wentylacja grawitacyjna jest najbardziej rozpowszechnioną formą dostarczania świeżego powietrza do pomieszczeń. Niestety nie zawsze działa ona w taką efektywnością jak powinna. Kominy słoneczne są doskonałym elementem wspomagającym naturalny system wentylacyjny. Są one podobne do kominów tradycyjnych, z wyjątkiem ściany południowej, na której umiejscowione jest przeszklenie. Ich działanie opiera się na wykorzystaniu energii promieniowania słonecznego. Powstała znaczna ilość prac badawczych opisujących procesy zachodzące w kominie słonecznym. W pracy zaprezentowano kilka z nich, akcentując założenia i przyjęte wzory do obliczeń przepływu powietrza w kominach. Wybrane prace dotyczą kominów pionowych.

Słowa kluczowe: komin słoneczny, wentylacja grawitacyjna, model matematyczny, pasywny system wentylacji, budownictwo

WSTĘP

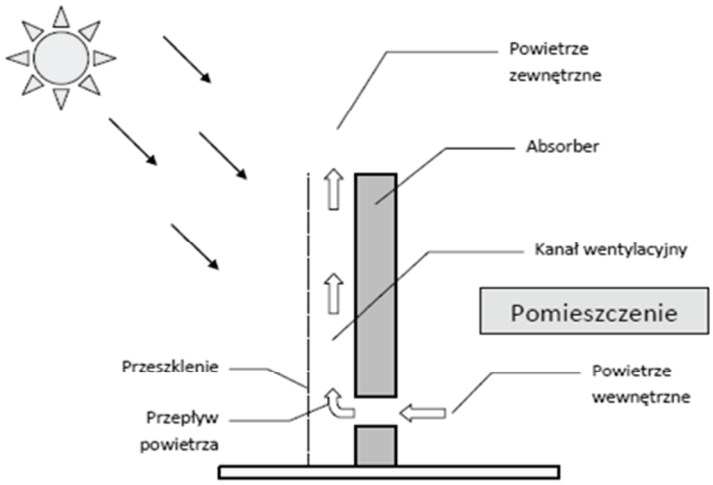
Wraz z rozwojem cywilizacyjnym ludzkości zmieniały się potrzeby związane z wentylacją pomieszczeń. Początkowo, kiedy ludzie zaczęli budować sobie schronienia, wystarczała wentylacja naturalna, która rozwiązywała problem jakości powietrza w pomieszczeniach. Udoskonalając ją, powstała wentylacja grawitacyjna. Charakteryzuje się tym, iż powietrze dostaje się do pomieszczeń poprzez stolarkę okienną i drzwiową, a usuwane jest kanałami wentylacji grawitacyjnej. Problemem w tym systemie jest niekontrolowany przepływ powietrza. Człowiek, dążąc do komfortowych warunków w pomieszczeniach, stworzył wentylację mechaniczną. Jej wadą jest pobór energii elektrycznej, co przekłada się na niekorzystne aspekty ekonomiczne i ekologiczne (wysoka emisja dwutlenku węgla do atmosfery). Dlatego obecnie obserwuje się powrót do wentylacji naturalnej jako sposobu na oszczędność energii. Wiele ośrodków na świecie zajmuje się badaniami związanymi z wentylacją naturalną lub grawitacyjną. Istnieją różne systemy wspomagające wentylacje naturalną, m.in. podwójne fasady, ściany Trombe'a, kominy słoneczne. Kominy słoneczne wykorzystują energię słoneczną do zintensyfikowania działania wentylacji gra-

* dr hab. inż. Mariusz CHALAMOŃSKI, prof. nadzw. UTP, mgr inż. Magdalena NAKIELSKA, Wydział Budownictwa i Inżynierii Środowiska UTP, e-mail: mariusz.chalamonski@utp.edu.pl

witacyjnej. Są one podobne do konwencjonalnych kominów, z tą różnicą, że posiadają przeszklenie, które umożliwia wykorzystanie energii słonecznej. Energia słoneczna powoduje wzrost temperatury wewnątrz komina, a w konsekwencji ciąg kominowy. Dodatkowo w ścianach powinna być magazynowana energia, która będzie uwalniana wtedy, gdy jest słabsze promieniowanie słoneczne, lub nocą.

WYBRANE PRACE BADAWCZE KOMINÓW SŁONECZNYCH

Problem kominów słonecznych zainteresował osoby w wielu krajach. Rozpoczęto badania, które miały pomóc poznać bliżej mechanizm działania i zjawiska zachodzące w kominach słonecznych. W wielu miejscach na świecie stworzono obiekty badawcze o różnych kształtach i z różnych materiałów. Usytuowanie generuje różnice związane z warunkami, w jakich pracuje komin słoneczny. Najważniejszymi czynnikami zewnętrznymi na niego wpływającymi są: klimat, orientacja, wielkość nasłonecznienia. Pomimo wielu różnic wszystkie kominy słoneczne mają takie same elementy, tj. wlot i wylot powietrza, przeszklenie oraz absorber. Schemat komina słonecznego pionowego przedstawiono na rysunku 1 [4].



Rys.1 Schemat komina słonecznego (opracowanie własne)
Fig.1. Schematic diagram of solar chimney (own scientific description)

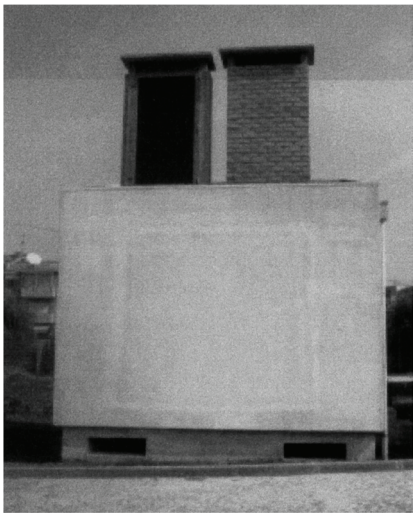
Kominy słoneczne badane są za pomocą różnych metod: eksperymentalnych, analitycznych i komputerowych. Większość metod analitycznych bazuje na założeniu laminarnego przepływu gazu z jednorodnym rozkładem temperatur na całej wysokości komina [8]. Metody komputerowe oparte na technice CFD (*Computational Fluid Dynamics*) ustalają wzory na przepływ powietrza wewnątrz komina, podają projektowane wartości parametrów, m.in.: temperatury,

prędkości przepływu, ale zazwyczaj nie uwzględniają ciepła magazynowanego w ścianach [6]. Badania te jednak umożliwiają poszukiwanie optymalnego rozwiązania pod względem przekroju i wysokości komina, powierzchni przeszklenia, kąta nachylenia oraz materiałów, z jakich konstruować kominy.

W opracowaniu wzięto pod uwagę tylko kominy pionowe. W celu ograniczenia ilość zmiennych pominięto kominy nachylone pod kątem w odniesieniu do powierzchni poziomej. Przegląd prac badawczych przedstawia opracowania dla różnych modeli przepływu powietrza w badanych kominach słonecznych.

W wielu opracowaniach autorzy powołują się na badania Afonso i Oliviera [2]. Autorzy w celu wykonania badań i ich porównania zbudowali dwa kominy. Jeden konwencjonalny, a drugi słoneczny, usytuowane w Portugalii, w Porto. Badania przeprowadzono przy użyciu gazu znakującego, a następnie otrzymane wyniki porównano z wartościami teoretycznymi z programu symulacyjnego

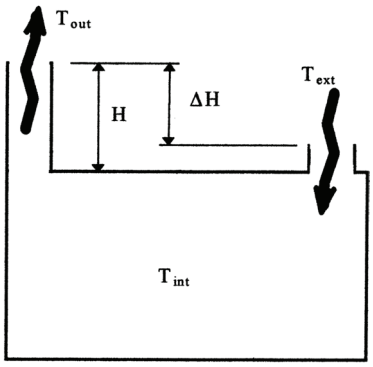
Miejscem przeprowadzenia badań były dwa takie same pod względem geometrycznym pokoje o powierzchni 12 m^2 każdy, zbudowane z betonu i od zewnątrz ocieplone. Zastosowano takie same rozwiązania dotyczące dostarczania i usuwania powietrza, z tym że jeden komin był tradycyjny, a drugi na ścianie południowej posiadał przeszklenie. Kominy zostały zbudowane z cegły (gr. 10 cm) o przekrojach 0,2 x 1 m oraz wysokościach 2 m. Dodatkowo komin słoneczny miał zewnętrzną izolację 5 cm.



Rys. 2. Widok obiektu badań wraz z kominem słonecznym i tradycyjnym [1]
Fig. 2. View research object with solar and conventional chimneys [1]

Ogrzewane pokoje oraz kominy wyposażono w aparaturę pomiarową do mierzenia m.in. temperatury, przepływu, prędkości ruchu powietrza. Temperaturę zewnętrzną, prędkość oraz kierunek wiatru odczytywano ze stacji meteorologicznej. Wszystkie dane zostały wprowadzone do programu komputerowego.

Autorzy badań zaprezentowali model, który łączy równania procesów wymiany ciepła w kominie słonecznym z równaniami przepływu w wentylacji naturalnej. Na rysunku 3 przedstawiono przyjęte oznaczenia temperatur powietrza.



Rys. 3. Wlot i wylot powietrza wraz z temperaturami [1]
Fig. 3. Inlet and outlet with temperatures [1]

Strumień objętości powietrza wentylacyjnego zależy od różnicy temperatury między T_{ext} i T_{out}. Wzrost strumienia objętości jest proporcjonalny do sumy wszystkich strat pomiędzy wlotem a wylotem powietrza oraz strat tarcia na ścianach komina. Przepływ objętościowy w kominie z pominięciem działania wiatru autorzy wyrazili równaniem [1]:

$$\dot{V} = \frac{1}{\sqrt{K_{ic}*\left(\frac{S_{oc}}{S_{ic}}\right)^2 + K_{oc} + f_{oc}\frac{H}{D_h}}} S_{oc}\sqrt{2Bg\Delta T\Delta H} \qquad (1)$$

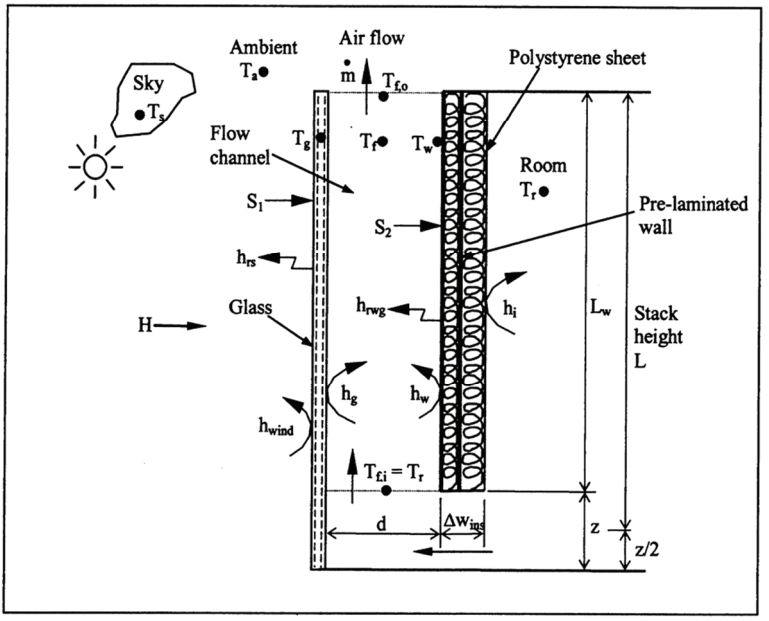
gdzie indeksy *ic* i *oc* odpowiednio oznaczają wlot i wylot, D_h – średnicę hydrauliczną komina, K jest sumą lokalnych współczynników strat przepływu, f – współczynnik tarcia, S – powierzchnie wlotu i wylotu powietrza, B – współczynnik rozszerzalności cieplnej powietrza, który zmienia się z zależności od temperatury, B = 1/T.

Badania zostały przeprowadzone na wielu wielopłaszczyznach. Sprawdzano kilka zależności, m.in. wpływ promieniowania słonecznego na efektywność wentylacji, wpływ izolacji i wysokości komina na wyniki badań. Oto niektóre z wniosków końcowych [1]:

1. Komin słoneczny miał większą efektywność w granicy 10-22% w stosunku do komina tradycyjnego, na podstawie średnich danych klimatycznych dla Portugalii.
2. W cieplejszych miesiącach energia słoneczna ma większy wpływ na zwiększenie efektywności.

3. Jeśli komin słoneczny jest murowany, to wskazane jest zastosowanie izolacji zewnętrznej, ponieważ zwiększa to efektywność komina o ok. 60%; wystarczy 5 cm materiału izolacyjnego.
4. Grubość ścianki komina powinna być uzależniona od przeznaczenia budynku. Jeśli chce się uzyskać poprawę wentylacji, należy stosować nie mniej niż 10 cm grubości.
5. W procesie projektowania można zmieniać dwa parametry komina: przekrój i wysokość. Dla danych warunków nasłonecznienia korzystniej jest, jeśli szerokość komina jest większa, a wysokość mniejsza.
6. Jeśli do przyjętego modelu dołączono czynnik wiatru, nieznacznie zmieniły się wyniki przepływów (ok. 10%).

Ong i Chow [9] stworzyli model matematyczny dla komina słonecznego przedstawionego na rysunku 4. Przekrój komina to 0,48 m x 1,02 m, wysokość 2,0 m. Komin z jednej strony zaopatrzony jest w szybę, pozostałe trzy ściany tworzą kanał, przez który będzie przepływało powietrze. W pomieszczeniu od strony komina jest izolacja. Kanał w środku pomalowany jest na czarno, aby zwiększyć absorbcje promieniowania słonecznego. Wlot powietrza znajduje się w dolnej części komina, a wylot u góry.



Rys. 4. Model fizyczny komina słonecznego [9]
Fig. 4. Physical model of solar chimney [9]

Powietrze wchodzi do komina o stałe temperaturze wlotowej (T_r). U góry wychodzi ciepłe powietrze o temperaturze wylotowej ($T_{f,o}$). Temperatura na powierzchni przeszklenia (T_g), na powierzchni ściany (T_w) i średnia temperatura powietrza w kanale (T_f) są stałe. Założono, iż opory tarcia przyjmuje się za nieistotne.

Autorzy strumień przepływającego powietrza określają wzorem [9]:

$$\dot{V}_o = C_d \frac{A_o}{\sqrt{1+A_r}} \sqrt{\frac{2gL(T_f - T_r)}{T_r}} \tag{2}$$

Współczynnik wypływu C_d przyjęto równy 0,6 wg autora innego opracowania Flourentzou: A_o − przekrój komina wylotowego (m^2), A_i − przekrój komina wlotowego powietrza (m^2), natomiast A_r jest zależnością: $A_r = A_o/A_i$, L – długość ściany.

Wzorem (2) posłużył się kilka lat wcześniej Bansal [3].

Powyższy model nie uwzględnia bezwładności komina słonecznego. Temat akumulacji ciepła w obudowie komina poruszyli autorzy artykułu [7], przedstawiając dynamiczny model komina słonecznego. Zadaniem badanego komina słonecznego miała być poprawa wentylacji naturalnej nocą, kiedy nie ma promieniowania słonecznego. Przyjęto model z powierzchnią przeszkloną, zorientowaną na południe, w którym mur betonowy absorbuje ciepło promieniowania słonecznego. Założono, ze komin jest oddzielony od budynku w celu wyeliminowania jakichkolwiek wpływów termicznych z budynku. Symulację przeprowadzono dla rzeczywistych danych, aby wyniki móc porównać z badaniami eksperymentalnymi. Przyjęto wzór na przepływ wg Bansala [3]:

$$\dot{m} = C_d \frac{\rho_{f,o} * A_o}{\sqrt{1+A_r}} \sqrt{\frac{2gL(T_f - T_r)}{T_r}} \tag{3}$$

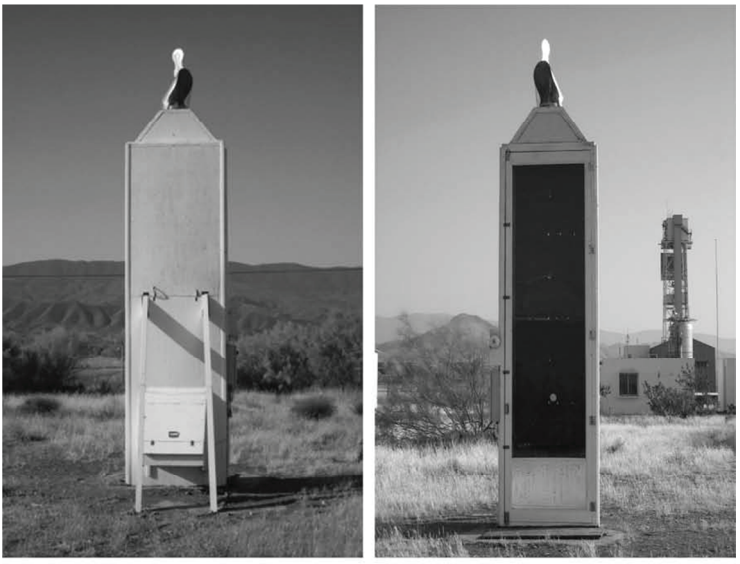
gdzie $\rho_{f,o}$ jest gęstością powietrza przy wyjściu z komina.

Dla maksymalnego promieniowania słonecznego na powierzchni pionowej 450 W/m^2, dla przyjętego modelu przepływ powietrza powinien być z granicach 0,010-0,012 kg/s.

Autorzy opracowania [5] badali komin o takich samych wymiarach jak powyższy model teoretyczny − 2 m wysokości i szerokość kanału 14,5 cm. Z tą różnicą, iż nie uwzględniali bezwładności cieplnej komina. Komin miał przeszklenie oraz metalową czarną płytę ułatwiającą akumulację ciepła pochodzącego z promieniowania słonecznego. W wynikach badań podano, iż przy wartości promieniowania słonecznego 400 W/m^2 strumień masy powietrza wynosił 0,014 kg/s. Jednocześnie podano, że temperatura na powierzchni przeszklenia wynosiła 345 K. Natomiast w badaniach teoretycznych modelu komina z bezwładnością cieplną maksymalną temperaturę obliczono na 320 K. Stąd wynikają różnice w wartościach przepływów.

Inny model badawczy został skonstruowany w południowo-wschodniej Hiszpanii na pustyni Tabernas (rys. 5). Usytuowanie z dala od innych obiektów

pozwala na zbadanie przepływu powietrza i zjawisk zachodzących w kominie słonecznym, bez dodatkowych zakłóceń. Głównym elementem komina jest płyta absorbera o wysokości 4,5 m, szerokości 1 m i grubości 0,15 m, wykonana ze zbrojonego betonu, pomalowana na kolor czarny. Ściany boczne zostały zaizolowane celem zmniejszenia strat ciepła. Wlot powietrza do komina jest w części dolnej, a wylot na górze. Badania przeprowadzono 15 września 2007 r.



Rys. 5. Komin słoneczny (a) widok części tylnej, (b) widok części frontowej, przeszklonej [2]
Fig. 5. Solar chimney (a) back view, (b) front view with glazing [2]

Podczas badań autorzy uzyskali wartości temperatury na powierzchni absorbera. Osiągnęły one wartości maksymalne dwie godziny po maksymalnym natężeniu promieniowania słonecznego, ze względu na bezwładność cieplną absorbera. Mierzono także temperaturę przeszklenia, uzyskując podobne wyniki jak prze płycie absorbera. Maksymalne wartości osiągnięto w dwie godziny po największej wartości promieniowania. Kolejnym zagadnieniem, którym zajęto się w czasie badań, była temperatura powietrza na wlocie i powietrza wywiewanego. Temperatury te rosły wraz ze wzrostem promieniowania słonecznego, podobnie jak temperatura na płycie absorbera i na przeszkleniu. Maksymalne wartości osiągnęły dwie godziny po południu. Maksymalna wartość przyrostu temperatury 7^{o}C została osiągnięta o godz. 13.00. Badania wykazały, iż przepływ powietrza kształtował się w granicach 50-374 m^3/h. Wraz ze wzrostem prędkości wiatru zwiększał się przepływ powietrza w górnej części komina.

Charakterystycznym parametrem przepływu powietrza jest współczynnik wypływu C_d. Uwzględnia on nierównomierny rozkład prędkości wlotowych powietrza, zmianę strumienia objętości, chropowatość wewnętrznych powierzchni komina itp. [2] W badaniach przeprowadzonych przez autorów współczynnik wypływu równy jest 0,52. Korzystając ze wzoru, który proponują, można obliczyć wartość przepływu powietrza przez komin (Q_{in}) w m^3/s:

$$Q_{in} = C_d * A_{out} * [2 * (\Delta T / T_{in}) * g * H]^{1/2} * [(1 + A_r^2)]^{1/2} \quad (4)$$

gdzie A_{out} jest powierzchnią przekroju na wylocie z komina (m^2), H jest wysokością komina (m), g przyspieszeniem ziemskim (m/s^2), natomiast A_r jest zależnością: $A_r = A_{in}/A_{out}$, A_{in} – powierzchnia przekroju na wlocie do komina (m^2).

PODSUMOWANIE

Kominy słoneczne jako element wspomagający działanie wentylacji naturalnej w pełni spełniają swoje zadanie. Ich zaletą jest bezobsługowość, bezawaryjność, brak hałasu i drgań podczas działania. Wykorzystanie kominów słonecznych nie wymaga dodatkowego zużycia energii, co pozwala na znaczne obniżenie kosztów utrzymania obiektów. W procesie poznawczym funkcjonowania kominów dominują badania eksperymentalne oraz tworzenie modeli matematycznych przy użyciu metod komputerowych. Wielu autorów przy opisywaniu przepływu powietrza korzysta ze wzoru, którym posłużył się Bansal [3]. Dokładne badania nad procesami zachodzącymi w kominach słonecznych cały czas trwają.

LITERATURA

[1] Afonso C., Oliveira A., 2000. Solar chimneys: simulation and experiment. Energy and Buildings 32, 71-79.
[2] Arce J., Jiménez M.J., Guzmán J.D., Heras M.R., Alvarez G., Xamán J., 2009. Experimental study for natural ventilation on a solar chimney. Renewable Energy 34, 2928-2934.
[3] Bansal N., Mathur R., Bhandari M., 1993. Solar chimney for enhanced stack ventilation. Building and Environment 28, 373-377.
[4] Chalamoński M., 2012. Wykorzystanie kominów słonecznych w wentylacji. IV Międzynarodowa Konferencja Naukowo-Techniczna Ogrzewanie i Wentylacja w Przemyśle i Rolnictwie. Tuchola-Tleń.
[5] Hirunlabh J., Kongduang W., Namprakai P., Khedari J., 1999. Study of natural ventilation of houses by a metallic solar wall under tropical climate. Renewable Energy 07, 109-119.
[6] Khanal R., Lei C., 2011. Solar chimney – passive strategy for natural ventilation. Energy and Buildings 43, 1811-1819.
[7] Marti-Herrero J., Heras-Celemin M.R., 2007. Dynamic physical model for a solar chimney. Solar Energy 81, 614-622.

[8] Ong K.S., 2003. A mathematical model of a solar chimney. Renewable Energy 28, 1047-1060.
[9] Ong K.S., Chow C.C., 2003. Performance of a solar chimney. Solar Energy 74, 1-17.

MATHEMATICAL MODELS OF SOLAR CHIMNEYS

Abstract. At this time, when energy saving is a key task for the society, there is a return to the system, using the forces of nature. Natural ventilation provides fresh air to the building, in order to dilute the flavor, reduce the concentration of pollutants, providing oxygen for breathing, while increasing comfort. Gravity ventilation is the most common form of supply of fresh air into the room. Unfortunately it does not always work in the efficiency as it should. Solar chimneys are a great part of supporting natural ventilation system. They are similar to a traditional chimney, with the exception glazing which is situated of the southern wall. Their working is based on the use of solar energy. There are many research, which describe the processes occurring in the solar chimney. This article presents a few of them, emphasizing the assumptions and formulas adopted for the calculation of the air flow in the chimney. Selected research on vertical solar chimneys.

Keywords: solar chimney, natural ventilation, mathematical model, passive ventilation systems, building

BADANIA OSADÓW DENNYCH ZBIORNIKA ZAPOROWEGO ŻUR

Jacek Cieściński, Jerzy K. Garbacz*

Streszczenie. W pracy przedstawiono dotychczasowy dorobek Katedry Kształtowania i Ochrony Środowiska w pozyskiwaniu i ocenie materiału doświadczalnego na temat miąższości osadów dennych w Zbiorniku Żurskim. Zastosowanie unikalnej techniki pomiarów, z wykorzystaniem nurkowania swobodnego, możliwe było w oparciu o zaplecze terenowej stacji badawczej zlokalizowanej w miejscowości Tleń. Systematyczne uaktualnianie bazy danych pozwala na weryfikację hipotez odnośnie statystycznej istotności korelacji pomiędzy miąższością osadów dennych, a innymi charakterystykami badanego akwenu.

Słowa kluczowe: zbiornik zaporowy, osad denny, morfometria zbiornika, korelacja, istotność statystyczna

WPROWADZENIE

Część spośród ponad 100 sztucznych zbiorników zaporowych istniejących w Polsce położona jest na obszarze województwa kujawsko-pomorskiego. Poza względnie dużymi zbiornikami zaporowymi utworzonymi w wyniku przegrodzenia zaporami koryt Wisły, Brdy i Wdy na terenie województwa znajduje się ponad 70 obiektów piętrzących wody rzek i jezior. Największym z nich jest Zbiornik Włocławski o powierzchni 70,4 km^2 i objętości wody 408 mln m^3. Drugie miejsce zajmuje Zbiornik Koronowski (15,6 km^2 i 80,6 mln m^3), a trzecie Zbiornik Żurski (4 km^2 i 16 mln m^3). Zbiorniki zaporowe na terenie województwa kujawsko-pomorskiego należą do kategorii sztucznych jezior niżowych. Dla zwiększenia objętości w niektórych zbiornikach (na przykład Jezioro Włocławskie) wznosi się obwałowania chroniące niżej położone tereny. Zbiorniki nizinne, ze względu na niewielką głębokość średnią, mają znacznie większą powierzchnię przy porównywalnej (do górskich) objętości wody.

W przeciwieństwie do jezior naturalnych, które tylko w niewielkim procencie wykorzystywane są gospodarczo, każde jezioro zaporowe tworzone jest w określonym celu. Dziewoński [7] zaproponował podział tych akwenów w zależności od wielkości i pełnionej funkcji. Są zbiorniki, których zadaniem jest: łagodzenie skutków powodzi, retencjonowanie wody dla potrzeb rolnictwa, ułatwianie żeglugi czy zatrzymywanie wody w czasie małego zapotrzebowania

* dr inż. Jacek CIEŚCIŃSKI, Wydział Budownictwa i Inżynierii Środowiska,
e-mail: jacek.ciescinski@utp.edu.pl
prof. dr hab. Jerzy K. GARBACZ, Wydział Budownictwa i Inżynierii Środowiska UTP,
Uniwersytet Mikołaja Kopernika w Toruniu, Collegium Medicum w Bydgoszczy

na energię elektryczną i oddawania jej w godzinach szczytu. Większość zbiorników w praktyce łączy jednak dwie lub kilka funkcji. Nawet jeziora zaporowe, które powinny służyć wyłącznie retencjonowaniu wody na potrzeby komunalne dla miast (np. Czaniec na Górnym Śląsku, Besko − uzdrowiska Iwonicz Zdrój, Dobczyce − woda dla Krakowa, Jezioro Zegrzyńskie − woda dla Warszawy), były i są wykorzystywane do celów rekreacji i turystyki [9]. Zalew Koronowski jest również przykładem takiego zbiornika. Powstał w 1960 roku wskutek przegrodzenia rzeki w 49,14 km jej biegu zaporą typu ziemnego w Pieczyskach. Zapora o długości 340 m i wysokości 25 m pozwala na zretencjonowanie ponad 80 milionów metrów sześciennych wody dopływającej do zbiornika rzekami: Brdą, Kamionką, Sępolenką i Krówką oraz kilkoma drobniejszymi ciekami. Zalew, nazywany też Jeziorem Koronowskim, ma długość 27 kilometrów i powierzchnię 15,6 kilometrów kwadratowych. Zlewnia obejmuje znaczny fragment kompleksu leśnego „Bory Tucholskie".

Rzeka Brda przepływa przez obszary objęte różnymi formami ochrony, w tym przez Park Narodowy „Bory Tucholskie" i parki krajobrazowe – Zaborski, Tucholski i Krajeński. Położenie zlewni Brdy na terenach wielkoprzestrzennych form ochrony, jakimi są wymienione parki, w dużej mierze wpływa na stan czystości rzeki oraz zachowanie jej naturalnego charakteru. Brda – wpływając na teren województwa kujawsko-pomorskiego w powiecie tucholskim – zasilana jest kilkoma ciekami, które mają istotny wpływ zarówno na ilość jak i jakość wody w rzece. Ważniejszymi lewobrzeżnymi dopływami Brdy na terenie powiatu tucholskiego są: Czerska Struga, Bielska Struga, Ruda i Szumionka, a prawobrzeżnymi − Raciąska Struga i rzeka Kicz. Do ujścia Bielskiej Strugi Brda płynie w swym środkowym biegu mocno meandrując. W dolnym biegu, od ujścia Bielskiej Strugi płynie ze zwiększonym spadkiem i w dalszym ciągu wąską, głęboko wciętą doliną wraz z malowniczym przełomem w miejscu zwanym „Piekiełkiem". „Opuszczając" gminę Gostycyn rzeka wpływa do Zbiornika Koronowskiego, który również objęty jest ochroną, należy bowiem do Koronowskiego Obszaru Krajobrazu Chronionego oraz stanowi fragment korytarza ekologicznego o znaczeniu krajowym utworzonego jako element sieci ekologicznej ECONET − Polska.

Tak wyjątkowa lokalizacja, urozmaicona linia brzegowa, piękne lasy w otoczeniu Jeziora Koronowskiego oraz inne walory sprzyjają rozwojowi turystyki i rekreacji zorganizowanej i niezorganizowanej. Niestety wieloletnie zaniedbania w zakresie niewłaściwego zagospodarowania ścieków z obiektów położonych w zlewni i bezpośrednio przy zalewie wpływały na zły stan sanitarny i eutrofizację wód. W takiej sytuacji niełatwe jest pogodzenie rozwoju infrastruktury turystyczno-rekreacyjnej z retencjonowaniem wody. W niezbyt odległym Czyżkówku (17,5 km biegu Brdy), po infiltracji, a następnie uzdatnieniu tę samą wodę wykorzystuje się do zaopatrzenia aglomeracji bydgoskiej. Niewątpliwie duże znaczenie w procesie naturalnego samooczyszczania wody mają zbiorniki w Tryszczynie i Smukale, położone pomiędzy Zalewem Koronowskim a ujęciem wody w Czyżkówku. Zbiornik w Tryszczynie ma powierzchnię

około 87 ha i pojemność całkowitą 2,2 mln m^3 i odpowiednio w Smukale 93,6 ha i pojemność całkowitą około 2,22 miliona m^3 [14]. Brda od ujścia ze Zbiornika Koronowskiego oraz wymienione zbiorniki otoczone są obszarem strefy ochronnej ujęcia wody powierzchniowej „Czyżkówko". Nakazy i zakazy w obrębie tej strefy (około 32 km długości) zawarte są w rozporządzeniu Dyrektora Regionalnego Zarządu Gospodarki Wodnej w Gdańsku [15]. Rozporządzenie to istotnie modyfikuje wcześniejsze decyzje w tej sprawie [5, 6].

CHARAKTERYSTYKA ZBIORNIKA ZAPOROWEGO ŻUR

Zbiornik Żur będący przedmiotem opracowania powstał w latach trzydziestych XX wieku wskutek przegrodzenia rzeki Wdy w 33,8 km jej biegu zaporą typu ziemnego o wysokości około 14,5 m. Prace zasadnicze przy budowie zapory realizowano w latach 1929-1930. Podstawowym celem inwestycji była produkcja energii elektrycznej na potrzeby rozwijającego się wówczas portu w Gdyni. Po wypełnieniu powstał zbiornik o pojemności 16 mln m^3 i powierzchni ponad 400 ha. Poniżej (zapora w miejscowości Gródek), jako podstopień zabezpieczający, utworzono mniejszy zbiornik o pojemności 5,5 mln m^3.

Powierzchnia nowo powstałego zbiornika wyniosła 440 ha, objętość zmagazynowanej wody to 16 mln m^3. Niewielka średnia głębokość (4 m) ogranicza dopuszczalne wahania poziomu wody (do 70 cm). Również głębokości maksymalne nie są imponujące, przy samej zaporze najgłębsze miejsce nie przekracza 15 m, natomiast w obrębie dawnego koryta rzeki nie więcej niż 10 m. Zbiornik o łącznej długości 9,3 km ma wydłużony kształt z kilkoma bocznymi odgałęzieniami i rozlewiskiem w górnej części w miejscowości Tleń. Całkowita powierzchnia zlewni Jeziora Żurskiego wynosi 1837,9 km^2, z czego przypada na [11]:

- zlewnię Wdy do Jeziora Żurskiego – 1440,3 km^2
- zlewnię Prusiny – 192,2 km^2
- zlewnię Ryszki – 103,5 km^2
- zlewnię strugi Osie – 12,7 km^2
- zlewnię strugi Grzybek – 8,7 km^2
- pozostały obszar – 80,5 km^2

W skali Polski zbiornik ten należy do grupy małych [9] i niewiele znaczących w ogólnym bilansie energetycznym, natomiast na obszarze Pomorza jest drugim co do wielkości po Zbiorniku Koronowskim. Podobieństwo do Zbiornika Koronowskiego dotyczy również coraz większego znaczenia turystyki i rekreacji w gospodarce regionu. Świadczy o tym ciągły rozwój bazy turystycznej w Tleniu, Osiu, Starej Rzece i innych osadach. O walorach przyrodniczych i znaczeniu tego zbiornika w ochronie najcenniejszych fragmentów kompleksu leśnego „Bory Tucholskie" najlepiej świadczy fakt, że Wdecki Park Krajobrazowy utworzono wokół jeziora zaporowego Żur. W charakterystykach i opisach walorów przyrodniczych i turystycznych zbiornik nazywany coraz częściej

Jeziorem Żurskim i lokalizowany jest jako oś parku krajobrazowego. Coraz większe znaczenie innych (niż energetyczna) funkcji predysponuje ten zbiornik do grupy wielozadaniowych według podziału zaproponowanego przez Dziewońskiego [7].

Głównymi dopływami decydującymi o zasilaniu zbiornika Wda o średnim przepływie SSQ = 11,1 m^3/s, Prusina (1,1 m^3/s) Ryszka (0,16 m^3/s) [17]. Woda z tych dopływów jest w stanie wypełnić zbiornik w ciągu około 14 dni. Zbiornik Żurski jest zatem zbiornikiem o krótkim czasie retencji i całkowita wymiana wody zachodzi w nim około 25-krotnie w ciągu roku. Według kryterium przyjętego przez Starmacha [16] (wymiana wody ponad 10-krotnie w ciągu roku) Zbiornik Żurski należy do grupy przepływowych − reolimnicznych (wymiana wody ponad 10 razy ciągu w roku).

Zlewnia Jeziora Żurskiego w podziale regionalnym Polski według Kondrackiego [13] obejmuje Bory Tucholskie i Równinę Świecką. Obie te jednostki fizyczno-geograficzne są mezoregionami większej jednostki – makroregionu Pojezierza Południowo-Pomorskiego, które z kolei wchodzi w skład Pojezierza Południowobałtyckiego. W obszarze Borów Tucholskich niemal w całości leży zlewnia rzeki Prusiny oraz fragment obszaru bezodpływowego wokół jeziora Trzebciny. Znaczna część zlewni zbiornika znajduje się na obszarze Równiny Świeckiej. Są to krajobrazy młodoglacjalne: sandrowo-pojeziorne (w obrębie Borów Tucholskich) oraz równiny i wzniesienia morenowe (w obrębie Równiny Świeckiej). Niezwykle malowniczy jest krajobraz dolin rzek dopływających do zalewu: Wdy, Prusiny, Ryszki, oraz strug Osie i Grzybek.

Duże znaczenie w kształtowaniu krajobrazu mają warunki klimatyczne panujące w obrębie zlewni Jeziora Żurskiego. Są one typowe i porównywalne dla pozostałych krain Niżu Polskiego. Obszar ten charakteryzuje przejściowość, wynikająca z oddziaływania mas powietrza polarno-morskiego i polarno-kontynentalnego. Mniejszy wpływ wywierają masy powietrza zwrotnikowego i arktycznego. Wiatry o kierunku wschodnim przynoszą pogodę suchą, ciepłą latem i mroźną zimą. Wpływy oceaniczne zwiększają wilgotność, przynosząc latem ochłodzenie, a zimą ocieplenie i zwiększoną ilość opadów atmosferycznych. Budowa geologiczna, zróżnicowanie rzeźby, klimat, szata roślinna, stosunki wodne oraz przemiany antropogeniczne zdecydowały o wykształceniu się w zlewniach gleb bielicowych, brunatnych, brunatnych właściwych, czarnych ziem właściwych i zdegradowanych, torfowych, i murszowo-mineralnych. Procesy erozyjne w dolinach cieków wpłynęły na urozmaicenie linii brzegowej. Wyerodowany materiał, wcześniej niesiony w rzece, z chwilą utworzenia sztucznego zbiornika ulega akumulacji.

WYPŁYCANIE ZBIORNIKA

Rzeka wpływając do zbiornika gwałtownie traci szybkość i rozpoczyna się proces akumulacji. Najpierw sedymentują zawiesiny o dużym ciężarze właściwym, utrzymywane dotąd w wodzie przez intensywny, turbulencyjny ruch. Im

drobniejsze i lżejsze cząstki zawieszone w wodzie, tym dalej mogą płynąć wzdłuż zbiornika, nawet poza zaporę. Jest to naturalny proces segregacji i zróżnicowania osadów. Poza ładunkiem zawiesiny dostarczonej do zbiornika z wodą dopływów, w samym zbiorniku − jeśli czas retencji jest dostatecznie długi − rozwija się plankton, którego szczątki w zależności od warunków opadają w zróżnicowanym tempie. Plankton musi mieć określony czas, aby się rozwinąć. W niewielkiej, zwłaszcza szybko płynącej rzece warunki do tego przeważnie są niesprzyjające. Rozwój zaczyna się dopiero w zbiorniku i trwa dla fitoplanktonu zaledwie kilka dni, a dla zooplanktonu, zwłaszcza skorupiaków, około 2 tygodni [12]. W Zbiorniku Żurskim woda nie płynie jednolicie całą powierzchnią. Są miejsca zastoisk (strefy lenityczne, jeziorne) i widocznego przepływu wody przypominające warunki w rzece.

Skutki procesu „starzenia" zbiornika są już widoczne „gołym okiem" w obrębie ujścia Wdy i Prusiny. Roślinność wodna wynurzona występuje w miejscach wypłyceń, które obejmują coraz większą powierzchnię, już niemal do mostu kolejowego. Jest to rejon cofki zalewu, w którym wody tych rzek wpływając do zbiornika tracą szybkość. Wśród czynników, które prawdopodobnie decydują o wypłycaniu Zbiornika Żurskiego – poza materią dostarczoną przez dopływające rzeki i abrazją strefy przybrzeżnej, niewątpliwie należy uwzględnić skutki eutrofizacji [10].

Wypłycanie rozpoczyna się z chwilą przegrodzenia rzeki zaporą i zachodzi nieprzerwanie. Proces ten jest jednym z ważniejszych wskaźników degradacji zbiorników zaporowych. Stąd też ustalenie ilości osadów oraz przyczyn i tempa wypłycania należy do ważnych zagadnień badawczych związanych ze zbiornikami zaporowymi. Jezioro Żurskie może być reprezentatywne dla zbiorników zaporowych zlokalizowanych w zlewni rzeki Brdy i Wdy. Proces zamulania zachodzi tu nieprzerwanie od ponad osiemdziesięciu lat.

Katedra Kształtowania i Ochrony Środowiska od wielu lat prowadzi badania osadów dennych zgromadzonych w zbiorniku Żur. Koncepcja wykorzystania techniki nurkowania swobodnego w ocenie ilości osadów dennych zalegających w Zbiorniku Żurskim możliwa była do zrealizowania przez pracowników Katedry, mających odpowiednie uprawnienia i wieloletnie doświadczenie w badaniach podwodnych. Dużym ułatwieniem było zaplecze techniczne Terenowej Stacji Badawczej w Tleniu oraz specjalistyczny sprzęt niezbędny do tak unikalnych badań. Wykorzystanie techniki nurkowania swobodnego wymagało jednak zweryfikowania zalet i wad tej metody w praktyce [2]. Potwierdzono przydatność tej metody głównie ze względu na możliwość precyzyjnego ustalenia granicy pomiędzy osadem (nawet bardzo uwodnionym) a wodą nad dnem.

Niewątpliwą wadą metody nurkowania swobodnego jest trudność z jej upowszechnieniem. W związku z tym wskazano na alternatywną metodę pomiaru miąższości osadów dennych z zamarzniętej powierzchni zbiornika. Porównano tę metodę bezpośrednio z pomiarem pod wodą, przedstawiając zalety i wady obu [1]. W porównaniu wskazano, że dla pojedynczych lub kilku sondowań w zakresie głębokości wody 10-40 m i miąższości osadów nieprzekra-

czającej 3-5 m, zdecydowanie bardziej precyzyjna jest metoda z wykorzystaniem nurkowania swobodnego. Natomiast przy łącznej głębokości wody i miąższości osadów dennych nieprzekraczającej 12 m (w tym osadów nie więcej niż 3-5 m) możliwe jest zastosowanie obu metod. Jednak ze względu na koszty i wysiłek, korzystniejsza jest metoda pomiarów z lodu, choć oczywistym ograniczeniem w zastosowaniu pomiarów „z lodu" jest istnienie obejmującej cały zbiornik pokrywy lodowej o odpowiedniej bezpiecznej grubości.

Przeprowadzono pomiary miąższości osadów w reprezentatywnych przekrojach dla różnych części zalewu [4]. W trakcie realizacji pomiarów stwierdzono, że kluczowe znaczenie dla ich powtarzalności ma precyzyjna identyfikacja punktów pomiarowych w terenie i na mapie. Stwierdzono także, że odwoływanie się do punktów charakterystycznych na brzegach zbiornika jest mało precyzyjne i nie daje gwarancji odtworzenia ich lokalizacji w przyszłości. W związku z tym zastosowano urządzenia GPS w badaniach miąższości osadów dennych dla precyzyjnej rejestracji punktów pomiarów [3]. Wykorzystanie odbiornika satelitarnego GPS do lokalizacji punktów pomiarowych i bazowych w przekrojach wykazuje istotną przewagę nad wcześniejszymi metodami oznaczania tych punktów. Zastosowanie tej techniki w lokalizacji dowolnego punktu w obrębie zbiornika oraz w przekroju pomiarowym znacząco upraszcza i przyspiesza powtórną lokalizację tego punktu.

Kolejnym etapem badań była weryfikacja hipotez odnośnie statystycznej istotności korelacji pomiędzy miąższością osadów dennych a innymi charakterystykami badanego akwenu [8]. Podstawą weryfikacji było zebranie reprezentatywnego materiału doświadczalnego na temat miąższości osadów dennych w Zbiorniku Żurskim.

Punkty i przekroje pomiarowe ustalono z uwzględnieniem czterech charakterystycznych części zbiornika (rys. 1). Przyjęto, że każda z nich stanowi odrębny basen i reprezentuje: centralne rozlewisko (basen „C"), strefy zasilania przez największe rzeki Wdę i Prusinę (basen „A"), obszar zasilany przez Ryszkę (basen „B") i obszar pomiędzy centralnym rozlewiskiem a zaporą (basen „D").

W poszczególnych częściach zbiornika uwzględniono następującą liczbę punktów pomiarowych:

- basen „A" – 9 punktów pomiarowych i przekrój A1 (143 m długości),
- basen „B" – 20 punktów pomiarowych i przekroje B1 (172 m) oraz B2 (63 m),
- basen „C" – 18 punktów pomiarowych i przekrój C1 (365 m),
- basen „D" – 26 punktów pomiarowych i przekroje D1 (158 m), D2 (216 m), D3 (216 m),

Rys. 1. Lokalizacja punktów pomiarowych i wyodrębnionych obszarów zbiornika [8]
Fig. 1. The location of the measurement points in isolated areas of the reservoir [8]

Na podstawie rezultatów przeprowadzonych pomiarów określono średnią miąższość osadów dennych w wyodrębnionych częściach badanego akwenu. Wyniki obliczeń z dokładnością do 1 cm (ze względu na precyzję pomiaru) przedstawiono w tabeli 1.

Tabela 1. Średnia miąższość osadów dennych w wybranych obszarach Zbiornika Żurskiego [8]
Table 1. The average bottom sediment thickness in the choosen areas of Żur reservoir [8]

Obszar	Liczba punktów pomiarowych	Średnia miąższość [cm]	Odchylenie standardowe [cm]
A	45	96	95
B	56	70	45
C	50	64	34
D	102	70	36

Otrzymane rezultaty świadczą o małej reprezentatywności wartości średniej dla oceny ilości osadu dennego; w każdym z uwzględnionych obszarów Zbiornika Żurskiego odchylenie standardowe przekracza bowiem połowę wyniku uśrednienia, a w obszarze „A" obydwie liczby są praktycznie jednakowe. Sytuacja taka nie daje podstaw do wiarygodnego wnioskowania statystycznego, a ewentualna kontynuacja tego kierunku badań wymagałaby znacznie większej liczby punktów pomiarowych pokrywających dużo dokładniej poszczególne części zbiornika. Jako podejście alternatywne przyjęto możliwość określenia korelacji (wzdłuż wytypowanych przekrojów poszczególnych części zbiornika) pomiędzy miąższością osadów dennych a:

- głębokością zbiornika w punkcie pomiaru,
- odległością punktu pomiaru od brzegu.

Dla oceny siły związku pomiędzy miąższością osadu a głębokością zbiornika, miąższością osadu dennego a odległością od brzegu oraz głębokością zbiornika i odległością od brzegu wybrano współczynnik korelacji oraz wartości testu t, na istotność współczynnika korelacji r. Dla oceny zróżnicowania średniej miąższości w poszczególnych obszarach jako kryterium wybrano wartość średnią miąższości oraz odchylenie standardowe. W wyniku przeprowadzonej analizy ustalono, że w przeciwieństwie do pracochłonnych i w małym stopniu reprezentatywnych oznaczeń średniej miąższości osadów dennych w zbiorniku, dużo bardziej obiecująco przedstawiają się rezultaty badania korelacji pomiędzy miąższością a głębokością lub odległością od brzegu [8]. Zwłaszcza pierwsza z tych korelacji operująca parą zmiennych dostępnych w tym samym pomiarze, stwarza uzasadnioną nadzieję na możliwość opracowania nieskomplikowanej metodyki i prostego algorytmu dla wiarygodnego określenia ilości osadów dennych w badanym zbiorniku wodnym.

PODSUMOWANIE

Można stwierdzić, że przedstawione w pracy wyniki stanowią, w zamierzeniu autorów, studium przygotowawcze do pogłębionych badań nad zróżnicowaniem miąższości w poszczególnych obszarach zbiornika i do sformułowania algorytmu, który pozwoli określić całkowitą ilość zalegających w zbiorniku osadów.

LITERATURA

[1] Chodakowski K., Cieściński J., Dąbkowski R., Kozłowski A., 2007. Porównanie manualnych technik pomiaru miąższości osadów dennych w Zbiorniku Żurskim. [W:] Diagnozowanie stanu środowiska metody badawcze – prognozy. Kompleksowe badania i ochrona środowiska naturalnego, zbiór rozpraw pod red. J. Garbacza, Bydgoskie Towarzystwo Naukowe, 91-100.

[2] Chodakowski K., Cieściński J., Kozłowski A., Dąbkowski R., 2005. Wstępna koncepcja techniki pomiaru miąższości osadów dennych dla potrzeb oceny tempa wypłycania zbiornika Zaporowego Żur. [W:] Diagnozowanie stanu środowiska metody badawcze – prognozy. Kompleksowe badania i ochrona środowiska naturalnego, Bydgoskie Towarzystwo Naukowe, 144-151.
[3] Cieściński J., Ciechalski J., Dąbkowski R., Kozłowski A., Chodakowski K., 2009. Uwagi o przydatności odbiornika satelitarnego (GPS) w badaniach miąższości osadów dennych zbiornika Żurskiego z wykorzystaniem nurkowania swobodnego. [W:] Diagnozowanie stanu środowiska metody badawcze – prognozy. Kompleksowe badania i ochrona środowiska naturalnego, Bydgoskie Towarzystwo Naukowe, 9-14.
[4] Cieściński J., Dąbkowski R. Kozłowski A., Chodakowski K., 2008. Wstępna ocena tempa wypłycania centralnej części Zalewu Żurskiego. [W:] Diagnozowanie stanu środowiska metody badawcze – prognozy. Kompleksowe badania i ochrona środowiska naturalnego, Bydgoskie Towarzystwo Naukowe.
[5] Decyzja Prezydium Wojewódzkiej Rady Narodowej Wydziału Gospodarki Wodnej i Ochrony Powietrza z dnia 4 września 1970 roku.
[6] Decyzja Wojewody Bydgoskiego nr ROŚ-OŚ-X6210/1381/97 z 19 sierpnia 1997 r.
[7] Dziewoński Z., 1973. Rolnicze zbiorniki retencyjne. PWN Warszawa.
[8] Garbacz J.K., Cieściński J., Dąbkowski R., Kozłowski A., 2010. Reprezentatywność wyników pomiarów miąższości w wybranych punktach zbiornika zaporowego Żur dla potrzeb oceny ilości osadów dennych. [W:] Diagnozowanie stanu środowiska metody badawcze – prognozy. Kompleksowe badania i ochrona środowiska naturalnego, Bydgoskie Towarzystwo Naukowe.
[9] Głodek J., 1985. Jeziora zaporowe świata. PWN Warszawa.
[10] Goszczyński J., Jutrowska E., 2000. Uwagi do wskazań metodycznych do projektów i eksploatacji monitoringu zbiorników zaporowych. Krajowa Konf. Zbiorniki Zaporowe, Metody Badań i Ocen Jakości Wód, Zacisze.
[11] IMGW, 1983. Podział hydrograficzny Polski. Zestawienie liczbowo-spisowe. Warszawa.
[12] Kajak Z., 1998. Hydrobiologia-Limnologia. Ekosystemy wód śródlądowych. PWN Warszawa.
[13] Kondracki J., 1978. Geografia fizyczna Polski. PWN Warszawa.
[14] Roczniki statystyczne województwa kujawsko-pomorskiego, GUS.
[15] Rozporządzenie Nr 10/2012 Dyrektora regionalnego Zarządu Gospodarki Wodnej w Gdańsku z dnia 4 grudnia 2012 w sprawie ustanowienia strefy ochronnej ujęcia wody powierzchniowej „Czyżkówko" z rzeki Brdy dla Miasta Bydgoszczy.
[16] Starmach K., Wróbel S., Pasternak K., 1978. Hydrobiologia. PWN Warszawa.
[17] WIOŚ Bydgoszcz, 2001. Raport o stanie środowiska województwa kujawsko-pomorskiego w 2000 roku. Biblioteka Monitoringu Środowiska Bydgoszcz.

INVESTIGATION ON BOTTOM SEDIMENTS IN THE ŻUR RESERVOIR

Abstract. The work has presented actual achievements of Environment Cultivation and Protection Faculty in acquisition and evaluation of empirical material on thickness of bottom debris of Żurski reservoir. Application of an unique measurement technique with the use of freediving was possible with the support of research facility located in Tleń. Systematic updating of the database enables to verify hypotheses on statistical relevance of correlation between the thickness of the debris and other characteristics of the reservoir.

Keywords: reservoir, bottom sediment, morphometry, correlation, statistical significance

OPIS FIZYCZNEJ ADSORPCJI GAZÓW NA CIAŁACH STAŁYCH – WYBÓR METODY A ZASÓB INFORMACJI O MODELU

Jerzy K. Garbacz, Mieczysław Stachowiak*

Streszczenie. Realizację celu pracy oparto na analizie dwóch najpopularniejszych koncepcji opisu adsorpcji gazów na homogenicznych powierzchniach ciał stałych, tj. na monowarstwowym modelu Langmuira oraz na wielowarstwowym modelu Brunauera, Emmetta i Tellera. Prezentując wyprowadzenia odpowiednich izoterm adsorpcji potwierdzono zasadniczą równoważność metod, odpowiednio, kinetycznej, quasi-chemicznej oraz termodynamiczno-statystycznej. Dowiedziono równocześnie ich nierównocenności pod względem poznawczym, ukazując granice kompetencji interpretacyjnych dwóch pierwszych spośród nich i niezastępowalność trzeciej jako warunek uzyskania pełnej informacji o każdym z analizowanych modeli.

Słowa kluczowe: adsorpcja, model teoretyczny, metoda opisu, walor poznawczy

WPROWADZENIE

Klasa zjawisk fizykochemicznych, zwanych umownie powierzchniowymi, obejmuje takie *phenomena*, jak na przykład flotacja, adhezja czy adsorpcja. W licznych opracowaniach naukowych i jeszcze liczniejszych, popularyzujących osiągnięcia nauki podkreślano wielokrotnie istotną, a niekiedy wręcz kluczową rolę tych zjawisk w obszarach poznania i praktyki związanych, między innymi, z kinetyką chemiczną, katalizą heterogenną, chromatografią, transportem metabolitów przez błony biologiczne, rafinacją produktów przemysłu chemicznego i spożywczego, indywidualną ochroną dróg oddechowych, ochroną powietrza atmosferycznego, oczyszczaniem ścieków, uzdatnianiem wody pitnej, szeroko pojętą inżynierią środowiska naturalnego oraz wieloma innymi, których szczegółowy katalog przekraczałby ramy niniejszego opracowania. Utylitarny walor procesów zachodzących na granicach rozdziału faz stanowi równocześnie bezdyskusyjne uzasadnienie dla, ukierunkowanych na nie, badań teoretycznych mających za przedmiot między innymi fizykochemiczne uwarunkowania równowagi termodynamicznej w rozważanych układach makroskopowych. Udana realizacja tak określonego celu, a zwłaszcza wysoki stopień szczegółowości uzyskanych w jej toku rezultatów, wymagają spełnienia szeregu

* prof. dr hab. Jerzy K. GARBACZ, Wydział Budownictwa i Inżynierii Środowiska UTP, Uniwersytet Mikołaja Kopernika w Toruniu, Collegium Medicum w Bydgoszczy, e-mail: jerzy.garbacz@utp.edu.pl
dr inż. Mieczysław STACHOWIAK, Wydział Budownictwa i Inżynierii Środowiska UTP

warunków, pośród których pierwszorzędną rolę odgrywają zarówno jednoznaczne założenia modelowe tworzące fizyczny obraz zjawiska, jak i właściwy wybór metody badawczej. Słuszności metodologicznego aspektu powyższego stwierdzenia nie podważają, jak zostanie wykazane w dalszej części opracowania, liczne przypadki **zasadniczej** równoważności różnych metod w kontekście rozwiązań finalnych. Przedstawione poniżej rozważania dotyczą trzeciego w kolejności wymienionych tu zjawisk powierzchniowych, tj. adsorpcji, a ściślej mówiąc, jednego z jej wariantów, tzw. fizysorpcji (w odróżnieniu od adsorpcji aktywowanej określanej potocznie jako chemisorpcja). Najważniejsze modele teoretyczne tego zjawiska posłużą przy tym jako ilustracja zależności pomiędzy sposobem dochodzenia do ostatecznego rozwiązania a zasobem informacji o badanym procesie limitowanym charakterem obranej metody.

MODEL LANGMUIRA

Jest to chronologicznie pierwszy opis równowagi adsorpcyjnej oparty na jednoznacznym obrazie fizycznym fazy adsorbatu zapełniającego powierzchnię stałego adsorbentu. Obraz ten konstytuują następujące założenia [2, 6, 7, 14, 15, 17, 18, 19, 31, 33-36, 47-49, 50, 51]:

(i) powierzchnia adsorbentu zawiera B identycznych (pod każdym względem) miejsc adsorpcyjnych,
(ii) każde miejsce adsorpcyjne może związać co najwyżej jedną molekułę adsorbatu,
(iii) adsorpcja ma charakter monowarstwowy i zlokalizowany,
(iv) zaadsorbowane molekuły nie oddziałują pomiędzy sobą,
(v) gaz niezaadsorbowany (adsorptyw) ma właściwości gazu doskonałego.

Omawiana koncepcja odnosi się zatem do adsorpcji na powierzchni homogenicznej (w rozumieniu założenia (i)), a jej oryginalne sformułowanie ma charakter kinetyczny . Obrana w tym celu metoda polega na porównaniu szybkości dwóch przeciwnych procesów, tj. adsorpcji V_a i desorpcji V_d, dla których odpowiednie zależności dane są następująco:

$$V_a = k_a p(B - N) \tag{1}$$

oraz

$$V_d = k_d N \tag{2}$$

gdzie N i p oznaczają liczbę zaadsorbowanych molekuł ($N \leq B$; warunek monowarstwowości) oraz ciśnienie adsorptywu, natomiast k_a i k_d są stałymi szybkości, odpowiednio, adsorpcji i desorpcji.

W stanie równowagi adsorpcyjnej obie szybkości są jednakowe, co po porównaniu prawych stron równań (1) i (2) daje:

$$k_a\ p(B-N) = k_d N \tag{3}$$

Zastąpienie bezwzględnej liczbą molekuł adsorbatu, N, przez tzw. stopień zapełnienia powierzchni adsorbentu, $\theta = N/B$ (dla adsorpcji monowarstwowej, $\theta \le 1$) przekształca równanie (3) do postaci:

$$\theta = \frac{K_L p}{1 + K_L p} \tag{4}$$

w której stała Langmuira, K_L, jest dana ilorazem k_a / k_d. Wzór (4), będąc powszechnie rozpoznawalnym przedstawieniem izotermy Langmuira, stanowi równocześnie wygodną i, w wielu przypadkach, efektywną formę opisu izotermicznych danych doświadczalnych: ciśnienie – adsorpcja (oczywiście w zakresie akceptowalności założeń (i) – (v)). Problematyczne i, na gruncie metody kinetycznej, nieprzekonujące jest natomiast uogólnienie tego rozwiązania w celu wyprowadzenia zależności na tzw. izosteryczne ciepło adsorpcji [56], q^{st}, definiowane wzorem Clausiusa-Clapeyrona jako:

$$q^{st} = -R\left[\partial \ln p / \partial (T^{-1})\right];\ \theta = const \tag{5}$$

gdzie R oznacza uniwersalną stałą gazową.

O ile bowiem odwrócenie funkcji (4) do postaci $p = p(\theta)$ jest sprawą banalną, o tyle uzależnienie stałej Langmuira K_L, od temperatury z wykorzystaniem jedynie arrheniusowskich zależności na stale szybkości k_a i k_d prowadzi do wniosku, że $K_L \sim \exp\left[(\varepsilon_d - \varepsilon_a)/RT\right]$, przy czym ε_d i ε_a są odpowiednimi energiami aktywacji. Pomijając w tym miejscu kwestię współczynnika proporcjonalności, należy przede wszystkim podkreślić brak eksperymentalnych możliwości niezależnego wyznaczenia wartości tych energii, co oznacza, w gruncie rzeczy, kres kompetencji metody kinetycznej. Jakikolwiek postęp w przedmiotowym zagadnieniu wymaga zatem istotnej zmiany w samym sposobie dochodzenia do ostatecznego rozwiązania. Na gruncie modelu Langmuira sposobem takim jest, zaproponowana przez Kisielewa [32], metoda quasi-chemiczna, która akceptując w całości oryginalny obraz układu adsorpcyjnego, tj. założenia (i) – (v), traktuje adsorpcję jako odwracalną reakcję chemiczną, w której substratami są odpowiednio: molekuła adsorptywu M oraz miejsce adsorpcyjne na powierzchni adsorbatu S, a produktem – tzw. kompleks adsorpcyjny A. Równanie takiej „reakcji" przedstawia prosty zapis: $M + S \rightleftarrows$ A.

Jeżeli jako miary równowagowych koncentracji poszczególnych „reagentów" tego procesu przyjąć: dla M – ciśnienie adsorptywu, p, dla A – stopień zapełnienia powierzchni adsorbentu, θ oraz dla S – różnicę $(1-\theta)$, wtedy rozważany stan równowagi charakteryzuje stała izotermiczna, K, w postaci:

$$K\frac{\theta}{p(1-\theta)} \tag{6}$$

Jest oczywiste, że identyczność równania (6) z zależnością (4) pociąga za sobą warunek: $K_L = K$, co z kolei pozwala przedstawić temperaturową zależność stałej Langmuira zgodnie z równaniem izobary van't Hoffa, tj.:

$$K_L = K_L^o \exp(Q_o / RT) \tag{7}$$

gdzie przedeksponencjalny czynnik K_L^o jest, w pierwszym przybliżeniu, niezależny od temperatury, natomiast Q_o oznacza molowe ciepło adsorpcji (równe zmianie entalpii ze znakiem minus). W konsekwencji, ciepło izosteryczne korespondujące z modelem Langumira wyraża się wzorem: $q^{st} = Q_o$ i, zgodnie z założeniami (i) – (v), nie zależy od stopnia zapełnienia powierzchni adsorbentu. Niezależnie od kontrowersyjnego charakteru tego wniosku, istotnym atutem koncepcji quasi-chemicznej jest, w odróżnieniu od metody kinetycznej, eksperymentalna możliwość jego weryfikacji (na przykład na podstawie danych kalorymetrycznych). Oznacza to, że pomimo zasadniczej równoważności metod opisu zjawiska, druga z nich, tj. quasi-chemiczna, w istotny sposób wzbogaca poznawczy aspekt modelu Langmuira. Pojawia się jednak pytanie: czy go wyczerpuje? Zasadność tego pytania wynika z postaci funkcji (7), zgodnie z którą stała Langmuira dąży do zera, gdy ciepło adsorpcji zmierza do minus nieskończoności. Wniosek taki jest sprzeczny nie tylko z intuicją badawczą, ale także z termodynamiką, która wyklucza endotermiczny charakter procesów samorzutnych biegnących ze zmniejszeniem entropii układu (a takim jest adsorpcja mająca wiele cech kondensacji). Rozwikłanie tego dysonansu poznawczego wymaga zaangażowania teorii wykraczającej poza formalizm metody quasi-chemicznej. Może nią być, jak wykazano poniżej, teoria statystyczna oparta na kanonicznej sumie stanów warstwy, której fizyczny obraz jest w pełni zgodny z założeniami (i) – (v).

W tym celu wspomnianą sumę stanów, *Z*, przedstawiono następująco [37]:

$$Z = \frac{B!}{N!(B-N)!} j_a^N \exp\frac{NE^o}{kT} \tag{8}$$

Symbole *B* i *N* mają tu sens identyczny jak w równaniu (1), natomiast E_o, *k*, *T* i j_a oznaczają, odpowiednio, potencjał adsorpcyjny, stałą Boltzmanna, temperaturę oraz wewnętrzną sumę stanów zaadsorbowanej molekuły.

Energia swobodna warstwy adsorpcyjnej, *F*, spełnia jedną z podstawowych relacji termodynamiki statycznej, tj.:

$$F = -kT \ln Z \tag{9}$$

co po zastosowaniu tzw. przybliżenia Stirlinga, $\ln N! = N \ln N - N$ oraz uwzględnieniu definicji potencjału chemicznego adsorbatu, $\mu_a = (\partial F / \partial N)_{T,B,}$ daje:

$$\mu_a = kT \ln\left[\frac{1}{j_a}\exp(-\frac{E^o}{kT})\frac{N}{B-N}\right] \tag{10}$$

Z kolei potencjał chemiczny adsorptywu, μ_a, traktowanego, zgodnie z założeniem (v), jako gaz doskonały, wyraża się znaną zależnością:

$$\mu_g = kT \ln \frac{p}{kT\, j_g\, t^{-3}} \tag{11}$$

w której j_g oznacza wewnętrzną sumę stanów molekuły w stanie gazowym, a *t* jest termiczną długością fali określoną zależnością:

$$t = \frac{h}{\sqrt{2\pi\, m\, kT}} \tag{12}$$

gdzie *h* i *m* są odpowiednio: stałą Plancka i masą pojedynczej molekuły.

Zgodnie z warunkiem równowagi termodynamicznej układu jednoskładnikowego i dwufazowego (adsorptyw/adsorbat): $\mu_g = \mu_a$, mamy zatem:

$$p = kTt^{-3}\frac{j_g}{j_a}\exp(-\frac{E^o}{kT})\frac{\theta}{1-\theta} \tag{13}$$

co stanowi funkcję odwrotną wobec zależności (4), przy czym:

$$K_L = \frac{t^3}{kT}\frac{j_a}{j_g}\exp(\frac{\tilde{E}^o}{RT}) \tag{14}$$

Można łatwo wykazać [46], że molowy potencjał adsorpcyjny, $\tilde{E}^o$, jest prawie równy (z dokładnością do molowej energii drgań zerowych układu oscylatorów harmonicznych) ciepłu, Q_o, co pozwala czynnik przedeksponencjalny stałej Langmuira, K_L^o, przedstawić jako:

$$K_L^o = \frac{t^{-3} j_a}{kT\, j_g} \tag{15}$$

Z punktu widzenia kierunku obecnych rozważań najbardziej interesującą wielkością w powyższym równaniu jest suma stanów j_a. Można bowiem przypuszczać, że to właśnie ona może stanowić klucz do rozwiązania problemu.

W tym celu przyjmijęto, że każda zaadsorbowana molekuła jest trójwymiarowym oscylatorem harmonicznym drgającym z częstością ν. Jeżeli z pełnego ruchu drgającego molekuły wydzieli się składową prostopadłą do powierzchni adsorbentu, wtedy:

$$j_a = j_a' \sum_{i=0}^{i_{\max}} \exp(-ih\nu / kT) \tag{16}$$

gdzie j_a' uwzględnia wszystkie pozostałe postaci energii cząsteczki, natomiast i jest oscylacyjną liczbą kwantową, której górna granica, $i_{\max}$, spełnia warunek:

$$(i_{\max} + 1)h\nu = E^o \tag{17}$$

co oznacza, że dla $i > i_{\max}$, następuje proces desorpcji.

Wobec równań (16) i (17):

$$j_a = j_a' \frac{1 - \exp(-E^o / kT)}{1 - \exp(-h\nu / kT)} \tag{18}$$

Podstawienie tego rezultatu do wzoru (14) (daje):

$$K_L = \frac{t^3 j_a'}{kT\left[1 - \exp(-h\nu / kT)\right] j_g} \left[\exp(\frac{E^o}{kT}) - 1 \right] \tag{19}$$

albo, zgodnie z wcześniejszymi ustaleniami:

$$K_L = K_L^{o'} \left[\exp(\frac{Q_o}{RT}) - 1 \right] \tag{20}$$

Różnica pomiędzy powyższym rozwiązaniem a izobarą van't Hoffa (7), chociaż mało istotna dla typowych wartości Q_o (zazwyczaj $\exp[Q_o / RT] >> 1$), „ocala" jednak termodynamiczny status stałej Langmuira, zapewniając zerowanie tej funkcji dla $Q_o = 0$, czyli bez potrzeby wprowadzania fizycznie nierealnej koncepcji ujemnego ciepła adsorpcji. Czynnik $K_L^{o'}$, którego szczegółowa postać wynika jednoznacznie z równań (15) i (18), nie może już być dłużej traktowany jako niezależny od temperatury.

Można zatem stwierdzić, że metody: kinetyczna, quasi-chemiczna oraz statystyczna są równoważne w sensie ogólnej postaci izotermy Langmuira (równanie (4)), że kolejno prezentują coraz bogatszą informację o modelu, a pełnia tej informacji dana jest dopiero w metodzie statystycznej.

ADSORPCJA WIELOWARSTWOWA

Potrzeba było aż dwudziestu lat, by po wielu próbach udało się nareszcie uogólnić prosty model Langmuira na przypadki adsorpcji wielowarstwowej. Sztuki tej dokonali w 1938 roku Brunauer, Emmett i Teller [9]. Od ich nazwisk równanie reprezentujące tę najpopularniejszą koncepcję poliwarstwy adsorpcyjnej nosi nazwę izotermy BET i ma postać:

$$\theta = \frac{C\ h}{(1-h)\left[1+(C-1)h\right]} \tag{21}$$

gdzie C jest stałą izotermiczną, natomiast $h = p / p_s$ (p_s) – prężność pary nasyconej) oznacza ciśnienie względne adsorptywu.

Zadziwiająco proste założenia modelu obejmują zaledwie dwa warunki, tj. (a) jedynymi centrami adsorpcji dla molekuły danej warstwy są molekuły warstwy bezpośrednio niższej oraz (b) ciepło adsorpcji we wszystkich warstwach z wyjątkiem pierwszej jest jednakowe i równa się ciepłu kondensacji danego adsorptywu. Niestety prostota założeń w przykry sposób kontrastuje ze zniechęcająco zawiłym kinetycznym wyprowadzeniem finalnego równania adsorpcji. W pracy pomięto ten tok rozumowania, przedstawiono natomiast w pierwszej kolejności równoważną metodę quasi-chemiczną, którą zawdzięczamy ponownie Kisielewowi [32]. Wykorzystując charakterystyczny dla tej metody schemat, zapisano:

$$\begin{aligned} M + S &\rightleftarrows A_1 \\ M + S &\rightleftarrows A_2 \\ &\vdots \\ M + A_{n-1} &\rightleftarrows A_n \\ &\vdots \end{aligned}$$

gdzie M i S oznaczają, jak wcześniej, molekułę adsorptywu oraz miejsce na powierzchni adsorbentu, natomiast $A_i (i = 1,2,...,n,...)$ są i-krotnymi, wertykalnymi kompleksami (asocjatami) molekuł adsorbatu. Kolejnym etapom konstytuowania równowagi adsorpcyjnej odpowiadają stałe izotermiczne o następującej postaci:

$$K_1 = \frac{\theta_1}{p(1-\theta')} \tag{22}$$

$$K_1 = \frac{\theta_2}{p\ \theta_1} \tag{23}$$

$$\vdots$$

$$K_n = \frac{\theta_n}{p\ \theta_{n-1}} \tag{24}$$

$$\vdots$$

Ze względu na założenie (*b*), każda ze stałych; K_2, K_3 ..., K_n,... jest jednakowa i identyczna ze stałą kondensacji, p_s^{-1}. Wprowadzając ciśnienie względne adsorptywu, $h = p / p_s$, można więc zapisać:

$$\theta_2 = h\ \theta_1 \tag{25}$$

$$\theta_3 = h\ \theta_2 = h^2\ \theta_1 \tag{26}$$

$$\vdots$$

$$\theta_n = h\ \theta_{n-1} = h^{n-1}\theta_1 \tag{27}$$

$$\vdots$$

Powyżej, podobnie jak w równaniach (22)-(24), $\theta_i (i = 1,2,...,n,...)$ jest stopniem zapełnienia powierzchni przez kompleksy i-krotne, a θ' oznacza stopień zapełnienia pierwszej warstwy adsorpcyjnej. Wobec oczywistych konsekwencji założeń (a) i (b):

$$\theta' = \theta_1 + \theta_2 + ... + \theta_n + ... \tag{28}$$

oraz

$$\theta = \theta_1 + 2\theta_2 + ... + n\theta_n + ... \tag{29}$$

Stąd i z równań (25) – (27):

$$\theta' = \theta_1(1 + h + h^2 + ... + h^{n-1} + ... \tag{30}$$

oraz

$$\theta = \theta_1(1 + 2h + 3h^2 + ... + n\theta^{n-1} + ...) \tag{31}$$

Jeżeli szeregi potęgowe w równaniach (30) i (31) potraktować jako nieskończone, to ich zbieżność wobec warunku $h < 1$ jest bezdyskusyjna.

