

Zachodniopomorski Uniwersytet Technologiczny w Szczecinie

AKTUALNE PROBLEMY NAUKOWO-BADAWCZE W INŻYNIERII ŚRODOWISKA

Praca zbiorowa pod redakcją
Edwarda Meller



Zachodniopomorski Uniwersytet Technologiczny
w Szczecinie

AKTUALNE PROBLEMY NAUKOWO-BADAWCZE W INŻYNIERII ŚRODOWISKA

Praca zbiorowa pod redakcją
Edwarda Meller

Szczecin 2021

Recenzenci

prof. dr hab. Elżbieta J. Bielińska

prof. dr hab. Józef Chojnicki

Opracowanie redakcyjne

Alicja Berner

Projekt okładki

Aneta Zierke

Skład komputerowy

Marek Rublewski

Wydano za zgodą Rektora Zachodniopomorskiego Uniwersytetu
Technologicznego w Szczecinie

ISBN 978-83-7663-330-5

Wydawnictwo Uczelniane

Zachodniopomorskiego Uniwersytetu Technologicznego w Szczecinie

al. Piastów 48, 70-311 Szczecin

tel. 91 449 47 60, e-mail: wydawnictwo@zut.edu.pl

Druk PPH „Zapoli” Sobczyk Sp.j., al. Piastów 42, 71-062 Szczecin

Spis treści

PRZEDMOWA	5
INFORMACJE O AUTORACH	7
PODSTAWY MODELOWANIA RELACJI OPAD-ODPŁYW	9
Norbert Laskowski	
RÓŻNICE W WIELKOŚCIACH STRAT WODY NA SKUTEK PROCESU EWAPORACJI I EWAPOTRANSPIRACJI Z POWIERZCHNI MAŁEGO ZBIORNIKA INFILTRACYJNEGO	27
Rafał Ciepluch	
ANALIZA PRODUKCJI ENERGII ELEKTRYCZNEJ POCHODZĄCEJ Z ODNAWIALNYCH ŹRÓDEŁ ENERGII W 2015 I 2019 ROKU W WYBRANYCH KRAJACH UNII EUROPEJSKIEJ	37
Marek Rynkiewicz	
ODDZIAŁYWANIE BENZYNY ORAZ SURFAKTANTÓW TYPU TWEEN NA WYBRANE PROCESY BIOCHEMICZNE W GLEBIE	49
Arkadiusz Telesiński, Dorota Dunikowska, Magdalena Pol-Szyszko, Bogusław Zakrzewski, Aleksandra Mokrzycka-Olek	
OCENA WIELKOŚCI PRODUKCJI ENERGII ELEKTRYCZNEJ POCHODZĄCEJ ZE ŹRÓDEŁ ODNAWIALNYCH W KRAJACH TRÓJMORZA W LATACH 2018 I 2019	65
Marek Śnieg	

PRZEDMOWA

Zgodnie z treścią Rozporządzenia Ministra Nauki i Szkolnictwa Wyższego z dnia 20 września 2018 r. w sprawie dziedzin nauki i dyscyplin naukowych oraz dyscyplin artystycznych (Dz.U. z 2018 r., poz. 1818) dyscyplina inżynieria środowiska, górnictwo i energetyka należy do dziedziny nauk inżynieryjno-technicznych. Nowa dyscyplina obejmuje dyscypliny reprezentowane wcześniej przez pracowników nauki prowadzących badania m.in. w zakresie inżynierii środowiska czy ochrony i kształtowania środowiska. Autorzy rozdziałów niniejszego opracowania reprezentowali obowiązujące wcześniej obie dyscypliny.

Inżynieria środowiska obejmuje swym zakresem przedsięwzięcia inżynierskie, w tym głównie instalacje budowlane. Badania prowadzone w ramach inżynierii środowiska wpisują się w gospodarkę o zrównoważonym rozwoju, zbliżonym do zero waste, o obiegu zamkniętym. W przypadku stwierdzonej dewastacji środowiska, zwłaszcza w wyniku zbyt intensywnej działalności gospodarczej człowieka, stosowane są rozwiązania zmierzające do przywrócenia stanu równowagi. Dyscyplina obejmuje różnorodne kierunki badań, dotyczące m.in. projektowania sieci i instalacji komunalnych oraz przemysłowych, uzdatniania wody, oczyszczania ścieków, unieszkodliwiania odpadów, energetyki, melioracji, czy monitoring środowiska.

Ochrona i kształtowanie środowiska nakierowana jest głównie na podejmowanie przez człowieka działań umożliwiających zachowanie naturalnego charakteru środowiska przyrodniczego. Istotna dla utrzymania naturalnego charakteru jest, z jednej strony, dbałość o ciągłość przebiegu najważniejszych procesów zachodzących w biosferze, a z drugiej strony ważne jest utrzymanie środowiska w stanie zapewniającym optymalne warunki dla bytowania człowieka. Planowane zadania ochronne powinny kształtować środowisko w racjonalny sposób i przeciwdziałać zjawiskom wywierającym na nie szkodliwy wpływ, a także zapobiegać procesom przyczyniającym się do zniszczenia, uszkodzenia lub zanieczyszczenia podstawowych jego elementów. Ochrona i kształtowanie środowiska obejmują zatem ochronę atmosfery, wód i gleb czy szerzej: ochronę zasobów naturalnych (odnawialnych i nieodnawialnych).

Poszczególne rozdziały dotyczą zagadnień, którymi zajmują się ich autorzy, czyli monitoring stanu środowiska, analizy oddziaływania czynników antro-

pogenicznych na jego stan, oraz ostatecznie wskazują sposoby rozwiązania niekorzystnego stanu. W monografii opisano możliwość zastosowania modeli matematycznych do niezbędnego w pracach inżynierskich prognozowania stanu zlewni jako obiektu hydrologicznego. Przeanalizowano także modele obliczania strat wody ze zbiorników infiltracyjnych na skutek ewaporacji czy ewapotranspiracji, niezbędnych do prawidłowej pracy zbiornika infiltracyjnego. Zamieszczono również wyniki badań poświęconych opracowaniu koncepcji zastosowania wybranych syntetycznych surfaktantów jako rozwiązania niwelującego szkodliwe oddziaływanie benzyny na procesy biochemiczne w glebie. Dwa rozdziały tego opracowania poświęcono aktualnym w skali globalnej badaniom związanym z oceną możliwości uzyskiwania energii ze źródeł odnawialnych.

Edward Meller

Szczecin, 2 listopada 2021 r.

INFORMACJE O AUTORACH

mgr inż. Rafał Ciepluch

Katedra Inżynierii Środowiska

Wydział Budownictwa i Inżynierii Środowiska

Zachodniopomorski Uniwersytet Technologiczny w Szczecinie

mgr inż. Dorota Dunikowska

Katedra Bioinżynierii

Wydział Kształtowania Środowiska i Rolnictwa

Zachodniopomorski Uniwersytet Technologiczny w Szczecinie

mgr inż. Norbert Laskowski

Katedra Inżynierii Środowiska

Wydział Budownictwa i Inżynierii Środowiska

Zachodniopomorski Uniwersytet Technologiczny w Szczecinie

mgr inż. Aleksandra Mokrzycka-Olek

Katedra Ogrzewnictwa, Wentylacji i Ciepłownictwa

Wydział Budownictwa i Inżynierii Środowiska

Zachodniopomorski Uniwersytet Technologiczny w Szczecinie

dr inż. Magdalena Pol-Szyszko

Katedra Genetyki, Hodowli i Biotechnologii Roślin

Wydział Kształtowania Środowiska i Rolnictwa

Zachodniopomorski Uniwersytet Technologiczny w Szczecinie

dr hab. inż. Marek Rynkiewicz, prof. ZUT

Katedra Inżynierii Odnawialnych Źródeł Energii

Wydział Kształtowania Środowiska i Rolnictwa

Zachodniopomorski Uniwersytet Technologiczny w Szczecinie

dr hab. inż. Marek Śnieg, prof. ZUT

Katedra Agrotechnologii

Wydział Kształtowania Środowiska i Rolnictwa

Zachodniopomorski Uniwersytet Technologiczny w Szczecinie

prof. dr hab inż. Arkadiusz Telesiński

Katedra Bioinżynierii

Wydział Kształtowania Środowiska i Rolnictwa

Zachodniopomorski Uniwersytet Technologiczny w Szczecinie

prof. dr hab. inż. Bogusław Zakrzewski

Katedra Klimatyzacji i Transportu Chłodniczego

Wydział Techniki Morskiej i Transportu

Zachodniopomorski Uniwersytet Technologiczny w Szczecinie

PODSTAWY MODELOWANIA RELACJI OPAD–ODPŁYW

Norbert Laskowski

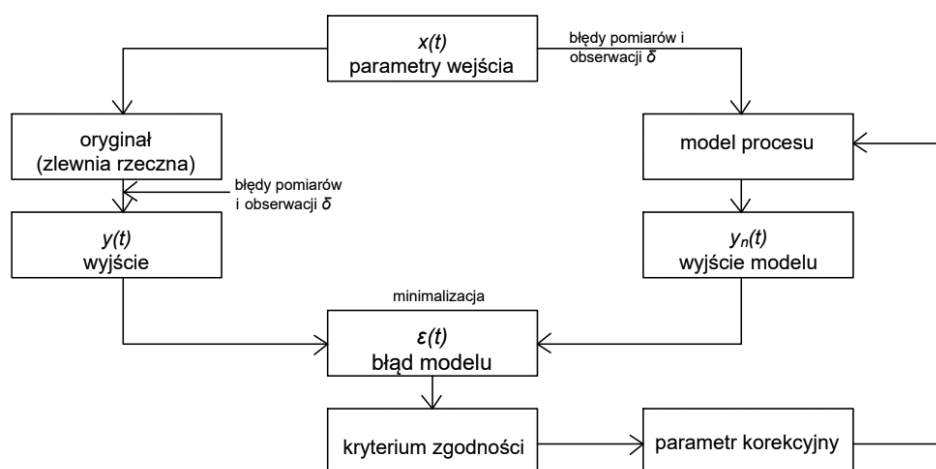
Wprowadzenie

Modele matematyczne i związana z nimi analiza systemowa są często wykorzystywane podczas badania procesów hydrologicznych. Umożliwiają one poszukiwanie relacji między opadem a odpływem bez pełnego rozpoznania fizycznego. Największy rozwój metod matematycznego modelowania zjawisk hydrologicznych przypada na drugą połowę XX wieku. Powstała wówczas znaczna liczba modeli, spośród których największe nadzieje wiązano z modelami koncepcyjnymi. Charakteryzują się one nieskomplikowaną budową i małą ilością parametrów, dzięki czemu są szeroko stosowane przy wyznaczaniu wezbrań opadowych.

Modelowanie matematyczne w hydrologii

Ogólna definicja terminu model określa go jako obiekt, którego zadaniem jest imitowanie innego obiektu – oryginału. Imitowanie to może dotyczyć wszystkich cech lub tylko tych wyróżnionych przez badacza (mówimy wówczas o prototypie) (Ozga-Zielińska i Brzeziński 1997). W kontekście zlewni rzecznej model matematyczny definiuje się zazwyczaj jako relacje matematyczne i logiczne, za pomocą których określa się zależności ilościowe między charakterystykami odpływu a czynnikami tworzącymi odpływ (Kindler 1974).

Strukturą modeli matematycznych systemów naturalnych (obejmujących analizą wszystkie procesy rzeczywiście zachodzące w danej jednostce badawczej) oraz uproszczonych modeli systemowych zajmuje się analiza systemowa (Soczyńska 1990). Przy rozważaniu zlewni rzecznej jako systemu wszystkie formy dopływu wody do zlewni, takie jak opad, spływ powierzchniowy mający swój początek poza analizowanym obszarem, stanowią wejście do systemu. Zmienne wyjścia natomiast zależne są od celu prowadzonych badań, np. transformacja opadu w odpływ lub określenie wielkości spływu powierzchniowego. Koncepcję modelu hydrologicznego przedstawia ryc. 1 (Laskowski i Mańko 2018).



Ryc. 1. Koncepcja ideowa modelu matematycznego w hydrologii

Źródło: Byczkowski (1996).

Niedostateczna znajomość fizycznego zachowania systemu oraz problem z określeniem warunków brzegowych i początkowych wskazują, iż często natura jest zbyt skomplikowana, aby ją można było modelować, bazując wyłącznie na równaniach fizyki matematycznej (Kundzewicz 1979; Soczyńska 1990).

W zależności od rozmiaru posiadanych informacji, na temat procesów zachodzących w jednostce badawczej, wyróżniamy trzy podejścia metodyczne.

Modele hydrodynamiczne „białej skrzynki”. Wynikają z praw fizyki, stosują zasadę zachowania pędu, masy i energii. Podejście takie niestety rzadko jest spotykane.

Modele systemowe „czarnej skrzynki”. Sygnały wejściowe transformowane są w nich w sygnały wyjściowe za pomocą modelu o ogólnej strukturze, identyfikowanej na podstawie obserwacji zmiennych wejściowych i wyjściowych, bez wnikania w istotę praw fizycznych.

Modele koncepcyjne „szarej skrzynki”. Najczęściej spotykane są w hydrologii inżynierskiej. Bazują one na quasi-fizycznych koncepcjach struktur systemowych. Nie odzwierciedlają zachodzących w zlewni procesów fizycznych, a jedynie dają na wyjściu efekt, jaki rzeczywiście występuje w zlewni. Cechą szczególną modeli koncepcyjnych jest zachowanie jednego z podstawowych praw fizyki – równania ciągłości, nazywanego także równaniem zachowania masy. Przykładem modelu „szarej skrzynki” jest model relacji opad–odpływ. Opad efektywny stanowi wejście, odpływ – wyjście. Przy braku wystarczających informacji o strukturze wewnętrznej systemu do identyfikacji parametrów modelu wykorzystuje się uproszczenie w postaci liniowej zależności między opadem a odpływem (Kundzewicz 1979; Byczkowski 1996).

Opracowanie modelu matematycznego obejmuje trzy główne etapy; są to:

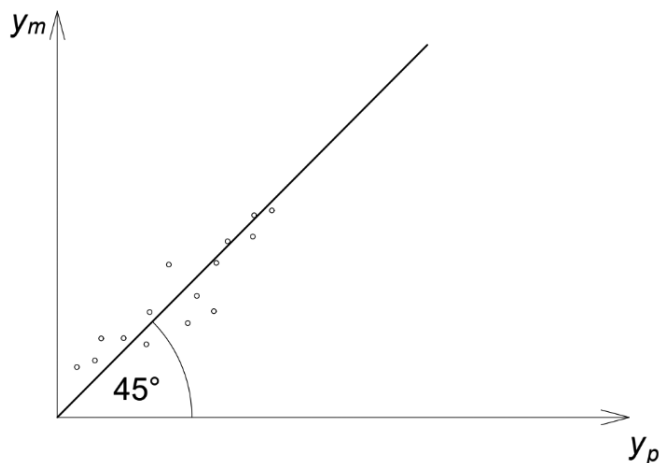
- **specyfikacja** – polega na określeniu celu i przedmiotu modelowania, podaniu szczegółowej struktury i koncepcji modelu oraz przyjęciu ogólnej postaci matematycznej funkcji operatora (Ozga-Zielińska i Brzeziński 1997). Jednym z ważniejszych elementów modelu jest jego struktura. Definiuje ona sposób, w jaki jego części są ze sobą powiązane i uzależnione od całościowego charakteru systemu (Soczyńska 1990). Na finalny wybór struktury największy wpływ ma problem związany z określeniem parametrów (Kindler 1974);
- **identyfikacja** – sprowadza się do wyznaczenia wartości parametrów modelu. W tym celu najczęściej wykorzystuje się historyczny materiał doświadczalny oraz wykonuje niezbędne pomiary (Ozga-Zielińska i Nawalny 1979). W przypadku, gdy nie dysponuje się takimi danymi, należy oszacować wartości parametrów metodą optymalizacyjną;
- **optymalizacja** – polega na przypisaniu parametrom takich wartości, aby zmienne wyjścia obserwowane i modelowane były możliwie jak najbardziej zgodne. Trafność modelu zależy głównie od dokładności określenia parametrów (Kindler 1974). Z uwagi na błędy wykonywanych pomiarów, przypisywanych wartości parametrów oraz niedokładność w symulowaniu rzeczywiście zachodzących zjawisk modele matematyczne obarczone są pewną dozą niepewności. Wobec tego często mówi się o prawdopodobieństwie wystąpienia zjawiska. Dane wejściowe można zatem zaklasyfikować jako jednoznacznie określone zmienne – modele deterministyczne oraz zmienne o bliżej nieokreślonym prawdopodobieństwie wystąpienia – modele indeterministyczne (probabilistyczne) (Byczkowski 1996). Podczas rozważania problemu prognozowania powodzi pojęcie niepewności odgrywa kluczową rolę, co zniechęca hydrologów do zajmowania się tym zagadnieniem. Należy bowiem odróżnić niepewność parametrową (gdy konieczne jest oszacowanie wartości parametrów) od niepewności predykcyjnej (Todini 2007);
- **weryfikacja** – polega na ocenie, czy zgodnie z przyjętymi kryteriami odpowiedź modelu w znacznym stopniu odbiega od odpowiedzi systemu rzeczywistego. Wyróżniamy dwie fazy weryfikacji: weryfikację I – gdy opieramy się na materiale zależnym, który był podstawą stworzenia modelu (sprawdzenie dopasowania modelu) oraz weryfikację II – gdy opieramy się na materiale niezależnym (sprawdzenie uniwersalności modelu).

Weryfikacja jest postępowaniem kończącym proces modelowania (Ozga-Zielińska i Nawalny 1979).

Przyjmuje się, iż nie ma sformułowanych powszechnie obowiązujących miar, które wynikają z kryteriów weryfikacji zgodności modelu z rzeczywistością.

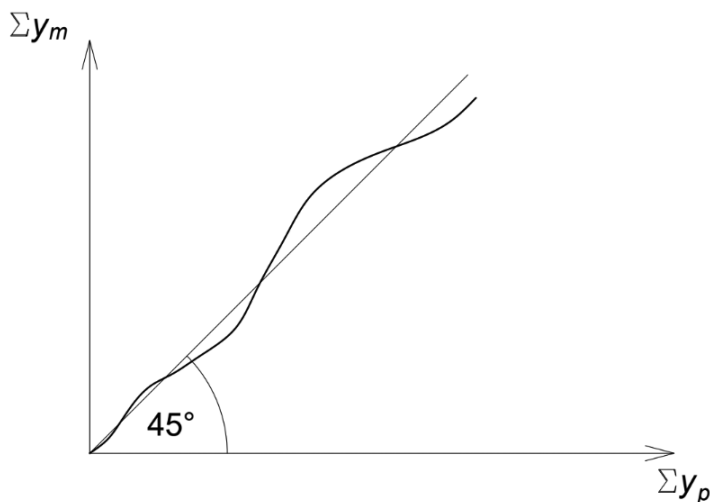
Najczęściej spotykane są metody statystyczne oraz metody graficzne, ponieważ obliczenia i interpretacja ich nie stanowią większych trudności.

Metody graficzne. Polegają na naniesieniu na wykres we współrzędnych prostokątnych wartości y_m (modelowanych) i y_p (pomierzonych), podwójną krzywą sumową wartości obliczonych z modelu i z pomiarów oraz sporządzeniu wykresów przebiegów czasowych (hydrogramy) wartości $y_m(t)$ oraz $y_p(t)$ (ryc. 2, 3, 4) (Ozga-Zielińska i Brzeziński 1997).



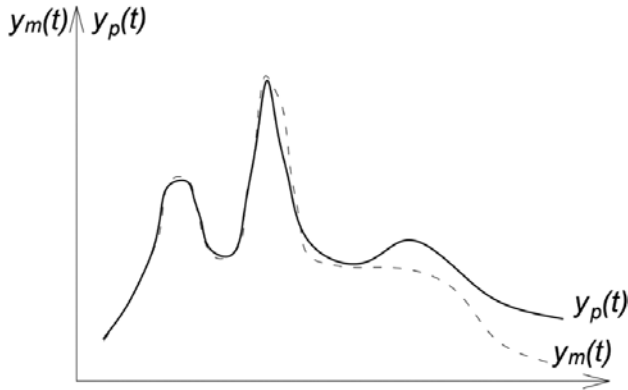
Ryc. 2. Zależność pomiędzy y_m i y_p

Źródło: Ozga-Zielińska i Brzeziński (1997).



Ryc. 3. Podwójna krzywa całkowita wartości z modelu i pomierzonych

Źródło: Ozga-Zielińska i Brzeziński (1997).



Ryc. 4. Przebiegi czasowe $y_m(t)$ i $y_p(t)$

Źródło: Ozga-Zielińska i Brzeziński (1997).

Metody statystyczne. Do najczęściej wykorzystywanych metod statystycznych zalicza się określanie:

- współczynnika determinacji

$$R^2 = \left(\frac{\frac{1}{n} \sum_{i=1}^n (y_{p,i} - \bar{y}_p)(y_{m,i} - \bar{y}_m)}{\sigma_p \sigma_m} \right)^2 \quad (1)$$

gdzie: y_p, y_m – odpowiednio wartości wyjścia z pomiarów (p) i z modelu (m),
 σ_p, σ_m – odchylenia standardowe, odpowiednio wartości wyjścia z pomiarów (p) i z modelu (m):

$$\sigma_m = \left(\frac{1}{n} \sum_{i=1}^n (y_{m,i} - \bar{y}_m)^2 \right)^{\frac{1}{2}} \quad (2)$$

$$\sigma_p = \left(\frac{1}{n} \sum_{i=1}^n (y_{p,i} - \bar{y}_p)^2 \right)^{\frac{1}{2}} \quad (3)$$

- współczynnika Nasha-Sutcliffe’a (Krause i in. 2005)

$$NS = 1 - \frac{\sum_{i=1}^n (y_{p,i} - y_{m,i})^2}{\sum_{i=1}^n (y_{p,i} - \bar{y}_p)^2} \quad (4)$$

- pierwiastka średniego błędu kwadratowego

$$RMSE = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n (y_{p,i} - y_{m,i})^2}{n}} \quad (5)$$

Modele hydrologiczne relacji opad–odpływ

Pojęcie chwilowego hydrogramu jednostkowego

Podstawą działania koncepcyjnych modeli zbiornikowych relacji opad–odpływ jest pojęcie hydrogramu jednostkowego (Unit Hydrograph, UH) (Todini 2007). Hydrogram jednostkowy jest to wzorcowy szablon – hydrogram wezbrania dla danej zlewni, który wykorzystuje się do wyznaczenia przebiegu dowolnego wezbrania (Kindler 1974; Byczkowski 1996). W oryginalnym ujęciu „jednostkowy” odnosił się do jednostki czasu, dla którego stworzono dany hydrogram. Odpowiadał on odpływowi wywołanemu przez opad skuteczny występujący w przyjętej jednostce czasu. Obecnie sens słowa został zmieniony i odwołuje się do wysokości opadu (10 mm lub 1 cal) o czasie trwania $\Delta\tau$ (Kindler 1974).

Założenia UH:

- natężenie opadu jest przestrzennie jednolite i stałe na terenie zlewni w rozpatrywanym przedziale czasu;
- baza lub całkowity czas trwania hydrogramu jednostkowego generującego bezpośredni hydrogram spływu powierzchniowego są stałe;
- hydrogram odpływu powierzchniowego wynikający z poszczególnych porcji opadu efektywnego jest niezależny od równoczesnego odpływu będącego wynikiem innych części opadu;
- rzędne jednostkowych hydrogramów odpływu dla tego samego czasu trwania opadu są ze sobą w tej samej proporcji co całkowite objętości fal wezbraniowych;
- hydrogram jednostkowy uwzględnia wszystkie charakterystyki fizyczne dla danej zlewni (Singh 2017).