Zatem:

$$\theta_1 = \theta(1-h)^2 \tag{32}$$

natomiast:

$$\theta' = \theta(1-h) \tag{33}$$

Podstawienie obu ostatnich rezultatów do równania (22) daje dokładnie równanie BET (21), w którym stała C okazuje się (po utożsamieniu K_1 i K_2) po prostu iloczynem stałej Langmuira i prężności pary nasyconej. Równanie BET, tak wdzięcznie przyjęte przez doświadczalników, stało się równocześnie obiektem zadziwiająco wielkiej liczby ataków ze strony teoretyków adsorpcji. Nie aspirując do podania kompletnej listy kontestatorów, można wymienić jedynie przykładowo takie nazwiska, jak: Pickett [41], Anderson [1], Smith i Pierce [53], Hűttig [27] czy Troesch [55]. Krytyce towarzyszyły, na ogół, propozycje rozwiązań alternatywnych, które jednak albo zawierały większą liczbę parametrów niż równanie BET, albo – po szczegółowej analizie – okazywały się niezgodne z zasadą mikroskopowej odwracalności procesu [11-13, 21-24, 39, 40, 52]. Na swoisty paradoks zakrawa i to, że w wielu przypadkach autorzy takich krytyk utrzymywali, że przyjęty przez nich obraz fizyczny wielowarstwy nie różni się od oryginalnego. Wszystko to stworzyło sytuację, którą trafnie, choć nieco żartobliwie, oddaje stwierdzenie, że mało która zależność, tak jak równanie BET, doczekała się tylu hucznych pogrzebów i równocześnie tylu cichych ekshumacji. Pesymistyczne było jednak to, że wytworzonego, w toku wyżej wspomnianej dyskusji, dylematu nie można było rozstrzygnąć ani na gruncie metody kinetycznej, ani też quasi-chemicznej, natomiast podejmowane próby sformułowania statystycznego odznaczały się sporą nieporadnością [10]. Dopiero Hill [25] świadom zarówno siły metody statystycznej, jak i wymaganej przez nią szczególnej dyscypliny rozumowania udowodnił, że na gruncie oryginalnych założeń modelu BET jedynym poprawnym rozwiązaniem jest równanie (21), a każda inna formuła musi być błędna. Wyprowadzenie podane przez Hilla stanowi piękny przykład kompetencji, wnikliwości i erudycji autora, a nadto ma trudny do przecenienia walor dydaktyczny. Z tych też powodów (obok oczywiście zasadniczego, jakim jest ilustracja wpływu metody na zasób informacji o modelu), poniżej przedstawiono jego zarys. Podstawowe ustalenie prezentowanego wywodu dotyczy postaci kanonicznej sumy stanów wielowarstwowej fazy adsorpcyjnej traktowanej jako superpozycja monowarstw langmuirowskich.
Stąd:

$$Z = Z_1 \, Z_L ... Z_n ... \tag{34}$$

gdzie:

$$Z_1 = \frac{B!}{N_1!(B-N_1)} j_1^{N_1} \exp \frac{N_1 E_1}{kT} \tag{35}$$

oraz:

$$Z_{j\geq 2} = \frac{N_{j-1}!}{N_j!(N_{j-1}-N_j)} j_L^{N_j} \exp \frac{N_j E_L}{kT} \tag{36}$$

gdzie $N_i (i = 1,2,...)$ oznacza liczbę molekuł w *i*-tej warstwie adsorpcyjnej, j_1 $j_L^{'}$ są wewnętrznymi sumami stanów molekuł, odpowiednio, w warstwie pierwszej oraz we wnętrzu fazy ciekłej danego adsorbatu, natomiast odpowiadające tym stanom energie (ze znakiem minus) oznaczono jako E_1 i E_L.

Jeżeli przyjąć jako wielkości stałe temperaturę oraz liczbę miejsc adsorpcyjnych, wtedy warunkiem równowagi termodynamicznej będzie minimum energii swobodnej adsorbatu. Na mocy równania (9) oznacza to maksimum ln*Z*. Prosty z natury zabieg maksymalizacji funkcji wielu zmiennych musi jednak w tym przypadku (i na tym polega nieprzemijająca zasługa Hilla) uwzględnić fakt, że argumenty tej funkcji, czyli poszczególne N_i, nie są od siebie niezależne, lecz spełniają warunek stałości całkowitej liczby molekuł adsorbatu, *N*, w postaci:

$$N = \sum_{i \geq 1} N_i = const \tag{37}$$

Zgodnie z metodą Lagrange'a maksymalizacji podlega zatem funkcja:

$$\chi = \ln Z + \alpha \sum_{i \geq 1} N_i \tag{38}$$

w której α jest mnożnikiem nieoznaczonym.

Wobec równania (35):

$$\ln Z = \sum_{i \geq 1} \ln Z_i \tag{39}$$

natomiast ze względu na zależności (35) i (36):

$$d\chi = \sum_{i \geq 1} \left[\left(\frac{\partial \ln Z_i}{\partial N_i}\right)_{T,B,N_{j \neq i}} + \left(\frac{\partial \ln Z_{i+1}}{\partial N_i}\right)_{T,B,N_{j \neq i}} + \alpha \right] dN_i \tag{40}$$

W maksimum bezwzględnym funkcji χ każdy nawias kwadratowy powyższego równania znika niezależnie, wyznaczając najbardziej prawdopodobny rozkład molekuł pomiędzy poszczególne warstwy adsorpcyjne. Zdefiniujmy obecnie dwa potencjały chemiczne molekuł warstwy *i*-tej, odpowiednio, w ich macierzystej warstwie, μ_i oraz w warstwie bezpośrednio wyższej, $\mu_{i,i+1}$. Zgodnie z termodynamiką statystyczną zapiszemy:

$$\mu_i = -kT \left(\frac{\partial \ln Z_i}{\partial N_i}\right)_{T,B,N_{j \neq i}} \tag{41}$$

oraz

$$\mu_{i,i+1} = -kT\left(\frac{\partial \ln Z_{i+1}}{\partial N_i}\right)_{t,B,N_{j\neq i}} \tag{42}$$

Na podstawie tych definicji warunek najbardziej prawdopodobnego rozkładu molekuł pomiędzy poszczególne warstwy przyjmuje postać:

$$\mu_i + \mu_{i,i+1} = kT\alpha \tag{43}$$

Z drugiej strony, w tym samym stanie równowagi:

$$\left(\frac{\partial \ln Z}{\partial N}\right)_{T,B} + \alpha = 0 \tag{44}$$

lub inaczej:

$$\mu_a = kT\alpha \tag{45}$$

gdzie μ_a jest potencjałem chemicznym całej fazy adsorpcyjnej.

Odwołując się ponownie do termodynamicznego kryterium równowagi układu dwufazowego ($\mu_a = \mu_g$) i traktując adsorptyw jak gaz doskonały, otrzymuje się ostatecznie:

$$\mu_i + \mu_{i,i+1} = kT \ln \frac{p}{kT\, j_a t^{-3}} \tag{46}$$

Odpowiednie przekształcenia równań (35) i (36) dają:

$$\mu_1 + \mu_{1,2} = kT \ln\left[\frac{1}{j_1}\exp\left(-\frac{E_1}{kT}\right)\frac{N_1 - N_2}{B - N_1}\right] \tag{47}$$

$$\mu_2 + \mu_{2,3} = kT \ln\left[\frac{1}{j_L}\exp\left(-\frac{E_L}{kT}\right)\frac{N_2 - N_3}{N_1 - N_2}\right] \tag{48}$$

$$\vdots$$

$$\mu_n + \mu_{n,n+1} = kT \ln\left[\frac{1}{j_L}\exp\left(-\frac{E_L}{kT}\right)\frac{N_n - N_{n+1}}{N_{n-1} - N_n}\right] \tag{49}$$

$$\vdots$$

Definicja stałej kondensacji:

$$K_L = \frac{t^3}{kT}\frac{j_L}{j_g}\exp\left(\frac{E_L}{kT}\right) \tag{50}$$

następnie utożsamienie tej funkcji z odwrotnością prężności pary nasyconej oraz połączenie równań (47)-(49) z wyrażeniem (46) prowadzą do następujących zależności:

$$h = \frac{j_L}{j_1}\exp(-\frac{E_1 - E_2}{kT})\frac{N_1 - N_2}{B - N_1} \tag{51}$$

$$N_2 - N_3 = (N_1 - N_{2)}h \tag{52}$$

$$N_3 - N_4 = (N_1 - N_2)h^2 \tag{53}$$

$$\vdots$$

$$N_n - N_{n+1} = (N_1 - N_{2)}h^{n-1} \tag{54}$$

$$\vdots$$

Wobec jednoznacznego obrazu fizycznego wielowarstwy adsorpcyjnej mamy:

$$N_1 = (N_1 - N_2) + (N_2 - N_3) + (N_3 - N_4) + ... \tag{55}$$

$$N = (N_1 - N_2) + 2(N_2 - N_3) + 3(N_3 - N_4) + ... \tag{56}$$

Stąd i z równań (52) – (54):

$$(N_1 - N_2) = N(1 - h)^2 \tag{57}$$

oraz

$$N_1 = N(1 - h) \tag{58}$$

Podstawienie dwóch ostatnich rezultatów do równania (51) daje:

$$h = \frac{\theta(1 - h)^2}{C\left[1 - \theta(1 - h)\right]} \tag{59}$$

gdzie stopień zapełnienia powierzchni adsorbentu jest jak zwykle równy N/B, natomiast stała izotermiczna C spełnia zależność:

$$C = \frac{j_1}{j_L}\exp(\frac{E_1 - E_L}{kT}) \tag{60}$$

Występująca powyżej różnica, $E_1 - E_L$, bywa zwyczajowo nazywana „czystym" ciepłem adsorpcji.

Wykazanie wzajemnej równoważności równań (59) i (21) jest na tyle łatwe, że nie ma potrzeby dokonywania dalszych przekształceń. Odnotujmy tylko, w podsumowaniu, że – podobnie jak w przypadku modelu Langmuira – również i tu cała prawda o wewnętrznej strukturze koncepcji teoretycznej do-

stępna jest dopiero na poziomie metody statystycznej. Jedynie ta metoda rozstrzyga ostatecznie spór o relację pomiędzy założeniami modelu BET a formą jego finalnego równania.

KONKLUZJA

Celem rozważań składających się na niniejsze opracowanie było ukazanie istotnego, zdaniem autorów, problemu metodologicznego. Często bowiem w toku rozważań teoretycznych (mających z zasady charakter modelowy) zysk wynikający z wyboru łatwiejszej metody bywa okupiony utratą części informacji na temat „anatomii" analizowanego lub aplikowanego modelu. Nie pociąga to za sobą negatywnych skutków poznawczych wtedy, gdy stanowi świadome i celowe postępowanie badawcze, ukierunkowane jedynie na fragment pełnej struktury koncepcji teoretycznej. Staje się natomiast naukowo wątpliwe, gdy cel badawczy w oczywisty sposób wykracza poza granice kompetencji metody i gdy równocześnie na tej tylko podstawie formułowane są wnioski o **zasadniczej** nierozstrzygalności problemu. Jako przykład ilustrujący to zagadnienie wybrano dwie powszechnie rozpoznawalne koncepcje opisu adsorpcji fizycznej gazów na ciałach stałych, tj. modele Langmuira oraz Brunauera, Emmetta i Tellera (BET). Oba doczekały się licznych – zarówno afirmatywnych, jak i krytycznych – analiz i dyskusji. Oba przysłużyły się też do rozwoju teorii adsorpcji na powierzchniach heterogenicznych, którą wielu badaczy uznało za jedną z najważniejszych gałęzi fizykochemii XX wieku. Tymczasem jeszcze długo po tym, jak każda z tych koncepcji potwierdziła swoje niezaprzeczalne walory „użytkowe", trwały spory na temat ich wewnętrznej struktury teoretycznej. Zamierzeniem autorów opracowania było ukazanie pozornego i w małym stopniu twórczego charakteru tych sporów. W obu bowiem przypadkach wynikały one z niedostatków metody i okazywały się nieistotne z punktu widzenia bardziej zaawansowanej podstawy metodologicznej. Przedstawione tu rozważania nie podważają oczywistego faktu, że metoda kinetyczna quasi-chemiczna oraz termodynamiczno-statystyczna są **zasadniczo** równoważne, zwracają jednak uwagę na to, że równoważność metod to nie to samo co ich poznawcza równocenność.

LITERATURA

[1] Anderson R. B., J. Am. Chem. Soc., **68**, 686 (1948).
[2] Balazs N.L., Physica's Grav., **17**, 865 (1951).
[3] Baly E.C.C., Proc. Roy. Soc., **A160**, 465 (1937).
[4] Berenyi L., Z. Phisik. Chem., **94**, 628 (1920).
[5] Berenyi L., Z. Phisik. Chem., **105**, 55 (1923).
[6] Boutaric A., J. Chim. Phys., **35**, 158 (1938).
[7] Brovetto P., Gazz. chim. ital., **83**, 281 (195310.
[8] Brunauer S., Emmett P.H., J. Am. Chem. Soc., **57**, 2732 (1935).

[9] Brunauer S., Emmett P.H., Teller E., J. Am. Chem. Soc., 60, 309 (1938).
[10] Cassie A.B.D., Trans. Faraday Soc., **41**, 450 (1945).
[11] Cassie A.B.D., Trans. Faraday Soc., **43**, 615 91947).
[12] Cassel H.M., J. Chem. Phys., **12**, 115 (1944).
[13] Cassel H.M., J. Phys. Chem., **48**, 195 (1944).
[14] Cernuschi F., Comp. Rend., **206**, 585 (1938).
[15] Dunken H., Z. Phisyc. Chem., **A187**, 105 (1940).
[16] Foster A.G., J. Chem. Soc. 769 (1945).
[17] Fowler R.H., Proc. Camb. phil. Soc., **31**, (260) (1935).
[18] Fowler R.H., Proc. Camb. phil. Soc., **32**, 144 (1936).
[19] Ganguli A., Physik. Z., **64**, 81 (1929).
[20] Goldmann F., Polanyi M., Z. physic. Chem., **132**, 321 (1928).
[21] Gorter C.J., Frederikse H. P. R., Phisica's Grav., **15**, 891 (1949).
[22] Gregg S.J., Jacobs J., Trans Faraday Soc., **44**, 574 (1948).
[23] Halsey G.D., Advances in Catalysis, **4**, 259 (1952).
[24] Halsey G.D., J. Chem. Phys., **16**, 931 (1948).
[25] Hill T.L., J. Chem. Phys., **14**, 263 (1946).
[26] Hill T.L., J. Chem. Phys., **14**, 268, Dodatek (1946).
[27] Hüttig G.F., Monatsh., **78**, 177 (1948).
[28] Jones D.C., J. Chem. Soc., 126 (1951).
[29] Jones D.C., J. Chem. Soc., 1464 (1951).
[30] Jones D.C., Birks W., J. Chem. Soc., 1127 (1951).
[31] Kar S.C., Ganguli A., Physic. Z., **30**, 918 (19290.
[32] Kisielev A.V., Koll. Zh., **38**, 338 (1958).
[33] Laidler K.J., Glasstone S., Eyring H., J. Chem. Phys., **8**, 659 (1940).
[34] Langmuir I., J. Am. Chem. Sac., **40**, 1361 (1918).
[35] Lennard-Jones J.E., Devonshire A.F., Proc. Roy. Soc., **A156**, 6 (1936).
[36] Lennard-Jones J.E., Devonshire A.F., Proc. Roy. Soc., **A156**, 29 (1936).
[37] Linsen B.G., Phisical and Chemical Aspects of Adsorbents and Catalysts, Academic Press, London – New York 1970.
[38] Lowry H.H., Olmstead P. S., J. Phys. Chem., **31**, 1601 (1927).
[39] Mc Millan W.G., Teller E., J. Chem. Phys., **19**, 25 (1951).
[40] Mc Millan W.G., Teller E., J. Phys., Chem. **55**, 17 (1951).
[41] Pickett G., J. Am. Chem. Soc., **67**, 1958 (1945).
[42] Polanyi M., Verh. dtsch phys. Ges., **16**, 1012 (1916).
[43] Polanyi M., Verh. dtsch phys. Ges., **18**, 55 (1916).
[44] Polanyi M., Z. Elektrochem., **35**, 431 (1929).
[45] Polanyi M., Welke K., Z. Physic. Chem., **132**, 371 (1928).
[46] Ross S., Olivier J.P., On Physical Adsorption, Interscience Publishers, Inc., New York 1963.
[47] Rushbrook G.S., Proc. Camb. phil. Soc., **38**, 236 (1942).
[48] Rushbrook G.S., Trans. Faraday Soc., **36**, 1055 (1940).
[49] Rushbrook G.S., Coulson C. A., Proc. Camb. phil. Soc., **36**, 248 (1940).
[50] Sexl T., Z. Physic., **48**, 607 (1928).
[51] Temkin N.I., Acta Physicochim. URSS., **1**, 36 (1934).
[52] Theimer O., Trans. Faraday Soc., **48**, 326 (1952).
[53] Smith R.W., Pierce C., J. Phys. Chem., **52**, 1115 (1948).
[54] Tompkins F.C., Trans. Faraday Soc., **46**, 580 (1950).

[55] Troesch A., J. Chim. Phys., **48**, 454 (1951).
[56] Young D.M., Crowell A.D., Physical Adsorption of Gases, Butterworth & Co (publishers), London 1962.

DESCRIPTION OF PHYSICAL ADSORPTION OF GASES ON SOLIDS – DEPENDENCE BETWEEN THE METHOD SELECTED AND THE INFORMATION CONTENT ON THE MODEL UNDER CONSIDERATION

Abstract. The aim of the present paper deals with the most popular models applied for describing gas physical adsorption on solids i. e. Langmuir model (monolayer adsorption) and Brunauer – Emmett – Teller one (multilayer adsorption). Derivation of the suitable adsorption isotherms confirmed the principal equivalency of the methods, respectively, kinetic, qasi-chemical and statistical. From the other hand it was pointed out that although two first of them contain the valuable parts of information on the theoretical structure of each model, however, the full model anatomy may be reached on the statistical way exclusively.

Keywords: adsorption, theoretcal model, description method, cognitive value

KSZTAŁTOWANIE WARTOŚCI WSKAŹNIKÓW ZUŻYCIA WODY DO CELÓW BYTOWYCH W WYBRANYCH MIASTACH WOJEWÓDZTWA KUJAWSKO-POMORSKIEGO

Rafał Pasela, Jan Klugiewicz*

Streszczenie. Podstawą prawidłowego projektowania systemów zaopatrzenia w wodę jest uzyskanie wiarygodnych informacji do sporządzenia bilansu wody. Obserwowany w Polsce po 1989 roku spadek zużycia wody przez wszystkie grupy jej odbiorców wymaga systematycznej weryfikacji wartości wskaźników jednostkowego zużycia wody. W pracy przedstawiono wyniki badań jednostkowego zużycia wody zimnej, ciepłej i ogólnej na cele bytowo-gospodarcze w budynkach wielorodzinnych w największych miastach województwa kujawsko-pomorskiego. Analiza przeprowadzona w latach 2000-2005 wskazuje na stabilizację wskaźnika zużycia wody, który znajduje się na poziomie zaspokojenia podstawowych potrzeb konsumenta.

Słowa kluczowe: zużycie wody, wskaźniki jednostkowe zużycia wody, sieć wodociągowa, zapotrzebowanie na wodę, budynki wielorodzinne

WSTĘP

Podstawowym zadaniem w procesach planowania i projektowania rozwoju oraz eksploatacji systemów zaopatrzenia w wodę jest określenie parametrów, które będą odzwierciedlały rzeczywiste rozbiory wody w miejskich i wiejskich systemach wodociągowych. Prawidłowe ustalenie ilości wody i powstałych z niej ścieków stanowi w przypadku projektowania systemów wodociągowych i kanalizacyjnych zagadnienie wstępne, wyjściowe, lecz zarazem niezwykle ważne dla końcowego rezultatu. Jedyną praktyczną podstawą do bilansowania ilości wody i ścieków dla nowo budowanych i rozbudowywanych jednostek osadniczych stanowiły wytyczne [13], które niestety się zdezaktualizowały.

Przyczyną zaistniałej sytuacji jest bardzo istotny spadek zużycia wody we wszystkich grupach odbiorców. Do głównych przyczyn zmniejszenia się jednostkowego zużycia wody należy zaliczyć wprowadzenie urządzeń pomiarowych wraz z systemem rozliczeń, wiążących wysokość ponoszonych opłat z wielkością zużycia wody [4, 5, 9, 10], stosowanie wodooszczędnych rozwiązań technicznych do poboru wody [1], usprawnienie obiegów ciepłej wody użytkowej oraz wzrost opłat za wodę [6]. Obserwowany ciągły spadek zużycia wody w gospodarstwach domowych w miastach polskich ma istotne konsekwencje dla pracy istniejących systemów zaopatrzenia w wodę osiedli mieszka-

* dr inż. Rafał PASELA, prof. dr hab. inż. Jan KLUGIEWICZ, Wydział Budownictwa i Inżynierii Środowiska UTP, e-mail: rafal.pasela@utp.edu.pl

niowych oraz stwarza nowe wymagania przy projektowaniu nowych obiektów mieszkalnych [2, 3, 7, 8, 11, 12].

Podstawowymi wartościami charakteryzującymi rozbiór wody w mieszkalnictwie są jednostkowe wskaźniki zapotrzebowania wody, które w znacznym stopniu odbiegają od rzeczywistości. W celu uniknięcia błędów już na etapie projektowania konieczne jest systematyczne aktualizowanie wytycznych, które stanowią materiał źródłowy do szacowania przeciętnego zużycia wody w gospodarstwach domowych.

Proces projektowania sieci wodociągowych i instalacji wodociągowych powinien przebiegać z uwzględnieniem przewidywanych zmian wartości rozbiorów wody przez odbiorców korzystających z instalacji wodociągowych wyposażonych w indywidualny system pomiarowy.

Z tych powodów celowym jest podjęcie badań nad ustaleniem wartości jednostkowych wskaźników zapotrzebowania na wodę w gospodarstwach domowych i trendu ich zmian w warunkach pełnego indywidualnego opomiarowania budynków wielorodzinnych w największych miastach woj. kujawsko-pomorskiego.

CHARAKTERYSTYKA OBIEKTÓW OBJĘTYCH BADANIAMI ZUŻYCIA WODY

W celu przeprowadzenia prac badawczych wytypowano ogółem 131 obiektów (budynków wielorodzinnych). Analizą objęto cztery największe miasta województwa kujawsko-pomorskiego: Bydgoszcz, Toruń, Włocławek i Grudziądz w latach 2000-2005. Charakterystykę obiektów objętych badaniami zużycia wody zestawiono w tabeli 1. Wyposażenie sanitarne wszystkich mieszkań odpowiadało obecnym standardom i obejmowało w pomieszczeniu łazienki: umywalkę i wannę, w pomieszczeniu wc − miskę ustępową i umywalkę oraz w kuchni − zlewozmywak i bardzo często zmywarkę do naczyń. Wszystkie instalacje miały urządzenia pomiarowe umożliwiające przeprowadzenie badań. Były wyposażone w wodomierze mieszkaniowe zimnej i ciepłej wody użytkowej.

Liczbę mieszkańców normatywnych (M_n) oraz lokali mieszkalnych (m) ustalono w oparciu o dokumentację techniczną budynków, natomiast liczbę mieszkańców zameldowanych (M_z) na podstawie systematycznie uaktualnianych danych gromadzonych przez administrację spółdzielni mieszkaniowych. Średni normatyw mieszkania dla wszystkich badanych obiektów wyniósł 2,80, a przeciętne zasiedlenie budynku 0,93%.

Tabela 1. Charakterystyka obiektów objętych badaniami zużycia wody
Table 1. Characteristics of buildings included in the research of water use

Liczba mieszkańców miasta*	Liczba obiektów przewidzianych do badań	Liczba mieszkań przewidzianych do badań	Liczba** mieszkańców zameldowanych	Średni normatyw mieszkania	Wskaźnik zasiedlenia budynków M_z/M_n
Bydgoszcz					
361222	86	4225	10880	3,02	0,80
Toruń					
206619	15	503	1461	2,77	0,82
Włocławek					
118432	20	1287	2999	2,36	1,18
Grudziądz					
99090	10	335	1035	3,07	0,94
Ogółem/średnio					
785363	131	6380	16375	2,80	0,93

* dane GUS z 31.12.2005 r.
** dane z 31.12.2005 r.
źródło: opracowanie własne – source: own scientific description

WYNIKI BADAŃ

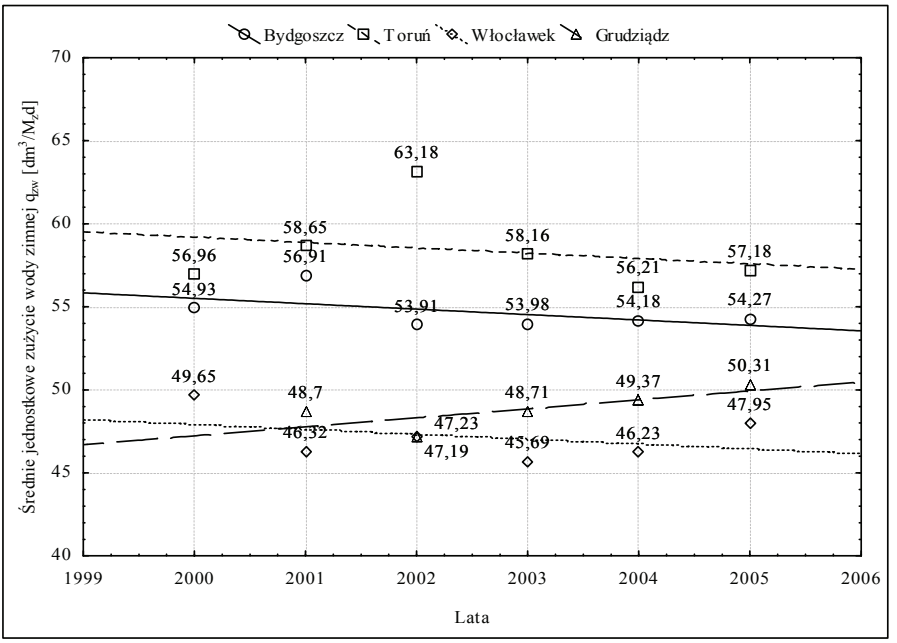
Badania jednostkowego zużycia wody w latach 2000-2005 wskazują, że obserwowany trend spadkowy zużycia wody dobiega końca. Tendencja zmian wskaźników jednostkowych zużycia wody w badanym okresie została przestawiona na rysunkach 1-3 oraz w tabeli 2. Z prezentowanych danych wynika, że zużycie dobowe wody zimnej, ciepłej i ogólnej występuje na podobnym poziomie w rozpatrywanych miastach. Świadczą o tym małe wartości współczynników predyktorów (lata) równań regresji liniowych. Wysokie współczynniki korelacji wskazują na dobre dopasowanie funkcji liniowej do zebranych danych empirycznych. Najniższe zużycie wody zimnej, ciepłej i ogólnej odnotowano w budynkach wielorodzinnych z centralnym przygotowaniem ciepłej wody użytkowej we Włocławku, wynosiło ono odpowiednio 47,18 dm^3/M_zd, 37,08 dm^3/M_zd oraz 84,25 dm^3/M_zd. Najwyższy pobór wody zimnej i ogólnej zaobserwowano w Toruniu, odpowiednio: 58,99 dm^3/M_zd oraz 98,09 dm^3/M_zd, natomiast ciepłej wody użytkowej w Grudziądzu − 42,53 dm^3/M_zd. W budynkach mieszkalnych, w których występowało lokalne przygotowanie ciepłej wody użytkowej, średnia wartość wskaźnika jednostkowego zużycia wody zimnej wyniosła 90,60 dm^3/M_zd. Przedstawione wartości wskaźników zapotrzebowania wody zimnej świadczą o tym, że jej zużycie tylko w nieznacznym stopniu przekracza konsumpcję ciepłej wody użytkowej. W analizowanych miastach wartości jednostkowych wskaźników zużycia wody ogólnej wykazują, że znajduje się na poziomie, w którym odbiorcy wody używają jej jedynie do zaspokojenia podstawowych potrzeb.

Tabela 2. Zestawienie wyników analizy jednostkowego zużycia wody w analizowanych miastach

Table 2. Comparison of analysis results of per unit water consumption in the analyzed cities

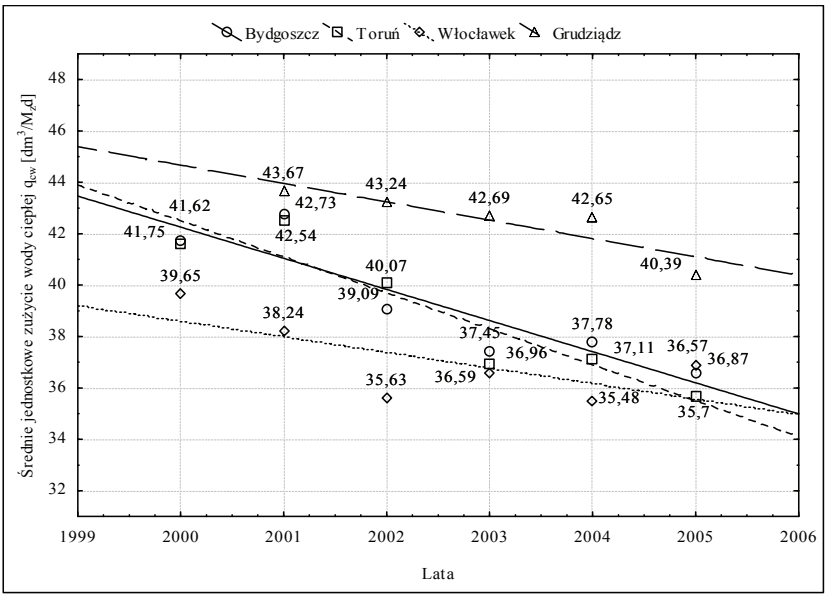
Lp.	Miasto	Równania q [dm^3/M_zd], L [lata]	Współczynnik korelacji
1	Bydgoszcz	q_{zw} = 708,0838 - 0,3263*L q_{cw} = 2464,5419 - 1,2111*L q_{wo} = 3172,6257 - 1,5374*L $q_{wo\text{-}ind}$ = 543,436 - 0,226*L	-0,5340 -0,9105 -0,8254 -0,6517
2	Toruń	q_{zw} = 701,4786 - 0,3211*L q_{cw} = 2842,5 - 1,4*L q_{wo} = 3543,9786 - 1,7211*L	-0,5412 -0,9358 -0,7496
3	Włocławek	q_{zw} = 637,0576 - 0,2946*L q_{cw} = 1251,1638 - 0,6063*L q_{wo} = 1888,2214 - 0,9009*L	-0,5792 -0,7062 -0,6098
4	Grudziądz	q_{zw} = -1032,764 + 0,54*L q_{cw} = 1474,673 - 0,715*L q_{wo} = 441,909 - 0,175*L	0,7489 -0,8921 -0,6334

źródło: opracowanie własne – source: own scientific description

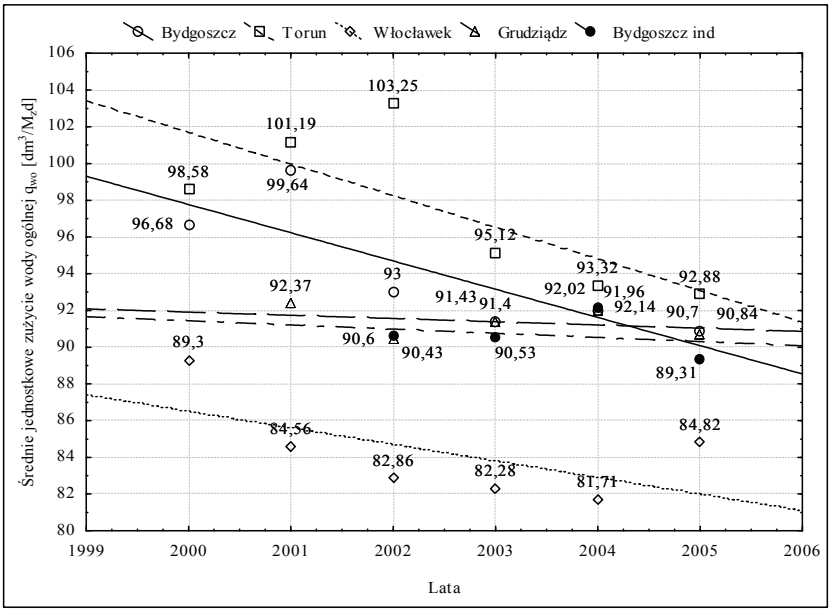


Rys. 1. Średnie jednostkowe zużycie wody zimnej w latach 2000-2005 w badanych miastach (źródło: opracowanie własne)

Fig. 1. Average cold unit water consumption in studied towns in 2000-2005 (source: own scientific description)



Rys. 2. Średnie jednostkowe zużycie wody ciepłej w latach 2000-2005 w badanych miastach (źródło: opracowanie własne)
Fig. 2. Average hot unit water consumption in studied towns in 2000-2005 (source: own scientific description)



Rys. 3. Średnie jednostkowe zużycie wody ogólnej w latach 2000-2005 w badanych miastach (źródło: opracowanie własne)
Fig. 3. Average overall unit water consumption in studied towns in 2000-2005 (source: own scientific description)

W tabeli 3 przedstawiono podstawowe charakterystyki opisowe jednostkowych wskaźników zużycia wody. Małe wartości błędu standardowego średniej wskazują, że otrzymane wartości średniodobowego zużycia wody stanowią precyzyjną miarę jej zapotrzebowania w długim okresie w odniesieniu do grupy budynków wielorodzinnych wyposażonych w wodomierze. Uzyskane wartości odchyleń standardowych w zestawieniu z wartościami średnich poborów potwierdzają znaczącą nierównomierność dobowych poborów zimnej, ciepłej i ogólnej wody, a zaniżone w stosunku do nich mediany wskazują na asymetrię rozkładów.

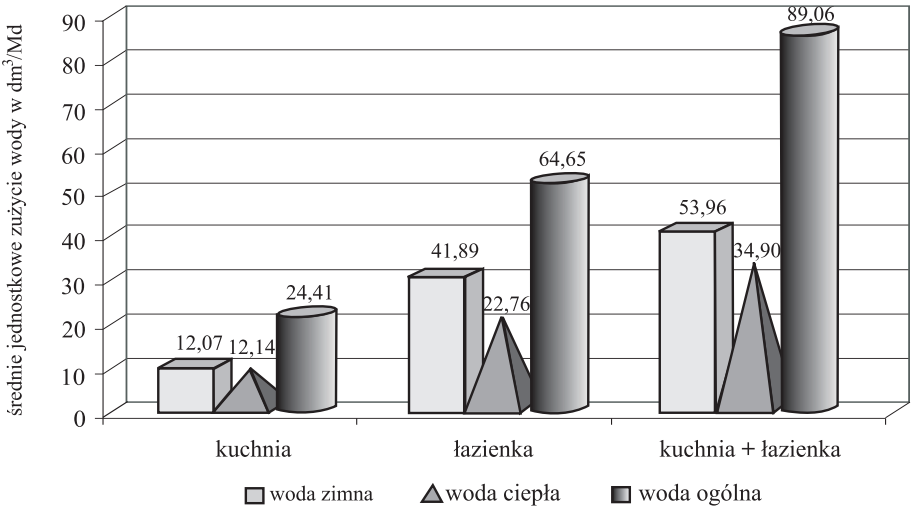
Tabela 3. Zestawienie podstawowych charakterystyk opisowych średniodobowych wskaźników zużycia wody zimnej, ciepłej i ogólnej w budynkach wielorodzinnych wyposażonych w wodomierze mieszkaniowe

Table 3. The juxtaposition of basic descriptive characteristics of average daily cold, hot, and overall water use indices in multifamily buildings equipped with residential water meters

Odniesienie	Zużycie wody	Średnia	Przedział ufności średniej		Mediana	Wariancja	Odchylenie standardowe	Przedział ufności odchylenia standardowego		Współczynnik zmienności	Błąd standardowy średniej
			-95%	+95%				-95%	+95%		
Bydgoszcz											
M_z dm^3/M_zd	q_{zw}^{Mz}	54,70	54,44	54,87	54,09	172,03	13,12	12,96	13,27	23,99	0,112
	q_{cw}^{Mz}	38,73	38,56	38,94	37,77	134,51	11,59	11,46	11,73	29,92	0,093
	q_{wo}^{Mz}	93,42	93,01	93,81	91,79	577,80	24,04	23,76	24,32	25,73	0,205
m dm^3/md	q_{zw}^{m}	145,47	144,89	146,05	143,83	1209,50	34,777	34,37	35,19	23,90	0,295
	q_{cw}^{m}	102,35	101,89	102,81	102,08	764,77	27,654	27,33	27,98	27,01	0,235
	q_{wo}^{m}	247,82	246,82	248,82	244,42	3605,47	60,045	59,34	60,76	24,22	0,510
Toruń											
M_z dm^3/M_zd	q_{zw}^{Mz}	58,99	57,92	59,92	54,79	682,22	26,12	25,43	26,85	44,33	0,517
	q_{cw}^{Mz}	39,10	38,53	39,69	36,99	226,98	15,07	14,67	15,49	38,52	0,291
	q_{wo}^{Mz}	98,09	97,81	98,64	94,91	1369,69	37,01	36,03	38,04	37,17	0,726
m dm^3/md	q_{zw}^{m}	158,02	155,58	160,46	152,30	3806,55	61,69	60,01	63,47	39,04	1,245
	q_{cw}^{m}	108,67	106,94	110,38	102,37	1888,86	43,46	42,27	44,71	39,99	0,877
	q_{wo}^{m}	266,69	262,93	270,44	262,67	8990,91	94,82	92,23	97,55	35,55	1,914
Włocławek											
M_z dm^3/M_zd	q_{zwMz}	47,18	46,23	48,66	45,86	325,49	18,04	17,65	18,45	34,61	0,292
	q_{cwMz}	37,08	36,21	37,87	36,41	206,86	14,38	14,07	14,71	32,44	0,234
	q_{woMz}	84,25	83,65	85,78	83,69	793,86	28,17	27,57	28,81	30,15	0,446
m dm^3/md	q_{zw}^{m}	141,32	140,02	142,61	153,42	1541,72	39,26	38,37	40,20	27,78	0,659
	q_{cw}^{m}	121,05	119,97	122,13	130,41	1072,87	32,75	32,00	33,53	27,05	0,550
	q_{wo}^{m}	262,37	255,74	260,64	269,64	5523,66	74,32	72,63	76,09	28,78	1,248
Grudziądz											
M_z dm^3/M_zd	q_{zwMz}	48,85	47,65	49,78	48,01	386,41	19,66	18,98	20,37	42,01	0,501
	q_{cwMz}	42,53	41,32	43,26	41,86	293,78	17,14	16,55	17,76	41,27	0,434
	q_{woMz}	91,38	90,52	91,69	90,45	1093,82	33,07	31,95	34,28	37,45	0,843
m dm^3/md	q_{zw}^{m}	154,46	151,54	157,38	153,42	2996,45	54,73	52,75	56,88	35,43	1,488
	q_{cw}^{m}	129,96	127,49	132,43	128,63	2147,76	46,34	44,66	48,15	35,65	1,259
	q_{wo}^{m}	284,42	279,17	289,67	290,41	9693,00	98,45	94,87	102,3	34,61	2,676

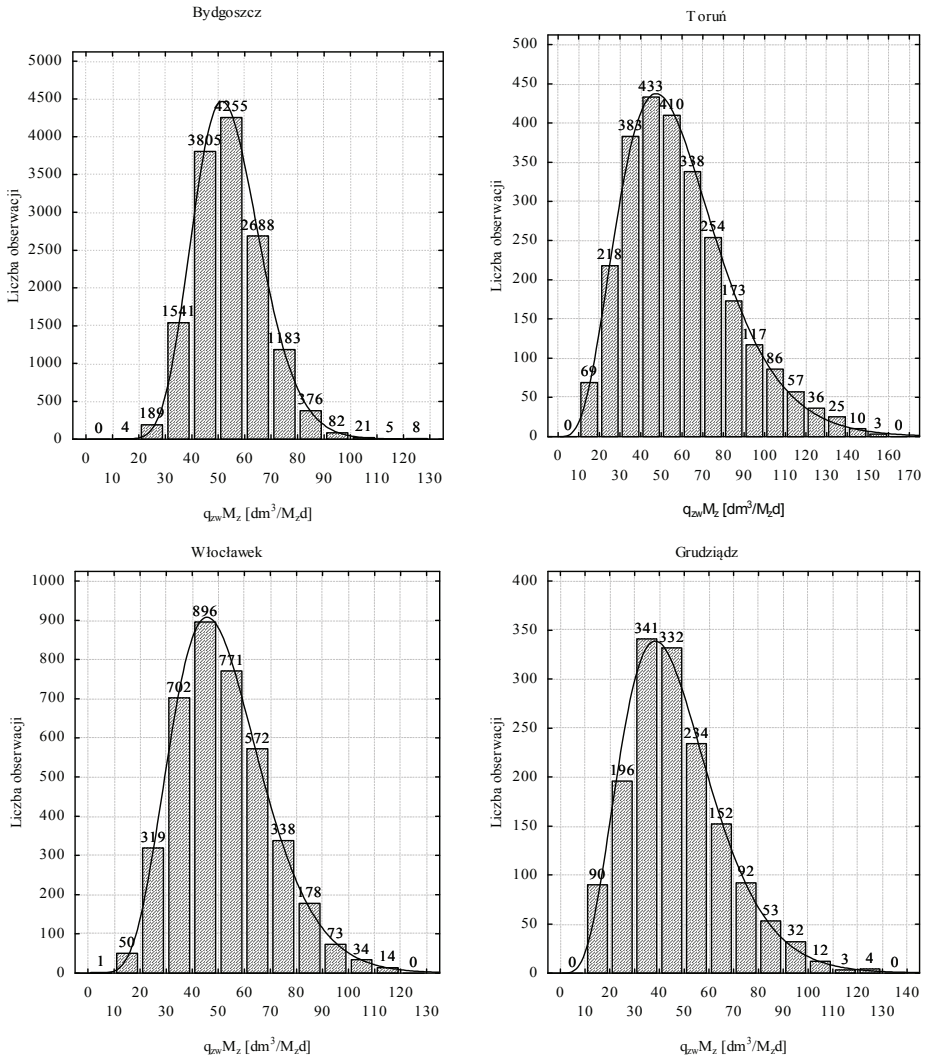
źródło: opracowanie własne – source: own scientific description

Wśród wytypowanych budynków mieszkalnych wielorodzinnych występowały obiekty, w których instalacja wodociągowa w poszczególnych mieszkaniach miała oddzielne opomiarowanie dla kuchni i łazienki. Pozwoliło to na ustalenie poboru wody na wykonywanie takich czynności, jak przygotowanie posiłków, mycie naczyń oraz kąpiel, mycie rąk, pranie oraz załatwianie potrzeb fizjologicznych. Specyfika pomieszczeń, do których doprowadzana jest woda, wymusza nie tylko różnice w ilości jej poboru, ale również charakteryzuje rozkład wody zimnej i ciepłej wody użytkowej (rys. 4). Średnie dobowe zużycie wody zimnej i ciepłej wody użytkowej w kuchni występuje na podobnym poziomie i wynosi około 12,0 dm^3/M_zd. Pobór wody zimnej w łazience stanowi około 41,89 dm^3/M_zd, natomiast ciepłej 22,76 dm^3/M_zd. Przewaga zużycia wody zimnej w łazience, wynosząca 65,0% udziału w zużyciu ogólnym, jest związana z wykorzystaniem wody przede wszystkim do spłukiwania miski ustępowej. Czynność ta stanowi około 30% ogólnego poboru wody w gospodarstwie domowym.



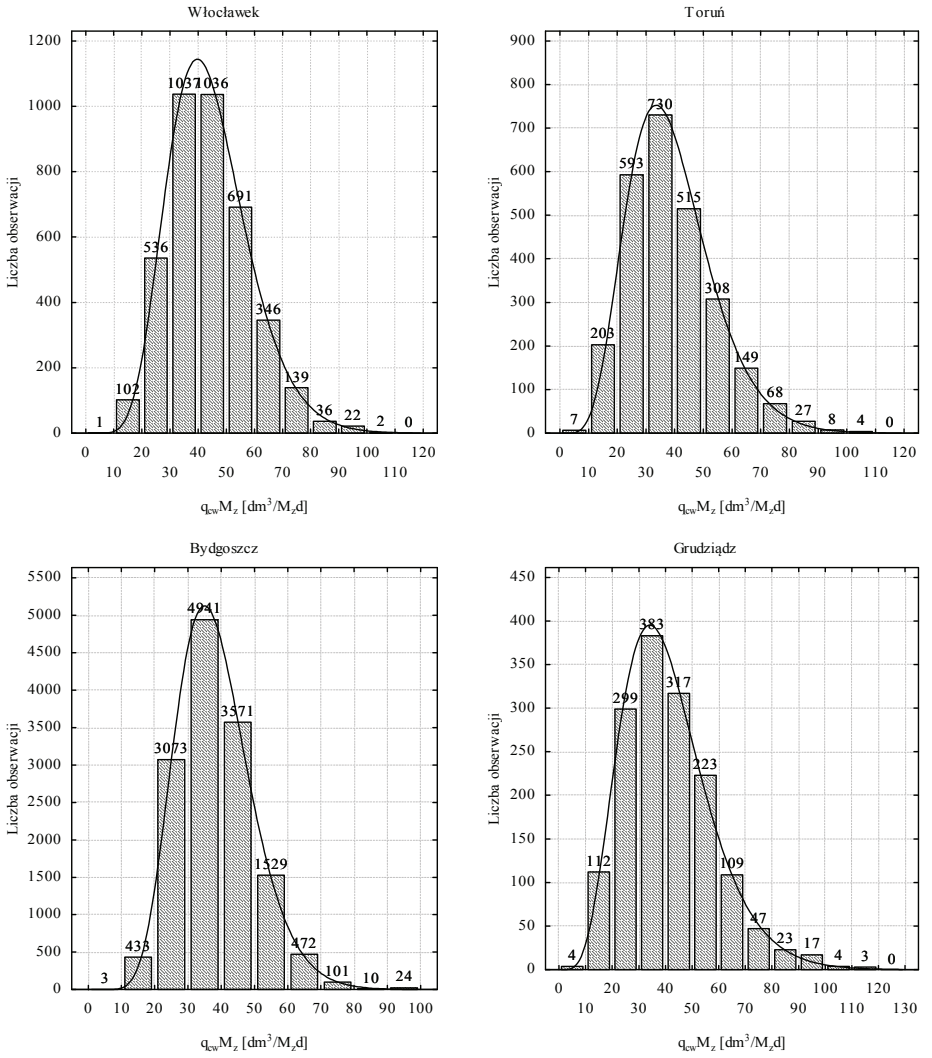
Rys. 4. Średnie jednostkowe zużycie wody w kuchni i łazience w latach 2000-2005 (źródło: opracowanie własne)
Fig. 4. Average kitchen and bathroom unit water consumption in 2000-2005 (source: own scientific description)

Dla praktycznego ustalenia wartości charakterystycznych jednostkowego dobowego zapotrzebowania na wodę sparametryzowano zmienność tych poborów. W tym celu sporządzono histogramy częstości obserwacji wskaźników poboru wody (rys. 5-7) oraz podjęto próbę dopasowania rozkładu teoretycznego do tak uzyskanych rozkładów empirycznych. Najlepsze rezultaty uzyskano stosując rozkład gamma.



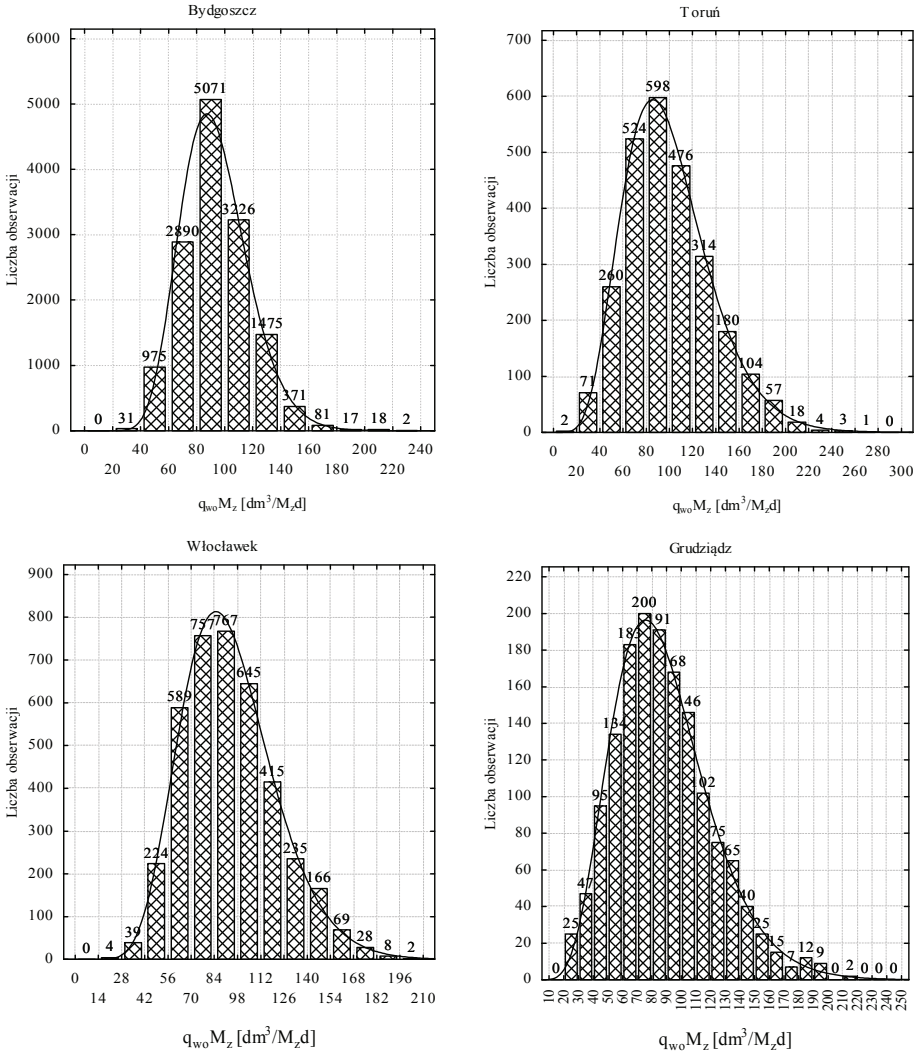
Rys. 5. Histogramy wskaźników dobowego zapotrzebowania na zimną wodę oraz wykres funkcji gęstości rozkładu gamma dla okresu 2000-2005 w analizowanych miastach (źródło: opracowanie własne)

Fig. 5. Histograms of daily cold water demand indicators and a graph of the density function of the gamma distribution in 2000-2005 in the analyzed cities (source: own scientific description)



Rys. 6. Histogramy wskaźników dobowego zapotrzebowania na ciepłą wodę oraz wykres funkcji gęstości rozkładu gamma dla okresu 2000-2005 w analizowanych miastach (źródło: opracowanie własne)

Fig. 6. Histograms of daily hot water demand indicators and a graph of the density function of the gamma distribution in 2000-2005 in the analyzed cities (source: own scientific description)



Rys. 7. Histogramy wskaźników dobowego zapotrzebowania na wodę ogólną oraz wykres funkcji gęstości rozkładu gamma dla okresu 2000-2005 w analizowanych miastach (źródło: opracowanie własne)

Fig. 7. Histograms of daily total water demand indicators and a graph of the density function of the gamma distribution in 2000-2005 in the analyzed cities (source: own scientific description)

We wszystkich przypadkach przeprowadzono ocenę jakości dopasowania rozkładu teoretycznego do rozkładu empirycznego za pomocą testu χ^2. Wartości wyestymowanych parametrów wraz z oceną istotności hipotezy o zgodności rozkładów teoretycznego i empirycznego zestawiono w tabeli 4.

Tabela 4. Wyniki estymacji parametrów rozkładów gamma wskaźników dobowego zapotrzebowania na wodę
Tabela 4. Results of estimation of daily water demand gamma distribution parameters

Miasto		Wartości parametrów rozkładu		λ^2	Poziom istotności testu λ^2
		α	λ		
Bydgoszcz	q_{zw}	17,337	3,152	7,70	0,260
	q_{cw}	11,249	3,414	4,29	0,508
	q_{wo}	15,212	6,140	5,89	0,312
Toruń	q_{zw}	11,489	5,128	19,03	0,122
	q_{cw}	7,035	5,559	12,30	0,090
	q_{wo}	13,992	7,115	10,94	0,279
Włocławek	q_{zw}	6,434	8,102	11,07	0,272
	q_{cw}	4,680	9,486	16,72	0,019
	q_{wo}	8,513	10,977	22,34	0,013
Grudziądz	q_{zw}	8,286	5,624	10,99	0,202
	q_{cw}	6,849	5,988	10,28	0,245
	q_{wo}	12,584	7,017	13,16	0,589

źródło: opracowanie własne – source: own scientific description

WNIOSKI

Otrzymane wyniki badań wskaźników zapotrzebowania na wodę pozwalają na sformułowanie następujących wniosków:

1. Uzyskane wyniki podważają celowość stosowania dotychczasowych wartości wskaźników zużycia wody do projektowania systemów zaopatrzenia w wodę, zawartych w obowiązujących normatywach dla analizowanych miast.
2. Na podstawie analizy statystycznej nie zaobserwowano istotnej statystycznej tendencji zmian jednostkowego zużycia wody we wszystkich analizowanych miastach; są one ustabilizowane.
3. Średnie jednostkowe zużycie wody ogólnej dla wszystkich badanych miast w analizowanym okresie było niższe od wartości zawartych w wytycznych i wynosiły odpowiednio w Bydgoszczy − 93,42 dm^3/M_zd, Toruniu − 98,09 dm^3/M_zd, we Włocławku − 84,25 dm^3/M_zd i Grudziądzu − 91,38 dm^3/M_zd.
4. Najlepsze rezultaty dopasowania rozkładu teoretycznego do uzyskanych rozkładów empirycznych wskaźników poboru zimnej, ciepłej i ogólnej wody uzyskano stosując rozkład gamma;
5. W wielorodzinnych budynkach mieszkalnych 27,0% ogólnej ilości wody dostarczanej do budynków wykorzystywane jest do przygotowania posiłków, pozostała część, tj. 73%, zużywana jest do celów higieniczno-sanitarnych.

6. Przeprowadzone analizy wskazują na celowość podjęcia dalszych badań związanych z identyfikacją cech procesu poboru zimnej i ciepłej wody użytkowej, prowadzonych w innych jednostkach osadniczych.

LITERATURA

[1] Chudzicki J., 2004. Techniczne możliwości oszczędzania wody i energii w wewnętrznych instalacjach wodociągowych. V Konf. Nauk. Tech. Nowe technologie w sieciach i instalacjach wodociągowych i kanalizacyjnych, Ustroń.
[2] Heidrich Z., Jędrzejkiewicz J., 2007. Analiza zużycia wody w miastach polskich w latach 1995-2005. Ochrona Środowiska 4, 29-34.
[3] Hotloś H., 2010. Badania zmian poboru wody w wybranych miastach Polski w latach 1990-2008. Ochrona Środowiska 3, 39-42.
[4] Hotloś H., Mielcarzewicz E., 2000. Kształtowanie się zużycia wody w Polsce w okresie gospodarki rynkowej. GWiTS 4, 135-137.
[5] Kłoss-Trębaczkiewicz H., Osuch-Pajdzińska E., Roman M., 1998. Spadek zużycia wody: opis zjawiska, przyczyny, prognozy. Materiały Krajowej Konf. Spadek zużycia wody: przyczyny – skutki – reagowanie, PZITS Oddział w Łodzi, 1-29.
[6] Pasela R., 2006. Kształtowanie się opłat za wodę i odprowadzanie ścieków w gospodarstwach domowych. Instal 12, 57-60.
[7] Rak J., Tchórzewska-Cieślak B., 2003. Zużycie wody w mieście Rzeszowie. Mat. Konf. Aktualne zagadnienia w uzdatnianiu i dystrybucji wody, Wydawnictwo Politechnika Śląska, 263-270.
[8] Tchórzewska-Cieślak B., 2005. Analiza zużycia wody do spożycia przez mieszkańców Jasła. XIII Ogólnopolska Konf. Nauk. Tech. z cyklu Problemy gospodarki wodno-ściekowej w regionach rolniczo-przemysłowych, Monografie Komitetu Inżynierii Środowiska PAN 30, 65-74.
[9] Tuz P.K., 2005. Analiza metod określania natężenia przepływów maksymalnych w budynkach wielorodzinnych. Środkowo-Pomorskie Towarzystwo Naukowe Ochrony Środowiska, 7, 279-293.
[10] Tuz P.K., Królikowski A., 2005. Wskazania wodomierzy domowych i mieszkaniowych − przyczyny rozbieżności i metody ich bilansowania. Gaz, Woda i Technika Sanitarna 2, 9-17.
[11] Żuchowicki A.W., Kuczyński W., 2009. Analiza porównawcza zmian w rozbiorach wody z uwzględnieniem sposobu jej dostarczania do odbiorców. Środkowo-Pomorskie Towarzystwo Naukowe Ochrona Środowiska, Rocznik Ochrony Środowiska 11, 781-786.
[12] Żuchowicki A.W., Majczyna R., 2009. Analiza zużycia wody w budynkach wielorodzinnych zlokalizowanych na terenie Koszalińskiej Spółdzielni Mieszkaniowej "Nasz Dom", Środkowo-Pomorskie Towarzystwo Naukowe Ochrona Środowiska, Rocznik Ochrony Środowiska 11, 663-674.
[13] Wytyczne do programowania zapotrzebowania wody i ilości ścieków w miejskich jednostkach osadniczych, 1991. Instytut Gospodarki Przestrzennej i Komunalnej Warszawa, wyd. V uzupełnione.

DEVELOPMENT OF INDEX VALUES OF WATER USE FOR DOMESTIC AND ECONOMIC PURPOSES IN CHOSEN TOWNS OF KUYAVIAN-POMERANIAN VOIVODESHIP

Abstract. Possession of reliable information for the creation of water balance is a basis for proper design of water supply systems. The decrease in water use by all user groups observed in Poland after 1989 requires a systematic verification of unit water consumption indices. In this paper, we present the results of research concerning hot, cold and overall unit water consumption for domestic and economic purposes in multifamily buildings in the biggest towns of Kuyavian-Pomeranian voivodeship. The analysis conducted in 2000-2005 indicates a stabilization of water use index, which is at a level satisfying basic consumer needs.

Keywords: water use, unit water consumption, water supply network, water demand, multifamily buildings

PROGNOZOWANIE ZUŻYCIA WODY W BUDOWNICTWIE MIESZKALNYM WIELORODZINNYM Z WYKORZYSTANIEM MODELI REGRESJI

Rafał Pasela, Jan Klugiewicz*

Streszczenie. Jedną z metod predykcji zużycia wody wodociągowej jest regresja wieloraka, która pozwala na rozpoznanie wielkości i rodzaju wpływu poszczególnych zmiennych na jej wartość. W pracy podjęto próbę ustalenia zależności miedzy zjawiskiem zużycia wody w mieszkalnictwie wielorodzinnym a takimi parametrami, jak: liczba osób zameldowanych w mieszkaniu, powierzchnia oraz typ mieszkania. Analizę przeprowadzono dla budynków mieszkalnych wielorodzinnych położonych w Toruniu.

Słowa kluczowe: regresja wieloraka, prognozowanie zużycia wody, budynki mieszkalne wielorodzinne

WSTĘP

Obserwowany systematyczny trend zmniejszania się zużycia wody wodociągowej w Polsce po 1989 r., związany z gospodarką wolnorynkową, zmusza do ciągłej weryfikacji przyjętych wcześniej prognoz dotyczących wielkości jednostkowego zapotrzebowania na wodę we wszystkich grupach odbiorców. Najczęściej spotykanymi modelami do opisu i prognozowania zużycia wody wodociągowej są modele: autoregresji, średniej ruchomej, ARIMA, wygładzania wykładniczego, Holta, Wintersa oraz sztuczne sieci neuronowe [5-9]. Alternatywą do powyższych metod są modele regresji, które pozwalają na określenie wpływu pewnych zjawisk (zmiennych objaśniających) na inne zjawisko (zmienną objaśniającą). Funkcje regresji określają sposób podporządkowania wartości zmiennej zależnej określonym wartościom zmiennych niezależnych. Analiza regresji wykorzystywana jest do: rozpoznania wielkości i rodzaju wpływu poszczególnych zmiennych objaśniających na zmienną objaśnianą, szacowania wartości zmiennej objaśnianej na podstawie znanych lub założonych wartości zmiennych objaśniających, określenia, które zmienne objaśniające mają najbardziej znaczący wpływ – w najlepszy sposób opisują zmienną objaśnianą; predykcji wartości zmiennej objaśnianej.

Szeroko prowadzona analiza zużycia wody w gospodarstwach domowych w Polsce wskazuje, że do najistotniejszych czynników (zmiennych objaśniających) kształtujących jej pobór należy zaliczyć: opomiarowanie zużycia wody, liczbę zamieszkujących osób w lokalu, standard wyposażenia sanitarnego mieszkań, straty wody związane ze stanem technicznym instalacji wodociągowych,

* dr inż. Rafał PASELA, prof. dr hab. inż. Jan KLUGIEWICZ, Wydział Budownictwa i Inżynierii Środowiska UTP, e-mail: rafal.pasela@utp.edu.pl

tryb życia mieszkańców, wysokość dochodu mieszkańców, świadomość mieszkańców, czynniki meteorologiczne oraz cena wody [1-4, 6].

METODA BUDOWY MODELU REGRESYJNEGO ZUŻYCIA WODY

Do stworzenia modeli opisujących dobowe zużycie wody zimnej, ciepłej i ogólnej wykorzystano regresję wieloraką. Dane uzyskano ze spółdzielni mieszkaniowych na terenie miasta Torunia. Dotyczyły one: dobowego zużycia wody zimnej q_{zw}, ciepłej q_{cw}, powierzchni mieszkania F, liczby osób zameldowanych w lokalu L_{Mz} oraz typu mieszkania TM. Modele regresji opracowano z wykorzystaniem programu STATISICA 9.1 seria 0210-P.

Budowa modelu regresyjnego składała się z następujących etapów:

1) określenie specyfiki zmiennych: objaśnianej i objaśniających,
2) zebranie danych do analizy – pobieranie próby statystycznej,
3) przyjęcie postaci analitycznej modelu,
4) selekcja zmiennych objaśniających,
5) estymacja parametrów strukturalnych modelu,
6) weryfikacja modelu,
7) usunięcie skutków naruszeń założeń regresji,
8) zastosowanie modelu.

Równanie regresji opisujące zjawisko zużycia wody przedstawia się następująco:

$$y_i=\beta_o+\beta_1\cdot x_{1i}+\beta_2\cdot x_{2i}+...+\beta_k\cdot x_{ki}+\varepsilon_i$$

gdzie:

ε_i − składnik losowy,

$x_1,x_2,...x_k$ − zmienne objaśniające zjawisko zużycia wody,

$\beta_o,\beta_1,...\beta_k$ − parametry składnika deterministycznego, dla $i = 1,2, ..., n$

Odpowiedniego dopasowania funkcji regresji do danych dokonano za pomocą tzw. metody najmniejszych kwadratów (MNK). Istota tej metody sprowadza się do tego, aby suma kwadratów odchyleń wartości empirycznych od wartości teoretycznych była najmniejsza. Do oceny dopasowania modelu do danych empirycznych jedną z najczęściej stosowanych miar jest współczynnik determinacji, oznaczony przez R^2. Oblicza się go ze wzoru:

$$R^2=\frac{\sum_{i=1}^{n}\left(\breve{y}_i-\bar{y}\right)^2}{\sum_{i=1}^{n}\left(y_i-\bar{y}\right)^2}$$

Inna miara zgodności modelu z danymi empirycznymi opiera się na wariancji składnika losowego. Punktem wyjścia są w tym przypadku tzw. reszty modelu. Reszta, która odpowiada i-tej obserwacji, wyraża się wzorem:

$$e_i = y_i - \tilde{y}_i, \qquad gdzie\ i = 1,2, \dots n$$

Ocena wariancji składnika losowego, tzw. wariancja resztowa, wyraża się wzorem:

$$S_e^2 = \frac{\sum_{i=1}^{n} e_i^2}{n-2}$$

Pierwiastek z wariancji resztowej, czyli odchylenie standardowe reszt S_e (zwane także błędem standardowym estymacji), jest powszechnie stosowaną miarą zgodności modelu z danymi empirycznymi. Na jej podstawie można również obliczyć, miarę nie mianowaną, a mianowicie tzw. współczynnik zmienności losowej, który określa wzór:

$$W = \frac{S_e}{y}$$

Wyznaczone parametry strukturalne modelu oraz parametry składnika losowego umożliwiają ostateczną weryfikację poprawności modelu oraz ocenę jego dokładności. Głównym zadaniem weryfikacji modelu regresji jest stwierdzenie poprawności jego założeń, które są następujące:

1) model jest liniowy względem parametrów, tzn. $y = \beta_o + \beta_1 \cdot x_{1i} + \beta_2 \cdot x_{2i} + \dots + \beta_k \cdot x_{ki}$ dla i =1, 2,..., n,
2) liczba obserwacji n musi być większa lub równa liczbie szacowanych parametrów, tj. $n \geq k + 1$,
3) żadna ze zmiennych niezależnych nie jest kombinacją liniową innych zmiennych niezależnych,
4) składnik losowy e_i ma wartość oczekiwaną równą zero $\left(E(e_i)\right) = 0$ dla wszystkich $i = 1, 2, \dots, n$,
5) Wwariancja składnika losowego (reszt e_i) jest taka sama dla wszystkich obserwacji (War$(e_i) = \sigma^2$ dla wszystkich $i = 1, 2, \dots, n$),
6) składniki losowe (reszty) są nieskorelowane, czyli e_i oraz e_j są od siebie niezależne dla wszystkich par i oraz j, gdzie $j = 1, 2, \dots, n\ oraz\ i \neq j$,
7) każde ze składników losowych (reszty) ma rozkład normalny.

Weryfikacja modelu obejmuje dwa etapy: weryfikację istotności parametrów strukturalnych modelu oraz wybranych właściwości reszt. W celu weryfikacji oszacowania parametrów należy stworzyć hipotezę zerową H_0 oraz jej zaprzeczenie – hipotezę alternatywną H_1: $H_0: \beta_j = 0$, $H_1: \beta_j \neq 0$. Weryfikacja hipotezy zerowej polega na przeprowadzeniu klasycznego testu istotności z wykorzystaniem rozkładu t-Studenta, dla przyjętego poziomu istotności α oraz $n - k$ stopni swobody. Jeżeli:

$$\left|\frac{b_j}{S_{bj}}\right| \leq_{a;n-k^*} \rightarrow \textit{wpływ zmiennej } x_j \textit{ jest statystycznie nieistotny}$$

$$\left|\frac{b_j}{S_{bj}}\right| > t_{a;n-k^*} \rightarrow \textit{ wpływ zmiennej } x_j \textit{ jest statystycznie istotny}$$

gdzie:

k^* − liczba estymowanych parametrów strukturalnych modelu.

Weryfikacja istotności parametrów dotyczy również parametru b_o (wyrazu wolnego), ale ponieważ nie opisuje on wpływu żadnej zmiennej objaśniającej, interpretacja hipotez polega wyłącznie na stwierdzeniu, czy odwrotność bezwzględnej wartości błędu względnego jest wystarczająco duża.

Weryfikacja składnika losowego obejmuje badanie właściwości reszt. W podstawowym zakresie weryfikacji badaniom podlegają: symetria reszt, losowość reszt, autokorelacja reszt oraz normalność rozkładu reszt.

Badanie symetrii reszt polegało na wykonaniu badania sprawdzającego, czy liczba reszt ze znakiem dodatnim (n_1) i liczba reszt ze znakiem ujemnym (n_2) nie różnią się od siebie w znaczący sposób. Rozstrzygnięcie kwestii, jak bardzo mogą różnić się od siebie liczby (n_1) i (n_2), wymaga przeprowadzenia testu statystycznego po uprzednim sformułowaniu hipotezy zerowej H_0 oraz zaprzeczającej jej – hipotezy $H_1 : H : \frac{n_1}{n} = \frac{1}{2}$, $H_1 : \frac{n_1}{n} \neq \frac{1}{2}$. Należy więc sprawdzić, czy liczba reszt dodatnich n_1 lub ujemnych n_2 stanowi połowę reszt. Weryfikację hipotezy zerowej przeprowadzono poprzez obliczenie wartości statystyki t_{emp}:

$$t_{emp} = \frac{\left|\frac{n_1}{n} - \frac{1}{2}\right|}{\sqrt{\frac{\frac{n_1}{n}\left(\frac{n-n_1}{n}\right)}{n-1}}} = n\left|\frac{n_1}{n} - \frac{1}{2}\right|\sqrt{\frac{n-1}{n_1\left(n-n_1\right)}}$$

Rozstrzygnięcie otrzymano dzięki zastosowaniu rozkładu t-Studenta dla przyjętego poziomu istotności oraz n-1 stopni swobody. Jeżeli:

$t_{emp} \leq t_{\alpha;n-1} \rightarrow$ *przyjąć hipotezę zerową* $H_0 \rightarrow$ składnik losowy wykazuje symetrię,

$t_{emp} < t_{\alpha;n-1} \rightarrow$ *przyjąć hipotezę zerową* $H_1 \rightarrow$ składnik losowy nie wykazuje symetrii.

Weryfikację losowości reszt przeprowadzono klasycznym nieparametrycznym testem serii. Wymagało to obliczenia liczby serii k_{emp}, określonej jako liczba jednoimiennych podciągów reszt. Serią określa się każdy podciąg złożony z kolejnych reszt o jednakowych znakach. Znając wartości krytyczne testu k_D oraz k_G (tablice testu serii), odpowiadające przyjętemu poziomu istotności α oraz liczebności reszt dodatnich (n_1) i reszt ujemnych (n_2), gdy:

$k_D < k_{emp} \leq k_G$, składnik losowy uznaje się za losowy, $k_{emp} \leq k_D$ lub $k_{emp} > k_G$, nie uznaje się składnika losowego za losowy.

Dla dużych liczebności podgrup $(n_1 > 20 \; oraz \; n_2 > 20)$, liczba k_{emp} serii podlega prawom następującego rozkładu normalnego:

$$N\left(\frac{2 \cdot n_1 \cdot n_2}{n} + 1 \; ; \sqrt{\frac{2 \cdot n_1 \cdot n_2 (2 \cdot n_1 \cdot n_2 - n)}{n^2 (n-1)}}\right)$$

W celu przeprowadzenia weryfikacji autokorelacji reszt e_i zastosowano test Durbina-Watsona. Test ten polega na obliczeniu wartości d_{emp}:

$$d_{emp} = \frac{\sum_{i=2}^{n} (e_i - e_{i-1})^2}{\sum_{i=1}^{n} e_i^2}$$

oraz porównania jej z granicznymi wartościami d_L (dolną) oraz d_U (górną), które dla modeli $n \leq 200$ przypadków znajdują się w tablicach, natomiast dla modeli, gdzie liczba przypadków $n > 200$, można przyjąć, że statystyka d_{emp} podlega prawom rozkładu normalnego $N(2; \frac{2}{\sqrt{n}})$ o średniej równej 2 i wariancji równej 4/n.

Możliwych jest pięć rozstrzygnięć testu Durbina-Watsona:

$d_{emp} < d_L$ – istotna autokorelacja dodatnia,

$d_L \leq d_{emp} \leq d_u$ – nieistotna autokorelacja dodatnia (brak rozstrzygnięcia testu),

$d_U < d_{emp} < 4 - d_U$ – autokorelacja zerowa – brak istotnej autokorelacji,

$4 - d_U \leq d_{emp} \leq 4 - d_L$ – nieistotna autokorelacja ujemna (brak rozstrzygnięcia testu),

$4 - d_L < d_{emp}$ – istotna autokorelacja ujemna.

Założenie, że składnik losowy losowym podlega prawom rozkładu normalnego, nie jest krytycznym założeniem KRL. Wyznaczenie parametrów strukturalnych modelu nie wymaga założenia o normalności reszt rozkładu składnika losowego ε. Weryfikacje normalności składnika losowego ε zastępuje się badaniami normalności reszt e_i. Prowadząc badania normalności reszt opracowanych modeli, posługiwano się testem Kołmogorowa-Smirnowa.

Ogólny przebieg testu jest następujący:

- uporządkowanie reszt modelu według wartości rosnących,
- wyznaczenie wartości dystrybuanty $u_{(i)}$,
- obliczenie wartości statystyk:

$$D_n^+ = max_{1 \leq i \leq n} \left(\frac{i}{u} - u_{(i)}\right)$$

$$D_n^- = \max_{isisn}\left(u_{(i)} - \frac{i\ 1}{n}\right)$$

$$D_n = \max\left(D^+, D^-\right)$$

Dla prób o liczebności $n \leq 100$ wykorzystano tablice wartości krytycznych statystyki D_{nkr}. Dla modeli, w których $n > 100$, wyznaczono statystykę D:

$$D = \sqrt{n} \cdot D_n + \frac{1}{G \cdot \sqrt{n}}$$

podlegającą prawom rozkładu Kołmogorowa $K(y) = 1 - 2\alpha$. Hipotezę zerową o normalności składnika losowego odrzucono w przypadku, gdy:

$$D_n > D_{nkr}(\alpha)\ dla\ n \leq 100$$
$$D > K(y)_{kr}$$

Wszystkie testy normalności reszt przeprowadzono dla $\alpha = 0{,}05$, co w przypadku modeli ($n > 100$) oznaczało wartość krytyczną $K(y)_{kr} = 1{,}23$.

Jeśli wszystkie etapy weryfikacji modelu zakończone zostaną pozytywnym rezultatem, model można bezpiecznie wykorzystać np. do opracowania prognozy.

Najczęściej naruszanymi założeniami klasycznej regresji liniowej są:

- założenie dotyczące stałości wariancji składnika losowego dla każdej obserwacji,
- założenie dotyczące braku korelacji pomiędzy poszczególnymi zakłóceniami.

Macierz Ω obrazuje sytuację idealną: jedynki na głównej przekątnej oznaczają niezmienność wariancji zakłóceń, natomiast zera poza główną przekątną świadczą o tym, że zakłócenia nie są wzajemnie skorelowane.

$$\Omega = \sigma^2 \begin{bmatrix} 1 & 0 & 0 & \ldots & 0 \\ 0 & 1 & 0 & \ldots & 0 \\ 0 & 0 & 1 & \ldots & 0 \\ \vdots & \vdots & \vdots & & \vdots \\ 0 & 0 & 0 & \ldots & 1 \end{bmatrix}$$

W analizowanych modelach objaśniających zużycie wody sytuacja taka nie zaistniała. W modelach tych wystąpiła natomiast autokorelacja zakłóceń. Autokorelacja składnika losowego jest naruszeniem jednego z założeń dotyczącego stałości wariancji składnika losowego, która prowadzi do tego, że elementy tworzące główną przekątną macierzy kowariancji zakłóceń losowych są jednakowe, natomiast elementy poza główną przekątną nie są zerowe. Oznacza to, że między kolejnymi zakłóceniami istnieje korelacja określona jako autokorelacja.

$$\Omega = \sigma^2 \begin{bmatrix} 1 & \rho_{12} & \rho_{13} & \dots & \rho_{1n} \\ \rho_{21} & 1 & \rho_{23} & \dots & \rho_{2n} \\ \rho_{31} & 0 & 1 & \dots & \rho_{2n} \\ \vdots & \vdots & \vdots & & \vdots \\ \rho_{n1} & 0 & \rho_{n3} & \dots & 1 \end{bmatrix}$$

Współczynnik autokorelacji ρ_1 nie jest znany, ponieważ wyznaczyć go można wyłącznie przez zbadanie całej populacji. W przeprowadzonych analizach posłużono się więc wartością współczynnika autokorelacji r_1 wyznaczonego dla badanej próby według wzoru:

$$r_1 = \frac{(n-k-1)\sum_{t=2}^{n-1}(e_t \cdot e_{t-1})}{(n-1)\sum_{t=1}^{n} e_t^2} = r_1 = \frac{(n-k_s)\sum_{t=2}^{n-1}(e_t \cdot e_{t-1})}{(n-1)\sum_{t=1}^{n} e_t^2}$$

gdzie e_t to reszty modelu wyznaczonego klasyczną metodą najmniejszych kwadratów (KMNK), k oznacza liczbę zmiennych objaśniających tego modelu. Zastąpienie prawdziwego współczynnika autokorelacji ρ_1 współczynnikiem r_1 powoduje, że metoda UMNK określana jest jako EUMNK – estymowana, uogólniona metoda najmniejszych kwadratów [10, 11].

INTERPRETACJA WYNIKÓW BADAŃ

Po weryfikacji przyjętych do badań zmiennych objaśniających, zjawisko poboru wody najlepiej opisuje model składający się z dwóch zmiennych, tj. liczby osób zameldowanych w lokalu mieszkalnym oraz typu mieszkania. Wyniki badań przedstawiono w tabelach 1-3. Dominującą zmienną każdego z modeli jest liczba osób zameldowanych w mieszkaniu. Zmienna ta charakteryzuje się w każdym przypadku największą istotnością statystyczną ($\alpha = 0{,}05$). Wpływ pozostałych czynników jest znacznie słabszy.

Najniższy współczynnik determinacji $R^2 = 0{,}57$ uzyskano dla modelu opisującego dobowe zużycie ciepłej wody, natomiast najwyższy $R^2 = 0{,}85$ dla modelu opisującego dobowe zużycie wody ogólnej. Oznacza to, że 57% oraz 85% zmiennych zużycia wody jest wyjaśniona przez modele. Pozostałą część zmienności należy przypisać zakłóceniom, rozumianym jako elementy nieuwzględnione w modelu w postaci zmiennej objaśnianej.

Wartość błędu standardowego estymacji (ocena wielkości losowych odchyleń modelu) interpretuje się jako przeciętne odchylenie wagi obserwowanej w próbie od wagi teoretycznej – wyznaczonej z modelu.

Tabela 1. Zestawienie wyników analizy regresji wielorakiej dla dobowego zużycia wody zimnej w Toruniu
Table 1. Summary of multiple regression analysis for the daily consumption of cold water in Toruń

Zmienna objaśniana: zużycie wody zimnej q_{zw} [dm^3/d] Zmienne objaśniające: L_{Mz}, TM

$q_{zw} = 60{,}9262L_{Mz} + 3{,}1464TM - 24{,}2208 \pm 28{,}864$ [dm^3/d]

R= 0,88391465 R^2= 0,78130510 Skorygowany R^2= 0,78112665
F(2,2454)=4378,2 p<0,0000 Błąd standardowy estymacji: 28,864

Zmienna	b*	Błąd standardowy z b*	b	Błąd standardowy z b	t(2454)	p	Nadmiarowość: Tolerancja	Nadmiarowość: R-kwadrat	Nadmiarowość: Korelacja cząsteczk	Nadmiarowość: Korelacja semicz.	Korelacja
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
ε			-24,2208	2,607617	-9,28846	0,000000					
L_{Mz}	0,868411	0,009933	60,9262	0,696901	87,42445	0,000000	0,904295	0,095705	0,870163	0,825811	0,882806
TM	0,046531	0,009933	3,1464	0,671693	4,68435	0,000003	0,904295	0,095705	0,094198	0,044248	0,315185

ANALIZA RESZT
(poziom istotności testów α=0,05)

Zmienna	Średnia	Minimum	Maksimum	Mediana	Odch. stand.
Reszty	0,000	-82,1993	76,5016	0,8069	28,85262

Test Durbina-Watsona

Zmienna	d_{emp}	Korelacja seryjna
Estymacja	1,093543	0,453105

Test Kołmogorowa-Smirnowa

Zmienna	N	maks D	p
Reszty	2454	0,019286	p > ,20

Liczba reszt dodatnich	n_1=1245	d_L= 1,919	Wyniki testu: Stwierdzono podstawy do odrzucenia hipotezy zerowej o braku autokorelacji składnika losowego
Liczba reszt ujemnych	n_2=1209	d_u= 2,080	

D = 0,945
$K(y)_{kr}$ = 1,23
$D < K(y)_{kr}$

Wyniki testu:
Brak podstaw do odrzucenia hipotezy zerowej o normalności składnika losowego

t_{emp} = 0,727, $t_{\alpha, n-1}$ = 1,960	Wyniki testu: składnik losowy wykazuje symetrię
k_{emp} =1198, k_D = 1178,21, k_G = 1277,26	Wyniki testu: Składnik losowy uznano za losowy

Zalety modelu:
- spełnia założenia o losowości składnika losowego
- spełnia założenia o normalności składnika losowego
- spełnia założenia o symetrii składnika losowego
- duża wartość poprawionego współczynnika determinacji R^2=0,781
- małe błędy estymacji parametrów strukturalnych modelu

Wady modelu:
- naruszenie założenia o braku autokorelacji składnika losowego

źródło: opracowanie własne – source: own scientific description

Tabela 2. Zestawienie wyników analizy regresji wielorakiej dla dobowego zużycia ciepłej wody użytkowej w Toruniu
Table 2. Summary of multiple regression analysis for the daily hot water consumption in Toruń

Zmienna objaśniana: zużycie wody ciepłej q_{cw} [dm^3/d]				Zmienne objaśniające: L_{Mz}, TM							
q_{cw} = 36,11644L_{Mz} + 3,85442TM – 6,28029 ± 28,272 [dm^3/d]											
R= 0,75972809 R^2= 0,57718677 Skorygowany R^2= 0,57684176 F(2,2454)=1672,9 p<0,0000 Błąd standardowy estymacji: 28,272							Nadmiarowość				Korelacja
Zmienna	b*	Błąd standardowy z b*	b	Błąd standardowy z b	t(2454)	p	Tolerancja	R-kwadrat	Korelacja cząsteczk	Korelacja semicz.	
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
ε			-6,28029	2,554076	-2,45893	0,014004					
L_{Mz}	0,730788	0,013812	36,11644	0,682592	52,91074	0,000000	0,904295	0,095705	0,730200	0,694939	0,755821
TM	0,080918	0,013812	3,85442	0,657901	5,85866	0,000000	0,904295	0,095705	0,117519	0,076949	0,306997

ANALIZA RESZT
(poziom istotności testów α=0,05)

Zmienna	Średnia	Minimum	Maksimum	Mediana	Odch. stand.	Test Durbina-Watsona			Test Kołmogorowa-Smirnowa			
						Zmienna	d_{emp}	Korelacja seryjna	Zmienna	N	maks D	p
Reszty	0,000	-102,370	110,000	-0,472	28,26019	Estymacja	1,742152	0,128607	Reszty	2454	0,024425	p < ,10
Liczba reszt dodatnich		n_1=1213				d_L= 1,919	Wyniki testu: Stwierdzono podstawy do odrzucenia hipotezy zerowej o braku autokorelacji składnika losowego		D = 1,212 $K(y)_{kr}$= 1,23 D < $K(y)_{kr}$	Wyniki testu: Brak podstaw do odrzucenia hipotezy zerowej o normalności składnika losowego		
Liczba reszt ujemnych		n_2=1241				d_u= 2,080						

t_{emp} = 0,565, $t_{\alpha, n-1}$ = 1,960	Wyniki testu: składnik losowy wykazuje symetrię
k_{emp} = 1251 k_D = 1178,32, k_G = 1277,36	Wyniki testu: Składnik losowy uznano za losowy

Zalety modelu:	Wady modelu:
- spełnia założenia o losowości składnika losowego - spełnia założenia o normalności składnika losowego - spełnia założenia o symetrii składnika losowego - małe błędy estymacji parametrów strukturalnych modelu	- naruszenie założenia o braku autokorelacji składnika losowego

źródło: opracowanie własne – source: own scientific description

Tabela 3. Zestawienie wyników analizy regresji wielorakiej dla dobowego zużycia wody ogólnej w Toruniu
Table 3. Summary of multiple regression analysis for the total daily water consumption in Toruń

Zmienna objaśniana: zużycie wody ogólna q_{wo} [dm^3/d] Zmienne objaśniające: L_{Mz}, TM

$q_{wo} = 97{,}0426L_{Mz} + 7{,}0009TM - 30{,}5010 \pm 36{,}484$ [dm^3/d]

R= 0,92307741 R^2= 0,85207191 Skorygowany R^2= 0,85195120
F(2,2454)=7058,9 p<0,0000 Błąd standardowy estymacji: 36,484

Zmienna	b*	Błąd standardowy z b*	b	Błąd standardowy z b	t(2454)	p	Nadmiarowość: Tolerancja	Nadmiarowość: R-kwadrat	Nadmiarowość: Korelacja cząsteczk	Nadmiarowość: Korelacja semicz.	Korelacja
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
ε			-30,5010	3,295990	-9,2540	0,000000					
L_{Mz}	0,900011	0,008170	97,0426	0,880873	110,1665	0,000000	0,904295	0,095705	0,912130	0,855861	0,920852
TM	0,067366	0,008170	7,0009	0,849010	8,2459	0,000000	0,904295	0,095705	0,164295	0,064061	0,345795

ANALIZA RESZT
(poziom istotności testów α=0,05)

Zmienna	średnia	Minimum	Maksimum	Mediana	Odch. stand.
Reszty	0,000	-141,662	118,831	1,031	36,46928

Test Durbina-Watsona: Zmienna	d_{emp}	Korelacja seryjna
Estymacja	1,354493	0,322696

Test Kołmogorowa-Smirnowa: Zmienna	N	maks D	p
Reszty	2454	0,015035	p > ,20

Liczba reszt dodatnich	n_1=1259	d_L= 1,919	Wyniki testu: Stwierdzono podstawy do odrzucenia hipotezy zerowej o braku autokorelacji składnika losowego
Liczba reszt ujemnych	n_2=1195	d_u= 2,080	

D = 0,746
$K(y)_{kr}$ = 1,23
D < $K(y)_{kr}$

Wyniki testu: Brak podstaw do odrzucenia hipotezy zerowej o normalności składnika losowego

t_{emp} = 1,292, $t_{\alpha, n-1}$ = 1,960 — Wyniki testu: składnik losowy wykazuje symetrię

k_{emp}=…, k_D= 1177,59, k_G= 1276,74 — Wyniki testu: Składnik losowy uznano za losowy

Zalety modelu:
- spełnia założenia o losowości składnika losowego
- spełnia założenia o normalności składnika losowego
- spełnia założenia o symetrii składnika losowego
- duża wartość poprawionego współczynnika determinacji R^2=0,851
- małe błędy estymacji parametrów strukturalnych modelu

Wady modelu:
- naruszenie założenia o braku autokorelacji składnika losowego

źródło: opracowanie własne – source: own scientific description

Statystyka F (Fishera-Snedecora) służyła do weryfikacji hipotezy istotności całego modelu. Test ten weryfikuje bowiem hipotezę, że wszystkie współczynniki regresji jednocześnie są równe zero: $H_o: \beta_j = 0\ dla\ j = 0,1,2,\ldots,k$, $H_1: istnieje\ j, \dot{z}e\ \beta_j \neq 0$. Według hipotezy zerowej, że żadna j-ta zmienna niezależna w modelu nie ma istotnego wpływu na zmienną zależną. Hipoteza alternatywna oznacza, że istnieje co najmniej jedna zmienna istotnie związana ze zmienną Y. Wysokie wartości statystyki F i odpowiadający jej poziom prawdopodobieństwa testowego p potwierdzają istotny statystycznie związek liniowy. Wartość statystyki t wskazuje, że ocena współczynnika regresji również istotnie różni się od zera. Dodatnie wartości współczynników regresji świadczą o wzroście dobowego zużycia wody.

Nadmiarowość, zwaną również współliniowością, sprawdzono za pomocą wskaźników takich, jak tolerancja i $R_{kwadr.}$ Wskaźnik $R_{kwadr.}$ informuje, w jakim stopniu każda ze zmiennych jest zależna od pozostałych. W reprezentowanych modelach $R_{kwadr.}$ jest mniejsze od 0,80, zatem zakłócająca współliniowość nie występuje.

Tolerancja pozwala na określenie wkładu zmiennej w równanie regresji. Im tolerancja jest mniejsza, tym mniejszy jest udział zmiennej w modelu. Przy tolerancji równej zero nie jest możliwe wyznaczenie współczynników równania regresji. W uzyskanych równaniach regresyjnych wartości T są wysokie, co świadczy o braku ich współliniowości.

Wspólną wadą przedstawionych modeli jest poważne naruszenie założenia o braku autokorelacji składnika losowego. Wyniki Durbina-Watsona wskazują zgodnie na niedopuszczalną, dodatnią autokorelację reszt modeli.

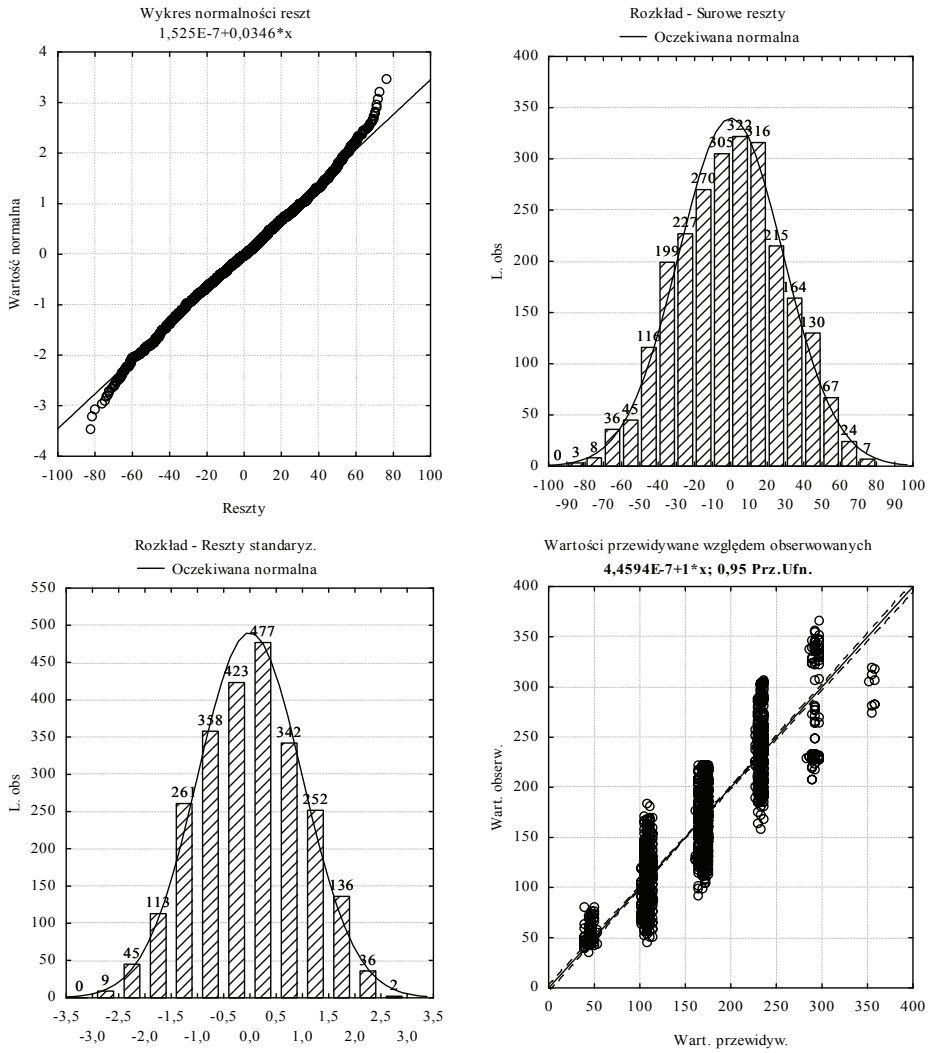
Na rysunkach 1-3 przedstawiono wyniki analizy reszt. Przedstawione wykresy rozrzutu pozwalają zauważyć, że dopasowana linia regresji bardzo dobrze pasuje do danych zużycia wody, choć jednocześnie kilka obserwacji wyraźnie odbiega od pozostałych.

Oceniając położenie punktów na wykresach w stosunku do dopasowanej linii prostej można stwierdzić, że rozkład reszt nie odbiega od rozkładu normalnego. Potwierdza to fakt dobrego dopasowania oszacowanego modelu liniowego do danych empirycznych.

PODSUMOWANIE

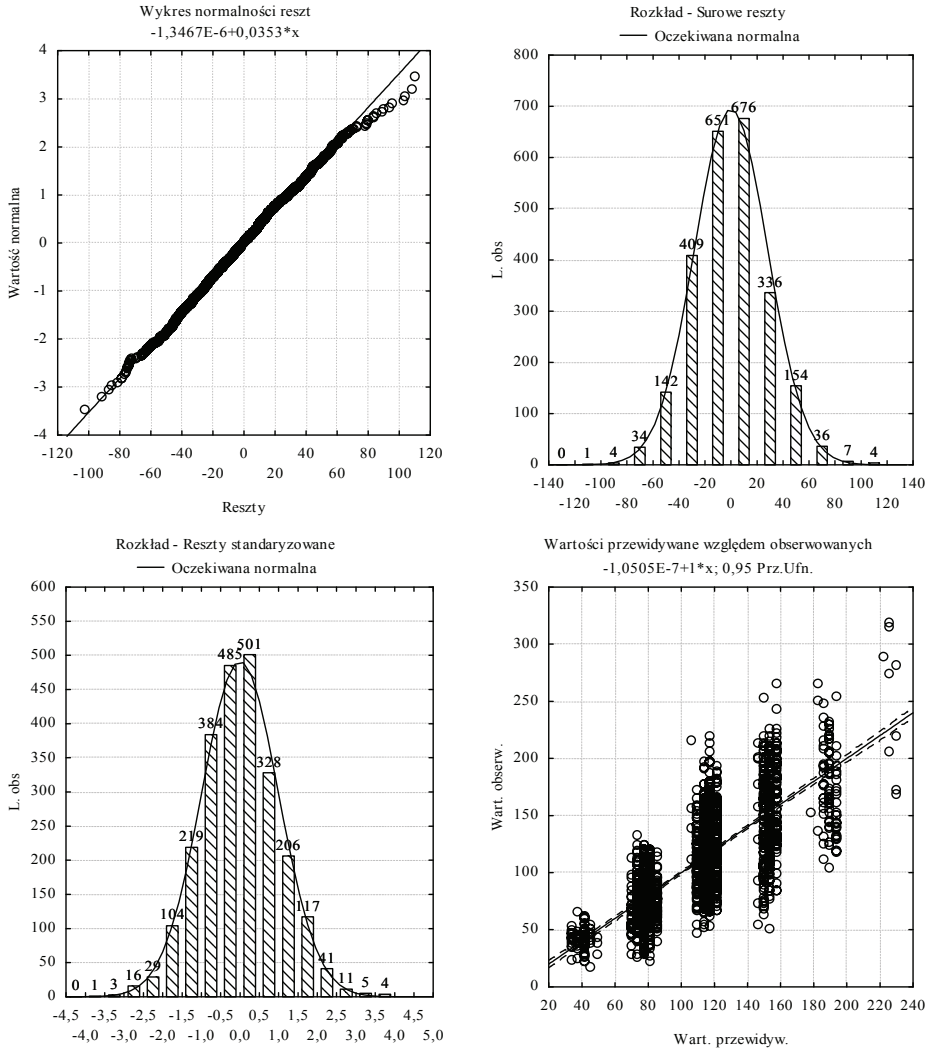
Przedstawione w pracy wyniki badań pokazują celowość stosowania modeli regresji wielorakiej przy wykorzystaniu danych archiwalnych do prognozowania zużycia wody. Analiza czynników opisujących zużycie wody pozwala na określenie wagi poszczególnych parametrów równania regresji. Jednakże wydaje się celowe zwiększenie liczby zmiennych objaśniających, biorąc pod uwagę złożoność zjawiska, które pozwoli na precyzyjniejsze ustalenie wartości zużycia wody w budownictwie wielorodzinnym.

Na podstawie przeprowadzonych badań można wnioskować, że predykcja konsumpcji wody w mieszkalnictwie stwarza możliwości do podejmowania właściwych decyzji w zakresie zmian ustalania wskaźników jednostkowych zużycia wody, które stanowią podstawę do wykonywania bilansu wody na etapie projektowym.



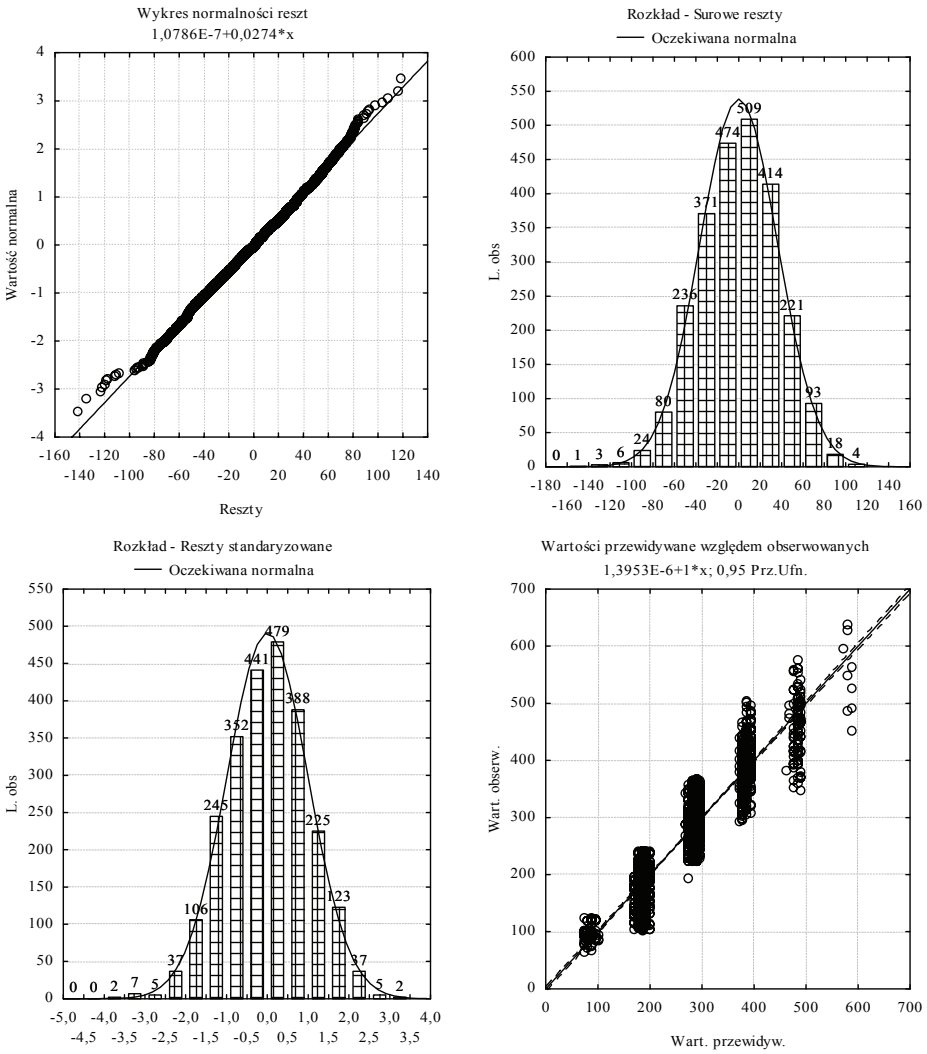
Rys. 1. Podsumowanie wyników analizy reszt dla zimnej wody w Toruniu (źródło: opracowanie własne)

Fig. 1 Summary results of the rest of the cold water in Toruń (source: own scientific description)



Rys. 2. Podsumowanie wyników analizy reszt dla ciepłej wody użytkowej w Toruniu (źródło: opracowanie własne)

Fig. 2 Summary results of the rest of the hot water in Toruń (source: own scientific description)



Rys. 3. Podsumowanie wyników analizy reszt dla wody ogólnej w Toruniu (źródło: opracowanie własne)
Fig. 3 Summary results of the rest of the total water in Toruń (source: own scientific description)

LITERATURA

[1] Heidrich Z., Jędrzejkiewicz J., 2007. Analiza zużycia wody w miastach polskich w latach 1995-2005. Ochrona Środowiska 4, 29-34.
[2] Hotloś H., 2010. Badania zmian poboru wody w wybranych miastach Polski w latach 1990-2008. Ochrona Środowiska 3, 39-42.
[3] Hotloś H., Mielcarzewicz E., 2000. Kształtowanie się zużycia wody w Polsce w okresie gospodarki rynkowej. GWiTS 4, 135-137.

[4] Klugiewicz J., Pasela R., 2005. Badania wpływu wodomierzy mieszkaniowych na zużycie wody w budynkach wielorodzinnych na osiedlu Wyżyny w Bydgoszczy. Gaz, Woda i Technika Sanitarna 1, 14-17.
[5] Licznar P., 2005. Wykorzystanie sztucznych sieci neuronowych do prognozowania zużycia wody w zakładach wodociągowych. Instal 11, 16-22.
[6] Łomotowski J., 2003. Prognozowanie rozbiorów wody metodą wygładzenia wykładniczego. VI Międzynarodowa Konf. Nauk. Techn. Zastosowanie technik obliczeniowych w zarządzaniu systemami wodno-kanalizacyjnymi, Wągrowiec, 19-25.
[7] Pasela R., 2012. Kształtowanie wartości wskaźników zużycia wody na cele bytowo-gospodarcze w budynkach wielorodzinnych w wybranych miastach woj. kujawsko-pomorskiego. Praca niepublikowana, Kielce.
[8] Siwoń Z., Cieżak J., Cieżak W., 2006. Użytkowe metody bieżącego prognozowania krótkotrwałego poboru wody w systemach wodociągowych, XIX Krajowa, VII Międzynarodowa Konf. Nauk. Techn. Zaopatrzenie w wodę, jakość i ochrona wód, Zakopane.
[9] Siwoń Z, Łomotowski J., Cieżak W., Licznar P., Cieżak J., 2008. Analiza i prognozowanie rozbiorów wody w systemach wodociągowych. PAN Komitet Inżynierii Lądowej i Wodnej, Instytut Podstawowych Problemów Techniki, Warszawa.
[10] Stanisz A., 2006. Przystępny kurs statystyki z zastosowaniem STATISTICA PL na przykładach z medycyny. Tom 1, Statystyki podstawowe, Kraków.
[11] Stępień P., 9 wykładów ze statystyki, 17 wykładów z ekonometrii. Materiały niepublikowane.

PREDICTION WATER CONSUMPTION IN MULTI-FAMILY RESIDENTIAL BUILDINGS USING REGRESSION MODELS

Abstract. One way to predict consumption of tap water is a multiple regression that allows you to identify the size and type of the impact of each variable on its value. The paper attempts to establish the relationship between the phenomenon of water consumption in multi-family housing and parameters such as the number of people registered in a flat surface and type of housing. The analysis was performed for multi-family residential buildings located in Torun.

Keywords: multiple regression, forecasting water use, multi-family residential building

BADANIE ŚCIERALNOŚCI CHALCEDONITU W PROCESIE FILTRACJI CIŚNIENIOWEJ

Piotr Pocztół, Marian Granops*

Streszczenie. W artykule przedstawiono wyniki z badań procesu ścierania się chalcedonitu o średnicy 0,315-2,5 mm, użytego jako materiału filtracyjnego. W celu intensyfikacji procesu prowadzono wielokrotne płukanie złoża w przeciwprądzie. Z różnicy masy złoża przed i po eksperymencie wnioskowano o szybkości jego ścierania, kruszenia i wymywania z kolumny filtracyjnej. Użyty do badań chalcedonit okazał się być materiałem odpornym na zastosowane procesy regeneracyjne, a ubytki jego masy po okresie eksperymentu były niewielkie.

Słowa kluczowe: chalcedonit, filtracja, ścieralność złoża filtracyjnego

WSTĘP

Badania przydatności technologicznej chalcedonitu do odżelaziania i odmanganiania wód poziemnych oraz oczyszczania ścieków prowadzone były przez wielu autorów [2, 8, 10].W wymienionych opracowaniach wykazano, że chalcedonit może być stosowany jako materiał filtracyjny, zwłaszcza do usuwania żelaza i manganu z wód podziemnych. Szczególnie dokładnie przedstawia to artykuł Sozańskiego [9], w którym jako istotne wymienia się następujące charakterystyki technologiczne:

- „efekty usuwania związków żelaza i manganu z wód podziemnych w funkcji składu fizyczno-chemicznego i parametrów procesu filtracji pospiesznej,
- parametry projektowe i eksploatacyjne tych złóż, w tym głównie prędkość filtracji, głębokość przenikania żelaza i manganu oraz granulometria, pojemności masowe i intensywności płukania,
- długości cykli filtracyjnych określonych przez kryteria jakości wody uzdatnionej i strat hydraulicznych,
- zmiany aktywności autokatalitycznej złóż dla odmanganiania wód podziemnych w warunkach bez reagentowej filtracji pospiesznej tych wód".

Opisane charakterystyki pozwalają poznać właściwości technologiczne złóż filtracyjnych oraz umożliwiają ich efektywny dobór w fazie projektowej.

W cytowanym artykule, jak i poprzednich pominięto ocenę trwałości (zmienności) złoża w trakcie jego wieloletniej eksploatacji. Wydaje się, że

mgr inż. Piotr POCZTÓŁ
* prof. dr hab. inż. Marian GRANOPS, Wydział Budownictwa i Inżynierii Środowiska UTP, e-mail: granops@wp.pl

określenie ścieralności materiału filtracyjnego w czasie jego wykorzystania technicznego, w szczególności w czasie okresowych regeneracji, płukania złoża w przeciwprądzie, ma istotne znaczenie praktyczne i ekonomiczne.

W pracy starano się określić właśnie ten parametr, czyli ścieralność chalcedonitu w eksperymencie prowadzonym w skali ułamkowo-technicznej.

WYSTĘPOWANIE I CHARAKTERYSTYKA

Chalcedonit jest minerałem, odmianą kwarcu o zróżnicowanej barwie. Występuje w Brazylii, Urugwaju, na Madagaskarze, Węgrzech i w Ameryce Północnej [1]. W Polsce pomimo występowania w kilku miejscach eksploatowane jest jedynie złoże „Teofilów" zlokalizowane niedaleko Tomaszowa Mazowieckiego [2, 10]. Złoże eksploatowane jest przez firmę Mikrosil – Polska Sółka z o.o. [6]. Materiał filtracyjny wydobywany jest selektywnie ze ściany złoża, a następnie odpowiednio obrabiany i frakcjonowany. Cechuje go wysoka jednorodność pod względem parametrów fizykochemicznych.

Parametry fizykochemiczne złoża publikowane przez producenta przedstawiają się następująco [6]:

parametry fizyczne:

gęstość właściwa	2,62-2,67 kg/dm^3
gęstość nasypowa	0,85-1,10 kg/dm^3
porowatość wewnętrzna	15,0-30,0%
nasiąkliwość	4,0-10,0%
wytrzymałość na ściskanie	60-120 MPa
ścieralność na bębnie Devala	8-15%
liczba olejowa	26g/100g mączki

parametry chemiczne:

SiO_2	94,0-99,0%
Al_2O_3	0,4-3,6%
Fe_2O_3	0,1-0,8%
CaO	0,1-1,2%
MgO	0,0-0,3%
Na_2O	0,04-0,20%
K_2O	0,1-0,5%

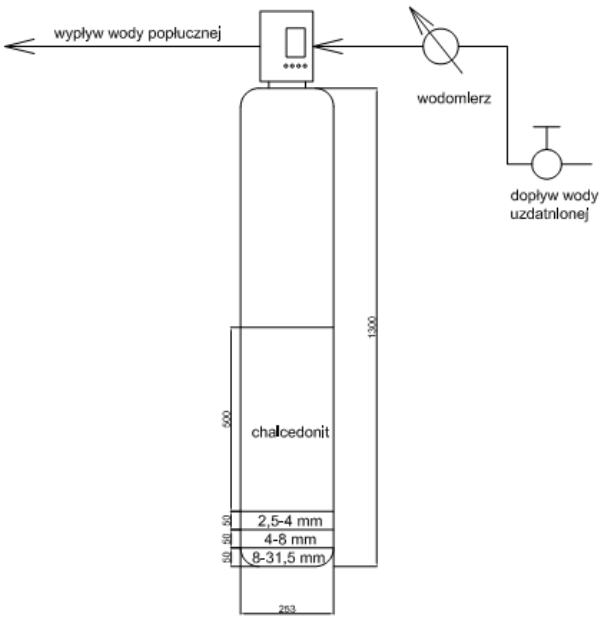
Z zestawieniem składu chemicznego opracowanego przez inne jednostki badawcze można zapoznać się w publikacji Michel [3].

METODYKA BADAŃ

Badania prowadzono na stacji uzdatniania wody Szkoły Głównej Gospodarstwa Wiejskiego w Warszawie. Materiał filtracyjny wypełniający złoże przygotowany był jedynie z chalcedonitu. Podsypka, czyli warstwa podtrzymująca złoże zasadnicze, składała się z trzech frakcji uziarnienia: 31,5-8,0 mm,

8,0-4,0 mm, 4,0-2,5 mm. Złoże zasadnicze zostało natomiast przygotowane z materiału o granulacji 2,5-0,315 mm. Wszystkie frakcje przed ich wykorzystaniem w eksperymencie przepłukano uzdatnioną wodą wodociągową produkowaną na stacji SGGW w Warszawie dla potrzeb kampusu uczelni. Ze złoża zasadniczego pobrano trzy kilogramowe próbki i poddano je analizie sitowej. Na podstawie badań czterech mniejszych próbek złoża określono zawartość wody w materiale filtracyjnym. Próbki pobrano do uprzednio wysuszonych i zważonych naczyniek wagowych, wysuszono w suszarce do stałej masy w 105^{o}C i po wystudzeniu w eksykatorze ponownie zważono na wadze technicznej Axis A5000 o dokładności ważenia 0,1 g. Z ubytku masy wyliczono procentową zawartość wody w chalcedonicie. Znajomość tego parametru była istotna, gdyż ścieralność chalcedonitu określona została poprzez porównanie masy chalcedonitu wsypanego do filtra przed i po przeprowadzeniu eksperymentu. Złoże podtrzymujące o charakterystyce uprzednio określonej i wysokości warstwy 150 mm oraz badany materiał filtracyjny − złoże o uziarnieniu 2,5-0,315 i wysokości warstwy 500 mm umieszczone zostały w kolumnie filtracyjnej o średnicy 253 mm i wysokości 1300 mm.

Powierzchnia filtra wynosiła 0,051 m^2 (rys. 1).



Rys. 1. Schemat stanowiska badawczego
Fig. 1. Diagram of the test

Filtr wyposażony był w zawór elektromagnetyczny Fleck 7700, który umożliwiał automatyczne sterowanie jego pracą. Filtr zasilany był wodą uzdatnioną o ciśnieniu około 4 barów. W czasie pracy filtra co kilka dni dokonywano poboru próbek wody zasilającej filtr oraz wody popłucznej w celu oznaczenia męt-

ności. Wzrost mętności informował o zachodzącym procesie ścierania się złoża w trakcie jego płukania. Mętność oznaczana była w aparacie firmy Hach 2100N Turbidimeter. W normalnych warunkach pracy stacji płukanie filtrów prowadzi się co kilkadziesiąt godzin lub co kilka dni i trwa ono zwykle 5-10 minut.

W eksperymencie zastosowany zawór Flecka z elektronicznym programatorem umożliwiał codzienne płukanie filtra (z technologicznymi przerwami) przez okres 398 minut. Zasadnicze badanie procesu ścieralności złoża prowadzono przy prędkości płukania złoża 40 m/h, aby zapewnić minimalną prędkość dla fluidyzacji złoża [7].

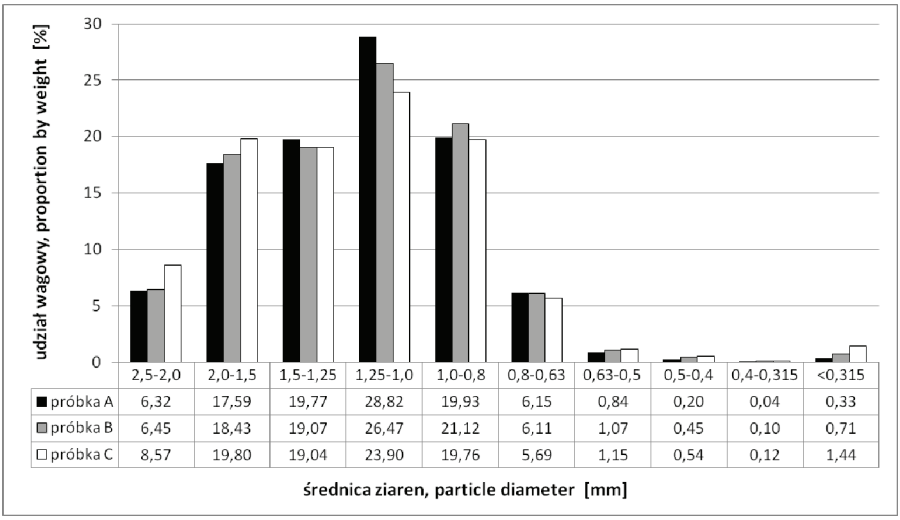
W końcowej fazie trwania eksperymentu zastosowano płukanie z prędkościami 30 i 35 m/h. Eksperyment był prowadzony przez 38 dni. Po zakończeniu eksperymentu chalcedonit został wysypany z filtra, wysuszony i ponownie zważony w celu określenia procentowego ubytku masy. Oprócz tego po raz drugi wykonano analizę sitową materiału (w taki sam sposób jak wcześniej), aby określić ewentualne zmiany w granulacji złoża.

WYNIKI I ICH OMÓWIENIE

Zastosowana metodyka oraz czas trwania eksperymentu umożliwiły w stosunkowo krótkim czasie (38 dni) zasymulować kilkuletnią pracę filtra w zakresie jego płukania. Zakładając, że filtry są płukane przez przez 10 minut, co 24 godziny, w ciągu jednej doby można było zasymulować prawie 40 filtrocykli pracy filtra. Przy 38 dniach pracy filtra doświadczalnego dało to symulację jego pracy w okresie 4 lat i 2 miesięcy. Gdyby przyjąć, że filtr jest płukany co drugi dzień, co najczęściej ma miejsce w praktyce, uzyskane wyniki symulują pracę złoża w okresie ponad 8 lat.

W zastosowanym do badań złożu dominowały ziarna o średnicy 0,8-2,0 mm, a największy udział miała frakcja 1,0-1,25 mm (rys. 2).

Masa wsypanego do filtra doświadczalnego chalcedonitu wynosiła 23,0 kg, z wyliczeń określonych w tabeli 1 wynika, że zawierał on 0,075 kg wody, a więc masa suchego złoża wsypanego do filtra wyniosła 22,925 kg (tab. 1).



Rys. 2. Skład granulometryczny chalcedonitu przed badaniem
Fig. 2. The grain-size composition of the chalcedonite before the test

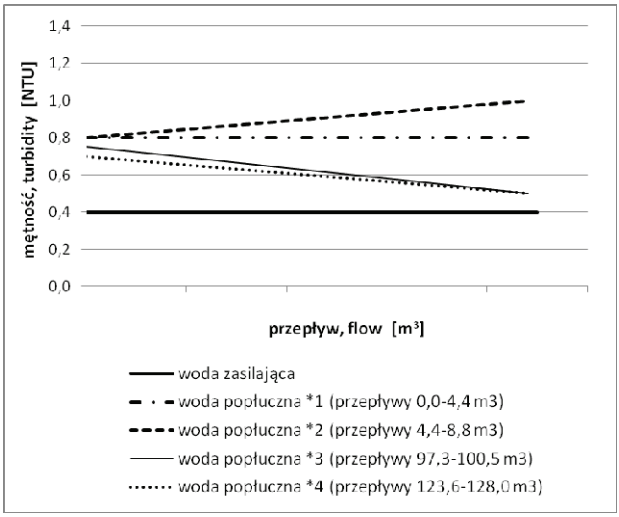
Tabela 1. Wyniki zawartości wody w chalcedonicie przed wykonaniem badań
Table 1. The results of the water content prior to testing chalcedonite

Parametr	Naczyńko 1	Naczyńko 2	Naczyńko 3	Naczyńko 4
Waga pustego naczyńka [g]	22,4921	22,0632	22,1292	22,3094
Waga naczyńka z chalcedonitem przed wysuszeniem w 105 °C [g]	37,7045	36,6758	36,8382	35,5444
Waga naczyńka z chalcedonitem po wysuszeniu w 105 °C [g]	37,5787	36,5603	36,7097	35,4345
Ubytek masy [g]	0,1258	0,1155	0,1285	0,1099
Ubytek masy [%]	0,3336	0,3149	0,3488	0,3092
Średni ubytek masy [%]	0,3266			

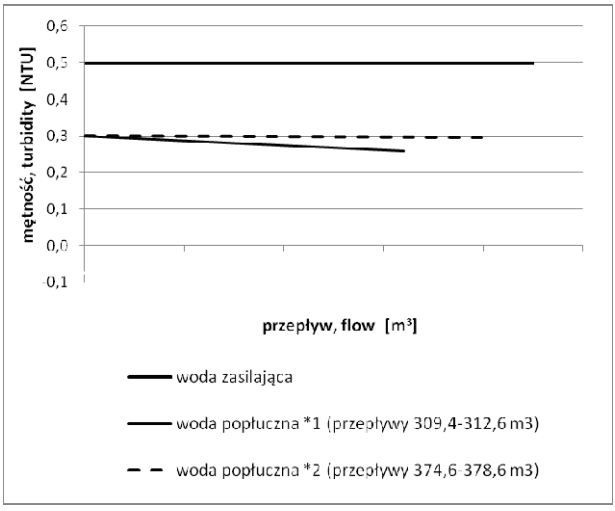
Zestawione na rysunkach 3 i 4 badania mętności wody prowadzono w 6 seriach, a w odstępach 10-minutowych pobierano próbki do badania mętności. Na rysunku 3 przedstawiono 4 serie badań; wszystkie one pokazują, że woda popłuczna charakteryzowała się wyższą mętnością w porównaniu z zasilającą filtr. Jednak różnica ta była dość mała, co świadczy o małej ścieralności złoża. Można zauważyć, że woda popłuczna cechowała się największą mętnością w pierwszych dniach trwania eksperymentu, w późniejszym okresie wartości mętności były zdecydowanie mniejsze. Spowodowane było to zapewne tym, iż ziarna złoża mające na początku nieregularne kształty stały się bardziej sferyczne.

Zmniejszenie prędkości płukania do 30 i 35 m/h (rys. 4) wykazało, że mętność wody popłucznej była mniejsza niż wody zasilającej, co świadczy o zbyt małej prędkości zastosowanej do płukania złoża, z czego można sądzić, że nie wystąpiła jego fluidyzacja [7].

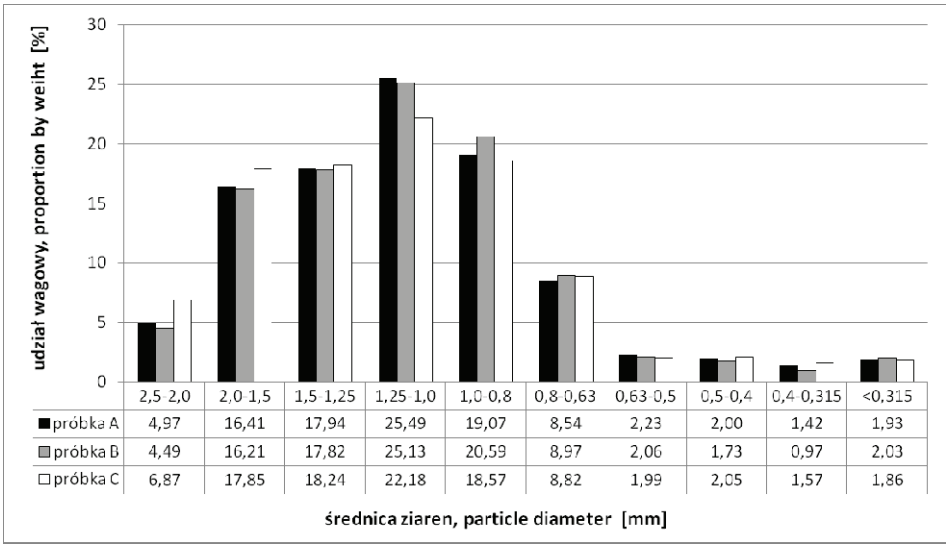
Fakt, że w czasie prowadzonych płukań złoża dochodziło do tarcia pomiędzy ziarnami chalcedonitu potwierdza wykonana analiza granulometryczna złoża wykonana po zakończeniu badań (rys. 5). W efekcie tarcia doszło do zmniejszenia się procentowego udziału ziaren o średnicy 2,5-0,8 mm, a zwiększenia udziału ziaren mniejszych niż 0,8 mm. Frakcja 2,5-0,8 mm przed wykonaniem eksperymentu stanowiła średnio 92% całości, a po zakończeniu 84% całości. W przypadku frakcji mniejszej niż 0,8 mm jej średnia ilość uległa dwukrotnemu zwiększeniu z 8 do 16% (rys. 6).



Rys. 3. Pomiary mętności przy prędkości płukania 40 m/h
Fig. 3. The turbidity measurements at the speed of backwashing 40 m/h

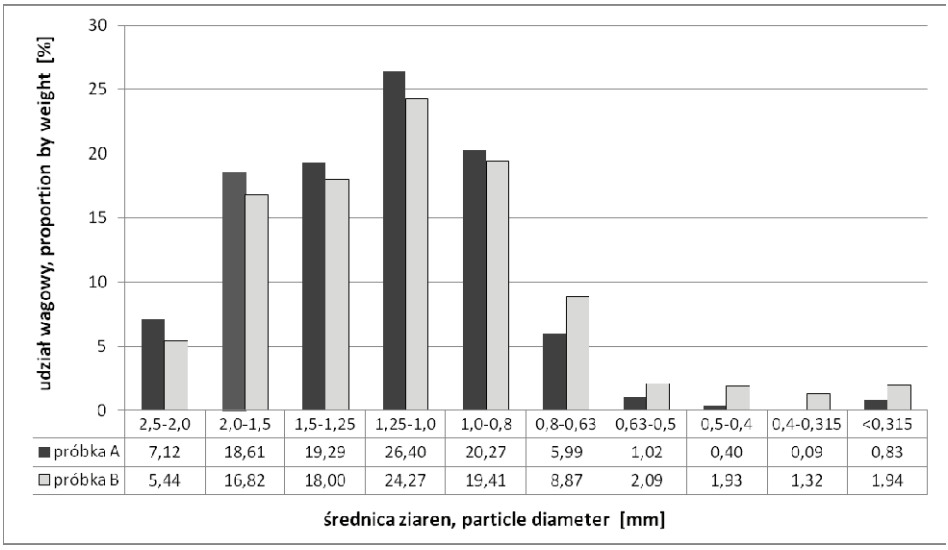


Rys. 4. Pomiary mętności przy prędkości płukania 35 m/h i 30 m/h
Fig. 4. The turbidity measurements at the speed of backwashing 35 m/h and 30 m/h



	2,5-2,0	2,0-1,5	1,5-1,25	1,25-1,0	1,0-0,8	0,8-0,63	0,63-0,5	0,5-0,4	0,4-0,315	<0,315
próbka A	4,97	16,41	17,94	25,49	19,07	8,54	2,23	2,00	1,42	1,93
próbka B	4,49	16,21	17,82	25,13	20,59	8,97	2,06	1,73	0,97	2,03
próbka C	6,87	17,85	18,24	22,18	18,57	8,82	1,99	2,05	1,57	1,86

Rys. 5. Skład granulometryczny chalcedonitu po badaniu
Fig. 5. The grain-size composition of the chalcedonite after the test



	2,5-2,0	2,0-1,5	1,5-1,25	1,25-1,0	1,0-0,8	0,8-0,63	0,63-0,5	0,5-0,4	0,4-0,315	<0,315
próbka A	7,12	18,61	19,29	26,40	20,27	5,99	1,02	0,40	0,09	0,83
próbka B	5,44	16,82	18,00	24,27	19,41	8,87	2,09	1,93	1,32	1,94

Rys. 6. Porównanie średniej zawartości poszczególnych frakcji chalcedonitu przed i po badaniu
Fig. 6. The comparison of the average content of each fraction of the chalcedonite before and after the test

Generalnie można było zauważyć, że we wszystkich grupach wymiarowych ziaren powyżej 0,8 mm stwierdzano ubytki ilościowe, a poniżej tego wymiaru rejestrowano wzrosty. Można stąd sądzić, że zastosowana prędkość płu-

kania złoża 40 m/h miała także wpływ na ścieranie się ziaren o wymiarach większych niż 1,25 mm.

Jak wynika z tabeli 2 chalcedonit po przeprowadzeniu eksperymentu zawierał średnio 0,023 kg wody. Wysuszone złoże zostało ponownie zważone, jego masa wyniosła 22,552 kg, co po odjęciu masy suchego chalcedonitu dało 22,529 kg suchego złoża.

Tabela 2. Wyniki zawartości wody w chalcedonicie po wykonaniu badań
Table 2. The results of the water content after the test chalcedonite

Parametr	Naczyńko 1	Naczyńko 2	Naczyńko 3	Naczyńko 4
Waga pustego naczyńka [g]	22,4924	22,1298	23,3101	22,0635
Waga naczyńka z chalcedonitem przed wysuszeniem w 105°C [g]	40,0590	40,9860	40,8631	39,8294
Waga naczyńka z chalcedonitem po wysuszeniu w 105°C [g]	40,0218	40,9443	40,8216	39,7875
Ubytek masy [g]	0,0372	0,0417	0,0415	0,0419
Ubytek masy [%]	0,0929	0,1017	0,1016	0,1052
Średni ubytek masy [%]	0,1004			

Ścieralność chalcedonitu po zakończeniu eksperymentu wyniosła 0,396 kg, po przeliczeniu (tab. 3) odpowiadało to ubytkowi masy o 1,73%.

Tabela 3. Zestawienie wyników masy chalcedonitu przed i po badaniu oraz obliczenia ścieralności
Table 3. Combined results chalcedonite weight before and after the test and the calculation of attrition

Masa chalcedonitu użyta do badań [kg]	A	23,000
Zawartość wody w chalcedonicie wykorzystywanym do badań [kg]	B	0,075
Sucha masa chalcedonitu użytego do badań [kg]	C	22,925
Masa chalcedonitu po wykonaniu badań [kg]	D	22,552
Zawartość wody w chalcedonicie po wykonaniu badań [kg]	E	0,023
Sucha masa chalcedonitu po wykonaniu badań [kg]	F	22,529

Dodatkowo obliczono, o ile obniżyła się wysokość złoża (H) w wyniku ścierania się ziaren w procesie płukania: H = 0,396 kg × 500 mm / 22,925 kg = 8,64 mm. Tak więc po symulacji 4 lat ze złoża ubyło 1,73% jego masy, a wysokość zmniejszyła się o 8,64 mm.

PODSUMOWANIE

Złoże chalcedonitowe wykorzystywane w Polsce od kilkunastu lat z dużym powodzeniem do usuwania związków żelaza i manganu z wody w przeprowadzonym eksperymencie okazało się być odporne na procesy jego płukania w przeciwprądzie. W przeprowadzonym eksperymencie przy zastosowaniu prędkości płukania 40 m/h zaobserwowano ścieranie się wszystkich frakcji zastosowanego materiału filtracyjnego.

Uzyskany wynik, ubytek masy 1,73% przy symulacji około 4 lat pracy złoża, można uznać za dobry prognostyk dalszego stosowania chalcedonitu w oczyszczaniu wody.

Dalsze badania należy przeprowadzić przy zastosowaniu większych prędkości płukania, uwzględniających ekspansję złoża do 25% [6, 9] lub do 50% [5]. Być może przy zastosowaniu większych prędkości płukania wystąpią większe ubytki masy złoża zwłaszcza w ziarnach złoża o średnicy powyżej 1,25 mm.

LITERATURA

[1] Grabarczyk Cz., 2010. Hydromechanika filtrowania wody. Wyd. Nauk. Tech. Warszawa, 37.
[2] Kosk I., Nieć M., Pabiś J., Tchórzewska D., 2000. Propozycje wykorzystania chalcedonitu w oczyszczaniu wód. Aura 3.
[3] Michel M.M., 2011. Charakterystyka chalcedonitu ze złoża Teofilów pod kątem wykorzystania w technologii uzdatniania wody i oczyszczania ścieków. Gospodarka Surowcami Mineralnymi 27(1),. 56-66.
[4] Michel M.M., Kiedryńska L., Tyszko E., 2008. Badania skuteczności odmanganiania wody podziemnej na modyfikowanym chalcedonicie i masie katalitycznej Purolite MZ 10. Ochrona Środowiska 30(3),15-20.
[5] Michel M., Siwiec T., Granops M., 2004. Zastosowanie chalcedonitu w usuwaniu żelaza z wody podziemnej. Międz. Konf. Woda, Wyd. PZiTS, t. 1, 455-464.
[6] Mikrosil Polska, Sp. z o.o. www.mikrosil.com.pl, 14.02.2013.
[7] Siwiec T., 2007. Warunki płukania jednowarstwowych i dwuwarstwowych filtrów pospiesznych. Wyd. SGGW Warszawa, 31-163.
[8] Sozański M., Jeż-Walkowiak J., Weber Ł., 2011. Metodyka badań przydatności technologicznej materiałów filtracyjnych do odżelaziania i odmanganiania wód podziemnych na przykładzie chalcedonitu. Instal 10, 61-65.
[9] Sozański M., Jeż-Walkowiak J., Weber Ł., 2004. Piasek chalcedonitowy jako nowe złoże w odżelazianiu i odmanganianiu wód podziemnych. IV Konf. Nauk.Tech. Woda – Człowiek − Środowisko, Września-Licheń.
[10] Tchórzewska D., Pabiś J., Kosk I., Nieć M., 2001. Nowe zastosowania chalcedonitu jako sorbentu w procesie oczyszczania wód. Przegląd Geologiczny 49(4).

CHALCEDONIT ABRASIN TEST IN THE PRESSURE FILTRATION

Abstract. The results of abrasion test process chalcedonite 0.315-2.5 mm in diameter, used as a filter material. In order to intensify the process of frequent washing carried out in countercurrent bed. Make the difference in weight before and after the experiment claimed the rate of abrasion, crushing and leaching from the column filter. Used to study chalcedonit proved to be resistant to regeneration processes used and the weight loss after the experiment was small.

Keywords: chalcedonite, filtration, filter bed abrasion

TECHNOLOGIA NAWADNIANIA ROŚLIN SADOWNICZYCH W POLSCE. POTRZEBY, ZASADY I METODY STEROWANIA

Czesław Rzekanowski*

Streszczenie. W pracy przedstawiono kształtowanie się potrzeb nawodnieniowych roślin sadowniczych w Polsce na podstawie formuły $N = P - P_o$ [mm], w której N oznacza niedobory wody [mm] w danym okresie, P − opady rzeczywiste [mm] w danym okresie, a P_o – opady optymalne (potrzeby wodne roślin). Opady optymalne przyjęto wg zmodyfikowanej tabeli Pressa [14], zawierającej dane dotyczące potrzeb wodnych roślin w mm na glebach, ustalone dla trzech zakresów temperatur powietrza, w kolejnych miesiącach sezonu wegetacji. Potrzeby N określono w 27 wybranych stacjach meteorologicznych, dla pięciu podstawowych gatunków drzew owocowych oraz truskawek. Najwyższe niedobory wodne drzew owocowych stwierdzono w centralnym pasie Polski z odejściem na północ do Szczecina oraz w rejonie Poznania, Płocka i Słubic. Obliczono również niedobory wody N w okresach nawodnieniowych określonych osobno dla każdego gatunku drzew owocowych. Stwierdzono, że największe niedobory wody również występowały w centralnym pasie kraju, a najmniejsze w południowym.

Słowa kluczowe: technologia nawadniania roślin, rośliny sadownicze, nawadnianie roślin, potrzeby nawadniania, metody sterowania nawadnianiem

WPROWADZENIE

Nawadnianie jest skutecznym sposobem uzupełniania w sezonie wegetacyjnym niedostatków wody w glebie, spowodowanych zbyt niskimi w stosunku do potrzeb roślin opadami lub występowaniem dłuższych okresów bezopadowych, zwanych posuchami. O randze i znaczeniu sztucznego dostarczania wody świadczy fakt, iż około 36% produktów rolniczych w świecie uzyskiwano z pól nawadnianych, chociaż tylko około 15% całego areału jest wyposażone w takie systemy [15].

W warunkach klimatycznych Polski głównymi czynnikami decydującymi o dostatku lub braku wilgoci dla roślin są gleba i klimat. W przypadku gleby najważniejsze znaczenie ma jej zdolność do zatrzymywania wody, czyli tzw. polowa pojemność wodna (PPW). Ważną rolę odgrywa też głębokość zalegania lustra wody gruntowej i związany z nią podsiąk kapilarny. Na glebach lekkich, o małej zawartości części spławialnych, po zimie lub obfitych opadach letnich ilość zgromadzonej w jednometrowym profilu glebowym wody sięga 60-100

* prof. dr hab. inż. Czesław RZEKANOWSKI, Wydział Budownictwa i Inżynierii Środowiska UTP, e-mail: rzekan@utp.edu.pl

mm, a na glebach zwięźlejszych przekracza nawet 300 mm. W glebach ciężkich i bardzo ciężkich, mimo większej ich pojemności wodnej niż w glebach lżejszych, ilość wody teoretycznie dostępnej dla roślin jest mniejsza i wynosi 130--190 mm. Z tej ilości tylko część wody, określana jako woda łatwo dostępna, może zapewnić jej niezakłócone pobieranie przez korzenie roślin. W półmetrowej warstwie gleby, określanej w warunkach stosowania nawodnień warstwą o kontrolowanym uwilgotnieniu, znajduje się według Drupki [4] odpowiednio od 25 do 45 mm wody łatwo dostępnej. Zakładając zatem, że przed nadejściem okresu bezopadowego gleba miała zapasy wody równe polowej pojemności wodnej, starczyłoby jej roślinom na około 15 dni na glebie lekkiej i blisko na 70 dni na bardzo dobrej, licząc średnio po 3,5 mm zużycia wody na dobę.

Drugim istotnym czynnikiem decydującym o właściwej ilości wody dla roślin jest klimat i związane z nim występowanie opadów atmosferycznych. Należy zwrócić również uwagę na spodziewane zmiany klimatyczne wywołane globalnym ociepleniem, które mogą dodatkowo wpływać na rozwój nawodnień w Polsce. Alcamo i in. [1] przewidują (scenariusz A2) pod koniec wieku XXI wzrost temperatury globalnej o około 4°C (w Polsce o 2-4°C). Chociaż nie przewiduje się zmiany sumy opadów rocznych, to przypuszczalnie nastąpi wzrost opadów zimowych, osztem niższych opadów letnich [10, 13]. Spowoduje to przesuszenie gleb w okresie letnim i silny wzrost potrzeby nawodnień [12].

Przyjmuje się, że rośliny sadownicze do optymalnego wzrostu i plonowania wymagają w naszej strefie klimatycznej opadów rocznych rzędu 700-800 mm [16], a nawet 800-900 mm [8]. W Polsce takie opady nie występują, a nadto zależnie od położenia centrów niżu i wyżu raz może napływać na nasz obszar powietrze kontynentalne, cechujące się latem wysoką ciepłotą i niską zawartością pary wodnej, innym razem znad oceanów powietrze o dużej zawartości pary wodnej. W związku z tym w tych samych miesiącach letnich może panować pogoda upalna i sucha albo deszczowa i chłodna. Średnia wieloletnia roczna suma opadów atmosferycznych w Polsce wynosi 602 mm, z odchyłkami w niektórych latach o 30% na plus lub minus. Opady cechuje u nas zmienność przestrzenna, od 505 mm w środkowej części kraju do ponad 700 mm w pasie nadmorskim i podgórskim. Dowodzą tego dane Chrzanowskiego [2] zawierające zestawienie opadów z lat 1891-1980. Wynika z nich, że najmniej opadów rocznie odnotowano w stacjach opadowych położonych w Krainie Wielkich Dolin: w Poświętnym – 505 mm, Płocku – 509 mm, Poznaniu – 511 mm i Toruniu – 513 mm, a dużo więcej w pasie północnym: Koszalinie – 716 mm i Lęborku – 675 mm i południowym: Jeleniej Górze – 689 mm, Krakowie – 659 mm i Częstochowie – 652 mm.

Poza rocznymi sumami opadów, do prawidłowego zaopatrzenia w wodę upraw ogrodniczych równie istotne znaczenie ma ich rozkład w sezonie wegetacyjnym, a szczególnie w okresie wzmożonego zaopatrzenia w wodę. Częstym bowiem zjawiskiem w Polsce jest pojawianie się lat suchych i okresów posusznych, chociaż bywają też lata o nadmiernych opadach. Posuchy atmosferyczne dłuższe od 15 dni zdarzają się w środkowej części kraju w 30-40% lat w maju

i czerwcu oraz w około 30-35% lat w lipcu i sierpniu. Największe straty w rolnictwie wywołują ekstremalne susze, które w warunkach Polski nie są rzadkością. Przykładem takich zjawisk mogą być susze w latach 1992 i 2000, obejmujące 40% terytorium kraju i powodujące straty w plonach roślin uprawnych o 10-40% w porównaniu z rokiem o normalnych opadach [11].

KLIMATYCZNY WSKAŹNIK POTRZEB WODNYCH ROŚLIN SADOWNICZYCH

Potrzeby wodne roślin sadowniczych są wysokie, zdecydowanie przewyższające potrzeby większości upraw polowych. Zwiększają się w miarę wydłużania się okresu wzrostu i dojrzewania owoców oraz w miarę spłycania systemu korzeniowego roślin. Ogromne znaczenie ma też gęstość nasadzenia drzew, ich wiek, sposób utrzymania międzyrzędzi, rodzaj gleby i jej podłoża, poziom wody gruntowej oraz lokalne warunki fizjograficzne. Przyjmuje się, że ze wszystkich roślin sadowniczych najwięcej wody wymagają jagodowe, a z nich posiadające najpłytszy system korzeniowy – borówka wysoka, truskawki i poziomki, a następnie maliny, porzeczki i agrest. Wśród drzew duże potrzeby mają: jabłoń i śliwa, średnie – czereśnia, grusza, brzoskwinia i orzech włoski, a stosunkowo małe – wiśnia i morela.

W warunkach klimatycznych Polski nawadnianie pełni jedynie rolę uzupełniającą w stosunku do występującej ilości opadów. W przeciętnych warunkach niedobory opadowe oceniane są w sezonie wegetacyjnym na około 150--200 mm. Według Drupki [5], najszybciej pobierana jest woda z wierzchniej warstwy profilu glebowego, czyli do głębokości 30-50 cm, z której pochodzi około 70-75% całego zużycia. Dlatego też celem uzupełniającego nawadniania jest pokrywanie strat wody w tej górnej warstwie, zwanej warstwą o kontrolowanym uwilgotnieniu – h_k. Pobór wody z warstw głębszych jest powolniejszy, szczególnie gdy stosunkowo wysoko znajduje się lustro wody gruntowej i występuje podsiąk kapilarny. Udział warstw głębszych w całkowitym zaopatrzeniu drzew owocowych w wodę ocenia się na 20-30%.

Za najlepszy wskaźnik klimatyczny potrzeb stosowania nawodnień w ogrodnictwie może posłużyć różnica pomiędzy ewapotranspiracją potencjalną, utożsamianą z potrzebami wodnymi dobrze rozwiniętej i zacieniającej glebę roślinności, a opadami atmosferycznymi:

$$N = ETp - P \text{ [mm]}$$

gdzie:

N – niedobór opadów atmosferycznych [mm], przy braku zapasów wody w glebie,
ETp – ewapotranspiracja potencjalna [mm],
P – opady atmosferyczne [mm], w okresie obliczeniowym.

Wysokość ewapotranspiracji potencjalnej jest zmienna, zależna od czynników klimatycznych, decydujących o zdolności ewaporacyjnej powietrza (niedosyt wilgotności, temperatura powietrza, nasłonecznienie, prędkość wiatru). Można ją wyliczyć za pomocą wzorów: Penmana, Matula, Turca czy Grabarczyka [7, 18]. Mimo iż najbardziej popularny i w powszechnym użyciu jest wzór Penmana, to jednak dużo łatwiejszy, prostszy w stosowaniu i wystarczająco dokładny jest wzór Grabarczyka [7]. Zgodnie z nim:

$$ETp = 0{,}32\ (\Sigma d + \tfrac{1}{3}\Sigma t)\ [mm]$$

gdzie:

Σd − suma średnich dobowych niedosytów wilgotności powietrza [hPa],

Σt − suma średnich dobowych temperatur powietrza [^{o}C].

Zależnie od charakteru napływających mas powietrza i typu pogody ETp może w naszych warunkach przybierać różne wartości. Według Matula (za Drupką [5]), miesięczne średnie wartości ETp dla środkowego i południowego pasa Polski (lata 1948-1962) wynoszą: maj − 90-92 mm, czerwiec − 106-110 mm, lipiec − 114-116 mm i sierpień − 92-96 mm, a według Kędziory [9] dla Wielkopolski (lata 1951-1970) odpowiednio: 85, 112, 107 i 91 mm. W latach posusznych, w miesiącach upalnych o małym zachmurzeniu i niskich opadach atmosferycznych wartości ETp są odpowiednio wyższe, sięgając nawet w Kotlinie Warszawskiej: w maju do 135 mm, czerwcu − 180 mm, w lipcu − 135 mm i sierpniu – 165 mm.

Niskie wartości występują natomiast w miesiącach pochmurnych i z wysokimi opadami.

Przy korzystaniu ze wskaźnika klimatycznego ETp, wyrażającego fizyczną chłonność atmosfery, należy wprowadzić współczynnik roślinny k_r, wahający się dla sadów od 0,4 do 1,25, a uwzględniający biologiczną aktywność roślin w wydalaniu pary wodnej w procesie transpiracji. Stąd też rzeczywiste zużycie wody, oznaczone symbolem ETr, w nawadnianym sadzie będzie wynosić:

$$ETr = k_r \cdot ETp\ [mm]$$

gdzie:

k_r – współczynnik roślinny zależny od fazy rozwojowej oraz stanu i typu roślinności.

Wartości współczynnika według Doorenbosa i Pruitta [3] podano w tabeli 1.

Tabela 1. Współczynniki roślinne „k_r" dla sadów w pełni rozwoju wg Doorenbosa i Pruitta [3]

Table 1. Plant coefficients „k_r" for orchards in fully development according to Doorenbos and Pruitt [3]

Rodzaj drzew	Miesiąc	Gleba bez okrywy roślinnej		Gleba z okrywą roślinną	
		okres			
		wilgotny	suchy	wilgotny	suchy
Jabłonie Czereśnie Wiśnie	IV	0,45	0,40	0,50	0,45
	V	0,55	0,60	0,75	0,85
	VI	0,75	0,85	1,00	1,15
	VII	0,86	1,00	1,10	1,25
	VIII	0,85	1,00	1,10	1,25
	IX	0,80	0,95	1,10	1,20
	X	0,60	0,70	0,85	0,95
Brzoskwinie Morele Grusze Śliwy	IV	0,45	0,40	0,50	0,45
	V	0,50	0,55	0,70	0,80
	VI	0,65	0,75	0,90	1,05
	VII	0,75	0,90	1,00	1,15
	VIII	0,75	0,90	1,00	1,15
	IX	0,70	0,70	0,95	1,10
	X	0,55	0,65	0,75	0,88

WIELKOŚCI NIEDOBORÓW WODNYCH ROŚLIN SADOWNICZYCH

Potrzeby wodne roślin sadowniczych można określić jako tzw. opady optymalne, niezbędne do uzyskania wysokich plonów. Słowik [16] podaje, że w krajach europejskich jako ogólne wytyczne można przyjmować dane Kemmera i Schulza (tab. 2), stanowiące orientacyjny wskaźnik potrzeb nawadniania drzew owocowych na glebach średnio zwięzłych.