Konstruując hydrogram jednostkowy, wychodzimy z założenia, iż rzędne wykresu UH – y_p , są proporcjonalne do objętości odpływu ΔV w uznanych przedziałach czasowych Δt . Jednostkowe objętości odpływu można przedstawić następująco:

$$\Delta V_i = Q_i \cdot \Delta t \quad (6)$$

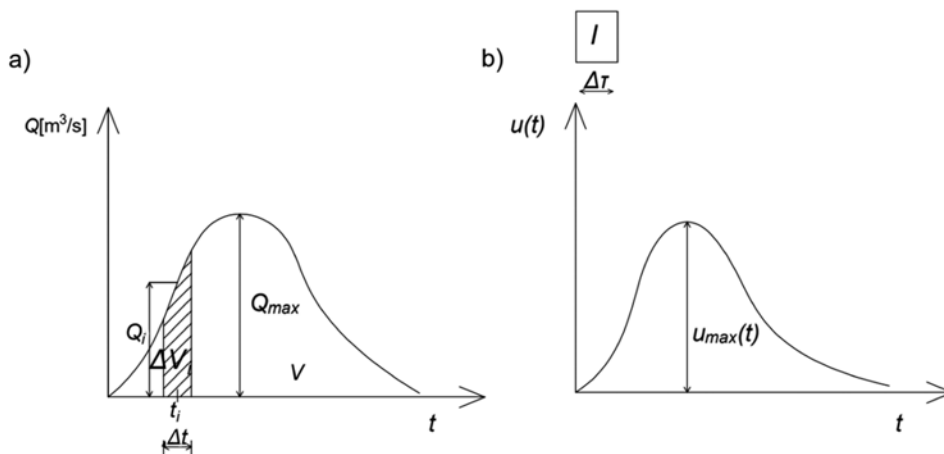
gdzie: Q_i – średni przepływ w danym przedziale czasowym Δt [m^3/s].

Obliczając, jaki procent całego wezbrania stanowi objętość w kolejnych przedziałach Δt , uzyskuje się rzędne hydrogramu jednostkowego $u(t)$. Sytuację tę obrazuje ryc. 5 (Byczkowski 1996).

Długość trwania opadu ma ogromny wpływ na kształt hydrogramu jednostkowego danej zlewni. Im dłuższy jest opad, tym bardziej spłaszczony i wydłużony będzie hydrogram. Podczas porównywania hydrogramów dla zlewni o różnej wielkości powstaje problem wyboru odpowiedniego czasu trwania opadu jednostkowego. Można go rozwiązać, zakładając nieskończenie krótki okres

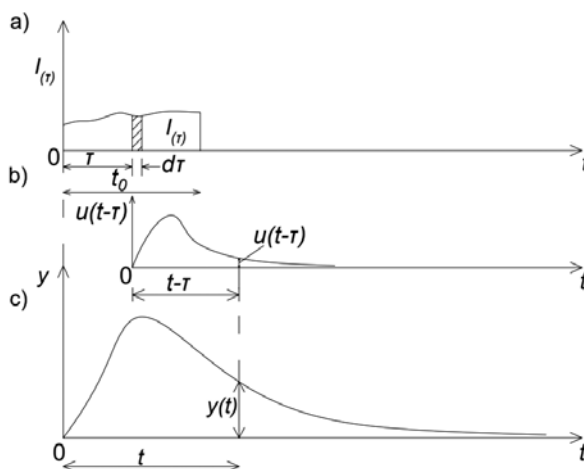
trwania opadu jednostkowego $\Delta\tau$ ($\Delta t \rightarrow 0$). Tak wywołany hydrogram nazywany jest chwilowym hydrogramem jednostkowym (IUH). Odpływ w dowolnym czasie t jest sumą wszystkich odpływów powstałych z poszczególnych opadów w okresie od $t_0 = 0$ do t .

Przyjmuje się przy tym nieskończenie małe przedziały $\Delta\tau$.



Ryc. 5. Wykresy hydrogramu: a) podział hydrogramu wezbrania na przedziały o objętości ΔV , b) hydrogram jednostkowy

Źródło: Byczkowski (1996).



Ryc. 6. Wykorzystanie IUH do konstrukcji hydrogramu rzeczywistego: a) hietogram, b) IUH, c) hydrogram rzeczywisty

Źródło: Byczkowski (1996).

Sytuację tę przedstawia ryc. 6. Rzędne hydrogramu rzeczywistego oblicza się, sumując na zasadzie superpozycji wszystkie chwilowe hydrogramy jednostkowe, odpowiadające przedziałowi $\Delta\tau$. Poniżej przedstawiono całkę spłotu, obrazującą omawianą sytuację:

$$y(t) = \int_0^{t'} u(t - \tau) I_E d\tau \quad (7)$$

gdzie: $y(t)$ – rzędna hydrogramu odpływu w chwili t [mm],
 I_E – wysokość hietogramu opadu efektywnego w czasie t ,
 $u(t - \tau)$ – funkcja chwilowego hydrogramu jednostkowego.

Granica całkowania opisana jest w sposób następujący:

gdy $t \leq t_{t_0} \rightarrow t' = t$,

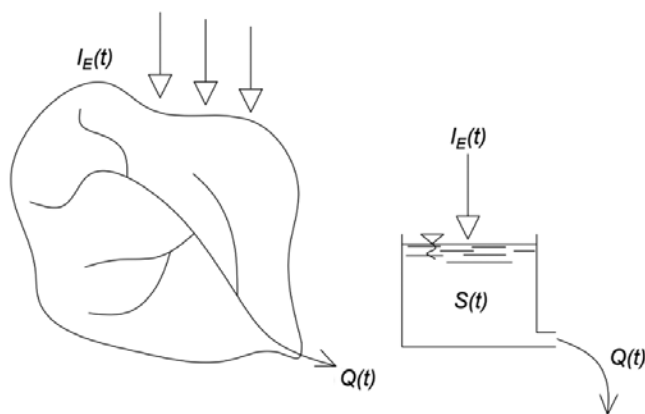
gdy $t > t_{t_0} \rightarrow t' = t_{t_0}$

gdzie: t_{t_0} – czas trwania opadu (Byczkowski 1996).

Modele koncepcyjne, bazujące na pojęciu hydrogramu jednostkowego, cieszą się dużym zainteresowaniem, gdyż umożliwiają przewidywanie hydrogramu wezbrania na podstawie opadu dozowanego w stałych interwałach czasowych. W dalszej części pracy przedstawiono kilka wybranych modeli bazujących na liniowości zbiornika (Todini 2007).

Model pojedynczego zbiornika liniowego

W odniesieniu do zlewni zbiornik stanowi system, którego wejściem jest opad efektywny $I_E(t)$, a wyjściem – wypływ ze zbiornika $Q(t)$, będący odpływem ze zlewni (ryc. 7). Zachodzące w czasie zmiany retencji $S(t)$ zależne są więc od zasilania $I_E(t)$ oraz odpływu $Q(t)$ (Pedersen i in. 1980).



Ryc. 7. Schemat zlewni jako zbiornika retencyjnego

Źródło: Byczkowski (1996).

Związek tych trzech funkcji opisany jest równaniem ciągłości ruchu:

$$I_E(t) - Q(t) = \frac{dS}{dt} \quad (8)$$

Do jego rozwiązania wykorzystuje się dodatkowo równanie dynamiki (Kundzewicz 1979):

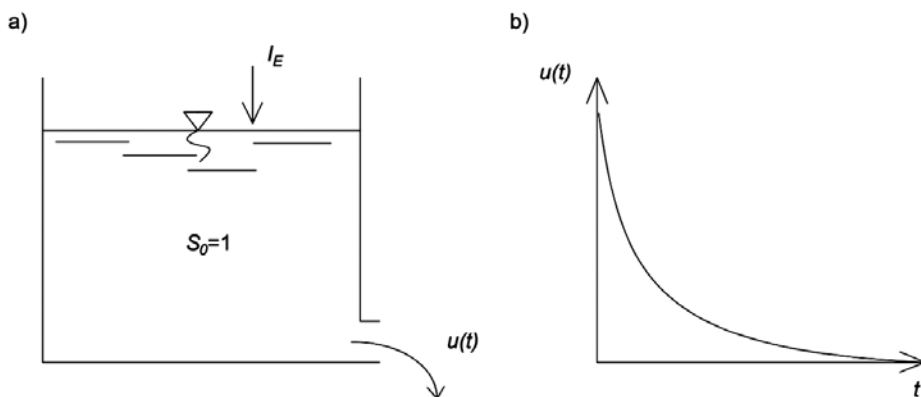
$$S(t) = k \cdot Q(t) \quad (9)$$

gdzie: k – stała retencji systemu hydrologicznego.

Do opisanego wypływu ze zbiornika wykorzystuje się równanie krzywej recesji:

$$Q(t) = Q_0 \cdot e^{\frac{-(t-t_0)}{k}} \quad (10)$$

gdzie: Q_0 – wypływ ze zbiornika w czasie $t = t_0$.



Ryc. 8. Model pojedynczego zbiornika liniowego: a) zbiornik, b) hydrogram wypływu ze zbiornika

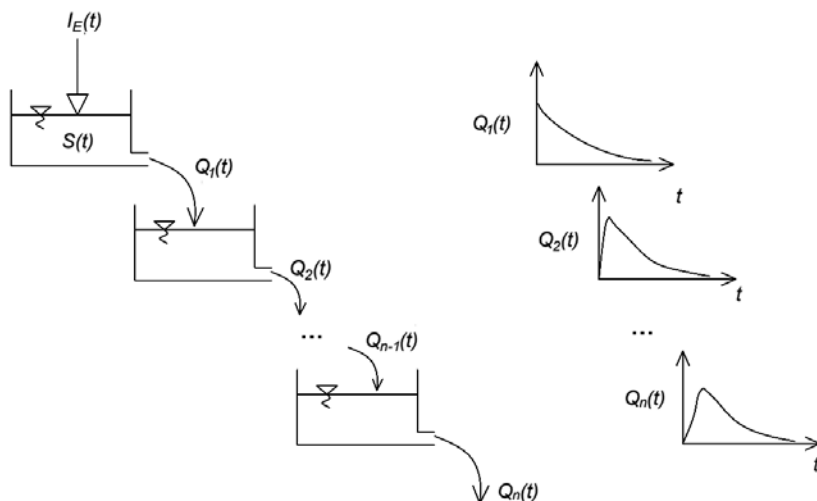
Źródło: Byczkowski (1996).

Równanie chwilowego hydrogramu jednostkowego dla wypływu ze zbiornika otrzymuje się, zakładając, że opad był chwilowym impulsem w momencie $t = t_0 = 0$ oraz że objętość retencionowanej wody w zbiorniku jest jednostkowa, czyli $S = 1$. Równanie to stanowi model matematyczny pojedynczego zbiornika liniowego (ryc. 8). (Byczkowski 1996):

$$u(t) = \frac{1}{k} \cdot e^{\frac{-t}{k}} \quad (11)$$

Kaskada Nasha

Widoczny na ryc. 9 model Nasha przedstawia zlewnię rzeczną jako kaskadę N -zbiorników liniowych, połączonych szeregowo (Kundzewicz 1979). Każdy z tych zbiorników opisany jest za pomocą równania ciągłości i zachowania zasady liniowości zbiorników (Bahremand i Mostafazadeh 2009).



Ryc. 9. Wielozbiornikowy model Nasha

Źródło: Byczkowski (1996).

Koncepcja bazuje na równaniu IUH, przy założeniu, że zlewnia przekształca opad efektywny analogicznie do kaskady zbiorników liniowych (Nash 1957). Wypływ z pierwszego zbiornika $u_1(t)$ jest dopływem do drugiego zbiornika. Analogicznie funkcjonuje drugi zbiornik, który w nieskończenie krótkich odcinkach czasu $d\tau$ przekształca dopływ, będący wypływem ze zbiornika pierwszego, w wypływ. Wypływ z drugiego zbiornika $u_2(t)$ wyznacza się, stosując całkę splotu (działającą na zasadzie superpozycji) (Kindler 1974). Ostatecznie, po przejściu przez wszystkie N zbiorników, otrzymuje się na wyjściu ostatniego z nich następującą funkcję chwilowego hydrogramu jednostkowego (Nash 1957):

$$u_N(t) = \frac{1}{(N-1)!k} \left(\frac{t}{k}\right)^{N-1} e^{-\frac{t}{k}} \quad (12)$$

gdzie: N – liczba zbiorników,

k – pojemność retencyjna każdego ze zbiorników.

Parametry te zależą od charakterystyk fizyczno-geograficznych i muszą być określone dla każdej zlewni osobno. Najprostszym sposobem ich identyfikacji są metody optymalizacyjne (Soczyńska 1990).

Model Diskina

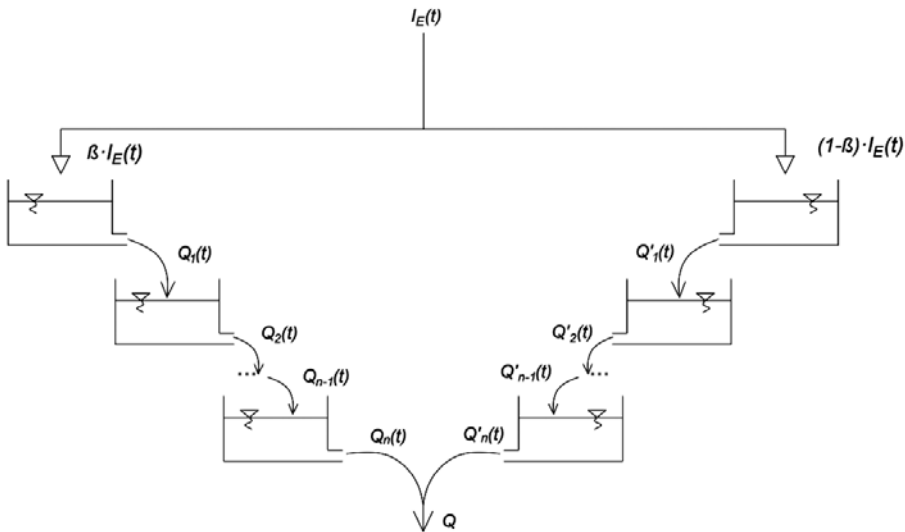
Wzrost obszarów nieprzepuszczalnych na terenach zurbanizowanych jest najważniejszym czynnikiem hydrologicznym. Podczas modelowania relacji opad-odpływ na terenach zurbanizowanych należy wyróżnić te dwa typy obszarów – przepuszczalne i nieprzepuszczalne, gdyż będą one odmiennie reagować na opad, będący wejściem do modelu. Różnice te wyrażone są w wielkościach powstałego odpływu powierzchniowego oraz w wysokościach opadu efektywnego. Założenie to uwzględniono, przyjmując jako koncepcję modelu dwie gałęzie kaskad zbiorników połączonych równolegle, co zostało zilustrowane na ryc. 10 (Diskin 1980). Całkowite jednostkowe zasilanie dwóch pierwszych zbiorników gałęzi oblicza się ze wzoru (Byczkowski 1996):

$$S_0 = 1 = \alpha + \beta = (1 - \beta) + \beta \quad (13)$$

Funkcja chwilowego hydrogramu jednostkowego przyjmuje zatem postać:

$$u_N(t) = \frac{\alpha}{(N_1 - 1)! k_1} \left(\frac{t}{k_1}\right)^{N_1-1} e^{-\frac{t}{k_1}} + \frac{\beta}{(N_2 - 1)! k_2} \left(\frac{t}{k_2}\right)^{N_2-1} e^{-\frac{t}{k_2}} \quad (14)$$

Model Diskina jest modelem pięcioparametrowym ($N_1, N_2, k_1, k_2, \beta$), co utrudnia praktyczne stosowanie tej koncepcji (Kindler 1974).



Ryc. 10. Schemat modelu Diskina

Źródło: Byczkowski (1996).

Kaskada zbiorników zatopionych

Alternatywną koncepcją dla modelu Nasha jest koncepcja kaskady zbiorników zatopionych (SC2), zaprezentowana na ryc. 11. Kluczowym równaniem w tej koncepcji jest proporcjonalność przepływu pomiędzy poszczególnymi zbiornikami do aktualnych stanów retencji tych zbiorników:

$$Q_i = k(S_i - S_{i+1}) \quad \text{dla } i = 1, 2, 3, \dots, n-1 \quad (15)$$

Dla ostatniego zbiornika zakłada się podwojenie współczynnika proporcjonalności (Kurnatowski i Laskowski 2017):

$$Q_n = k \cdot S_n \quad (16)$$

Wpływ z ostatniego zbiornika, będący ostateczną odpowiedzią systemu, przyjmuje postać:

$$Q_n = \sum_{j=1}^n C_j \cdot e^{-\left[2 + 2 \cos\left(\frac{2j-1}{2n} \cdot \pi\right)\right]kt} \quad (17)$$

gdzie: C_j – stałe całkowania.

Do wyznaczenia stałych całkowania niezbędne jest rozwiązanie równania:

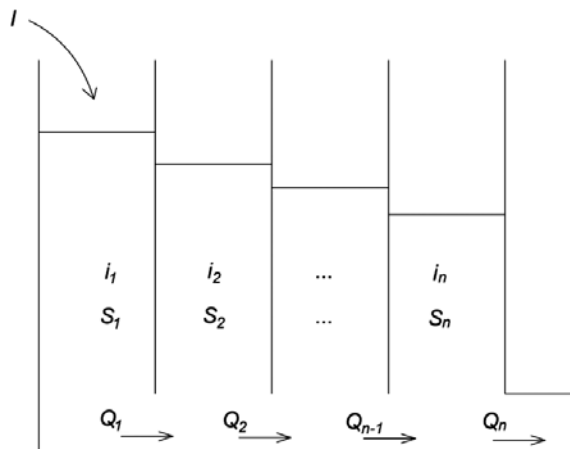
$$\gamma \cdot C = Q(0) \quad (18)$$

gdzie: $Q(0)$ – wektor warunków początkowych zależny od analizowanego problemu.

Dla dowolnej ilości zbiorników w zestawie równanie powyższe można rozwiązać numerycznie przez obliczenie macierzy odwrotnej γ^{-1} , której elementy mają postać (Kurnatowski 2017):

$$\gamma_{i,j}^{-1} = (-1)^{n-1} \frac{2}{n} \cos \left[(n-j) \frac{2i-1}{2n} \pi \right] \quad (19)$$

Ze wstępnych badań porównania hydrogramów IUH wynika, iż model reaguje większym spłaszczeniem generowanej fali na ilość zbiorników niż kaskada Nasha. Świadczy to o dużej podatności struktury na proces identyfikacji parametru n . Z drugiej strony, w przeciwieństwie do kaskady Nasha, model ten nie umożliwia zastosowania niecałkowitej liczby zbiorników, co oznacza, że wrażliwość na proces identyfikacji parametrów może okazać się niedostateczna (Kurnatowski i Laskowski 2017).

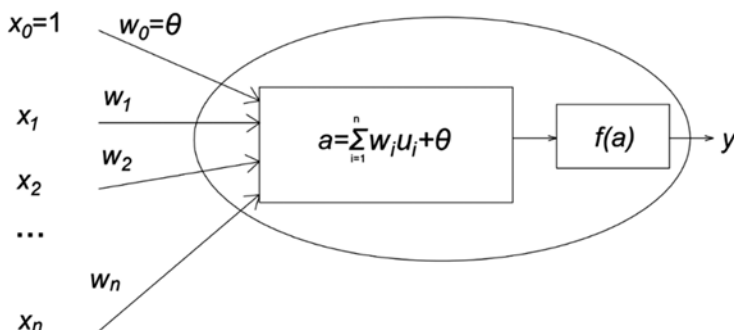


Ryc. 11. Schemat modelu zbiorników zatopionych

Źródło: Kurnatowski i Laskowski (2017).

Sieci neuronowe

Przedstawione powyżej konceptualne modele zbiornikowe, bazujące na chwilowym współczynniku odpływu IUH, na przestrzeni lat wyewoluowały w modele ANN (modele bazujące na sztucznej sieci neuronowej) (Todini 2007). Sztuczna sieć neuronowa jest próbą odwzorowania ludzkiego mózgu. Podstawą zrozumienia funkcjonowania tego organu jest poznanie budowy i sposobu działania neuronu; modele bazujące na sztucznej sieci neuronowej swoją budową przypominają uproszczoną budowę neuronu. Składają się one z przetwornika w postaci szeregowego połączenia elementu sumacyjnego z elementem przetwarzającym – somy, z elementami wzmacniającymi, wagi połączeń – synapsy, linii wejściowych – dendrytów i linii wyjściowej – aksonu. Budowę modelu neuronu przedstawia ryc. 12.



Ryc. 12. Model neuronu wg McCullocha i Pittsa

Źródło: Jaroszewski (2013).

Każdy sygnał wejściowy mnożony jest przez pewną wartość wagi, która powoduje wzmocnienie lub osłabienie sygnału docierającego do neuronu. Sygnały te po dotarciu do sumatora są sumowane, tworząc jeden sygnał, który poddawany jest odpowiedniemu przetworzeniu zgodnie z funkcją przejścia. Sygnał wyjściowy funkcji jest jednocześnie sygnałem wyjściowym neuronu.

W omówionym modelu neuronu odpowiedzialne za przechowywanie informacji są wagi. To w nich kryje się wiedza, którą wprowadza się do neuronu. W zależności od modelu neuronu i typu sieci, zbudowanej na jego podstawie, należy wybrać jeden z typów „uczenia”, czyli procesu korekcji wartości współczynników wagowych. Wyróżniamy uczenie nadzorowane i nienadzorowane. Proces uczenia polega na podawaniu do sieci danych wejściowych. Wskutek zmian wartości współczynników wagowych sieć powinna wytworzyć prawidłowe sygnały wyjściowe. Jeśli podczas procesu uczenia dla każdego zestawu wejściowego znane są wartości sygnałów wyjściowych i korekcja wartości współczynników wagowych odbywa się na podstawie różnicy między wartościami sygnałów generowanych przez sieć a wartościami oczekiwanymi, mamy do czynienia z uczeniem nadzorowanym. W przypadku, gdy sieć samodzielnie musi wyszukać relację łączącą dane wejściowe z wyjściowymi, a korekcja wartości współczynników wagowych odbywa się bez znajomości poprawnych wartości wyjściowych, mówi się o uczeniu nienadzorowanym (Jaroszewski 2013).

Metody szacowania opadu efektywnego

Charakterystyka opadu efektywnego

Opad efektywny stanowi tę część opadu atmosferycznego, która w postaci spływu powierzchniowego tworzy falę wezbraniową cieków. Pozostała część opadu to straty, które są spowodowane retencją gruntu i intercepcją roślin, ewapotranspiracją, infiltracją lub wypełnieniem zagłębień w podłożu. Ilościowe zróżnicowanie powyższych czynników jest zależne od stałych i zmiennych charakterystyk zlewni oraz warunków hydrometeorologicznych. Najważniejszą rolę w formowaniu spływu powierzchniowego odgrywa jednak infiltracja (Byczkowski 1996). Algorytm modelu opadu efektywnego w pewnym uproszczeniu można zatem przedstawić następująco:

$$P_{Et} = \begin{cases} 0, & \text{gdy } P_{gt} \leq f_t \\ P_{gt} - f_t, & \text{gdy } P_{gt} > f_t \end{cases} \quad (20)$$

gdzie: P_{Et} – wysokość opadu efektywnego w momencie t ,

P_{gt} – wysokość opadu,

f_t – wielkość potencjalnej infiltracji w momencie t .