Tabela 2. Ilość opadów niezbędna do uzyskania wysokich plonów na średnio zwięzłych glebach w warunkach Niemiec wg Kemmera i Schulza [16]

Table 2. Rainfalls amounts which are necessary to obtain high yields the concise soils in conditions of Germany according to Kemmer and Schulz [16]

Średnia temperatura V-IX (^oC)	Potrzebna roczna suma opadów [mm]			
	jabłoń	grusza	brzoskwinia	winorośl
14	540	500	–	–
15	620	570	440	400
16	700	640	500	450
17	780	710	560	500

W celu zapewnienia odpowiedniego nawodnienia konieczna jest znajomość potrzeb wodnych drzew owocowych w poszczególnych miesiącach okresu wegetacyjnego. Tabelę zawierającą dane dotyczące potrzeb wodnych w mm

na glebach średnich opracował dla warunków klimatycznych Niemiec wschodnich Press [14], uzależniając ją od trzech zakresów temperatur powietrza, w kolejnych miesiącach sezonu wegetacji. Na jej podstawie opracowano tabelę 3, zamieszczając wartości opadów optymalnych dla pięciu podstawowych gatunków drzew owocowych oraz truskawek. Wynika z niej, że największe potrzeby wodne mają truskawki (515-620 mm), mniejsze śliwy (400-510 mm) i jabłonie (380-490 mm), a najmniejsze − wiśnie i czereśnie (280-345 mm). Zamieszczone dane mogą być wykorzystywane w warunkach klimatyczno-glebowych Polski i posłużyć jako opady optymalne (P_o) do ustalania wielkości potrzeb nawodnieniowych drzew owocowych, zgodnie z formułą:

$$N = P - P_o \text{ [mm]}$$

gdzie:

N – niedobory wody [mm] w danym okresie (np. sezon wegetacyjny),
P – opady rzeczywiste [mm] w danym okresie,
P_o – opady optymalne (potrzeby wodne roślin) wg zmodyfikowanej tabeli Pressa.

Na podstawie zaproponowanej formuły oszacowano niedobory wody w okresie wegetacyjnym dla wybranych 27 stacji opadowych w Polsce, dla pięciu gatunków drzew owocowych, przy trzech średnich miesięcznych zakresach temperatur powietrza. Niedobory podano w tabeli 4 w taki sposób, że stacje pomiarowe od 1 do 7 są zlokalizowane w północnym pasie Polski, stacje od 8 do 18 − w pasie centralnym, a pozostałe, czyli od 19 do 27 − reprezentują pas południowy. Najwyższe niedobory wodne drzew owocowych stwierdzono w pasie środkowym z odejściem na północ do Szczecina oraz w rejonie Poznania, Płocka i Słubic. Kształtują się one w sezonie wegetacyjnym, przy wysokich temperaturach powietrza, w przypadku śliw od 160 do 190 mm, jabłoni 140-171 mm, grusz 50-81 mm oraz wiśni i czereśni 39-73 mm. Korzystniejsze warunki wilgotnościowe panują w obu skrajnych pasach, chociaż i są tam rejony o dużych potrzebach nawadniania, szczególnie w przypadku śliw i jabłoni. Najwyższe niedobory opadów dla tych roślin występują w rejonach Białegostoku i Gdańska w pasie północnym oraz Lublina i Puław w południowym.

Największe jednak w sezonie wegetacyjnym zapotrzebowanie na wodę rośliny sadownicze wykazują w najcieplejszych miesiącach letnich, czyli w czerwcu, lipcu i sierpniu. W związku z tym obliczono niedobory wody w okresach nawodnieniowych określonych osobno dla każdego gatunku (tab. 5). Na tej podstawie stwierdzono, że największe niedobory wody występują również środkowym pasie kraju, a najmniejsze w południowym. W warunkach wysokich temperatur powietrza niedobory opadów w pasie centralnym z reguły przekraczają 100 mm dla jabłoni i wahają się od 73 do 108 mm dla śliw. Szczególnie duże niedobory wody są w okresie nawodnieniowym w rejonie Poznania, Szczecina i Kalisza. Przy dobrym rozkładzie opadów nie zachodziłaby natomiast potrzeba nawadniania grusz, wiśni i czereśni w całym pasie południo-

wym. Spore deficyty wody, sięgające 50-75 mm, pojawiałyby się w przypadku uprawy jabłoni i śliw, szczególnie w rejonie Lublina, Puław i Wrocławia. W pasie północnym Polski niedobory opadów przekraczałyby 50 mm, osiągając 82 mm w rejonie Białegostoku. Najmniejsze niedobory dotyczyłyby śliw.

TECHNOLOGIA NAWADNIANIA ROŚLIN SADOWNICZYCH

Rośliny sadownicze najlepiej rozwijają się i plonują, gdy wilgotność gleby bliska jest polowej pojemności wodnej. Sygnałem do rozpoczęcia nawadniania jest spadek polowej pojemności do 70-75%. Optymalne zatem warunki wodne gleby do rozwoju roślin stworzymy wówczas, gdy uda się w sezonie wegetacyjnym w warstwie gleby o kontrolowanym uwilgotnieniu utrzymać wilgotność w tym zakresie. Bardzo przydatny w ustalaniu terminu nawadniania jest tensjometr, umieszczony w zwilżanej bryle gleby na głębokości 0,2-0,3 m i określający jej potencjał wodny. Z reguły nawadnianie rozpoczyna się, gdy manometr przyrządu wskazuje od -0,02 do -0,03 MPa w przypadku stosowania systemów kroplowych i od -0,03 do -0,05 MPa w przypadku mikrozraszania. Często w praktyce potrzeby nawadniania ustala się na podstawie obserwacji warunków opadowych, wyglądu roślin i gleby. Pomocny jest też zainstalowany w sadzie deszczomierz, umożliwiający pomiar wysokości opadów; można też skorzystać z informacji pozyskiwanych z najbliższej stacji opadowej. W polskich warunkach klimatycznych potrzeba pierwszego nawodnienia może wystąpić w przypadku truskawki już w pierwszych dniach maja, krzewów owocowych − w połowie maja, a drzew − pod koniec tego miesiąca. Duże potrzeby nawodnień utrzymują się przez cały czerwiec, lipiec i do połowy sierpnia, a czasem i dłużej, aż do początku września.

Znajomość zużycia wody w sadzie jest niezbędna do prawidłowego zaprojektowania urządzeń nawodnieniowych, z czym następnie wiąże się właściwe ustalanie wysokości jednorazowych dawek wody, częstotliwość nawadniania i głębokość zwilżania profilu glebowego h_k. Dotychczasowe doświadczenia wskazują, że użytkownicy systemów nawadniających z reguły stosują nadmierne dawki wody (nawet o 50%), pogarszając tym samym ich efektywność ekonomiczną.

Ustalanie początku okresów nawadniania

Spośród stosowanych w rolnictwie metod nawadniania w sadach dominuje podkoronowe minizraszanie i system kroplowy. Każda z tych metod wymaga odmiennej technologii nawadniania: terminu rozpoczęcia, wielkości jednorazowych dawek wody i długości przerw. W obu w ustaleniu terminu pierwszego nawadniania można kierować się danymi zawartymi w tabeli 6. Zasadą jest, aby rozpocząć je w zalecanym optymalnym terminie, pod warunkiem, że w poprzedzającym go czasie nie wystąpiły większe opady. Jeżeli natomiast 6-7 dni wcześniej spadło co najmniej 25-30 mm, to pierwsze nawadnianie należy przesunąć o 5-6 dni.

Tabela 3. Potrzeby wodne [mm] drzew owocowych na glebach średnich przy niskich (I), średnich (II) i wysokich (III) temperaturach powietrza wg Pressa [14], w modyfikacji własnej

Table 3. Water needs [mm] of fruit trees on average soils for low (I), average (II) and high (III) air temperatures according to Press [14]), in own modification

Roślina – okresy nawodnień		Miesiące okresu wegetacyjnego												Okres nawodnień [mm]	Okres wegetacji (IV-IX) [mm]
		kwiecień		maj		czerwiec		lipiec		sierpień		wrzesień			
		°C	mm	°C	mm	°C	mm	°C	mm	°C	mm	°C	mm		
Jabłonie 15.05-15.09	I	6	50	11	60	14	70	16	80	15	70	12	50	275	380
	II	8	60	13	70	16	80	18	90	17	80	14	55	310	435
	III	10	70	15	80	18	90	20	100	19	90	16	60	350	490
Grusze 10.05-5.09	I	6	45	11	55	14	65	16	60	15	55	12	45	215	325
	II	8	50	13	60	16	70	18	70	17	60	14	50	240	360
	III	10	55	15	70	18	75	20	80	19	65	16	55	270	400
Wiśnie i czereśnie 10.05-5.08	I	6	40	11	45	14	65	16	70	15	60	–	–	175	280
	II	8	45	13	50	16	70	18	80	17	65	–	–	200	310
	III	10	50	15	60	18	75	20	90	19	70	–	–	225	345
Śliwy 10.05-5.09	I	6	50	11	65	14	75	16	80	15	80	12	50	295	400
	II	8	60	13	75	16	85	18	90	17	90	14	55	325	455
	III	10	70	15	85	18	95	20	100	19	100	16	60	360	510
Truskawki 1.05-15.07 (1.05-25.09)*	I	6	40	11	70	14	110	16	120	15	105	12	70	240 (465)*	515
	II	8	45	13	80	16	120	18	130	17	115	14	80	265 (510)*	570
	III	10	50	15	90	18	130	20	140	19	125	16	90	285 (570)*	620

* zależnie od terminu uprawy

Uwaga: dla gleb lekkich podane normy miesięczne należy zwiększyć o 20%, a dla gleb zwięzłych pomniejszyć o 20%.

Tabela. 4. Niedobory wody dla drzew owocowych ($N = P - P_o$) [mm] w sezonie wegetacyjnym (wielolecie 1891-1980) w wybranych stacjach opadowych w Polsce

Table. 4. Shortages of water for trees the fruit ($N = P - P_o$) [mm] in vegetative season (multiannual period 1891-1980) in chosen precipitation stations in Poland

Lp	Miejscowość	Opady VI-IX [mm]	Jabłonie			Grusze			Wiśnie i czereśnie			Śliwy		
			temperatury: I – niskie, II – średnie, III – wysokie											
			I	II	III	I	II	III	I	II	III	I	II	III
pas północny														
1	Białystok	353	- 27	- 82	- 137	+ 28	- 7	- 47	+ 29	- 1	- 36	- 47	- 102	- 157
2	Gdańsk	362	- 18	- 73	- 128	+ 37	+ 2	- 38	+ 22	- 8	- 43	- 38	- 93	- 148
3	Koszalin	419	+ 39	- 16	- 71	+ 94	+ 59	+ 19	+ 59	+ 29	- 6	+ 19	- 36	- 91
4	Lębork	395	+ 15	- 40	- 95	+ 70	+ 35	- 5	+ 42	+ 12	- 23	- 5	- 60	- 115
5	Olsztyn	378	- 2	- 57	- 112	+ 53	+ 18	- 22	+ 45	+ 15	- 20	- 22	- 77	- 132
6	Prabuty	382	+ 2	- 53	- 108	+ 57	+ 22	- 18	+ 47	+ 17	- 18	- 18	- 73	- 128
7	Szczecin	319	- 61	- 116	- 171	- 6	- 41	- 81	- 8	- 38	- 73	- 81	- 136	- 191
pas centralny														
8	Gorzów Wlk.	332	- 48	- 103	- 158	+ 7	- 28	- 68	+ 8	- 22	- 57	- 68	- 123	- 178
9	Kalisz	334	- 46	- 101	- 156	+ 9	- 26	- 76	+ 12	- 18	- 53	- 76	- 121	- 176
10	Koło	331	- 49	- 104	- 159	+ 6	- 29	- 69	+ 8	- 22	- 57	- 69	- 124	- 179
11	Leszno	339	- 41	- 96	- 151	+ 14	- 21	- 61	+ 13	- 17	- 52	- 61	- 116	- 171
12	Piła	338	- 42	- 107	- 162	+ 13	- 22	- 62	+ 15	- 15	- 50	- 62	- 117	- 172
13	Płock	324	- 56	- 111	- 166	- 1	- 36	- 76	+ 1	- 29	- 84	- 76	- 131	- 186
14	Poznań	320	- 60	- 115	- 170	- 5	- 40	- 80	- 2	- 32	- 67	- 80	- 135	- 190
15	Skierniewice	350	- 30	- 85	- 140	+ 25	- 10	- 50	+ 26	- 4	- 39	- 50	- 105	- 160
16	Słubice	324	- 56	- 111	- 166	- 1	- 36	- 76	0	- 30	- 65	- 76	- 131	- 186
17	Toruń	326	- 54	- 109	- 164	+ 1	- 34	- 74	+ 5	- 25	- 60	- 74	- 129	- 184
18	Warszawa	339	- 41	- 96	- 151	+ 14	- 21	- 61	+ 16	- 14	- 49	- 61	- 116	- 171
19	Częstochowa	414	+ 34	- 21	- 76	+ 89	+ 54	+ 14	+ 53	+ 23	- 12	+ 14	- 41	- 96
pas południowy														
20	Jelenia Góra	449	+ 69	+ 14	- 41	+ 124	+ 89	+ 49	+ 81	+ 51	+ 16	+ 49	- 6	- 61
21	Kielce	405	+ 25	- 30	- 85	+ 80	+ 45	+ 5	+ 44	+ 14	- 21	+ 5	- 50	- 105
22	Kraków	438	+ 58	+ 3	- 52	+ 113	+ 79	+ 38	+ 102	+ 72	+ 37	+ 38	- 17	- 72
23	Lublin	365	- 15	- 70	- 125	+ 40	+ 5	- 35	+ 40	+ 10	- 25	- 35	- 90	- 145
24	Puławy	370	- 10	- 65	- 120	+ 45	+ 10	- 30	+ 44	+ 14	- 21	- 30	- 85	- 140
25	Sandomierz	406	+ 26	- 29	- 84	+ 81	+ 46	+ 6	+ 79	+ 49	+ 14	+ 6	- 49	- 104
26	Wrocław	379	- 1	- 56	- 111	+ 54	+ 19	- 21	+ 52	+ 22	- 13	- 21	- 76	- 121
27	Zamość	410	+ 30	- 25	- 80	+ 85	+ 50	+ 10	+ 78	+ 48	+ 13	+ 10	- 35	- 100

Tabela 5. Niedobory wody dla drzew owocowych (N = P – Po) [mm] w przewidywanym okresie nawodnieniowym w Polsce
Table 5. Shortages of water for trees the fruit (N = P – P_o) [mm] in foreseen period of irrigation in Poland

Lp	Miejscowości	Jabłonie			Grusze			Wiśnie i czereśnie			Sliwy		
		temperatury: I – niskie, II – średnie, III – wysokie											
		I	II	III	I	II	III	I	II	III	I	II	III
pas północny													
1	Białystok	- 7	- 44	- 82	+ 36	+ 12	- 12	+ 18	0	- 24	- 4	- 38	- 72
2	Gdańsk	- 3	- 40	- 78	+ 36	+ 12	- 12	+ 8	- 10	- 34	- 5	- 39	- 73
3	Koszalin	+ 35	- 2	- 40	+ 67	+ 43	+ 19	+ 28	+ 10	- 14	+ 26	- 8	- 42
4	Lębork	+ 20	- 17	- 55	+ 54	+ 30	+ 6	+ 22	+ 4	- 20	+ 13	- 21	- 55
5	Olsztyn	+ 13	- 24	- 62	+ 50	+ 26	+ 2	+ 29	+ 13	- 13	+ 13	- 21	- 55
6	Prabuty	+ 13	- 24	- 62	+ 54	+ 30	+ 6	+ 30	+ 12	- 12	+ 14	- 20	- 54
7	Szczecin	- 42	- 79	- 117	+ 1	- 23	- 47	- 10	- 28	- 52	- 40	- 74	-108
pas centralny													
8	Gorzów Wlk.	- 29	- 66	- 104	+ 16	- 8	- 32	+ 6	- 12	- 36	- 25	- 59	- 93
9	Kalisz	- 27	- 64	- 106	+ 19	- 5	- 29	+ 9	- 9	- 33	- 22	- 56	- 90
10	Koło	- 23	- 60	- 102	+ 21	- 3	- 27	+ 11	- 7	- 31	- 20	- 54	- 88
11	Leszno	- 23	- 60	- 102	+ 22	- 2	- 26	+ 8	- 10	- 34	- 19	- 53	- 87
12	Piła	- 21	- 58	- 96	+ 29	+ 5	- 19	+ 8	- 10	- 34	- 17	- 51	- 85
13	Płock	- 29	- 66	- 104	+ 15	- 9	- 33	+ 3	- 15	- 39	- 26	- 60	- 94
14	Poznań	- 40	- 77	- 115	+ 6	- 18	- 42	0	- 18	- 42	- 35	- 69	- 103
15	Skierniewice	- 10	- 47	- 85	+ 36	+ 12	- 12	+ 22	+ 4	- 20	- 5	- 39	- 73
16	Słubice	- 34	- 71	- 109	+ 9	- 15	- 39	- 1	- 19	- 43	- 32	- 66	- 100
17	Toruń	- 29	- 66	- 104	+ 15	- 9	- 33	+ 4	- 14	- 38	- 25	- 59	- 93
18	Warszawa	- 19	- 56	- 94	+ 26	+ 2	- 22	+ 11	- 7	- 31	- 15	- 49	- 83
19	Częstochowa	+ 35	- 2	- 40	+ 89	+ 65	+ 41	+ 61	+ 43	+ 19	+ 40	+ 6	- 28
pas południowy													
20	Jelenia Góra	+ 55	- 18	- 20	+ 100	+ 76	+ 52	+ 69	+ 51	+ 27	+ 56	+ 22	- 12
21	Kielce	+ 31	- 6	- 44	+ 74	+ 50	+ 26	+ 49	+ 31	+ 7	+ 33	- 1	- 35
22	Kraków	+ 56	+ 19	- 19	+ 100	+ 76	+ 52	+ 70	+ 52	+ 28	+ 59	+ 25	- 9
23	Lublin	0	- 37	- 75	+ 44	+ 20	- 4	+ 25	+ 7	- 17	+ 3	- 31	- 65
24	Puławy	+5	- 32	- 70	+ 50	+ 26	+ 2	+ 30	+ 12	- 12	+ 9	- 25	- 59
25	Sandomierz	+ 35	- 2	- 40	+ 81	+ 57	+ 33	+ 58	+ 40	+ 16	+ 40	+ 6	- 28
26	Wrocław	+ 9	- 28	- 66	+ 55	+ 31	+ 7	+ 35	+ 17	- 7	+ 14	- 20	- 54
27	Zamość	+ 35	- 2	- 40	+78	+ 54	+ 30	+ 52	+ 34	+ 10	+ 38	+ 4	- 30

Tabela 6. Przewidywane okresy nawodnień wg Słowika [16] oraz przybliżone sezonowe normy nawodnień

Table 6. Foreseen periods of irrigations according to Słowik [16] as well as the approximate seasonal norms of irrigations

Grupa roślin*	Sezonowe normy [mm]		Miesiące i dekady																	
			IV			V			VI			VII			VIII			IX		
	od	do	1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3
Czereśnie	175	220	----------																	
Grusze	225	270	----------																	
Jabłonie	275	350	----------																	
Śliwy	265	330	----------																	
Wiśnie	175	220	----------																	
Truskawki	515	620	----------																	
Agrest	180	210	----------																	
Maliny	180	210	----------																	
Porzeczki	200	230	----------																	
Szkółki	210	250	----------																	

* sezonowe normy nawodnień dla drzew i truskawek według Pressa [14], a krzewów owocowych według Słowika [16]

Ustalanie wielkości dawek nawadniających

Potrzeby wodne drzew owocowych rosną wraz z ich rozwojem i pełną wartość osiągają około piątego roku po posadzeniu. Stąd też w nowo założonym sadzie dawki wody powinny być odpowiednio mniejsze – o około 50%, a potem stopniowo wzrastać. Powszechnie przyjmuje się, że młode drzewa potrzebują około 25, a w pełni dojrzałe 50 l wody na dobę. W Polsce straty wody na ewapotranspirację rzeczywistą wynoszą od 3,0 do ponad 5,0 mm, co oznacza utratę 30-50 m^3 wody z 1 ha na dobę. Według Drupki [5] dla przedziału średnich dobowych temperatur w granicach 17-22^oC dobowe wartości e_{pr} mogą, po uwzględnieniu współczynnika roślinnego, wynieść:

w maju i sierpniu e_h = 3,3-5,0 mm·dobę$^{-1}$,

w czerwcu i lipcu e_h = 4,0-5,3 mm·dobę$^{-1}$.

Biorąc pod uwagę, że nawadnianiem pokrywa się 70% zapotrzebowania drzew na wodę, będzie to odpowiednio: w maju i sierpniu e_h = 2,3-3,5 mm·dobę$^{-1}$:

w czerwcu i lipcu e_h = 2,8-3,7 mm·dobę$^{-1}$.

Do celów obliczeniowych można przyjmować średnią wartość e_h = 3,5 mm·dobę$^{-1}$.

Podkoronowe minizraszanie

W przypadku stosowania nawadniania podkoronowego, w celu nawilżenia gleby na określoną głębokość, dawkę polewową „d” określa się ze wzoru [5]:

$$d = 0{,}1 \cdot d_{wd} \cdot h_k \,[\text{mm}]$$

gdzie:

d_{wd} – deficyt wody łatwo dostępnej, wyrażany np. w mm na każde 10 cm miąższości warstwy gleby,

h_k – głębokość warstwy gleby o kontrolowanym uwilgotnieniu [cm].

Dopuszczalne wartości planowanego deficytu wody łatwo dostępnej uzależnione są głównie od rodzaju gleby. Można orientacyjnie przyjmować, że d_{wd} w mm na 10 cm warstwy gleby wynosi dla: piasków słabo gliniastych 5-7, piasków gliniasto-pylastych 6,5-9, glin lekkich i średnich 9 i glin ciężkich 9-8 mm.

Z kolei czas pracy minizraszaczy określamy:

$$t = \frac{d}{i} \,[\text{h}]$$

gdzie:

d – jednorazowa dawka wody [mm],

i – średnia intensywność zraszania [$\text{mm}\cdot\text{h}^{-1}$].

Częstotliwość nawadniania T w dobach w okresie utrzymywania się bezopadowej pogody określa się ze wzoru:

$$T = \frac{d}{e_h} \,[\text{dób}]$$

gdzie:

d – wysokość ostatnio podanej jednorazowej dawki wody [mm],

e_h – wartość dla przewidywanego dla danego okresu dobowego zużycia wody z górnej, kontrolowanej warstwy gleby [$\text{mm}\cdot\text{dobę}^{-1}$].

Przeciętnie przy dawce wody w wysokości 25 mm i przeciętnej temperaturze powietrza nawadnianie przypada raz na 10 dni, zaś przy upalnej raz na 7 dni (licząc e_p = 3,5 mm na dobę). Pojawiające się obfite deszcze wydłużają przerwy w nawadnianiu, a opady bilansuje się tak jak dawki nawodnieniowe, ustalając odpowiednie wartości dobowego zużycia wody e_h stosownie do temperatur i wilgotności powietrza.

Nawadnianie kroplowe

W systemach kroplowych bryła ziemi, jaką należy zwilżyć w wyniku wykonania nawodnienia, powinna wynosić około 30-33% przestrzeni penetrowanej przez korzenie roślin. Odpowiednią dawkę wody można wyliczyć ze wzoru [17]:

$$d = \frac{ETr \cdot S \cdot 75}{10000 \cdot A \cdot B} \,[\text{l wody na 1 emiter}]$$

gdzie:

ETr − dobowe straty wody na ewapotranspirację rzeczywistą [l·ha^{-1}],
S – pokrycie gleby koronami drzew [%],
A – liczba drzew na 1 ha [szt.],
B – liczba emiterów na 1 drzewo.

Przykład: Podstawiając do wzoru: ETr = 4 mm·dobę$^{-1}$, co oznacza straty 40.000 l wody z powierzchni 1 ha; przykrycie gleby koronami drzew S = 40%; A = 800 drzew na ha; B = 2 emitery na drzewo; to ilość wody, jaką należy podać systemem kroplowym w przeliczeniu na 1 emiter w sadzie, wyniesie:

$$d = \frac{4000 \cdot 40 \cdot 75}{10000 \cdot 800 \cdot 2} = 7{,}5 \text{ litrów}$$

Zakładając wydatek 1 emitera równy 2,0 l·h^{-1}, system kroplowy powinien pracować codziennie po 3 godziny i 45 minut na dobę lub co drugi dzień po 7,5 godzin na dobę.

STEROWANIE NAWODNIENIEM

Przez sterowanie (kierowanie) nawodnieniem rozumieć należy ustalenie wielkości dawek wody, terminu rozpoczęcia, długości przerw i terminu zakończenia nawadniania. Należy pamiętać, że:

- niewłaściwe dla roślin są zarówno zbyt wysokie, jak i zbyt niskie dawki wody, wpływające negatywnie na wysokość, jakość i zdrowotność plonów;
- właściwa wilgotność gleby wpływa na dostępność i pobieranie składników pokarmowych przez rośliny;
- szkodliwe jest zbyt wczesne i zbyt późne rozpoczynanie nawodnień;
- największą wrażliwość na błędy w sterowaniu nawodnieniem wykazują rośliny jagodowe, w szczególności truskawki;
- już krótkie okresy niedostatku wilgoci glebowej mogą wywierać negatywny wpływ na rozwój roślin, np. jagodowych.

Potrzeby i terminy nawadniania można ustalać, posługując się następującymi metodami:

1. Prowadzenie bilansu wodnego na podstawie pomiaru wysokości opadów.
2. Stosowanie tensjometrów.
3. Stosowanie czujników wilgotności gleby.

Prowadzenie bilansu wodnego na podstawie pomiaru wysokości opadów

Jest to metoda tania i prosta, opierająca się na pomiarze wysokości opadów atmosferycznych [19]. Prowizorycznie można mierzyć opady np. wykorzystując garnek lub podobnego kształtu inne naczynie. Pewność pomiaru zapewni jednak zastosowanie deszczomierza Hellmanna o powierzchni wlotowej 200 cm^2,

ustawionego na palu tak, aby jego górna krawędź znalazła się na wysokości 100 cm ponad terenem. Miarą opadu jest wyrażona w milimetrach wysokość warstwy wody (wodę opadową gromadzącą się w zbiorniczku przyrządu przelewa się do wyskalowanej w mm menzurki), która utworzyłaby się na poziomej powierzchni terenu. Opad w wysokości 1 mm słupa wody odpowiada objętości 1 dcm^3 (1 litra) na powierzchni 1 m^2 bądź 10 m^3 na powierzchni 1 ha.

Nawadniając na podstawie pomiarów opadów, należy przestrzegać następujących zasad:

- nawadnianie rozpoczyna się w optymalnym terminie;
- ustalić dla danego gatunku gleby i rodzaju roślin pojemność WŁD (wody łatwo dostępnej): orientacyjnie jest to na glebach lekkich 25-30 mm, a na średnich 30-40 mm;
- na każdy dzień w maju i sierpniu odliczyć po 3 mm zużycia wody, a w czerwcu i lipcu po 3,6 mm wody;
- każdą zastosowaną pełną dawkę wody, podobnie jak i odpowiedniej wysokości opad deszczu (równy lub przewyższający WŁD), liczyć jako wypełnienie pojemności WŁD;
- opadów deszczu niższych od 15 mm nie brać pod uwagę, a gdy w ciągu kolejnych 1-3 dób spadnie ich więcej, stosować w nawadnianiu następujące przerwy [4]:
  - 16-20 mm, przerwa może trwać 4-5 dni,
  - 21-30 mm, przerwa może trwać 5-6 dni,
  - powyżej 31 mm, przerwa może trwać 6-8 dni.

Metoda tensjometryczna

Standardowy tensjometr składa się z przezroczystej plastikowej rury (kapilary) z ceramiczną końcówką (sączkiem) w dolnej części oraz manometrem u góry, na którym odczytuje się zmierzony potencjał wodny w profilu glebowym. Sączek jest przepuszczalny dla wody i nieprzepuszczalny dla powietrza, a elementy urządzenia w postaci manometru, kapilary i sączka tworzą układ zamknięty. Po napełnieniu go wodą (najlepiej destylowaną) i odessaniu powietrza, tensjometr umieszcza się w uprzednio wykonanym otworze w glebie, na ustaloną głębokość. Gdy następuje wysychanie gleby, woda z zamkniętego układu przenika do niej, wywołując w tensjometrze podciśnienie równe potencjałowi wodnemu gleby, co można odczytać na manometrze. Po deszczu lub nawodnieniu, dla zrównoważenia potencjałów wodnych między tensjometrem a glebą, woda przenika przez sączek w odwrotnym kierunku, a manometr wykazuje spadek tego potencjału (mniejszy odczyt).

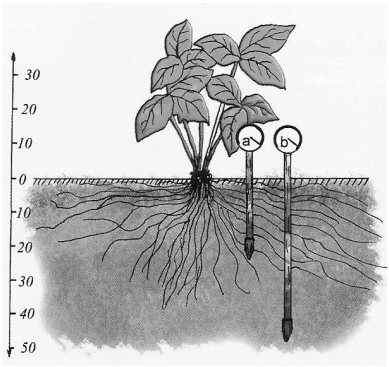
Tensjometry wyposażone są w różnej długości kapilary, co pozwala na prowadzenie pomiarów na różnych głębokościach strefy korzeniowej roślin. Poza modelem standardowym instalowanym na stałe na polu, do kierowania nawodnieniami można stosować tensjometry wersji specjalnej (np. firmy Eijelkamp):

- tensjometr „Jet-fill" – jest to model standardowy wyposażony dodatkowo w zbiorniczek na wodę i mechanizm uzupełniający ubytki wody; przy wciskaniu mechanizm Jet-fill natychmiast wtłacza wodę ze zbiorniczka do kapilary tensjometru, usuwając zbierające się tam powietrze;
- tensjometr „Quick Draw" – mały i łatwy do przenoszenia przyrząd, instalowany w odwiercie w glebie i dający odczyt po paru minutach; po wykonaniu pomiaru demontowany i przechowywany w specjalnym cylindrze z odpowiednią wilgotnością, co umożliwia natychmiastowe użycie go do następnych pomiarów;
- tensjometr elektroniczny – przenośny czujnik ciśnienia służący do pomiaru siły ssącej gleby; pomiar jest dokonywany przez rurkę przyrządu umieszczoną w glebie; zaś miernik może być przenoszony z jednej rury tensjometru do następnej, dzięki czemu można wykonać w krótkim czasie dowolną liczbę pomiarów.

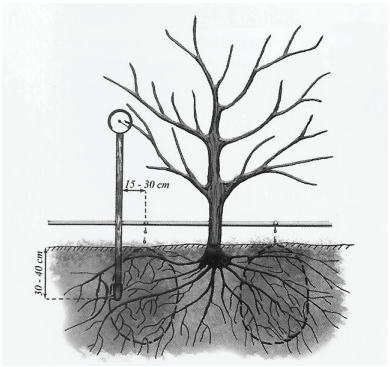
Przyjmuje się, że sączek tensjometru powinien być umieszczony na głębokości występowania głównej masy korzeni, która dla poszczególnych roślin wynosi:

- jabłonie na podkładkach karłowych i półkarłowych − 30 cm,
- jabłonie na podkładkach silnie rosnących oraz czereśnie, grusze i wiśnie − 35 do 40 cm,
- plantacje truskawek, malin i poziomek – 15 do 20 cm,
- pozostałe rośliny jagodowe – 20 do 25 cm.

Przy stosowaniu mikrozraszania poprawne sterowanie nawadnianiem umożliwia korzystanie z dwóch tensjometrów, sączek jednego umieszcza się w obrębie głównego systemu korzeniowego – sygnalizuje potrzebę rozpoczęcia nawadniania (rys. 1a), a sączek drugiego poniżej głównego systemu – informuje jak długo należy nawadniać (rys. 1b). W przypadku nawodnień kroplowych sączek tensjometru zaleca się umieścić na granicy zwilżanej bryły gleby, w odległości 15-30 cm od emitera kropel (rys. 2). Z reguły nawadnianie rozpoczyna się, gdy manometr przyrządu wskazuje od -0,02 do -0,03 MPa w przypadku stosowania systemów kroplowych i od -0,03 do -0,05 MPa w przypadku mikrozraszania. Pomocny jest też zainstalowany w sadzie deszczomierz, umożliwiający pomiar wysokości opadów lub można skorzystać z informacji pozyskiwanych z najbliższej stacji opadowej.



Rys. 1. Zalecany sposób usytuowania tensjometrów przy stosowaniu mikronawodnień, ułatwiający sterowanie nawodnieniem (źródło: własne)
Fig. 1. Recommended location of tensiometers to schedulig of microirrigation system (source: own)



Rys. 2. Przykład poprawnego usytuowania tensjometru w sadzie nawadnianym systemem kroplowym (źródło: własne)
Fig. 2. Example of correct location of the tensiometer in orchard irrigated by the drip system (source: own)

Stosowanie czujników wilgotności gleby

Stosowanie czujników wilgotności wraz z miernikiem jest wygodną formą określania wilgotności objętościowej gleby i może zostać wykorzystane do pełnej automatyzacji procesu nawadniania. Czujniki umieszcza się w uprzednio wykonanych otworach w profilu glebowym na podobnych głębokościach jak sączki tensjometrów. Na naszym rynku są obecnie spotykane wszystkie rozwiązania wiodących światowych firm. Popularne są dwie grupy przyrządów:

- czujniki mierzące siłę ssącą gleby podobnie jak sączki tensjometrów, do których podłącza się czytnik danych, pozwalający bądź na bezpośredni odczyt wilgotności, bądź na przekazanie ich poprzez złącze USB (opcja telemetryczna) do specjalnego sterownika, umożliwiającego automatyczne włączanie lub wyłączanie nawadniania. Przykładem może być urządzenie Watermark;
- czujniki umieszczane w glebie na odpowiedniej głębokości, dzięki którym za pośrednictwem mierników odczytuje się wilgotność gleby w % objętościowych. Dysponując kilkoma czujnikami umieszczonymi na różnych głębokościach, można kontrolować wilgotność gleby w całym profilu. Urządzenie tego typu to czujniki ThetaProbe ML2x, z miernikiem wilgotności HH2.

WNIOSKI

Na podstawie przeprowadzonych rozważań można sformułować następujące wnioski:

1. Klimatycznym wskaźnikiem potrzeb nawodnień w ogrodnictwie może być różnica między ewapotranspiracją potencjalną a opadami atmosferycznymi, czyli N = ETp – P [mm].

2. Potrzeby wodne roślin sadowniczych, utożsamiane z opadami optymalnymi, można określać wg tabeli Pressa [14]; wynoszą one w sezonie wegetacyjnym dla śliw 400-510 mm, jabłoni − 380-490 mm, wiśni i czereśni − 280-345 mm oraz truskawek − 515-620 mm.
3. Niedobory wody roślin sadowniczych w sezonie wegetacyjnym bądź okresie nawodnieniowym można obliczać odejmując od opadów rzeczywistych opady optymalne dla danego gatunku roślin, ze wzoru: $N = P - P_o$ [mm].
4. Wyliczone niedobory wody w sezonie wegetacyjnym dla 27 stacji opadowych w kraju wskazują, że w przypadku roślin sadowniczych największe deficyty wody występują w centralnym pasie Polski; wynoszą one dla śliw 160-190 mm, jabłoni − 140-171 mm, grusz − 50-81 mm oraz wiśni i czereśni − 39-73 mm. Korzystniejsze warunki wilgotnościowe panują w pasie północnym i południowym, chociaż i tu są rejony o dużych potrzebach nawadniania, szczególnie w przypadku śliw i jabłoni.
5. Niedobory wody w okresie nawodnieniowym układają się obszarowo podobnie jak sezonie wegetacyjnym. Przy wysokich temperaturach powietrza w centralnym pasie kraju z reguły przekraczają 100 mm dla jabłoni i wahają się od 73 do 108 mm dla śliw; dotyczy to szczególnie rejonu Poznania, Szczecina i Kalisza. Przy dobrym rozkładzie opadów nie zachodziłaby potrzeba nawadniania grusz, wiśni i czereśni w pasie południowym, a deficyty wody pojawiałyby się w przypadku uprawy jabłoni i śliw (sięgające 50-75 mm) w rejonie Lublina, Puław i Wrocławia. W pasie północnym Polski niedobory opadów przekraczałyby 50 mm, osiągając 82 mm w rejonie Białegostoku.

LITERATURA

[1] Alcamo J., Moreno J.M., Nováky B., Hindi M., Corobov R., Devoy R.J.N., Giannakopoulos C., Martin E., Olesn J.E., Shvidenko A., 2007. Europe. Climate Change 2007: Impacts, Adaptation and Vulnerability. Contribution of Working Group II to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change, M.L. Parry, O.F. Canziani, J.P. Palutikof, P.J. van der Linden, C.E. Hanson (eds.), Cambridge University Press, Cambridge, UK, 541-580.
[2] Chrzanowski J., 1988. Regionalizacja i klasyfikacja dobowych wartości opadów w Polsce. Wiad. IMiGW 11(1-2), 93-102.
[3] Doorenbos J., Pruitt W.O., 1977. Guidelines for predicting crop water requirements. Irrigation and Drainage Paper Nr 24, FAO, Roma, 179.
[4] Drupka S., 1976. Techniczna i rolnicza eksploatacja deszczowni. PWRiL Warszawa.
[5] Drupka S., 1986. Podkoronowe minizraszanie. [W:] Nowe technologie w sadownictwie, red. S. Pieniążek, PWRiL Warszawa, 162-186.
[6] Dzieżyc J., 1988:. Rolnictwo w warunkach nawadniania. PWN Warszawa.
[7] Grabarczyk S., 1976. Polowe zużycie wody a czynniki meteorologiczne. ZPPNR, PWN Warszawa, 181, 495-511.
[8] Hołubowicz T., 1993. Sadownictwo. Wyd. AR Poznań.
[9] Kędziora A., 1995. Podstawy agrometeorologii. PWRiL Poznań.

[10] Kundzewicz Z., 2003. Scenariusze zmian klimatu. [W:] Czy Polsce grożą katastrofy klimatyczne? Komitet Prognoz „Polska 2000 Plus", Polski Komitet Międz. programu „Zmiany Globalne Geosfery i Biosfery" przy Prezydium PAN, Warszawa, 14-31.
[11] Łabędzki L., 2006. Susze rolnicze – zarys problematyki oraz metody monitorowania i klasyfikacji. Woda – Środowisko – Obszary Wiejskie. Rozprawy Naukowe i Monografie 17, 107.
[12] Olesen J.E., Bindi M., 2002. Consequences of climate change for European agricultural productivity, land use and policy. Eur. J. Agron. 16, 239-262.
[13] Parry M.L. (ed.), 2000. Assessment of potential effects and adaptation for climate change in Europe: The Europe ACACIA Project. Jackson Environmental Institute, University of East Anglia, Norwich United Kingdom.
[14] Press H.,1963. Praktika sel'skochozjajstvennych melioracji. Przekład z niemieckiego, Sel'chozizdat Moskwa.
[15] Rzekanowski Cz., 2000. Perspektywy nawodnień roślin wobec nadchodzących przemian w polskim rolnictwie. Ekologia i Technika VIII(3), 83-91.
[16] Słowik K., 1973. Deszczowanie roślin sadowniczych. PWRiL Warszawa.
[17] Słowik K., Kielak Z., 1979. Sposoby określania potrzeb nawadniania roślin sadowniczych. Co nowego w sadownictwie. Prace Inst. Sad., Biul. Inform. ser. C, 1(65), 10-15.
[18] Żakowicz S., Hewelke P., 2002. Podstawy inżynierii środowiska. Wyd. SGGW Warszawa.
[19] Żarski J., Treder W., Dudek S., Kuśmierek-Tomaszewska R., 2011. Ustalanie terminów nawadniania na podstawie prostych pomiarów meteorologicznych. Infrastruktura i Ekologia Terenów Wiejskich, PAN Oddz. Kraków, Komisja Technicznej Infrastruktury Wsi, 6, 101-108.

TECHNOLOGY OF IRRIGATION OF THE POMOLOGY PLANTS IN POLAND. THE NEEDS, PRINCIPLES AND THE METHODS OF SCHEDULING

Abstract. Irrigation needs of orchard plants in Poland are presented in the work using the formula $N = P - P_o$ (mm), where: N – water needs (mm) in a given period, P – actual rainfall (mm) in a given period, P_o – optimum rainfall (water needs of plants). Optimum rainfall amounts according to modified schedule of Press [14] for three ranges of air temperature in the particular months of the vegetation period were taken into consideration. Needs N were determined for 27 chosen meteorological stations, for five fruit trees' basic species as well as strawberries. The higher water needs for fruit trees were determined in central belt of Poland with north region of Szczecin as well as regions of Poznań, Płock and Słubice. Water deficits N were also calculated for irrigation periods for particular fruit tree species. It was found that the highest water deficits occurred in central belt of country, and the smallest − in south.

Keywords: technology of plant irrigation, orchard plants, irrigation of plants, irrigation needs, methods of irrigation scheduling

PROBLEMY ZWIĄZANE ZE SPORZĄDZANIEM PROJEKTÓW PLANÓW ZADAŃ OCHRONNYCH DLA OBSZARÓW NATURA 2000

Mieczysław Stachowiak, Jerzy K. Garbacz*

Streszczenie. Plany zadań ochronnych dla obszarów Natura 2000 są podstawowymi dokumentami planistycznymi, na podstawie których realizowane są działania ochronne względem przedmiotów ochrony – siedlisk przyrodniczych, gatunków roślin i zwierząt – występujących w poszczególnych obszarach Natura 2000. Obowiązek opracowania takich planów wynika z zapisów ustawy o ochronie przyrody. Projekty planów zadań ochronnych sporządza się w trybie określonym w rozporządzeniu Ministra Środowiska, zgodnie z procedurą opisaną w wytycznych wydanych przez Generalną Dyrekcję Ochrony Środowiska. W opracowaniu opisano problemy związane ze sporządzaniem projektów planów zadań ochronnych dla obszarów Natura 2000. Wyróżniono dwie ich grypy: merytoryczne, których rozwiązanie w znacznym stopniu jest możliwe przez opracowujących projekty planów zadań ochronnych i systemowe, do rozwiązania których potrzebne są decyzje na szczeblu Generalnej Dyrekcji Ochrony Środowiska lub Ministerstwa Środowiska.

Słowa kluczowe: Europejska Sieć Ekologiczna Natura 2000, plany zadań ochronnych, bioróżnorodność, obszary Natura 2000, ochrona przyrody

WSTĘP

Europejska Sieć Ekologiczna Natura 2000 jest międzynarodowym programem ochrony przyrody utworzonym na podstawie zapisów dyrektyw „ptasiej" [1, 2] i „siedliskowej" [3] w celu powstrzymania lub ograniczenia regresywnych zmian bioróżnorodności i unifikacji środowiska. Uczestniczy w nim 27 państw Unii Europejskiej. Dotąd w ramach sieci Natura 2000 wyznaczono około 26 tysięcy obszarów zajmujących blisko 145 tys. km² powierzchni morskiej i ponad 818,8 tys. km² powierzchni lądowej (18% powierzchni krajów UE). W Polsce sieć Natura 2000 zajmuje prawie 20% powierzchni lądowej kraju i wszystkie morskie wody przybrzeżne. W jej skład wchodzi 845 obszarów mających znaczenie dla Wspólnoty (obszary „siedliskowe" – przyszłe specjalne obszary ochrony siedlisk) oraz 145 obszarów specjalnej ochrony ptaków [4].

Zasady ochrony przyrody w ramach obszarów Natura 2000 istotnie różnią się od obowiązujących w obrębie pozostałych form wymienionych w ustawie

* dr inż. Mieczysław STACHOWIAK, Wydział Budownictwa i Inżynierii Środowiska UTP, e-mail: mieczyslaw.stachowiak@utp.edu.pl
prof. dr hab. Jerzy K. GARBACZ, Wydział Budownictwa i Inżynierii Środowiska UTP, Uniwersytet Mikołaja Kopernika w Toruniu, Collegium Medicum w Bydgoszczy

z dnia 16 kwietnia 2004 r. o ochronie przyrody (Dz.U. z 2004 r. Nr 92, poz. 880 z późn. zm.) (parki narodowe, rezerwaty przyrody, parki krajobrazowe, obszary chronionego krajobrazu, użytki ekologiczne i inne). Przede wszystkim ochrona w obrębie obszarów Natura 2000 jest realizowana nie na podstawie zestawu nakazów i nakazów, lecz ukierunkowanych działań ochronnych, których celem jest utrzymanie stanu zachowania lub przywrócenie „właściwego stanu ochrony" konkretnym, występującym w danych obszarach przedmiotom ochrony – siedliskom przyrodniczym oraz gatunkom zwierząt i roślin wymienionym w załączniku II dyrektywy siedliskowej. Działania ochronne są realizowane w warunkach stałego monitorowania sposobu ich wykonywania i uzyskiwanych efektów, a także stanu ochrony przedmiotów ochrony. Zestaw, zakres, miejsca, terminy i koszt realizacji działań ochronnych w odniesieniu do poszczególnych obszarów Natura 2000 (a ściślej przedmiotów ochrony w nich zlokalizowanych) są planowane w ramach tak zwanych „planów zadań ochronnych" lub „planów ochrony". Pierwsze opracowywane są z uwzględnieniem 10-letniej perspektywy czasowej, a drugie 20-letniej, przy czym zakres ostatnich jest znacznie większy niż pierwszych. Opracowanie planów zadań ochronnych lub planów ochrony dla obszarów Natura 2000 jest obowiązkiem wynikającym z zapisów ustawy o ochronie przyrody z dnia 16 kwietnia 2004 r. (Dz.U. z 2004 r. Nr 92, poz. 880 z późn. zm.). Obowiązek ten spoczywa na sprawujących nadzór nad obszarami Natura 2000 Regionalnych Dyrektorach Ochrony Środowiska, dyrektorach urzędów morskich i parków narodowych. To oni wydają zarządzenia o przyjęciu do realizacji poszczególnych planów zadań ochronnych lub planów ochrony, które mają moc prawa lokalnego. Zgodnie z treścią art. 28 pkt 1 ustawy o ochronie przyrody pierwszy projekt planu zadań ochronnych sporządza się w terminie 6 lat od dnia zatwierdzenia obszaru Natura 2000 przez Komisję Europejską jako obszaru mającego znaczenie dla Wspólnoty lub od dnia wyznaczenia obszaru specjalnej ochrony ptaków.

Dla zachowania spójności i jednolitości tryb i procedura opracowania projektów planów zadań ochronnych dla obszarów Natura 2000 są ściśle sformalizowane i określone w rozporządzeniach Ministra Środowiska (rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 17 lutego 2010 r. w sprawie sporządzania projektu planu zadań ochronnych dla obszaru Natura 2000 − Dz.U. z 2010 r. Nr 34, poz. 186 i rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 17 kwietnia 2012 r. − Dz.U. z dnia 11 maja 2012, poz. 506) oraz wytycznych Generalnej Dyrekcji Ochrony Środowiska [8].

W pracach nad projektami planów zadań ochronnych dla obszarów Natura 2000 istotne znaczenie ma udział lokalnych społeczności, wśród nich właścicieli i zarządców terenu, na których obszary te są zlokalizowane. Udział ten jest gwarantowany zapisami ustawy o udostępnianiu informacji o środowisku i jego ochronie, udziale społeczeństwa w ochronie środowiska oraz o ocenach oddziaływania na środowisko z dnia 3 października 2008 r. (Dz.U. Nr 199, poz. 1227, z późn. zm.). Ostateczny kształt projektu planu zadań ochronnych dla obszaru Natura 2000 jest zatem efektem współpracy ekspertów przyrodników, instytucji

sprawującej nadzór nad obszarem Natura 2000 i lokalnych społeczności. Ważne jednak jest to, że za nadrzędne w procesie planistycznym uznaje się przesłanki merytoryczne, zmierzające do utrzymania lub poprawy stanu ochrony przedmiotów ochrony, a nie partykularne interesy władających terenem − te uwzględniane są w drugiej kolejności, natomiast sytuacje „nadrzędnego celu społecznego" wymagają opiniowania i akceptacji przez Komisję Europejską.

Aktualnie w Polsce realizowanych jest kilkanaście projektów, których celem jest opracowanie pierwowzorów dokumentacji planów zadań ochronnych dla obszarów Natura 2000 i zarządzeń odpowiednich terytorialnie Regionalnych Dyrektorów Ochrony Środowiska, urzędów morskich i parków narodowych sprawujących nadzór nad tymi obszarami. Projekty te w większości są współfinansowane przez Europejski Fundusz Spójności w ramach Programu Operacyjnego Infrastruktura i Środowisko. Jednym z ich beneficjentów jest Katedra Kształtowania i Ochrony Środowiska Uniwersytetu Technologiczno-Przyrodniczego im. J. i J. Śniadeckich w Bydgoszczy (projekt POIS.05.03.00-00-285/10 „Opracowanie projektów planów zadań ochronnych dla obszarów Natura 2000 zlokalizowanych na terenie województw kujawsko-pomorskiego i mazowieckiego"). W ramach wspomnianego projektu opracowywane są projekty planów zadań ochronnych dla obszarów Natura 2000 wymienionych w tabeli 1.

Piśmiennictwo dotyczące problematyki sporządzania planów zadań ochronnych dla obszarów Natura 2000 bazujące na krajowych doświadczeniach w tym zakresie jest bardzo skromne [9]. Pojawiające się podczas opracowywania projektów problemy najczęściej rozwiązywane są indywidualnie, ale również poprzez zarządzenia wydawane przez sprawujących nadzór nad obszarami Natura 2000. Brak lub utrudniony dostęp do informacji o problemach związanych z procesem planistycznym i sposobach ich rozwiązywania w oczywisty sposób przekłada się na jakość opracowywanych projektów. Opracowanie to, bazujące na dotychczasowych doświadczeniach autorów [10, 11], jest próbą zestawienia problemów w zakresie sporządzania projektów planów zadań ochronnych dla obszarów Natura 2000.

Tabela 1. Wykaz obszarów Natura 2000 objętych projektem POIS.05.03.00-00-285/10
Table 1. List of Natura 2000 sites included in the project POIS.05.03.00-00-285/10

Lp.	Nazwa obszaru Natura 2000	Powierzchnia obszaru Natura 2000 [ha]	Lokalizacja obszaru Natura 2000 (województwo)	Sprawujący nadzór nad obszarem Natura 2000
1	Lisi Kąt PLH040026	1061,3	kujawsko-pomorskie	RDOŚ Bydgoszcz
2	Łąki Trzęślicowe w Foluszu PLH040027	2130,8	kujawsko-pomorskie	RDOŚ Bydgoszcz
3	Ostoja Barcińsko-Gąsawska PLH040028	3456,4	kujawsko-pomorskie	RDOŚ Bydgoszcz
4	Równina Szubińsko-Łabiszyńska PLH040029	2816,2	kujawsko-pomorskie	RDOŚ Bydgoszcz
5	Solniska Szubińskie PLH040030	361,9	kujawsko-pomorskie	RDOŚ Bydgoszcz
6	Błota Kłócieńskie PLH040031	3899,3	kujawsko-pomorskie	RDOŚ Bydgoszcz
7	Dolina Osy PLH040033	2183,7	kujawsko-pomorskie	RDOŚ Bydgoszcz
8	Kościół w Śliwicach PLH040034	0,1	kujawsko-pomorskie	RDOŚ Bydgoszcz
9	Mszar Płociczno PLH040035	181,8	kujawsko-pomorskie	RDOŚ Bydgoszcz
10	Ostoja Brodnicka PLH040036	4176,9	kujawsko-pomorskie, warmińsko-mazurskie	RDOŚ Bydgoszcz RDOŚ Olsztyn
11	Słone Łąki w Dolinie Zgłowiączki PLH040037	151,9	kujawsko-pomorskie	RDOŚ Bydgoszcz
12	Stary Zagaj PLH040038	307,5	kujawsko-pomorskie	RDOŚ Bydgoszcz
13	Włocławska Dolina Wisły PLH040039	4763,8	kujawsko-pomorskie	RDOŚ Bydgoszcz
14	Zbocza Płutowskie PLH040040	1002,4	kujawsko-pomorskie	RDOŚ Bydgoszcz
15	Bagna Celestynowskie PLH140022	1037,0	mazowieckie	RDOŚ Warszawa
16	Bagna Orońskie PLH140023	921,4	mazowieckie	RDOŚ Warszawa
17	Dąbrowy Ceranowskie PLH140024	161,8	mazowieckie	RDOŚ Warszawa
18	Dzwonecznik w Kisielanach PLH140026	45,7	mazowieckie	RDOŚ Warszawa
19	Gołe Łąki PLH140027	49,6	mazowieckie	RDOŚ Warszawa
20	Gołobórz PLH140028	186,5	mazowieckie	RDOŚ Warszawa
21	Kampinoska Dolina Wisły PLH140029	20659,1	mazowieckie	RDOŚ Warszawa, Kampinoski PN
22	Łękawica PLH140030	1468,9	mazowieckie	RDOŚ Warszawa
23	Podebłocie PLH140033	1275,8	mazowieckie, lubelskie	RDOŚ Warszawa RDOŚ Lublin
24	Poligon Rembertów PLH140034	295,2	mazowieckie	RDOŚ Warszawa
25	Rogoźnica PLH140036	153,2	mazowieckie	RDOŚ Warszawa
26	Torfowiska Czernik PLH140037	53,8	mazowieckie	RDOŚ Warszawa
27	Białe Błota PLH140038	31,4	mazowieckie	RDOŚ Warszawa
28	Stawy w Żabieńcu PLH140039	105,3	mazowieckie	RDOŚ Warszawa
29	Strzebla błotna w Zielonce PLH140040	2,2	mazowieckie	RDOŚ Warszawa
30	Ostoja Nowodworska PLH140043	51,1	mazowieckie	RDOŚ Warszawa
31	Grabinka PLH140044	45,8	mazowieckie, łódzkie	RDOŚ Warszawa RDOŚ Łódź
32	Świetliste dąbrowy i grądy w Jabłonnej PLH140045	1816,0	mazowieckie	RDOŚ Warszawa
33	Bory bagienne i torfowiska Karaska PLH140046	558,8	mazowieckie	RDOŚ Warszawa
34	Bory chrobotkowe Karaska PLH140047	1124,5	mazowieckie	RDOŚ Warszawa
35	Łąki Kazuńskie PLH140048	340	mazowieckie	RDOŚ Warszawa
36	Łąki Ostróweckie PLH140050	954,6	mazowieckie	RDOŚ Warszawa
37	Dolina Skrwy Lewej PLH140051	129	mazowieckie	RDOŚ Warszawa
38	Łąki Żukowskie PLH140053	173,4	mazowieckie	RDOŚ Warszawa
39	Aleja Pachnicowa PLH140054	1,1	mazowieckie	RDOŚ Warszawa
40	Łąki Soleckie PLH140055	222,1	mazowieckie	RDOŚ Warszawa
41	Bagno Pulwy PLB140015	4112,4	mazowieckie	RDOŚ Warszawa

PROBLEMY ZWIĄZANE Z IDENTYFIKACJĄ, WERYFIKACJĄ I KARTOWANIEM SIEDLISK PRZYRODNICZYCH I STANOWISK GATUNKÓW STANOWIĄCYCH PRZEDMIOTY OCHRONY W OBSZARACH NATURA 2000

Podstawowe informacje o siedliskach przyrodniczych i gatunkach roślin i zwierząt z obszaru Natura 2000 zawarte są w „Standardowych Formularzach Danych dla obszaru Natura 2000". Stanowią one punkt wyjścia do ustalenia listy potencjalnych przedmiotów ochrony obecnych w obszarze Natura 2000, a także określenia zakresu prac terenowych, ich harmonogramu i metodyk. Jednak w Standardowych Formularzach Danych często są przekłamania związane albo z błędną identyfikacją siedlisk przyrodniczych lub gatunków (tzw. „pierwotne błędy naukowe") lub oceną udziału i stanu ochrony przedmiotów ochrony. Zadaniem wykonawcy projektu jest weryfikacja i skorygowanie informacji o przedmiotach ochrony i na tej podstawie wskazanie rzeczywistych przedmiotów ochrony w obszarze Natura 2000, to znaczy tych, dla których w dalszych etapach procesu planistycznego będą zidentyfikowane zagrożenia (istniejące i potencjalne), następnie określone cele działań ochronnych i konkretne zadania ochronne.

Podczas realizacji tego etapu prac nad projektami planów zadań ochronnych dla obszarów Natura 2000 pojawiają następujące problemy:

- poprawność identyfikacji siedlisk przyrodniczych i gatunków roślin i zwierząt: podstawę identyfikacji siedlisk przyrodniczych i gatunków roślin i zwierząt stanowią „Podręczniki metodyczne" opublikowane przez GIOŚ [5]; zamieszczone w nich opisy nie zawsze umożliwiają jednoznaczną identyfikację siedlisk, a to jest powodem różnej ich interpretacji przez ekspertów wykonujących prace terenowe. Szczególnym przykładem takiego siedliska jest 6510 Nizinne łąki kośne (*Alopecurus pratensis*, *Sanguisorba officinalis*),
- przy dużych powierzchniach obszarów Natura 2000 krótki czas przewidziany na realizację prac terenowych:
  powierzchnia obszarów Natura 2000 często wynosi od kilku do kilkudziesięciu tysięcy (!) ha; jej skartowanie pod względem występujących tam siedlisk przyrodniczych i stanowisk gatunków jest czasochłonne i wymaga zaangażowania dużego zespołu ekspertów przyrodników; pojawia się problem dokładności kartowania poszczególnych płatów siedlisk, a także zgodności ich identyfikacji i przypisania ocen stanu ochrony przez ekspertów,
- wynikające z uwarunkowań fenologicznych spiętrzenie większości prac terenowych w jednym czasie:
  problem ten nawiązuje do wcześniej sygnalizowanego, dotyczącego powierzchni obszarów Natura 2000; w przypadku powierzchniowo dużych obszarów wykonanie kartowania płatów siedlisk i stanowisk gatunków oraz ocena stanu ich ochrony są dodatkowo utrudnione,

- ze względu na trudne warunki terenowe często brak realnych możliwości dotarcia i wykonania ocen stanu wszystkich przedmiotów ochrony (dotyczy to przede wszystkim bagien i torfowisk):
  w niektórych przypadkach ze względu na trudne warunki terenowe (teren bagnisty lub zalany) eksperci nie są w stanie dotrzeć do wszystkich płatów siedlisk, a tym samym ocenić stanu ich ochrony,
- niekiedy duża liczba różnych przedmiotów ochrony, co wymaga zaangażowania wielu ekspertów przyrodników; mała liczba ekspertów legitymujących się odpowiednimi kwalifikacjami do wykonania weryfikacji stanu ochrony siedlisk przyrodniczych i gatunków:
  w przypadku niektórych obszarów Natura 2000 liczba i różnorodność obecnych tam siedlisk przyrodniczych i gatunków roślin i zwierząt stanowiących potencjalne przedmioty ochrony jest tak duża, że do wykonania prac terenowych konieczne jest zaangażowanie dużego zespołu ekspertów; tych, którzy legitymują się odpowiednimi kwalifikacjami, jest w kraju bardzo mało (szczególnie w odniesieniu do niektórych gatunków zwierząt),
- specyfika poszczególnych przedmiotów ochrony i związana z tym wymagana dokładność kartowania i wykonania oceny stanu ochrony:
  niektóre siedliska przyrodnicze występują w zróżnicowanych pod względem powierzchni płatach, problem polega na wskazaniu minimalnej powierzchni płata, który należy poddać ocenie; odrębny, pochodny problem stanowi tu dobór kryteriów agregowania ocen cząstkowych przypisanych poszczególnym płatom ocenianego siedliska przyrodniczego,
- wynikający z niedostatków metodyk oceny stanu ochrony przedmiotów ochrony brak możliwości uwzględnienia specyfiki uwarunkowań lokalnych:
  zgodnie z obowiązującymi wytycznymi Generalnej Dyrekcji Ochrony Środowiska w sprawie opracowania projektów dokumentacji planów zadań ochronnych dla obszarów Natura 2000 [8] wykonawcy zobligowani są do stosowania metodyk opracowanych na potrzeby Państwowego Monitoringu Środowiska do oceny stanu ochrony przedmiotów ochrony obecnych w obrębie obszaru Natura 2000 [6]; w metodykach tych nie uwzględniono jednak możliwości korygowania ocen ze względu na uwarunkowania lokalne − niektóre z już opracowanych metodyk odbiegają od wymagań określonych w rozporządzeniu Ministra Środowiska w sprawie sporządzania planów zadań ochronnych dla obszarów Natura 2000; dla wielu siedlisk przyrodniczych i gatunków roślin i zwierząt nie opracowano dotąd stosownych metodyk oceny stanu ochrony − w takich przypadkach wykonawcy zmuszeni są do stosowania metodyk zastępczych.

Efektem realizacji etapu prac terenowych jest zestawienie listy rzeczywistych przedmiotów ochrony w obszarze Natura 2000, a także zidentyfikowanie istniejących i potencjalnych dla nich zagrożeń (zarówno w obrębie obszaru Natura 2000, jak i spoza jego granic). Za przedmioty ochrony uznaje się te spośród wykazanych siedlisk przyrodniczych i gatunków roślin i zwierząt, które

według kryteriów wypełniania „Standardowego Formularza Danych dla obszaru Natura 2000" [7] uzyskały ocenę ogólną przynajmniej „C". W uzasadnionych przypadkach (np. stanowisko wyspowe, na krańcu zasięgu) przedmiotami ochrony mogą być również te siedliska przyrodnicze i gatunki roślin i zwierząt, które oceniono na „D", ale pod warunkiem podjęcia działań zmierzających w kierunku poprawienia stanu ich ochrony lub przynajmniej utrzymania na obecnym poziomie, jeżeli w perspektywie 10 lat obowiązywania planu zadań ochronnych brak szans na poprawę.

PROBLEMY ZWIĄZANE Z IDENTYFIKACJĄ ISTNIEJĄCYCH I POTENCJALNYCH ZAGROŻEŃ, PRESJI I DZIAŁAŃ MOGĄCYCH MIEĆ WPŁYW NA STAN OCHRONY PRZEDMIOTÓW OCHRONY W OBSZARACH NATURA 2000

W procesie planistycznym zmierzającym do opracowania projektu planu zadań ochronnych dla obszaru Natura 2000 obowiązuje zasada przezorności, to znaczy, że wszystkie istniejące i potencjalne zagrożenia uznaje się za mogące mieć wpływ na stan ochrony przedmiotów ochrony. Zagrożenia identyfikuje się i klasyfikuje zgodnie z listą referencyjną opracowaną przez Komisję Europejską. Problemem jest to, że do listy nie załączono interpretacji jej poszczególnych punktów.

Inną bardzo istotną grupą zagrożeń są zapisy w różnych dokumentach planistycznych i decyzjach środowiskowych. Często są one sprzeczne z uwarunkowaniami skutecznej ochrony przedmiotów ochrony w obszarze Natura 2000, a przez to ich realizacja może przyczynić się do pogorszenia stanu ochrony lub nawet zaniku (zniszczenia) przedmiotów ochrony. Wyeliminowanie tego typu zagrożeń jest bardzo trudne, bowiem w ślad za zapisami w dokumentach planistycznych zwykle poczyniono już określone działania i poniesiono koszty. Obecnie trudno też wskazać środki (a ściślej ich źródła i instytucje środkami tymi dysponujące), które mogą być przeznaczone na zwrot poniesionych wcześniej kosztów. Należy także zwrócić uwagę na to, że rekompensaty poniesionych kosztów w opisanej wyżej sytuacji często będą dotyczyć terenów poza granicami obszarów Natura 2000.

PROBLEMY ZWIĄZANE Z DEFINIOWANIEM CELÓW I DZIAŁAŃ OCHRONNYCH W ODNIESIENIU DO PRZEDMIOTÓW OCHRONY W OBRĘBIE OBSZARÓW NATURA 2000

O ile ogólne cele działań ochronnych w odniesieniu do poszczególnych przedmiotów ochrony w obrębie obszarów Natura 2000 są oczywiste i dotyczą utrzymania lub polepszenia (jeżeli jest to możliwe) stanu ich ochrony, to sprecyzowanie celów szczegółowych często jest bardzo trudne. Problemy wynikają

tu przede wszystkim z lokalnych uwarunkowań i specyfiki poszczególnych przedmiotów ochrony. Precyzowanie szczegółowych celów ochrony utrudnia też obowiązek określenia terminów ich osiągnięcia.

Zgodnie z zaleceniem Komisji Europejskiej z 2012 roku, określenie szczegółowych celów ochrony dla przedmiotów ochrony w obszarze Natura 2000 wymaga uwzględnienia powiązań przestrzennych i funkcjonalnych obszaru z innymi. Stwarza to dodatkową trudność dysponowania wiarygodnymi informacjami dla terenów zlokalizowanych poza obszarem Natura 2000 – w większości przypadków takich informacji jednak brak.

PROBLEMY ZWIĄZANE Z PLANOWANIEM DZIAŁAŃ OCHRONNYCH WZGLĘDEM POSZCZEGÓLNYCH PRZEDMIOTÓW OCHRONY W OBSZARACH NATURA 2000

Zadania ochronne, które planuje się względem przedmiotów ochrony grupuje się następująco:

- z zakresu ochrony czynnej (np. koszenie, wycinka podrostu drzew),
- dotyczące podtrzymania lub modyfikacji metod gospodarowania (np. obowiązek koszenia użytków zielonych),
- związane z monitorowaniem efektów realizacji zadań ochronnych,
- uzupełnienia stanu wiedzy o przedmiotach ochrony.

Zgodnie z nowelizacją rozporządzenia Ministra Środowiska w sprawie sporządzania planów zadań ochronnych dla obszarów Natura 2000 w odniesieniu do siedlisk przyrodniczych z grupy „użytków zielonych" i gatunków roślin i zwierząt z tymi siedliskami powiązanych, zadania ochronne należy różnicować na tak zwane „obligatoryjne" i „fakultatywne". Niestety, dotąd nie sprecyzowano kryteriów różnicujących obie grupy zadań.

Problemy ze wskazaniem instytucji i osób odpowiedzialnych za realizację działań ochronnych w ramach planu zadań ochronnych dla obszarów Natura 2000 najczęściej wynikają z braku lub niespójności regulacji prawnych. Brak też programów wspomagających i odpowiednich instrumentów finansowych, w ramach których realizowane byłyby zaplanowane działania ochronne.

WNIOSKI

1. Problemy związane ze sporządzaniem projektów zadań ochronnych dla obszarów Natura 2000 można podzielić na dwie grupy:
   - merytoryczne, w większości możliwe do rozwiązania na poziomie wykonawcy projektu (w porozumieniu z sprawującym nadzór nad obszarem Natura 2000),
   - organizacyjne (systemowe), niezależne od wykonawcy projektu planu zadań ochronnych dla obszaru Natura 2000, których rozwiązanie pozostaje w gestii Generalnej Dyrekcji Ochrony Środowiska.

2. Wśród problemów systemowych istotną grupę stanowią te, które nie są bezpośrednio związane z procedurą sporządzania projektu planu zadań ochronnych, lecz określeniem odpowiedzialności za realizację zadań ochronnych i źródeł finansowania.

LITERATURA

[1] Dyrektywa 79/409/EWG Rady z dnia 2 kwietnia 1979 r. o ochronie dziko żyjących ptaków.
[2] Dyrektywa 2009/147/WE Parlamentu Europejskiego i Rady z dnia 30 listopada 2009 r. w sprawie ochrony dzikiego ptactwa.
[3] Dyrektywa 92/43/EWG Rady z dnia 21 maja 1992 r. w sprawie ochrony siedlisk przyrodniczych oraz dzikiej fauny i flory.
[4] http://natura2000.gdos.gov.pl/
[5] http://natura2000.gdos.gov.pl/strona/nowy-element-3
[6] http://www.gios.gov.pl/artykuly/159/Publikacje-dot-monitoringu-przyrody
[7] Instrukcja wypełniania Standardowego Formularza Danych obszaru Natura 2000 (wersja 2012.1). Generalna Dyrekcja Ochrony Środowiska. Warszawa, 2012, 46.
[8] Opracowanie planu zadań ochronnych dla obszaru Natura 2000. Wytyczne wydane na podstawie art. 32 ust. 1 w świetle art. 32 ust. 2 pkt 1 ustawy z 16 kwietnia 2004 r. o ochronie przyrody. Generalna Dyrekcja Ochrony Środowiska Warszawa, 2012, 59.
[9] Pawlaczyk P., Jermaczek A., 2004. Natura 2000 − narzędzie ochrony przyrody. Planowanie ochrony obszarów Natura 2000. WWF Polska, Warszawa, 76.
[10] Stachowiak M. (red.), 2011. Informacja o projektach planów zadań ochronnych dla obszarów Natura 2000 opracowanych w 2011 roku w ramach projektu POIS.05.03.00-00-285/10 „Projekty planów zadań ochronnych dla obszarów Natura 2000 na terenie województw kujawsko-pomorskiego i mazowieckiego". Województwo kujawsko-pomorskie, Katedra Kształtowania i Ochrony Środowiska, Wydział Budownictwa i Inżynierii Środowiska, Uniwersytet Technologiczno-Przyrodniczy im. J. i J. Śniadeckich w Bydgoszczy, Polskie Towarzystwo Botaniczne, Oddział w Bydgoszczy.
[11] Stachowiak M. (red.), 2012. Informacja o projektach planów zadań ochronnych dla obszarów Natura 2000 opracowanych w 2012 roku w ramach projektu POIS.05.03.00-00-285/10 „Projekty planów zadań ochronnych dla obszarów Natura 2000 na terenie województw kujawsko-pomorskiego i mazowieckiego". Województwo kujawsko-pomorskie, Katedra Kształtowania i Ochrony Środowiska, Wydział Budownictwa i Inżynierii Środowiska, Uniwersytet Technologiczno-Przyrodniczy im. J. i J. Śniadeckich w Bydgoszczy, Biuro Badań, Monitoringu i Ochrony Przyrody EcoFalk, Michał Falkowski, Bydgoszcz.

PROBLEMS WITH CREATING PROJECTS OF CONSERVATION TASKS FOR NATURA 2000 SITES

Abstract. Plans of conservation tasks for Natura 2000 sites are the main planning documents based on which conservation activities for protected objects (habitats, species of plants and animals) in specific Natura 2000 sites are realized. The duty to create such plans results from the Nature Conservation Act. The projects for plans of conservations tasks are created in the mode specified by the Environment Minister in accordance with the procedure described in guidelines given by General Directorate for Environmental Protection. Problems related to creating the plans of conservation tasks for Natura 2000 sites have been described in the thesis. They were divided into two groups: substantive problems – that generally might be solved by the people working on the projects of conservation tasks and system problems – that need to be solved by decisions made on the General Directorate for Environmental Protection or the Environment Minister level.

Keywords: European Network Natura 2000, plans for protection tasks, biodiversity, Natura 2000 sites, protection of nature

WYKORZYSTANIE WYSOKOSPRAWNEJ CHROMATOGRAFII JONOWEJ (HPIC) W BADANIACH EFEKTYWNOŚCI USUWANIA SKŁADNIKÓW JONOWYCH Z WODY WODOCIĄGOWEJ ZA POMOCĄ FILTRÓW DZBANKOWYCH

Justyna Śliwińska, Leonard Boszke*

Streszczenie. W pracy przedstawiono wstępne wyniki badań nad efektywnością usuwania wybranych kationów (Li^+, Na^+, K^+, NH_4^+, Ca^{2+} i Mg^{2+}) i anionów (F^-, Cl^-, NO_3^-, PO_4^{3-} i SO_3^{2-}) z wody wodociągowej przez filtry dzbankowe. Do badań wytypowano trzy filtry dzbankowe dostępne w handlu, charakteryzujące się różną renomą: Brita, Zelmer i Auchan. Zawartość jonów oznaczano w próbkach pobranych w trakcie przepuszczania ogółem 200 L wody wodociągowej za pomocą wysokosprawnej chromatografii jonowej z detekcją konduktometryczną. Wyniki badań własnych wykazały, iż przebadane filtry charakteryzowały się różną efektywnością usuwania poszczególnych jonów, a także czasem efektywnego działania. Przeprowadzone wstępne wyniki badań potwierdziły potrzebę wykorzystywania w dalszych badaniach nad składem jonowym wody, wysokosprawnej chromatografii jonowej, jako czułej i selektywnej techniki rozdzielania i oznaczania analitów.

Słowa kluczowe: chromatografia jonowa, kationy, aniony, filtry dzbankowe, jakość wody wodociągowej

WPROWADZENIE

Niezwykle ważnym aspektem dla zdrowia człowieka jest jakość wody wodociągowej doprowadzonej do naszych domów. Normy jakości dopuszczenia wody wodociągowej do użytku publicznego reguluje Rozporządzenie Ministra Zdrowia [23]. Pomimo ciągłych kontroli jakości wody konsumenci bardzo często krytycznie oceniają jej jakość, szczególnie kolor, zapach oraz twardość [19]. Może to wynikać z tego, że analizy wody wodociągowej są wykonywane przy ujściu ze stacji uzdatniania wody, a nie bezpośrednio u konsumenta, przez co nie uwzględnia się powstawania zanieczyszczeń wtórnych, na które mają wpływ między innymi instalacje wodociągowe doprowadzające wodę do mieszkań. Sieć wodociągowa zwykle jest zbudowana z przewodów stalowych i żeliwnych, ale czasem sieci są wykonane również z rur żelbetonowych, betonowych oraz z tworzyw sztucznych, a nawet z rur miedzianych [18]. Każdy z tych rodzajów rur może powodować specyficzne zanieczyszczenia wtórne zmieniające jakość wody wodociągowej [22], szczególnie wtedy, gdy dochodzi

* mgr inż. Justyna ŚLIWIŃSKA, dr hab. Leonard BOSZKE, prof. nadzw. UTP, Wydział Budownictwa i Inżynierii Środowiska UTP, e- mail: justyna_sliwinska@tlen.pl

do przestojów w przepływie wody lub awarii sieci [17]. W wodach wodociągowych często występuje wysokie stężenie jonów wapnia i magnezu, co z jednej strony jest bardzo korzystne dla zdrowia człowieka, jednak z drugiej strony − jony te odpowiadają za twardość wody, która działa niekorzystnie na wszystkie urządzenia podgrzewające wodę [15]. Z tego też względu obserwuje się coraz większe zainteresowanie konsumentów filtrami usuwającymi twardość wody [6], które szybko i wygodnie zmiękczają wodę poprzez usuwanie głównie jonów wapnia, a dodatkowo usuwają chlor, niektóre metale ciężkie, takie jak: ołów, miedź, kadm, cynk, oraz zanieczyszczenia stałe [24]. Powszechną technologią zastosowaną w prostych filtrach dzbankowych jest połączenie żywic jonowymiennych i węgla aktywnego oraz filtracji mechanicznej [1]. Działanie żywic jonowymiennych polega na wychwycie jonów wapnia, a oddawaniu potasu lub sodu w zależności od rodzaju użytej żywicy czy sposobu jej modyfikacji [16]. W filtrach dzbankowych używane mogą być wyłącznie te żywice jonowymienne, które mają atest higieniczny Państwowego Zakładu Higieny [8]. Węgiel aktywny swoje działanie zawdzięcza mikroporowatej strukturze, a przepływające przez niego wybrane substancje zostają trwale z nim związane. Może on znacznie zmniejszyć przykry zapach wody [14], a także usunąć metale ciężkie [1].

Doskonałym narzędziem do oznaczania stężeń jonów w próbkach ciekłych jest wysokosprawna chromatografia jonowa (ang. *High Performance Ion Chromatography* – HPIC). Technika ta została opracowana w połowie lat siedemdziesiątych i od tego czasu zyskuje coraz większą popularność [12]. Chromatografia jonowa ma wiele niezaprzeczalnych zalet, a jedną z nich jest możliwość jednoczesnego oznaczania w trakcie jednego przebiegu chromatograficznego wielu jonów w próbce, dzięki czemu w ciągu kilkunastu minut można mieć ogląd na cały przekrój anionów czy kationów. W dodatku jest to metoda bardzo dokładna, precyzyjna, z niskimi granicami wykrywalności i oznaczalności [12]. Najczęściej stosowany jest detektor konduktometryczny, jednak istnieje możliwość stosowania różnych detektorów w zależności od potrzeb. O zdecydowanej przewadze chromatografii jonowej nad klasycznymi metodami analitycznymi decyduje niewielka ilość próbki potrzebna do przeprowadzenia analizy oraz ograniczenie do minimum błędu ludzkiego podczas wykonywania badań poprzez zautomatyzowanie analiz [20]. Chromatografia jonowa charakteryzuje się również prostym przygotowaniem próbek przed analizą. W przypadku matryc wodnych wystarcza zazwyczaj tylko wstępne przefiltrowanie, aby usunąć z roztworu stałe zawiesiny, które potencjalnie mogłyby uszkodzić kolumnę analityczną. Dodatkowym atutem jest stosowanie tanich i bezpiecznych odczynników [12]. Mimo tych zalet, w praktyce jedyną barierą uniemożliwiającą masowe upowszechnienie się tej techniki analitycznej są bardzo wysokie koszty zakupu aparatury.

W dostępnym piśmiennictwie naukowym jest niewiele prac dotyczących efektywności usuwania składników jonowych przez filtry dzbankowe, a publikacji naukowych poświęconych wykorzystaniu HPIC w oznaczeniu składników

jonowych, praktycznie nie ma w ogóle. Z tego powodu podjęto wstępne badania z wykorzystaniem chromatografii jonowej, tej czułej i dokładnej metody oznaczania jonów, w badaniach efektywności usuwania kationów i anionów z wody wodociągowej za pomocą filtrów dzbankowych.

MATERIAŁY I METODY

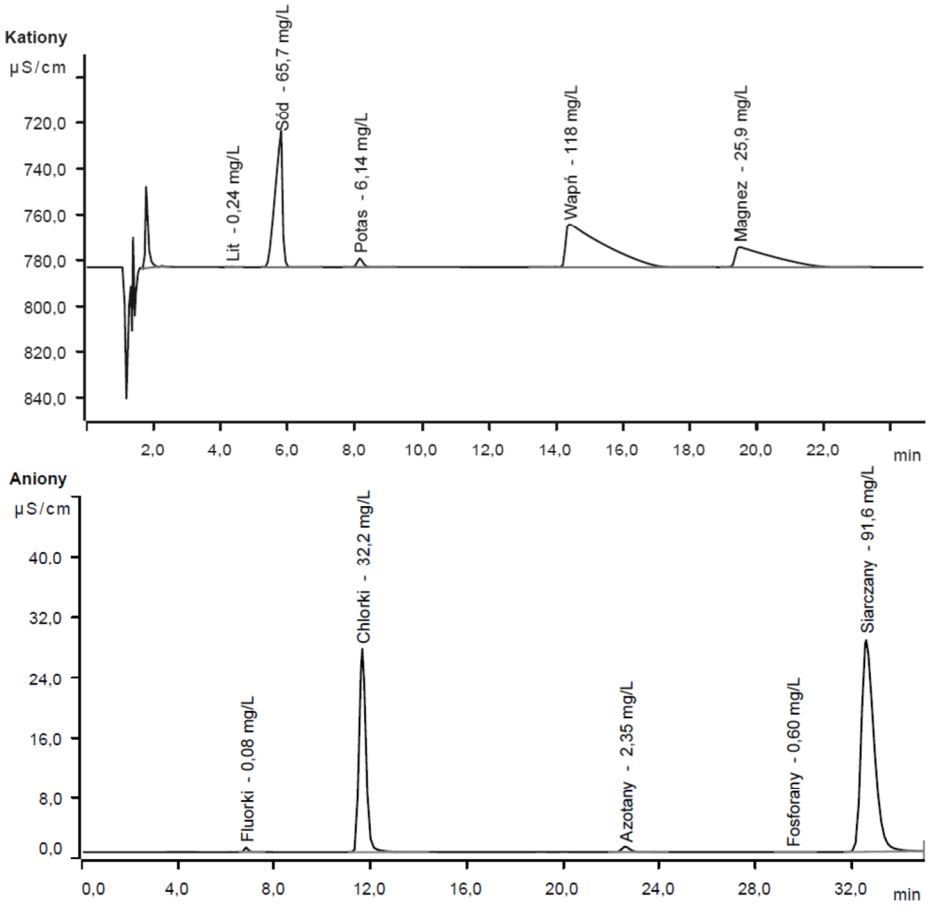
Do badań wytypowano 3 rodzaje filtrów dzbankowych tak, aby reprezentowały filtry zarówno produkowane przez mało znane marki, jak i powszechnie znane i cenione przez konsumentów. Jako najmniej znany i najtańszy filtr wybrano filtr Auchan, natomiast jako bardzo dobrze znany konsumentom – filtr firmy Brita. Spośród filtrów zaliczanych do klasy pośredniej wybrano filtr firmy Zelmer. Filtry przygotowano do badań według wskazówek producentów, czyli zanurzono w wodzie wodociągowej i płukano przez kilka minut. We wszystkich przypadkach pierwsze dwa litry wody, które przepłynęły przez filtr, zostawały odrzucone. Przez każdy filtr, stosując przepływ grawitacyjny, przepuszczono łącznie po 200 L wody wodociągowej, przy czym po przepuszczeniu określonej ilości wody pobierano próbkę do analizy. Dodatkowo dokonano analizy kationów i anionów w surowej wodzie wodociągowej niepoddanej działaniu filtra, którą przyjęto za wodę kontrolną.

Sekwencyjne oznaczanie kationów i anionów w pobranych próbkach wykonywano metodą detekcji konduktometrycznej po wcześniejszym rozdzieleniu analitów za pomocą chromatografu jonowego (881 Compact IC Pro Metrohm, Szwajcaria) wyposażonego w kolumny analityczne firmy Metrohm (Szwajcaria) oraz automatyczny podajnik próbek 858 Professional Sample Processor (Metrohm, Szwajcaria) wyposażony w układ filtracji online. W tabeli 1 przedstawiono zoptymalizowane warunki rozdzielania analitów, zaś na rysunku 1 otrzymane chromatogramy analiz prowadzonych w tychże warunkach.

Tabela1. Warunki analityczne przeprowadzania analizy anionów w roztworach próbek kalibracyjnych i badanych wód
Table 1. Analytical conditions for the analysis of cations and anions in studied water samples

	Analiza kationów	Analiza anionów
Kolumna analityczna	Metrosep C 4-150/4.0 (Metrohm)	Metrosep A Supp 7-250/4.0 (Metrohm)
Temperatura	30°C	45°C
Eluent	1,7 mM HNO_3/ 0,7 mM kwas dipikolinowy	3,6 mM Na_2CO_3
Przepływ eluentu	0,9 mL/min.	0,7 mL/min.
Supresja	–	100 mM H_2SO_4
Ciśnienie	6,5 MPa	8,2 MPa

źródło – source: Metrohm

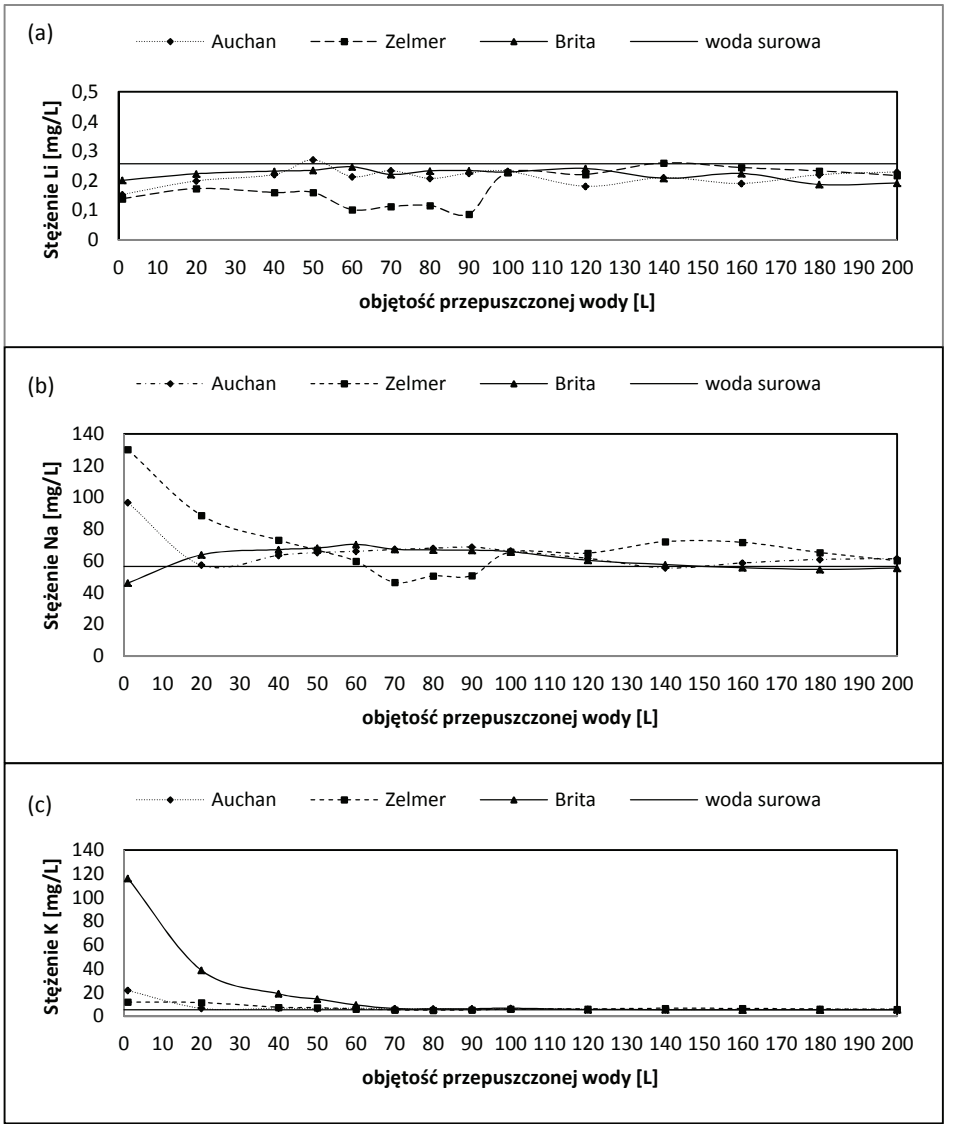


Rys. 1. Chromatogramy kationów i anionów w próbce wody wodociągowej z dzielnicy Fordon w Bydgoszczy (opracowanie własne)
Fig. 1. Chromatograms of cations and anions in a sample of tap water from the Fordon District of the Bydgoszcz City (own scientific description)

WYNIKI I ICH OMÓWIENIE

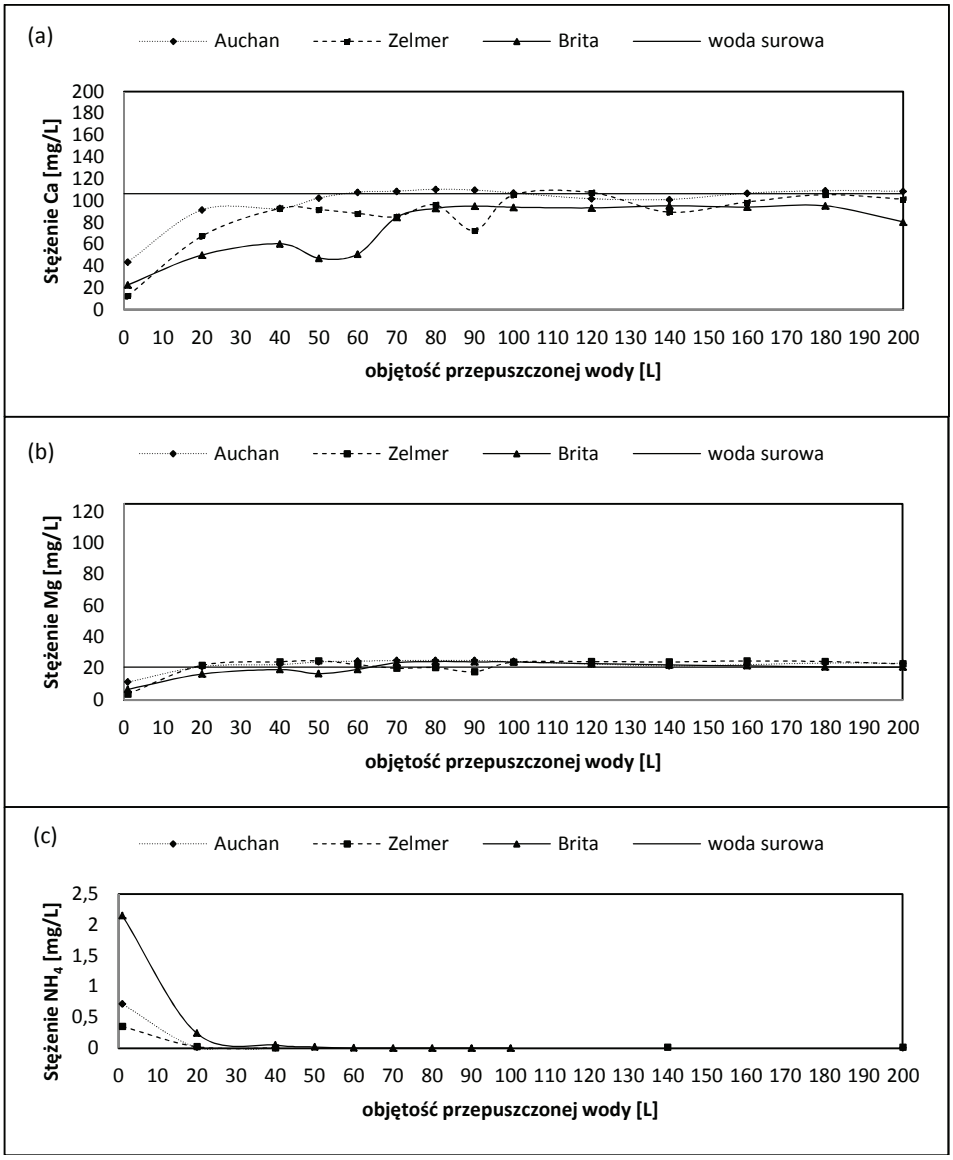
Badane własne wykazały, że w surowej wodzie wodociągowej, z wyjątkiem jonów NH_4^+, Br^- i NO_2^-, wykryto oznaczalne ilości pozostałych jonów. Dla wody przefiltrowanej wykryto natomiast dodatkowo oznaczalne ilości jonów NH_4^+, co wskazuje, że jony te są one uwalniane we względnie dużych ilościach przez filtry dzbankowe. Wykazano, że filtry dzbankowe charakteryzują się różną skutecznością usuwania/uwalniania poszczególnych jonów i generalnie odznaczają się większym oddziaływaniem na kationy aniżeli na aniony. Na rysunkach 2-5 przedstawiono wyniki dotyczące zawartości jonów w surowej wodzie wodociągowej – przyjęte jako poziom odniesienia – oraz zawartości jonów w próbkach wody przefiltrowanej. Poniżej scharakteryzowano poszcze-

gólne jony ze szczególnym uwzględnieniem różnic efektywności usuwania/ wprowadzania jonów z wody wodociągowej przez filtry dzbankowe.



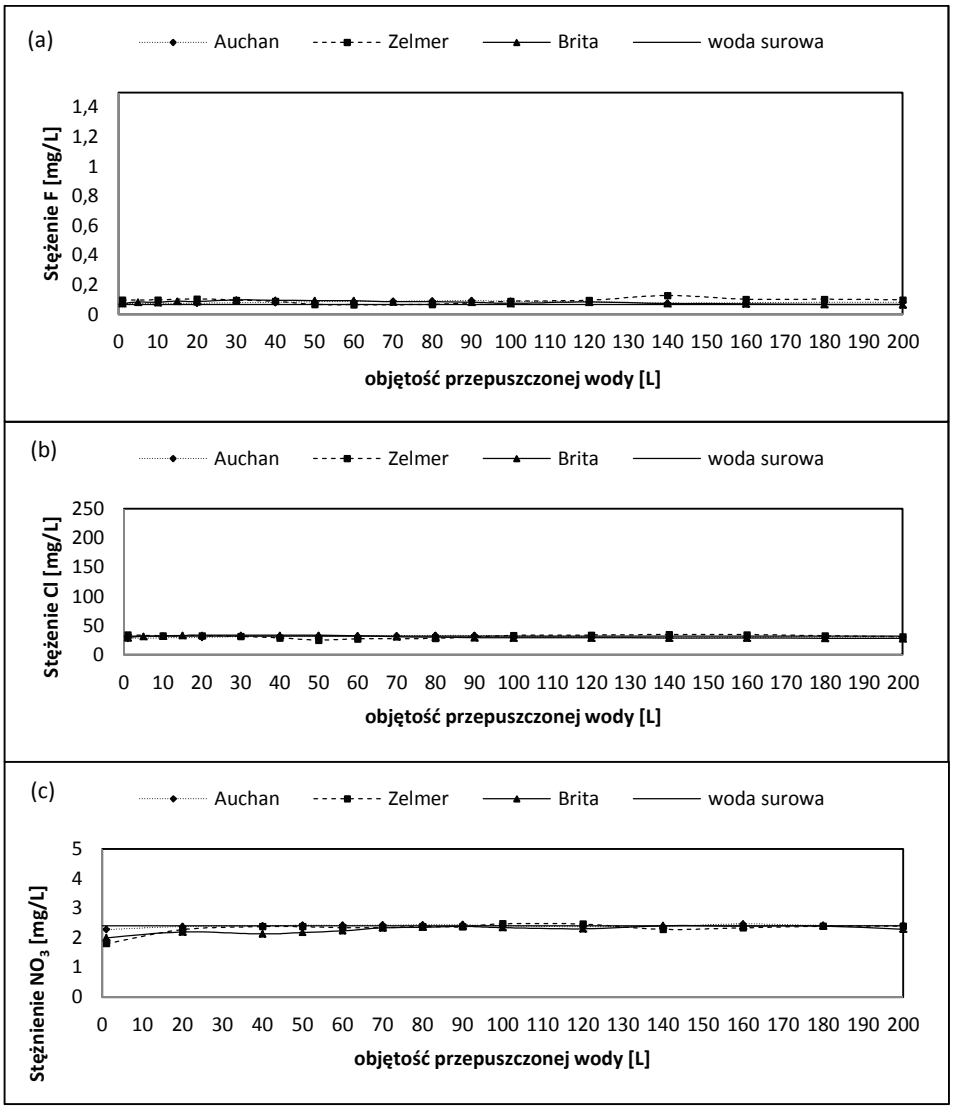
Rys. 2. Zawartość jonów litu (a), i jonów sodu (b) i potasu (c) w surowej wodzie wodociągowej oraz w próbkach wody przefiltrowanej przez poszczególne filtry (opracowanie własne)

Fig. 2. The content of lithium ions (a), sodium (b) and potassium (c) in the raw water and tap water samples filtered by the tested filters (own scientific description)

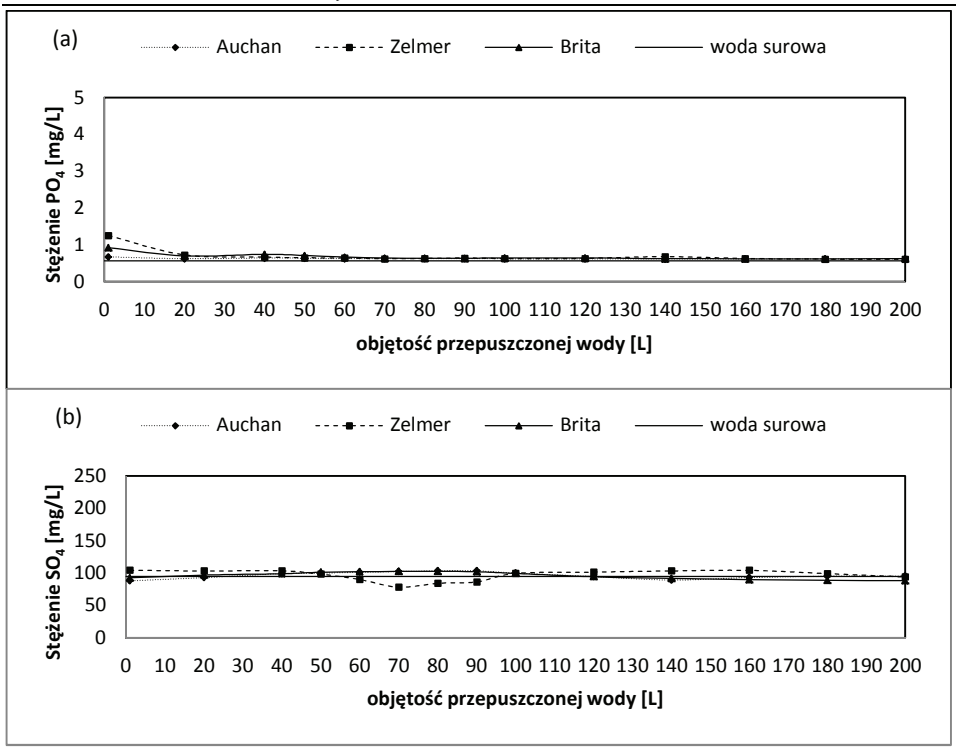


Rys. 3. Zawartość jonów wapnia (a) i magnezu (b) i amonowych (c) w surowej wodzie wodociągowej oraz w próbkach wody przefiltrowanej przez poszczególne filtry (opracowanie własne)

Fig. 3. The content of sodium ions (a) and magnesium (b) ammonium (c) in the raw water and tap water samples filtered by the tested filters (own scientific description)



Rys. 4. Zawartość jonów fluorkowych (a), chlorkowych (b) i azotanowych(V) (c) w surowej wodzie wodociągowej oraz w próbkach wody przefiltrowanej przez poszczególne filtry (opracowanie własne)
Fig. 4. The content of fluoride ions (a) chlorine (b) and nitrate (V) (c) in the raw water and tap water samples filtered by the tested filters (own scientific description)



Rys. 5. Zawartość jonów fosforanowych (a) i siarczanowych (b) w surowej wodzie wodociągowej oraz w próbkach wody przefiltrowanej przez poszczególne filtry (opracowanie własne)

Fig. 5. The content of ions phosphate (a) and sulphate (b) in water and the raw water samples filtered by the tested filters (own scientific description)

Lit

Jest to pierwiastek, którego rola w procesach życiowych jest nie do końca poznana. Wiadomo, że wpływa na aktywność niektórych enzymów, działa stymulująco na funkcje przytarczyc, a hamująco na tarczycę, zwiększa ilość witaminy B_{12} w komórkach. Bierze udział w procesach krwiotwórczych i krzepnięcia krwi, zapobiega miażdżycy i chorobom serca [21]. Dzienne pobieranie tego pierwiastka, z pokarmem i napojami, powinno wynosić 1,0-3,1 mg/L, z tego też względu przyjmuje się, że w wodzie do picia stężenie litu powinno wynosić powyżej 0,15 mg/L [4]. Wyniki badań własnych wykazały (rys. 2a), że filtry dzbankowe efektywnie usuwają jony litu z wody wodociągowej, praktycznie z całej objętości przefiltrowanej wody. Największy efekt redukcji litu wykazał filtr Zelmer, po przefiltrowaniu 90 L wody wodociągowej stężenie tego pierwiastka spadło z poziomu kontrolnego – 0,26 mg/L aż do 0,09 mg/L i utrzymywało się na tym samym poziomie. We względnie największym stężeniu i jednocześnie stałym poziomie – 0,2 mg/L obserwowano zawartość litu w wodzie po przepuszczeniu jej przez filtr Brita. Generalnie, znaczna redukcja za-

wartości litu przez filtry dzbankowe jest niezbyt korzystna dla zdrowia człowieka, ponieważ jest on potrzebny dla prawidłowego funkcjonowania organizmu a jego źródeł w pożywieniu jest względnie niewiele [4].

Sód

Jony sodowe wraz z chlorkami odpowiadają za równowagę osmotyczną w płynach ustrojowych, a w konsekwencji regulują całą gospodarkę wodną organizmu. Sód uczestniczy ponadto w przewodzeniu przez neurony impulsów nerwowych [21]. Zwiększone zapotrzebowanie na sód występuje podczas wzmożonego wysiłku fizycznego, upałów oraz stanach chorobowych takich jak biegunka i wymioty [21]. Do prawidłowego funkcjonowania organizm codziennie potrzebuje 575 mg sodu [3]. Trzeba jednak pamiętać, że ważnym źródłem tych pierwiastków jest sól kuchenna, należy więc wybierać wody o stężeniu <200 mg Na/L [4]. Wyniki badań własnych wykazały (rys. 2b), że sód należy zaliczyć do grupy jonów wprowadzanych do wody wodociągowej w procesie przepuszczania jej przez filtry dzbankowe. Jest to prawdopodobnie efekt wymiany sodu z żywicy jonowymiennej na inne kationy, co sugerują inne badania [16]. Największe ilości sodu uwalniane są z filtru Zelmer, z początkowego poziomu 56 mg/L obserwowanego w próbce wody surowej do maksymalnie 130 mg/L w próbce wody przepuszczonej przez filtr. Efekt stałego zwiększania się ilości jonów uwalnianych z filtru Zelmer notuje się do 40 L, potem poziom sodu zmniejszał się w stosunku do wody surowej, a następnie po przepuszczeniu 120 L znowu filtr wprowadzał ten pierwiastek, jednak już znacznie mniejsze jego ilości. Pozostałe filtry również wprowadzają sód, jednak znacznie mniejsze jego ilości – filtr Brita maksymalnie do 70 mg/L przy 60 L, natomiast filtr Auchan największe ilości sodu oddaje przy pierwszych przepuszczonych litrach (96 mg/L), a przy kolejnych litrach następuje nieduży już efekt wprowadzania Na. Zbyt duże wprowadzanie sodu jest efektem niekorzystnym, ponieważ może zakłócić równowagę osmotyczną w organizmie. Filtry wprowadzające ten pierwiastek do wody w dużych ilościach mogą być używane przez osoby uprawiające sport lub podczas silnych upałów, gdy straty sodu są najwyższe [21].

Potas

Obok sodu i chloru jest to podstawowy elektrolit w płynach ustrojowych organizmu. Ma działanie antagonistyczne w stosunku do sodu, czyli zwiększa objętość płynów wewnątrz komórki kosztem zmniejszania objętości płynów zewnątrzkomórkowych. Potas odpowiedzialny jest również za kontrolę pracy i skurcze mięśni oraz pobudza wydzielanie insuliny [21]. Dzienne zapotrzebowanie organizmu człowieka na potas wynosi 2000 mg, a stężeniem mającym znaczenie fizjologiczno-odżywcze jest 300 mg/L [3]. Wyniki badań własnych wykazały (rys. 2c), iż podobnie jak w przypadku sodu, filtry wprowadzają także jony potasu, co wiązać się może z efektem działania żywicy jonowymiennej [16]. Filtr Brita wprowadzał największe ilości jonów potasu przez najdłuższy

okres. Początkowo, po przepuszczeniu pierwszych litrów wody, stężenie tego pierwiastka wynosiło maksymalnie 116 mg/L, co jest wielokrotnie większą ilością w porównaniu z wodą kontrolną (5 mg/L). Efekt intensywnego uwalniania potasu z filtra Brita utrzymywał się do ok. 70 L przefiltrowanej wody. Pozostałe filtry wprowadzają stosunkowo niewiele potasu – Auchan 21 mg/L i tylko dla pierwszych litrów, a filtr Zelmer uwalniał potas do stężenia 12 mg/L i to tylko do 20 L przepuszczonej wody. Zjawisko uwalniania jonów potasu przez filtry jest generalnie bardzo korzystne dla zdrowia człowieka. W żywności istnieje niewiele źródeł tego pierwiastka, który reguluje wiele istotnych funkcji w organizmie [21].

Wapń

Jest to główny budulec kości i zębów, ponadto jest odpowiedzialny za prawidłowe krzepnięcie krwi, działanie układu nerwowego, procesu skurczu mięśni oraz regulację pracy serca. Prawidłowe spożycie wapnia w okresie dzieciństwa i dojrzewania zapewnia odpowiednie kostnienie i uwapnienie kośćca, co w przyszłości zmniejsza ryzyko łamliwości kości oraz osteoporozy [21]. Dzienne zapotrzebowanie organizmu człowieka na wapń mieści się w przedziale od 800 mg do 1200 mg, dlatego należy pić wody zawierające wapń w ilości minimum 150 mg/L [3]. Jednym z głównych zadań filtrów jest usuwanie twardości wody, za którą odpowiadają m.in. jony wapniowe i mimo że dla zdrowia człowieka usuwanie wapnia jest niezbyt korzystne, jednak poprawia to smak wody, a przede wszystkim zmniejsza jej twardość, która działa niszcząco na wszelkie urządzenia podgrzewające wodę [8]. Badania własne wykazały (rys. 3a), że początkowo wszystkie filtry skutecznie zmniejszyły stężenie wapnia, z poziomu stężenia 106 mg/L dla wody wodociągowej do odpowiednio: 12 mg/L, 22 mg/L i 44 mg/L dla filtru Zelmer, Brita i Auchan. Najmniejszą skutecznością usuwania wapnia charakteryzował się filtr Auchan, który już po 40 L nie zatrzymywał wapnia, a w niektórych momentach stężenie Ca wręcz rosło w przefiltrowanej wodzie. Lepszą skutecznością wykazał się filtr Zelmer, który efektywnie usuwał jony wapnia do 100 L przepuszczonej wody. Najskuteczniejszy okazał się filtr Brita, który względnie skutecznie usuwał wapń nawet po przepuszczeniu 200 L wody.

Magnez

Bierze udział w budowie kości i zębów, przemianie materii, syntezie kwasów nukleinowych i białka. Pełni także ważną rolę w procesie widzenia oraz uczestniczy w przekazywaniu informacji pomiędzy nerwami a mięśniami. Chroni przed zakrzepami w naczyniach krwionośnych przez hamowanie krzepnięcia krwi [21]. Dzienne zapotrzebowanie na ten składnik wynosi 300 mg, dlatego powinno się spożywać wody, które mają stężenie magnezu co najmniej 50 mg/L [3]. Magnez podobnie jak wapń odpowiada za twardość wody, więc ze względu na urządzenia grzewcze korzystne jest zmniejszanie jego ilości [18], jednak z powodów zdrowotnych istotna jest jego obecność wodzie pitnej, po-

nieważ jest niezbędny do prawidłowego funkcjonowania organizmu [21]. W badaniach własnych stwierdzono (rys. 3b), że początkowo wszystkie filtry względnie skutecznie usuwały jony magnezu z wody, z początkowej zawartości w wodzie wodociągowej wynoszącej 21 mg/L, do 4,0 mg/L, 7,0 mg/L i 11 mg/L, odpowiednio dla filtrów: Zelmer, Brita i Auchan. Dla następnych porcji przepuszczanej wody przez filtry Zelmer i Auchan zaobserwowano uwalnianie niewielkich ilości magnezu. Dla filtra Auchan uwalnianie jonów magnezu utrzymało się do przepuszczonej wody wodociągowej w ilości 100 L, po czym działanie filtra przestało być zauważalne. Filtr Zelmer uwalniał w niewielkich ilościach magnez do 60 L przepuszczonej wody, po tym czasie znowu zatrzymywał magnez, aby znów po 100 L przepuszczonej wody uwalniać jego niewielkie ilości. Filtr Brita efektywnie absorbował jony magnezu do 70 L przepuszczonej wody, po czym jak w przypadku pozostałych filtrów nastąpił efekt uwalniania tego kationu, ale już w niewielkich ilościach. Po 180 L przepuszczonej wody efekt działania filtra przestał być zauważalny.

Jon amonowy

Zgodnie z wytycznymi Światowej Organizacji Zdrowia nie ma on bezpośredniego wpływu na zdrowie człowieka [25], może natomiast zmniejszać skuteczność dezynfekcji wody oraz przyczyniać się do powstawania azotynów w sieci wodociągowej i utrudniać usuwanie manganu [10, 13]. Dopuszczalna wartość tego jonu w wodach do picia wynosi 0,5 mg/L [1]. Badania własne nie wykazały obecności jonu amonowego w surowej wodzie wodociągowej (rys. 3c), natomiast po przepuszczeniu tej samej wody przez filtry dzbankowe zaobserwowano pojawienie się tego kationu. W największej ilości jon amonowy pojawiał się po przefiltrowaniu wody filtrem Brita – dla pierwszych litrów stężenie jonu amonowego wynosiło ponad 2 mg/L. Dla filtra Brita jon amonowy oznaczany był w przefiltrowanej wodzie do 100 L. Filtry Zelmer i Auchan wprowadzały jon amonowy do 40 L przepuszczanej wody, jednak w zdecydowanie mniejszych ilościach, odpowiednio: 0,4 mg/L i 0,7 mg/L.

Fluor

Jest istotnym pierwiastkiem w mineralizacji zębów i kości, jego właściwości są zauważalne przy stężeniu fluoru wynoszącego 1 mg/L. Należy pamiętać, że ten pierwiastek w nadmiernych ilościach ma działanie szkodliwe, jego stężenie nie może przekroczyć wartości 5 mg/L. Szczególnie niebezpieczny jest dla dzieci, dlatego nie należy podawać dużych jego dawek [21]. Fluor jest potrzebny dla zdrowia człowieka, jednak istnieje wiele innych bardziej znaczących źródeł tego pierwiastka niż wody pitne [21]. Badania własne wykazały (rys. 4a), że w trakcie filtracji wody następuje wzbogacanie wody we fluor, jednak w nieznaczne ilości. Z tego też względu tych ilości fluoru nie można uznać za znacząco korzystne dla organizmu. Najwięcej fluoru wprowadza do przefiltrowanej wody filtr Zelmer, w pierwszych porcjach wody stężenie fluoru wynosiło 0,07

mg/L, a następnie dla pozostałych porcji rosło i wynosiło maksymalnie 0,12 mg/L. Pozostałe filtry wprowadzają do wody znacznie mniejsze ilości fluorków.

Chlor

Podobnie jak sód odpowiada za równowagę osmotyczną w płynach ustrojowych, a w konsekwencji regule całą gospodarkę wodną organizmu. Chlor wchodzi w skład soków trawiennych, a utrata chlorków powoduje zaburzenia optymalnego pH organizmu [21]. Do prawidłowego funkcjonowania organizm codziennie potrzebuje 750 mg chloru [3]. Ważnym źródłem chloru, podobnie jak sodu, jest sól kuchenna, należy więc wybierać wody o stężeniu <200 mg Cl/L [4]. Badania własne wykazały zaskakujące zjawisko, otóż przebadane filtry dzbankowe zachowywały się neutralnie wobec chlorków (rys. 4b). Stężenia tego pierwiastka w wodzie przefiltrowanej miały niemal te same wartości jak wartości stężenia chlorków w surowej wodzie wodociągowej. Producenci filtrów deklarowali w materiałach reklamowych usuwanie chloru, jednak mogło to dotyczyć tylko wolnego chloru, a badania własne nie obejmowały analizy tego parametru. Występowanie chlorków w stężeniu obserwowanym w surowej wodzie wodociągowej nie ma w praktyce większego znaczenia dla zdrowia człowieka [21], więc usuwanie go z wody wodociągowej nie jest konieczne.

Azotany(V)

Ich naturalnym źródłem jest przebiegający w środowisku cykl azotowy, związany m.in. z rozkładem roślin. Jednak najbardziej problematycznym są źródła antropogeniczne, np. ścieki miejskie i przemysłowe, nawozy sztuczne i naturalne oraz kwaśne deszcze i pyły, które dostarczają znaczne ilości azotanów do środowiska [5]. Bezpośrednio nie są one groźne dla człowieka, jednak w przewodzie pokarmowym mogą się przekształcić w azotany(III) [2], dlatego usuwanie azotanów(V) z wody wodociągowej jest korzystnym efektem działania filtrów. Badania własne wykazały (rys. 4c), że wszystkie filtry dzbankowe charakteryzują się zdolnością usuwania jonów azotanowych(V) z wody wodociągowej i z początkowego stężenia tego jonu w wodzie surowej wynoszącego 2,4 mg/L, największe ilości tego jonu usuwał filtr Zelmer (do 1,8 mg/L), mniejsze filtr Brita (do 2,0 mg/L), a najmniejsze filtr Auchan (do 2,3 mg/L).

Fosforany

Stanowią najczęściej występującą w środowisku postać fosforu, pierwiastka o bardzo dużym znaczeniu w środowisku [2]. Związki fosforu biorą udział w wielu podstawowych procesach życiowych organizmów, wchodzą w skład m.in. kwasów nukleinowych, fosfolipidów i fosfoprotein. W organizmie człowieka występuje on głównie w kościach i szkliwie zębów. Fosfor jest podstawą metabolizmu węglowodorów, tłuszczu i białek. Pierwiastek ten umożliwia rozprowadzanie substancji w organizmie [7]. Jednak jego nadmiar może powodować groźne skutki zdrowotne, m.in. zaburzenie wchłaniania żelaza, niewydolność nerek oraz osteoporozę przez zaburzanie równowagi wapniowo-fosforanowej [21]. Badania własne wykazały (rys. 5a), że wszystkie filtry uwalniały

fosforany, a efekt ten utrzymywał się praktycznie w trakcie przepuszczenia 200 L wody wodociągowej. Jednak stężenie tego jonu w przefiltrowanej wodzie nie przekraczało 5,0 mg/L – jako maksymalnej wartości dopuszczalnej w wodzie do picia [23]. Spośród przebadanych filtrów najwięcej fosforanów uwalniał filtr firmy Zelmer – stężenie tego jonu wynosiło 1,2 mg/L w pierwszych litrach przefiltrowanej wody, podczas gdy w wodzie wodociągowej stężenie fosforanów wynosiło 0,55 mg/L. Pozostałe filtry wprowadzały znacznie mniejsze ilości fosforanów.

Siarczany

Mają pozytywne oddziaływanie na pracę wątroby i trzustki. Zalecane są przede wszystkich w stanach cukrzycowych [2]. Ich pozytywne działanie na organizm człowieka jest zauważalne, gdy występują w wodzie w stężeniu 250 mg/L [11]. Badania własne wykazały stosunkowo niewielkie różnice w skuteczności zatrzymywania/uwalniania siarczanów przez filtry dzbankowe (rys. 4b), dlatego nie można jednoznacznie określić ogólnej tendencji. Jednak tak niewielkie różnice stężeń jonów siarczanowych w praktyce nie mają większego znaczenia dla zdrowia człowieka.

PODSUMOWANIE I WNIOSKI

Po dokonaniu przeglądu dostępnej literatury naukowej nie doszukano się żadnych informacji na temat wykorzystania chromatografii jonowej w celu sprawdzenia efektywności usuwania jonów przez filtry dzbankowe, stąd zdecydowano się na przeprowadzenie badań wstępnych. Uzyskane wyniki badań okazały się bardzo ciekawe i zarazem utwierdziły autorów, iż należy kontynuować badania uwzględniające analizę innych parametrów, np. oznaczanie srebra (dodawanego do filtrów jako środek bakteriobójczy) czy też badania mikrobiologiczne (przydatność do spożycia wody bez konieczności jej przegotowania), a także uwzględniające dłuższe przerwy przy przepuszczaniu poszczególnych porcji wody (aby bardziej uwzględnić warunki codziennej eksploatacji filtrów). Jednakże już na etapie badań wstępnych uzyskane wyniki pozwalają sformułować następujące wnioski:

- chromatografia jonowa okazała się doskonałym narzędziem analitycznym do oceny skuteczności działania filtrów dzbankowych w usuwaniu składników jonowych wody wodociągowej,
- filtry wykazują wpływ na zmianę stężeń większości jonów, przede wszystkim kationów, a w mniejszym stopniu anionów,
- ze względu na uwalnianie kationów sodu lub potasu w trakcie filtrowania wody, przebadane filtry można podzielić na dwie podstawowe grupy, tj. „sodowe" i „potasowe", co wydaje się być związane ze stosowaniem w filtrach różnych żywic jonowymiennych bądź w inny sposób ich modyfikowanych,

- filtry firm Brita i Zelmer charakteryzowały się podobną skutecznością działania, najmniej efektywnym filtrem w usuwaniu jonów okazał się filtr Auchan.

PIŚMIENNICTWO

[1] Ahmedna M., Marshall W.E., Husseiny A.A., Rao R.M., Goktepe I., 2004. The use of nutshell carbons in drinking water filters for removal of trace metals. Water Res. 38, 1062-1068.
[2] Balcerzak M., Janiszewska J., 2011. Wieloanionowa analiza materiałów środowiskowych techniką chromatografii jonowej. Ochrona Środowiska i Zasobów Naturalnych 50, 78-87.
[3] Błaszczyk U., Tuszyński T., 2007. Wody mineralne i ich znaczenie w profilaktyce zdrowotnej. Laboratorium 4, 20-23.
[4] Długaszek M., Połeć J., 2012. Zawartość litu w wodach mineralnych i źródlanych. Bromatologia i Chemia Toksykologiczna 45, 138-143.
[5] Dżgan M., Pasternakiewicz A., 2007. Ryzyko zdrowotne związane z występowaniem azotanów w wodach pitnych. Zdrowie Publiczne 117, 364-368.
[6] Główny Urząd Statystyczny, 2012. Polska w liczbach. Zakład Wydawnictw Statystycznych Warszawa, 13.
[7] Kokot F., Ficek R., Bułanowski M., 2005. Zaburzenia gospodarki fosforanowej. Medycyna Praktyczna 11, 245-248.
[8] Kowal A.L., 1996. Odnowa wody. Podstawy teoretyczne procesów. Politechnika Wrocławska.
[9] Kowal A.L. Świderska-Bróż M., 2007. Oczyszczanie wody. Wyd. Nauk. PWN Warszawa.
[10] Macioszczyk A., Dobrzyński D., 2007. Hydrogeochemia. Wyd. Nauk. PWN Warszawa.
[11] Michalski R., 2005. Chromatografia jonowa – zalety i ograniczenia. Instytut Podstaw Inżynierii Środowiska PAN Zabrze, 1-13.
[12] Michalski R., 2006. Wody mineralne – pić albo nie pić? Laboratorium Przemysłowe 11, 36-38.
[13] Nawrocki J., 2010. Uzdatnianie wody. Cz. 1. Procesy fizyczne, chemiczne i biologiczne. PWN Warszawa.
[14] Newcombe G., Morrison J., Hepplewhite C., 2002. Simultaneous adsorption of MIB and NOM onto activated carbon. I. Characterisation of the system and NOM adsorption. Carbon 40, 2135-2146.
[15] Obarska-Pempkowiak H., 1997. Technologia wody. Politechnika Gdańska.
[16] Okada T., Kjelstrup-Ratkje S., Møller-Holst S., Jerdal L.O., Friestad K., Xie G., Holmen R., 1996. Water and ion transport in the cation exchange membrane systems NaC1-$SrC1_2$ and KC1-$SrC1_2$. J. Membrane Sci. 111, 159-167.
[17] Perchuć M., 1998. Doczyszczanie wody. Filtry domowe. Poradnik. Oficyna Wydawnicza MH Warszawa.
[18] Perchuć M., 2008. Skutki interakcji wody wodociągowej i rur ocynkowanych. Gaz Woda i Technika Sanitarna 6, 18-23.
[19] Pietrucha K., Rak J., 2009. Wybrane zagadnienia bezpieczeństwa konsumentów wody do spożycia. Gaz Woda i Technika Sanitarna 2, 9-12.

[20] Pogocki D., 1998. Wstęp do chromatografii jonowej. Instytut Chemii i Techniki Jadrowej Warszawa, 1-46.
[21] Seńczuk W., 2005. Toksykologia współczesna. Wydawnictwo Lekarskie PZWL Warszawa.
[22] Świderska-Bróż M., 1993. Mikrozanieczyszczenia w środowisku wodnym. Politechnika Wrocławska.
[23] Rozporządzenie Ministra Zdrowia z dnia 20 kwietnia 2010 r. zmieniające rozporządzenie w sprawie jakości wody przeznaczonej do spożycia przez ludzi (Dz.U. z 2006 r. Nr 123, poz. 858, z 2007 r. Nr 147, poz. 1033 oraz z 2009 r. Nr 18, poz. 97).
[24] Toczyłowska B., 1995. Domowe stacje doczyszczania wody wodociągowej − rodzaje i warunki stosowania. Ochrona Środowiska 3, 69-72.
[25] Wytyczne WHO dotyczące jakości wody do picia − Wydanie 2, Polskie Zrzeszenie Inżynierów i Techników Sanitarnych, 1998.

THE USE OF HIGH PERFORMANCE ION CHROMATOGRAPHY (HPIC) IN STUDIES OF THE REMOVAL EFFICIENCY OF THE IONIC COMPONENTS OF TAP WATER USING A FILTER JUGS

Abstract. The article presents preliminary results on the effectiveness of the removal of selected cations (Li^+, Na^+, K^+, NH_4^+, Ca^{2+} and Mg^{2+}) and anions (F^-, Cl^-, NO_3^-, PO_4^{3-} and SO_3^{2-}) from tap water through the filters jugs. Were chosen three filters jugs commercially available at a different reputation: Brita, Zelmer and Auchan. Ion content was determined in samples taken during the passage of a total of 200 L of tap water, using a High Ion Chromatography with conductivity detection. Our findings show that the filters tested were characterized by varying the removal efficiency of individual ions and time efficiency. Conducted preliminary results confirmed the need for further research using the ionic composition of the water high ion chromatography as sensitive and selective technique for the separation and determination of ionic analytes.

Keywords: ion chromatography, cations, anions, jug filters, the quality of tap water

WPŁYW DROGI NA ZANIECZYSZCZENIE ŚRODOWISKA HAŁASEM

Zbigniew Tokarski, Edward Kujawski, Agnieszka Grucka Karol Grucki*

Streszczenie. W pracy zaprezentowano badania Studenckiego Koła Naukowego prowadzone w ramach Katedry Inżynierii Produkcji i Zarządzania w Budownictwie UTP. Wynika z nich konieczność stałego doskonalenia metod oceny wpływu budowli drogowych na otaczające je środowisko, ważności problematyki ograniczania emisji hałasu i jego poziomu, oraz poszukiwania innowacyjnych dróg w realizacjach tego typu przedsięwzięć. Szeroki wachlarz przedstawionych badań wskazuje też na potrzebę stałej modernizacji programów nauczania na studiach technicznych uwzględniającej zagadnienia dbałości o stan środowiska przyrodniczego. Hałas, który opracowaniu jest mottem przewodnim oraz metody jego ograniczania w budownictwie drogowym, są dobrym przykładem realizacji tego zadania.

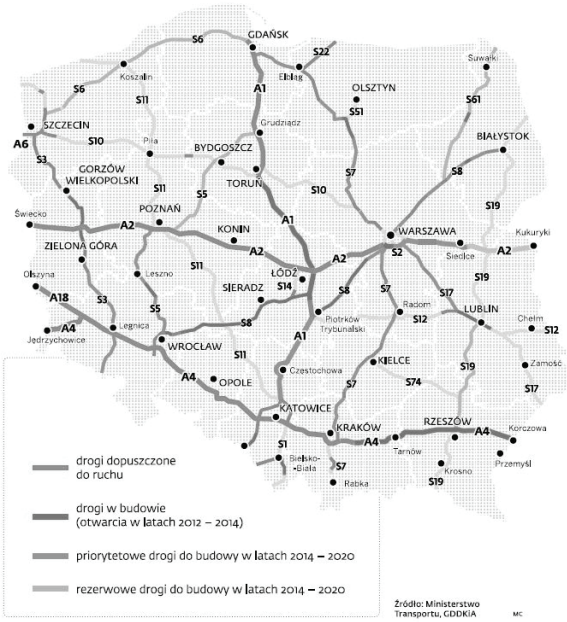
Słowa kluczowe: budowa dróg, normy, droga, hałas, recykling, technologie

DROGA JAKO PODSTAWOWY ELEMENT TECHNICZNY W POLITYCE TRANSPORTOWEJ KRAJU

Podstawowym czynnikiem w realizacji polityki zrównoważonego rozwoju naszego kraju jest zorganizowanie na jego terenie sprawnego systemu transportowego. Jednym z elementów tego systemu jest nowocześnie zaplanowana infrastruktura drogowa zapewniająca wysokiej jakości usługi transportowe. Dzięki współfinansowaniu budowy dróg ze środków unijnych realizacja budowy sieci autostrad i dróg ekspresowych, a także pozostałych dróg krajowych i lokalnych, nabrała realnego – szybszego tempa. W celu nadania realizacjom drogowym wysokiej rangi w działaniach zmierzających do szybszego rozwoju gospodarczego kraju, Ministerstwo Infrastruktury opracowało zasady narodowej polityki transportowej ujętej w dokumencie pod nazwą „polityka transportowa państwa na lata 2006-2025". Jednym z priorytetów wyznaczonych w tym dokumencie jest stosowanie w budowie dróg kołowych innowacyjnych rozwiązań technicznych i organizacyjnych, ze szczególnym uwzględnieniem czynników zmniejszających niekorzystne ich oddziaływanie na otaczające środowisko.

* dr inż. Zbigniew TOKARSKI, prof. dr hab. inż. Edward KUJAWSKI, Wydział Budownictwa i Inżynierii Środowiska UTP, e-mail: zbigniew.tokarski@utp.edu.pl
Agnieszka GRUCKA, Karol GRUCKI, Koło Naukowe Nowoczesnych Metod Projektowania Technologii Robót Budowlanych, Wydział Budownictwa i Inżynierii Środowiska UTP

Aktualny stan zrealizowanych oraz planowanych budowli autostrad i dróg ekspresowych, opublikowany przez Generalną Dyrekcję Dróg Krajowych i Autostrad wraz z planem na lata 2014-2020, przedstawia rysunek 1.



Rys. 1. Plan budowy autostrad i dróg ekspresowych 2014-2020 (źródło: GDDKiA – Internet fot. DGP)
Fig. 1. Plan for highway and expressways engineering on 2014-2020 years (source: GDDKiA − The internet the Photo DGP)

Budowa autostrad i dróg szybkiego ruchu oraz modernizacja istniejących pozostałych dróg jest w Polsce koniecznością. Wynika to ze zmiany w przyzwyczajeniach ludzi w zakresie ich mobilności, łatwej dostępności do pozyskiwania własnego samochodu, a w zakresie transportu kołowego ze wzrostu wymogów dotyczących przewozu produktów spożywczych i codziennego użytku ludności. Efektem tych zmian jest notowany w ostatnich kilkunastu latach niewspółmiernie wysoki wzrost natężenia ruchu drogowego [4].

PODSTAWOWE ZAGROŻENIA WYNIKAJĄCE Z BUDOWY I UTRZYMANIA DRÓG

Rozwój drogownictwa wyrażający się budową nowych dróg i modernizacją już istniejących, poza zwiększeniem bezpieczeństwa podróżowania i zmniejszeniem się czasu dostępności do celów podróży, niesie za sobą realne zagrożenia. Dotyczą ona zarówno degradacji naturalnego środowiska przyrodniczego,

jak i obniżenia komfortu dla ludzi zamieszkujących tereny w pobliżu tych dróg. Wśród różnych zagrożeń za główne uważa się:

- podział biocenozy (zespołu populacji organizmów bytujących na danym terenie)
- wprowadzanie do środowiska metali ciężkich,
- wprowadzanie do środowiska hałasu komunikacyjnego,
- zasolenie otoczenia w okresie zimowego utrzymania dróg.

Podział biocenozy przez drogę i środki zaradcze stosowane w budowie nowoczesnych dróg

Jednym z istotnych zagrożeń dla środowiska przyrodniczego jest podział zespołów populacji organizmów na danym terenie. Wyraża się to rozdzieleniem zespołów organizmów roślinnych i zwierzęcych przez nowo pobudowane i zmodernizowane drogi, co w konsekwencji prowadzi do zerwania powiązań ekologicznych oraz pokarmowych między bytującymi w określonej symbiozie biocenozy na danym obszarze (np. poprzez ograniczenie przestrzeni życiowej i warunków rozrodu żyjącej tam fauny). Konieczność swobodnego poruszania się poszczególnych osobników na dużych obszarach stanowi podstawową możliwość pozyskiwania przez nich pokarmów (np. rysie polują na obszarze kilku kilometrów kwadratowych) lub dla zachowania gatunku poprzez znalezienie partnera do rozrodu. Zagrożenia te nie odnoszą się jedynie do dużej zwierzyny. Także grupy niewielkich rozmiarowo zwierząt migrują na dużych obszarach za poszukiwaniem pokasmów. Dla tych zwierząt podział nawet niewielkiego obszaru ich bytowania bywa zagrożeniem dla istnienia [7].

By temu zapobiec, projektanci dróg przewidują w określonych odległościach pobudowanie tzw. „przejść migracyjnych dla zwierząt". Na obowiązek uwzględniania tego rodzaju przejść wskazuje Ustawa z dnia 7 lipca 1994 r. – Prawo budowlane. W szczególności podaje ona wytyczne i normy projektowania, budowy i utrzymania obiektów budowlanych, a w tym określa definicje istotne z punktu widzenia zagadnień projektowania i realizacji przejść dla zwierząt wraz z przyległymi do nich nasypami drogowymi. Ich uściślenie zawarte jest w Rozporządzeniu Ministra Transportu i Gospodarki Morskiej z dnia 2 marca 1999r. w sprawie warunków technicznych jakim powinny odpowiadać drogi publiczne i ich usytuowanie (Dz.U. Nr 43 poz. 430 z 1999 r.) [3]. W zależności od zapewnienia możliwości migracji dla danego gatunku zwierząt buduje się „przejścia" przedstawione na rysunkach 2 i 3.

Rys. 2. Duży korytarz ekologiczny [3] (źródło: własne)
Fig. 2. Large ecological corridor [3] (source: own)

Rys. 3. Przepust ekologiczny (źródło: własne)
Fig. 3. The ecological culvert (source: own)

Czynniki wpływające na poziom hałasu komunikacyjnego i środki zaradcze

Drugim istotnym zagrożeniem dla środowiska przyrodniczego, będącym wynikiem ruchu pojazdów po drodze, jest jego zanieczyszczanie hałasem. Generalnie opisując ten problem można stwierdzić, że hałas drogowy wywoływany jest przez toczący się po nawierzchni drogowej bieżnik opony. Z tego krótkiego stwierdzenia można wnioskować, że poziom hałasu będzie funkcją trzech elementów: rodzaju opony (rodzaju bieżnika i jego szerokości oraz materiału, z którego jest sporządzona), rodzaju nawierzchni drogi (składu granulometrycznego, wilgotności i temperatury nawierzchni) oraz masy i prędkości przejeżdżających pojazdów. Z tego też względu projektanci wszystkich tych elementów (każdy w swoim zakresie) dążą do obniżenia emisji hałasu wytwarzanego przez ich produkt.

Seweryn Rutkowski w artykule „Ranking opon – jak bada się hałas i komfort opon?" stwierdza, że podczas ruchu samochodu obracająca się opona ulega ciągłym odkształceniom, a jej klocki bieżnika uderzają o podłoże, wywołując fale dźwiękowe. Fale te, odczuwane jako hałas, są wynikiem stałego naprężania się i rozprężania klocków przed i po kontakcie z nawierzchnią. Wywołuje to

drgania objawiające się hałasem, przy czym każda opona ma swoją własną częstotliwość, przy której drży najmocniej. Jest to przede wszystkim uciążliwe dla podróżujących danym pojazdem, ale także odczuwalne dla przebywających poza pojazdem. Na podstawie przeprowadzonych badań można stwierdzić, iż istnieje możliwość obniżenia tej uciążliwości poprzez zmniejszanie szerokości opony i odpowiedniego profilowania jej bieżnika. Niestety te rozwiązania obniżają także takie parametry opony, jak przyczepność czy zachowanie się pojazdu na łukach poziomych oraz obniżają odporności na tzw. aquaplaning, tj. powodują utratę przyczepności opony podczas jazdy po nawierzchni pokrytej wodą. Z tych względów „wyciszanie" opony nie jest najbardziej pożądanym działaniem przez użytkowników. Należy jednak dodać, że wraz z wejściem w życie przepisów o etykietach na oponach, dopuszczalne normy hałasu dla opon o różnych szerokościach zostały obniżone o około 4 dB (A) [7] i wynoszą odpowiednio (tab. 1):

Tabela 1. Dopuszczalne poziomy hałasu emitowane przez bieżnik opon o różnych szerokościach [7]
Table 1. Admissible noise levels emitted by the tread of tyres about different widths [7]

Nominalna szerokość przekroju opony	Dopuszczalny poziom hałasu dB (A)
<185	70
185-215	71
215-245	71
245-275	72
>275	74

Kolejnym czynnikiem wywołującym hałas komunikacyjny o różnym poziomie jest prędkość przejeżdżających pojazdów. Studenci z Koła Naukowego Nowoczesnych Metod projektowanie Technologii Robót Budowlanych przy Wydziale Budownictwa i Inżynierii Środowiska Uniwersytetu Technologiczno-Przyrodniczego w Bydgoszczy (WBiIŚ UTP) prowadzą od kilkunastu lat w ramach Katedry Inżynierii Produkcji i Zarządzania w Budownictwie badania zależności między tymi czynnikami. Badania te są prowadzone zarówno na drogach w Holandii, jak i w Polsce.

Wyróżnia się różne warianty badania hałasu w zależności od klasy drogi oraz otaczającego ją środowiska. W obrębie dróg można rozważać autostrady, drogi szybkiego ruchu i drogi lokalne, a ze strony otaczającego je środowiska: tereny otwarte, zabudowane oraz oddzielone ekranem dźwiękochłonnym. Klasa drogi decyduje bowiem o prędkości pojazdów i natężeniu ruchu, co bezpośrednio rzutuje na poziom emitowanego przez nie hałasu, a zabudowa otaczającego ją środowiska – o rozprzestrzenianiu się hałasu do wewnątrz środowiska.

Członkowie wspomnianego wyżej Koła Naukowego brali udział w przeprowadzeniu na terenie Holandii badania zarówno zależności poziomu hałasu od natężenia ruchu, jak i wpływu ekranowania drogi od otaczającego ją środowiska.

Pierwsze badanie zostało przeprowadzone na autostradzie A73. Pomiar wykonywano w interwałach 5-minutowych w łącznym czasie 15 minut i kilku seriach pomiarowych. Uzyskane wyniki zawarto w tabeli 2. W wyniku przeprowadzonych obliczeń dla ruchu o natężeniu Q i E uzyskano odpowiednio 1516 [P/h] i 1642 [E/h]. Prowadzone równolegle badanie poziomu hałasu wykazało charakterystyczne poziomy o wartościach: MAX = 90,51 dB; MIN = 44,06 dB oraz LEQ = 72,69 dB [4].

Tabela 2. Wyniki pomiaru natężenia ruchu na autostradzie [4]
Table 2. Results of traffic measurement on highway [4]

	08:00-08:05	08:05-08:10	08:10-08:15
Motocykle	0	1	0
Samochody osobowe	113	109	114
Samochody dostawcze	4	9	6
Ciężarowe bez przyczep	0	1	2
Ciężarowe z przyczepą	9	5	6
Autobusy	0	0	0
suma	126	125	128

Prowadzone w tym czasie badania na odcinkach drogi A73 wykazały poziomy hałasu przedstawione w tabeli 3, przy natężeniu ruchu w przeliczeniu na pojazdy ekwiwalentne.

Tabela 3. Przykładowe wyniki pomiaru hałasu i natężenia ruchu [6]
Table 3. Example results of traffic and noise measurement on highway [6]

Data pomiaru	Czas pomiaru	Miejsce pomiaru	Poziom hałasu LEQ	Natężenie ruchu E
10.09.2011	15:15-15:30	A 73 Venlo	72,34	1642,4
13.09.2011	06:00-06:15	A73 Overloon	72,69	1024,0
13.09.2011	15:15-15:30	A73 Overloon	74,19	1826,0
14.09.2011	08:00-08:15	A73 Sint Joost	71,85	2772,4
14.09.2011	10:00-10:15	A73 Sint Joost	70,45	1565,2

Z analizy tych dwóch badań wynika, że równoważny poziom hałasu niewiele zmienia się w funkcji natężenia ruchu. Można przyjąć, że podobieństwo wyników jest funkcją podobnej prędkości pojazdów, jaka obowiązuje pojazdy na autostradzie (prawdopodobnie dopuszczalnej).

Inne badanie przeprowadzone przez ww. zespół dotyczyło skuteczności ekranowania drogi przed emisję hałasu do otoczenia. Badanie przeprowadzono przy autostradzie A59 w Holandii. Fragment wyników tych badań zamieszczono w tabeli 4 [3].

Tabela 4. Wyniki pomiarów hałasu w otoczeniu autostrady A59 w Holandii [3]
Table 4. Results of noise measurement in surroundings of A59 highway in the Netherlands [3]

Lp.	Godzina pomiarów	Czas trwania pomiarów	LEQ	MAX	MIN	Stanowisko
1	14:59:56	00:04:00	71,1	84,4	60,6	1
2	15:00:00	00:04:08	71,9	81,4	59,6	2
3	15:22:00	00:15:00	71,9	88,4	57,2	2
4	15:37:00	00:15:00	72,2	88,8	58,1	2
5	15:46:18	00:00:48	67,2	80,3	63,4	1
6	15:52:00	00:15:00	81,6	92,4	63,5	3
7	15:52:00	00:15:00	72,4	83,5	57,9	4
8	16:07:00	00:15:00	84,5	93,7	64,9	3
9	16:07:00	00:15:00	72,3	82,7	58,7	4
10	16:22:00	00:02:23	82,1	93,5	66,6	3
11	16:22:00	00:02:23	73,2	85,3	60,3	4
12	16:35:51	00:03:05	83,6	92,9	65,8	3
13	16:40:04	00:04:59	84,2	93,5	65,1	3
14	16:39:58	00:05:00	71,9	81,8	59,0	4
15	16:55:00	00:15:00	70,4	80,9	62,8	1
16	16:54:59	00:15:00	73,3	87,9	57,6	2

Tabela 4 zawiera wyniki pomiaru dokonanego na dwóch stanowiskach pomiarowych zsynchronizowanych w czasie: raz przy braku ekranu dźwiękochłonnego na poboczu drogi i drugi raz przy jego występowaniu. W przypadku braku ekranu dźwiękochłonnego instrumenty ustawiono w odległości 10 m od środka jezdni (stanowisko 2 prezentowane na rysunku 4) oraz 20 m (stanowisko 1), a w przypadku występowania ekranu: bezpośrednio przed ekranem (stanowisko 3 prezentowane na rysunku 5) oraz 10 m za ekranem (stanowisko 4). Wyniki pomiarów wykonanych w tym samym momencie czasowym zostały wyróżnione jednolitym tłem o różnej szarości.

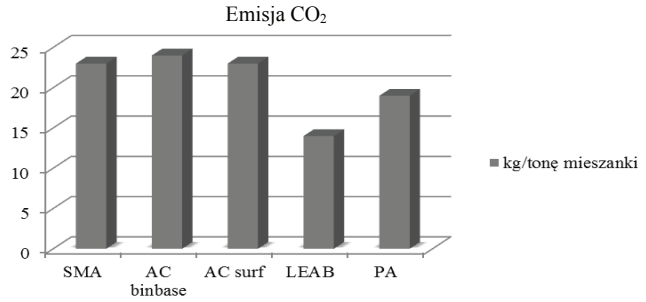
Rys. 4. Stanowisko sonometru ustawione w odległości 10 m od środka jezdni (źródło: własne)
Fig. 4. Position of sonometer placed within 10m from the centre of the road (source: own)

Rys. 5. Stanowisko sonometru ustawione bezpośrednio przy ekranie dźwiękochłonnym (źródło: własne)
Fig. 5. Position of sonometer placed directly at the sound-absorbing screen (source: own)

Z analizy przeprowadzonych pomiarów wynika duża skuteczność ekranowania dróg. Ma to szczególnie znaczenie na drogach o znaczącym natężeniu ruchu, jaki występuje na autostradach i drogach szybkiego ruchu.

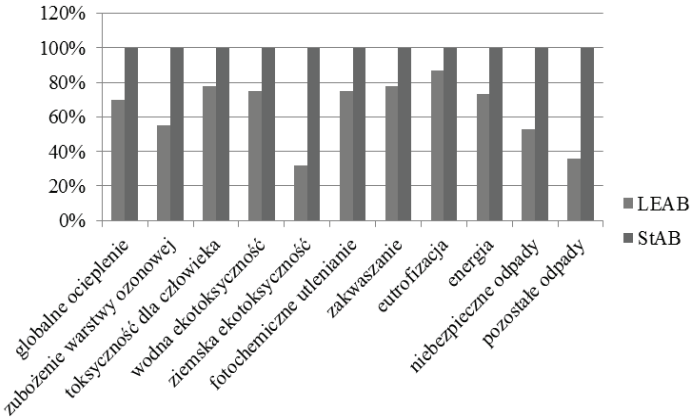
Trzecim czynnikiem, który wpływa emisję hałasu komunikacyjnego, jest rodzaj nawierzchni drogowej i związane z nim prace utrzymaniowe. W wyniku eksploatacji każda nawierzchnia ulega degradacji, dlatego okresowo występuje konieczność jej naprawy. Prace te, wymagające użycia ciężkich maszyn, wywołują wyjątkowo uciążliwy hałas i drgania. Zgodnie z obowiązującymi w Polsce przepisami, warstwa ścieralna nawierzchni drogowej powinna być wymieniana w określonym czasie. Tak restrykcyjne warunki (odnosząc je do możliwości technicznych kraju), wszędzie tam, gdzie są realizowane, wprowadzają trzy rodzaje zagrożeń: 1 – zagrożenie bezpieczeństwa wynikające z zakłócenia płynnego ruchu po drodze (wymianę nawierzchni wykonuje się najczęściej przy ograniczeniu pasów ruchu), 2 – zwiększenie poziomu hałasu poprzez wprowadzenie maszyn roboczych oraz 3 – utrzymanie wysokiej emisji szkodliwych gazów w wytwórniach mas bitumicznych. W celu zmniejszenia cyklu wymiany zużytej warstwy ścieralnej nawierzchni stosuje się coraz to nowsze, bardziej przyjazne środowisku technologie. Mają one ograniczyć emisję szkodliwych substancji do otoczenia, ale także obniżyć poziom wytwarzanego hałasu podczas prac renowacyjnych. Jeśli uwzględni się dodatkowo fakt, że odspojona zużyta warstwa ścieralna musi być odtransportowania do przetwórni odpadów drogowych, a na jej miejsce musi być przywieziona nowa masa bitumiczna, to także odcinki dróg, po których poruszać się będą pojazdy transportowe, obciążone zostaną dodatkowym źródłem hałasu.

Innym zagadnieniem, objętym programem studenckiego obozu naukowego w Holandii, było zapoznanie się uczestników z nowoczesną technologią wytwarzania mieszanki mineralno-asfaltowej, pozwalającej na obniżenie emisji CO_2 do atmosfery w porównaniu z innymi rodzajami mieszanek [1], co przedstawia dla produkcji MMA w Holandii wykres na rysunku 6.



Rys. 6. Wykres porównania emisji CO_2 dla poszczególnych technologii [1]
Fig. 6. Graph of comparison CO_2 issue for each technologies [1]

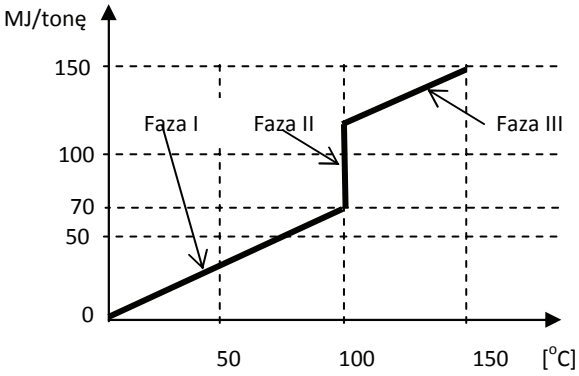
Podczas produkcji mieszanki w technologii LEAB, emisja CO_2 utrzymuje się na poziomie 14,3 kg na 1 tonę mieszanki. W porównaniu do SMA (stosowanej w Polsce) uzyskuje się emisję niższą o 35%. Dla porównania asfalt porowaty osiąga wartość około 18 kg/tonę mieszanki, co również należy uznać za wynik istotnie lepszy od mieszanki SMA [1]. Profil ekologiczny mieszanki LEAB przestawiono na rysunku 7.