Metoda ta bazuje na dynamicznym równaniu bilansu wodnego i pozwala wyznaczyć zarówno globalną wielkość opadu efektywnego, jak i jego rozkład w czasie. Do jej stosowania, niestety, potrzebne są dane pomiarowe, które umożliwią określenie wszystkich członów tego równania. W przypadku, gdy nie ma dostępu do takich informacji, opad efektywny można wyznaczyć metodami pośrednimi – empirycznymi (Soczyńska 1990).

Metoda chwilowego współczynnika spływu

Opad efektywny liczbowo jest równy objętości odpływu powierzchniowego ($P_E = V_p$). Przez odpływ powierzchniowy rozumieć będziemy nadbudowę fali wezbraniowej powyżej odpływu gruntowego (Soczyńska 1990). Nie jest on jednak wyłącznie wynikiem różnicy pomiędzy opadem a stratami wywołanymi parowaniem i przesiąkaniem wód do gruntu, lecz pozostaje pod wpływem powierzchniowej i gruntowej retencji (Bagiński 1959). Bazując na równaniu (21), wielkość V_p można zastąpić współczynnikiem odpływu (α_p):

$$\alpha_p = \frac{V_p}{P} \quad (21)$$

Najczęściej przyjmowane są związki typu:

$$\alpha_p = f(r, P, I, T) \quad (22)$$

gdzie: r – wskaźnik zdolności retencyjnej zlewni (charakteryzuje stan uwilgotnienia zlewni przed wystąpieniem deszczu, świadczy o wielkości strat na infiltrację);

P – wysokość opadu;

I – natężenie opadu (średnia wartość intensywności opadu w czasie i na obszarze zlewni);

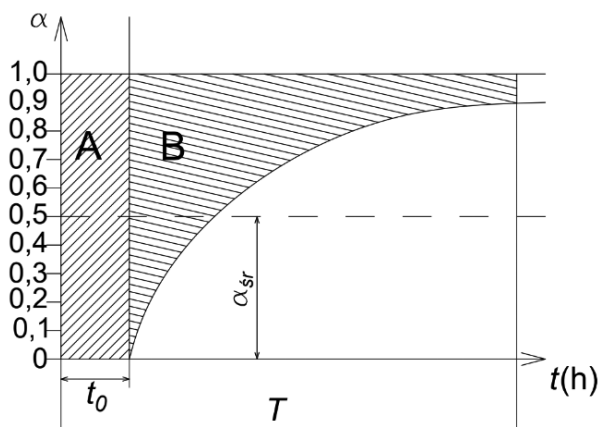
T – wskaźnik sezonowy (określany jako średnia miesięczna temperatura powietrza, średnia miesięczna wartość parowania potencjalnego lub kolejny numer tygodnia w roku).

W sytuacji, gdy nie dysponuje się przytoczonymi powyżej danymi, do wyznaczenia opadu efektywnego może posłużyć metoda chwilowego współczynnika spływu.

Jak przedstawia ryc. 13, w pierwszym okresie trwania deszczu współczynnik spływu jest równy zeru. Przyczyną tego są retencja i parowanie, którym podlega wówczas cała ilość opadu. Po wypełnieniu retencji zlewni wartości współczynnika α_p zaczynają stopniowo rosnąć i można je aproksymować równaniem:

$$\alpha_p(t) = \frac{2}{\pi} \cdot \arctg \frac{t - t_0}{n} \quad (23)$$

gdzie: t – bieżący czas trwania opadu,
 t_0 – parametr wskazujący czas dobiegania zlewni; zależy od jej zdolności retencyjnych oraz intensywności opadu w początkowym okresie jego trwania;
 n – wskaźnik kształtu krzywej $\alpha_p(t)$ (Soczyńska 1990).



Ryc. 13. Przebieg chwilowego współczynnika spływu (Soczyńska 1990)

Źródło: Soczyńska (1990).

Metoda SCS

W 1956 roku Soil Conservation Service w U.S. Department of Agriculture opracował metodę SCS-CN (*curve number* – numer krzywej), w której oprócz infiltracji podjęto próbę ilościowego określenia problemu intercepcji opadu, czasowej retencji czy zalegania spływającej wody w nierównościach terenu (Singh 2017). Metoda ta uwzględnia takie czynniki, jak rodzaj gleby, stan wilgotności przed wystąpieniem opadu, użytkowanie terenu i znajduje swoje zastosowanie zarówno w przypadku terenów zurbanizowanych, rolniczych, jak i zalesionych. Wszystkie wspomniane czynniki zostały ujęte w bezwymiarowym parametrze CN , opisanym rodziną krzywych dla różnych warunków i rodzajów gleb. Przyjmuje on wartości w zakresie $< 0; 100 >$ i jest związany z maksymalną potencjalną retencją zlewni S [mm] (Byczkowski 1996; Ozga-Zielińska i Brzeziński 1997):

$$S = 25,4 \cdot \left(\frac{1000}{CN} - 10 \right) \quad (24)$$

Dysponując wartością maksymalnej potencjalnej retencji zlewni, można przystąpić do oszacowania wysokości opadu efektywnego:

$$P_{E_{t_i}} = \sum_{j=1}^i \Delta P_{E_j} = \begin{cases} 0, & \text{jeśli } P_{t_i} - 0,2 S \leq 0 \\ \frac{(P_{t_i} - 0,2 S)^2}{P_{t_i} + 0,8 S}, & \text{jeśli } P_{t_i} + 0,8 S \geq 0 \end{cases} \quad (25)$$

gdzie: $P_{E_{t_i}}$ – opad efektywny w czasie od t_0 do t_i ($P_{E_{t_i}} = \sum_{j=1}^i \Delta P_{E_j}$) [mm],

P_{t_i} – opad całkowity w czasie od t_0 do t_i ($P_{t_i} = \sum_{j=1}^i \Delta P_j$) [mm],

ΔP_{E_j} – cząstkowy opad efektywny [mm],

ΔP_j – cząstkowy opad [mm] (Byczkowski 1996).

Podsumowanie

Wraz z rozwojem technologii i technik obliczeniowych modele matematyczne stały się powszechnie wykorzystywanym narzędziem zarówno do prac inżynierskich, jak i naukowo-badawczych. Służą one celom prognostycznym, poznawczym, ale umożliwiają również wypróbowanie różnych strategii sterowania układem rzeczywistym, bez ponoszenia fizycznych konsekwencji. Zlewnia rzeczna, jako podstawowy obiekt badań w hydrologii, jest wciąż systemem niepoznanym. Modele matematyczne umożliwiają zarówno badanie tego systemu i lepsze zrozumienie jego działania, jak i poszukiwanie związków przyczynowo-skutkowych, pomimo niepełnego rozpoznania zachodzących procesów, czego przykładem są modele relacji opad-odpływ. Analiza piśmiennictwa oraz badania własne wykazują, że modele te są bardzo wrażliwe na stosowane metody optymalizacyjne, wykorzystywane w celu określenia wartości parametrów, i dane wejściowe wprowadzane do systemu. Problem jakości pozyskiwanych danych wejściowych i wybór odpowiedniej metody optymalizacyjnej są wciąż kwestiami otwartymi.

Piśmiennictwo

- Bagiński R., 1959, Hydrologia, Szczecin, Politechnika Szczecińska.
- Bahremmand A., Mostafazadeh R., 2009, Mathematical computation of Nash model parameters for hydrograph predictions, in: MAMERN09: 3rd International Conference on Approximation Methods and Numerical Modelling in Environment and Natural Resources, Pau (France), 8–11.06.2009, [b.w.].
- Byczkowski A., 1996, Hydrologia, t. II, Warszawa, Wydawnictwo SGGW, ISBN 83-00-02925-7.
- Diskin M.H., 1980, Estimation of urbanization effects by a parallel cascades model. Proceedings of Symposium on the influence of man on the hydrological regime with special reference to representative and experimental basins, Helsinki, June 1980, IAHS-AIHS, 130, 37–42.

- Jaroszewski K., 2013, Algorytmy genetyczne, logika rozmyta i sztuczne sieci neuronowe w środowisku Matlab, Szczecin, Wydawnictwo ZAPOL Dmochowski, Sobczyk Sp.j., ISBN 978-83-7518-575-1.
- Krause P., Boyle D.P., Bäse F., 2005, Comparison of different efficiency criteria for hydrological model assessment, *Advances in Geosciences*, 5, 89–97.
- Kundzewicz Z., 1979, Modele matematyczne w hydrologii, *Matematyka Stosowana*, 14(7), 14, 49–61.
- Kurnatowski J., 2017, Cascade of submerged reservoirs as a rainfall-runoff mode, *Hydrology and Earth System Sciences*, 21(9), 4649–4661.
- Kurnatowski J., Laskowski N., 2017, Zastosowanie wielomianów ortogonalnych Czebyszewa w modelowaniu relacji opad–odpływ, w: XLVII Seminarium Zastosowań Matematyki, red. M. Chalfen, Kobyla Góra, 10–13.09.2017, Uniwersytet Przyrodniczy we Wrocławiu, 41–49.
- Laskowski N., Mańko R., 2018, Comparative analysis of the effectiveness of the conceptual rainfall-runoff hydrological models on the selected rivers in Odra and Vistula basins, *ITM Web of Conferences*, 23.
- Matematyczne modele zlewni, 1974, red. Janusz Kindler, Wrocław, Wydawnictwo Zakład Narodowy im. Ossolińskich.
- Nash J., 1957, The form of instantaneous unit hydrograph, *Publications International Association of Hydrological Sciences*, 45, 114–121.
- Ozga-Zielińska M., Brzeziński J., 1997, *Hydrologia stosowana*, Warszawa, Wydawnictwo Naukowe PWN, ISBN 83-01-12194-7.
- Ozga-Zielińska M., Nawalny M., 1979, Zagadnienia identyfikacji i weryfikacji integralnego modelu zlewni, w: *Modelowanie matematyczne zlewni hydrologicznej*, Warszawa, Państwowe Wydawnictwo Rolnicze i Leśne, 43–54.
- Pedersen J.T., Peters J.C., Helweg O.J., 1980, Hydrographs by single linear reservoir model, US Army Corps of Engineers, <http://www.hec.usace.army.mil/publications/TechnicalPapers/TP-74.pdf>, dostęp: 15.03.2015.
- Podstawy hydrologii dynamicznej, 1990, red. U. Soczyńska, Warszawa, Wydawnictwo WUW, ISBN 83-230-0394-7.
- Singh V.P., 2017, *Handbook of Applied Hydrology*, New York, McGraw-Hill, ISBN 978-0-07-183509-1.
- Todini E., 2007, Hydrological catchment modelling: past, present, future, *Hydrology and Earth System Sciences*, 11, 468–482.

RÓŻNICE W WIELKOŚCIACH STRAT WODY NA SKUTEK PROCESU EWAPORACJI I EWAPOTRANSPIRACJI Z POWIERZCHNI MAŁEGO ZBIORNIKA INFILTRACYJNEGO

Rafał Ciepluch

Wprowadzenie

Zgodnie z opublikowanym w 2017 roku nowym Prawem wodnym (Dz.U. z 2017 r., poz. 1566) odprowadzanie wód opadowych lub roztopowych, ujętych w otwarte lub zamknięte systemy kanalizacji deszczowej albo w systemy kanalizacji zbiorczej w granicach administracyjnych miast, służące do odprowadzania opadów atmosferycznych do wód, zaliczane jest do usług wodnych wymagających uzyskania pozwolenia wodnoprawnego. Realizacja usług wodnych wiąże się z ponoszeniem opłat. Opłata za usługi wodne składa się z opłaty stałej oraz opłaty zmiennej, zależnej od obecności urządzeń do retencjonowania wody z terenów uszczelnionych. Wysokość opłaty stałej ustalana jest przez Państwowe Gospodarstwo Wodne Wody Polskie i przekazywana podmiotom zobowiązanym do ich ponoszenia w formie informacji rocznej. Wysokość opłaty zmiennej ustalana jest jako iloczyn jednostkowej stawki opłaty, ilości odprowadzonych wód, wyrażonej w m^3 , i czasu, wyrażonego w latach, z uwzględnieniem istniejących urządzeń do retencjonowania wody z terenów uszczelnionych oraz ich pojemności (art. 271 i 272 ww. ustawy).

W polskim prawie brakuje kompleksowej regulacji kwestii zrównoważonego zagospodarowania wód opadowych i roztopowych. Niemniej właściciel nieruchomości ma wpływ na wysokość opłaty za usługi wodne, m.in. poprzez retencjonowanie wód. Ponieważ nie każda działka posiada dostęp do odbornika wód opadowych, w postaci kanalizacji deszczowej lub kolektora wód opadowych, naturalnym sposobem na opróżnianie zretencjonowanej objętości w czasie bez opadu jest rozsączenie zgromadzonej wody poprzez wprowadzenie jej do ziemi. Punktem wyjścia dla rozważania możliwości rozsączenia wód

opadowych w części lub całości powinny być opracowania projektowe oparte na geologicznych badaniach terenowych i laboratoryjnych.

Spośród popularnych metod jednoczesnego retencjonowania i rozsączania wód opadowych i roztopowych można wymienić rozwiązania niemal dla każdej wielkości dostępnej na ten cel powierzchni terenu. Gdy teren pozwala na wykorzystanie stosunkowo dużego areału, rozwiązaniem atrakcyjnym ze względu na nakłady ekonomiczne może być dla właściciela terenu rozsączenie wody na powierzchni terenu, bez jego przekształcania rozumianego jako uzbrajanie w sieci i urządzenia gromadzące wodę. Korzyści płynące z powierzchniowego rozsączania wód opadowych jako elementu zagospodarowania mają jednak charakter nie tylko ekonomiczny.

Po pierwsze, są alternatywnym do popularnych rabat kwiatowych sposobem na zagospodarowanie terenu, określonego w miejscowych planach zagospodarowania przestrzennego oraz w wydawanych przez organy administracyjno-budowlane decyzjach o warunkach zabudowy, do pozostawienia jako teren niezabudowany (dalej: biologicznie czynny), co w wielu przypadkach zdejmie z właściciela część nakładów na prace pielęgnacyjne. Dodatkowo, odprowadzanie wód do gruntu ma pozytywny wpływ na lokalne warunki gruntowo-wodne, co redukuje wydatki na podlewanie przylegających terenów zielonych. Wzięcie pod uwagę tego czynnika podczas prac projektowych pozwala nie tylko zaoszczędzić na eksploatacji, ale również uświadomić o możliwościach różnicowania krajobrazu.

Po drugie, wymienić należy czysto ekonomiczną korzyść w postaci obniżenia stawki opłaty za usługi wodne, zgodnie z ustawą Prawo wodne.

Po trzecie, nie do przecenienia jest pozytywny wpływ zbiorników infiltracyjnych na stan ilościowy i jakościowy zasobu wód gruntowych.

W dalszej części pracy omówiono szczegółowo postępowanie podczas projektowania odprowadzania wód powierzchniowych do ziemi z wykorzystaniem powierzchniowych zbiorników infiltracyjnych.

Wybrane warianty odprowadzania wód powierzchniowych do ziemi

Rozważane w niniejszej pracy warianty odprowadzania wód opadowych do ziemi bazują na wspólnym założeniu – okresowym zalewaniu dostępnej powierzchni, co prowadzi do powstania małego zbiornika wodnego. Powierzchniowy zbiornik infiltracyjny to budowla wodna charakteryzująca się zdolnością do czasowego gromadzenia wody opadowej i rozsączania jej w gruncie. W większości przypadków małe zbiorniki wodne na potrzeby rozsączające wpisują się w dominującą dla tego rodzaju budowli funkcję gospodarczą. Pochodną spełniania przez nie tej funkcji jest lokalna poprawa jakości wód mimo niedużego znaczenia hydrologicznego i przy-

rodniczego takich oczek wodnych. Wobec wielu dowodów w literaturze na ujemne oddziaływanie na środowisko przyrodnicze dużych zbiorników retencyjnych (Mioduszewski 2006) małe, sztuczne, zbiorniki jawią się jako wyjątkowo cenne obiekty przyrodnicze. Biorąc dodatkowo pod uwagę to, że oczka wodne (akweny o powierzchni zwierciadła wody nieprzekraczającej 1,0 ha) – zarówno naturalne, jak i sztuczne – na całym świecie zanikają lub są świadomie likwidowane, nie dziwią powszechnie podejmowane próby ich odbudowy i zastosowania również na terenie miejskim w celu urozmaicenia krajobrazu, zwiększenia biologicznej różnorodności, a także poprawy jakości wód opadowych, które odprowadzane są systemem kanalizacji deszczowych z terenu miasta do odbiornika.

Warunkiem budowy takiego rozwiązania jest obecność w podłożu gruntów przepuszczalnych. Na terenach zbudowanych z utworów, np. piaszczystych, małe zbiorniki wodne można wykorzystywać jako infiltracyjne dla wzbogacania zasobów wód podziemnych. Każdorazowo należy rozpatrzyć wpływ takiego zbiornika na warunki gruntowo-wodne terenów przyległych. Okresy wezbrań służą za zasilanie zbiornika, z którego woda przesącza się między ziarnami gruntu budującego podłoże, w tym warstwy wodonośne. Proces infiltracji w sposób naturalny poprawia jakość wody, a zatem takie oczka wodne idealnie nadają się dla odprowadzenia wód opadowych z terenów uszczelnionych. Ze względu na ochronę jakości wód podziemnych, w przypadkach wymaganych prawem, wody odprowadzane jako dopływ do zbiornika z instalacji odwodnieniowej terenu uszczelnionego powinny być w odpowiedni sposób oczyszczone z ewentualnych zanieczyszczeń.

Wody opadowe trafiają ostatecznie do czaszy przygotowanego zbiornika, która może przyjmować różne formy, w zależności od celu dodatkowego, jaki projektant przyjmie do realizacji. Wybór odbywa się wtedy zwykle między dwoma wariantami, które stanowią:

- zbiorniki odsłonięte, wystawione na pełne działanie promieni słonecznych w celu maksymalizacji parowania z powierzchni zbiornika jako dodatkowego czynnika zapewniającego niezwłoczne przygotowanie zbiornika do ponownego napełnienia;
- zbiorniki gęsto obsadzone roślinnością każdego piętra, ograniczające parowanie terenowe dzięki zacienieniu powierzchni wody i osłonięciu przed wiatrem, a tym samym pozwalające na dodatkowe zmagazynowanie wody przez okoliczną florę.

Dodatkowo drugi z ww. wariantów można podzielić, ze względu na maksymalną gromadzoną miąższość warstwy wody, na:

- zbiorniki płytkie, tzw. łąki retencyjne lub niecki chłonne, porośnięte przez krzewy i niskie rośliny, tolerujące wilgotne i mokre warunki gruntowe podczas zalewania z dopływu, tworzące tarasy o głębokości do 0,3 m;

- zbiorniki głębokie, zbiorniki chłonne, zwykle zadarniowane i obsadzone drzewami o wysokiej tolerancji na okresowe zalewanie, występujące naturalnie na terenach podmokłych, o głębokości do 1,0 m.

We wszystkich ww. przypadkach zbiornik ma ograniczoną kubaturę, a rozsączanie wody jest ograniczone prędkością infiltracji wody w głąb gruntu zalegającego w podłożu zbiornika. W związku z powyższym zbiornik powinien być wyposażony w przelew awaryjny, który w przypadku przepełnienia odprowadzi nadmiar wód do odbiornika.

Tego typu rozwiązania są spotykane coraz powszechniej w przestrzeni miejskiej, m. in. na pętli tramwajowej Las Arkoński w Szczecinie (Lejcuś 2017).

Typowa powierzchnia dostępna na potrzeby odprowadzania wód do ziemi

Ponieważ działki (inwestycyjne, pod obiekty usługowe, oraz dostępne na terenach zurbanizowanych pod zagospodarowanie na użytek publiczny) są zwykle zabudowywane w maksymalnym – dopuszczanym przepisami o zagospodarowaniu przestrzennym – stopniu oraz w związku z tym, że rozsączanie wód opadowych jest najczęściej funkcją wariantową (zapewniającą zagospodarowanie wód opadowych w przypadku możliwości takiego zagospodarowania na danym terenie), nie powinno nikogo dziwić to, że typowym i reprezentatywnym przykładem terenu dostępnego pod powierzchniowe rozsączanie wód opadowych jest wąski pas terenu zlokalizowany wzdłuż granicy działki – wprost nienadający się pod innego rodzaju formy zagospodarowania lub zabudowy. Nierzadko jest to teren nachylony do poziomu w związku z wykonaniem makroniwelacji pozostałego obszaru działki pod zabudowę.

Podczas projektowania jakichkolwiek urządzeń infiltracyjnych konieczne jest przestrzeganie zasad dotyczących sytuowania urządzeń infiltracyjnych, które nie mogą wywoływać szkód w sąsiadujących z nimi budynkach lub innych urządzeniach infrastruktury technicznej.

Składowe bilansu wodnego przy odprowadzaniu wód do ziemi

Naturalny cykl hydrologiczny składa się z wielu procesów, spośród których najważniejszymi są: parowanie, transpiracja, opady atmosferyczne, retencja, infiltracja, odpływ powierzchniowy i gruntowy, przepływ w korytach cieków. Działalność człowieka powoduje szereg zaburzeń w przebiegu naturalnego cyklu hydrologicznego.

W rozważanym przypadku małego zbiornika infiltracyjnego do uwzględnienia spośród składowych całkowitej retencji (Ciepielowski 2000) wybrano następujące czynniki:

- spływ powierzchniowy i opad atmosferyczny na powierzchnię zbiornika,
- dopływ z kanalizacji deszczowej,
- dopływ z odwodnienia (drenaży),
- parowanie terenowe,
- ewapotranspirację.

Pominięto m.in. dopływ wód gruntowych, pobór wód na dowolne cele oraz odpływ ze zbiornika, kierując się praktycznym założeniem, jakim mógłby kierować się potencjalny inwestor – całość wód odprowadzonych do zbiornika powinna być celowo odprowadzana na teren chłonny, o niskim poziomie wód gruntowych (umożliwiający skuteczną infiltrację), aby zminimalizować ryzyko potrzeby uruchomienia innych urządzeń w celu zagospodarowania wód opadowych. Bezawaryjną pracę urządzenia wodnego, jakim jest zbiornik infiltracyjny, może zapewnić prawidłowe podejście obliczeniowe.

Podobnie, jak spływ opadów atmosferycznych w kierunku urządzeń wchodzących w skład sieci kanalizacji deszczowej czy systemu drenarskiego, oblicza się spływ z powierzchni przylegających do zbiornika infiltracyjnego oraz opad na powierzchnię zbiornika.

Obliczenie ilości opadów opiera się na zaobserwowanej korelacji wzrostu natężenia opadu ze skróceniem czasu jego trwania. Każdy deszcz charakteryzują następujące parametry:

- prawdopodobieństwo wystąpienia p [%] lub częstotliwość c [lata],
- czas trwania t [min],
- natężenie [mm/min lub $\text{dm}^3/\text{ha} \cdot \text{s}$],
- zasięg F [ha].

Wzór ogólny do obliczania spływów deszczowych ma postać:

$$Q = \varphi \psi q F$$

gdzie: Q – objęściowe natężenie spływu [dm^3/s],

φ – współczynnik opóźnienia odpływu,

ψ – współczynnik spływu,

q – natężenie deszczu [$\text{dm}^3/\text{ha} \cdot \text{s}$],

F – powierzchnia zlewni [ha].