Rys. 7. Profil ekologiczny mieszanki LEAB [2]
Fig. 7. Ecological profile of the mixture LEAB [2]

Na podstawie badań wykonanych w Laboratorium w Utrechcie przeprowadzono charakterystykę oddziaływania na środowisko mieszanki LEAB (wyniki przedstawiono na powyższym wykresie). W spektrum badań znalazły się następujące pozycje mające wpływ na: globalne ocieplenie, warstwę ozonową, toksyczność dla człowieka, zasoby wodne, glebę (ziemska ekotoksyczność), utlenianie fotochemiczne, zakwaszanie, eutrofizację, energię wykorzystywaną podczas procesu produkcji, ilość odpadów. Ekotoksyczność pojmowana jest jako cecha substancji mogąca spowodować natychmiastowe lub opóźnione ryzyko dla jednego lub więcej fragmentów środowiska. Na wykresie podano procentowe wartości toksyczności w odniesieniu do StAB (tradycyjna mieszanka betonu

asfaltowego do układania na ciepło). Wynika z niego, że w porównaniu z typowymi mieszankami do układania na gorąco mieszankę LEAB charakteryzuje znacznie mniejsze zużycie energii (o około 30%) oraz relatywnie mniej destrukcyjny wpływ na środowisko naturalne aniżeli mieszanki tradycyjne do układania na ciepło. Na rysunku 8 przedstawiono przebieg badań i poszczególne fazy procesu wytwarzania.



Rys. 8. Wykres faz badań mieszanki mineralno-asfaltowej LEAB [1]
Fig. 8. Graph phases of research the mineral-asphalt mixture LEAB [1]

Zgodnie z wykresem (rys. 8) oszczędność energii występuje w fazie II, podczas której podgrzewa się wszystkie składniki do temperatury 95°C, a następnie utrzymuje się stałą temperaturę.

W laboratoriach firmy BAM Wegen prowadzone są również inne badania. Przy wykorzystaniu kamery termowizyjnej porównuje się rozkład temperatur na nawierzchni mieszanki LEAB i tradycyjnej mieszanki mineralno-asfaltowej. Na podstawie uzyskiwanych wyników można stwierdzić, zgodnie z przewidywaniami, że temperatura na powierzchni układanej przy użyciu LEAB była jednakowa, natomiast w przypadku mieszanki układanej na gorąco zakres i rozkład temperatur był bardzo nierównomierny.

Produkcja i stosowanie mieszanek mineralno-asfaltowych do układania „na gorąco" wymaga, aby materiał był podgrzewany do temperatury 135-180°C. Wysokość temperatury wynika z lepkości lepiszcza bitumicznego i jest niezbędna w celu zapewnienia równomiernego, dokładnego otoczenia kruszywa asfaltem. W przypadku LEAB (ang. *Low Energy Asphalt Concrete*) temperatura wytwarzania oscyluje w wartościach zbliżonych do 100°C. Aby możliwa była do zrealizowania wystarczająco niska lepkość wiązania (zapewniająca sposobność efektywnej agregacji minerałów), konieczne jest dodanie bitumu w postaci piany. Zasada używania spienionego bitumu do budowy dróg nie jest nowa i była już wcześniej wykorzystywana, jednakże w powodu wygaśnięcia patentów w ostatniej dekadzie nabrała nowego wymiaru i jest coraz bardziej popularna [1, 2]. Na rysunku 9 przedstawiono widok urządzenia służącego do wytwarzania spienionego bitumu.

Rys. 9. Widok stanowiska do wytwarzania spienionego bitumu (źródło: własne)
Fig. 9. View of position to the production foamy bitumen (source: own)

Wprowadzenie do gorącego bitumu małej (kontrolowanej) ilości wody, powoduje jej przekształcenie w parę wodną oraz wytworzenie piany. Spieniony bitum ma większą lepkość oraz objętość, co ułatwia produkcję mieszanki oraz jej układanie na ciepło.

Do prawidłowego wykonania badań określających podstawowe cechy wpływające na mieszankę LEAB (wrażliwość próbki mieszanki na wodę, sztywność i odporność na zmęczenie, odporność na trwałe odkształcenia), wymagany jest szereg specjalistycznych urządzeń i mierników. Na rysunku 10 przedstawiono widok stanowiska do zagęszczania mieszanek wyprodukowanych w laboratorium.

Istotną kwestią jest zapewnienie właściwego wymieszania składników mieszanki mineralno-asfaltowej. Na rysunku 11 przedstawiono mieszalnik.

Rys. 10. Widok stanowiska do zagęszczania mieszanek (źródło: własne)
Fig. 10. View of position to the inspissation of mixtures (source: own)

Rys. 11. Widok mieszalnika (źródło: własne)
Fig. 11. View of the stirring apparatus (source: own)

Urządzenie wykonano specjalnie na potrzeby laboratorium, ponieważ do produkcji mieszanki w technologii LEAB niezbędne jest zapewnienie właściwego stopnia połączenia składników mieszanki.

Firma BAM Wegen rozpoczęła badania nad LEAB w roku 2002. Początkowo realizacja tej idei wydawała się nieosiągalna, jednakże wraz z postępem

badań stało się to wykonalne. W 2007 roku zapoczątkowano postępujący sukcesywnie wzrost produkcji mieszanki LEAB na większą skalę. Początkowo ilość produkowanej mieszanki nie była imponująca, gdyż nie było pewne, czy koncepcja znajdzie zastosowanie w rzeczywistości. W 2010 roku produkcja sięgała już 60000, a w roku 2011 − 110000 ton, z czego aż 90000 ton przeznaczono dla inwestycji związanych z budową autostrad.

Technologia produkcji LEAB sprawdziła się na budowach w Holandii, co wzbudziło zainteresowanie innych krajów. Patent na technologię produkcji mieszanki LEAB posiada holenderska firma BAM Wegen. Koncesję na to innowacyjne rozwiązanie zakupiła już od niej Japonia. Ze względu na walory ta technologia powinna być w przyszłości również objęta transferem technologii do Polski.

Bardzo ważnym czynnikiem, mającym decydujący wpływ na stan środowiska naturalnego w otoczeniu dróg, jest sposób odprowadzania wód opadowych z ich powierzchni oraz ewentualna utylizacja szkodliwych związków w nich zawartych. Aktualne działania w tym zakresie kierowane są przede wszystkim na projekty odpowiedniego zagospodarowania bezpośredniego otoczenia drogi. Budowa rowów retencyjnych o określonych wymaganiach technicznych i dostosowanych do lokalnych warunków geotechnicznych staje się aktualnie podstawowym imperatywem w projektowaniu dróg. Dotyczą one: odizolowania napływu wód opadowych spoza obszaru drogi, zapewnienie przez zbiorniki retencyjne określonej pojemności na wody spływające z nawierzchni drogowej, coraz szerszego stosowania europejskich norm i ich transferu na polskie warunki [1].

PODSUMOWANIE

Przedstawione badania, wykonywane na nowoczesnych drogach Holandii, pozwoliły na zapoznanie studentów z innowacyjnymi rozwiązaniami stosowanymi w budownictwie drogowym zachodniej Europy. Pomoc finansowa, którą Polska otrzymuje w ramach budżetu Unii oraz liczne programy współpracy międzynarodowej powinny być podstawą dalszej wymiany doświadczeń między firmami polskimi a zachodnimi − zarówno dla dobra nauki polskiej, jak i ochrony środowiska.

LITERATURA

[1] Grucka A., Grucki K., 2011. Innowacyjna technologia LEAB jako przykład mieszanki mineralno-asfaltowej do układania na ciepło. XI Seminarium Naukowe Aktualna Problematyka Badawcza: Ciche Nawierzchnie Asfaltowe, Bydgoszcz.

[2] Jacobs M.M.J., van den Beemt C.M.A., Sluer B.W., 2012. Successful Dutch Experiences with Low Energy Asphalt Concrete. BAM Wegen bv, Department of Technology and Development (T&O), Utrecht, the Netherlands.

[3] Jendryczka M., 2011. Stan prawny oraz normy w zakresie projektowania i realizacji przejść dla zwierząt oraz przyległych nasypów. XI Seminarium Naukowe Aktualna Problematyka Badawcza: Ciche Nawierzchnie Asfaltowe, Bydgoszcz.
[4] Martinek W., Tokarski Z., Chojnacki K., 2012. Organizacja budowy asfaltowych nawierzchni drogowych. PWN Warszawa.
[5] Olenkiewicz P., Pietrzak K., 2011,.Utrzymanie obiektu zbudowanego w ramach PPP na przykładzie autostrady A59 w Holandii. XI Seminarium Naukowe Aktualna Problematyka Badawcza: Ciche Nawierzchnie Asfaltowe, Bydgoszcz.
[6] Otrębski D., Pietrzak K., 2011. Analiza poziomu hałasu komunikacyjnego na przykładzie wyników pomiarów terenowych w Holandii. XI Seminarium Naukowe Aktualna Problematyka Badawcza: Ciche Nawierzchnie Asfaltowe, Bydgoszcz.
[7] Rutkowski S., 2010. Ranking opon − jak bada się hałas i komfort opon? Oponeo.pl Internet.
[8] Tokarski Z., Kujawski E., 2012. Transfer innowacyjnych technologii stosowanych przy budowie autostrad jako element wspomagający ochronę środowiska. [W:] Inżynieria i ochrona środowiska, M. Granops (red.), Wyd. Uczeln. UTP w Bydgoszczy, 187-207.

THE ROAD INFLUENCE ON THE ENVIRONMENTAL NOISE POLLUTION

Abstract. In the present article examinations of Student Scientific Circle conducted as part of the Department of the production engineering and Management in a Civil Engineering of UTP was presented Results of these studies indicate on permanent improving methods of the assessment of the impact of road buildings for the environment surrounding them, the importance of issues of limiting the noise emission and his level, and seeking innovative ways in implementations of this type results from them of under -takings. A wide range of described examinations shows also to need of the constant modernization of programs instruction on technical studies which taking into account the issue of the care for the state of the natural environment. The noise and methods of limiting him in the road construction which in this study is a central epigraph, are a good example of the accomplishment of this task.

Keywords: road construction, norms, road, noise, recycling, technologies

TRANSFER INNOWACYJNYCH TECHNOLOGII STOSOWANYCH PRZY BUDOWIE AUTOSTRAD JAKO ELEMENT WSPOMAGAJĄCY OCHRONĘ ŚRODOWISKA

Zbigniew Tokarski, Edward Kujawski*

Streszczenie. Praca zawiera opis problemów wynikających z realizacji nawierzchni drogowych z zastosowaniem asfaltu porowatego. Podstawą opracowania są procedury tej innowacyjnej technologii określone w normach krajowych i europejskich. Na bazie zdobytych doświadczeń na budowach w Holandii przedstawiono zasady prawidłowego wykonania takich nawierzchni oraz wpływ poszczególnych czynności na zanieczyszczanie środowiska. Transfer technologii związanych z budową i użytkowaniem dróg, sprawdzonych na budowach zachodniej Europy, pozwoli zmniejszyć negatywne dla środowiska wpływy wielu czynników opisanych w niniejszej pracy.

Słowa kluczowe: budownictwo, normy, droga, recykling, technologie

WSTĘP

Wprowadzone w ostatnim czasie normy serii PN-EN oraz Wymagania Techniczne WT-1, WT-2, WT-4 i WT-5 pozwalają na wykorzystanie doświadczeń krajów zachodnich w zakresie stosowania najnowszych technologii w budownictwie drogowym. Ma to istotne znaczenie zarówno dla gospodarki polskiej, jak i dla realizacji idei zrównoważonego rozwoju kraju. Realizacja tej idei służy bowiem ochronie środowiska naturalnego oraz ludności zamieszkałej bezpośrednio w otoczeniu dróg. Do najnowszych rozwiązań technologicznych, uwzględniających te cele, należy niewątpliwie budowa nawierzchni z zastosowaniem konstrukcji warstw typu „asfalt porowaty". Definicje tego asfaltu zawarte są w dwóch dokumentach, które dotyczą całej Unii Europejskiej – w normie EN-13 108-7 oraz w krajowym dokumencie aplikacyjnym WT-2. Zgodnie z normą 13 108-7 Mieszanki mineralno-asfaltowe. Wymagania. Część 7: Asfalt porowaty z roku 2008, definicja asfaltu oznacza „mieszankę mineralno-asfa-ltową (MMA) z lepiszczem przygotowanym tak, aby uzyskać bardzo dużą zawartość połączonych wolnych przestrzeni, które umożliwiają przepływ wody i powietrza w celu zapewnienia właściwości drenażowych i zmniejszających hałas" [2].

Ze względu na fakt, że utrzymanie takiej nawierzchni jest bardzo trudne, norma podaje również charakterystyczne wskaźniki do prawidłowej eksploatacji warstwy ścieralnej oraz nowe pojęcia dotyczące rekonstrukcji tej warstwy po okresie gwarancji. Dotyczy to przede wszystkim pojęcia **destruktu asfaltowego**, które zostało określone w normie PN-EN 13108-8, a wymagania − w nor-

* dr inż. Zbigniew TOKARSKI, prof. dr hab. inż. Edward KUJAWSKI, Wydział Budownictwa i Inżynierii Środowiska UTP, e-mail: zbigniew.tokarski@utp.edu.pl

mie europejskiej EN 13108-7. Jest to istotne, gdyż te dwa elementy: zużywanie się warstwy ścieralnej oraz działania związane z jej rekonstrukcją − należą do najbardziej uciążliwych dla środowiska czynników.

Należy dodać, że zarówno dopuszczalne kombinacje normowych wymagań, jak i identyfikacja są określone, a załącznik ZA zawiera podstawowe informacje o postanowieniach dotyczących podstawowych aktów prawnych stosowanych w państwach zachodnich od początku wprowadzania tych technologii na drogach europejskich. Podana norma serii EN została opracowana na podstawie Mandatu M/124-Wyroby budowlane udzielonego przez CEN (Europejski Komitet Normalizacyjny) oraz Komisję Europejską i Europejskie Stowarzyszenie Wolnego Handlu. Informacjom tym towarzyszy oznakowanie CE.

WŁAŚCIWOŚCI DRENAŻOWE ASFALTU POROWATEGO

Odprowadzanie wód opadowych z nawierzchni drogowej ma istotne znaczenie dla bezpieczeństwa ruchu oraz zanieczyszczania otaczającego środowiska. Istnieje zatem problem techniczny jak najwłaściwszego rozwiązania tego problemu, który wiąże się bezpośrednio z właściwościami położonego asfaltu. W normie PN-EN 13108 podano najważniejsze właściwości dla asfaltu porowatego, które dotyczą zawartości wolnych przestrzeni i przepuszczalności [2]:

- minimalna zawartość wolnych przestrzeni V_{min},
- maksymalna zawartość wolnych przestrzeni V_{max},
- przepuszczalność pozioma K_b,
- przepuszczalność pionowa K_v.

Ze względu na niszczące działanie ruchu drogowego podano m.in.:

- wskaźnik wytrzymałości na rozciąganie pośrednie ITRS,
- ubytek ziaren *PL*.

Kategoria V_{min} i V_{max}

Zawartość wolnych przestrzeni jest zgodna z normą EN-13108-20: 2005 i powinna być zgodna z wartościami podanymi w tabelach 1 i 2.

Tabela 1. Minimalna zawartość wolnych przestrzeni [2]
Table 1. Minimum content of empty spacer [2]

Kategoria V_{min}	Minimalna zawartość wolnych przestrzeni [%]
V_{min28}	28,0
V_{min26}	26,0
V_{min24}	24,0
V_{min22}	22,0
V_{min20}	20,0
V_{min18}	18,0
V_{min16}	16,0
V_{min14}	14,0
V_{minNR}	brak wymagań

Tabela 2. Maksymalna zawartość wolnych przestrzeni [2]
Table 2. Maximum content of empty spaces [2]

Kategoria V_{max}	Minimalna zawartość wolnych przestrzeni [%]
V_{max32}	32,0
V_{max30}	30,0
V_{max28}	28,0
V_{max26}	26,0
V_{max24}	24,0
V_{max22}	22,0
V_{max20}	20,0
V_{max18}	18,0
V_{maxNR}	brak wymagań

W normie EN 13108-7 podano, że „asfalt porowaty przeznaczony jest do warstw ścieralnych. Może być wbudowany w więcej niż jedną warstwę" [2]. Na rysunku 1 pokazano układ dwóch warstw z asfaltu porowatego. Warstwa górna o grubości 2,5 cm wykonana jest z kruszywa o frakcji 4/8, a warstwa dolna o grubości 4,5 cm, wykonana jest z frakcji 11/16.

Rys. 1. Widok warstw z asfaltu porowatego (źródło: własne)
Fig. 1. View of layers from the porous asphalt (source: own)

W normie podano również wartości dla wszystkich krajów członkowskich Unii Europejskiej, jednak dla polskich warunków przyjmuje się, ze najlepszy zakres wolnych przestrzeni powinien być zawarty w przedziale 14%-18%.

Przepuszczalność

Kategorie przepuszczalności muszą być zgodne z normą PN-EN 13108-20:2005. Problem dotyczy przepuszczalności poziomej i pionowej kontrolowanej w czasie budowy i w okresie eksploatacji. W szczególności należy to odnieść do skutecznego odwodnienia warstwy ścieralnej wykonanej z asfaltu porowatego. Zły stan nawierzchni może zwiększyć zagrożenie bezpieczeństwa kierowców oraz może mieć wpływ na większą hałaśliwość nawierzchni w okresie gwarancji. Normowe wartości przepuszczalności poziomej i pionowej podano w tabelach 3 i 4.

Tabela 3. Przepuszczalność pozioma [2]
Table 3. Horizontal penetrability [2]

Kategoria K_b	Minimalna przepuszczalność pozioma [10^{-3} m/s]
$K_{b4,0}$	4,0
$K_{b3,5}$	3,5
$K_{b3,0}$	3,0
$K_{b2,5}$	2,5
$K_{b2,0}$	2,0
$K_{b1,5}$	1,5
$K_{b1,0}$	1,0
$K_{b0,5}$	0,5
$K_{b0,1}$	0,1
K_{bNR}	brak wymagań

Tabela 4. Przepuszczalność pionowa [2]
Table 4. Perpendicular penetrability [2]

Kategoria K_b	Minimalna przepuszczalność pozioma [10^{-3} m/s]
$K_{v4,0}$	4,0
$K_{v3,5}$	3,5
$K_{v3,0}$	3,0
$K_{v2,5}$	2,5
$K_{v2,0}$	2,0
$K_{v1,5}$	1,5
$K_{v1,0}$	1,0
$K_{v0,5}$	0,5
$K_{v0,1}$	0,1
K_{bNR}	brak wymagań

Odporność na działanie wody

Odporność na działanie wody wiąże się z wytrzymałością na rozciąganie pośrednie. Kategorie wskaźnika na to rozciąganie podano w tabeli 5.

Tabela 5. Wartości minimalnego wskaźnika ITSR [2]
Table 5. Values of the minimum indicator ITSR [2]

Kategoria *ITSR*	Minimalny wskaźnik wytrzymałości na rozciąganie pośrednie [%]
$ITSR_{100}$	100
$ITSR_{90}$	90
$ITSR_{80}$	80
$ITSR_{70}$	70
$ITSR_{60}$	60
$ITSR_{50}$	50
$ITSR_{NR}$	brak wymagań

Ubytek ziaren

Maksymalny ubytek ziaren ma wpływ na szorstkość nawierzchni oraz grubość warstwy ścieralnej. Uszkodzenie warstwy ścieralnej może powodować zmniejszenie odporności na środki odladzające w zimowym utrzymaniu nawierzchni drogowej. Wartości kategorii związanej z ubytkiem ziaren podano w tabeli 6.

Tabela 6. Wartości minimalnego wskaźnika ITSR [2]
Table 6. Values of the minimum indicator ITSR [2]

Kategoria *PL*	Maksymalny ubytek ziaren [%]
PL_{10}	10
PL_{15}	15
PL_{20}	20
PL_{30}	30
PL_{40}	40
PL_{50}	50
PL_{NR}	brak wymagań

Jakość mieszanki asfaltu porowatego przewidzianej do wykonania warstwy ścieralnej również podano w normie PN-EN 13108. W tabeli 7 przedstawiono trzy kombinacje normowych wymagań dla pojedynczej mieszanki. Dla danej mieszanki należy wybrać jedną z trzech kombinacji. Norma odnosi się również do trwałości asfaltu porowatego. W normie podano, że asfalt porowaty można uważać za trwały „w rozsądnym okresie eksploatacyjnym".

Tabela 7. Dopuszczalne kombinacje wymagań [2]
Table 7. Admissible combinations of requirements [2]

Wymaganie	Kombinacje		
	1	**2**	**2**
Zawartość lepiszcza	**x**	**x**	**x**
Uziarnienie	**x**	**x**	**x**
Minimalna zawartość wolnych przestrzeni	**x**	**-**	**-**
Maksymalna zawartość wolnych przestrzeni	**x**	**x**	**x**
Przepuszczalność pozioma	**-**	**x**	**-**
Przepuszczalność pionowa	**-**	**-**	**x**
ITSR	**x**	**x**	**x**
Utrata ziaren	**x**	**x**	**x**

Dokument dostawy mieszanki powinien zawierać co najmniej następujące informacje w celu identyfikacji wyrobu:

- producent i wytwórnia,
- kod identyfikujący mieszanki mineralno-asfaltowej,
- oznaczenie mieszanki mineralno-asfaltowej.

Informacje dotyczące wymaganego oznakowania towarzyszą wyrobowi i dotyczą znakowania CE oraz etykietowania.

W warstwach porowatych istotny jest dobór lepiszcza, które ma połączyć kruszywa zgodnie z wymaganiami podanymi w tabelach 2 i 3. Rodzaj asfaltu drogowego, typ i rodzaj asfaltu modyfikowanego powinny być określone. W przypadku asfaltu drogowego jego rodzaj należy wybrać pomiędzy 35/50 a 250/330 włącznie. Z uwagi na dużą zmienność warunków klimatycznych, obciążenia ruchem i użyte materiały konieczne może być wybranie określonych lepiszczy na poziomie regionalnym, co w przypadku polskiej sieci drogowej odnosi się do lokalnej ilości przejść temperatury powietrza przez zero i potrzeby dostosowania do lokalnej grubości warstwy przemarzania. Podstawową właściwością jest adhezja asfaltu do kruszywa. Zły dobór lepiszcza spowoduje ubytki ziaren w warstwie ścieralnej i utratę szorstkości powierzchni tej warstwy.

Należy zauważyć, że uszkodzenia warstwy ścieralnej, wyrażające się ubytkami ziaren czy utratą szorstkości nawierzchni wynikających ze zmniejszenia odporności na chemiczne środki odladzające, stanowią kolejny czynnik wpływający negatywnie na otaczające środowisko. Zwiększenie środków chemicznych, spływających z czasem poza drogę, ma bezpośredni, negatywny wpływ na wegetację rosnących w pobliżu drogi roślin i bytujących drobnych zwierząt [1].

PRODUKCJA MIESZANEK MINERALNO-ASFALTOWYCH DO UKŁADANIA WARSTW POROWATYCH

Podstawowym składnikiem niezbędnym do produkcji mieszanek mineralno-asfaltowych (MMA) jest kruszywo. Szczegółowe wymagania dotyczące kruszyw zalecanych do stosowania przy produkcji MMA podano w wymaganiach technicznych WT-1. Właściwości wybranych wymagań dla kruszyw do porowatej warstwy wiążącej i ścieralnej kategorii ruchu KR4-KR6 są następujące [4]:

- uziarnienie kruszywa grubego (Gc),
- tolerancje uziarnienia (odchyłki),
- zawartość pyłów (f2),
- kształt kruszywa FI20 lub SI20,
- procentowa zawartość ziaren o powierzchni przekruszonej i łamanej (kategoria),
- odporność kruszywa na rozdrabnianie (LA20),
- odporność na polerowanie kruszywa (PSV),
- gęstość ziaren,
- mrozoodporność (FNACL7),
- grube zanieczyszczenia lekkie (kategoria),

Podano w nich również wymagane właściwości dla kruszywa drobnego do warstwy wiążącej i ścieralnej oraz wymagane właściwości wypełniacza dla obu warstw.

W wymaganiach technicznych WT-2 podano z kolei definicję asfaltu porowatego i destruktu zgodnie z normą PN-EN 13108-7, a także granulatu asfaltowego, który określa się jako przetworzony destrukt asfaltowy o udokumentowanej jakości, stosowany jako materiał składowy w produkcji mieszanek mineralno-asfaltowych w technologii „na gorąco". Podano również definicję **warstwy technologicznej** – jako konstrukcyjnego elementu nawierzchni układanego w pojedynczej operacji oraz **warstwy** konstrukcji – jako konstrukcyjnego elementu nawierzchni zbudowanego z jednego materiału, który może się składać z jednej lub wielu warstw technologicznych [5].

W wymaganiach technicznych wskazano również technologię transportu mieszanki mineralno-asfaltowej i wykonania warstw z asfaltu porowatego.

Bardzo ważnym elementem cyklu życia warstw nawierzchni z asfaltu porowatego jest jego okres gwarancji i jego zagospodarowanie po tym okresie. Jedną z możliwości zagospodarowania takiego materiału po okresie gwarancji jest przygotowanie go jako destruktu lub granulatu. Definicje tych materiałów zawarte są w normie PN-EN 13108-8 oraz w wymaganiach technicznych WT-1, a stosowanie destruktu asfaltowego określa norma PN-EN 13108-8.

W normie zapisano to w postaci wyrażenia „właściwości destruktu asfaltowego powinny być zgodne z wymaganiami stosownie do planowanego przeznaczenia. Pojęcie to oznacza, że wybór wymagań i określonej kategorii, w której używana będzie dana mieszanka, zależy od wielu czynników. Czynniki te obejmują natężenie ruchu, warunki klimatyczne, konstrukcję warstwy, w której używana będzie dana mieszanka oraz względy ekonomiczne. Według norm EN 13108-1 do EN 13108-7 zastosowanie destruktu asfaltowego jest dopuszczalne w określonej ilości i przy dotrzymaniu określonych wymagań podanych w dokumentach aplikacyjnych. Definicja destruktu podana jest w polskiej normie PN-EN 13108-8 i określa destrukt jako materiał w postaci mieszanki mineralno-asfaltowej uzyskanej w wyniku frezowania warstw asfaltowych, rozkruszenia płyt wyciętych z nawierzchni asfaltowej, brył uzyskanych z płyt oraz z mieszanki mineralno-asfaltowej odrzuconej lub będącej nadwyżką produkcji. Destrukt asfaltowy oznaczony jako RA (ang. *Reclaimed Asphalt*) może być zastosowany do wytwarzania mieszanek mineralno-asfaltowych na gorąco w otaczarkach zgodnie ze specyfikacjami tych mieszanek.

W normie PN-EN 13108-8 podano również definicję granulatu asfaltowego – jako „określoną ilość materiału do użycia jako materiału składowego w produkcji mieszanek mineralno-asfaltowych na gorąco". W wymaganiach technicznych WT-2 przedstawiono także istotne dane dotyczące granulatu asfaltowego. Zestawienie wymagań dotyczących tego materiału zawiera tabela 8.

Tabela 8. Wymagania dotyczące granulatu asfaltowego [3]
Table 8. Requirements concerning asphalt granulate [3]

Wymagania	Warstwa nawierzchni		
	podbudowa	wiążąca	ścieralna
Zawartość materiałów obcych	kategoria F_{dec}	kategoria F_5	-
Rodzaj lepiszcza	od P_{10} do P_{15} lub od S_{80} do S_{70}		-
Jednorodność	dopuszczalny rozstęp wyników zgodnie z WT-2		

Granulat asfaltowy może stanowić dodatek do mieszanki mineralno-asfaltowej jeżeli spełnione są wymagania dotyczące końcowego wyrobu. Obecnie stosowane są dwie metody dodawania granulatu asfaltowego do mieszalnika otaczarki:

- bez wstępnego ogrzewania (metoda „na zimno”),
- ze wstępnym ogrzewaniem granulatu asfaltowego (metoda „na ciepło”).

W metodzie „na zimno” dopuszcza się stosowanie dodatku granulatu asfaltowego w ilości nie większej niż 15% mieszanki mineralno-asfaltowej. W metodzie „na ciepło” dopuszcza się zgodnie z WT-2 stosowanie dodatku granulatu asfaltowego w ilości 30% masy mieszanki mineralno-asfaltowej. Warunkiem stosowania granulatu w takiej ilości jest wykazanie przez producenta jednorodności tego materiału.

Jako MMA do asfaltu porowatego stosuje się mieszanki o wymiarze D równym 8 mm oraz 11 mm, a dodatkowo, tylko do warstwy wiążącej z asfaltu porowatego układanej dwuwarstwowo – mieszankę mineralno-asfaltową o wymiarze D równym 16 mm. Jako lepiszcze stosuje się asfalty polimerowe PMB 45/80-55, PMB 45/80-65 oraz PMB 65/100-60.

Kontrolowanie procesu produkcji mieszanek mineralno-asfaltowych

Zharmonizowane Normy Europejskie oraz Europejskie Aprobaty Techniczne dotyczące mieszanek mineralno-asfaltowych wprowadzają zasady kontroli procesu produkcji i transportowania MMA. Jednym z nowych pojęć jest wprowadzona ocena organoleptyczna za pomocą zmysłów: wzroku, dotyku, węchu, słuchu itp., rozszerzająca pojęcie „ocena wzrokowa”. Badanie takie może wykazać, czy asfalt jest zgodny z oczekiwaniami osoby sprawdzającej, ale może być również najszybszym sposobem wykrycia wadliwej partii. Podobne zasady odnoszą się do kruszywa, szczególnie w czasie sprawdzania na składowisku, podczas którego można szybko stwierdzić występowanie zanieczyszczeń.

W celu lepszej organizacji procesu produkcji producent mieszanki mineralno-asfaltowej powinien wprowadzić, dokumentować i utrzymywać system zakładowej kontroli produkcji. Z zakładową kontrolą produkcji wiąże się ściśle plan jakości. Plan ten powinien zawierać opis sposobów postępowania, pozwalający na zidentyfikowanie i monitorowanie procesów, które wpływają bezpo-

średnio na jakość i zgodność wyrobu. W szczególności plan jakości powinien uwzględniać:

- strukturę organizacyjną producenta odnoszącą się do zgodności i jakości wyrobu,
- nadzór nad dokumentacją,
- procedury kontroli materiałów składowych oraz wyrobów dostarczonych przez zamawiającego,
- sterowanie procesami,
- wymagania dotyczące obchodzenia się z wyrobem i jego przechowywania,
- kalibrację i utrzymanie wytwórni,
- wymagania dotyczące kontroli i badania procesów oraz wyrobów,
- procedury postępowania przy stwierdzeniu niezgodności.

Plan jakości powinien uwzględniać również częstość kontroli i badań.

Dostawy materiałów składowych powinny zapewnić osiągnięcie i utrzymanie planowanego poziomu produkcji. Inne rodzaje materiału należy transportować i przechowywać w taki sposób, aby uniknąć ich wymieszania, zanieczyszczenia lub pogorszenia właściwości, co może wpłynąć na jakość produkowanego wyrobu. Istotne jest też zabezpieczenie składowanych materiałów przed roznoszeniem ich przez wiatr. Drobne frakcje wielu materiałów mogą bowiem być przenoszone nawet na duże odległości, zanieczyszczając ogromne obszary środowiska.

Wymienione wymagania ogólne należy uszczegółowić w zakresie wymagań dotyczących danej wytwórni. Wymagania te muszą obejmować:

- procedury kontroli kruszyw dostarczanych na składowisko,
- etykietowanie zasieków i silosów przeznaczonych do składowania materiałów,
- ogrzewanie, regulację temperatury i izolacji zbiorników,
- etykietowanie zbiorników,
- kontrolę dostawy asfaltów do odpowiednich zbiorników,
- kontrolę dodatków, domieszek, wypełniaczy i destruktu asfaltowego.

Nadzorowanie procesu produkcji zgodnie z planem jakości powinno uwzględniać:

- opis przepływu materiałów i opis procesów, którym one podlegają od momentu dostarczenia do wytwórni aż do przekazania klientowi (opis powinien zawierać schemat technologiczny),
- wykaz procedur, które należy zastosować, aby zachować zgodność ze specyfikacją,
- plan monitorowania przebiegu procesów.

Plan zapewnienia jakości powinien zawierać procedury dotyczące przemieszczania, składowania i dostarczania MMA w sposób zapewniający minimum segregacji lub obniżania jakości oraz w ustalonym zakresie temperatur [1].

PROJEKTOWANIE I WYKONYWANIE NAWIERZCHNI TYPU „ASFALT POROWATY"

Projektowanie i wykonywanie nawierzchni drogowej mają szczególne znaczenie dla minimalizowania uciążliwości, jakie wprowadza droga do środowiska. Dobrze zaprojektowana i właściwie wykonana nawierzchnia zachowuje przez dłuższy okres swą trwałość ,a jej eksploatacja jest tańsza. Podstawowym parametrem nawierzchni z asfaltu porowatego jest jej grubość. W doborze grubości i układu warstw nawierzchni drogowej można stosować katalogi projektowania konstrukcji nawierzchni drogowych z uwzględnieniem zapisów wymagań technicznych WT-2. Jeżeli projektowana grubość warstwy podbudowy asfaltowej jest większa niż największa dopuszczalna grubość warstwy technologicznej, to warstwę podbudowy pod warstwy typu asfalt porowaty należy układać w kilku warstwach technologicznych (w tym również w mieszanek podanych w wymaganiach technicznych WT-4 i WT-5, tj. mieszanek z kruszyw niezwiązanych i związanych hydraulicznie).

Projekt konstrukcji nawierzchni, układ warstw, ich grubość oraz typ mieszanki mineralno-asfaltowej określa dokumentacja projektowa, natomiast wybór materiałów do mieszanki mineralno-asfaltowej oraz zaprojektowanie składu mieszanki MA należy do producenta MMA.

Jak wspomniano, warstwy typu porowatego mają ułatwić szybsze odprowadzanie wód opadowych przenikających do nawierzchni. W związku z tym dobierając materiały do poszczególnych warstw nawierzchni trzeba ten aspekt stale uwzględniać. Należy unikać układu warstw, w którym odpływ wody będzie utrudniony z warstwy pośredniej pomiędzy warstwami szczelnymi. Układ warstw, w którym warstwa wiążąca o strukturze częściowo otwartej jest położona na szczelnej warstwie podbudowy, może utrudniać odpływ wody przenikającej do nawierzchni. Może to wywołać zjawisko powstawania pęcherzy wskutek parowania wody zatrzymanej w wolnych przestrzeniach warstwy wiążącej. Jeżeli mieszanka mineralno-asfaltowa jest dostarczana z kilku wytwórni lub od kilku producentów, to należy zapewnić zgodność typu i wymiaru mieszanki oraz spełnienie wymagań dokumentacji projektowej, jak również szczególne warunki, np. barwę warstwy ścieralnej.

Podczas budowy nawierzchni należy dążyć do ułożenia wszystkich warstw z warstwą ścieralną włącznie przed sezonem zimowym, aby zapewnić szczelność nawierzchni i jej odporność na działanie wody i mrozu.

Dopuszczenie wykonanej warstwy asfaltowej do ruchu może nastąpić po jej schłodzeniu do temperatury maksimum 60^{o}C. Zapewnia to jej odporność na deformacje trwałe. Pozwala też na osiągnięcie odpowiedniego wskaźnika *ITR*, kategorii przepuszczalności poziomej i pionowej oraz minimalnej maksymalnej

zawartości wolnych przestrzeni. Jest to szczególnie trudne przy układaniu w jednej operacji dwóch warstw porowatych, tj. tak zwanego kompakasfaltu [1, 2].

Projektowanie odwodnienia nawierzchni porowatej

Osobnym problemem jest składowanie wody opadowej. W sytuacji gdy brak jest możliwości odprowadzenia wody opadowej z nawierzchni drogi oraz z obiektów inżynierskich do urządzeń odwodnienia drogi, należy wodę opadową odprowadzić do specjalnie wybudowanych w tym celu zbiorników. Zbiorniki te, w zależności od konstrukcji, powinny spełnić następujące wymagania:

- zapewnić retencję i oczyszczenie wód opadowych,
- przechwytywać gwałtowne opady.

W szczególnych przypadkach, gdy wymagania ochrony środowiska będą wskazywały na potrzebę oczyszczania wód opadowych z produktów ropopochodnych, zbiorniki na wody opadowe powinny być uzupełnione dodatkowymi urządzeniami oczyszczającymi. Do retencji i czyszczenia wód opadowych można ponadto zastosować [1]:

- rowy trawiaste,
- powierzchnie trawiaste,
- rowy infiltracyjne.

Rowy trawiaste stosuje się, gdy spływ wód opadowych jest nie większy niż 40 l/s oraz gdy wody są w niewielkim stopniu zanieczyszczone. Rowy te powinny spełniać następujące wymagania:

a) pochylenie podłużne dna – 0,2÷0,3%,
b) pochylenie skarp nie większe niż 1:3,
c) pokrycie gęstą trawą wysoko koszoną, odporną na wodę zasoloną,
d) grunt rowu przepuszczalny o współczynniku filtracji większym niż 1,25 cm/h – gdy nie zachodzi niebezpieczeństwo zanieczyszczenia wód gruntowych, tj. przy gruntach nienawodnionych i o głębokim poziomie zalegania wód gruntowych,
e) dno rowu wyposażone w przegrody obsypane kamieniami przeciwdziałającymi wymywaniu gruntu.

Po spełnieniu tych wymagań rowy trawiaste mogą być wykorzystane do odprowadzania wód opadowych do zbiorników przyjmujących gwałtowne opady bez ich oczyszczenia.

Wymienionych wymagań nie muszą spełniać rowy służące tylko do przepływu wód opadowych. Powinny one mieć jedynie większe pochylenie podłużne.

Powierzchnie trawiaste można zastosować, gdy spływ wód opadowych z obiektu inżynierskiego jest nieduży i są one w niewielkim stopniu zanieczyszczone, a teren w pasie drogowym ma odpowiednią powierzchnię, lub gdy istnieje możliwość odprowadzenia wód opadowych na teren sąsiedni. Powierzchnie te powinny spełniać wymagania dotyczące rowów oraz zapewnić równomierne

rozprzestrzenianie wód opadowych. Rozprzestrzenianie wód opadowych uzyskuje się w szczególności za pomocą sztucznych przegród z otworami lub kanałów wypełnionych kamieniami, usytuowanych poprzecznie do pochylenia terenu trawiastego. Wielkość powierzchni trawiastej powinna wynikać z warunku oczyszczenia pełnej objętości wód opadowych z obiektu, przy czasie eksfiltracji równym siedemdziesiąt dwie godziny.

Rowy infiltracyjne można zastosować w przypadku dużego zanieczyszczenia wód opadowych. Powinny być one przewidziane w miejscach występowania gruntu zapewniającego szybkość filtracji nie mniejszą niż 0,7 cm/h i głębokiego zalegania wód gruntowych, co wymaga uprzedniego potwierdzenia poprzez badania gruntu na głębokość 1,5 m poniżej projektowanego dna rowu. Rów ten powinien spełniać następujące wymagania:

a) szerokość w przypadku autostrady –1,0÷2,5 m,
b) grunt rodzimy zastąpiony płukanymi rozdrobnionymi kamieniami lub grubym żwirem o średnicy ziarna 3,15÷6,3 cm,
c) ściany boczne odizolowane od gruntu materiałem zabezpieczającym przed zamuleniem,
d) w górnej części zasypki kamiennej umieszczona przekładka z geowłókniny filtrującej – zabezpieczająca przed zanieczyszczeniem materiał wypełniający rów,
e) dno wypełnione filtrem piaskowym o grubości 15,0÷30,0 cm,
f) od strony napływu wody przewidziane pasmo trawiastego terenu, a po przeciwnej stronie próg przelewowy,
g) wyposażenie w studnię kontrolną w postaci perforowanej pionowej rury z odpowiednim przykryciem.

Wymiary rowu infiltracyjnego powinny zapewnić eksfiltrację pełnej objętości wód opadowych do gruntu w czasie siedemdziesięciu dwóch godzin.

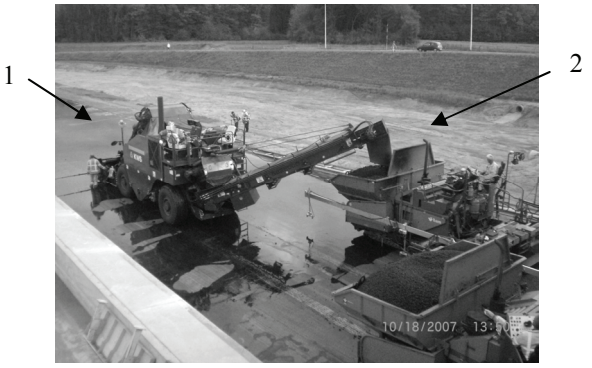
Zbiorniki do przechwytywania gwałtownych opadów powinny być zastosowane w regionach o dużym natężeniu opadów i przy odprowadzeniu opadów z obiektów o dużych powierzchniach. Jeśli warunki topograficzne pozwalają, powinny być usytuowane w miejscach naturalnych zagłębień terenu nawet w oddaleniu od obiektu. Zbiorniki te mogą być wykonywane w zależności od rodzaju podłoża w szczególności jako zbiorniki:

- infiltracyjne,
- retencyjne,
- odparowujące.

Muszą one spełniać wymagania Polskiej Normy.

Właściwe rozpoznanie rodzaju gruntów i poziomu wód gruntowych jest niezbędne przy lokalizacji **zbiorników filtracyjno-odparowujących**. Ich zastosowanie związane jest z odprowadzeniem wody deszczowej z powierzchni jezdni lub w przypadku asfaltów porowatych z jednej z warstw nawierzchni, po której woda jest odprowadzana do zamkniętych, szczelnych rowów lub kanali-

zacji deszczowej. Następnie systemem urządzeń oczyszczających (piaskowniki, separatory) odprowadzana jest już jako produkt oczyszczony do naturalnych zbiorników, tj. rowów melioracyjnych, rzek lub do gruntu, poprzez zbiorniki filtracyjno-odparowujące. Istotnym jest, aby zbiorniki te lokalizowane były w miejscach, gdzie w podłożu pod zbiornikiem nie zalegają grunty nieprzepuszczalne oraz gdzie poziom wód gruntowych nie powoduje napełniania się zbiornika. Niezbędne jest również zabezpieczenie zbiornika przed napływem wód z otaczającego terenu i spoza nawierzchni drogi. Taki stan rzeczy może spowodować konieczność wykonania dodatkowych robót ziemnych w celu wykonania rowów odwadniających wodę napływającą z przyległego terenu. Ze względu na przedstawione okoliczności przyjmuje się, że zbiorniki filtracyjno-odparowujące projektuje się na pojemność co najmniej 50% większą niż wynika to z obliczeń. Przykład takiego zbiornika wybudowanego przy autostradzie o nawierzchni z asfaltu porowatego pokazano na rysunku 2.



Rys. 2. Widok zbiornika do gromadzenia wody spływającej z nawierzchni porowatej, 1 – nawierzchnia porowata, 2 – zbiornik przed napełnieniem (źródło: własne)
Fig. 2. View of the reservoir to the accumulation of water flowing from the porous surface, 1 – the porous surface, 2 – the reservoir before filling (source: own)

Zbiorniki po pełnym zagospodarowaniu (roślinność, ptaki) stanowią element małej architektury danej drogi, wpisujący się pozytywnie w monotonny obraz trasy. Ma to pozytywny wpływ zarówno na zmniejszenie zmęczenia kierowców, jak i zmniejszenie uciążliwości budowli drogowej dla lokalnej przyrody.

Zbiorniki retencyjne znajdują zastosowanie na terenach o bardzo zróżnicowanej intensywności opadów deszczu w różnych przedziałach czasowych. Są połączone z kanałami deszczowymi o dużej średnicy po to, aby w krótkim czasie pomieścić napływające ścieki deszczowe z otaczającej zlewni. Aby zapobiec podtopieniom dróg i lokalnym powodziom, projektowane są zbiorniki retencyjne do miejscowego i chwilowego gromadzenia nadmiaru tych ścieków. Zbiorniki są budowane pojedynczo lub w bateriach. Opróżnianie odbywa się grawitacyjnie poprzez króćce wylotowe lub dodatkowe studnie dławiące wyposażone w regulatory przepływu. Dobór liczby i średnicy zbiorników zależy od geome-

trii zlewni oraz dostępnej powierzchni terenu, w którym zbiornik ma być posadowiony. Zbiorniki retencyjne mogą być również budowane w postaci rurociągu o różnej długości, zlokalizowanego np. pod drogą samochodową. Dobrze wykonane zbiorniki mają zdolność samooczyszczania się. Proces samooczyszczania powoduje, że nie ma potrzeby instalowania dodatkowych urządzeń spłukujących. Gdy pojemność komory retencyjnej zbiornika zostanie przekroczona, nadmiar ścieków zostanie odprowadzony bezpośrednio do odbiornika za pomocą przelewów. Komora wyposażona jest ponadto w część dławiącą, dzięki której opróżniana jest w sposób kontrolowany. Instaluje się również detale uniemożliwiające przedostanie się do komory zanieczyszczeń.

Zasada zrównoważonego rozwoju, a w szczególności kształtowanie i ochrona zasobów wodnych wiąże się z racjonalnym przygotowaniem zakresu robót, uwzględniającym całościowe traktowanie zasobów wód powierzchniowych i podziemnych. Gospodarowanie wodami powinno uwzględniać zasadę wspólnych interesów. Jest ono realizowane poprzez współpracę administracji publicznej, w tym administrację drogową, użytkowników wód i przedstawicieli lokalnych społeczności tak, aby uzyskać maksymalne korzyści społeczne zarówno w zakresie ochrony zasobów, jak również komfortu życia, a sieć dróg ma w tym procesie stanowić miernik rozwoju społecznego i gospodarczego każdego państwa.

Transport i układanie MMA

Krótkotrwałym, bo jedynie podczas układania mieszanek mineralno-asfaltowych, jest problem dostarczania ich na miejsce wbudowania. Transport, jak każdy inny, wprowadza do środowiska zanieczyszczenie hałasem, a przewóz tak specyficznego materiału jak MMA – dodatkowo ograniczenia na drogach przejazdowych i ewentualnie ich zanieczyszczanie. Dlatego zapewnienie właściwego sposobu transportowania MMA oraz jego rozładunek jest istotnym problemem przy planowaniu robót.

Transport mieszanek mineralno-asfaltowych z wytwórni do miejsca wbudowania powinien odbywać się takimi środkami do transportu technologicznego, które zapewnią:

- sprawny i szybki załadunek, przewóz oraz wyładunek MMA,
- możliwość realizacji zamówienia na MMA w trudnych warunkach terenowych,
- ochronę mieszanki przed zanieczyszczeniem i nadmiernym schłodzeniem,
- wykorzystanie wydajności wytwórni i układarki.

Wyboru środków do transportu technologicznego MMA należy dokonać, kierując się następującymi zasadami:

- gdy wbudowanie mieszanki mineralno-asfaltowej odbywa się układarką, do przewozu należy stosować samochody samowyładowcze z wyładunkiem materiału do tyłu,

- przy układaniu MMA na małej szerokości (poszerzenie istniejącej drogi, naprawa kolein) należy stosować małe układarki i jednostki transportowe o mniejszej ładowności,
- przy dużych powierzchniach układania (autostrady, nawierzchnia z łącznicą, place manewrowe w dużych magazynach) należy stosować większe jednostki transportowe.

Ponadto na liczbę jednostek transportowych wpływ ma rodzaj mieszanki i układana warstwa oraz jej grubość. Przy większej grubości zużywa się więcej mieszanki, jednak należy pamiętać, że warstwa wyrównawcza i wiążąca są układane dłużej, a w związku z tym rozładunek jednostek transportowych również jest dłuższy. Na czas przejazdu i na liczbę jednostek transportowych wpływ ma trasa przejazdu, stan dróg dojazdowych na budowę, odpowiednia powierzchnia manewrowania i liczba punktów do zawracania.

Realizacja zapotrzebowania na przewóz mieszanki z wytwórni na budowę uwarunkowana jest wieloma czynnikami, które często wynikają z bieżących sytuacji, takich jak: zakłócenia ruchu na trasie przejazdu, zmiana organizacji robót wynikająca z braku MMA i brak składników do produkcji mieszanki mineralno-asfaltowej, a nawet czasem awaria układarki. Brak składników i MMA może spowodować zamianę wytwórni na inną i w konsekwencji spowodować zmianę trasy przejazdu. Awaria może czasowo wstrzymać dostawy mieszanki na budowę. Wynika z tego, że realizacja zapotrzebowania na przewóz w znacznym stopniu wynikać będzie z prawidłowo przekazywanej informacji i przemyślanych decyzji w ciągu całej zmiany roboczej.

Jednostki transportowe należy tak dobierać, aby czas transportu MMA nie był dłuższy niż dwie godziny, a warunkiem doboru jednostek transportowych jest zachowanie wymaganych właściwości i wymaganej temperatury mieszanki mineralno-asfaltowej przed wbudowaniem.

Przewóz gorącej MMA odbywa się najczęściej w samochodach samowyładowczych lub w naczepach o dużej ładowności. Widok takich jednostek transportowych pokazano na rysunku 3.

a) b)

Rys. 3. Widok jednostek do transportu technologicznego, a) samochód samowyładowczy, b) samochód z naczepa o specjalnym kształcie (źródło: własne)
Fig. 3. View of units to the technological transport; a) the self-dumping car, b) the car with the semitrailer about the special shape (source: own)

Jednym z ważnych dokumentów jest „Zakładowa kontrola produkcji" (ZKP) opisana szczegółowo w wymaganiach technicznych. Dokument ten odnosi się również do transportu MMA. Zgodnie z ZKP transport dotyczy dwóch przypadków:

- gdy producent jest odpowiedzialny za dostawę mieszanki samochodem na budowę,
- gdy wykonawca sam odbiera mieszankę z wytwórni własnym samochodem.

Plan jakości producenta powinien ściśle określić sytuację, w której kończy się jego odpowiedzialność za przemieszczanie, przechowywanie i dostarczanie MMA.

Transport mieszanki z wytwórni na budowę powinien być zorganizowany w taki sposób, aby dostarczony materiał nie uległ segregacji oraz aby wykazywał odpowiednią lepkość, niezbędną podczas zagęszczania. Większość mieszanek mineralno-asfaltowych wymaga odpowiedniego okrycia skrzyni (plandeka lub szczelne pokrywy górnej części skrzyni zamykane mechanicznie z obu stron). Wyziębienie mieszanki w trakcie przewozu może być przyczyną braku możliwości osiągnięcia odpowiedniego współczynnika zagęszczenia w trakcie wbudowywania. Oprócz spadku cech wytrzymałościowych ułożona warstwa charakteryzuje się wówczas znaczną ilością wolnej przestrzeni powodującej obniżenie trwałości, a nawet ubytki nawierzchni przy realizacji robót w okresie późnej jesieni. Ma to szczególne znaczenie przy wbudowywaniu cienkich warstw ścieralnych.

Wielkość obniżenia temperatury MMA podczas transportu uzależniona jest od takich czynników, jak:

- prędkość transportowania i czas przewozu ładunku,
- ilość mieszanki mineralno-asfaltowej w skrzyni (większa masa ładunku zwiększa jego pojemność cieplną i obniża utratę ciepła) i powierzchnia wymiany ciepła przewożonego na skrzyni ładunku,
- budowa skrzyni ładunkowej (skrzynie o podwójnych ściankach wypełnionych powietrzem lub materiałem termoizolacyjnym ograniczają przepływ powietrza na zewnątrz),
- kształt skrzyni ładunkowej (powinien być taki, aby przepływ ciepła w każdym punkcie był w przybliżeniu jednokierunkowy),
- szczelne zamknięcie górnej powierzchni skrzyni samochodu,
- stosowane środki zapobiegające przyklejaniu się mieszanki do burt,
- temperatura powietrza w czasie transportu i układania mieszanki mineralno-asfaltowej.

Prędkość transportowania MMA w samochodach do transportu technologicznego zależy od wybranej trasy przejazdu, natężenia ruchu oraz pory dnia (nocy) przewożenia ładunku. Wybór trasy może być związany z ilością przewożonego ładunku, istniejącymi ograniczeniami nośności obiektów inżynierskich

oraz godziny (czasu) przejazdu z ładunkiem i bez ładunku. Transport MMA w godzinach szczytu przewozowego powoduje zmniejszenie prędkości transportowej, co zwiększa liczbę samochodów do transportu technologicznego, a tym samym zwiększa również ilość spalin emitowanych do atmosfery. Dobrze dobrana trasa eliminuje częściowo to zjawisko.

Szybki rozładunek mieszanki na budowie, bez oczekiwania w kolejce, pozwala na utrzymanie właściwej temperatury mieszanki podczas wyładunku. Wydajność układarek na budowie uzależniona jest jednak od płynnego dostarczania mieszanki i utrzymania stałego kontaktu z wytwórnią lub wytwórniami mieszanki przygotowującymi MMA. Także ilość mieszanki w skrzyni ma wpływ na zmianę temperatury. Przejazd samochodu z częściowym napełnieniem nie jest korzystny z powodu wychładzania mieszanki. Dlatego lepszym rozwiązaniem wydaje się być zastosowanie samochodu o mniejszej ładowności skrzyni. Samochód z mniejszym ładunkiem może również mieć zaplanowaną krótszą trasę ze względu na nośność obiektów inżynierskich znajdujących się na trasie.

Właściwa budowa skrzyni ogranicza w znaczącym stopniu straty ciepła nie tylko wewnątrz ładunku, ale również w części przypowierzchniowej, co umożliwia transport mieszanki na większe odległości. Istotne wówczas staje się zaplanowanie transportu mieszanki za pomocą większych jednostek transportowymi (np. jednostki sześcioosiowe). Skrzynie samochodów zabezpieczone są od góry pokrywami dwuczęściowymi, zamykanymi z obu stron lub są przykrywane plandeką. Podstawowym celem tego zabezpieczenia jest ograniczenie strat ciepła na skutek konwekcji wymuszonej (przepływ wymuszony strumienia powietrza) i w pewnym stopniu konwekcji swobodnej (spowodowanej różnicą gęstości nagrzanych i zimnych cząstek) oraz ograniczenie promieniowania. Przepływ wymuszony – jako najistotniejszy – ogranicza się poprzez zabezpieczenie skrzyni przed napływem powietrza przedostającego się nad przewożoną w skrzyni mieszankę w miejscach nieszczelności pomiędzy przykryciem a krawędzią burty.

W celu zapobiegania przyklejaniu się MMA do ścianek skrzyni stosuje się środki antyadhezyjne. Skrzynię należy do kolejnego załadunku odpowiednio przygotować. Samochód musi zjechać na osobne stanowisko w celu wyczyszczenia i skropienia środkiem antyadhezyjnym dna skrzyni i burt. Pozostałości MMA odspojone z burt w czasie czyszczenia skrzyni wrzuca do specjalnego kontenera. Po wyczyszczeniu burt bardzo dokładnie czyści się tylną dolną krawędź skrzyni pod klapą i też skrapia się ją środkiem zabezpieczającym. Na rysunku 4 przedstawiono stanowisko do czyszczenia skrzyni wraz z kontenerem przeznaczonym do wrzucania mieszanki stanowiącej resztki przyklejone do burt i do dna skrzyni.

a) b)

Rys. 4. Widok stanowiska do czyszczenia skrzyni: a) sprawdzanie krawędzi, b) czyszczenie (źródło: własne)
Fig. 4. View of the position detergent of the box: a) the check of the edge, b) the cleaning (source: own)

W czasie transportu mieszanki ważna jest również temperatura powietrza i pora roku realizowanych robót. Wysoka temperatura powietrza ułatwia transport mieszanki, natomiast niska wymaga lepszych zabezpieczeń skrzyni i ogranicza transport mieszanki na większe odległości. Niska temperatura powoduje również ochłodzenie miejsca układania mieszanki, a tym samym intensyfikuje oddawanie ciepła i powoduje konieczność przyspieszenia całego procesu układania i zagęszczania danej warstwy. W celu ochrony temperatury przewożonej mieszanki mineralno-asfaltowej można zastosować samochody ze skrzyniami podgrzewanymi (ze specjalnym obiegiem spalin w układzie wydechowym).

Liczba jednostek transportowych przeznaczonych do transportowania MMA na budowę jest ściśle uzależniona od zastosowanej technologii robót. Klasycznym rozwiązaniem jest zaplanowanie jednej układarki i współpracujących z nią jednostek transportowych, jest to jednak rozwiązanie nieprawidłowe ze względu ilość emisji spalin oraz czas wykonania robót np. na autostradzie. Powoduje ono wydłużenie czasu robót i kolejkę oczekujących na rozładunek samochodów. Wynika to z faktu, że układarka po wykonaniu jednego przejazdu wraca na początek odcinka, co przy małej prędkości jazdy znacznie wydłuża czas oczekiwania samochodów. Należy zaznaczyć, że w Holandii samochody oczekujące w kolejce nie wyłączają silników w czasie oczekiwania na rozładunek. Ciepły silnik ma mniejszą emisję spalin, a poza tym przemieszczanie się w kolejce powodowałoby kilkakrotne włączanie silnika, co wpływa negatywnie zarówno na sam silnik, jak i na otaczającą przyrodę. Układ z jedną układarką przedstawiono na rysunku 5.

Znacznie lepszym rozwiązaniem jest zastosowanie kilku układarek pracujących równolegle (rys. 6).

Rozwiązanie to eliminuje manewrowanie układarek na początek odcinka i znacznie skraca czas budowy, co ma istotny wpływ na oddziaływanie na otoczenie przyrodnicze budowy.

Rys. 5. Widok jednej układarki z samochodem samowyładowczym (źródło: własne)
Fig. 5. View of one paver with car to self-dumping (source: own)

Rys. 6. Widok zestawów maszyn i środków transportowych (źródło: własne)
Fig. 6. View of sets of machines and transportances (source: own)

Jeszcze lepszym rozwiązaniem jest zastosowanie zbiornika dodatkowego stanowiącego magazyn mieszanki na budowie (rys. 7).

a) b)

Rys. 7. Widok: a) kontenera do rozładunku mieszanki, b) urządzenie schuttle bugge (źródło: własne)
Fig. 7. The view: a) the container to the unloading of the mixture, b) the device schuttle bugge (source: own)

Rozwiązanie z kontenerem pozwala na zniwelowanie kolejki oczekujących samochodów, ponieważ przywożą one mieszankę, rozładowują do tego swoistego magazynu i odjeżdżają. Podobne rozwiązanie stanowi mobilny zbiornik schuttle bugge. Samochody podjeżdżają pod ten zbiornik wyładowują mieszankę i odjeżdżają. Istotne w tych rozwiązaniach jest prawidłowe obliczenie liczby samochodów do transportu technologicznego mieszanki. Gdy roboty wykonywane są w porze nocnej, rozwiązanie to ma duże znaczenie również z powodu hałasu silników samochodów oczekujących na rozładunek. W tym przypadku stoi w kolejce najczęściej tylko jeden samochód.

Pod względem technologii robót najnowszym innowacyjnym rozwiązaniem jest układanie dwóch warstw jednocześnie. Taka technologia powoduje zwiększenie wydajności robót oraz znaczne przyspieszenie czasu realizacji. W efekcie

warstwy są lepiej połączone, a wartością dodaną jest wcześniejsze oddanie do użytku danej drogi [1].

WNIOSKI

1. Przedstawione rozwiązania stanowią przykład poszukiwania w krajach Unii Europejskiej najlepszych technologii z punktu widzenia ochrony przyrody oraz kosztów społecznych budowy dróg. Rozwiązania te mogą być udostępnione na rynku polskim, a istotnym czynnikiem transferu są uczelnie wyższe, które powinny je promować i wskazywać jako najlepsze dla lokalnych społeczności oraz dla mieszkańców Wspólnoty odwiedzających coraz częściej nasz kraj.
2. Transfer przedstawionych technologii dla asfaltu porowatego jest problemem zupełnie nowym, bo zastosowanie materiałów z recyklingu nie jest nawet brane pod uwagę w procedurze przetargowej budowy dróg, co w krajach zachodnich stanowi normę. W Holandii technologia stosowania przy budowie dróg materiałów przetworzonych w procesie recyklingu jest obligatoryjna.
3. Budowa dróg pozwala bez obniżenia jakości produktu końcowego zagospodarować znaczne ilości odpadów pochodzących z istniejących obecnie obiektów budowlanych. W efekcie likwiduje się odpady gromadzone na hałdach oraz pozyskuje nowe powierzchnie do ponownego zagospodarowania.
4. Przedstawione rozwiązania innowacyjne stanowią ogromny dorobek państw Unii Europejskiej, które tak jak Polska otrzymywały pomoc finansową na budowę dróg. Obecnie jest to podstawa do wymiany doświadczeń między firmami polskimi a zachodnimi, a nowa perspektywa finansowa na lata 2014-2020 będzie takie technologie w sposób szczególny promowała w Programie Operacyjnym Infrastruktura i Środowisko.

LITERATURA

[1] Martinek W., Tokarski Z., Chojnacki K., 2012. Organizacja budowy asfaltowych nawierzchni drogowych. PWN Warszawa.
[2] PN-EN 13108-7 Mieszanki mineralno-asfaltowe. Wymagania. Część 7: Asfalt porowaty. PKN 2008.
[3] PN-EN 13108-8 Mieszanki mineralno asfaltowe. Wymagania. część 8: Destrukt asflatowy. PKN 2008.
[4] Wymagania Techniczne WT-1, 2010. Kruszywa do mieszanek mineralno-asfaltowych i powierzchniowych utrwaleń na drogach krajowych. Warszawa.
[5] Wymagania Techniczne WT-2, 2010. Nawierzchnie asfaltowe na drogach krajowych. Warszawa.

THE TRANSFER OF INNOVATIVE PRACTICAL TECHNOLOGIES USING TO THE CONSTRUCTION OF HIGHWAYS AS THE HELPING ELEMENT OF ENVIRONMENTAL PROTECTION

Abstract. In this paper the description of problems consequential from the realization of road surfaces with use of the porous asphalt are included. A base for the elaboration are procedures of this innovative technology definite in local and European standards. On the basis of gained experiences on constructions in Holland, rules of the correct realization of these surfaces and the influence of each acts on polluting of the environment are presented. The transfer of technologies connected with construction and exploitation of ways, checked on western Europe constructions, will permit to reduce negative influence of many factors for environment, which are described in this article.

Keywords: civil engineering, norms, road, recycling, technologies

INNOWACYJNE TECHNOLOGIE W RECYKLINGU MATERIAŁÓW DO BUDOWY DRÓG JAKO ELEMENT POLITYKI ZRÓWNOWAŻONEGO ROZWOJU

Zbigniew Tokarski, Edward Kujawski*

Streszczenie. W pracy zaprezentowano stan prawny dotyczący nowych technologii w recyklingu budowy dróg. Przedstawiono różne technologie pozyskiwania materiałów, stosowane w budowie warstwy ścieralnej nawierzchni drogowej oraz zasady rozwiązań w zakresie innowacyjnych materiałów i procedur produkcyjnych. Końcowym efektem prezentowanego materiału są konkretne wyniki pomiarów, które zostały dokonane na terenie Holandii.

Słowa kluczowe: budownictwo, normy, droga, recykling, technologie

WSTĘP

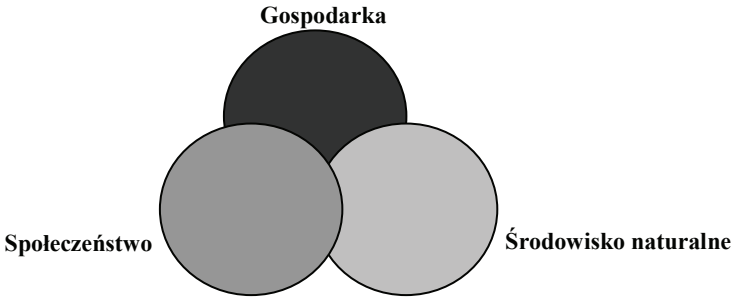
Dzięki przystąpieniu Polski do Unii Europejskiej problematyka dbałości o środowisko naturalne zaczęła się pojawiać w wielu opracowaniach dotyczących działań indywidualnych, społecznych oraz gospodarczych. Od roku 2004 rozpoczął się powolny proces naprawiania polskiego prawa w tym zakresie oraz zmiany mentalności projektantów, inwestorów i użytkowników obiektów budowlanych, w tym również obiektów drogowych. Zaczęto sobie uświadamiać, że o środowisko należy dbać podczas projektowania, budowy i użytkowania dróg. W szczególności dotyczy to dróg najwyższych klas technicznych, które dzielą znaczne obszary środowiska naturalnego na części, przez co utrudniają przemieszczanie się zwierząt i ludzi. Ponadto pojazdy drogowe, których jest coraz więcej, emitują zanieczyszczenia, w tym szczególnie uciążliwy hałas. Świadomość, że dobrze zaprojektowany obiekt może służyć przyrodzie i gospodarce, a zły spowoduje trudności, będące przyczyną zwiększenia zagrożenia bezpieczeństwa zwierząt i ludzi, jest w społeczeństwie polskim coraz większa. Zanieczyszczenie wód i powietrza może w szerszej perspektywie spowodować wyginięcie całych populacji określonych gatunków istot żywych. Przykładem „nowego myślenia" jest ochrona obszarów Natura 2000, gdzie w przypadku przedsięwzięć liniowych (dróg, linii kolejowych) wymagana jest decyzja o środowiskowych uwarunkowaniach całego przedsięwzięcia. Dotyczy to zarówno projektowania samej drogi, jak i jej lokalizacji, na wybór której coraz większy wpływ mają lokalne społeczności ze względu na ewentualne uciążliwości zbudowanego obiektu.

* dr inż. Zbigniew TOKARSKI, prof. dr hab. inż. Edward KUJAWSKI, Wydział Budownictwa i Inżynierii Środowiska UTP, e-mail: zbigniew.tokarski@utp.edu.pl

Innym problemem jest stan dróg istniejących zbudowanych przed przystąpieniem Polski do Wspólnoty. Degradacja sieci drogowej wynikająca z braku środków na utrzymanie dróg oraz zła polityka związana z zarządzaniem siecią drogową doprowadziły do tego, że Polska stała się drogowym „korkiem Europy", co w roku 2006 zostało potwierdzone w dokumentach Naczelnej Izby Kontroli. Zmiana stanu prawnego oraz szerokie działania organów państwa odpowiedzialnych za środowisko naturalne stały się więc koniecznością. Jako istotne uzupełnienie tej problematyki pojawiło się nowe pojęcie tzn. **zrównoważony rozwój**. Pojęcie to należy rozumieć jako rozwój trwały, samopodtrzymujący się, a więc taki, w procesie którego zaspokajanie bieżących potrzeb społeczności nie przynosi uszczerbku dla możliwości rozwoju przyszłych pokoleń. Zrównoważony rozwój powinien uwzględniać następujące zasady:

- wykorzystanie lokalnych (regionalnych) zasobów,
- wykorzystanie w pierwszym rzędzie zasobów odtwarzalnych,
- poszukiwanie i wybieranie rozwiązań, które nie niszczą środowiska naturalnego,
- uwzględnianie ochrony i racjonalnego wykorzystania dziedzictwa kulturowo-przyrodniczego,
- uznanie za podstawę decyzji więzi społecznych oraz warunków społecznych i gospodarczych,
- ścisłe sprzężenie struktur władzy społecznej z organizacjami gospodarczymi i pozarządowymi,
- wspieranie drobnych firm nieformalnego sektora gospodarczego,
- uwzględnianie szerokich kontaktów systemów lokalnych, które opierają się na wzajemnej kooperacji z odległymi rynkami zewnętrznymi.

Obszary strategiczne zrównoważonego rozwoju przedstawiono na rysunku 1. W tabeli 1 wymieniono filary zrównoważonego rozwoju zgodne z podaną strategią.



Rys. 1. Schemat zrównoważonego rozwoju (źródło: własne)
Fig. 1. Schema of sedate development (source: own)

Tabela 1. Koncepcja zrównoważonego rozwoju (źródło: własne)
Table 1. Idea of the sedate development (source: own)

Filary zrównoważonego rozwoju				
	ekonomiczne	społeczne		środowiskowe
	rynek	miejsce pracy	społeczność	środowisko
Grupa kluczowych partnerów	Klienci/konsumenci Kontrahenci/dostawcy i partnerzy Inwestorzy Sektor publiczny	Pracownicy Związki zawodowe Pracodawcy Społeczność lokalna Organizacje przedsiębiorców Władze publiczne	Władze publiczne Organizacje pozarządowe (organizacje lokalnych pracodawców, szpitale, szkoły, organizacje społeczne)	Naturalne środowisko Rzecznicy środowiska: organizacje pozarządowe społeczność lokalna obywatele/konsumenci pracownicy władze publiczne
Zagadnienia	Odpowiedzialne zarządzanie łańcuchem dostaw Jakość Innowacja Bezpieczeństwo produktu Właściwa cena Satysfakcja klienta i oczekiwania klienta Etyczna reklama	Zróżnicowanie miejsca pracy Równe szanse Zachowana równowaga Zdrowie i bezpieczeństwo Szkolenia i rozwój Satysfakcja Płace i świadczenia Tworzenie miejsc pracy Prawo pracy	Integracja społeczna Opieka medyczna Edukacja Jakość życia Regeneracja ekonomiczna i rozwój Lokalna infrastruktura Bezpieczeństwo	Istotne dla określenia: 1. wykorzystanie zasobów: materiały, zużycie wody 2. odpady: składowisko; teren, zanieczyszczenie gleby, woda gruntowa 3. zanieczyszczenie: powietrza, wody, gleby (ekosystem), zmniejszenie różnorodności biologicznej
Instrumenty	Etykieta produktu Karta klienta Marketing (w szczególności marketing zaangażowany społecznie) Komunikacja zewnętrzna Standardy (np. ISO 9000, znaczki akcji społecznych) Systemy zarządzania jakością	Elastyczne godziny pracy Udział w procesie decyzyjnym Współpraca ze związkami zawodowymi Programy praktyk Partnerstwo z siecią zewnętrzną Standardy	Darowizny a) pieniężne b) w naturze Usługi bezpłatne Pożyczanie zasobów firmy Udział określenie/ /wolontariat Udział pracodawcy (pojedyncze akcje, partnerstwo publiczne i prywatne, akcje komercyjne/ sponsoring)	Przewidywanie nowych przepisów Systemy zarządzania określenie Projekt dla środowiska Ocena cyklu życia Ekologiczne etykiety Deklaracje o wpływie produktu na środowisko Czysty produkt Badanie i rozwój Planowanie przestrzenne Plan transportu Dobrowolne umowy

W ujęciu szczegółowym można stwierdzić, że zrównoważony rozwój ma następujące aspekty:

1) biologiczno-przyrodniczy:
   - postępujące rozwijanie i różnicowanie się organizmu,
   - rosnąca zdolność do reagowania na zmiany w otoczeniu,
   - rosnąca spójność,
   - powstawanie wewnętrznych mechanizmów integrujących;
2) społeczno-ekonomiczny:
   - przemiany jakościowe w życiu społecznym,
   - zmiany głębokie, istotne dla sfery gospodarczej, kulturowej oraz politycznej;

3) regionalny lub lokalny:
   - rozwój zidentyfikowany terytorialnie pewnej wspólnoty na poziomie lokalnym,
   - rozwój zbiorowości na poziomie regionalnym.

EUROPEJSKA POLITYKA TRANSPORTOWA

Przesłanki tworzenia europejskiej polityki transportowej (EPT) można podzielić następująco:

1. Integracja krajów członkowskich Unii.
2. Znaczenie gospodarcze transportu.
3. Znaczenie transportu dla jakości życia społeczeństw.
4. Oddziaływanie transportu na środowisko naturalne.

Integracja krajów członkowskich UE wymaga efektywnego utworzenia wspólnej przestrzeni gospodarczej o łatwej dostępności, w celu swobodnego przepływu kapitału, dóbr, usług i osób zgodnie z celami Wspólnoty. Infrastruktura transportowa kreuje możliwości rozwojowe, przesądzając o dostępności poszczególnych regionów oraz podwyższając spójność kontynentu. Integracja europejska przewiduje równomierność rozwoju, szczególnie w regionach uboższych, do których należy Polska, jako stymulatora ich rozwoju.

Znaczenie gospodarcze transportu dotyczy m.in. wydatków na transport. W Polsce przykładem mogą być wydatki związane z mistrzostwami piłkarskimi „EURO 2012" i budową znacznej ilości sieci drogowej ułatwiającej przemieszczanie się obywateli różnych krajów Europy na terenie Polski. W kosztach tych należy również uwzględnić nowe miejsca pracy w firmach drogowych i zakup nowych maszyn oraz środków transportowych do budowy dróg.

Transport jako podstawowy element systemu logistycznego jest uniwersalnym i niezbędnym kooperantem wszystkich procesów wytwarzania i obrotu gospodarczego. Jest również czynnikiem lokalizacji produkcji oraz kształtowania sieci osiedleńczej. Transport istotnie oddziałuje na koszty produkcji i koszty logistyczne, a tym samym na zdolność konkurencyjną gospodarki unijnej.

Z jakością życia wiąże się m.in. mobilność społeczeństw i podejmowanie podróży na coraz większe odległości. Skracanie czasu podróży, zwiększenie bezpieczeństwa i ograniczenie ryzyka podróżowania oraz wygoda podróżowania są najważniejszymi elementami zmniejszenia wysiłku związanego z czasem spędzonym w podróży.

Oddziaływanie transportu na środowisko naturalne jest coraz bardziej uświadamiane społecznie oraz wyceniane finansowo. Transport zajmuje przestrzeń, ingeruje w krajobraz, florę i faunę, generuje hałas oraz zanieczyszczenia powietrza, wody i gleby. Polityka transportowa w tym zakresie polega na oddziaływaniu na lokalizację działalności transportowej, na technologie transportu, zwłaszcza preferowanie gałęzi transportu i technologii przyjaznych środowisku.

Mając na uwadze powyższe przesłanki, wypracowano ideę przekształconą w koncepcję polityczną zrównoważonego rozwoju transportu, polegającą na rozwoju transportu odpowiadającym zmianom popytu, zharmonizowanym z potrzebami społeczeństwa i racjonalnie wykorzystującym zasoby naturalne.

STAN PRAWNY W ZAKRESIE TRANSPORTU

Europejska polityka transportowa jest jednym z priorytetowych obszarów gospodarczo-społecznych i należy do największych beneficjentów europejskich środków finansowych. Rozwój polityki transportowej ewoluował w kierunku zwiększenia efektywności, spójności, sprawiedliwych cen, konkurencyjności oraz zrównoważonego rozwoju gospodarki. Unia Europejska ogłosiła w formie oficjalnych opracowań następujące dokumenty:

1. Zielona księga „Ku sprawiedliwemu i efektywnemu stanowieniu cen transporcie" –1995 rok.
2. Biała księga „Sprawiedliwe opłaty za użytkowanie infrastruktury" –1998 rok.
3. Biała księga „Europejska polityka transportowa 2010: czas na decyzje" – 2001.

Powyższe dokumenty stanowiły podstawę do przygotowania i przyjmowania dyrektyw i rozporządzeń regulujących funkcjonowanie i rozwój europejskiego transportu.

Wdrażanie norm europejskich w budownictwie drogowym w Polsce

Wdrożenie 80% norm europejskich było jednym z warunków przyjęcia Polski do Unii Europejskiej. Dotyczy to norm zharmonizowanych, opracowywanych i ustanawianych przez europejskie instytucje normalizacyjne. Dla drogownictwa najważniejsze są normy opracowywane przez Europejski Komitet Normalizacyjny (CEN). Prace normalizacyjne CEN prowadzone są w specjalistycznych Komitetach Technicznych (TC). Z ważniejszych Komitetów Technicznych, których prace są ściśle związane z budownictwem drogowym, należy wymienić:

1. Komitet Techniczny TC 154-Kruszywa i wypełniacze.
2. Komitet Techniczny TC 226-Wyposażenie dróg.
3. Komitet Techniczny TC 227-Materiały drogowe.
4. Komitet Techniczny TC 246-Kamień naturalny.
5. Komitet Techniczny TC 336-Lepiszcza asfaltowe.

Komitety Techniczne podzielone są na Grupy Robocze (WG). Dla TC 227 podział na grupy robocze jest następujący:

1. WG 1-Mieszanki mineralno-asfaltowe na gorąco.
2. WG 2-Powierzchniowe utrwalenia i cienkie warstwy na zimno.
3. WG 3-Materiały do nawierzchni betonowych wraz z wypełnieniem i zalewami spoin.
4. WG 4-Mieszanki związane spoiwami hydraulicznymi i niezwiązane.
5. WG 5-Cechy powierzchniowe nawierzchni.

Komitety Techniczne, zwłaszcza TC 154, TC 227 i TC 336, opracowują normy o podstawowym znaczeniu dla budownictwa drogowego (lepiszcza, kruszywa, wypełniacze).

Dla mieszanek mineralno-asfaltowych przygotowano w WG 1 osiem podstawowych norm na wyroby. Są to normy:

1. EN 13 108-1 beton asfaltowy.
2. EN 13 108-2 mieszanki mineralno-asfaltowe do bardzo cienkich warstw.
3. EN 13 108-3 miękkie mieszanki mineralno-asfaltowe.
4. EN 13 108-4 mieszanki HRA.
5. EN 13 108-5 mieszanki SMA.
6. EN 13 108-6 asfalt lany.
7. EN 13 108-7 asfalt drenażowy.
8. EN 13 108-8 mieszanki z rozbiórki warstw nawierzchni asfaltowych.

Uzupełnieniem są dwie normy dotyczące zapewnienia jakości produkcji mieszanek mineralno-asfaltowych, tj. norma EN 13 108-20 i norma EN 13 108-21.

Niezależnie od wymienionych norm EN opracowanych przez TC 227, bardzo istotne dla budownictwa drogowego są normy dotyczące kruszyw, którymi zajmuje się Komitet Techniczny CEN TC 154. Europejska norma 13043:2002 – Kruszywa do mieszanek mineralno-asfaltowych i powierzchniowych utrwaleń stosowanych na drogach i innych powierzchniach przeznaczonych dla ruchu odwołuje się do dyrektywy UE 89/106 Rady Wspólnot Europejskich z 1989 roku. W jednym z tzw. Wymagań Podstawowych dyrektywa stanowi, że należy tak projektować, aby utrzymywać na niskim poziomie ilość energii wymaganą do użytkowania obiektu, z uwzględnieniem warunków klimatycznych, lokalizacji i potrzeb użytkowników. Rozwijając sens tej dyrektywy, można stwierdzić, że obiekt budowlany należy traktować jako swego rodzaju dzierżawę środowiska naturalnego i jego zasobów, a projektowanie powinno dotyczyć obiektu „zagregowanego", rozumianego jako sumę nakładów np. energii na jego wzniesienie, eksploatację i rozbiórkę. Dotyczy to również wytworzenia materiałów budowlanych, ich transportu i wbudowania, rozbiórki i utylizacji lub zagospodarowania, np. poprzez ponowne wbudowanie materiałów przetworzonych w procesie recyklingu. Tak rozumiana ochrona zasobów naturalnych i zastosowanie najlepszych, dostępnych technologii stanowi podstawę do wprowadzenia jednego z najważniejszych priorytetów Wspólnoty, tj. innowacyjności opisanej szczegółowo w dalszej części.

W szerszym znaczeniu jest to energochłonność wytworzenia materiałów budowlanych, ich transportu, wbudowania oraz rozbiórki i utylizacji. W aspekcie energii należy problem rozpatrywać jako pozyskanie energii z krajowych surowców energetycznych, w tym również lokalnych, ale także zastosowanie alternatywnych odnawialnych źródeł energii. Istnieją już w Europie projekty nawierzchni podgrzewanych w okresie zimowym instalacjami zasilanymi w energią słoneczną. Nie bez znaczenia jest też wytwarzanie takich produktów, jak mieszanka mineralno-asfaltowa i mieszanki kruszynowe, na których pro-

dukcję można zużywać paliwa alternatywne: biogaz, paliwa pochodzenia roślinnego i inne. Ma to na celu ograniczenie zużycia energii, co jest tym bardziej istotne, że najnowsze technologie ukierunkowane są na układanie poszczególnych warstw nawierzchni w niższej temperaturze, to znaczy na ciepło, gdzie następuje obniżenie temperatury nawet o 40^{o}C. Niższa temperatura produkcji mieszanki mineralno-asfaltowej i niższa temperatura układania w istotny sposób wpływają na zagregowany proces oceny zużycia energii na wytworzenie określonej produkcji budowlanej, w tym przypadku odcinka nowej drogi.

Głównym zadaniem jest jednak zagospodarowanie znacznej ilości odpadów budowlanych zalegających na hałdach i zajmujących znaczne obszary mogące służyć do zagospodarowania w celach rekreacyjnych czy do stworzenia obszarów przyrodniczych. Jest to szczególnie ważne w sytuacji, gdy wiele projektów realizuje się w Polsce przy dużym wsparciu finansowym Unii Europejskiej, a to wymusza stosowanie technologii zgodnych z wymogami ochrony środowiska, a więc i tych, które umożliwiają zagospodarowanie ogromnych ilości materiałów pozyskiwanych w procesie recyklingu.

Destrukt i granulat asfaltowy

Innowacyjność produktowa jest w polskich dokumentach określona w Programie Operacyjnym Innowacyjna Gospodarka. W odniesieniu do budownictwa drogowego innowacyjność jest również **procesowa**, bowiem odnosi się do zupełnie nowych określeń, takich jak **destrukt**. Pozyskiwanie materiałów odpadowych do produkcji kruszyw stanowi zupełnie nowe ujęcie problemu w polskich normach. Przykładem jest norma PN-EN 13108 część 8, w której destrukt określono jako mieszankę mineralno-asfaltową, uzyskaną w wyniku frezowania warstw asfaltowych, rozkruszenia płyt wyciętych z nawierzchni asfaltowej, brył uzyskanych z płyt oraz z mieszanki mineralno-asfaltowej odrzuconej lub będącej nadwyżką produkcji [3].

Uzupełnieniem tych definicji jest nowe pojęcie tzw. **granulat asfaltowy**, który zgodnie z normą można rozumieć jako określoną ilość materiału do użycia jako materiał składowy do produkcji mieszanek mineralno-asfaltowych na gorąco.

System BAT

Wprowadzanie polskich aktów prawnych dotyczących gospodarki odpadami rozpoczęto od ustawy „o odpadach". Wprowadziła ona obowiązek opracowywania na szczeblu krajowym, wojewódzkim, powiatowym i gminnym, planów gospodarki odpadami, w tym również odpadów z sektora budownictwa. Krajowy plan gospodarki odpadami stał się podstawą do opracowywania programów wojewódzkich i do poszukiwania rozwiązań optymalnych, których istotą było opracowanie podstaw organizacyjnych badań, produkcji i zastosowania surowców wtórnych, z wykorzystaniem rozwiązań już istniejących, zgodnie z tzw. systemem BAT (ang. *Best Available Technologies*). System ten wprowadza zasadę stosowania najlepszych dostępnych technologii przy jedno-

czesnym ograniczaniu zanieczyszczenia środowiska poprzez unikanie tworzenia odpadów i efektywne wykorzystanie energii w procesach produkcyjnych. Na podstawie tych dokumentów jednostki terytorialne zostały zobowiązane do sukcesywnego zwiększania udziału recyklingu w procesach produkcyjnych i inspirowania do powstawania nowych zakładów, zajmujących się przetwarzaniem surowców nadających się do wtórnego wykorzystania. Zagospodarowanie odpadów budowlanych przewidziano do:

- wykorzystania jako substytut kruszywa,
- wbudowania w nasypy i podbudowy drogowe,
- wzmacniania gruntów,
- wykonywania drenujących warstw wyrównawczych,
- rekultywacji terenów.

TECHNOLOGIA POZYSKIWANIA MATERIAŁÓW JAKO INNOWACYJNOŚĆ PROCESOWA I PRODUKTOWA

Przez **innowację** rozumie się wprowadzenie do praktyki w przedsiębiorstwie nowego lub znacząco ulepszonego rozwiązania w odniesieniu do produktu (towaru lub usługi), procesu, marketingu lub organizacji. Istotą innowacji jest wdrożenie nowości do praktyki. Wdrożenie nowego produktu polega na zaoferowaniu go na rynku. Ulepszenie może dotyczyć charakterystyk technicznych, komponentów, materiałów oraz innych cech funkcjonalnych. **Innowacja procesowa** oznacza wprowadzenie do praktyki w przedsiębiorstwie nowych lub znacząco ulepszonych metod produkcji lub dostaw. Wdrożenie nowego procesu polega na ich zastosowaniu w bieżącym funkcjonowaniu przedsiębiorstwa.

Przedsiębiorstwo innowacyjne to takie, w którym w przyjętym okresie obserwacji, np. w ostatnich trzech latach, dokonano innowacji, czyli wprowadzono pewną nowość do praktyki w odniesieniu do produktu (towaru lub usługi).

Prawidłowe działanie innowacyjne dotyczące produktu może prowadzić do **innowacyjności organizacyjnej**, którą należy rozumieć jako nową metodę organizacji działalności nowych miejsc pracy lub nowych relacji zewnętrznych. W tym przypadku będzie to wykorzystanie doświadczeń firm zachodnich (np. holenderskich w zakresie wprowadzania na rynek mieszanek kruszynowych pozyskiwanych w procesie recyklingu). W odniesieniu do dokumentów aplikacyjnych może to być wykorzystanie polskich i holenderskich wymagań technicznych typu WT.

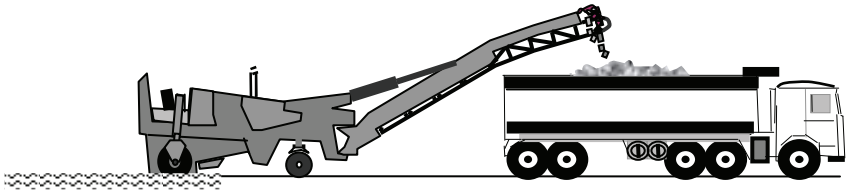
Maszyny do recyklingu nawierzchni

Maszyny stosowane do recyklingu można klasyfikować w zależności od miejsca wykonywania procesów. Na budowie projektuje się roboty przygotowawcze, w których można zastosować maszyny do robót ziemnych oraz frezarki i płyty kruszące (gilotyny). Maszyny do robót ziemnych mają często dodatkowe wyposażenie robocze, np. młot do kruszenia nawierzchni jako wyposaże-

nie koparki, dodatkowe wyposażenie spycharek do odspajania gruntów spoistych i nawierzchni niskich klas, wywrotki do transportowania odspojonego materiału. Jeżeli nawierzchnia ma znaczną grubość i maszynami do robót ziemnych nie można dokonać rozbiórki, to stosuje się kruszenie poprzez łamanie pionową płytą w prowadnicach, zrzucaną z wysokości. Zarówno materiał frezowany, jak i łamany, poddawane są dalszej obróbce technologicznej w procesie przygotowania tego materiału do wykonania nowej mieszanki mineralno-asfaltowej. Proces ten polega na ustawieniu w pobliżu miejsca rozbiórki drogi poligonowego zestawu maszyn do jedno- lub dwustopniowego kruszenia materiału łamanego.

Frezarki

Organizacja ruchu drogowego oraz robót na budowie w istotny sposób wpływają na planowanie robót z zastosowaniem frezarek. Bardzo ważne jest również natężenie ruchu na remontowanej, przebudowywanej lub odnawianej drodze. Brak możliwości całkowitego zamknięcia drogi dla ruchu na czas robót oraz krótki czas realizacji wyznaczony przez zamawiającego roboty powodują, że konieczne jest przygotowanie kilku wariantów wykonania robót we właściwej porze dnia lub nocy. Najprostszy wariant polega na frezowaniu i jednoczesnym załadunku materiału frezowanego na samochody samowyładowcze, przewożące destrukt (granulat asfaltowy) do wytwórni MMA lub na składowisko. Bardziej skomplikowane rozwiązania, ze względu na właściwą organizację robót, wymagają ustalenia wydajności frezarek i układarek oraz określenia odpowiedniego przedziału czasu, w którym frezarki będą rozpoczynały frezowanie. Dla właściwej organizacji robót istotne jest ustalenie czasu rozpoczęcia pracy frezarek i układarek [1]. Przykład podstawowego zestawu do frezowania nawierzchni przedstawia rysunek 2.



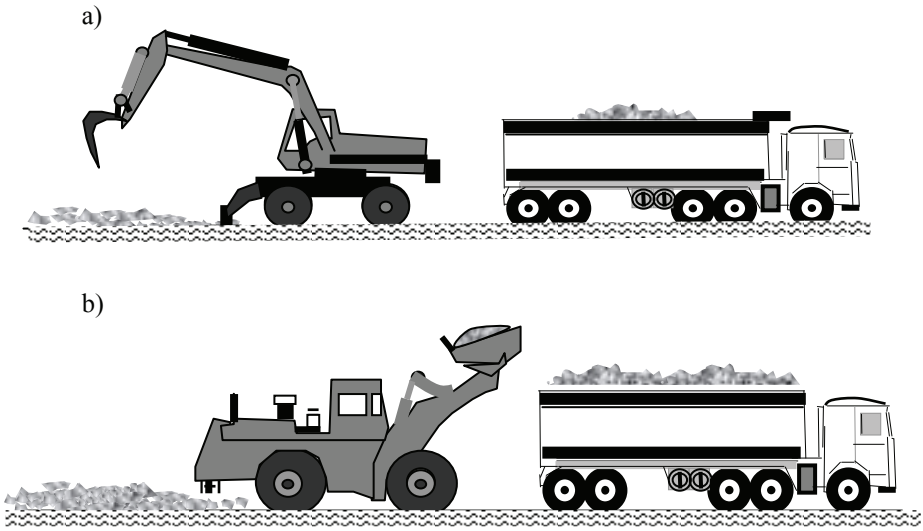
Rys. 2. Schemat maszyn do frezowania i załadunku granulatu na samochody (źródło: własne)
Fig. 2. Schema of machines to milling and the loading granulate on cars (source: own)

Koparki i ładowarki

Koparki i ładowarki stanowią wyposażenie przy różnych robotach budowlanych. Można je również zastosować do rozbiórki dróg. Na rysunku 3 przedstawiono zestawy maszyn do robót rozbiórkowych nawierzchni drogi.

Cechą charakterystyczną przetwarzania destruktu ze starych nawierzchni jest miejsce pozyskania i kruszenia tych materiałów. Przy zastosowaniu frezowania i załadunku materiału bezpośrednio na samochody, podstawowy zestaw

składa się z frezarki i odpowiednio dobranej liczby samochodów. Jeżeli frezarek pracuje więcej i pracują na całej szerokości drogi, to roboty przebiegają szybciej, co ma szczególne znaczenie przy zamykaniu autostrady tylko na bardzo krótki czas, np. w okresie weekendu. Pozyskany z frezowania materiał nadaje się bezpośrednio do produkcji MMA i często końcowym elementem przetwarzania jest dodanie go do mieszanki produkowanej na tą samą budowę. Materiał z frezarki może być składowany na hałdach (na odkład) i wówczas załadunek może odbyć się w czasie późniejszym (rys. 3).

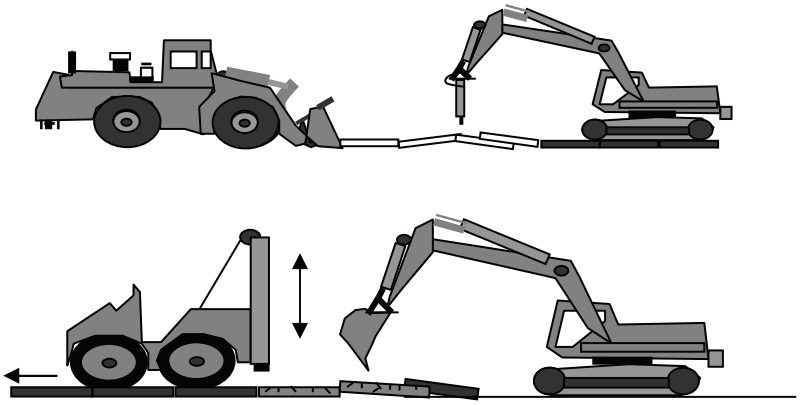


Rys. 3. Schematy zestawów maszyn a) załadunek koparką po frezowaniu na odkład, b) załadunek ładowarką po frezowaniu na odkład (źródło: własne)
Fig. 3. Schema of machines sets a) loading with the excavator after milling on the layer, b) loading with the loader after milling on the layer (source: own)

Na rysunku 4 zaprezentowano schematy maszyn do pozyskiwania materiału w postaci łamanych płyt oraz brył. Materiał ten można również załadować na samochody w późniejszym terminie ładowarką lub koparką.

a)

b)



Rys. 4. Schematy zestawów maszyn do kruszenia płyt i brył: a) młot, b) gilotyna (źródło: własne)
Fig. 4. Schema of machines sets to breaking into fragments plates and blocks: a) the hammer, b) the guillotine (source: own)

ORGANIZACJA PUNKTÓW DEPONOWANIA I PRZETWARZANIA MATERIAŁÓW NA PRZYKŁADZIE WYTWÓRNI HOLENDERSKICH

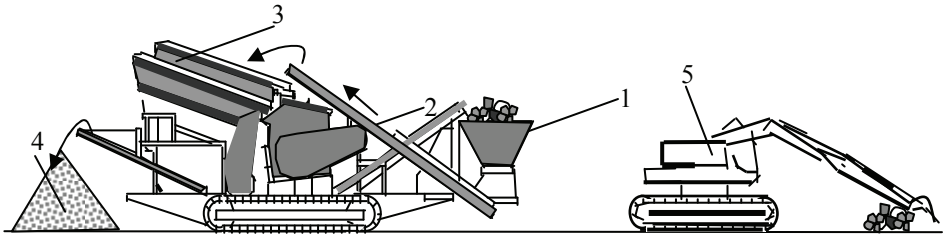
Pozyskiwanie materiałów do budowy dróg odbywa się najczęściej w profesjonalnych kamieniołomach, jednak w krajach takich jak Holandia, gdzie brakuje surowców naturalnych, wykorzystuje się również materiały przetworzone w różnych wytwórniach kruszyw. Wyróżnia się trzy rodzaje zakładów produkujących kruszywo z destruktu:

- stacjonarne wytwórnie kruszywa,
- punkty deponowania różnych materiałów stanowiących destrukt budowlany oraz końcówkę produkcji mieszanki mineralno-asfaltowej na daną budowę,
- poligonowe wytwórnie kruszywa.

W wytwórniach stacjonarnych w Holandii produkuje się kruszywa budowlanego, ale jednocześnie gromadzi wszystkie możliwe materiały odpadowe: beton cementowy z filarów mostów, płotów i fragmentów obiektów budowlanych, odpadów komunalnych, nawet takich jak liście, produkty drewniane wyposażenia mieszkań, papier, szkło. Nie są one innowacyjne po względem zastosowanych technologii kruszenia, jednak jako punkty gromadzenia odpadów stanowią istotny dla danego obszaru teren oddziaływania na ludzi i zwierzęta. Dotyczy to w szczególności emisji zanieczyszczeń powietrza, kurzu i zagrożeń dla wody gruntowej.

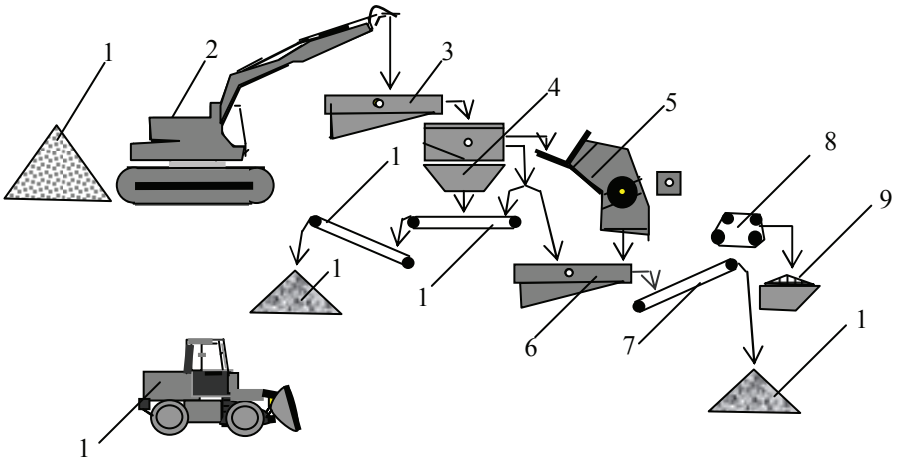
Punkty deponowania

Istotnym rozwiązaniem innowacyjnym dla pozyskiwania kruszywa do budowy dróg są punkty deponowania materiałów budowlanych. Okres gromadzenia tych odpadów jest różny w zależności od pory roku i warunków atmosferycznych. Dostarczane przez obywateli i firmy materiały są segregowane i po zgromadzeniu wystarczającej ilości surowców zamawiany jest mobilny zestaw kruszący o wydajności około 100 Mg/h, który produkuje kruszywo w systemie jedno- lub dwustopniowym. Wyposażenie takiego zestawu do kruszenia pokazano na rysunku 5.



Rys. 5. Schemat poligonowego zestawu kruszącego: 1 – zasobnik kruszywa, 2 – kruszarka, 3 – sortownik, 4 – wyprodukowane kruszywo, 5 – koparka (destrukt), (źródło: własne)
Fig. 5. Schema of set breaking into fragments: 1 − the container of the aggregate, 2 − the impactor, 3 − the sorter, 4 − the made aggregate, 5 − the excavator (source: own)

Usytuowanie punktów deponowania i przetwarzania wiąże się z proporcjonalnie małym terenem w porównaniu z wytwórniami stacjonarnymi, a ich cechą charakterystyczną jest stała rotacja materiału. Materiał jest przyjmowany do kruszenia, a jednocześnie jest sprzedawany odbiorcom, zgłaszającym się przeważnie z własnym transportem. Bardzo ważne jest oddzielenie na osobnym stanowisku materiału zawierającego metal oraz zmniejszenie objętości gruzu łamanego gilotyną. Zmniejszenie objętości odbywa się przez podniesienie kawałka materiału na wysokość kilku metrów w łyżce ładowarki i grawitacyjne zrzucanie na metalową głowicę o dużej twardości. To wstępne pokruszenie ma na celu przyspieszenie procesu rozdrabniania po ustawieniu poligonowego zestawu do kruszenia. Podstawowy mobilny zestaw kruszący składa się z pojemnika na materiał oraz kruszarki i sit. Dodatkowo do kruszenia materiału o większych wymiarach można zastosować koparkę wyposażoną w młot lub szczęki hydrauliczne. Schemat linii do kruszenia przedstawiono na rysunku 6.



Rys. 6. Schemat linii produkcyjnej do kruszenia gruzu: 1 – gruz asfaltowy, 2 – koparka, 3 – zasobnik, 4 – sortownik do wstępnego sortowania, 5 – kruszarka, 6 – zasobnik, 7 – przenośnik, 8 – elektromagnes, 9 – pojemnik, 10 – produkt końcowy, 11– przenośnik, 12 – przenośnik, 13 – piasek, 14 – ładowarka (kierunek przemieszczania materiału zaznaczono strzałkami), (źródło: własne)
Fig. 6. Schema of the production line to breaking into fragments of the rubble: 1 − the asphalt-rubble 2 − the excavator, 3 − the container, 4 − the sorter to the initial classification, 5 − the impactor, 6 − the container, 7 − the conveyor, 8 − the electromagnet, 9 − the container, 10 − the final product, 11 − the conveyor, 12 − the conveyor, 13 − sand, 14 − the loader (the direction of the displacement of material is marked with pointers) (source: own)

Jeżeli materiał jest silnie zanieczyszczony gruntem lub humusem, to dodatkowo należy zastosować przesiewacze z zestawem przenośników taśmowych. Pierwszy stopień kruszenia wykonuje kruszarka do kruszenia grubszego materiału. Materiał do zasobnika pierwszej kruszarki ładuje koparka. Rozdrobniony materiał jest transportowany przenośnikiem taśmowym do zasobnika drugiej kruszarki, która rozdrabnia ten materiał, sortuje na przesiewaczach i przemieszcza właściwą frakcję na hałdę lub transportuje nadziarno przenośnikiem powrotnym do ponownego kruszenia w drugiej kruszarce. Istotą tego rozwiązania jest odpowiednie dozowanie materiału do kruszenia w drugiej kruszarce, do której podawane jest kruszywo z kruszarki pierwszej oraz z przesiewacza jako kruszywo do ponownego kruszenia.

Punkty deponowania wyznacza się również doraźnie wzdłuż frezowanej nawierzchni. Hałdy frezowanego materiału są czasowo gromadzone i w późniejszym czasie jako ładunki powrotne dostarczane do wytwórni mieszanki mineralno-asfaltowej. Taka sytuacja jest najczęściej spowodowana zbyt dużą odległością transportowania tego materiału, z powodu braku miejsca w wytwórni MMA lub z braku zapotrzebowania na materiał o bardzo niskiej jakości.

Poligonowe wytwórnie kruszywa

Poligonowy zestaw kruszący ma również zastosowanie w poligonowych wytwórniach kruszyw. W przeciwieństwie do punktu deponowania zestaw ten znajduje się przy drodze przeznaczonej do rozbiórki. Najczęściej wyposażony jest w następujące maszyny i urządzenia:

- mobilna kruszarka szczękowa z przesiewaczem (pierwszy stopień kruszenia).
- mobilna kruszarka walcowa z przesiewaczem (drugi stopień kruszenia)
- koparka podsiębierna napełniająca kosz kruszarki szczękowej,
- ładowarka mniejsza (łyżka 2,5 m^3 do transportowania materiału zbrylonego pod koparkę),
- ładowarka większa (łyżka 3,5 m^3 do załadunku przekruszonego materiału na hałdę lub na samochody przewożące wyprodukowany granulat do wytwórni MMA).

Wydajność zestawu uzależniona jest od produkowanej frakcji. Dla frakcji 0/32 wydajność takiego zestawu wynosi około 1000 Mg/zmianę. Ze względu na brak miejsca do gromadzenia przekruszonego materiału niezbędny jest jego przewóz do wytwórni mieszanki mineralno-asfaltowej na hałdy przygotowane zgodnie z produkowaną frakcją. Materiał ten jest następnie opisany i wykorzystany do produkcji MMA „na gorąco" zgodnie z ustaloną frakcją. Jeżeli w wytwórni MMA nie ma miejsca, wyznacza się doraźnie miejsce gromadzenia granulatu w najbliższej okolicy tej wytwórni.

Lokalizacja poligonowej wytwórni kruszywa jest najczęściej wybierana w dogodnym miejscu dla jednostek transportowych dostarczających materiał z rozbieranej drogi. Jednak ze względu na uciążliwość produkcji (hałas, kurz, niszczenie lokalnych dróg przez samochody do transportu technologicznego) niezbędna jest wcześniejsza konsultacja z mieszkańcami. Często przygotowuje się też punkty informacyjne dla mieszkańców z animacją procesu produkcyjnego i eliminacją potencjalnych zagrożeń. Pozwolenia na produkcję kruszywa w poligonowych wytwórniach wydaje się tylko na określony czas.

ZASTOSOWANIE MATERIAŁÓW Z RECYKLINGU W POLSCE

Podstawowymi dokumentami dopuszczającymi stosowanie destruktu i granulatu asfaltowego w Polsce są wymagania techniczne WT-1 i WT-2. Uzupełnieniem jest norma PN-EN 13043, która definiuje właściwości geometryczne, fizyczne, mechaniczne i chemiczne kruszyw oraz podaje kategorie wymagań służące do oceny jego jakości. Norma ta nie określa wymagań dotyczących kruszywa do konkretnych zastosowań, pozostawiając ich określenie krajom członkowskim CEN. WT-1 określają zalecane właściwości i metody badania kruszywa zastosowanego do mieszanek mineralno-asfaltowych i powierzchniowych utrwaleń, nie dotyczą jednak kruszyw uzyskiwanych z recyklingu mieszanek mineralno-asfaltowych. Te kruszywa w postaci destruktu lub granulatu

opisane są w WT-2. Najważniejszą część wymagań technicznych zawierających materiały z recyklingu stanowi WT-4. Podano tu wszystkie definicje dotyczące podłoża (w tym również ulepszonego), podbudowy i kruszyw (w tym również destruktu) stosowanych do budowy dróg. Istotna dla tych wymagań jest norma PN-EN 13242, według której do mieszanek niezwiązanych hydraulicznie można stosować kruszywa naturalne, kruszywo z recyklingu oraz mieszankę z połączenia tych kruszyw. Kruszywo to jest przeznaczone do warstw podbudowy, nawierzchni z kruszywa niezwiązanego oraz do ulepszonego podłoża gruntowego [4, 5, 6]. W załączniku A podano przykładowe zawartości materiału w różnych mieszankach niezwiązanych. Przykładowy skład mieszanek niezwiązanych przedstawiono w tabelach 2, 3 i 4.

Przykładowe mieszanki z rożnych materiałów odpadowych zgodnie z WT-4 załącznik A. Załącznik ten zawiera również bardzo dokładny opis kontrolowania całego procesu produkcji mieszanek zawarty w części dotyczącej zakładowej kontroli produkcji (ZKP).

Tabela 2. Mieszanki z betonu przekruszonego [6]
Table 2. Mixtures from the concrete broken into fragments [6]

Składniki		Zawartość [% (m/m)]
Główne składniki	przekruszony beton (o gęstości >2,1 Mg/m^3) i kruszywo (łącznie z żużlem)	$\geq$ 90
Inne materiały ziarniste	przekruszony mur	$\leq$ 10
	destrukt asfaltowy	$\leq$ 5
Zanieczyszczenia	składniki spoiste (łącznie z gliną)	$\leq$ 1
	składniki organiczne	$\leq$ 0,1

Tabela 3. Mieszanki z przekruszonego muru [6]
Table 3. Mixtures from wall broken into fragments [6]

Składniki		Zawartość [% (m/m)]
Główne składniki	przekruszony mur (o gęstości >1,6 Mg/m^3), przekruszony beton (o gęstości >2,1 Mg/m^3) i kruszywo (łącznie z żużlem)	$\geq$ 80
Inne materiały ziarniste	materiały ziarniste o gęstości <1,6 Mg/m^3	$\leq$ 20
	destrukt asfaltowy	$\leq$ 5
Zanieczyszczenia	składniki spoiste (łącznie z gliną)	$\leq$ 1
	składniki organiczne	$\leq$ 0,1

Tabela 4. Przekruszone materiały drogowe [6]
Table 4. Broken fragments road fragments [6]

Składniki		Zawartość [% (m/m)]
Główne składniki	materiały drogowe łącznie z kruszonym betonem, niezwiązanymi kruszywami i przekruszone mieszanki kruszyw związane hydraulicznie	≥ 90

Potencjalnym miejscem pozyskiwania materiałów są również istniejące w Polsce drogi. W tabeli 5 przedstawiono dane dotyczące stanu polskich dróg w latach 2001-2009.

Tabela 5. Stan nawierzchni drogowych w Polsce w latach 2001-2009 (źródło: własne)
Table 5. The state of road surfaces in Poland in years 2001-2009 (source: own)

Stan [%]	Rok								
	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009
Dobry	28,5	37,0	40,1	45,5	48,9	53,2	54,9	53,6	59,6
Niezadowalający	37,5	33,4	30,3	28,7	26,2	23,4	22,6	25,1	21,5
Zły	34,0	29,6	29,6	25,8	24,9	23,4	22,5	21,3	18,9
Suma	100 %								

W roku 2002 nastąpiła zmiana tendencji w jakości dróg. Notowany jest ciągły wzrost długości odcinków w stanie dobrym w stosunku do odcinków w stanie złym. W 2009 roku różnica ta wyniosła już ponad 40% na korzyść stanu dobrego nawierzchni. W kolejnych latach − mimo wzrostu ruchu pojazdów (w tym pojazdów ciężkich) − udało się zmniejszyć do niespełna 19% ilość odcinków nawierzchni w stanie złym.

Osobnym problemem jest szybkie tempo wykonywanych robót i trwałość nowych nawierzchni wykonanych w ostatnim czasie.

ZAKOŃCZENIE

Technologie z zastosowaniem frezarek oraz innych maszyn do recyklingu wymagają bardzo dokładnego sprawdzenia składników w istniejącej nawierzchni. Badane są cechy powierzchniowe nawierzchni oraz właściwości warstw bitumicznych. Frezowane kruszywo jest mieszane z nowymi składnikami (np. w recyklerze) i w związku z tym niezbędna jest stała kontrola materiału pozyskiwanego ze starej nawierzchni. W tej technologii wybór najlepszego rozwiązania dotyczy głównie właściwego doboru nowych i starych składników, ale określenie właściwej zawartości lepiszcza dla konkretnych mieszanek mineralnych może być ustalone jedynie na podstawie odpowiednich metod obliczeniowych i zweryfikowane doświadczalnie dla ustalonych w danym miejscu warunków realizacji. Dobre przygotowanie tych robót i ustalenie zasad kontrolowania przebiegu całego procesu oraz ustalenie zakresu robót jest pod-

stawą do zaprojektowania optymalnej mechanizacji tych robót. Dobre przygotowanie robót oznacza również dokładne zorganizowanie dostaw materiałów. Ważny jest również wybór czasu realizacji robót. Realizacja robót na dwie zmiany (w tym również w dni wolne) przyspieszy wykonanie, ale jednocześnie spowoduje potrzebę uzgodnień z dostawcami składników. Potrzebny jest również kompromis z lokalną społecznością. Hałas w godzinach nocnych spowodowany pracą maszyn może być zrekompensowany wcześniejszym oddaniem drogi do użytku i zwiększeniem bezpieczeństwa oraz komfortu poruszania się pojazdów na drodze. Kompromisem może być również wykorzystanie w danym okresie dobrych warunków atmosferycznych i przyspieszenie robót poprzez ich realizację w dodatkowych godzinach.

Istotnym elementem jest również dobór technologii i zakresu robót do możliwości finansowych zamawiającego. Jeżeli przyspieszenie robót nie umożliwi korzystania z nowej drogi z powodu innych zakłóceń, np. opóźnień w wykonaniu mostu, a jednocześnie pozwoli na oszczędności wynikające z zastosowania maszyn tańszych o mniejszej wydajności, to dokonanie wyboru najlepszej technologii może przebiegać według takich kryteriów jak koszt realizacji, komfort życia (hałas maszyn w nocy), zatrudnienie firm lokalnych, nowe miejsca pracy dla miejscowej ludności. Przy dużych inwestycjach drogowych proces dokonywania wyboru może też być połączony z wykorzystaniem środków finansowych z Unii Europejskiej przeznaczonych na technologie innowacyjne oraz przygotowanie kadry poprzez zorganizowanie za pieniądze unijne szkoleń i warsztatów. Te ostatnie kryteria stanowią istotne kroki w rozwoju lokalnych społeczności często zagubionych w nowej rzeczywistości. Pozbycie się uciążliwych odpadów i zbudowanie nowej drogi z udziałem miejscowej, dobrze wyszkolonej ludności, jest również szansą na połączenie wykluczonych geograficznie regionów Polski z innymi regionami Polski i Europy.

Innym problemem jest dążenie projektantów do stosowania innowacyjnych technologii, ponieważ zdarza się, że projektanci w obawie przed konsekwencjami stosują jak najlepsze materiały, często drogie i trudne do zdobycia na danym terenie. Na jednej autostradzie poszczególne odcinki mają różne przekroje, bo projektowali je inni projektanci, a rozwiązaniem jest standaryzacja przekrojów jak w Holandii. Zastosowanie materiałów pozyskiwanych z recyklingu musi być obligatoryjne, z uwzględnieniem preferencyjnego wykorzystania materiałów z danego terenu, gdzie np. zalegają hałdy gruzu budowlanego. Obecnie często można zobaczyć hałdy kruszywa z przekruszonych budynków starych fabryk, których nikt nie chce wykorzystać. Spożytkowanie tego materiału odpowiednio zbadanego pod względem przydatności w budownictwie drogowym, np. do wykonania podbudowy zasadniczej lub pomocniczej, staje się wręcz koniecznością, jednak nie odbędzie się to w warunkach, gdy projektanci nie są zainteresowani takimi rozwiązaniami. Może dobrym rozwiązaniem na początek byłyby odcinki doświadczalne, na których można by sprawdzić przydatność tych technologii na danym terenie. Zasadniczym problemem jest to,

kto, jaka instytucja byłaby tym zainteresowana, lecz przede wszystkim muszą się w tym względzie zmienić jak najszybciej przepisy.

WNIOSKI

1. Przedstawione innowacyjne technologie są stosowane do budowy dróg w Holandii, a doświadczenia firm holenderskich w tym zakresie będą przydatne dla firm budowlanych w Polsce.
2. Zmiana mentalności projektantów w kwestii stosowania materiałów pochodzących z recyklingu powinno być przedmiotem szkoleń i badań w jednostkach badawczych, w tym również w uczelniach wyższych.
3. Wybór materiałów z recyklingu do budowy dróg powinien być obligatoryjny w procedurze przetargowej, co wynika z zasad zrównoważonego rozwoju gospodarki.
4. W związku z brakiem wymagań dla technologii wbudowania mieszanek mineralno-asfaltowych opartych na już wprowadzonych normach PN-EN, Generalna Dyrekcja Dróg Krajowych i Autostrad w Warszawie, w stosownym piśmie z 2004 roku, określiła, że stosowanie tej normy jest możliwe tam, gdzie w specyfikacjach na określone budowy zostaną podane takie wymagania. Wynika z tego, że przy braku doświadczeń związanych z badaniami kruszyw i odniesienia wyników do wymagań eksploatacyjnych nawierzchni, odpowiedzialność na obecnym etapie wprowadzania norm europejskich może ponosić tylko projektant. Bardzo praktyczne staje się dla projektantów jak najszybsze budowanie odcinków doświadczalnych, tak jak robi się to w krajach Unii Europejskiej.

LITERATURA

[1] Martinek W., Tokarski Z., Chojnicki K., 2012. Organizacja budowy asfaltowych nawierzchni drogowych. PWN Warszawa.
[2] Norma PN-EN 13108-7 Asfalt porowaty. PKN Warszawa 2008.
[3] Norma PN-EN 13108-8 Destrukt asfaltowy. PKN Warszawa 2008.
[4] Wymagania Techniczne WT-1 Kruszywa do mieszanek mineralno-asfaltowych i powierzchniowych utrwaleń na drogach krajowych. GDDKiA Warszawa, 2010.
[5] Wymagania Techniczne WT-2 Nawierzchnie asfaltowe na drogach krajowych. GDDKiA Warszawa, 2010.
[6] WT-4 Mieszanki niezwiązane na drogach krajowych. GDDKiA Warszawa, 2010.
[7] Ustawa o odpadach z dnia 27 kwietnia 2001 roku, Dz.U. NR 62, poz. 628.

INNOVATIVE TECHNOLOGIES IN RECYCLING MATERIALS USING TO THE CONSTRUCTION OF ROADS AS THE ELEMENT OF A SUSTAINABLE DEVELOPMENT POLICY

Abstract. In this paper the legal status concerning of new technologies in the road – building recycling is presented. There is shown varied technologies of gaining materials using to the construction of surface layers and the rule of qualifying of solutions for product and process innovation. A final effect of presented material are concrete results of measurement, which were effectuated in Netherlands.

Key words: civil engineering, norms, road, recycling, technologies

UZDATNIANIE WODY PODZIEMNEJ DO CELÓW KOTŁOWYCH Z ZASTOSOWANIEM ODWRÓCONEJ OSMOZY

Grażyna Totczyk, Ryszard Okoński, Leonard Boszke*

Streszczenie. Woda wykorzystywana do celów kotłowych musi spełniać wyostrzone kryteria jakościowe, które określają producenci. Głównymi czynnikami decydującymi o jakości wody zasilającej są parametry pracy kotła, jego konstrukcja, warunki eksploatacji i obciążenie powierzchni wymiany ciepła. Obecnie coraz częściej stosowane są metody uzdatniania wody z użyciem modułów odwróconej osmozy, które gwarantują wysoki stopień demineralizacji wody. W artykule przedstawiono wyniki badań uzdatniania wody podziemnej do celów kotłowych z zastosowaniem procesu odwróconej osmozy.

Słowa kluczowe: odwrócona osmoza, uzdatnianie wody, woda kotłowa

WPROWADZENIE

Wody naturalne, a także wodociągowe nie nadają się do celów kotłowych bez wcześniejszego przygotowania, gdyż muszą spełniać specjalne wymagania, związane z konstrukcją kotłów, ich eksploatacją, obciążeniem cieplnym czy jakością materiałów, z których zostały wykonane. Z tego względu nie jest możliwe określenie jednoznacznych wymagań dla wody kotłowej. Musi ona spełniać przede wszystkim wymogi producenta kotłów, a wymagania podane w obowiązujących przepisach [5, 8] mają jedynie charakter zaleceń. Zawsze jednak woda kotłowa musi być tak uzdatniona, aby nie powodowała wytrącania się osadów (typu kamienia kotłowego lub szlamu), nie była korozyjna w stosunku do urządzeń kotłowych i nie pieniła się [2, 4].

W celu odpowiedniego przygotowania wody zasilającej kotły − oprócz metod konwencjonalnych − coraz częściej stosuje się metodę odwróconej osmozy [1, 9]. Jest to proces rozdziału cząsteczek wody od rozpuszczonych w niej substancji, który zachodzi dzięki selektywnej membranie przepuszczalnej tylko dla cząsteczek rozpuszczalnika. Współpraca modułów odwróconej osmozy z filtrami węglowymi oraz mechanicznymi daje bardzo wysokie efekty oczyszczania wody, która pozbawiona zostaje substancji koloidalnych, jonowych, bakterii i wirusów.

* dr inż. Grażyna TOTCZYK, mgr inż. Ryszard OKOŃSKI, dr hab. Leonard BOSZKE, prof. nadzw. UTP, Wydział Budownictwa i Inżynierii Środowiska UTP, e-mail: grato@mail.utp.edu.pl

EFEKTYWNOŚĆ TECHNOLOGICZNA PROCESU ODWRÓCONEJ OSMOZY

Na efektywność działania modułów odwróconej osmozy ma wpływ jakość zasilającej wody, dlatego wymaga ona wstępnego uzdatnienia. W przypadku wody wodociągowej konieczne jest usunięcie cząstek stałych, twardości wody oraz chloru. Gdy zasilanie modułów odbywa się wodą z ujęć podziemnych, zachodzi konieczność dodatkowego usunięcia żelaza i manganu. Niedostateczne oczyszczenie wody przed wprowadzeniem jej na moduły odwróconej osmozy powoduje skrócenie czasu funkcjonowania membran, spadek wydajności oraz pogorszenie jakości uzyskiwanej wody zdemineralizowanej.

W praktyce do określania zdolności wody do zanieczyszczenia membrany powszechnie stosowany jest indeks koloidalny − SDI (ang. *Silt Density Index*). Oznacza się go doświadczalnie, mierząc obniżenie się strumienia filtratu w określonym czasie, pod stałym ciśnieniem i przy zastosowaniu membran o wielkości porów 0,1-1,0 μm [1, 4]. Indeks SDI przyjmuje wartości z przedziału 0÷6,67. Gdy SDI <3, to woda jest mało zanieczyszczona, a gdy SDI >5, to woda jest zanieczyszczona w stopniu wysokim i ma duży potencjał zanieczyszczania membran [4].

Membrany powinny być czyszczone, gdy stwierdzi się [2]:

- wzrost zasolenia filtratu o ponad 15% i wzrost ciśnienia o ponad 20%,
- spadek wydajności hydraulicznej o więcej niż 5%,
- obecność osadów na membranach.

Wskaźnikami określającymi efektywność przebiegu procesu odwróconej osmozy są [4, 6]:

- stopień zatrzymania (R), który określa stopień eliminacji substancji rozpuszczonej z roztworu zasilającego, obliczany z zależności:

$$R = (c_1 - c_2) / c_1$$

gdzie:

c_1 − stężenie substancji rozpuszczonej w roztworze zasilającym [g/m^3],

c_2 − stężenie substancji rozpuszczonej w filtracie [g/m^3],

zwiększenie stężenia substancji rozpuszczonej w roztworze zasilającym zmniejsza selektywność membrany (wartość R maleje);

- stopień odzysku (Y), określany wzorem:

$$Y = Q_p / Q_f \cdot 100\% ,$$

gdzie:

Q_p − natężenie przepływu filtratu [m^3/s],

Q_f – natężenie przepływu roztworu zasilającego [m^3/s],

zwiększenie stopnia odzysku powoduje wzrost stężenia substancji rozpuszczonej w roztworze zasilającym, w konsekwencji zmniejsza się szybkość filtracji i stopień rozdziału.

OPIS OBIEKTU

Badaniem objęta została stacja uzdatniania wody (SUW) pracująca na potrzeby Centrum Onkologii w Bydgoszczy, świadczącego usługi lecznictwa otwartego i zamkniętego. W SUW wyodrębnione są dwa stopnie układu technologicznego. W układzie pierwszego stopnia (I°) uzdatniana jest woda na potrzeby wodociągowe obiektu, a układ stopnia drugiego (II°) − to dalsze uzdatnianie wody do celów kotłowych.

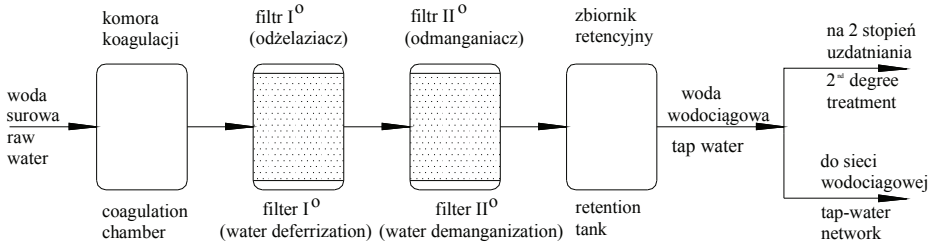
W kotłowni eksploatowane są cztery kotły firmy Viessmann:

- dwa kotły parowe wysokotemperaturowe o mocy Q = 4 MW i Q = 11570 kW, których maks. ciśnienie robocze wynosi 16 bar, a maks. temperatura pracy kotłów wynosi 150°C,
- dwa kotły wodne wysokotemperaturowe o mocy 7 MW, o maks. ciśnieniu roboczym 10 bar i maks. temperaturze pracy kotłów 150°C.

Kotłownia zaspokaja potrzeby centralnego ogrzewania, ciepłej wody użytkowej i wody technologicznej dla szpitala (sterylizacja, dezynfekcja, kuchnia, pralnia).

Obiekt zasilany jest w wodę podziemną czerpaną za pomocą studni wierconej o głębokości 209 m. Posiada także dwa ujęcia z miejskiej sieci wodociągowej, które pełnią rolę ujęć awaryjnych.

Układ technologiczny I°, na który podawana jest woda surowa, jest przedstawiony na rysunku 1.

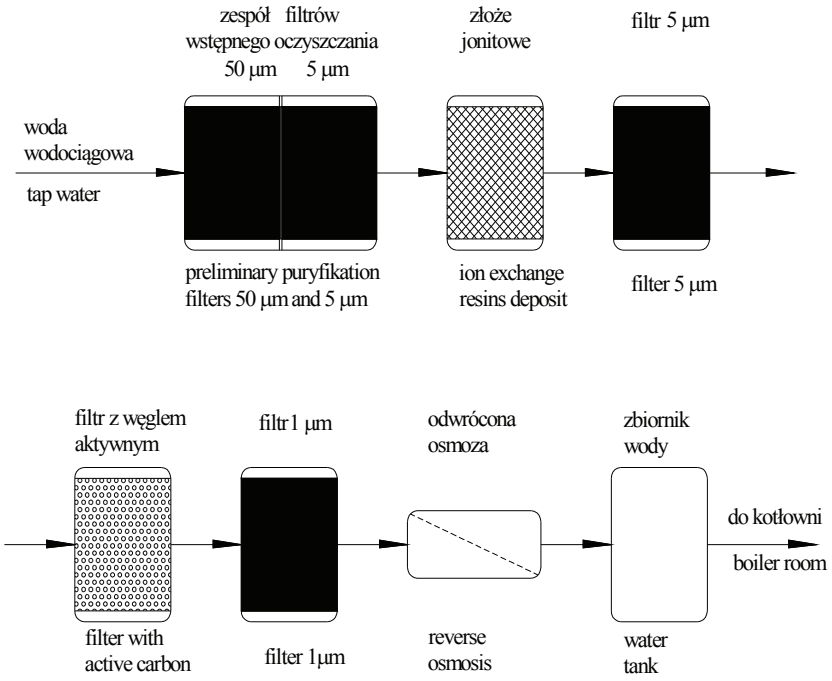


Rys. 1. Układ technologiczny uzdatniania wody na potrzeby wodociągowe (opracowanie własne)
Fig. 1. Technological water treatment system for tap-water purposes (own scientific description)

Woda pompowana ze studni głębinowej trafia do komory koagulacji, gdzie za pomocą automatycznego systemu dozowania dawkowany jest koagulant. Powoduje on wytwarzanie się kłaczkowatej, gąbczastej zawiesiny, na której adsorbowane są zanieczyszczenia koloidalne. Następnie woda przepływa na dwa filtry ciśnieniowe, połączone szeregowo, do których doprowadzane jest również sprężone powietrze. Pierwszy filtr pełni rolę odżelaziacza, a drugi wy-

pełniony masą katalityczną – braunsztynem pracuje jako odmanganiacz. Na filtrach usuwane są związki żelaza, manganu i pozostałe zawiesiny pokoagulacyjne. Następnie podczas przepływu do zbiorników retencyjnych woda poddawana jest procesowi chlorowania podchlorynem sodu (NaOCl) w celu dezynfekcji i zapobiegawczo, aby nie dopuścić do rozwoju bakterii w zbiornikach. Ze zbiorników retencyjnych część wody kierowana jest do Centrum Medycznego jako woda wodociągowa, a część na drugi układ technologiczny − do dalszego uzdatniania.

Układ uzdatniania II° (rys. 2) ma za zadanie dostarczenie wody do celów kotłowych.



Rys. 2. Układ technologiczny uzdatniania wody do celów kotłowych (opracowanie własne)
Fig. 2. Technological water treatment system for boiler-room purposes (own scientific description)

Ze zbiorników retencyjnych woda przepływa przez układ szeregowo pracujących dwóch filtrów wstępnego oczyszczania 50 μm i 5 μm. Kolejnym procesem uzdatniania jest zmiękczanie wody, czyli usuwanie z niej przede wszystkim węglanów oraz siarczanów wapnia i magnezu, powodujących tzw. twardość wody. Proces ten przebiega na równolegle połączonych jonitach. Zastosowano jonity kationowymienne kwaśne pracujące w cyklu wodorowym i sodowym. Ostatecznym rezultatem jest dekarbonizacja, zmiękczenie i w znacznym stopniu odsolenie wody. Po jonitach woda trafia na kolejny filtr przeciw-

koloidowy 5 μm, a następnie na filtry z węglem aktywnym, gdzie usuwany jest przede wszystkim chlor pozostały po dezynfekcji wody wodociągowej, niektóre metale ciężkie i związki organiczne. Na drodze dalszego przepływu wody, przed modułami odwróconej osmozy znajduje się filtr przeciwkoloidowy 1 μm. Podczas procesu odwróconej osmozy następuje demineralizacja wody. Tak uzdatniona woda kierowana jest do kotłowni parowej i wodnej.

W celu ochrony membran odwróconej osmozy przed osadzaniem się kamienia kotłowego i zatykaniem por w membranach do wody dawkowane są odpowiednie chemikalia − antyskalanty.

Ostatnim etapem przygotowania wody zasilającej kotły jest korekta chemiczna. Ma ona na celu nadanie wodzie właściwości antyosadowych i antykorozyjnych oraz stabilizację odczynu.

METODY BADAŃ

Analiza efektywności procesu uzdatniania wody do celów kotłowych przeprowadzona została na podstawie wyników badań analitycznych, które wykonywane są okresowo w zakładowym laboratorium. Badaniem objęte są wody surowe i uzdatnione w kolejnych procesach jednostkowych układu technologicznego. W układzie I° badana jest woda surowa pobierana ze studni, po procesie koagulacji, filtracji I i II stopnia, i ze zbiorników retencyjnych, czyli woda dystrybuowana wewnątrzzakładową siecią wodociągową. Kontrola analityczna próbek wody obejmuje oznaczenie barwy, mętności, odczynu, zasadowości ogólnej, tlenu, CO_2, żelaza ogólnego, $N\text{-}NH_4$, $N\text{-}NO_2$, $N\text{-}NO_3$, azotu ogólnego, manganu, chlorków, siarczanów i utlenialności.

W układzie II° badana jest woda po procesie zmiękczania, demineralizacji metodą odwróconej osmozy i na zasilaniu kotłów. W próbkach tych przeprowadza się oznaczenia twardości ogólnej, zasadowości, odczynu, żelaza ogólnego i przewodnictwa elektrolitycznego.

Wszystkie oznaczenia wykonywane są zgodnie z obowiązującą w Polsce metodyką badań.

WYNIKI I DYSKUSJA

Układ technologiczny I°

Ujmowana woda podziemna o odczynie 7,6 pH charakteryzuje się podwyższoną barwą (25 mgPt/l), mętnością (2,7 NTU), zawartością żelaza występującego w stężeniu 2,02 mg/l i jonu amonowego w stężeniu 0,78 mg/l. Pozostałe wskaźniki jakości wody surowej kształtują się na poziomie lub poniżej wartości dopuszczalnych dla wody przeznaczonej na cele pitne [7].

Przedstawione w tabeli 1 wyniki badań świadczą o tym, że w trakcie uzdatniania wody w kolejnych procesach technologicznych następuje stopniowe usuwanie niepożądanych substancji aż do uzyskania wody odpowiadającej wymogom stawianym wodzie pitnej. Należy więc stwierdzić, że układ technologiczny I° uzdatniania wody właściwie spełnia swoją rolę.

Tabela 1. Wyniki badań wody uzdatnianej do celów wodociągowych [3]
Table 1. Testing results for the water treated for tap-water purposes [3]

Oznaczenie	Jednostka	Woda surowa	Woda po procesie koagulacji	Woda po fitracji I i II stopnia	Woda w zbiorniku retencyjnym	Wartość dopuszczalna dla wody pitnej [7]
Barwa	mg Pt/l	25	20	17	10	15
Mętność	NTU	2,70	2,90	0,65	0,14	1,00
Odczyn	pH	7,6	7,4	7,5	7,7	6,5÷9,5
Zasadowość og.	mval/l	5,7	5,8	5,7	n.o.	n.o.
$N\text{-}NH_4$	mg/l	0,78	0,37	0,27	<0,06	0,50
$N\text{-}NO_2$	mg/l	n.w.	n.w.	n.w.	n.w.	0,50
$N\text{-}NO_3$	mg/l	0,31	0,28	0,21	0,86	50,0
Azot ogólny	mg/l	1,05	0,98	0,87	0,96	n.o.
Żelazo og.	mg/l	2,02	1,07	0,16	0,06	0,20
Mangan	mg/l	0,12	0,80	0,05	n.w.	0,05
Chlorki	mg/l	74,5	74,5	76,0	74,6	250,0
Siarczany	mg/l	<10	<10	<10	<10	250,0
Utlenialność	mgO_2/l	5,30	3,10	3,00	2,30	5,0
Tlen	mg/l	1,70	1,10	5,40	9,00	n.o.
CO_2wolny	mg/l	6,60	6,60	7,70	2,20	n.o.

n.o. − nie określono, n.w. − nie wykryto

Układ technologiczny II°

Układ technologiczny II° zasilany jest wodą ze zbiorników retencyjnych, o jakości wody wodociągowej. W procesie zmiękczania wody na jonitach została ona pozbawiona związków powodujących twardość, a stężenie żelaza ogólnego obniżone zostało do wartości 0,04 mg/l (tab. 2). W wyniku dalszego uzdatniania wody metodą odwróconej osmozy zawartość żelaza ogólnego zmniejszyła się do 0,01 mg/l, wystąpiła szczątkowa twardość ogólna, a przewodnictwo elektrolityczne wynosiło 346 µS/cm. W ostatecznym efekcie uzdatniania otrzymano wodę, która spełnia wymagania określone przez producenta kotłów. Jednak woda je zasilająca charakteryzowała się zawartością żelaza na granicy dopuszczalności. Biorąc pod uwagę, że stężenie żelaza zarówno po złożach jonitowych, jak i po modułach RO było o połowę niższe i wynosiło 0,01 mg/l, można przypuszczać, że jego związki kumulują się w zbiorniku wody do zasilania kotłów (rys. 2). W takim przypadku należałoby wyłączyć zbiornik z eksploatacji i przeprowadzić jego płukanie.

Tabela 2. Wyniki badań wody uzdatnianej na potrzeby kotłowni [3]
Table 2. Testing results for the water treated for boiler-room purposes [3]

Oznaczenie	Jednostka	Woda wodociągowa	Woda po procesie zmiękczania na jonitach	Woda po procesie demineralizacji na RO	Woda zasilająca kotły
Odczyn	pH	7,68	n.o.	7,77	8,66
Zasadowość m	mval/l	2,75	n.o.	n.o.	1,20
Zasadowość p	mval/l	n.o.	n.o.	n.o.	0,15
Zelazo og.	mg/l	0,06	0,01	0,01	0,02
Twardość og.	mval/l	2,5	n.w.	0,018	n.w.
Przewodnictwo elektrolityczne	µS/cm	n.o.	n.o.	346	480

n.o. − nie określono, n.w. − nie wykryto

Woda zasilająca kotły miała odpowiedni odczyn i znacznie niższe wartości zasadowości ”m” − wobec oranżu metylowego i „p” − wobec fenoloftaleiny (odpowiednio 1,2 i 0,15 mval/l) od dopuszczalnych, nie wykazywała twardości. Przewodnictwo elektrolityczne wynoszące 480 µS/cm również mieściło się w zakresie dopuszczalnych wartości. Przeprowadzona analiza jakości wody zasilającej kotły pozwala stwierdzić, że układ technologiczny II° funkcjonuje poprawnie. Zastosowane rozwiązanie hybrydowe, polegające na szeregowej współpracy złóż jonitowych i modułów odwróconej osmozy, charakteryzuje się wysoką efektywnością technologiczną.

WNIOSKI

Na podstawie przeprowadzonej analizy wyników badań sformułowano następujące wnioski:

1. Odpowiedni dobór technologii i urządzeń do uzdatniania wody pozwala na wykorzystanie wody podziemnej do celów kotłowych.
2. Zastosowany dwustopniowy układ technologiczny uzdatniania zapewnia dostawę wody o odpowiedniej jakości do wewnątrzzakładowej sieci wodociągowej i na potrzeby kotłowni analizowanego obiektu.
3. Zastosowanie odwróconej osmozy w uzdatnianiu wody kotłowej umożliwia spełnienie wysokich wymagań jakościowych, jakie stawiane są wodzie stosowanej w energetyce.

LITERATURA

[1] Bodzek M., Konieczny K., 2005. Wykorzystanie procesów membranowych w uzdatnianiu wody. Oficyna Wydawnicza Projprzem–EKO Bydgoszcz.
[2] Kowal A.L., Świderska-Bróż M., 1996. Oczyszczanie wody. Wydawnictwo Naukowe PWN Warszawa-Wrocław.

[3] Materiały źródłowe.
[4] Nawrocki J., Biłozor S. i in. 2000. Uzdatnianie wody. Procey chemiczne i biologiczne. Wydawnictwo Naukowe PWN Warszawa-Poznań.
[5] PN-85/C-04601 Woda do celów energetycznych. Wymagania i badania jakości wody dla kotłów wodnych i zamkniętych obiegów ciepłowniczych.
[6] Rautenbach R., 1996. Procesy membranowe. Wydawnictwo Naukowo-Techniczne Warszawa.
[7] Rozporządzenie Ministra Zdrowia z dnia 29 marca 2007 w sprawie jakości wody przeznaczonej do spożycia przez ludzi – Dz.U. 2007 nr 61, poz.417, z późniejszymi zmianami..
[8] Stańda J., 1995. Woda dla kotłów parowych i obiegów chłodzących siłowni cieplnych. Wydawnictwo Naukowo-Techniczne Warszawa.
[9] Totczyk G., 2005. Uzdatnianie wody na cele energetyczne metodą odwróconej osmozy. XXV Międzynarodowe Sympozjum im. Bolesława Krzysztofika, AQUA, Politechnika Warszawska, Płock.

UNDERGROUND WATER TREATMENT FOR BOILER PURPOSES APPLYING REVERSE OSMOSIS

Abstract. The water applied for boiler-room purposes must meet the higher quality criteria determined by producers. The main factors determining the quality of supplying water are the boiler operation parameters, boiler design, conditions of use and the heat transfer surface load. At present the water treatment methods involving reverse osmosis modules, which guarantee a high degree of water demineralization, are applied more and more frequently. The paper presents the results of research into the underground water treatment for boiler-room purposes applying the process of reverse osmosis.

Key words: reverse osmosis, water treatment, boiler water

KONCEPCJA WYKORZYSTANIA STRATEGICZNEJ MAPY AKUSTYCZNEJ W PROCESIE TWORZENIA MIEJSCOWYCH PLANÓW ZAGOSPODAROWANIA PRZESTRZENNEGO

Janusz Kwiecień, Kinga Szopińska*

Streszczenie. Sposób zagospodarowania przestrzeni w Polsce określa system opracowań planistycznych regulowany przez Ustawę z dnia 27 marca 2003 r. o planowaniu i zagospodarowaniu przestrzennym. Na poziomie gminy aktem prawa miejscowego stanowiącego podstawę rozwoju urbanistycznego przestrzeni miejskiej jest miejscowy plan zagospodarowania przestrzennego (MPZP). Analizując proces tworzenia polskich miast, można stwierdzić brak kompleksowych badań środowiska uwzględniających problem klimatu akustycznego. Tryb postępowania przy tworzeniu MPZP obejmuje jedynie ogólną diagnozę środowiska bez podawania mierzalnych wielkości negatywnego oddziaływania zanieczyszczeń, w tym poziomu hałasu środowiskowego. Celem pracy jest przedstawienie problematyki wpływu klimatu akustycznego na proces zagospodarowania przestrzeni miast z wykorzystaniem Strategicznej Mapy Akustycznej (SMA). Mapa umożliwia całościową ocenę stopnia zagrożenia terenów miejskich hałasem, określa jego przyczyny oraz przedstawia prognozy zmian jego poziomu. W pracy zaproponowano ponadto etapy realizacji MPZP z uwzględnieniem SMA jako narzędzia wspomagającego określanie poziomu hałasu środowiskowego. Zaletą uwzględnienia SMA w procesie tworzenia MPZP jest możliwość weryfikacji ustaleń koncepcji rozwiązań przestrzennych pod kątem ochrony przed hałasem oraz późniejsze ich uwzględnienie w projekcie planu. SMA jest cennym i niezastąpionym źródłem informacji o poziomie hałasu i powinna być wykorzystywana przez urbanistów w procesie planowania przestrzeni miasta w myśl zasad zrównoważonego rozwoju i ładu przestrzennego.

Słowa kluczowe: planowanie przestrzenne, hałas środowiskowy, klimat akustyczny, strategiczna mapa akustyczna, miejscowy plan zagospodarowania przestrzennego

WPROWADZENIE

Wszelkie dokuczliwe i szkodliwe zjawiska dźwiękowe pojawiające się w środowisku współtworzą klimat akustyczny otoczenia [8]. Wraz z gwałtownym rozwojem miast, zmniejszeniem przestrzeni urbanistycznej oraz wciąż rosnącą liczbą emitorów hałasu problem jego oddziaływania na poziomie ponadnormatywnym stał się zjawiskiem powszechnym [12, 17, 18]. Hałas

* dr hab. inż. Janusz KWIECIEŃ, prof. UTP, mgr inż. Kinga SZOPIŃSKA, Wydział Budownictwa i Inżynierii Środowiska UTP, e-mail: jkw@utp.edu.pl, kinga.szopinska@utp.edu.pl

w aglomeracjach miejskich powoduje dyskomfort wśród ludności, przyczyniając się w ten sposób do powstania tzw. stresu miejskiego, jak również wpływa niekorzystnie na gospodarowanie zasobami miasta [1, 2]. Określenie klimatu akustycznego projektowanych rozwiązań terenowych jest ważnym elementem umożliwiającym kreowanie przestrzeni miejskiej w sposób harmonijny, z pełnym wykorzystaniem jej potencjału i zachowaniem walorów środowiskowych. Problem ten podejmuje Dyrektywa 2002/49/WE Parlamentu Europejskiego i Rady Europy z dnia 25 czerwca 2002 roku odnosząca się do oceny i zarządzania poziomem hałasu w środowisku [4]. Obowiązkiem państw członkowskich jest określenie poziomu hałasu, wskazanie działań zmierzających do poprawy stanu akustycznego oraz ochrona terenów, na których poziom dźwięku jest właściwy. Polska jako członek Unii Europejskiej zobligowana jest do przestrzegania zapisów powyższej dyrektywy.

MAPA AKUSTYCZNA JAKO NARZĘDZIE WYKORZYSTYWANE PRZY OKREŚLANIU KLIMATU AKUSTYCZNEGO

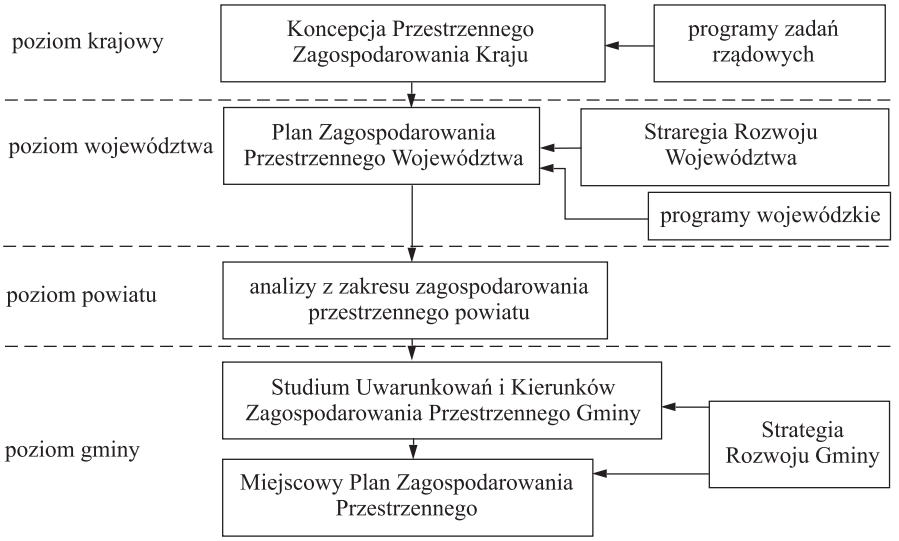
Jednym z zaproponowanych w dyrektywie 2002/49/WE działań zmierzających do ochrony przed hałasem jest strategiczna mapa akustyczna (SMA) [4]. SMA to uśredniona mapa hałasu emitowanego do środowiska przez różne grupy źródeł. Daje ona możliwość całościowej oceny stopnia zagrożenia terenów miejskich hałasem, określa jego przyczyny oraz przedstawia prognozy zmian jego poziomu. Obliczenia dla SMA wykonuje się w oparciu o bazę danych GIS oraz specjalistyczne programy komputerowe, m.in. CadnaA, SoundPlan czy IMMI [5, 6, 14]. W polskim prawodawstwie podstawowym aktem prawnym regulującym zagadnienia dotyczące poziomu hałasu środowiskowego jest Ustawa z dnia 27 kwietnia 2001 roku Prawo Ochrony Środowiska [16]. Zgodnie z treścią art. 112 ochrona przed hałasem polega na zapewnieniu jak najlepszego akustycznego stanu środowiska poprzez utrzymanie poziomu hałasu nieprzekraczającego wartości dopuszczalnych. Sporządzając SMA hałas środowiskowy można określić za pomocą wskaźnika: L_{DWN} oraz L_N. L_{DWN} to długookresowy średni poziom dźwięku A wyrażony w decybelach (dB), wyznaczony w ciągu wszystkich dób w roku, z uwzględnieniem: pory dnia, pory wieczoru i pory nocy, natomiast L_N – długookresowy średni poziom dźwięku A wyrażony w decybelach (dB) wyznaczony w ciągu wszystkich pór nocy w roku. Wartości dopuszczalne powyższych wskaźników na terenach wrażliwości określa Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 1 października 2012 r. zmieniające rozporządzenie w sprawie dopuszczalnych poziomów hałasu w środowisku [13]. Poziom wskaźników uzależniony jest od rodzaju źródła dźwięku oraz od przeznaczenia obszaru nim zagrożonego (tab. 1).