Iloczyn qF stanowi wprost o ilości opadu, zaś iloczyn ψqF – o ilości opadu, który skutecznie spłynie z powierzchni F do odbiornika. Sposób stosowania współczynnika opóźnienia φ jest zależny od przyjętej metody obliczania ilości wód opadowych.

Dopływ do zbiornika infiltracyjnego, zarówno z kanalizacji deszczowej, jak i z systemu drenażowego, należy określać na podstawie obliczeń objętościowego natężenia przepływu ze wszystkich wlotów do sieci. Stosowane obecnie metody obliczania sieci kanalizacji deszczowych pozwalają na określenie dla każdego punktu sieci deszczu miarodajnego oraz jego parametrów: czasu trwania i natężenia. Żadna z metod będących w powszechnym użyciu nie daje obecnie pewności wyników ani nie gwarantuje całkowitego bezpieczeństwa. Zaleca się, dla większości kanałów bocznych w małych miastach, krótkich odcinków międzywęzłowych i na terenie o dużym nachyleniu, obliczanie metodą stałych natężeń (Edel 2017).

Wody pochodzące z trwałego odwodnienia obiektów budowlanych nie są brane pod uwagę do podstawy obliczenia opłaty za usługę wodną.

Straty wody powstają w wyniku oddawania wody ze zlewni z powrotem do atmosfery w postaci pary wodnej. Proces ten, nazywany ewapotranspiracją, faktycznie obejmuje dwa procesy: proces bezpośredniej przemiany wody ze stanu ciekłego w gazowy – w wyniku parowania terenowego (ewaporacji) oraz proces parowania poprzez transpirację roślin. Wzrost udziału powierzchni nieprzepuszczalnych w zlewni powoduje zmniejszanie się wysokości strat w wyniku ewapotranspiracji oraz, co jest z tym związane, zmniejszanie się ilości wody infiltrującej do gruntu.

Średnie roczne rzeczywiste parowanie terenowe można wyznaczać z równania L. Turca:

$$E = \frac{P}{\sqrt{0,9 + \frac{P^2}{L^2}}}$$

gdzie: E – średnia roczna wartość parowania rzeczywistego [mm],
 P – średni roczny opad na powierzchnię rozpatrywanego obszaru [mm],
 L – wartość obliczana wg formuły:

$$L = 300 + 25T_p + 0,05T_p^3$$

gdzie: T_p – skorygowana wartość temperatury obliczana wg formuły:

$$T_p = \frac{\sum P_i T_i}{\sum P_i}$$

gdzie: P_i , T_i – zaobserwowane wartości opadów i temperatury w kolejnych miesiącach roku hydrologicznego.

Alternatywne dla równania L. Turca są wzory empiryczne, spośród których, z uwagi na dostępność danych wymaganych do zastosowania wzoru, wykorzy-

stano wzór Iwanowa (Żarnowiec i in. 2016) do szacowania parowania wyłącznie z powierzchni wody:

$$E_0 = 0,0018 \cdot (25 + T)^2 \cdot (100 - f)$$

gdzie: f – średnia miesięczna wilgotność powietrza [%],
 T – średnia miesięczna temperatura powietrza [°C].

Obliczenia ewapotranspiracji, na potrzeby sporządzenia bilansu wodnego wprowadzanych do gruntu wód opadowych, wykonać można metodą współczynników roślinnych z wykorzystaniem modelu Tredera (Rolbiecki 2018). Do oszacowania ewapotranspiracji wskaźnikowej ET_0 wykorzystywany jest z powodzeniem wzór Blaney-Criddle'a, zmodyfikowany dla warunków Polski w okresie od kwietnia do października przez Żakowicza (2010):

$$ET_0 = n \cdot [p \cdot (0,437 \cdot T + 7,6) - 1,5]$$

gdzie: n – liczba dni w miesiącu,
 p – współczynnik parowania według Doorenbosa i Pruitta dla miesięcy i szerokości geograficznej.

Wzór ten opracowano dla gatunków drzew, takich jak klon jesionolistny czy robinia akacjowa, które są powszechne w polskim krajobrazie. Z uwagi na wspólny kład różowych w obrębie roślin okrytonasiennych, obejmujący także inne popularne w kraju gatunki wybierane jako nasadzenia, wzór Blaney-Criddle'a zmodyfikowany przez Żakowicza może być stosowany na potrzeby określania ewapotranspiracji typowej wysokiej zieleni parkowej (miejskiej).

Dla uzyskania wartości ewapotranspiracji określonego (projektowanego) drzewostanu ET_R wykorzystać można zgodnie z metodą formułę:

$$ET_R = ET_0 \cdot k$$

gdzie: k – współczynnik roślinny przyjmowany dla danego gatunku (grupy gatunków) oraz miesiąca.

Dalsze postępowanie w celu oszacowania wartości ewapotranspiracji, z uwzględnieniem wielkości drzew ET_R^* składających się na drzewostan, polegające na zastosowaniu współczynnika poprawkowego w_p , zależnego od procentu zacienienia gruntu przez korony drzew, można pomijać tylko w wyjątkowym przypadku – gdy z uwagi na znaczącą gęstość zadrzewienia terenu przeznaczonego do rozsączania wód opadowych (powyżej 60% zacienienia) współczynnik poprawkowy przyjmuje wartość 1,0.

W celu wykazania różnic wielkości bilansowych zbiorników odsłoniętych oraz gęsto obsadzonych roślinnością wykonano obliczenia ewaporacji i ewapotranspiracji dla danych opadowych z lat 1981–2010 dla okolic Katowic (woj. śląskie). Wyniki przedstawiono w tab. 1.

Z uwagi na zakres stosowania wzoru Blaney-Criddle'a w modyfikacji Żakowicza sumę ewapotranspiracji na potrzeby bilansu wodnego należy uzupełnić w miesiącach zimowych. Zdecydowano wykorzystać w tym celu miesięczne sumy strat na skutek parowania, wyznaczonych ze wzoru Turca, proporcjonalnie do strat na skutek parowania określonego wzorem Iwanowa, jako wielkości dających niższe straty, co z uwagi na ideę działania zbiornika rozsączającego jest wariantem bardziej niekorzystnym (więcej wody pozostanie w bilansie do rozsączenia).

Parowanie rzeczywiste wg Turca:

$$T_p = \frac{\sum P_i T_i}{\sum P_i} = 9,9^\circ\text{C}$$

$$L = 300 + 25T_p + 0,05T_p^3 = 597$$

$$E = \frac{P}{\sqrt{0,9 + \frac{P^2}{L^2}}} = 478,6 \text{ mm}$$

Tabela 1. Zestawienie wyników obliczeń ewaporacji i ewapotranspiracji dla różnych wariantów zbiornika infiltracyjnego

Miesiąc	Suma opadów [mm]	Temperatura średnia [°C]	Liczba dni w miesiącu	Parowanie wg Iwanowa [mm]	Parowanie wg Turca	Współczynnik roślinny	ET_o (Blaney-Criddle'a)	ET_R [mm]
Styczeń	50	−2	31	20,9	18,5	0,25	0,0	0,0
Luty	40	−1	28	22,8	20,1	0,25	0,0	0,0
Marzec	50	3	31	31,0	27,4	0,25	0,0	0,0
Kwiecień	50	8	30	43,1	38,1	0,45	58,2	26,2
Maj	80	13	31	57,2	50,5	0,75	93,5	70,1
Czerwiec	90	16	30	66,6	58,8	1,00	112,6	112,6
Lipiec	100	18	31	73,2	64,6	1,10	121,3	133,4
Sierpień	80	18	31	73,2	64,6	1,10	106,9	117,6
Wrzesień	70	13	30	57,2	50,5	0,90	66,6	59,9
Październik	50	8	31	43,1	38,1	0,80	36,1	28,8
Listopad	50	3	30	31,0	27,4	0,35	0,0	0,0
Grudzień	50	−1	31	22,8	20,1	0,25	0,0	0,0
Roczne	760		Suma	542,3	478,6		Suma	548,7

Wilgotność powietrza dla Katowic: 78%.

Suma roczna ET_R wraz z parowaniem wg Turca (miesiące zimowe):

$$E_{ET_R + E} = 662,2 \text{ mm}$$

Podsumowanie

Wyniki wykonanych obliczeń potwierdzają korelację odnotowaną w publikacjach na ten temat (Leśny i in. 2005): różnice w wielkościach strat na skutek procesu ewaporacji z powierzchni wody i ewapotranspiracji dla obszaru zadrzewionego, obliczane dla powierzchni zbiornika F , wykazują różnice na poziomie poniżej 2%. Uwzględnienie w obliczeniach ewapotranspiracji podczas miesięcy zimowych jako parowania z powierzchni wody (bez udziału roślin) znacznie podnosi rząd wielkości strat w bilansie wodnym. Rozwinięcie obliczeń o określenie potrzeb wodnych roślinności w miesiącach zimowych prawdopodobnie tylko pogłębi tę tendencję.

Dalszy rozwój badań wymaga dodatkowej weryfikacji obliczeń z użyciem formuł uwzględniających parowanie wraz z sedymentacją lodu, choć dotychczas badacze z powodzeniem używali przybliżeń z wykorzystaniem wzorów Turca lub Iwanowa, jak w wyżej zaprezentowanym toku obliczeniowym.

Wyżej zaprezentowany algorytm określania strat jako element bilansu małego zbiornika wodnego dzięki ujęciu miesięcznemu może stać się użyteczny w przypadku opracowywania modelu pracy zbiornika infiltracyjnego w czasie i symulacji okresów jego napełniania i opróżniania w celu bieżącej regulacji i minimalizowania kosztów utrzymania terenów zielonych.

W dalszym toku prac badawczych należałoby rozważyć rozwinięcie prac o modelowanie bilansu wodnego w czasie, przy utrzymaniu metody określania ET_R Leśnego i Juszczaka (2005) dla powierzchni zbiornika i terenów w zasięgu oddziaływania zbiornika (zasięgu infiltracji) jako średniej ważonej, z przyjęciem jako wag powierzchni kolejnych użytków (typów powierzchni i gatunków roślin).

Piśmiennictwo

- Burszta-Adamiak E., 2011, Odprowadzanie wód opadowych systemami do podziemnej retencji i infiltracji, Rynek Instalacyjny, 5, 48–54.
- Ciepielowski A., Dąbkowski S.L., Grzyb M., 2000, Kształtowanie retencji wodnej na obszarach leśnych, Głos Lasu, 3.
- Edel R., 2017, Odwodnienie dróg, Warszawa, Wydawnictwa Komunikacji i Łączności, ISBN 978-83-206-1987-4.
- Kołodziejczyk U., 2012, Hydrografia zbiorników antropogenicznych, Zielona Góra, Oficyna Wydawnicza Uniwersytetu Zielonogórskiego, ISBN 978-83-7842-019-4.

- Lejcuś K., Burszta-Adamiak E., Dąbrowska J., Wróblewska K., Orzeszyna H., Śpitalniak M., Misiewicz J., 2017, Katalog dobrych praktyk – zasady zrównoważonego gospodarowania wodami opadowymi pochodzącymi z nawierzchni pasów drogowych, Wrocław (opracowanie wykonane na zamówienie Gminy Wrocław).
- Leśny J., Juszcak R., 2005, Oszacowanie ewapotranspiracji terenów znajdujących się w strefie bezpośredniego oddziaływania małych zbiorników wodnych krajobrazu rolniczego, *Acta Agrophysica*, 6(1), 161–174.
- Mioduszewski W., 2006, Małe zbiorniki wodne, Falenty, Wydawnictwo IMUZ, ISBN 83-88763-59-8.
- Mrowiec M., 2008, Urządzenia do infiltracji wód opadowych, Rynek Instalacyjny, 5, 32–42.
- Rolbiecki S., 2018, O szacowaniu potrzeb wodnych drzew owocowych w Polsce na podstawie temperatury powietrza, *Infrastruktura i Ekologia Terenów Wiejskich*, 2(1), 393–406.
- Rozporządzenie Ministra Gospodarki Morskiej i Żeglugi Śródlądowej z dnia 12 lipca 2019 r. w sprawie substancji szczególnie szkodliwych dla środowiska wodnego oraz warunków, jakie należy spełnić przy wprowadzaniu do wód lub do ziemi ścieków, a także przy odprowadzaniu wód opadowych lub roztopowych do wód lub do urządzeń wodnych. Dz.U. z 2019 r., poz. 1311.
- Ustawa z dnia 20 lipca 2017 r. Prawo wodne. Dz.U. z 2020 r., poz. 310, ze zm.
- Żakowicz S., 2010, Podstawy technologii nawadniania rekultywowanych składowisk odpadów komunalnych, *Rozprawy Naukowe i Monografie Szkoły Głównej Gospodarstwa Wiejskiego w Warszawie*, 362, 1–92.
- Żarnowiec W., Policht-Latawiec A., Ostrowski K., 2016, Szacowanie wielkości parowania wody z powierzchni dachowych na podstawie wybranych wzorów empirycznych, *Acta Scientiarum Polonorum, Formatio Circumiectus*, 15(4), 17–28.

ANALIZA PRODUKCJI ENERGII ELEKTRYCZNEJ POCHODZĄCEJ Z ODNAWIALNYCH ŹRÓDEŁ ENERGII W 2015 I 2019 ROKU W WYBRANYCH KRAJACH UNII EUROPEJSKIEJ

Marek Rynkiewicz

Wprowadzenie

Odnawialne źródła energii (OZE) stają się dzisiaj coraz bardziej popularne. W porównaniu z paliwami kopalnymi, których zasoby ulegają powolnemu wyczerpaniu, odnawialne nośniki są źródłem czystego ekologicznie paliwa. Tym samym w niedalekiej przyszłości mogą stanowić istotne źródło energii. Powodem, dla których Unia Europejska zdecydowała się wspierać wykorzystywanie odnawialnych źródeł energii w Europie, jest przede wszystkim niepewność dotycząca dostępności tradycyjnych źródeł w długofalowej perspektywie oraz chęć ograniczenia emisji gazów cieplarnianych. Do odnawialnych nośników energii możemy zaliczyć energię pochodzącą z biopaliw stałych, wody, ze słońca, z wiatru, biopaliw gazowych i płynnych, odnawialnych odpadów komunalnych, energii geotermalnej oraz fal, prądów oceanicznych i pływów morskich. Argyrou i in. (2018) oraz Barwicki i in. (2017) uważają, że pozyskiwanie energii ze źródeł odnawialnych przyczynia się do zmniejszenia zanieczyszczenia powietrza. Jednak wykorzystanie odnawialnych nośników do produkcji energii elektrycznej wiąże się z utratą stabilności sieci elektroenergetycznych w sytuacji, gdy energia z OZE będzie miała pierwszeństwo przed energią konwencjonalną. Bilgili i in. (2015) twierdzą, że energia z OZE będzie się rozwijała w dalszym ciągu i będzie odgrywała istotną rolę na świecie. Maciejowska (2020) twierdzi, że polityka wspierająca rozwój OZE powinna zachować równowagę między energetyką wiatrową a słoneczną w celu utrzymania

stabilności cen energii z OZE. Z tego względu, w zależności od uwarunkowań geograficznych w poszczególnych krajach, UE może odpowiednio kształtować rozwój odnawialnych nośników energii.

Produkcja energii elektrycznej z odnawialnych źródeł

W 2021 r. do Unii Europejskiej należy 27 państw. W pracy dokonano oceny wielkości produkcji energii elektrycznej pochodzącej z odnawialnych nośników energii, w 2015 i 2019 roku, w wybranych krajach Unii Europejskiej. Oceną objęto 18 państw, w których liczba mieszkańców ogółem w 2019 r. była większa niż 5 mln. Z tego względu z analizy wyłączono kraje, w których liczba mieszkańców była mniejsza. Zatem nie zostały w pracy uwzględnione następujące państwa: Estonia, Chorwacja, Irlandia, Cypr, Łotwa, Litwa, Luksemburg, Malta i Słowenia. Z analizowanej grupy usunięto również Wielką Brytanię, która opuściła UE 31 stycznia 2020 r.

W tabeli 1 przedstawiono ilość energii elektrycznej, która została wytworzona z odnawialnych źródeł energii w 2015 i 2019 roku w analizowanych krajach UE.

Na podstawie tab. 1 można stwierdzić, że najwięcej energii elektrycznej z OZE, zarówno w 2015 r. (183 473,4 GWh), jak i w 2019 r., wytworzyły Niemcy (232 840,5 GWh). Natomiast najmniej tej energii wyprodukowały Węgry – 3233,3 GWh w 2015 r. i 4669,9 GWh w 2019 r. Rumunia jako jedyne państwo w 2019 r. odnotowała spadek energii z OZE – pozyskała 25 500,9 GWh energii i było to o 47,7 GWh energii mniej niż w 2015 r. W pozostałych krajach stwierdzono wzrosty pozyskania energii elektrycznej w 2019 r., w odniesieniu do roku bazowego 2015.

Zmianę wielkości produkcji energii elektrycznej, pochodzącej z odnawialnych źródeł, w roku 2019 r., w odniesieniu do 2015 r., w wybranych krajach Unii Europejskiej prezentuje ryc. 1.

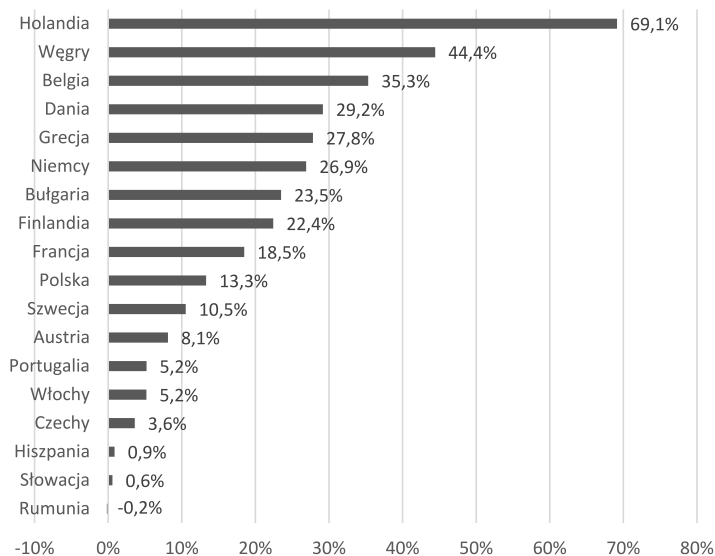
Na podstawie ryc. 1 można stwierdzić, że największy wzrost produkcji energii odnotowano w Holandii (69,1%), na Węgrzech (44,4%) i w Belgii (35,3%), natomiast najmniejszy – na Słowacji (0,6%) i w Hiszpanii (0,9%). Średnia wzrostu pozyskania energii elektrycznej dla wszystkich badanych krajów wyniosła 15,1%. W Polsce przyrost był o 1,8% mniejszy od wartości średniej przyjętej dla grupy badanych krajów UE.

Na ryc. 2 przedstawiono podział ilości energii elektrycznej pozyskanej z OZE w 2015 i 2019 r. ogółem, wyrażonej w jednostkach GWh, przy uwzględnieniu danych dla państw Unii Europejskiej objętych analizą.

Tabela 1. Liczba mieszkańców w 2019 r. oraz ilość energii elektrycznej, która została wytworzona z odnawialnych źródeł energii w 2015 i 2019 roku w wybranych krajach Unii Europejskiej

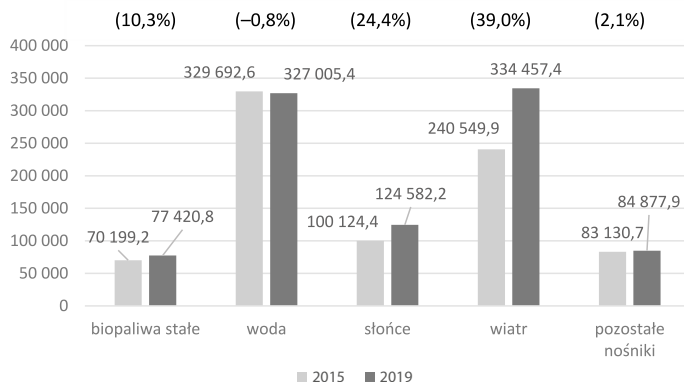
Lp.	Kraj	Kod	Liczba mieszkańców w 2019 r.	Produkcja energii elektrycznej z OZE [GWh]	
				w 2015 r.	w 2019 r.
1	Austria	AT	8 879 920	51 416,2	55 591,9
2	Belgia	BE	11 488 980	14 006,7	18 955,9
3	Bułgaria	BG	6 975 761	7 241,2	8 942,5
4	Czechy	CZ	10 671 870	9 864,7	10 221,2
5	Dania	DK	5 814 422	17 876,6	23 092,9
6	Finlandia	FI	5 521 606	27 576,2	33 761,4
7	Francja	FR	67 248 926	96 071,3	113 825,9
8	Grecja	GR	10 721 582	13 569,4	17 344,2
9	Hiszpania	ES	47 134 837	102 556,4	103 452,5
10	Holandia	NL	17 344 874	13 132,8	22 212,4
11	Niemcy	DE	83 092 962	183 473,4	232 840,5
12	Polska	PL	37 965 475	22 030,6	24 964,0
13	Portugalia	PT	10 286 263	28 177,4	29 645,0
14	Rumunia	RO	19 371 648	25 548,6	25 500,9
15	Słowacja	SK	5 454 147	6 574,8	6 612,9
16	Szwecja	SE	10 278 887	91 622,4	101 283,4
17	Węgry	HU	9 771 141	3 233,3	4 669,9
18	Włochy	IT	59 729 081	109 724,6	115 426,3
		Razem	427 752 382	823 696,7	948 343,8

Źródło: opracowano na podstawie: Eurostat, <http://ec.europa.eu/eurostat/web/energy/data/shares> (online data code: nrg_ind_ren), dostęp: 7.04.2021 i Eurostat, https://appsso.eurostat.ec.europa.eu/nui/show.do?dataset=demo_gind&lang=en (online data code: demo_gind), dostęp: 7.04.2021 r.



Ryc. 1. Zmiana wielkości produkcji energii elektrycznej pochodzącej z odnawialnych źródeł w roku 2019, w porównaniu z rokiem 2015

Źródło: opracowano na podstawie: Eurostat, <http://ec.europa.eu/eurostat/web/energy/data/shares> (online data code: nrg_ind_ren), dostęp: 7.04.2021 r.



Ryc. 2. Podział energii elektrycznej pozyskanej w 2015 i 2019 roku, w zależności od nośnika źródła odnawialnego [GWh], oraz wskaźnik dynamiki zmiany danych z roku 2019, w porównaniu z rokiem 2015

Źródło: opracowano na podstawie: Eurostat, <http://ec.europa.eu/eurostat/web/energy/data/shares> (online data code: nrg_ind_ren), dostęp: 7.04.2021 r.

W badanych krajach UE energię elektryczną, klasyfikowaną jako pochodzącą z odnawialnych nośników, produkowano głównie z biopaliw stałych, wody, ze słońca, z wiatru i pozostałych nośników, do których Eurostat zalicza:

energię pochodzącą z biopaliw gazowych i płynnych, odnawialnych odpadów komunalnych, energii geotermalnej oraz fal, prądów oceanicznych i pływów morskich. Najwięcej energii elektrycznej w 2015 r. badane kraje UE pozyskiwały z wody (329 692,6 GWh), natomiast głównym nośnikiem energii w 2019 r. były wiatr (334 457,4 GWh) i woda (327 005,4 GWh). Zauważyć można, że dla wiatru uzyskano najwyższy wskaźnik wzrostu produkcji energii elektrycznej w 2019 r., w porównaniu z 2015 r. (39,0%). W dalszej kolejności wzrost procentowy zaobserwowano dla energii pozyskiwanej ze słońca (24,4%). W przypadku wody nastąpił spadek jej pozyskania w 2019 r. – o 0,8%, w porównaniu z rokiem 2015.

W tabeli 2 dla porównania przedstawiono ilość energii elektrycznej, która została wytworzona w wybranych krajach z odnawialnych źródeł energii w 2019 r., w przeliczeniu na 1 mln mieszkańców.

Tabela 2. Podział produkcji energii elektrycznej pochodzącej z OZE w 2019 r., w przeliczeniu na 1 mln mieszkańców

Lp.	Kraj		Produkcja energii elektrycznej z OZE [GWh]					
	nazwa	kod	biopaliwa stałe	woda	słońce	wiatr	pozostałe nośniki*	razem
1	Austria	AT	425,2	4758,2	191,7	776,2	109,2	6 260,4
2	Belgia	BE	286,5	26,3	369,7	797,8	169,7	1 649,9
3	Bułgaria	BG	2,2	6,1	2,1	2,0	0,4	12,8
4	Czechy	CZ	224,8	208,7	216,6	61,0	246,7	957,8
5	Dania	DK	7,5	0,0	1,7	27,5	3,1	39,7
6	Finlandia	FI	22,3	26,1	0,3	10,6	1,8	61,1
7	Francja	FR	57,8	889,0	181,8	482,7	81,3	1 692,6
8	Grecja	GR	2,3	484,1	413,0	683,1	35,2	1 617,7
9	Hiszpania	ES	82,4	625,1	320,4	1 130,4	36,4	2 194,8
10	Holandia	NL	163,6	5,4	307,6	621,1	182,9	1 280,6
11	Niemcy	DE	133,7	238,4	558,3	1 398,8	473,0	2 802,2
12	Polska	PL	169,7	61,4	18,7	375,1	32,7	657,5
13	Portugalia	PT	267,3	1 157,9	130,5	1 245,7	80,6	2 882,0
14	Rumunia	RO	23,2	850,2	91,8	348,4	2,8	1 316,4
15	Słowacja	SK	2,1	7,9	1,1	0,0	1,0	12,1
16	Szwecja	SE	1 091,6	6 502,3	66,1	2 020,0	173,6	9 853,5
17	Węgry	HU	181,0	24,3	153,2	70,5	48,9	477,9
18	Włochy	IT	71,0	787,8	396,6	320,5	356,7	1 932,5

* energia pochodząca z biopaliw gazowych i płynnych, odnawialnych odpadów komunalnych, energii geotermalnej oraz fal, prądów oceanicznych i pływów morskich.

Źródło: opracowano na podstawie: Eurostat, <http://ec.europa.eu/eurostat/web/energy/data/shares> (online data code: nrg_ind_ren), dostęp: 7.04.2021 r. i Eurostat, https://appsso.eurostat.ec.europa.eu/nui/show.do?dataset=demo_gind&lang=en (online data code: demo_gind), dostęp: 7.04.2021 r.

Z danych tych wynika, że najwięcej energii elektrycznej z biopaliw stałych, spośród badanych krajów UE, wytworzyła Szwecja (1091,6 GWh/1 mln mieszkańców). Szwecja wyprodukowała również najwięcej energii z wody (6502,3 GWh/1 mln mieszkańców) i wiatru (2020,0 GWh/1 mln mieszkańców). Najwięcej energii ze słońca i z pozostałych nośników pozyskiwały Niemcy (odpowiednio: 558,3 i 473,0 GWh/1 mln mieszkańców). Dla porównania: z biopaliw stałych najmniej energii wytworzyły Słowacja (2,1 GWh/1 mln mieszkańców) i Bułgaria (2,2 GWh/1 mln mieszkańców), natomiast ze słońca – Finlandia (tylko 0,3 GWh/1 mln mieszkańców). W 2019 r. energii z wiatru nie pozyskiwała Słowacja, a z wody – Dania.

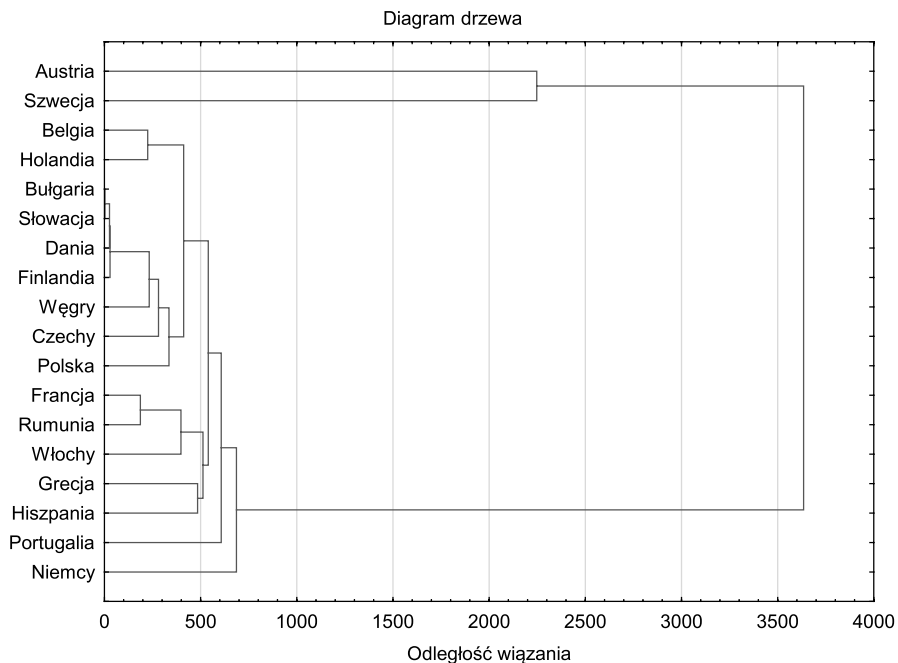
Ocena wielkości produkcji energii elektrycznej w poszczególnych krajach UE, w zależności od zastosowanego nośnika odnawialnego

W dalszych rozważaniach podjęto próbę oceny różnic w wielkości produkcji energii elektrycznej w poszczególnych krajach UE, w zależności od zastosowanego nośnika odnawialnego. Analizie poddano dane z 2019 r., w przeliczeniu na 1 mln mieszkańców. Przyjęto 5 zmiennych niezależnych dotyczących energii elektrycznej, pozyskanej z biopaliw stałych, wody, ze słońca, z wiatru i pozostałych nośników. Do wyznaczenia zależności zastosowano analizy wielowymiarowe, a w szczególności analizę skupień (ryc. 3) oraz analizę składowych głównych.

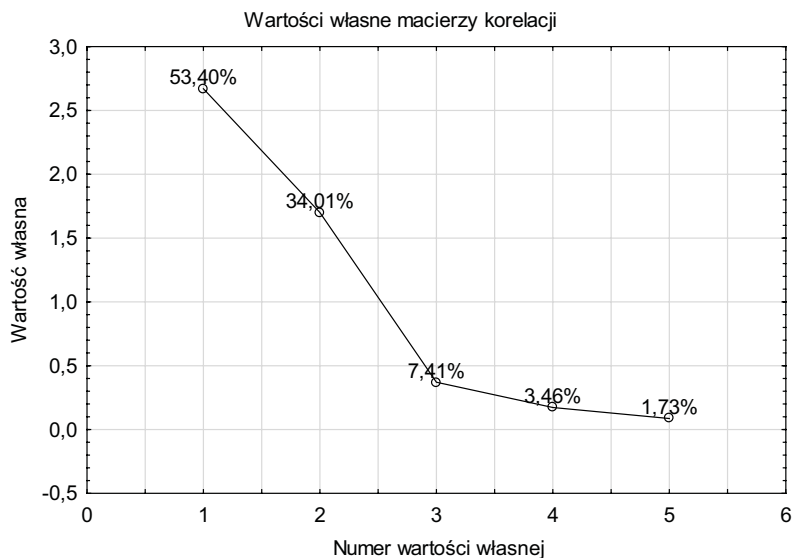
Analiza skupień jest to zbiór metod służących do wyodrębniania jednorodnych podzbiorów. Skupienia utworzono, wybierając obiekty leżące blisko siebie. Jako miarę odległości przyjęto najczęściej stosowaną odległość euklidesową (Stanisz 2007). Do określenia odległości między skupieniami, które powstały z połączonych obiektów, zastosowano metodę pojedynczego wiązania, inaczej zwaną metodą najbliższego sąsiedztwa. Odległość między dwoma skupieniami określono poprzez wyznaczenie odległości między dwoma najbliższymi obiektami należącymi do różnych skupień. Analizę statystyczną opracowano w programie Statistica 13.3.

Na podstawie ryc. 3 można stwierdzić, biorąc pod uwagę 5 zmiennych wejściowych (źródła nośników pozyskiwania energii elektrycznej), że najbardziej sobie bliskie są: Austria i Szwecja oraz Belgia i Holandia. Polskę możemy zaliczyć do grupy takich krajów, jak: Czechy, Węgry, Finlandia, Dania, Słowacja i Bułgaria. Kolejna grupa podobnych krajów to: Hiszpania, Grecja, Włochy, Rumunia i Francja.

W kolejnym etapie dokonano oceny na podstawie analizy składowych głównych. Jest to procedura statystyczna, która bez znacznej utraty informacji umożliwia redukcję liczby zmiennych oraz wykrycie struktury i ogólnych prawidłowości w związkach między zmiennymi (Stanisz 2007).



Ryc. 3. Dendrogram wyznaczony metodą pojedynczego wiązania dla produkcji energii elektrycznej z odnawialnych nośników energii w 2019 r., w przeliczeniu na 1 mln mieszkańców [GWh]



Ryc. 4. Wykres ospyska dla analizowanych danych

Na ryc. 4 przedstawiono wykres osypiska dla analizowanych danych przedstawionych w tab. 2. Z wykresu wynika, że pierwsza składowa główna wyjaśnia 53,40% całkowitej wariancji, natomiast składowa druga – 34,01%, co stanowi łącznie 87,41% całkowitej wariancji, przy utracie informacji na poziomie 12,59%.

Tabela 3. Wektory własne macierzy korelacji

Zmienna	Wektory własne macierzy korelacji				
	czynnik 1	czynnik 2	czynnik 3	czynnik 4	czynnik 5
Biopaliwa stałe	-0,53	0,32	-0,25	0,26	0,70
Woda	-0,49	0,38	-0,13	-0,69	-0,34
Słońce	-0,23	-0,67	0,32	-0,47	0,42
Wiatr	-0,55	-0,03	0,62	0,43	-0,35
Pozostałe nośniki	-0,34	-0,55	-0,66	0,21	-0,32

Tabela 3 przedstawia wektory własne macierzy korelacji, na podstawie której można przyjąć postać dwóch składowych głównych Z1 i Z2:

Z1 = -0,53 biopaliwa stałe -0,49 woda -0,23 słońce -0,55 wiatr -0,34 pozostałe nośniki,

Z2 = 0,32 biopaliwa stałe +0,38 woda -0,67 słońce -0,03 wiatr -0,55 pozostałe nośniki,

a także pozostałych:

Z3 = -0,25 biopaliwa stałe -0,13 woda +0,32 słońce +0,62 wiatr -0,66 pozostałe nośniki,

Z4 = 0,26 biopaliwa stałe -0,69 woda -0,47 słońce +0,43 wiatr +0,21 pozostałe nośniki,

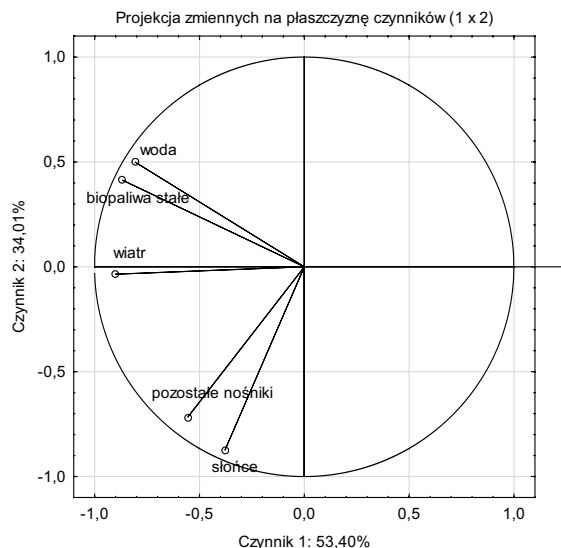
Z5 = 0,70 biopaliwa stałe -0,34 woda +0,42 słońce -0,35 wiatr -0,32 pozostałe nośniki.

Tabela 4. Ładunki czynnikowe

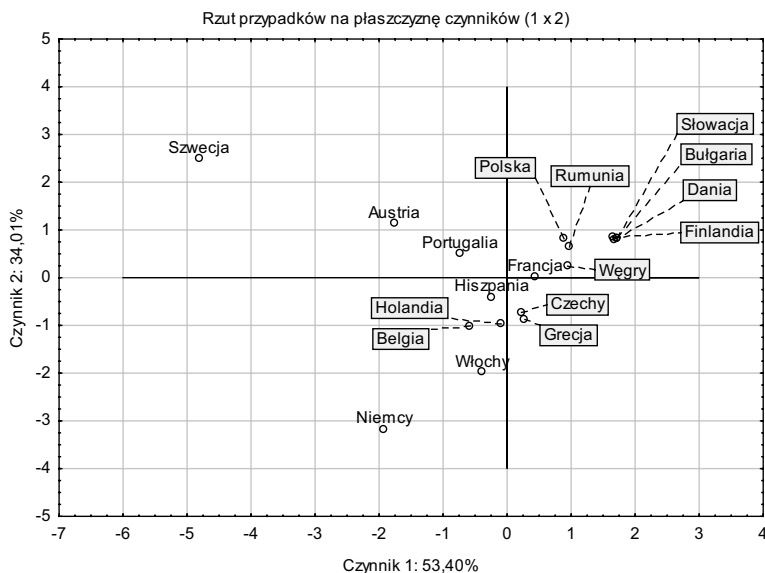
Zmienna	Współrzędne czynnikowe zmiennych na podstawie korelacji				
	czynnik 1	czynnik 2	czynnik 3	czynnik 4	czynnik 5
Biopaliwa stałe	-0,87	0,41	-0,15	0,11	0,21
Woda	-0,81	0,50	-0,08	-0,29	-0,10
Słońce	-0,38	-0,87	0,20	-0,19	0,12
Wiatr	-0,90	-0,04	0,38	0,18	-0,10
Pozostałe nośniki	-0,56	-0,72	-0,40	0,09	-0,10

W tabeli 4 przedstawiono ładunki czynnikowe, które opisują korelacje między zmiennymi a składowymi, na podstawie których można zinterpretować własności składowych głównych. Największe bezwzględne wartości ładunków dotyczą składowej pierwszej Z1 i drugiej Z2. Na składową Z1 najbardziej wpływają

ładunki czynnikowe dla energii pochodzącej z wiatru $(-0,90)$, biopaliw stałych $(-0,87)$ i wody $(-0,81)$. Na składową drugą (Z2) najbardziej wpływają energia ze słońca $(-0,87)$ i pozostałe nośniki $(-0,72)$. Składowe Z3, Z4 i Z5 zostały wyłączone z dalszej procedury ze względu na małe wartości ładunków.



Ryc. 5. Wykres współrzędnych czynnikowych zmiennych



Ryc. 6. Wykres współrzędnych czynnikowych przypadków

Rycina 5 przedstawia współrzędne czynnikowe zmienne rozmieszczenia pięciu zmiennych cech w układzie wybranych par składowych. Na pierwszą składową Z1 wpływa ujemnie pięć badanych nośników energii, natomiast na drugą dodatnio wpływa energia pozyskiwana z wody i biopaliw stałych. Energia ze słońca, z pozostałych nośników (energia pochodząca z biopaliw gazowych i płynnych, odnawialnych odpadów komunalnych, energii geotermalnej oraz fal, prądów oceanicznych i pływów morskich) i wiatru wpływa na tę składową ujemnie.

Na podstawie ryc. 5 i ryc. 6 można stwierdzić, że Szwecja pozyskuje energię głównie z wody, biopaliw stałych i wiatru, podobnie jak Austria. Niemcy energię elektryczną pozyskują głównie ze słońca, z wiatru i z pozostałych źródeł. Natomiast pozostałe kraje w produkcji energii elektrycznej pochodzącej z OZE nie są wyraźnie ukierunkowane na dany nośnik energii odnawialnej.

Podsumowanie

W badanych krajach stwierdzono różną dynamikę produkcji energii elektrycznej z OZE w roku 2019, w odniesieniu do roku 2015. Największy przyrost energii elektrycznej z OZE w latach 2019 i 2015 zaobserwowano w przypadku Holandii (69,1%), Węgier (44,4%) i Belgii (35,3%). Natomiast najmniejszy wzrost odnotowano na Słowacji (0,6%) i w Hiszpanii (0,9%). W Rumunii produkcja energii elektrycznej z OZE zmniejszyła się o 0,2% w 2019 r., w porównaniu z rokiem bazowym 2015.

Najwięcej energii elektrycznej w 2015 r. badane kraje UE pozyskały z wody (329 692,6 GWh), natomiast głównym nośnikiem energii w 2019 r. był wiatr (334 457,4 GWh) i woda (327 005,4 GWh).

W przeliczeniu na 1 mln mieszkańców w 2019 r. najwięcej energii elektrycznej z biopaliw stałych wytworzyła Szwecja (1091,6 GWh/1 mln mieszkańców). Szwecja najwięcej energii wyprodukowała z wody (6502,3 GWh/1 mln mieszkańców) i wiatru (2020,0 GWh/1 mln mieszkańców). Ze słońca najwięcej energii pozyskały Niemcy (558,3 GWh/1 mln mieszkańców).

Przeprowadzona analiza skupień wykazała, że Polska w 2019 r. w produkcji energii z OZE na 1 mln mieszkańców znalazła się w grupie, do której można zaliczyć: Czechy, Węgry, Finlandię, Danię, Słowację i Bułgarię.

Analiza składowych głównych pozwoliła wskazać 3 grupy wśród badanych państw. I grupa to Szwecja z Austrią, które pozyskiwały energię głównie z wody, biopaliw stałych i wiatru. Do II grupy można zaliczyć Niemcy, które energię elektryczną pozyskiwały głównie ze słońca, z wiatru i pozostałych źródeł. W grupie III znalazły się pozostałe kraje, które w produkcji energii elektrycznej pochodzącej z OZE nie są wyraźnie ukierunkowane na dany nośnik energii odnawialnej.

Piśmiennictwo

- Argyrou M.C., Christodoulides P., Kalogirou S.A., 2018, Energy storage for electricity generation and related processes: Technologies appraisal and grid scale applications, *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 94, 804–821.
- Barwicki J., Kuboń M., Marczuk A., 2017, New developments of solar energy utilization in the aspect of eu directives, *Agricultural Engineering*, (21)2, 15–24.
- Bilgili M., Ozbek A., Sahin B., Kahraman A., 2015, An overview of renewable electric power capacity and progress in new technologies in the world, *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 49, 23–334.
- Eurostat. Energy from renewable sources. SHARES 2019 results, <http://ec.europa.eu/eurostat/web/energy/data/shares>, dostęp: 7.04.2021 r.
- Eurostat. Population change – Demographic balance and crude rates at national level [demo_gind], https://appsso.eurostat.ec.europa.eu/nui/show.do?dataset=demo_gind&lang=en, dostęp: 7.04.2021 r.
- Maciejowska K., 2020, Assessing the impact of renewable energy sources on the electricity price level and variability – A quantile regression approach, *Energy Economics*, 85, 1–10.
- Stanisz A., 2007, *Przystępny kurs statystyki z zastosowaniem Statistica PL na przykładach z medycyny. Analizy wielowymiarowe*, t. 3, Kraków, StatSoft Polska Sp. z o.o. ISBN 978–83–88724–19–0.

ODDZIAŁYWANIE BENZYNY ORAZ SURFAKTANTÓW TYPU TWEEN NA WYBRANE PROCESY BIOCHEMICZNE W GLEBIE

Arkadiusz Telesiński, Dorota Dunikowska,
Magdalena Pol-Szysko, Bogusław Zakrzewski,
Aleksandra Mokrzycka-Olek

Wprowadzenie

Surfaktanty to substancje charakteryzujące się zdolnością do adsorpcji na granicy faz oraz wywieraniem wpływu na właściwości powierzchniowe cieczy, w których są rozpuszczone (Kołwzan 2014). Ich szerokie zastosowanie wynika ze specyficznych zdolności zwilżających, dyspergujących, pianotwórczych, emulgujących, piorących oraz myjących. Odbiorcami preparatów zawierających surfaktanty są różne gałęzie przemysłu (włókienniczego, papierniczego, skórzanego, metalowego, tworzyw sztucznych, kosmetycznego, spożywczego, farmaceutycznego, naftowego oraz górnictwa), a także gospodarstwa domowe, rolnictwo i szeroko pojęta inżynieria środowiska (Belhaj i in. 2020).

Duże nadzieje wiąże się z możliwością stosowania surfaktantów do stymulacji procesu biodegradacji produktów naftowych w środowisku gruntowo-wodnym. Biodostępność węglowodorów ograniczona jest ich rozpuszczalnością w wodzie oraz tendencją do adsorbowania na częściach stałych gleby (Kuyukina i in. 2005). Tempo ich biodegradacji często jest ograniczone nieaktywnością mikroorganizmów, lecz ich wolną desorpcją i przechodzeniem do fazy wodnej. Wykazano, że surfaktanty mogą stymulować biodegradację hydrofobowych zanieczyszczeń organicznych (Mulligan 2009).

Jednym z głównych zanieczyszczeń hydrofobowych gleby są substancje ropopochodne (Curyło i Telesiński 2020). Degradujące działanie ropy naftowej na środowisko glebowe zależy głównie od składu chemicznego ropy,

fizycznych i chemicznych właściwości gleby, stopnia jej nasycenia ropą oraz charakteru szaty roślinnej (Gałązka 2015). Działanie to jest zmienne w czasie, ponieważ lekkie frakcje ropy (o małej masie cząsteczkowej) szybko ulatniają się do atmosfery, cięższe zaś przenikają do głębszych warstw gruntu. Przesycenie gleby ropą naftową poważnie ogranicza rozwój lub zakłóca życie większości drobnoustrojów glebowych i roślin (Dindar i in. 2015). Zmniejszenie aktywności mikrobiologicznej gleby silnie zanieczyszczonej ropą naftową wynika głównie z naruszenia warunków troficznych i tlenowych. Nadmiar aktywnych form węgla organicznego powoduje niedobór azotu i fosforu oraz tlenu (Ortega-Calvo i in. 2013; Curyło i in. 2020).

Aktywność enzymatyczna jest jednym z najlepszych wskaźników zmian zachodzących w glebie pod wpływem ksenobiotyków (Stręk i Telesiński 2017). Do najczęściej oznaczanych enzymów należą dehydrogenazy i fosfatazy (Curyło i Telesiński 2020). Dehydrogenazy są grupą enzymów katalizujących odłączanie atomów wodoru ze związków organicznych występujących w organizmach żywych (Kaczyńska i in. 2015). Powszechnie występują one w glebach, zwłaszcza w poziomach próchnicznych. Często są uważane jako wskaźniki właściwości biochemicznych i mikrobiologicznych gleb, a ich aktywność jest uzależniona od aktywności innych enzymów, powszechnie występujących w drobnoustrojach glebowych (Małachowska-Jutysz i Matyja 2019). Natomiast fosfatazy przekształcają w glebie organiczne związki fosforu w nieorganiczne fosforany, które jako sole kwasu fosforowego są rozpuszczalne w wodzie i w formie jonowej są dostępne dla roślin (Margalef i in. 2017).