Tabela 1. Dopuszczalny poziom hałasu dla poszczególnych grup źródeł [13]
Table 1. Acceptable noise level for particular groups of sources [13]

Rodzaj terenu	Dopuszczalny poziom hałasu [dB]			
	drogi lub linie kolejowe		pozostałe obiekty i działalność będąca źródłem hałasu	
	L_{DWN}	L_N	L_{DWN}	L_N
Strefa ochronna „A" uzdrowiska, tereny szpitali poza miastem	50	45	45	40
Teren zabudowy mieszkaniowej jednorodzinnej, domów opieki społecznej, szpitali w miastach i tereny zabudowy związane ze stałym lub czasowym pobytem ludzi	64	59	50	40
Teren zabudowy mieszkaniowej wielorodzinnej i zamieszkania zbiorowego, teren zabudowy zagrodowej, tereny rekreacyjno-wypoczynkowe, tereny mieszkaniowo-usługowe	68	59	55	45
Tereny w strefie śródmiejskiej miast powyżej 100 tys. mieszkańców	70	65	55	45

HAŁAS ŚRODOWISKOWY W PROCESIE TWORZENIA PRZESTRZENI POLSKICH MIAST

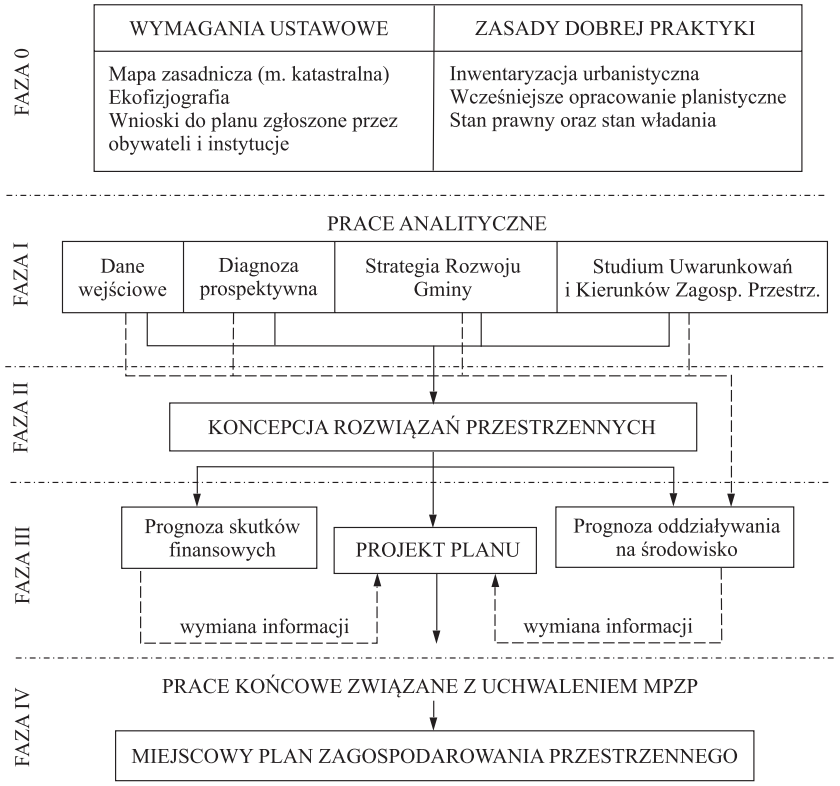
Sposób zagospodarowania przestrzeni w Polsce określa system opracowań planistycznych regulowany przez Ustawę z dnia 27 marca 2003 r. o planowaniu i zagospodarowaniu przestrzennym [15]. Podstawą działań planistycznych są zasady zrównoważonego rozwoju oraz ład przestrzenny. Na poziomie lokalnym aktem prawa miejscowego stanowiącego podstawę rozwoju urbanistycznego jest miejscowy plan zagospodarowania przestrzennego (MPZP). Stanowi on element pośredni pomiędzy poziomem planowania strategicznego, studium uwarunkowań i kierunków zagospodarowania przestrzennego (SUiKZG) a poziomem operacyjnym, w którym dochodzi do realizacji ustaleń planu przez wydanie decyzji o pozwoleniu na budowę inwestycji (rys. 1).



Rys. 1. Struktura planowania przestrzennego w Polsce
Fig. 1. The structure of spatial planning in Poland

W MPZP ustala się przeznaczenie obszaru, rozmieszczenie inwestycji celu publicznego oraz określa sposób zagospodarowania i warunki zabudowy terenu. Etapy opracowania MPZP przedstawiono na rysunku 2. Zgodnie z art. 71 Ustawy z dnia 27 kwietnia 2001 r. Prawo Ochrony Środowiska wraz z późniejszymi zmianami podstawą do sporządzenia i aktualizacji MPZP są założenia m.in. ochrony środowiska [16]. Zgodnie z ustawą w planach miejscowych należy podać niezbędne rozwiązania prowadzące do zapobiegania zanieczyszczeniom w środowisku oraz tak planować przestrzeń, aby utrzymać równowagę przyrodniczą i racjonalnie gospodarować zasobami środowiska z uwzględnieniem m.in. potrzeb w zakresie ochrony przed hałasem. W planach miejscowych wymóg ten realizowany jest na wiele sposobów, do których można zaliczyć m.in.:

1) wyznaczenie w MPZP terenów o różnych funkcjach i zasadach zagospodarowania, w tym obszarów wrażliwości akustycznej, dla których obowiązują akustyczne standardy jakości środowiska; do obszarów tych należą tereny przeznaczone pod zabudowę mieszkaniową, pod szpitale i domy opieki społecznej, przeznaczone na cele uzdrowiskowe oraz pod budynki związane ze stałym lub czasowym pobytem dzieci i młodzieży;
2) zdefiniowanie w granicach planu obszarów ograniczonego użytkowania, w tym terenów cichych, gdzie hałas jest na poziomie właściwym;
3) sytuowanie terenów przeznaczonych pod działalność produkcyjną, składowania i magazynowania w odległościach eliminujących ich negatywne oddziaływanie na środowisko i ludzi; do oddziaływania tego zaliczyć można ponadnormatywny poziom hałasu przemysłowego.



Rys. 2. Etapy opracowania miejscowego planu zagospodarowania przestrzennego (źródło: opracowanie własne)
Fig. 2. Stages of Local Land Use Plan (source: own work)

PROBLEM BADAWCZY

W działaniach związanych z planowaniem przestrzeni miejskiej, a w szczególności przy określaniu terenów narażonych na szkodliwe działanie hałasu wyznaczenie poziomu dźwięku pochodzącego z projektowanych w MPZP źródeł hałasu jest niezbędne do prawidłowego funkcjonowania struktury miasta [7, 9]. Procedura tworzenia MPZP polega na weryfikacji stanu istniejącego oraz określeniu zmian zachodzących w zagospodarowaniu przestrzennym. Cymerman [3] etapy tworzenia MPZP podzielił na cztery zasadnicze fazy. Faza 0 to zebranie danych wejściowych dostarczających informacji o przestrzeni. Do materiałów tych zalicza się m.in. mapę zasadniczą, ekofizjografię oraz inwentaryzację urbanistyczną (rys. 3). Analizy stanu środowiska przyrodniczego dostarcza ekofizjografia. Opracowanie zawiera informacje o stanie istniejącym oraz o zagrożeniach poszczególnych komponentów środowiska, w tym o poziomie hałasu i ewentualnych zmianach jego wartości w czasie. Po weryfikacji i ocenie kompletności zebranych materiałów wejściowych następuje faza I –

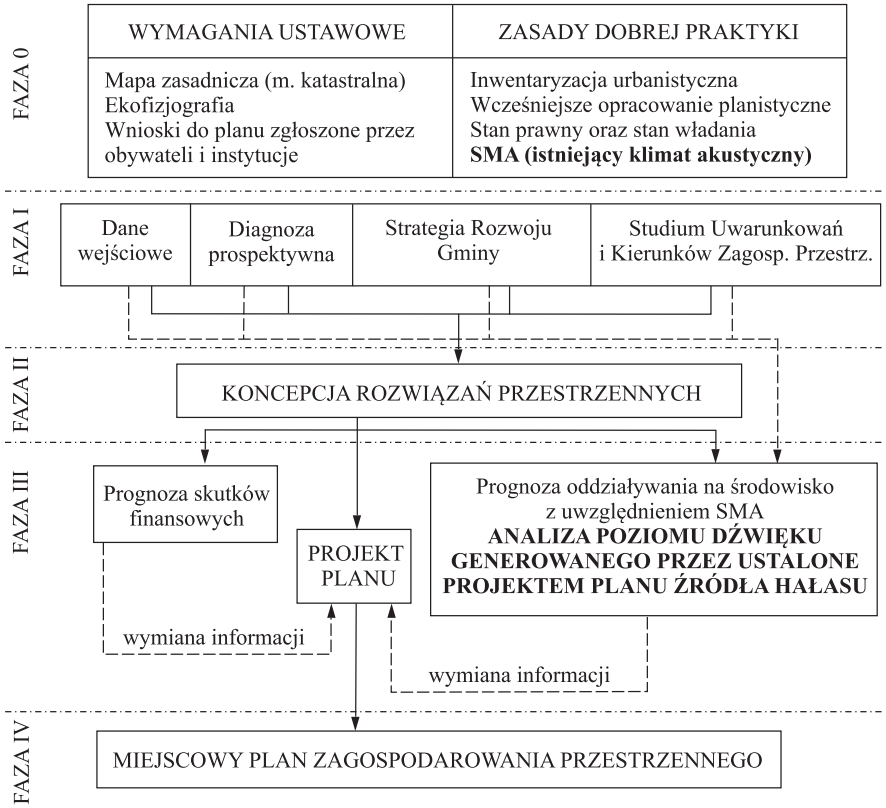
prace analityczne. Na tym etapie dochodzi do oceny uwarunkowań rozwoju na podstawie dostępnych opracowań oraz rozpoznania zagrożeń środowiska i jego podatność na zmiany. Faza II to tworzenie wstępnej koncepcji rozwiązań przestrzennych, na podstawie której sporządza się projekt planu, prognozę skutków finansowych oraz prognozę oddziaływania ustaleń planu na środowisko przyrodnicze (faza III). Celem prognozy oddziaływania na środowisko jest ocena skutków wynikających z realizacji ustaleń MPZP. Na podstawie jej wyników można przeprowadzić weryfikację uwarunkowań projektu planu w zakresie negatywnego oddziaływania na środowisko. Przy tworzeniu prognozy korzysta się z danych wejściowych m.in. SUiKZP, ekofizjografii oraz opracowań kartograficznych. Po zaopiniowaniu, uzgodnieniu i konsultacji społecznej projekt planu zapisuje się w formie aktu prawa miejscowego oraz formuje regulacje dotyczące zagospodarowania terenu i parametrów zabudowy. Faza IV obejmuje prace końcowe związane z uchwaleniem MPZP.

Obecnie w Polsce tryb postępowania przy tworzeniu planów miejscowych obejmuje diagnozę środowiska w postaci ekofizjografii oraz prognozy oddziaływania na środowisko (zwana dalej prognozą). W ekofizjografii informacje dotyczące klimatu akustycznego obszaru pochodzą przede wszystkim z SUiKZP oraz badań zamieszczonych w raportach o stanie środowiska dla poszczególnych województw (zwany dalej raportem). W opracowaniach tych analizy akustyczne wykonywane są wybiórczo. W raporcie pomiar dźwięku realizowany jest w głównych miastach i nie uwzględnia hałasu generowanego ze wszystkich grup źródeł. W SUiKZP analizy klimatu akustycznego wykonuje się jedynie w postaci opisowej bez podawania wielkości mierzalnych. Analogiczna sytuacja dotyczy prognozy, w której brakuje badań hałasu wynikających z precyzyjnych pomiarów jego poziomu. Wszystkie analizy dla stanu istniejącego i sytuacji docelowej (przy pełnym wykonaniu uwarunkowań planu) pochodzą jedynie z opracowań towarzyszących, m.in. SUiKZP. Należy podkreślić, że w omawianych opracowaniach nie przeprowadza się precyzyjnych analiz akustycznych poziomu dźwięku generowanego przez ustalone projektem planu źródła hałasu [11]. Wszystkie propozycje ochrony akustycznej, tj. ekrany akustyczne, minimalne odległości lokalizacji terenów wrażliwości od źródeł dźwięku, nie wynikają z obliczeń, a są jedynie interpretacją cząstkowych, mało wiarygodnych danych [12]. Praktyka zawodowa, szereg prac badawczych oraz wnikliwa analiza treści opracowań ekofizjograficznych, raportów o stanie środowiska dla poszczególnych województw oraz studium uwarunkowań dla gmin wskazują na brak w nich dostatecznej diagnozy środowiska akustycznego analizowanej przestrzeni zurbanizowanej. W związku z tym proponuje się uwzględnić w procesie tworzenia MPZP (rys. 2) strategiczną mapę akustyczną (SMA) poprzez następujące rozwiązania projektowe (rys. 3):

1) SMA jako wierzytelne źródło informacji o poziomie hałasu powinno zostać włączone do materiałów wejściowych procedury tworzenia MPZP (faza 0);

2) przy sporządzaniu prognozy oddziaływania na środowisko należy wprowadzić analizy SMA uwzględniające poziom dźwięku pochodzący z ustalonych projektem planem źródeł hałasu (faza 3);
3) po analizach prognozy zaleca się ponowne przeanalizowanie ustaleń projektu planu pod kątem zachowania standardów akustycznych dla obszarów wrażliwości (faza 3).

Korzystając z SMA otrzymuje się mierzalne wartości poziomu hałasu wyrażone w decybelach, co prowadzi do przejrzystego i weryfikowalnego zamieszczenia wniosków w prognozach. Tym samym zapobiega to powszechnej, wysoce nieprawidłowej praktyce stosowania w niej mało precyzyjnych stwierdzeń dotyczących klimatu akustycznego, tj. duży, mały, silny, słaby do stanu istniejącego oraz dla sytuacji docelowej: prawdopodobnie na tym samym poziomie, pozostający bez zmian – bez podawania wartości określających ten stan rzeczy.



Rys. 3. Etapy opracowania MPZP z uwzględnieniem SMA
(źródło: opracowanie własne)
Fig. 3. Stages of LLUP including the SNM (source: own work)

ZAKOŃCZENIE I WNIOSKI KOŃCOWE

Problem wpływu klimatu akustycznego na proces tworzenia przestrzeni miejskiej oraz przedstawienie schematu etapów opracowania MPZP z uwzględnieniem strategicznej mapy akustycznej (SMA) umożliwia sformułowanie następujących wniosków:

1. W procesie tworzenia MPZP problem hałasu środowiskowego i ochrony przed nim nie jest dostatecznie rozpoznany.
2. SMA jest cennym i niezastąpionym źródłem informacji o poziomie hałasu i powinna być wykorzystywana przez urbanistów w procesie planowania przestrzeni miasta w myśl zasad zrównoważonego rozwoju i ładu przestrzennego.
3. Wszystkie analizy klimatu akustycznego otoczenia, w ramach którego ma zastać uchwalony plan miejscowy odbywają się intuicyjne na podstawie niekompletnych materiałów. Sytuacja ta dotyczy stanu istniejącego oraz stanu prognostycznego – po pełnej realizacji ustaleń planu.
4. SMA umożliwia weryfikację wniosków zawartych w prognozie oddziaływania na środowisko w zakresie ochrony przed hałasem, ponieważ daje mierzalne wartości jego poziomu. W konsekwencji pozwala na trafne określenie granic obszarów o różnym sposobie zagospodarowania, w szczególności terenów wrażliwości, gdzie należy utrzymać standardy akustyczne określone przez ustawodawcę.
5. Zaletą wykorzystania SMA w procesie tworzenia MPZP jest możliwość weryfikacji ustaleń koncepcji rozwiązań przestrzennych pod kątem ochrony przed hałasem oraz późniejsze ich uwzględnienie w projekcie planu.

Wstępne wyniki badań potwierdziły konieczność uwzględnienia wpływu poziomu hałasu w działaniach związanych z planowaniem przestrzeni zurbanizowanej, szczególnie jego poziomu prognostycznego wynikającego z ustaleń miejscowych planów zagospodarowania przestrzennego. Zmiany zachodzące w przestrzeni (w tym towarzyszący im hałas) są zjawiskiem dynamicznym, w związku z tym pojawia się konieczność ciągłego ich monitorowania. Rzetelna informacja w zakresie zmian poziomu hałasu środowiskowego jest niezbędna uczestnikom przestrzeni w podejmowaniu właściwych decyzji inwestycyjnych, jak również urbanistom w tworzeniu przyjaznego mieszkańcom miasta spełniającego założenia zrównoważonego rozwoju. Po wejściu w życie zapisów Dyrektywy 2002/49/WE dotyczących tworzenia SMA w aglomeracjach powyżej 100 tys. mieszkańców dostęp do precyzyjnych danych akustycznych niebudzących wątpliwości staje się łatwiejszy. Wykorzystanie nowego źródła informacji w procesie tworzenia MPZP pozwoli trafniej określić granice obszarów o różnym sposobie zagospodarowania, w szczególności terenów wrażliwości, gdzie zgodnie z rozporządzeniem poziom hałasu nie może przekroczyć wartości dopuszczalnych [13]. Pełne rozeznanie tematyki wpływu poziomu hałasu środowiskowego na proces tworzenia przestrzeni miejskiej wymaga dalszych badań i analiz.

LITERATURA

[1] Adams M., Cox T., Croxford B., Rafae M., Sharples S., 2006. Sustainable soundscapes: noise policy and urban experience. Urban Studies 43(13), 2385-2398.
[2] Arana M., San Martin R., San Martin M.L., 2010. Strategic noise map of a major road carried out with two environmental prediction software packages. Environmental Monitoring and Assessment 163(1-4), 503-513.
[3] Cymerman R. (red.), 2010. Podstawy planowania przestrzennego i projektowania urbanistycznego. UWM Olsztyn.
[4] Dyrektywa 2002/49/WE Parlamentu Europejskiego oraz Rady Europejskiej z dnia 25 czerwca 2002 r. odnosząca się do oceny i zarządzania poziomem hałasu w środowisku (Dz.U. WE L 189 z dnia 18 lipca 2002 r.).
[5] Fyhri A., Aasvang G.M., 2010. Noise, sleep and poor health: modeling the relationship between road traffic noise and cardiovascular problems. Sci. Total Environ. 408(21), 4935-4942.
[6] Italo C. Montalvão Guedes, Stelamaris R. Bertoli, Paulo H.T. Zannin. 2011. Influence of urban shapes on environmental noise: A case study in Aracaju – Brazil. Sci. Total Environ. 412-413, 66-76.
[7] Krajewska M., Szopińska K., 2012. Noise Level in Relation to Real Estate Prices in Selected Settlements in Poland. FIG Working Week, Knowing to manage the territory, protect the environment, evaluate the cultural heritage, Rome, Italy, 6-10 May, http://www.fig.net/pub/fig2012/papers/ts06h/TS06H_krajewska_szopinska_5538.pdf. (access: 23 may, 2012).
[8] Kwiecień J., Szopińska K., Sztubecka M., 2010. Problem ochrony przed hałasem na terenach zurbanizowanych na przykładzie miasta Bydgoszcz. Ekologia i Technika XVIII(4), 205-212.
[9] Lebiedowska B., 2005. Acoustic background and transport noise in urbanised areas: A note on the relative classification of the city soundscape. Transportation Research Part D 10, 341-345.
[10] Papińska E., 2007. Rola opracowań ekofizjograficznych w procesie planowania przestrzennego. Wydawnictwo Politechniki Krakowskiej, Czasopismo Techniczne A 7, 185-190.
[11] Paszkowski W., 2011a. Elementy planowania przestrzennego w projektowaniu środowiska akustycznego na terenach zurbanizowanych. Management Systems in Production Engineering 3(3), 33-37.
[12] Paszkowski W., 2011b. Powiązanie mapy akustycznej z planowaniem przestrzennym. VI Seminarium CMAM, 17.02.2011, Zabrze.
[13] Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 1 października 2012 r. zmieniające rozporządzenie w sprawie dopuszczalnych poziomów hałasu w środowisku (Dz.U. Nr 0, poz. 1109).
[14] Souza L.C., Giunta M.B., 2011. Urban indices as environmental noise indicators. Computers. Environment and Urban Systems 35(5), 421-430.
[15] Ustawa z dnia 23 marca 2003 r. o planowaniu i zagospodarowaniu przestrzennym (Dz.U. z 2003 r. Nr 80, poz. 717).
[16] Ustawa z dnia 27 kwietnia 2001 r. Prawo Ochrony Środowiska (Dz.U. z 2008 r. Nr 25, poz. 150, z późn. zm.).

[17] Xie D., Liu Y., Chen J., 2011. Mapping urban environmental noise: a land use regression method. Environmental Science & Technology 45(17), 7358-7364, September.

[18] Yu C., Kang J., 2011. Acoustic Sustainability in Urban Residential. 3rd International Conference on Environmental Science and Information Application Technology (ESIAT 2011), Procedia Environmental Sciences 10, 471-477.

THE CONCEPT OF USING THE STRATEGIC NOISE MAP IN THE PROCESS OF LOCAL LAND USE PLANS

Abstract. In the territory of Poland spatial planning policies are described by a system of planning documents controlled by Spatial Planning and Land Development Act of 27 March 2003 As for communal local legal regulations being the support for urban development, it is the Local Land Use Plan (LLUP). When analyzing the development process of Polish cities, an obvious conclusion emerges about the lack of complex studies and researches of the environment concerning the issue of acoustic climate. The procedures of development of LLUP involve merely a general diagnosis of an environment excluding measured values of pollution, including noise levels. The main aim of this article is to introduce the issue of the influence that acoustic climate has on the urban space planning with the application of Strategic Noise Map (SNM). The map enables holistic assessment of the degree to which urban areas are exposed to noise, determines its sources and forecasts variations of its levels. Moreover, stages of an LLUP implementations have been suggested with the use of an SNM, being a tool made for assisting the process of environmental noise level. Applying SNM in verification of conceptual space arrangements in terms of protection against noise in the preparation of LLUP as well as their further application in the plan is a considerable advantage. The noise map is a valuable and irreplaceable source of information about noise levels and thus should be applied by urban planners in the process of urban space planning according to principles of sustainable development and spatial order.

Key words: spatial planning, environmental noise, acoustic climate, strategic noise map, local land use plan

TECHNOLOGIA GIS W TWORZENIU STRATEGICZNEJ MAPY AKUSTYCZNEJ

Janusz Kwiecień, Kinga Szopińska*

Streszczenie. W pracy omówiono zagadnienia związane z pojęciem systemów informacji geograficznej (GIS) oraz przedstawiono problem ochrony przed hałasem środowiskowym w Polsce ze szczególnym uwzględnieniem Strategicznej Mapy Akustycznej (SMA). Scharakteryzowano elementy bazy danych GIS pomocne przy określaniu poziomu hałasu w środowisku oraz metodykę tworzenia SMA z wykorzystaniem danych geoinformacyjnych. Zaprezentowane także wyniki badań klimatu akustycznego budynków Uniwersytetu Technologiczno-Przyrodniczego w Bydgoszczy. Analizy przeprowadzono na podstawie bazy danych GIS oraz dostępnych map akustycznych miasta Bydgoszczy.

Słowa kluczowe: systemy informacji geograficznej, dane geoinformacyjne, hałas środowiskowy, strategiczna mapa akustyczna, klimat akustyczny

WPROWADZENIE

Koniec dwudziestego wieku był okresem fascynującego rozwoju technik i technologii umożliwiających dostęp do danych charakteryzujących świat. Elektroniczne urządzenia ułatwiają inwentaryzację zasobów otaczającej przestrzeni, które mogą być wykorzystywane w teoretycznych badaniach i praktycznym rozwiązywaniu problemów. Do końca lat 80. ubiegłego wieku stosowano tradycyjne metody zbierania danych o przestrzeni (np. zdjęcia fotograficzne, mapy papierowe). Z początkiem lat dziewięćdziesiątych sytuacja ta radykalnie zaczęła się zmieniać dzięki rozwojowi systemów informacji geograficznej, które dostarczając dane o Ziemi w postaci cyfrowej, pozwalają na globalną wymianę informacji dzięki sieciom komputerowym (internet). Obserwowana tendencja do przyspieszania rozwoju infrastruktury informacyjnej dotyczy również zagadnień związanych z ochroną środowiska, w tym przeciwdziałania ponadnormatywnemu poziomowi hałasu środowiskowego. Zgodnie z zapisami dyrektywy 2002/49/WE podstawowym narzędziem w ochronie przed hałasem jest strategiczna mapa akustyczna. Obszerna analiza stanu środowiska niezbędna przy jej tworzeniu wskazuje na celowość wykorzystania danych geoinformacyjnych. Ich zastosowanie umożliwia wprowadzenie jednolitych zasad gromadzenia i archiwizacji wyników pomiarów, obliczeń oraz analiz wielkości charakteryzujących stan przestrzeni zurbanizowanej i oddziaływania poziomu hałasu.

* dr hab. inż. Janusz KWIECIEŃ, prof. UTP, mgr inż. Kinga SZOPIŃSKA, Wydział Budownictwa i Inżynierii Środowiska UTP, e-mail: jkw@utp.edu.pl, kinga.szopinska@utp.edu.pl

SYSTEMY INFORMACJI GEOGRAFICZNEJ

Definicja pojęcia **systemy informacji geograficznej** (ang. *Geographical Information Systems* – GIS) wymaga szerszego omówienia. Należy zwrócić szczególną uwagę na określenie „system informacji" (lub „system informacyjny") oraz sprecyzowanie terminu „geograficzny". Określenie **geograficzny** jest używane w odniesieniu do danych, które są określone pod względem geograficznym, czyli względem Ziemi [2, 12]. Przestrzeń, w której dane te są identyfikowane, może być trójwymiarowa lub dwuwymiarowa, np. sprowadzona do płaszczyzny lub powierzchni elipsoidy ziemskiej, gdy trzeci wymiar − wysokość − jest pomijany. Dodatkowy wymiar stanowi czas niezbędny do przedstawienia zmienności danych [4]. **System informacyjny** można natomiast określić jako łańcuch operacji, na który składają się: planowanie obserwacji i gromadzenie danych, magazynowanie i operowanie danymi oraz ich analiza i w efekcie wykorzystanie posiadanych danych procesach podejmowania decyzji. System informacyjny jako zbiór danych i narzędzi do ich przetwarzania można przedstawić w postaci analogowej (np. rękopis, slajdy fotograficzne) lub też cyfrowej (np. binarny zapis komputerowy).

Wprawdzie systemy informacji geograficznej teoretycznie nie muszą opierać się na technologii komputerowej, jednak trudno dzisiaj sobie wyobrazić funkcjonowanie takich systemów bez informatycznego zaplecza. Technologia zarządzania geoinformacją rozwijała się w wielu dyscyplinach. Geograficzne systemy rysunkowe (o rozbudowanych możliwościach graficznych), analityczne (mające narzędzia analizy przestrzennej) i statystyczne (z mechanizmami zarządzania bazą danych) rozwijane były niezależnie, począwszy od lat 50. i 60. ubiegłego wieku. Głównym problemem, jaki rozwiązać musieli informatycy tworzący takie systemy, był wydajny sposób przetwarzania danych przestrzennych. W początkach rozwoju GIS widać było jego silny związek z istniejącymi i tworzonymi systemami inżynieryjnymi. Zależność ta szczególnie uwidoczniła się w poszczególnych pracach nad metodami wizualizacji danych, interfejsu graficznego i graficznych urządzeniach wyjściowych. Standardem stała się stworzona w Massachusetts Institute of Technology (MIT) w późnych latach 50. technologia wspomaganego komputerowo projektowania (CAD − *Computer Aided Drafting*). Systemy CAD, które przeznaczone były głównie do graficznych opracowań projektowych, nie spełniają jednak wymagań stawianych oprogramowaniu systemów informacji geograficznej. Dopiero w ciągu ostatnich kilkunastu lat ukształtował się międzynarodowy rynek oprogramowania służącego systemom informacji geograficznej. Dostępna jest już znaczna liczba pakietów oprogramowania, nazywanych systemami informacji geograficznej.

Wśród osób zajmujących się w Polsce problematyką systemów informacji geograficznej nie ma jednomyślności, co do definicji i zakresu znaczeniowego tego pojęcia. Po części wynika to ze stosunkowo krótkiej obecności tych systemów na naszym rynku i niedostatecznej ilości dobrych polskich opracowań na ich temat. Jest to też efektem (a także przyczyną) różnic znaczeniowych między

angielskimi terminami (GIS, LIS − ang. *Land Information System*) a ich polskimi odpowiednikami. Obecnie funkcjonują następujące definicje GIS:

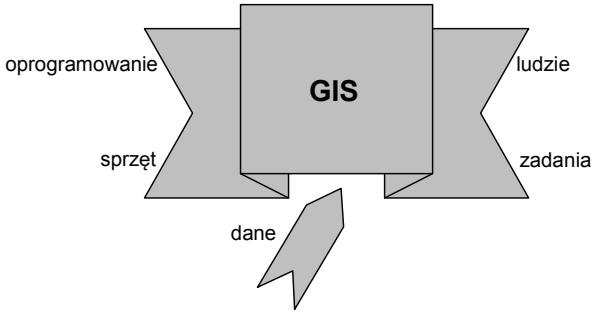
„GIS jest systemem przeznaczonym do zbierania, przechowywania, weryfikacji, integrowania, manipulowania, analizy i wizualizacji danych przestrzennie odniesionych do powierzchni Ziemi".

„GIS jest zautomatyzowanym systemem do gromadzenia, przechowywania, wyszukiwania, analizowania i wyświetlania danych przestrzennych".

Z cytowanych powyżej definicji wynikają trzy główne cechy systemu GIS:

- udostępnia on mechanizmy wprowadzania, gromadzenia i przechowywania danych przestrzennych oraz zarządzania nimi, zapewnia integralność i spójność oraz pozwala na ich wstępną weryfikację,
- na podstawie zgromadzonych w systemie danych możliwe jest przeprowadzenie specyficznych analiz opierających się m.in. na relacjach przestrzennych między obiektami,
- wyniki analiz przestrzennych i operacji charakterystycznych dla programów obsługujących bazy danych mogą być przedstawione w postaci opisowej (tabelarycznej) lub graficznej (mapa, diagramy, wykresy, rysunki), stąd cechą GIS jest wizualizacja i udostępnianie informacji przestrzennych w żądanej postaci.

Dla wielu osób system informacji geograficznej oznacza zupełnie odmienne spojrzenie na informacje. Integruje on sprzęt komputerowy, oprogramowanie, dane i zasoby ludzkie, dając nowe perspektywy kreatywnego rozwiązywania skomplikowanych problemów. System informacji geograficznej powinien być rozumiany nie tylko jako kombinacja sprzętu i oprogramowania, której funkcjonalnym celem jest przetwarzanie **danych przestrzennych**. GIS, zgodnie z koncepcją systemową, składa się z pięciu wzajemnie powiązanych elementów: sprzętu komputerowego, oprogramowania, danych, zasobów ludzkich metod (zadań). Koncepcję tę ilustruje rysunek 1. Brak choćby jednego z tych podsystemów wyklucza sprawne działanie systemu jako całości.



Rys. 1. Koncepcja systemowa GIS (źródło: opracowanie własne)
Fig. 1. The system concept of GIS (source: own work)

Ze względu na zawrotne w ostatnich latach tempo rozwoju technologii komputerowych standardowe konfiguracje sprzętowe GIS podlegają szybkiej dezaktualizacji. Zacierają się wyraźne jeszcze na początku lat 90. różnice między komputerami osobistymi, mikrokomputerami a stacjami roboczymi. Aktualnie tylko od specyfiki realizowanych zadań zależy klasa sprzętu do realizacji GIS. Istotne funkcje GIS to wprowadzanie danych i uzyskiwanie produktu końcowego, dlatego do niezbędnych elementów sprzętu komputerowego GIS należą urządzenia służące do wprowadzania i wyprowadzania danych (np. skanery, plotery). Oprogramowanie pełni rolę integratora podsystemów GIS. Musi umożliwiać realizację pięciu podstawowych funkcji GIS: wprowadzania danych przestrzennych i opisowych, wstępnego ich przetwarzania, przechowywania danych, analizy i prezentacji wyników (tworzenia produktu końcowego). Dane stanowią najważniejszy i najbardziej wartościowy element systemów informacji geograficznej. Immanentną cechą GIS jest zdolność integracji danych przestrzennych i atrybutowych (opisowych), co ma zasadnicze znaczenie przy realizacji funkcji analitycznych i prezentacji wyników. Pozyskanie odpowiednich danych do realizacji celów danego GIS jest z reguły procesem długotrwałym, pochłaniającym większą część kosztów związanych z opracowaniem GIS. Późniejsze utrzymanie bazy danych wymaga w większości przypadków znacznie mniejszych nakładów.

Każdy kompleksowy system informacji geograficznej realizowany jest wokół celów i zadań przed nim postawionych. Właściwe rozpoznanie potrzeb i dokładne określenie wymagań, jakie powinien spełniać GIS, warunkuje sukces całego przedsięwzięcia. Właśnie takie zadania związane z wykorzystaniem informacji przestrzennych i rozpoznane metody ich realizacji rzutują na klasę i rodzaj wymaganego sprzętu i oprogramowania oraz wymagania kadrowe. Pakiet oprogramowania GIS sam w sobie nie pozwala na realizację konkretnych zadań, specyficznych dla danego użytkownika − z reguły konieczne jest stworzenie specjalistycznych aplikacji, bazujących na rozwiązaniach oferowanych przez oprogramowanie GIS. Sprzyja temu otwarta struktura współczesnych programów GIS, pozwalająca na praktycznie dowolne rozszerzanie możliwości systemu poprzez opracowywanie dodatkowych modułów, przy wykorzystaniu niezależnych bądź wbudowanych języków programowania.

STRATEGICZNA MAPA AKUSTYCZNA W OCHRONIE PRZED HAŁASEM ŚRODOWISKOWYM

Zgodnie z zapisami prawa środowisko jako ogół elementów przyrodniczych, w tym również przekształconych w wyniku działalności człowieka podlega ochronie polegającej na podjęciu lub zaniechaniu działań umożliwiających zachowanie lub przywrócenie równowagi przyrodniczej w myśl zasad zrównoważonego rozwoju [23]. Hałas jako zanieczyszczenie środowiska jest jednym z największych problemów środowiskowych. Światowa Organizacja Zdrowia (WHO) uplasowała go na trzecim miejscu wśród wszystkich zagrożeń. Wyżej

znalazły się jedynie gazowe zanieczyszczenia powietrza oraz zanieczyszczenia wód. Pomimo znacznych obniżeń emisji zjawisk dźwiękowych w latach 70. ubiegłego wieku hałas nadal stanowi jeden z głównych problemów środowiskowych. W chwili obecnej co trzeci mieszkaniec Europy narażony jest na ponadnormatywny poziom hałasu [17]. Analizując wyniki wielu prac badawczych oraz wyniki publikacji WHO z marca 2010 roku można stwierdzić, że uciążliwość akustyczna na terenie państw europejskich nadal występuje w dużym stopniu [7, 15, 17]. Do najbardziej dokuczliwej akustycznie grupy źródeł zalicza się hałas pochodzenia drogowego [11, 20], aż 16% ludności europejskiej zamieszkującej aglomeracje powyżej 250 tys. mieszkańców narażona jest na szkodliwy poziom tego rodzaju dźwięku. Odziaływanie pozostałych źródeł, jak np. hałas lotniczy i przemysłowy wynosi 0,1%, a szynowy 1,0% [15].

Sadowski i Szudrowicz [19] zespół zjawisk akustycznych powstających w środowisku zewnętrznym nazwali „klimatem akustycznym środowiska przyrodniczego". Podstawą prawidłowego kształtowania środowiska akustycznego jest formowanie optymalnych dla potrzeb zdrowia i działalności człowieka warunków akustycznych. Na wynik wartościowania hałasów środowiskowych, będących składowymi klimatu akustycznego wpływają dźwięki pochodzące z różnych grup źródeł, w tym m.in.: hałas drogowy, kolejowy, lotniczy, wodny i przemysłowy. Hałas o ponadnormatywnym działaniu ma wpływ na jedną trzecią mieszkańców Polski. Zasięg negatywnego oddziaływania obejmuje 21% powierzchni kraju [8]. Podobnie jak w innych państwach europejskich tak i w Polsce problem hałasu drogowego jest największy. Zgodnie z danymi zamieszczonymi na portalu NOISE [15] aż 36% Polaków mieszkających w aglomeracjach powyżej 250 tys. mieszkańców narażona jest na ponadnormatywny poziom hałasu drogowego. Prawie połowa ludności Warszawy, tj. 47,7% oraz 20% mieszkańców Bydgoszczy i Gdyni narażona jest na szkodliwe działanie ruchu drogowego. Nieco mniejsze wartości występują we Wrocławiu i Białymstoku. Najmniejszy odsetek mieszkańców narażonych na hałas drogowy zanotowano w Poznaniu – 6,3%, Szczecinie – 7,5%, Krakowie – 7,7% oraz Łodzi – 8,6% [15].

Poziom hałasu środowiskowego można zaprezentować na mapach hałasu realizowanych w odpowiedniej skali z przedstawieniem usytuowania budynków, sieci infrastruktury komunikacyjnej oraz lokalizacją obszarów przemysłowych. Szczegółowość map zależy od istniejącego oraz planowanego sposobu użytkowania terenu podległemu badaniu. Na mapie w sposób graficzny przedstawia się strefy zasięgu hałasu. Są to obszary, dla których wartość długotrwałego średniego poziomu dźwięku z korekcją zawiera się między dwoma określonymi poziomami, np. 55-60 dB [16]. Zgodnie z dyrektywą 2002/49/WE [1] opracowaniem kartograficznym prezentującym w sposób przestrzenny strefy zasięgu szkodliwych dźwięków w środowisku jest strategiczna mapa akustyczna (SMA). W myśl tej dyrektywy SMA to uśredniona mapa hałasu emitowanego do środowiska przez różne grupy źródeł, dająca możliwość całościowej oceny stopnia zagrożenia hałasem na terenie miasta, możliwość stwierdzenia przyczyn tego stanu oraz możliwość realizacji ogólnych prognoz zmian hałasu. Na jej

podstawie można również tworzyć złożone wskaźniki oceny zagrożenia hałasem poprzez określenie liczby osób narażonych na działanie hałasu przekraczającego wartość dopuszczalną na danym terenie. Strategiczna mapa akustyczna wpisuje się we wszystkie kluczowe obszary polityki ochrony przed hałasem [14]. Odnosi się do całościowej oceny narażenia ludności na hałas w podziale na źródła powstawania dźwięku w środowisku. Stanowi podstawę przy tworzeniu planów ochrony przed hałasem oraz jest udostępniona społeczeństwu na stronach internetowych [21]. W opinii Kompały [10] SMA zawiera w sobie dane wykorzystywane do globalnego szacowania sytuacji na danym obszarze albo do ogólnych przewidywań dotyczących takiego obszaru pochodzących z mapy akustycznej. Ocenę stanu klimatu akustycznego w SMA wykonuje się na podstawie wyników pomiarów poziomów hałasu określonych wskaźnikami hałasu L_{DWN} i L_N [23].

Proces tworzenia SMA jest czasochłonną analizą danych demograficznych oraz danych dotyczących sposobu zagospodarowania i użytkowania terenu [9]. Obliczenia do jej sporządzenia wykonuje się przy użyciu specjalistycznego oprogramowania komputerowego do analiz akustycznych np.: IMMI, CadnaA, SoundPlan, Mithra, ArcAkus itd. na podstawie bazy danych GIS [10, 13, 14]. Państwa członkowskie Unii Europejskiej zostały zobligowane poprzez zapisy dyrektywy 2002/49/WE [1] do opracowania strategicznych map akustycznych z zastrzeżeniem następujących terminów realizacji: do 30 czerwca 2007 roku – dla aglomeracji o liczbie mieszkańców przekraczającej 250 tys. oraz do 30 czerwca 2012 roku – dla wszystkich aglomeracji na swym terytorium[1]. W polskim prawodawstwie ustalenia te potwierdza artykuł 117 Ustawy Prawo Ochrony Środowiska [23]. Na terenie Polski dla wszystkich aglomeracji liczących powyżej 100 tys. mieszkańców opracowano strategiczną mapę akustyczną.

Strategiczna mapa akustyczna rozumiana jako system zawiera część opisową i graficzną. W części opisowej znajduje się: charakterystyka obszaru podlegającego ocenie wraz z identyfikacją i charakterystyką źródeł hałasu; uwarunkowania akustyczne wynikające z planu miejscowego oraz metody, oceny, zestawienia wyników badań z analizą trendów zmian stanu akustycznego środowiska oraz identyfikacją terenów zagrożonych hałasem. Część graficzna zbudowana jest z szeregu map akustycznych, tj.: mapy charakteryzujące hałas emitowany z poszczególnych grup źródeł, mapy stanu akustycznego środowiska, mapy obszarów cichych[2] oraz mapy terenów zagrożonych hałasem [13]. Poniżej przedstawiono niektóre sugestie zawarte w załączniku nr IV dyrektywy [1], które dotyczą realizacji strategicznej mapy akustycznej.

[1] W rozumieniu Dyrektywy 2002/49/WE aglomeracja oznacza część terytorium o liczbie mieszkańców przekraczającej 100 tysięcy i gęstości zaludnienia powodującej, że Państwo Członkowskie uznaje je za teren zurbanizowany [1].

[2] Obszary ciche to takie, na których poziom hałasu jest prawidłowy, tzn. nie przekracza wartości dopuszczalnych określonych przez ustawodawcę. Dla tych terenów w strategicznej mapie akustycznej przedstawia się działania utrzymujące wartość dźwięku na co najmniej istniejącym poziomie [1].

1. Dane zawarte w strategicznej mapie akustycznej powinny obejmować następujące zagadnienia:
   - ocena istniejącego, przeszłego lub prognozowanego stanu klimatu akustycznego określonego za pomocą wskaźnika hałasu,
   - ustalenie przekroczeń wartości dopuszczalnych,
   - szacunkowe ustalenie liczby lokali mieszkalnych, szkół i szpitali na danym obszarze, na które oddziałuje hałas o określonej wartości,
   - oszacowanie liczby ludzi zamieszkałych na obszarze narażonym na hałas.
2. Strategiczne mapy hałasu mogą być prezentowane społeczeństwu jako:
   - materiał graficzny,
   - zestaw danych numerycznych zawartych w tabelach (wydruki).
3. Strategiczne mapy hałasu dla aglomeracji powinny kłaść szczególny nacisk na hałas emitowany przez:
   - ruch drogowy,
   - ruch kolejowy,
   - porty lotnicze,
   - obszary działalności przemysłowej, łącznie z portami.

Zgodnie z artykułem 119 ustawy Prawo Ochrony Środowiska strategiczna mapa akustyczna stanowi podstawę do sporządzenia i aktualizacji programów ochrony przed hałasem [1]. Program ten tworzy się dla terenów zagrożonych hałasem. Jego celem jest dostosowanie poziomu hałasu do wielkości dopuszczalnych. Szczegółowe wytyczne dotyczące planów działań oraz metodykę jego wykonania określa Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 14 października 2002 r. w sprawie szczegółowych wymagań, jakim powinien odpowiadać program ochrony środowiska przed hałasem [18]. Programy te muszą również uwzględniać zapisy pozostałych aktów prawnych regulujących zagadnienia związane z ochroną przed hałasem [23]. Opracowanie to składa się z trzech części. Pierwsza z nich – opisowa − zawiera informacje dotyczące: charakterystyki obszaru badań, naruszeń dopuszczalnych poziomów hałasu w środowisku, kierunków i zakresów działań niezbędnych do przywrócenia odpowiedniego stanu akustycznego badanego terenu, kosztów realizacji programu oraz źródeł finansowania. Druga część programu ochrony przed hałasem zawiera wykaz organów administracji odpowiedzialnych za wydawanie aktów prawa miejscowego, monitorowanie realizacji programu lub jego etapów oraz wydawanie decyzji, których ustalenia zmierzają do osiągnięcia celów programu. Trzecia część zawiera dane i wnioski wynikające ze strategicznej mapy akustycznej, w tym: informacje o gęstości zaludnienia, zakres przekroczeń poziomu hałasu, charakterystykę techniczno-akustyczną źródeł mających negatywny wpływ na poziom hałasu w środowisku, analizę materiałów, dokumentów, publikacji i niezrealizowanych części programu wraz z przyczynami braku realizacji. W programie ochrony określa się i ocenia powstającą emisję hałasu z eksploatacji zakładów, urządzeń, ciągów komunikacyjnych. W badaniach uwzględniony jest hałas powstający przed i po

realizacji zadań programu z uwzględnieniem liczby mieszkańców oraz efektywności ekonomiczno-ekologicznej.

Problem ochrony przed hałasem środowiskowym jest istotny nie tylko dla władz państw europejskich. W wielu miastach spoza Europy istnieją mapy akustyczne pomagające w zachowaniu właściwego klimatu akustycznego. W krajach rozwijających się Ameryki Południowej pomimo braku ustaleń legislacyjnych w zakresie tworzenia SMA i niepełnej informacji kartograficznej powstają mapy akustyczne. Przykładem mogą być miasta brazylijskie, tj. Belém, Rio de Janeiro, Sorocaba czy Curitiba [5, 24].

ZASTOSOWANIE DANYCH GEOINFORMACYJNYCH W PROCESIE TWORZENIA STRATEGICZNEJ MAPY AKUSTYCZNEJ

Charakterystyka GIS dla SMA

Analiza stanu środowiska akustycznego, złożoność jego opisu i charakterystyki przy istniejących i rozwiniętych podstawach teoretycznych emisji i propagacji hałasu w zróżnicowanych warunkach terenowych, a także wymagania wynikające z krajowych i międzynarodowych przesłanek legislacyjnych wskazują na celowość zastosowania komputerowego systemu informacji geograficznej GIS jako podstawy metodologicznej do budowy Strategicznej Mapy Akustycznej (SMA) w aglomeracjach miejskich. Technologia GIS łącząca cyfrowe mapy analizowanego terenu z relacyjnymi bazami danych umożliwia nie tylko zastosowanie ujednoliconych zasad gromadzenia i archiwizacji wyników pomiarów i analiz, ale także zapewnia możliwość automatycznego wykonywania obliczeń związanych z wyznaczaniem wskaźników i innych wielkości charakteryzujących stan środowiska akustycznego. GIS jako główne środowisko zarządzania przestrzennymi bazami danych jest wykorzystywane w specjalistycznych oprogramowaniach do tworzenia map akustycznych, które zapewniają przestrzenną prezentację akustycznych sytuacji.

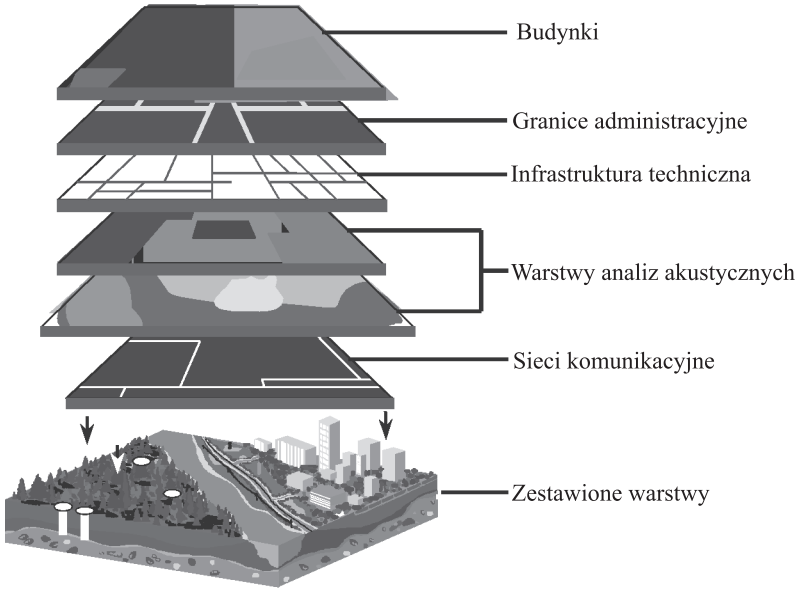
Celem projektu bazy danych GIS systemu SMA jest przeprowadzenie obszernej analizy stanu środowiska potrzebnej przy określeniu długookresowych wskaźników oceny klimatu akustycznego przestrzeni zurbanizowanej dla wszystkich grup źródeł oraz ich prezentacja kartograficzna w postaci cyfrowej mapy akustycznej. Baza danych GIS dla sytemu SMA składa się z dwóch niezależnych komponentów. Pierwszym z nich jest model pojęciowy informacji opisowej o stanie przestrzeni zurbanizowanej z przedstawieniem charakterystyki źródeł hałasu. Drugim składnikiem jest mapa cyfrowa utworzona na podstawie mapy zasadniczej oraz wysokorozdzielczego zobrazowania satelitarnego QuickBird (podkładu rastrowego) zawierającego w sobie poszczególne elementy środowiska z uwzględnionym sposobem zagospodarowania. Końcowym etapem tworzenia systemu SMA jest implementacja danych geoinformacyjnych do oprogramowania komputerowego zajmującego się obliczaniem klimatu aku-

stycznego. Przy tworzeniu bazy danych GIS systemu SMA niezbędne są dobrej jakości dane wejściowe, które często są rozproszone, mają różnorodne formaty i pochodzą z różnych źródeł, np.:

- dane w postaci obiektów rozmieszczonych na powierzchni Ziemi, np. sieci komunikacyjne, budynki, zakłady przemysłowe, lotniska, ukształtowanie terenu;
- dane zbierane przez urządzenia rejestrujące (czujniki elektroniczne, kamery), np. urządzenia do pomiaru hałasu, natężenia ruchu drogowego;
- dane zbierane bezpośrednio przez ludzi, np. szkice polowe, kwestionariusze, ankiety;
- dane graficzne o lokalizacji powierzchniowych źródeł hałasu oraz obszarów wrażliwości akustycznej;
- przetworzone dane w postaci analogowej lub cyfrowej, np. mapy, dane statystyczne;
- dane czerpane z istniejących systemów informatycznych, np. baza danych GeoKataster.

Na rysunku 2 przedstawiono, jak użytkownik może utworzyć dzięki technologii GIS warstwy tematyczne dla SMA na podstawie wybranych atrybutów opisowych.

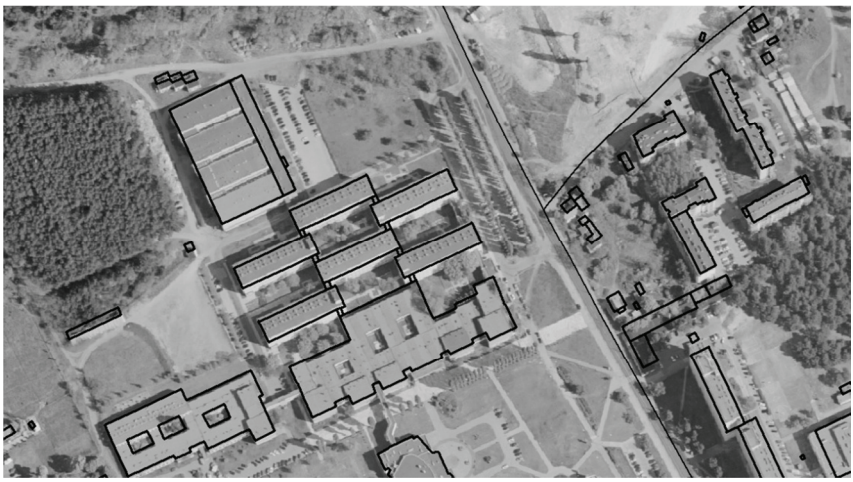
Podczas integracji danych z różnych źródeł należy brać pod uwagę dwa ważne aspekty, tj. ograniczoność danych i występowanie różnych układów współrzędnych. Każdy zbiór danych ma właściwe dla niego ograniczenia. Korzystając z danych źródłowych, należy również wziąć pod uwagę przestrzenną dokładność położenia obiektu, która może zmieniać się od kilku do kilkuset metrów. W pewnych przypadkach dokładność danych może być za mało szczegółowa dla wykonywanego projektu, chociaż może być wystarczająca na etapie wstępnych prac badawczych. Ważne jest też, aby dla całkowicie różnych zbiorów danych przyjąć wspólny układ współrzędnych. Technologia GIS dysponuje narzędziami do sprowadzania do jednolitego układu geograficzno-kartograficznego (z ang. *Coordinate System and Map Projection*) [1].



Rys. 2. Warstwy tematyczne (źródło: opracowanie własne)
Fig. 2. Layered structure of the database (source: own work)

Przykład wykorzystania bazy danych GIS systemu SMA

Przedmiotem badań były obiekty Uniwersytetu Technologiczno-Przyrodniczego im. J.J Śniadeckich w Bydgoszczy (UTP) mieszczące się na osiedlu Akademickie – Wschód w jednostce Fordon miasta Bydgoszcz oraz ich otoczenie i sąsiedztwo. W strukturze przestrzennej badanego terenu dominuje zabudowa mieszkaniowa wielorodzinna, uzupełniona zabudową usługową o charakterze podstawowym. Klimat akustyczny badanego terenu kształtuje wiele źródeł dźwięku. Wyróżniono hałas pochodzenia drogowego oraz przemysłowego. Podstawowym kryterium wyboru obszaru do badań była różnorodność funkcji i sposobów zagospodarowania, znaczny udział obszarów wrażliwości akustycznej, mnogość źródeł hałasu oraz dostępność materiałów wejściowych do sporządzenia systemu strategicznej mapy akustycznej (SMA). Modelowanie baz danych GIS dla systemu SMA badanego terenu rozpoczęto od wygenerowania mapy cyfrowej wybranego fragmentu miasta. Stworzono klasy obiektów dla sieci dróg, budynków oraz różnych sposobów zagospodarowania przestrzeni. Na rysunku 3 przedstawiono fragment wektoryzowanej ortofotomapy obiektów UTP oraz pobliskich ulic (al. Prof. S. Kaliskiego oraz ul. Bydgoskich Olimpijczyków).

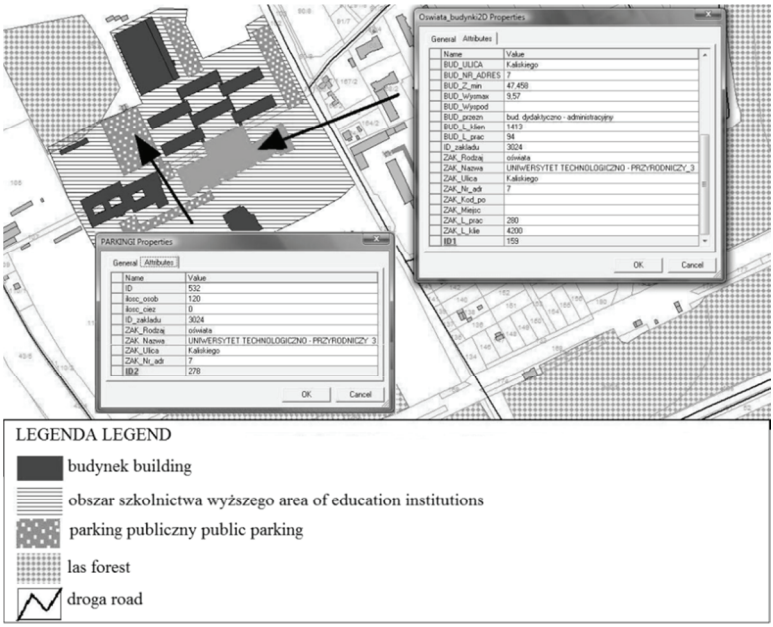


Rys. 3. Wyrys z wektoryzowanej ortofotomapy satelitarnej (kampus Uniwersytetu Technologiczno-Przyrodniczego w Bydgoszczy), (źródło: opracowanie własne)
Fig. 3. A part of vectorized satellite orthophotomap (campus of University of Technology and Life Sciences in Bydgoszcz), (source: own work)

Kolejnym etapem tworzenia bazy danych GIS dla systemu SMA było określenie modelu opisowego zawierającego dane o sposobie zagospodarowania terenu, źródłach hałasu oraz obszarach wrażliwości. Do tego zadania wykorzystano program GeoMedia Professional. Przykład połączenia danych opisowych z obiektami graficznymi zlokalizowanymi przestrzennie przedstawia rysunek 4. Zaprezentowano klasę obiektów typu powierzchniowego (kompleks UTP) – jako przykład obszaru wrażliwości akustycznej − oraz warstwę parkingów – jako przykład powierzchniowego źródła hałasu. W obu przypadkach w pierwszej kolejności zdefiniowano klucz główny, następnie przyporządkowano parametry charakteryzujące dany element przestrzeni zurbanizowanej. Dla obiektów UTP określono liczbę pracowników, liczbę studentów, funkcję budynku oraz dane adresowe, natomiast dla warstwy parkingów informacje o właścicielu i maksymalnej liczbie pojazdów osobowych mogących skorzystać z postoju.

Tworzenie SMA przy użyciu oprogramowania komputerowego odbywa się na podstawie charakterystyki źródła dźwięku. Dla hałasu drogowego źródłem tym jest ruch pojazdów na danym odcinku drogi. W bazie opisowej warstwy dróg znajdują się parametry dotyczące charakterystyki badanego odcinka oraz informacje dotyczące ruchu pojazdów. Dane te wprowadzono do bazy opisowej analizowanej warstwy. W ramach systemu GIS-SMA wykonano pomiary równoważnego poziomu dźwięku L_{DWN} oraz badania natężenia ruchu drogowego (NRD) szczytu porannego i popołudniowego na skrzyżowaniach analizowanego terenu, w rejonie ulic: gen. Wł. Andersa, Akademicka, Fordońska oraz J. Brzechwy. Do badań wykorzystano całkujący miernik poziomu dźwięku Mediator 2238 firmy Bruel&Kjaer. Z przeprowadzonych badan wynika, iż wraz ze wzrostem natężenia

ruchu drogowego wzrasta poziom hałasu drogowego. Największy ruch pojazdów kołowych odnotowano na skrzyżowaniu ulic Fordońskiej − Kaliskiego, gdzie poziom hałasu drogowego wskaźnika L_{DWN} wyniósł aż 75,1 dB. Najniższą wartość uzyskano na skrzyżowaniu ulic Andersa – Igrzyskowa − 66,8 dB. Uzyskane wyniki badań natężenia ruchu drogowego oraz poziomu hałasu drogowego wskaźnika L_{DWN} wprowadzono do bazy opisowej GIS dla systemu SMA dla odpowiednich odcinków sieci dróg. Następnie bazę zaimplementowano do programu CadnaA i na jej podstawie wygenerowano mapy akustyczne hałasu drogowego.

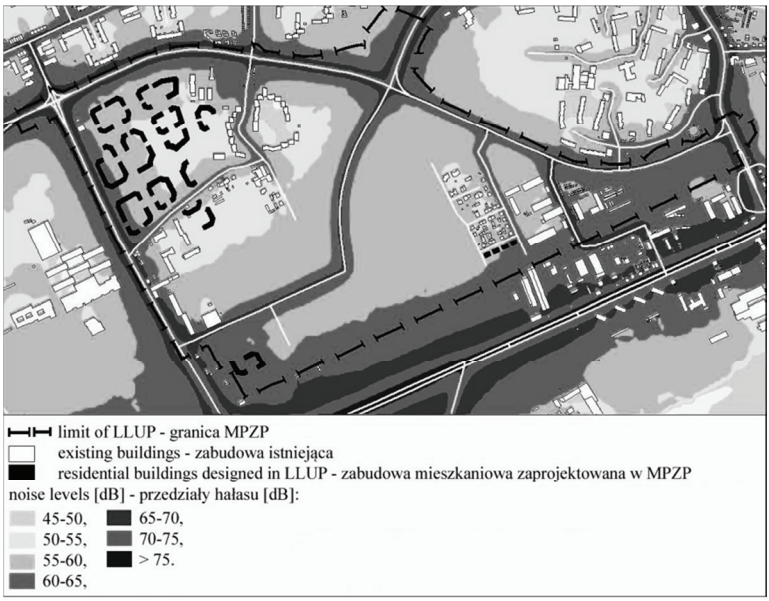


Rys. 4. Przestrzenne rozmieszczenie elementów analizowanego terenu z prezentacją atrybutów opisowych (źródło: opracowanie własne)
Fig. 4. Spatial distribution of elements of analyzed area with the presentation of attributes descriptive (source: own work)

Przy opracowaniu map akustycznych dla miasta Bydgoszczy wykorzystano metody obliczeniowe zalecane przez Dyrektywę 2002/49/WE [1]. Poziom hałasu drogowego określono na podstawie metody francuskiej „NMPB-Routes - 96 (SETRA-CERTU-LCPC-CSTB)". Do ustalenia hałasu szynowego posłużono się holenderską metodą obliczeniową SRM II oraz alternatywie dla hałasu tramwajowego normą niemiecką − Schall03 [3, 6, 22]. Hałas przemysłowy obliczono zgodnie z metodą zawartą w normie ISO 9613-2 „Akustyka. Tłumienie dźwięku podczas propagacji w przestrzeni otwartej: Część 2: Ogólne metody obliczeń"[3]. Do obliczeń hałasu lotniczego zastosowano metodę ECAC.CEAC Doc. 29.

[3] Zapis normy zgodny z podanym w Dyrektywie 2002/49/WE. Jednakże norma ma już status normy polskiej (PN).

Rysunek 5 przedstawia mapę długookresowego średniego poziomu hałasu drogowego wskaźnika L_{DWN}. Największe wartości odnotowano na ulicy Fordońskiej, gdzie poziom hałasu przekroczył 75 dB. Wykorzystanie specjalistycznego oprogramowania komputerowego pozwala określić rozkład dźwięku w środowisku. Hałas drogowy równomiernie rozchodzi się w przestrzeni zurbanizowanej. Wraz ze wzrostem odległości od osi dróg poziom hałasu maleje i na analizowanym terenie oscyluje w granicach 55-65 dB. Na obszarach najbardziej oddalonych od dróg, umiejscowionych między obiektami mieszkalnictwa wielorodzinnego, poziom hałasu drogowego jest najniższy i wynosi 50-55 dB.



Rys. 5. Wyrys z analizowanego Miejscowego Planu Zagospodarowania Przestrzennego w zestawieniu ze Strategiczną Mapą Akustyczną (istniejący poziom hałasu drogowego – wskaźnik L_{DWN}), (źródło: opracowanie własne)

Fig. 5. Dimensioned drawing of the analyzed Local Land Use Plan in comparison with SNM (existing level of traffic noise – noise indicator L_{den}), (source: own work)

PODSUMOWANIE I WNIOSKI KOŃCOWE

Zasadniczym celem realizacji strategicznej mapy akustycznej (SMA) jest uzyskanie aktualnych informacji o stanie akustycznym środowiska z uwzględnieniem danych nieakustycznych, takich jak demografia oraz sposób zagospodarowania i użytkowania terenu. Zgodnie z dyrektywą [1] celem SMA jest stworzenie podstaw dla rozwijania środków wspólnotowych w zakresie obniżania hałasu z głównych źródeł, w szczególności z taboru drogowego i szynowego oraz ich infrastruktury, samolotów, urządzeń pracujących na otwartej przestrzeni i urządzeń przemysłowych oraz maszyn i urządzeń samobieżnych. Efek-

tem prac, realizowanych na zamówienie organów ochrony środowiska w urzędach miast, są:

- diagnozy stanu środowiska akustycznego na obszarze miasta zgodne zarówno z wymaganiami unijnymi, jak i polskimi przepisami ochrony środowiska, w tym przygotowanie zestawień statystycznych dla potrzeb Komisji Europejskiej i krajowego raportu z wyników procesu mapowania akustycznego;
- system techniczno-organizacyjny umożliwiający posługiwanie się mapą akustyczną w zakresie oceny stanu, analizy trendów zmian, ocen wpływu różnego rodzaju inwestycji na zmiany stanu klimatu akustycznego itp.; dane takie niezbędne są do opracowania skutecznego programu ochrony środowiska przed hałasem;
- materiał do informowania społeczeństwa nt. stanu klimatu akustycznego w miejscu zamieszkania i odpoczynku udostępniany na stronie internetowej. Wykonanie mapy akustycznej miasta to zaawansowany technologiczne system GIS w skali odpowiadającej danej aglomeracji. Wymaga to dużego nakładu prac związanych z pozyskaniem danych przestrzennych z różnych źródeł. W budowie SMA uczestniczą nie tylko różne jednostki organizacyjne miasta, ale także instytucje odpowiedzialne za komunikację w mieście, jak również zarządcy dużych zakładów przemysłowych. Wykonawca mapy akustycznej dane te weryfikuje, uzupełnia i przetwarza dla potrzeb obliczeń hałasu. System SMA powinien stanowić element miejskiego systemu informacji geograficznej.

Analiza zebranych informacji o wykorzystaniu danych geoinformacyjnych w procesie tworzenia SMA pozwala sformułować następujące wnioski:

1. Obszerna analiza komponentów przestrzeni zurbanizowanej niezbędna przy tworzeniu SMA wskazuje na celowość wykorzystania technologii GIS jako podstawy metodologicznej jej realizacji.
2. Dane GIS umożliwiają wprowadzenie ujednoliconych zasad gromadzenia i archiwizacji wielkości charakteryzujących stan środowiska, jak również parametrów wpływających na poziom hałasu.
3. Do obliczeń rozkładów poziomu hałasu w przestrzeni zurbanizowanej wykorzystuje się specjalistyczne oprogramowanie komputerowe umożliwiające tworzenie szeregu map hałasu.
4. Generowanie SMA przy użyciu specjalistycznego oprogramowania komputerowego odbywa się na podstawie charakterystyki źródła dźwięku. Poziom hałasu komunikacyjnego wynika z ruchu pojazdów oraz charakterystyki trasy komunikacyjnej.
5. Wraz ze wzrostem natężenia ruchu drogowego wzrasta poziom hałasu. Na analizowanym terenie największy ruch pojazdów kołowych odnotowano na skrzyżowaniu ulic Fordońskiej − Kaliskiego, gdzie poziom hałasu drogowego wskaźnika L_{DWN} wyniósł aż 75,1 dB. Najniższą wartość uzyskano na skrzyżowaniu ulicy Andersa z ulicą Igrzyskową − 66,8 dB.

LITERATURA

[1] Dyrektywa 2002/49/WE Parlamentu Europejskiego oraz Rady Europejskiej z dnia 25 czerwca 2002 r. odnosząca się do oceny i zarządzania poziomem hałasu w środowisku (Dz.U. WE L 189 z dnia 18 lipca 2002 r.).
[2] Dyrektywa 2007/2/WE Parlamentu Europejskiego i Rady z dnia 14 marca 2007 r. ustanawiająca infrastrukturę informacji przestrzennej we Wspólnocie Europejskiej (INSPIRE) (Dz.U. WE L 108 z 25.4.2007)
[3] French standard XPS 31-133:2001. Acoustique – Bruit des infrastructures de transports terrestres – calcul de l'attenuation du son lors de sa propagation en milieu extérieur, incluant les effets météorologiques, AFNOR, 2001.
[4] Gaździcki J., 1990. Systemy informacji przestrzennej. PPWK Warszawa.
[5] Guedes I.C.M., Bertoli S.., Zannin P.H.T., 2011, Influence of urban shapes on environmental noise: A case study in Aracaju – Brazil, Sci. Total Environ. 412-413, 66-76.
[6] Guide du Bruit des Transports Terrestres – Prévision des niveaux sonores, Ministére de l'Environnement et du Cadre de Vie/Minisitére des Transports/CETUR, Novembre 1980.
[7] Health and environment in Europe: progress assessment, 2010. WHO Regional Office for Europe ISBN 978 92 890 4198 0
[8] Jarosz W., 2005. Wstęp, Program Wieloletni Środowisko a Zdrowie, e-biuletyn, Instytut Ekologii Terenów Uprzemyslowionych, 9, 1.
[9] King E.A., Murphy E., Rice H.J., 2011. Implementation of the EU environmental noise directive: Lessons from the first phase of strategic noise mapping and action planning in Ireland. Journal of Environmental Management 92, 756-764
[10] Kompała J., 2009. Mapa akustyczna i program ochrony środowiska przed hałasem jako elementy systemu zarządzania środowiskiem. Prace Naukowe GIG, Katowice.
[11] Kompała J., Lipowczan A., 2007. Noise hazard to the population of areas connected with functioning of roadway frontier crossings. Archives of Acoustics 32(2), 279-286.
[12] Kwiecień J., 2004. Systemy Informacji Geograficznej. Podstawy. Wyd. Uczeln. ATR Bydgoszcz.
[13] Kwiecień J., Szopińska K., Sztubecka M., 2010. Problem ochrony przed hałasem na terenach zurbanizowanych na przykładzie miasta Bydgoszcz. Ekologia i Technika XVIII(4), 205-212.
[14] Murphy, E., King, E.A., 2010. Strategic environmental noise mapping: methodological issues concerning the implementation of the EU environmental noise Directiveand their policy implications. Environment International 36(3), 290-298.
[15] NOISE - Noise Observation and Information Service for Europe [web site], 2011. Copenhagen, European Environment Agency, 2010 (http://noise.eionet.europa.eu).
[16] PN-ISO 1996-2 „Opis i pomiary hałasu środowiskowego. Zbieranie danych dot. sposobu zagospodarowania terenu".
[17] Report from the Commission to the European Parliament and the Coincil, 2011, On the implementation of the Environmental Noise Directive in accordance with Article 11 of Directive 2002/49/EC.
[18] Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 1 października 2007 r. w sprawie w sprawie zakresu danych ujętych na mapach akustycznych oraz ich układu i prezentacji (Dz. U. Nr 187, poz. 1340).

[19] Sadowski J., Szudrowicz B., 2002. Inżynieria środowiska w kształtowaniu klimatu akustycznego środowiska i jego ochrony przed hałasem i drganiami. Monografia Komitetu Inzynierii PAN 12, 117-139.
[20] Salomons E.M., Pont M.B., 2012. Urban traffic noise and the relation to urban density, form, and traffic elasticity. Landscape and Urban Planning 108, 2-16.
[21] Szopińska K., Krajewska M., Bełej M., 2012. Apartment Market Analysis Considering Environmental Noise Level in Poland. European Real Estate Society 19th Annual Conference, Edinburgh, Scotland, 13-16 June.
[22] The French national computation method "NMPB-Routes-96 (SETRA-CERTU-LCPC-CSTB)", referred to in "Arrêté du 5 mai 1995 relatif au bruit des infrastructures routières, Journal Officiel du 10 mai 1995, Article 6.
[23] Ustawa z dnia 27 kwietnia 2001 r. Prawo Ochrony Środowiska (Dz.U. z 2008 r. Nr 25, poz. 150, z późn. zm.).
[24] Zannin P.H.T., Queiroz de Sant'Ana D., 2011. Noise mapping at different stages of a freeway redevelopment project – A case study in Brazil. Applied Acoustics 72, 479-486.

GIS TECHNOLOGY IN CREATING NOISE STRATEGIC MAP

Abstract. The following article discusses issues related to the concept of geographic information systems (GIS), and presents the problem of environmental noise protection in Poland, with particular emphasis on Strategic Noise Map (SNM). Elements of a GIS database for the determination of the noise level in the environment and development of the methodology SNM using geospatial data have been described. In addition, the article presents the results of the acoustic climate of buildings near the University of Technology and Life Sciences in Bydgoszcz. Analysis based on GIS database and acoustic software was made.

Key words: spatial information systems, environmental noise, acoustic climate, strategic noise map, local land use plan