Celem podjętych badań było porównanie oddziaływania różnych syntetycznych surfaktantów typu Tween na aktywność dehydrogenaz (DHA), fosfatazy kwaśnej (ACP) oraz fosfatazy zasadowej (ALP) w glebie niezanieczyszczonej i zanieczyszczonej benzyną.

Zasady i warunki prowadzenia badań

Doświadczenie przeprowadzono na próbkach gleby pobranych z poziomu orno-próchnicznego gleb rdzawych typowych Rolniczej Stacji Doświadczalnej w Lipniku (53°24'N, 14°28'E). Gleba ta charakteryzuje się składem granulometrycznym piasku gliniastego i pH w 1 M KCl wynoszącym 6,43. Pobrane próbki przesiano przez sito, o średnicy oczek 2 mm, i podzielono na 10 jednokilogramowych nawozek. Pięć z nich zanieczyszczono benzyną w dawce 50 g · kg⁻¹ suchej masy (s.m.), a pozostałe pięć pozostawiono jako niezanieczyszczone. Zarówno do próbek zanieczyszczonych, jak i niezanieczyszczonych wprowadzono surfaktanty: Tween 20 (monolaurynian polioksyetylenosorbitolu), Tween 40 (monopalmitynian polioksyetylenosorbitolu), Tween 60 (monostearynian polioksyetylenosorbitolu) i Tween 80 (monooleinian polioksyetylenosorbitolu) w dawce 200 mg · kg⁻¹ s.m.

Punktem odniesienia były próbki gleby bez surfaktantów. Próbkę doprowadzono do 60% maksymalnej pojemności wodnej i inkubowano w ciemności w temperaturze 20°C. W 1., 14., 28. i 56. dniu doświadczenia oznaczono spektrofotometrycznie we wszystkich kombinacjach doświadczalnych aktywność dehydrogenaz (EC 1.1.1), fosfatazy zasadowej (EC 3.1.3.1) oraz fosfatazy kwaśnej (EC 3.1.3.2). Do pomiarów wykorzystano spektrofotometr UV-1800 firmy Shimadzu.

Aktywność dehydrogenaz oznaczono zgodnie z metodą Casidy i in. (1964). Metoda ta polega na inkubacji gleby z bezbarwnym rozpuszczalnym w wodzie substratem TTC (chlorkiem 2,3,5-trifenyloetrazoliowym) przez 24 h, w temperaturze 25°C. TTC jest redukowany enzymatycznie do barwnego, nierozpuszczalnego w wodzie, trifenyloformazanu (TPF). Po inkubacji TPF jest ekstrahowany z gleby metanolem i oznaczany spektrofotometrycznie przy długości fali 485 nm. Aktywność dehydrogenaz przeliczono z krzywej wzorcowej i wyrażono w $\text{mg TPF} \cdot \text{kg}^{-1} \text{ s.m.} \cdot \text{h}^{-1}$.

Aktywność fosfatazy alkalicznej (ALP) i fosfatazy kwaśnej (ACP) oznaczono według metody Tabatabai i Bremenera (1969). Po dodaniu substratu – roztworu sześciowodnego *p*-nitrofenylofosforanu disodu w buforze, o pH 11 dla ALP i 6,5 dla ACP, próbki były inkubowane przez 1 h w temperaturze 37°C. Powstały *p*-nitrofenol (*p*-NP) był ekstrahowany, wybarwiany za pomocą NaOH, a następnie oznaczany spektrofotometrycznie, przy długości fali 400 nm. Aktywność fosfataz przeliczono z krzywej wzorcowej i wyrażono w $\text{mg } p\text{-NP} \cdot \text{kg}^{-1} \text{ s.m.} \cdot \text{h}^{-1}$.

Otrzymane wyniki przeliczono zgodnie ze wzorami podanymi przez Kaczyńską in. (2015) i przedstawiono w postaci indeksu oddziaływania benzyny (IF_p) oraz indeksu oddziaływania surfaktantów (IF_s) na oznaczane parametry:

$$IF_p = \frac{A_p}{A_0}$$

$$IF_s = \frac{A_s}{A}$$

gdzie: IF_p – indeks oddziaływania benzyny,

IF_s – indeks oddziaływania surfaktantów,

A_p – aktywność oznaczanego enzymu w glebie zanieczyszczonej benzyną,

A_0 – aktywność oznaczanego enzymu w glebie niezanieczyszczonej,

A_s – aktywność oznaczanego enzymu w glebie z dodatkiem surfaktantu,

A – wartość oznaczanego parametru w glebie niezanieczyszczonej lub zanieczyszczonej benzyną.

Otrzymane wyniki aktywności enzymów w glebie bez dodatku surfaktantów oraz wartości IF_p opracowano statystycznie za pomocą jednoczynnikowej analizy wariancji. Natomiast obliczone wartości IF_s poddano analizie wariancji dwu-

czynnikiem, w której czynnikami doświadczalnymi były: dawka benzyny oraz rodzaj surfaktantu. Następnie średnie wyniki porównano komplementarnie za pomocą testu post-hoc HSD Tukeya, przy poziomie istotności $p = 0,05$. Analizy wykonano osobno dla każdego terminu pomiaru.

W celu określenia, który z czynników doświadczalnych wywierał największy wpływ na obliczone wskaźniki oddziaływania benzyny i surfaktantów typu Tween, przeprowadzono również analizę η^2 . Analiza ta opisuje procent wyjaśnionej wariancji przez dany czynnik doświadczalny (Richardson i in. 2011).

Otrzymane wartości indeksów oddziaływania poddano analizie wielorakiej regresji liniowej (MLR). Analiza MLR jest dobrze znanym podejściem, które określa związek między zbiorem zależnych i niezależnych zmiennych przy użyciu metod statystycznych (Besalatpour i in. 2012). Relacje pomiędzy zmiennymi zależnymi i niezależnymi opisuje równanie:

$$Y = a_0 + a_1X_1 + a_2X_2 + \dots + a_kX_k + \varepsilon_i$$

Powyższe równanie jest spełnione w przypadku, gdy dla zbioru kolejnych obserwacji i zmienna przewidywana Y jest liniową kombinacją offsetu a_0 , zbioru k zmiennych predykcyjnych X_i , z dopasowanymi współczynnikami a , i błędu resztkowego ε . Wartości a zostały wyprowadzane za pomocą procedury najmniejszych kwadratów (Song i in. 2017). W zaproponowanych modelach Y reprezentuje aktywność danego enzymu, natomiast X_1 , X_2 , X_3 reprezentują zmienne niezależne (dawkę benzyny – P, czas inkubacji – T, rodzaj surfaktantu – S).

Wyniki regresji opisują statystyczną istotność, kierunek i wielkość relacji między zmiennymi a aktywnością danego enzymu. Istotność współczynników została oszacowana za pomocą testu t Studenta i otrzymanej wartości p . Im większa jest wartość t i im mniejsza jest wartość p , tym bardziej istotny jest współczynnik. Znak każdego ze współczynników sugeruje kierunek wykazanej zależności (Elaoud i in. 2017).

Aktywność enzymatyczna w glebie bez dodatku benzyny i surfaktantów

Aktywność DHA, ACP i ALP w glebie bez dodatku benzyny i surfaktantów, w trakcie trwania doświadczenia, kształtowała się odpowiednio na poziomie 1,34–1,53 mg TPF · kg⁻¹ s.m. · h⁻¹, 100,58–102,87 mg *p*-NP · kg⁻¹ s.m. · h⁻¹ i 250,89–260,03 mg *p*-NP · kg⁻¹ s.m. · h⁻¹. Ponadto wykazano istotne różnice pomiędzy aktywnością DHA w 1. i 56. dniu doświadczenia oraz pomiędzy aktywnością ALP w 1. i 28. dniu doświadczenia (tab. 1).

Tabela 1. Aktywność oznaczanych enzymów w glebie bez dodatku benzyny i surfaktantów

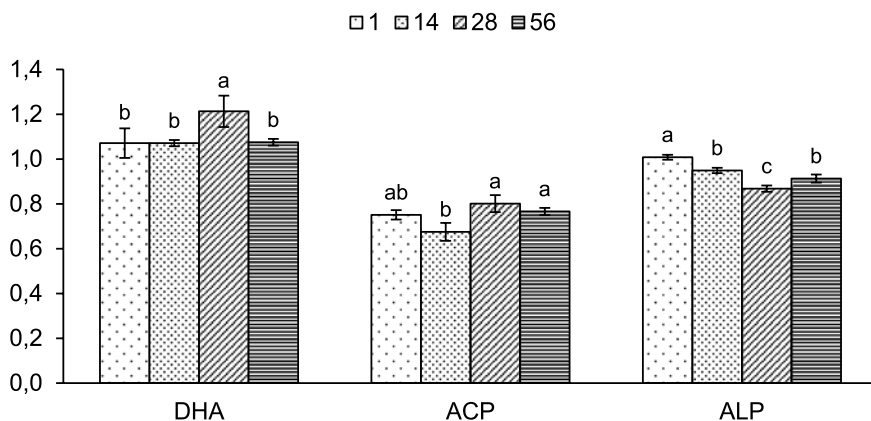
Czas inkubacji [dni]	DHA [mg TPF · kg ⁻¹ s.m. · h ⁻¹]	ACP [mg <i>p</i> -NP · kg ⁻¹ s.m. · h ⁻¹]	ALP [mg <i>p</i> -NP · kg ⁻¹ s.m. · h ⁻¹]
1	1,34 ± 0,05 ^b	100,58 ± 4,72 ^a	250,89 ± 2,62 ^b
14	1,40 ± 0,06 ^b	102,87 ± 2,27 ^a	257,17 ± 4,29 ^{ab}
28	1,45 ± 0,04 ^{ab}	102,30 ± 2,76 ^a	260,03 ± 3,01 ^a
56	1,53 ± 0,05 ^a	101,15 ± 2,75 ^a	257,74 ± 2,76 ^{ab}

DHA – dehydrogenazy, ACP – fosfataza kwaśna, ALP – fosfataza zasadowa, TPF – trifenyloformazan, *p*-NP – *p*-nitrofenol, s.m. – sucha masa; wyniki przedstawiono jako wartości średnie ± SD (n = 4); wartości oznaczone tymi samymi literami dla danego enzymu tworzą grupy jednorodne na poziomie $p < 0,05$ (test post-hoc HSD Tukeya).

Zmiany aktywności enzymatycznej w glebie zanieczyszczonej benzyną

Wprowadzenie do gleby benzyny spowodowało w trakcie trwania doświadczenia stymulację aktywności DHA ($IF_p > 1$) oraz inhibicję aktywności ACP i ALP ($IF_p < 1$) (ryc. 1). Jest to potwierdzeniem otrzymanych wcześniej wyników (Stręk i Telesiński 2015; Curyło i Telesiński 2020; Curyło i in. 2020). Wzrost aktywności DHA może świadczyć o powstawaniu warunków anaerobowych w glebie (Kaczyńska i in. 2015). Aktywność DHA jest uważana za ogólny, pośredni, wskaźnik liczebności i aktywności mikroorganizmów w glebie, ponieważ enzymy te są zaangażowane w utleniające sekwencje przenoszenia energii (Furtak i Gajda 2017; Borowik i in. 2020). Poziom aktywności DHA jest odbiciem między innymi warunków tlenowych i wilgotnościowych w glebie (Filipović i in. 2020). Natomiast spadek aktywności fosfataz glebowych może świadczyć o zaburzeniach mineralizacji fosforu organicznego w glebie pod wpływem węglowodorów (Lemanowicz i in. 2020). Porównując wartości IF_p w poszczególnych terminach pomiarów, stwierdzono, że dla DHA i ACP były one największe w 28. dniu doświadczenia, a dla ALP – w 1. dniu doświadczenia. Zmiany w oddziaływaniu benzyny na aktywność enzymów w glebie w czasie wynikają najprawdopodobniej ze zmian w składzie mikroorganizmów (Marschal i in. 2003). Według danych literaturowych gleby zanieczyszczone węglowodarami są kolonizowane głównie przez bakterie z rodzajów *Alpha-proteobacteria*, *Betaproteobacteria*, *Gammaproteobacteria*, *Pseudomonaceae*, *Burkholderiaceae*, *Bacillaceae* i *Enterobacteriaceae* (Afzal i in. 2014; Gałązka i in. 2018; Borowik i in. 2019). Natomiast spośród grzybów, zdolnych do rozkładu substancji ropopochodnych, należy wymienić: *Amorphoteca*, *Neosartorya*, *Ta-*

laromyces i *Graphium* (Chaillan i in. 2004), a także drożdże: *Candida*, *Yarrowia* i *Pichia* (Konieczny i Krzyśko-Łupicka 2019; Truskewycz i in. 2019).



Ryc. 1. Wskaźniki oddziaływania benzyny (IF_s) na aktywność dehydrogenaz (DHA), fosfatazy kwaśnej (ACP) i fosfatazy zasadowej (ALP); wyniki przedstawiono jako wartości średnie $\pm$ SD ($n = 4$); wartości oznaczone tymi samymi literami dla danego enzymu tworzą grupy jednorodnie na poziomie $p < 0,05$ (test post-hoc HSD Tukeya)

Zmiany aktywności enzymatycznej w glebie pod wpływem surfaktantów typu Tween

Po wprowadzeniu surfaktantów typu Tween do gleby niezanieczyszczonej benzyną wykazano zarówno stymulację, jak i inhibicję oznaczanych enzymów. Zaobserwowany efekt zależał zarówno od rodzaju dodanego preparatu, jak i od dnia doświadczenia. Porównując obliczone wartości wskaźników oddziaływania surfaktantów (IF_s), stwierdzono, że w 1. dniu doświadczenia nie występowały istotne różnice pomiędzy wpływem różnych rodzajów testowanych surfaktantów (tab. 2). W 14. dniu doświadczenia wartości IF_s w przypadku ACP były istotnie większe dla Tween 40, Tween 60 i Tween 80, niż dla Tween 20, podczas gdy w 28. dniu doświadczenia wartości IF_s w przypadku ALP dla Tween 40 i Tween 60 były istotnie mniejsze, a dla Tween 80 istotnie większe, niż dla Tween 20. Natomiast w 56. dniu doświadczenia odnotowano najwięcej istotnych różnic pomiędzy obliczonymi wartościami IF_s . W przypadku DHA wartości tego wskaźnika były największe dla Tween 80, w przypadku ACP wartości dla Tween 40, Tween 60 i Tween 80 były większe, niż dla Tween 20, a w przypadku ALP wartości dla Tween 40 i Tween 60 były większe niż dla dwóch pozostałych preparatów. W prowadzonych wcześniej badaniach, dotyczących możliwości wykorzystania różnych substancji: selenianów, nadtlenu wapnia, kwasu cy-

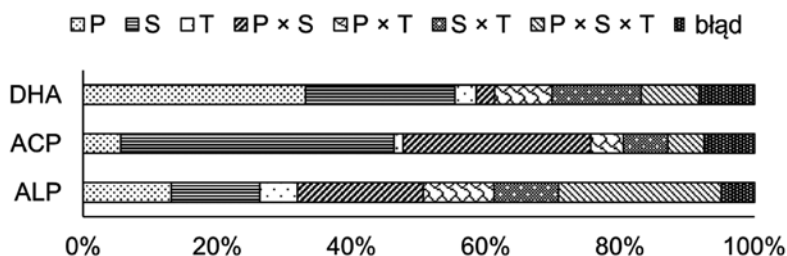
trynowego, ramnolipidów, bentonitu, kompostu czy preparatu enzymatycznego Fyre-Zyme w zmniejszaniu wpływu substancji ropopochodnych na właściwości biochemiczne gleby, zawsze dodatkowo określano ich oddziaływanie na glebę niezanieczyszczoną węglowodorami. Podobnie jak w prezentowanych badaniach oddziaływanie dodatków modyfikujących na aktywność enzymów w glebie bez dodatku substancji ropopochodnych nie było jednoznaczne (Nowak i in. 2008; Stręk i Telesiński 2017; Telesiński i in. 2019; Curyło i Telesiński 2020; Curyło i in. 2020).

Tabela 2. Wskaźniki oddziaływania surfaktantów typu Tween na aktywność oznaczanych enzymów w glebie zanieczyszczonej benzyną

Surfactant	DHA		ACP		ALP	
	0	50	0	50	0	50
1. dzień doświadczenia						
Tween 20	0,91 ± 0,06 ^{abc}	0,98 ± 0,03 ^{bc}	0,95 ± 0,06 ^a	1,13 ± 0,04 ^{bcd}	1,01 ± 0,02 ^{ab}	1,03 ± 0,02 ^{cde}
Tween 40	1,03 ± 0,06 ^a	1,02 ± 0,03 ^b	1,05 ± 0,04 ^a	1,13 ± 0,02 ^{bcd}	1,05 ± 0,03 ^a	1,01 ± 0,02 ^{de}
Tween 60	0,90 ± 0,08 ^{abcd}	1,04 ± 0,05 ^b	1,06 ± 0,05 ^a	1,10 ± 0,03 ^{cde}	1,04 ± 0,01 ^{ab}	1,06 ± 0,01 ^{cde}
Tween 80	0,97 ± 0,05 ^{ab}	0,98 ± 0,02 ^{bc}	1,06 ± 0,09 ^a	1,25 ± 0,09 ^{abc}	1,03 ± 0,02 ^{ab}	1,00 ± 0,02 ^e
14. dzień doświadczenia						
Tween 20	0,75 ± 0,04 ^{efg}	0,96 ± 0,02 ^{bc}	0,77 ± 0,06 ^b	0,94 ± 0,02 ^e	0,99 ± 0,02 ^{bcd}	1,05 ± 0,05 ^{cde}
Tween 40	0,79 ± 0,01 ^{cdefg}	1,00 ± 0,07 ^b	0,93 ± 0,02 ^a	1,10 ± 0,07 ^{bcd}	1,01 ± 0,02 ^{ab}	1,06 ± 0,02 ^{cde}
Tween 60	0,77 ± 0,06 ^{defg}	1,01 ± 0,07 ^b	1,02 ± 0,02 ^a	1,21 ± 0,10 ^{bcd}	0,93 ± 0,01 ^{de}	1,07 ± 0,01 ^{bcd}
Tween 80	0,88 ± 0,02 ^{bcd}	1,06 ± 0,03 ^b	1,01 ± 0,02 ^a	1,42 ± 0,06 ^a	1,01 ± 0,03 ^{ab}	1,13 ± 0,02 ^{ab}
28. dzień doświadczenia						
Tween 20	0,86 ± 0,08 ^{bcd}	0,95 ± 0,04 ^{bc}	1,02 ± 0,03 ^a	0,96 ± 0,06 ^e	0,92 ± 0,02 ^e	1,02 ± 0,03 ^{de}
Tween 40	0,80 ± 0,03 ^{cdefg}	0,98 ± 0,04 ^{bc}	0,95 ± 0,05 ^a	1,07 ± 0,09 ^{cde}	0,82 ± 0,01 ^f	1,07 ± 0,03 ^{bcd}
Tween 60	0,88 ± 0,01 ^{bcd}	0,96 ± 0,03 ^{bc}	1,05 ± 0,07 ^a	1,02 ± 0,08 ^{de}	0,85 ± 0,02 ^f	1,18 ± 0,01 ^a
Tween 80	0,97 ± 0,02 ^{bc}	0,86 ± 0,04 ^c	1,07 ± 0,05 ^a	1,11 ± 0,06 ^{bcd}	1,01 ± 0,02 ^{ab}	1,07 ± 0,03 ^{bcd}
56. dzień doświadczenia						
Tween 20	0,78 ± 0,04 ^{cdefg}	1,02 ± 0,02 ^b	0,77 ± 0,03 ^b	1,05 ± 0,07 ^{de}	0,93 ± 0,01 ^{cde}	1,02 ± 0,03 ^{de}
Tween 40	0,68 ± 0,03 ^g	1,05 ± 0,04 ^b	0,96 ± 0,03 ^a	1,16 ± 0,04 ^{bcd}	1,03 ± 0,02 ^{ab}	1,08 ± 0,03 ^{bcd}
Tween 60	0,73 ± 0,04 ^{fg}	0,99 ± 0,03 ^{bc}	1,00 ± 0,04 ^a	1,26 ± 0,07 ^{abc}	1,05 ± 0,03 ^a	1,03 ± 0,03 ^{cde}
Tween 80	0,98 ± 0,04 ^{ab}	1,24 ± 0,07 ^a	1,05 ± 0,06 ^a	1,30 ± 0,07 ^a	0,99 ± 0,02 ^{abc}	1,09 ± 0,02 ^{bc}

DHA – dehydrogenazy, ACP – fosfatasa kwaśna, ALP – fosfatasa zasadowa; wyniki przedstawiono jako wartości średnie ± SD (n = 4); wartości oznaczone tymi samymi literami w danych kolumnach tworzą grupy jednorodne na poziomie $p < 0,05$ (test post-hoc HSD Tukeya).

Wprowadzenie surfaktantów typu Tween do gleby zanieczyszczonej benzyną spowodowało przede wszystkim stymulację oznaczanych enzymów ($IF_S > 1$). Porównując między sobą oddziaływanie różnych rodzajów preparatów, stwierdzono, że w przypadku DHA jedynie w 56. dniu doświadczenia wartość IF_S dla Tween 80 była istotnie większa niż dla innych związków. W przypadku ACP taką zależność wykazano w 14. i 56. dniu doświadczenia dla Tween 60 i Tween 80, natomiast w przypadku ALP w 14. i 56. dniu doświadczenia – dla Tween 80, a w 28. dniu doświadczenia – dla Tween 60. Na podstawie tych wyników można zatem stwierdzić, że zastosowanie surfaktantu Tween 80 wywołało najbardziej oczekiwany efekt. Dostępne dane literaturowe wskazują, że zastosowanie Tween 80 powoduje szybszą degradację substancji hydrofobowych w glebie (Cheng i in. 2017; Shi i in. 2020; Liu i in. 2020). Heo i Lee (2015), porównując trzy surfaktanty, uszeregowali rozpuszczalność substancji ropopochodnych w tych związkach w następujący sposób: Tween 80 > Tween 20 > Tween 60. Natomiast Lee i in. (2005), badając rozpuszczalność toluenu, wykazali, że w Tween 20 niemożliwe jest rozpuszczenie nawet 1 cm^3 tego węglowodoru, dlatego surfaktant ten został uznany za nieskuteczny do remediacji gruntów zanieczyszczonych toluenem. Tween 40, Tween 60 i Tween 80 były stosunkowo dobrymi rozpuszczalnikami tego węglowodoru. Dodatkowo Cheng i in. (2018), w podsumowaniu swojego artykułu przeglądowego, podają, że Tween 80 nie wykazuje wyraźnej toksyczności dla mikroorganizmów i roślin. Zastosowanie Tween 80 może również zwiększyć wydajność mikroorganizmów w usuwaniu substancji ropopochodnych z gleby. Wynika to z faktu, że Tween 80 jest w stanie zwiększyć powinowactwo komórek bakterii degradujących związki hydrofobowe do cząsteczek węglowodorów, jak również z faktu, że Tween 80 może w istotny sposób promować pobieranie tych substancji z gleby przez rośliny.



Ryc. 2. Procentowy udział czynników doświadczalnych w kształtowaniu aktywności dehydrogenaz (DHA), fosfatazy kwaśnej (ACP) i fosfatazy zasadowej (ALP) w glebie; P – dawka benzyny, S – rodzaj surfaktantu, T – czas inkubacji

Porównanie wyników analizy η^2 wykazało, że spośród analizowanych czynników doświadczalnych aktywność DHA w największym stopniu kształtowana była przez obecność w glebie benzyny (33,10%), podczas gdy na aktywność ACP największy wpływ miał rodzaj surfaktantu (40,79%), a na aktywność ALP – interakcja pomiędzy wszystkimi czynnikami (24,26%) (ryc. 2).

Ocena zależności zmian aktywności enzymatycznej w glebie pod wpływem zanieczyszczenia benzyną i wprowadzenia surfaktantów typu Tween

Przeprowadzono również analizę wieloraką regresji liniowej (MLR), której celem było ilościowe ujęcie związków pomiędzy dawką benzyny, rodzajem surfaktantu i czasem inkubacji (zmiennymi niezależnymi) a zmienną zależną, którą była aktywność danego enzymu. Podsumowanie MLR przedstawiono w tab. 3. Jak widać, wartości wielorakiego R^2 wskazują, że korelacja między różnymi zmiennymi a aktywnością oznaczanych enzymów była znacząca (wartości R wielorakiego od 0,6776 do 0,7713). Zgodnie ze statystyką R^2 46%, 59% i 50% całkowitej wariancji dla oszacowania, odpowiednio aktywności DHA, ACP i ALP, zostało wyjaśnione przez zaproponowane modele MLR. Na podstawie przedstawionych deskryptorów (zmiennych objaśniających) i współczynników regresji tych modeli, przedstawionych w tab. 4, stwierdzono, że jedynie czas inkubacji (wartości p od 0,1134 do 0,4471) nie był istotny statystycznie w szacowaniu aktywności oznaczanych enzymów. Im większa jest wartość t oraz im mniejsza jest wartość p , tym bardziej znaczący jest dany współczynnik (Khuri i Cornell 1987). Znak każdego współczynnika sugeruje kierunek zależności. Jak podają Sonmez i Rowings (1998) oraz Elaoud i in. (2017), eliminacja nieistotnych zmiennych daje dokładniejsze prognozy. Dlatego w zaproponowanych poniżej modelach nie uwzględniono czasu inkubacji.

Tabela 3. Podsumowanie przeprowadzonej analizy wielorakiej regresji liniowej pomiędzy aktywnością oznaczanych enzymów glebowych a zawartością benzyny, czasu inkubacji i rodzaju surfaktantu

Statystyka	DHA	ACP	ALP
R wielorakie	0,6776	0,7713	0,7086
Wielorakie R^2	0,4591	0,5949	0,5021
Błąd standardowy estymacji	0,0922	0,0921	0,0508

DHA – dehydrogenazy, ACP – fosfatasa kwaśna, ALP – fosfatasa zasadowa.

Tabela 4. Deskryptory i współczynniki regresji otrzymanych modeli zależności pomiędzy aktywnością oznaczanych enzymów glebowych a zawartością benzyny, czasu inkubacji i rodzaju surfaktantu

Parametr	Współczynniki	Błąd standardowy	<i>t</i>	<i>p</i>
DHA				
Wyraz wolny	0,6702	0,0421	15,9338	$3,3736 \cdot 10^{-23}$
Benzyna (P)	0,1542	0,0188	8,1023	$2,2053 \cdot 10^{-12}$
Czas inkubacji (T)	-0,0134	0,0084	-1,5981	0,1134
Rodzaj surfaktantu (S)	0,0264	0,0084	3,1442	0,0022
ACP				
Wyraz wolny	0,6787	0,0420	16,1497	$1,3490 \cdot 10^{-23}$
Benzyna (P)	0,1565	0,0188	8,3289	$7,4216 \cdot 10^{-13}$
Czas inkubacji (T)	-0,0088	0,0084	-1,0505	0,2963
Rodzaj surfaktantu (S)	0,0676	0,0084	8,0401	$2,9639 \cdot 10^{-12}$
ALP				
Wyraz wolny	0,8736	0,0266	32,8193	$1,3308 \cdot 10^{-28}$
Benzyna (P)	0,0809	0,0119	6,7966	$1,0468 \cdot 10^{-9}$
Czas inkubacji (T)	-0,0041	0,0053	-0,7636	0,4471
Rodzaj surfaktantu (S)	0,0144	0,0053	2,7084	0,0081

DHA – dehydrogenazy, ACP – fosfataza kwaśna, ALP – fosfataza zasadowa.

Zaproponowane modele do oszacowania aktywności DHA, ACP i ALP, przy uwzględnieniu obecności w glebie benzyny (P) i rodzaju surfaktantu (S), mają postać:

$$\text{DHA} = 0,6702 + 0,1542P + 0,0264S$$

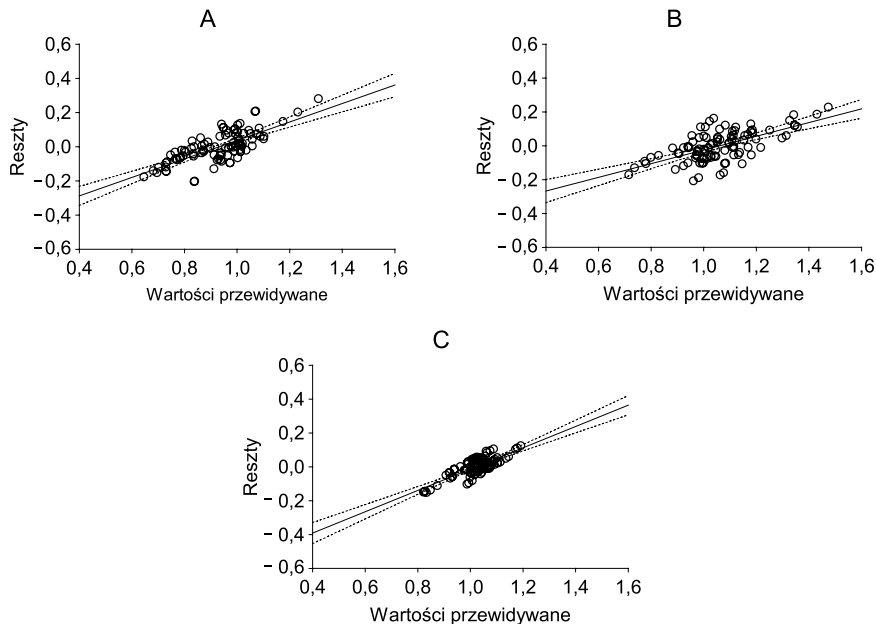
$$\text{ACP} = 0,6787 + 0,1565P + 0,0676S$$

$$\text{ALP} = 0,8736 + 0,0809P + 0,0144S$$

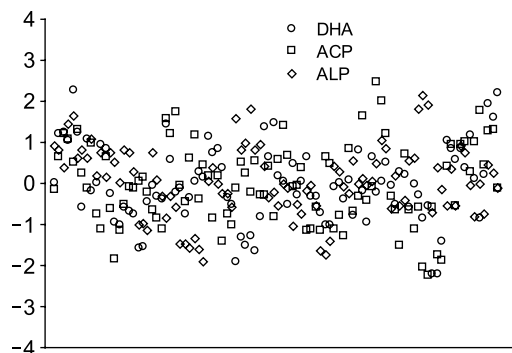
Przedstawione na ryc. 3 wykresy reszt służą między innymi do wykrywania tzw. *lack of fit* modelu, czyli do porównania zaproponowanego modelu z modelem pełnym (zawierającym pozostałą część zmiennych objaśniających pominiętych w zaproponowanym modelu). Możemy zatem stwierdzić, że zaproponowane modele są wystarczająco dokładne, bo wykresy reszt wykazały zadowalającą korelację pomiędzy danymi doświadczalnymi i przewidywanymi.

Dodatkowo do wykrycia potencjalnych obserwacji odstających zastosowano wykres reszt standaryzowanych (ryc. 4). W rzeczywistości, biorąc pod uwagę

założenie normalności, standaryzowane reszty mają rozkład normalny $N(0,1)$. Oznacza to, że 95% reszt musi znajdować się w przedziale $[-1,96, 1,96]$. Każda wartość spoza tego przedziału jest wartością odstającą. W zaproponowanych modelach wykrywamy cztery wartości większe dla DHA i dla ACP oraz jedną wartość większą dla ALP, niż wartość bezwzględna z 2 spośród 96 obserwacji, co stanowi mniej niż 5%. Jak podają Elaoud i in. (2017), świadczy to o spójności zaproponowanych modeli.



Ryc. 3. Wykresy reszt na tle obserwacji: A – dehydrogenazy, B – fosfataza kwaśna, C – fosfataza zasadowa



Ryc. 4. Wykres reszt standaryzowanych dla zaproponowanych modeli: DHA – dehydrogenazy, ACP – fosfataza kwaśna, ALP – fosfataza zasadowa

W celu sprawdzenia istotności regresji przeprowadzono analizę wariancji (test Fishera). Test ten opiera się na rozkładzie F , o liczbie stopni swobody $v_1 = 3$ i $v_2 = 92$ dla oznaczanych enzymów tak, że wartość krytyczna F będzie wynosiła 2,7036 (tab. 5). W teście wybrano 95-procentowy poziom ufności. Jeżeli obliczona wartość F jest większa od wartości krytycznej F , to istnieje rzeczywista zależność między zmiennymi zależnymi i niezależnymi. Ponieważ obliczone wartości F (26,0293 dla DHA, 45,0423 dla ACP i 18,0373 dla ALP) są większe od wartości krytycznej F , istotność jest silna. W związku z tym należy stwierdzić, że zaproponowane modele są poprawne.

Tabela 5. Analiza wariancji istotności otrzymanych modeli zależności pomiędzy aktywnością oznaczanych enzymów glebowych a zawartością benzyny, czasu inkubacji i rodzaju surfaktantu

Efekt	Liczba stopni swobody	Suma kwadratów	Średni kwadrat	F	Wartość krytyczna F
DHA					
Regresja	3	0,6633	0,2211	26,0293	2,7036
Reszty	92	0,7814	0,0085		
Razem	96	1,4447			
ACP					
Regresja	3	1,1455	0,3818	45,0423	2,7036
Reszty	92	0,7799	0,0085		
Razem	96	1,9254			
ALP					
Regresja	3	0,1840	0,0613	18,0373	2,7036
Reszty	92	0,3129	0,0034		
Razem	96	0,4963			

DHA – dehydrogenazy, ACP – fosfatasa kwaśna, ALP – fosfatasa zasadowa.

Podsumowanie

Aktywność enzymatyczna jest jednym z najlepszych wskaźników stanu ekologicznego gleby. Przeprowadzone badania wykazały, że zanieczyszczenie gleby benzyną spowodowało zaburzenia aktywności dehydrogenaz, fosfatazy kwaśnej i zasadowej. Konieczne jest więc poszukiwanie rozwiązań remediacyjnych niwelujących szkodliwe oddziaływanie benzyny na środowisko glebowe. Na podstawie otrzymanych wyników stwierdzono, że zastosowanie surfaktantu

Tween 80 może znacznie zredukować wpływ benzyny na oznaczane procesy biochemiczne w glebie. Stwierdzono również, że wieloraka regresja liniowa może być efektywnie wykorzystana do przewidywania oddziaływania benzyny i surfaktantów typu Tween na aktywność dehydrogenaz i fosfataz glebowych. Przeprowadzona analiza wykazała, że czas inkubacji nie wpływał istotnie na aktywność oznaczanych enzymów.

Piśmiennictwo

- Afzal M., Khan Q.M., Sessitsch A., 2014, Endophytic bacteria: Prospects and applications for the phytoremediation of organic pollutants, *Chemosphere*, 117, 232–242.
- Belhaj A.F., Elraies K.A., Mahmood S.M., Zulkifli N.N., Akbari S., Hussien O.S.E., 2020, The effect of surfactant concentration, salinity, temperature, and pH on surfactant adsorption for chemical enhanced oil recovery: a review, *Journal of Petroleum Exploration and Production Technology*, 10, 125–137.
- Besalatpour A., Hajabbasi A.M., Ayoubi A., Gharipour A., Jazi A.Y., 2012, Prediction of soil physical properties by optimized support vector machines, *International Agrophysics*, 26, 109–115.
- Borowik A., Wyszowska J., Kucharski M., Kucharski J., 2019, Implications of soil pollution with diesel oil and BP petroleum with ACTIVE Technology for soil health, *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 16, 2474.
- Borowik A., Wyszowska J., Kucharski M., Kucharski J., 2020, The role of *Dactylis glomerata* and diesel oil in the formation of microbiome and soil enzyme activity, *Sensors*, 20(12), 3362.
- Casida L.E. Jr., Klein D.A., Santoro T., 1964, Soil dehydrogenase activity, *Soil Science*, 98, 371–376.
- Chaillan F., Flèche A.L., Bury E., Phantavong Y.H., Grimont P., Sliot A., Oudot J., 2004, Identification and biodegradation potential of tropic aerobic hydrocarbon-degrading microorganisms, *Research in Microbiology*, 155, 587–595.
- Cheng M., Zeng G., Huang D., Yang C., Lai C., Zhang C., Liu Y., 2017, Advantages and challenges of Tween 80 surfactant-enhanced technologies for the remediation of soils contaminated with hydrophobic organic compounds, *Chemical Engineering Journal*, 314, 98–113.
- Cheng M., Zeng G., Huang D., Yang C., Lai C., Zhang C., Liu Y., 2018, Tween 80 surfactant-enhanced bioremediation: toward a solution to the soil contamination by hydrophobic organic compounds, *Critical Reviews in Biotechnology*, 38, 17–30.
- Curyło K., Telesiński A., 2020, Use of phosphatase and dehydrogenase activities in the assessment of calcium peroxide and citric acid effects in soil contaminated with petrol, *Open Life Sciences*, 15, 12–20.

- Curyło K., Telesiński A., Jarnuszewski G., Krzyśko-Łupicka T., Cybulska K., 2020, Analysis of chemical and biochemical parameters of petrol-contaminated soil after biostimulation with an enzyme reagent, *Processes*, 8, 949.
- Dindar E., Topaç Şağban F.O., Başkaya H.S., 2015, Variations of soil enzyme activities in petroleum-hydrocarbon contaminated soil, *International Biodeterioration and Biodegradation*, 105, 268–275.
- Elaoud A., Hassen H.B., Salah N.B., Masmoudi A., Chehaibi S., 2017, Modeling of soil penetration resistance using multiple linear regression (MLR), *Arabian Journal of Geosciences*, 10, 442.
- Filipović L., Romić M., Sikora S., Huić Babić K., Filipović V., Gerke H.H., Romić D., 2020, Response of soil dehydrogenase activity to salinity and cadmium species, *Journal of Soil Science and Plant Nutrition*, 20, 530–536.
- Furtak K., Gajda A.M., 2017, Activity of dehydrogenases as an indicator of soil environment quality, *Polish Journal of Soil Science*, 50, 33–40.
- Gałązka A., 2015, Zanieczyszczenia gleb substancjami ropopochodnymi z uwzględnieniem biologicznych metod ich oczyszczenia, *Kosmos*, 64, 145–164.
- Gałązka A., Grządziel J., Gałązka R., Ukalska-Jaruga A., Strzelecka J., Smreczak B., 2018, Genetic and functional diversity of bacterial microbiome in soils with long term impacts of petroleum hydrocarbons, *Frontiers in Microbiology*, 9, 1923.
- Heo H., Lee M., 2015, Surfactant-enhanced soil washing using tween and tergitol series surfactants for Kuwait soil heavily contaminated with crude oil, *Journal of Soil and Groundwater Environment*, 20, 26–33.
- Kaczyńska G., Borowik A., Wyszkowska J., 2015, Soil dehydrogenases as an indicator of contamination of the environment with petroleum products, *Water, Air and Soil Pollution*, 226, 372.
- Khuri A.I., Cornell J.A., 1987, *Response surfaces: designs and analyses*, New York, Marcel Dekker.
- Kołwzan B., 2014, Możliwości wykorzystania biosurfaktantów w technologiach oczyszczania środowiska gruntowo-wodnego, *Ochrona Środowiska*, 36, 3–18.
- Konieczny M., Krzyśko-Łupicka T., 2019, The influence of stimulation techniques on the microbiological changes and n-alkane transitions in the soil contaminated of petroleum-derived substances, *Water, Air and Soil Pollution*, 230, 81.
- Kuyukina M.S., Ivshina I.B., Makarov S.O., Litvinenko L.V., Cunningham C.J., Philp J.C., 2005, Effect of biosurfactants on crude oil desorption and mobilization in soil system, *Environment International*, 31, 155–161.
- Lee D.H., Kim E.S., Chang H.W., 2005, Effect of Tween surfactant components for remediation of toluene-contaminated groundwater, *Geosciences Journal*, 9, 261–269.
- Lemanowicz J., Brzezińska M., Siwik-Ziomek A., Koper J., 2020, Activity of selected enzymes and phosphorus content in soils of former sulphur mines, *Science of the Total Environment*, 708, 134545.

- Liu F., Oturan N., Zhang H., Oturan M.A., 2020, Soil washing in combination with electrochemical advanced oxidation for the remediation of synthetic soil heavily contaminated with diesel, *Chemosphere*, 249, 126176.
- Małachowska-Jutcz A., Matyja K., 2019, Discussion on methods of soil dehydrogenase determination, *International Journal of Environmental Science and Technology*, 16, 7777–7790.
- Margalef O., Sardans J., Fernández-Martínez M., Molowny-Horas R., Janssens I.A., Ciais P., Goll D., Richte, A., Obersteiner M., Asensio X., Peñuelas J., 2017, Global patterns of phosphatase activity in natural soils, *Scientific Reports*, 7, 1337.
- Marschal R., Penet S., Solano-Selena F., Vandecasteele J.P., 2003, Gasoline and diesel oil biodegradation, *Oil and Gas Science and Technology*, 58, 441–448.
- Mulligan C.N., 2009, Recent advances in the environmental application of biosurfactants, *Current Opinion in Colloid & Interface Science*, 14, 372–378.
- Nowak A., Nowak J., Telesiński A., Hawrot-Paw M., Błaszczak M., Kłódka D., Przybulewska K., Smolik B., Szymczak J., 2008, Biodegradation of diesel fuel in soils modified with compost or bentonite and with optimized strains of bacteria. Part I. Residues of diesel fuel components in soil and changes in microflora activity, *Ecological Chemistry and Engineering A*, 15, 483–503.
- Ortega-Calvo J.J., Tejeda-Agredano M.C., Jimenez-Sanchez C., Congiu E., Sungthong R., Niqui-Arroyo J.L., Cantos M., 2013, Is it possible to increase bioavailability but not environmental risk of PAHs in bioremediation?, *Journal of Hazardous Materials*, 261, 733–745.
- Richardson J.T.E., 2011, Eta squared and partial eta squared as measures of effect size in educational research, *Educational Research and Reviews*, 6, 135–147.
- Shi Z., Wang C., Zhao Y., 2020, Effects of surfactants on the fractionation, vermicumulation, and removal of fluoranthene by earthworms in soil, *Chemosphere*, 230, 126332.
- Song Y.Q., Yang L.A., Li B., Hu Y.M., Wang A.L., Zhou W., Cui X.S., Liu Y.L., 2017, Spatial prediction of soil organic matter using a hybrid geostatistical model of an extreme learning machine and ordinary kriging, *Sustainability*, 9, 754.
- Sonmez R., Rowings J., 1998, Construction labor productivity modeling with neuronal networks, *Journal of Construction Engineering and Management*, 124, 498–504.
- Stręk M., Telesiński A., 2015, Zmiana aktywności wybranych enzymów oksydoredukcyjnych wytwarzanych przez mikroorganizmy w glebie lekkiej zanieczyszczonej benzyną w obecności jonów selenu, *Ochrona Środowiska*, 37, 43–47.
- Stręk M., Telesiński A., 2017, Comparison of selenite (IV) and selenate (VI) effect on some oxidoreductive enzymes un soil contaminated with spent engine oil, *Plant, Soil and Environment*, 62, 157–163.
- Telesiński A., Brito Zambrana A., Jarnuszewski G., Curyło K., Krzyśko-Łupicka T., Pawłowska B., Cybulska K., Wróbel J., Rynkiewicz M., 2019, Effect of rhamnolipids

on microbial biomass content and biochemical parameters in soil contaminated with coal tar creosote, *Open Life Sciences*, 14, 537–548.

Tabatabai M.A., Bremner J.M., 1969, Use of p-nitrophenyl phosphate for assay of soil phosphatase activity, *Soil Biology and Biochemistry*, 1, 301–307.

Truskewycz A., Gundry T.D., Khudur L.S., Kolobaric A., Taha M., Aburto-Medina A., Ball A.S., Shahsavari E., 2019, Petroleum hydrocarbon contamination in terrestrial ecosystems – fate and microbial responses, *Molecules*, 24, 3400.

OCENA WIELKOŚCI PRODUKCJI ENERGII ELEKTRYCZNEJ POCHODZĄCEJ ZE ŹRÓDEŁ ODNAWIALNYCH W KRAJACH TRÓJMORZA W LATACH 2018 I 2019

Marek Śnieg

Wprowadzenie

Obecnie wzrost zapotrzebowania społeczeństw na energię elektryczną wymusza poszukiwanie możliwości jej pozyskiwania z innych źródeł niż paliwa kopalne. Prowadzone inwestycje, związane z pozyskiwaniem energii elektrycznej z OZE, mogą zapewnić bezpieczeństwo jej dostaw, jak również przyczynić się do redukcji CO₂ i innych gazów cieplarnianych (Aguirre i Ibikunle 2014). Produkcja energii elektrycznej ze źródeł innych, niż tradycyjne, jest bardzo ważna ze względu na ochronę środowiska. Unia Europejska promuje stosowanie odnawialnych źródeł energii, gdyż ma to wpływ na zmniejszenie efektu cieplarnianego (Solilova i Nerudova 2015; Barwicki i in. 2017). W celu ograniczenia efektu cieplarnianego należy przeprowadzić dekarbonizację sektora energetycznego. Newbery i in. (2018) przedstawili politykę, jaką państwa europejskie powinny prowadzić w celu rozwoju pozyskiwania energii ze źródeł odnawialnych. Jednak należy zwrócić uwagę (Domhnaill i Ryan 2020) na budowę i rozwijanie międzysystemowych sieci elektroenergetycznych w krajach UE. Ponadto ważne jest motywowanie do pozyskiwania energii elektrycznej z odnawialnych źródeł energii.

Celem pracy była ocena wielkości produkcji energii elektrycznej pochodzącej ze źródeł odnawialnych w krajach Trójmorza w 2018 i 2019 roku.

Produkcja energii elektrycznej z odnawialnych źródeł w krajach Trójmorza

Do krajów Trójmorza zalicza się Austrię, Bułgarię, Chorwację, Czechy, Estonię, Litwę, Łotwę, Polskę, Rumunię, Słowację, Słowenię i Węgry. W 2019 r. kraje Trójmorza zamieszkiwało 111 280 410 mieszkańców (tab. 1).

W tabeli 1 przedstawiono produkcję energii elektrycznej z odnawialnych źródeł energii, którą kraje Trójmorza pozyskiwały z wody, ze słońca, z wiatru, biopaliw stałych, biopaliw gazowych i płynnych, odnawialnych odpadów komunalnych, energii geotermalnej oraz z fal, prądów oceanicznych i pływów morskich.

Tabela 1. Produkcja energii elektrycznej z odnawialnych źródeł energii w 2018 i 2019 r. w krajach Trójmorza

Lp.	Kraj	Kod	Produkcja energii elektrycznej z OZE [ktoe]		Dynamika [%]	Liczba mieszkańców w 2019 r.
			2018 r.	2019 r.	2018 r. = 100%	
1	2	3	4	5	6 = 5/4	7
1	Austria	AT	4 719,5	4 780,0	101,3%	8 879 920
2	Bułgaria	BG	744,9	768,9	103,2%	6 975 761
3	Chorwacja	HR	783,8	804,2	102,6%	4 067 206
4	Czechy	CZ	861,5	878,9	102,0%	10 671 870
5	Estonia	EE	177,1	184,8	104,4%	1 326 898
6	Litwa	LT	199,7	205,4	102,9%	2 794 137
7	Łotwa	LV	351,2	347,1	98,8%	1 913 822
8	Polska	PL	1 963,7	2 146,5	109,3%	37 965 475
9	Rumunia	RO	2 193,5	2 192,7	100,0%	19 371 648
10	Słowacja	SK	561,3	568,6	101,3%	5 454 147
11	Słowenia	SI	434,3	437,1	100,6%	2 088 385
12	Węgry	HU	331,6	401,5	121,1%	9 771 141

ktoe – równoważnik 1000 t oleju ekwiwalentnego (*tonne of oil equivalent – toe*); 1 toe = 11,63 MWh.

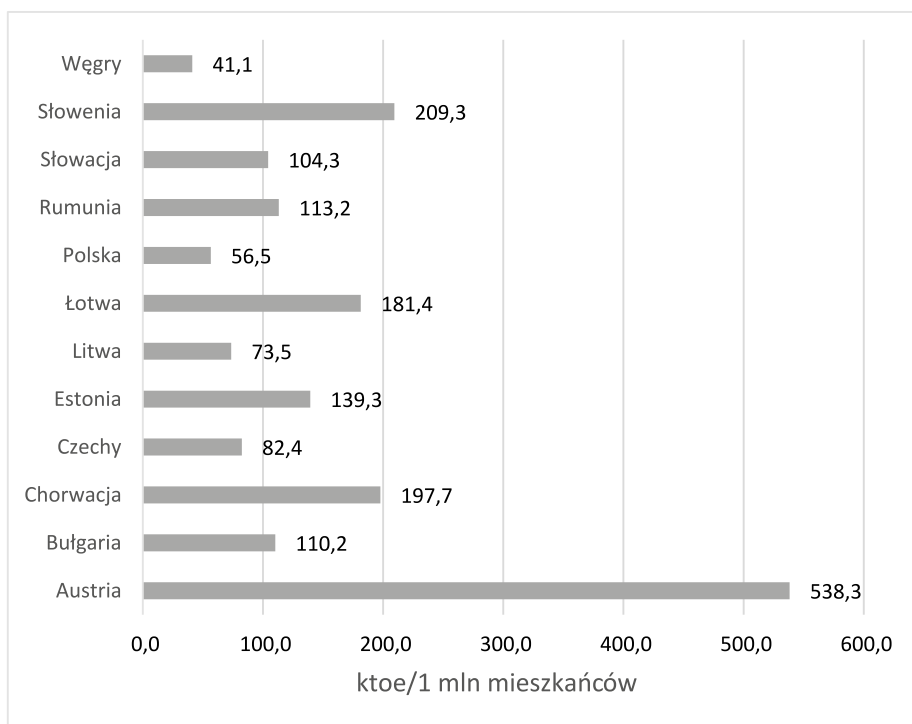
Źródło: opracowano na podstawie: Eurostat, <http://ec.europa.eu/eurostat/web/energy/data/shares> (online data code: nrg_ind_ren), dostęp: 30. 03.2021r. i Eurostat, https://appsso.eurostat.ec.europa.eu/nui/show.do?dataset=demo_gind&lang=en (online data code: demo_gind), dostęp: 30.03.2021 r.

Na podstawie tab. 1 można stwierdzić, że najwięcej energii elektrycznej ze źródeł odnawialnych w 2018 r. w krajach Trójmorza wytworzyły Austria (4 719,5 ktoe) oraz Rumunia (2 193,5 ktoe), natomiast najmniej – Litwa (199,7 ktoe) i Estonia (177,1 ktoe). W 2019 r., podobnie jak 2018 r., również najwięcej energii wytworzyły Austria (4 780,0 ktoe) i Rumunia (2 192,7 ktoe). Jeśli chodzi o dynamikę wytwarzania energii elektrycznej z OZE w 2019 r., w porównaniu do 2018 r., we wszystkich analizowanych krajach nastąpił wzrost, z wyjątkiem Łotwy. Największą dynamikę zaobserwować można na Węgrzech (121,1%) i w Polsce (109,3%). Rumunia w 2018 r. wytworzyła energię elektryczną z OZE na tym samym poziomie, natomiast na Łotwie pozyskanie energii zmniej-

szyło się w 2019 r. o 1,2%, w porównaniu z rokiem 2018. Ponieważ w 2019 r. w krajach Trójmorza zamieszkiwała różna liczba mieszkańców (najwięcej w Polsce – 37 965 475, a najmniej w Estonii – 1 326 898), należy w celach porównawczych dokonać przeliczenia produkcji energii elektrycznej z OZE na taką samą liczbę mieszkańców.

Produkcję energii elektrycznej pochodzącej z OZE w krajach Trójmorza w 2019 r., w przeliczeniu na 1 mln mieszkańców, ilustruje ryc. 1.

Na podstawie ryc. 1 można stwierdzić, że najwięcej energii elektrycznej z OZE w 2019 r. pozyskały Austria (538,3 ktoe/1 mln mieszkańców) i Słowenia (209,3 ktoe/1 mln mieszkańców), natomiast najmniej – Węgry (41,1 ktoe/1 mln mieszkańców) i Polska (56,5 ktoe/1 mln mieszkańców).



Ryc. 1. Produkcja energii elektrycznej pochodzącej z OZE w krajach Trójmorza w 2019 r. w ktoe, w przeliczeniu na 1 mln mieszkańców

Źródło: opracowanie własne na podstawie Eurostat, <http://ec.europa.eu/eurostat/web/energy/data/shares> (online data code: nrg_ind_ren), dostęp 30.03.2021 r. i Eurostat, https://appsso.eurostat.ec.europa.eu/nui/show.do?dataset=demo_gind&lang=en (online data code: demo_gind), dostęp: 30.03.2021 r.

W tabeli 2 przedstawiono produkcję energii elektrycznej w krajach Trójmorza, w zależności od źródła pochodzenia energii odnawialnej w 2019 r. na 1 mln mieszkańców.

Tabela 2. Produkcja energii elektrycznej z odnawialnych źródeł energii w krajach Trójmorza, w zależności od źródła pochodzenia energii odnawialnej w 2019 r. na 1 mln mieszkańców

Lp.	Kraj	Kod	Produkcja energii elektrycznej z OZE [ktoe]					
			woda	słońce	biopaliwa stałe	wiatr	pozostałe źródła OZE	produkcja całkowita
1	2	3	4	5	6	7	8	9 = 4 + ... + 8
1	Austria	AT	409,1	16,5	36,6	66,7	9,4	538,3
2	Bułgaria	BG	52,7	17,8	19,1	17,3	3,4	110,2
3	Chorwacja	HR	145,8	1,8	10,1	29,6	10,4	197,7
4	Czechy	CZ	17,9	18,6	19,3	5,2	21,2	82,4
5	Estonia	EE	1,7	4,8	81,6	44,6	6,7	139,3
6	Litwa	LT	13,7	2,8	10,2	40,6	6,2	73,5
7	Łotwa	LV	132,9	0,1	25,8	6,7	15,8	181,4
8	Polska	PL	5,3	1,6	14,6	32,3	2,8	56,5
9	Rumunia	RO	73,1	7,9	2,0	30,0	0,2	113,2
10	Słowacja	SK	68,2	9,3	17,8	0,1	8,9	104,3
11	Słowenia	SI	186,4	12,5	6,2	0,3	3,9	209,3
12	Węgry	HU	2,1	13,2	15,6	6,1	4,2	41,1

Pozostałe źródła – energia pochodząca z biopaliw gazowych i płynnych, odnawialnych odpadów komunalnych, energii geotermalnej oraz fal, prądów oceanicznych i pływów morskich.

Źródło: opracowano na podstawie: Eurostat, <http://ec.europa.eu/eurostat/web/energy/data/shares> (online data code: nrg_ind_ren), dostęp: 30. 03.2021r. i Eurostat, https://appsso.eurostat.ec.europa.eu/nui/show.do?dataset=demo_gind&lang=en (online data code: demo_gind), dostęp: 30.03.2021 r.

W 2019 r. pozyskiwanie energii elektrycznej w poszczególnych krajach Trójmorza na 1 mln mieszkańców było zróżnicowane w przypadku każdego źródła jej pochodzenia (tab. 2). Najwięcej energii elektrycznej z wody pozyskała Austria – 409,1 ktoe/1 mln mieszkańców, ze słońca najwięcej energii elektrycznej pozyskały Czechy – 18,6 ktoe/1 mln mieszkańców, z biopaliw stałych najwięcej energii elektrycznej pozyskała Estonia – 81,6 ktoe/1 mln mieszkańców. Z wiatru najwięcej energii elektrycznej pozyskała Austria – 66,7 ktoe/1 mln mieszkańców, natomiast najmniej – Słowacja – 0,1 ktoe/1 mln mieszkańców, ze słońca – Łotwa – 0,1 ktoe/1 mln mieszkańców, z wody – Estonia – 1,7 ktoe/1 mln mieszkańców, z biopaliw stałych – Rumunia – 2,0 ktoe/1 mln mieszkańców. Duże zróżnicowanie ilości produkowanej energii elektrycznej, w zależności od jej pochodzenia z OZE, może być spowodowane aspektami ekonomicznymi, dostępnością odnawialnych surowców energetycznych (biomasy) lub uwarunkowaniami geograficznymi (takimi jak siła wiatru i stopień nasłonecznienia).

Ocena wielkości produkcji energii elektrycznej w krajach Trójmorza, w zależności od zastosowanego nośnika odnawialnego

Pięć odnawialnych źródeł energii (woda, słońce, biopaliwa stałe, wiatr) oraz ich zróżnicowane wartości, w przeliczeniu na 1 mln mieszkańców, uniemożliwiają proste wskazanie struktury produkcji tej energii, określającej zależności od źródła pochodzenia i kraju wytworzenia. Z tego względu do oceny podobieństwa występowania zróżnicowanych źródeł pochodzenia energii odnawialnej podjęto próbę wykorzystania analizy składowych głównych (Stanisz 2007). Analiza ta umożliwia wykrycie struktury i ogólnych prawidłowości w związkach między zmiennymi, tj. energii elektrycznej produkowanej z odnawialnych źródeł energii: z wody, ze słońca, z biopaliw stałych, wiatru i pozostałych źródeł (energii pochodzącej z biopaliw gazowych i płynnych, odnawialnych odpadów komunalnych, energii geotermalnej oraz fal, prądów oceanicznych i pływów morskich), w przeliczeniu na 1 mln mieszkańców.

Tabela 3. Macierz współczynników korelacji pomiędzy poszczególnymi źródłami energii

Zmienna	Korelacje				
	woda	słońce	biopaliwa stałe	wiatr	pozostałe OZE
Woda	1,00	0,23	0,01	0,40	0,11
Słońce	0,23	1,00	-0,05	-0,15	0,10
Biopaliwa stałe	0,01	-0,05	1,00	0,41	0,16
Wiatr	0,40	-0,15	0,41	1,00	-0,21
Pozostałe OZE	0,11	0,10	0,16	-0,21	1,00

W tabeli 3 przedstawiono macierz współczynników korelacji pomiędzy zmiennymi. Zróżnicowane korelacje między zmiennymi świadczą o istnieniu struktury, która miała wpływ na postać składowych głównych. Największą korelację dodatnią ($r = 0,41$) zaobserwowano pomiędzy energią odnawialną pochodzącą z biopaliw stałych a energią pochodzącą z wiatru i ze słońca ($r = 0,40$).

Tabela 4 przedstawia wartości własne macierzy korelacji, na podstawie których można stwierdzić, że pierwsza składowa główna wyjaśnia 31,57% całkowitej wariancji, natomiast składowa druga – 25,79%, co stanowi 57,35% całkowitej wariancji, przy utracie informacji na poziomie 42,65%.

Tabela 4. Wartości własne macierzy korelacji

Numer wartości	Wartości własne	Procent wszystkich wariancji	Skumulowana wartość własna	Skumulowany procent
1	1,58	31,57	1,58	31,57
2	1,29	25,79	2,87	57,35
3	1,09	21,81	3,96	79,16
4	0,76	15,22	4,72	94,38
5	0,28	5,62	5,00	100,00

W tabeli 5 przedstawiono wektory własne macierzy korelacji.

Tabela 5. Wektory własne macierzy korelacji

Zmienna	Kod zmiennej	Wektory własne macierzy korelacji (tylko zmienne aktywne)				
		czynnik 1	czynnik 2	czynnik 3	czynnik 4	czynnik 5
Woda	WD	0,48	0,48	-0,36	0,43	-0,48
Słońce	SN	-0,04	0,68	-0,22	-0,66	0,22
Biopaliwa stałe	BS	0,51	-0,10	0,57	-0,46	-0,43
Wiatr	WT	0,71	-0,20	-0,16	0,03	0,65
Pozostałe OZE	P	-0,02	0,51	0,69	0,40	0,33

Na podstawie tabeli 5 można przyjąć, że poszukiwana pierwsza składowa główna (Z1) ma postać:

$$Z1 = 0,48WD - 0,04SN + 0,51BS + 0,71WT - 0,02P$$

Natomiast poszukiwana druga składowa (Z2):

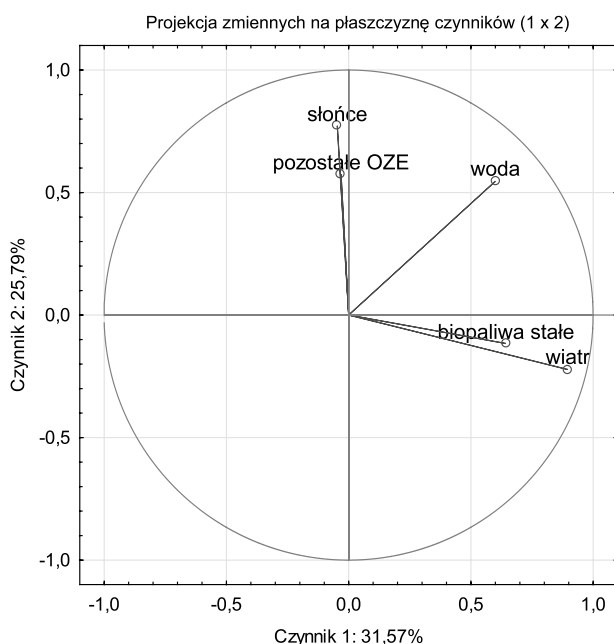
$$Z2 = 0,16BS + 0,58SN + 0,12WT + 0,60WD + 0,51PZ$$

Tabela 6. Ładunki czynnikowe

Zmienna	Kod zmiennej	Współrzędne czynnikowe zmiennych na podstawie korelacji				
		czynnik 1	czynnik 2	czynnik 3	czynnik 4	czynnik 5
Woda	WD	0,60	0,55	-0,37	0,37	-0,26
Słońce	SN	-0,05	0,77	-0,23	-0,58	0,12
Biopaliwa stałe	BS	0,64	-0,12	0,60	-0,40	-0,23
Wiatr	WT	0,90	-0,22	-0,17	0,02	0,35
Pozostałe OZE	P	-0,03	0,58	0,72	0,35	0,18

Ładunki czynnikowe przedstawiono w tab. 6. Opisują one korelacje między zmiennymi a składowymi w celu zinterpretowania własności składowych głównych. Na podstawie danych z tab. 6 można stwierdzić, że pierwsza składowa (Z1) i druga składowa (Z2) są najsilniej skorelowane ze zmiennymi, ponieważ mają największe najwyższych ładunków.

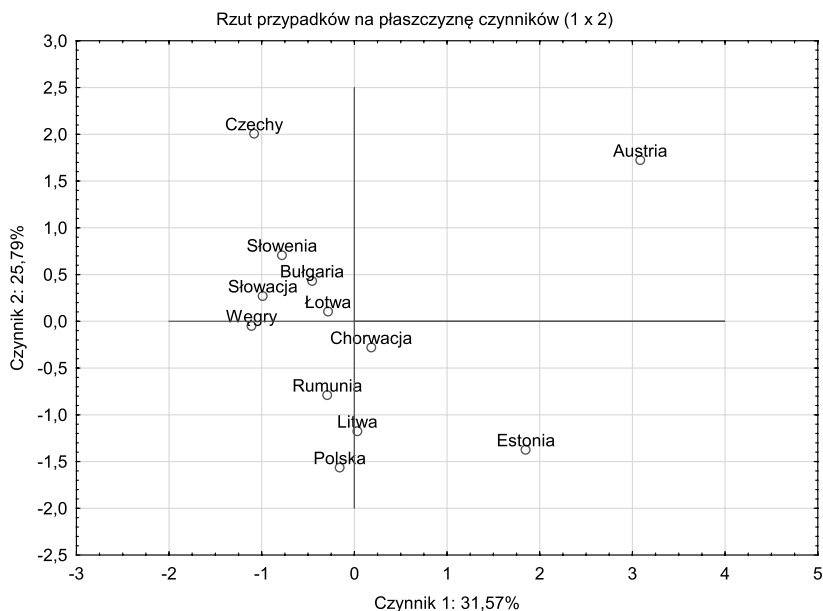
Największe wartości ładunków czynnikowych dla pierwszej składowej uzyskano dla energii pochodzącej z wiatru (0,90), biopaliw stałych (0,64) i wody (0,60). Na drugą składową największy wpływ ma energia ze słońca (0,77), z pozostałych źródeł OZE (0,58) i wody (0,55). Pozostałe składowe (Z3, Z4 i Z5) nie zawierają dominującego ładunku czynnikowego; dlatego zostały wyłączone z dalszej analizy.



Ryc. 3. Wykres współrzędnych czynnikowych zmiennych

Na rycinie 3 przedstawiono współrzędne czynnikowe zmienne rozmieszczenia pięciu zmiennych cech w układzie wybranych par składowych. Dla pierwszej składowej zmiennej wykazano dodatni wpływ energii odnawialnej pozyskanej z wiatru, biopaliw stałych i wody. Natomiast na drugą składową również dodatnio wpływa energia pozyskana ze słońca i z pozostałych źródeł, tj. energia pochodząca z biopaliw gazowych i płynnych, odnawialnych odpadów komunalnych, energii geotermalnej oraz fal, prądów oceanicznych i pływów morskich).

Rycina 4 przedstawia wykres współrzędnych czynnikowych przypadków.



Ryc. 4. Wykres współrzędnych czynnikowych przypadków

Na podstawie ryc. 3 – czynników zmiennych (nośników OZE) i usytuowania na ryc. 4 Austrii możemy wnioskować o dominacji energii elektrycznej pozyskiwanej z wody w 2019 r. w przeliczeniu na 1 mln mieszkańców w tym kraju.

Estonia w 2019 r. wytwarzała głównie energię elektryczną z OZE z biopaliw stałych i wiatru, natomiast Czechy wytwarzały ją ze słońca i z pozostałych źródeł. Pozostałe kraje Trójmorza, na podstawie przeprowadzonej analizy składowych głównych, nie były ukierunkowane na dominujące źródła pozyskiwania energii elektrycznej ze źródeł odnawialnych.

Podsumowanie

Wśród krajów Trójmorza w 2018 r. najwięcej energii elektrycznej ze źródeł odnawialnych wytworzyła Austria – 4719,5 ktoe; podobnie w 2019 r. – 4 780,0 ktoe.

Największą dynamikę wzrostu produkcji energii elektrycznej z OZE w 2019 r., w porównaniu z 2018 r., odnotowano dla Węgier (121,1%) i Polski (109,3%).

W przeliczeniu na 1 mln mieszkańców w 2019 r. wśród krajów Trójmorza najwięcej energii elektrycznej pochodzącej z odnawialnych źródeł energii wyprodukowała Austria – 538,3 ktoe/mln mieszkańców; drugi w kolejności najlepszy wynik uzyskała Słowenia – 209,3 ktoe/mln mieszkańców. Najmniej energii elektrycznej z OZE pozyskały Węgry – 41,1 ktoe/mln mieszkańców i Polska – 56,5 ktoe/mln mieszkańców.

W 2019 r. najwięcej energii elektrycznej z wody, w przeliczeniu na 1 mln mieszkańców, wytworzyła Austria – 409,1 ktoe/mln mieszkańców; podobnie z wiatru – 66,7 ktoe/mln mieszkańców. Czechy najwięcej energii w 2019 r. pozyskały ze słońca – 18,6 ktoe/mln mieszkańców. Potentatem energii elektrycznej z biomasy stałej była Estonia – 81,6 ktoe/mln mieszkańców.

Na podstawie przeprowadzonej analizy składowych głównych wśród krajów Trójmorza w 2019 r. w produkcji energii elektrycznej z odnawialnych źródeł energii, w przeliczeniu na 1 mln mieszkańców, wyróżniła się Austria, która ukierunkowana była głównie na produkcję energii z wody. Estonia ukierunkowana była na produkcję energii z biopaliw stałych i wody. Czechy pozyskiwały energię głównie ze słońca i z pozostałych źródeł. Pozostałe kraje Trójmorza w 2019 r. nie były zwrócone na dominujące kierunki pochodzenia energii elektrycznej, w zależności od źródła energii odnawialnej.

Piśmiennictwo

- Aguirre M., Ibikunle G., 2014, Determinants of renewable energy growth: A global sample analysis, *Energy Policy*, 69, 374–384.
- Barwicki J., Kuboń M., Marczuk A., 2017, New developments of solar energy utilization in the aspect of eu directives, *Agricultural Engineering*, 21(2), 15–24.
- Domhnaill C.M., Ryan L., 2020, Towards renewable electricity in Europe: Revisiting the determinants of renewable electricity in the European Union, *Renewable Energy*, 154, 955–965.
- Eurostat. Energy from renewable sources. SHARES 2019 results. Online data code: nrg_ind_ren, <http://ec.europa.eu/eurostat/web/energy/data/shares>, dostęp: 30.03.2021.
- Eurostat. Population change – Demographic balance and crude rates at national level [demo_gind], https://appsso.eurostat.ec.europa.eu/nui/show.do?dataset=demo_gind&lang=en, dostęp: 30.03. 2021 r.
- Newbery D., Pollitt M.G., Ritz R.A., Strielkowski W., 2018, Market design for a high-renewables European electricity system, *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 91, 695–707.
- Solilova V., Nerudova D., 2015, Evaluation of greenhouse gas emissions and related aspects: case of the Czech Republic, *Acta Universitatis Agriculturae et Silviculturae Mendelianae Brunensis*, 63(1), 281–292.
- Stanisz A., 2007, *Przystępny kurs statystyki z zastosowaniem Statistica PL na przykładach z medycyny. Analizy wielowymiarowe*, t. 3, Kraków, StatSoft Polska Sp. z o.o.

ISBN 978-83-7663-330-5