

Parametry opisujące zmienną pojemność adsorpcyjną gruntu jako pomocnicze narzędzia w określaniu zmian jakości wód podziemnych (w strefie saturacji)

Parameters describing the variable adsorption capacity of the ground as auxiliary tools in determining changes of groundwater quality (in saturated zone)

ANDRZEJ ANISZEWSKI

DOI 10.36119/15.2019.10.9

Ważnym zagadnieniem w transporcie zanieczyszczeń w gruncie jest wykazanie wpływu zależnej od czasu pojemności adsorpcyjnej tego gruntu na zmianę jakości wód podziemnych (w strefie saturacji). W pracy, dla wybranego gruntu i przepływających w nim zanieczyszczeń, wykazano tendencję zmiany pojemności adsorpcyjnej tego gruntu na podstawie wybranych parametrów charakteryzujących tę pojemność (R_a , u_x/R_a , ΔC^*_{max}). Analiza liczbowych wartości tych parametrów wykazała zarówno spadkową w czasie tendencję pojemności adsorpcyjnej analizowanego gruntu jak i stopniowy wzrost zanieczyszczenia wód gruntowych. Dlatego wnioski wynikające z tych badań mogą być bardzo użyteczne w praktyce, gdy wykorzystuje się zasoby tych wód do różnych celów i gdy jednocześnie czystość tych wód maleje w czasie.

Słowa kluczowe: adwekcja, dyspersja, nieliniowa adsorpcja, parametry zdolności adsorpcyjnej, model transportu

An important issue in the transport of pollutants in the ground is the demonstration of the impact the time-dependent adsorption capacity of this ground on the change in the quality of groundwater (in a saturated zone). At work both for the selected ground and pollutants flowing in it, there is a tendency change of the adsorption capacity of this ground based on the adopted parameters characterizing this capacity (R_a , u_x/R_a , ΔC^*_{max}). The analysis of the numerical values of these parameters showed both a declining tendency in time of the adsorption capacity of the analyzed ground as well as in a gradual increase contamination of groundwater. Therefore, the conclusions of these research can be very useful in practice, when using groundwater resources for various purposes and when simultaneously the purity of these waters decreases in time.

Keywords: advection, dispersion, non-linear adsorption, adsorption capacity parameters, transport model

Wstęp

Z uwagi na tematykę prezentowaną w pracy, która dotyczy przepływu wybranych zanieczyszczeń w wodzie podziemnej w strefie saturacji, poniżej przedstawiono krótki przegląd literatury odnośnie transportu zanieczyszczeń w wodach podziemnych tej strefy. Przy czym w pracy jako wody podziemne rozumie się wody zawarte pomiędzy swobodnym zwierciadłem wody podziemnej a spągami warstwy wodonośnej (jako wody wgłębne). W tekście pracy używa się także zamiennie dla wód podziemnych w strefie saturacji nazwy wody gruntowe. Problem transportu zanieczyszczeń w wodzie gruntowej jest

bardzo złożony z uwagi na konieczność jednoczesnego uwzględniania wielu czynników klimatycznych i gruntowych danej strefy agro-klimatycznej, w której ten transport się odbywa [6, 16]. Od wielu lat do opisu tego transportu z powodzeniem wykorzystywane są modele matematyczne, które stanowią wygodne narzędzia do oceny jakości wody gruntowej [5, 6, 8, 10, 14, 17, 18]. Przy czym w matematycznych modelach transportu zanieczyszczeń wykorzystuje się najważniejsze fizykochemiczne i biochemiczne procesy występujące w gruncie, takie jak: adwekcja, dwuwymiarowa dyspersja, fizyczna adsorpcja, reakcje chemiczne czy biologiczne (biodegradacja/denitryfikacja) lub proces rozpa-

du promieniotwórczego [5, 6, 8, 10, 14, 17, 18]. Jednocześnie jak wynika z literatury matematyczny opis tych procesów jest zagadnieniem złożonym z uwagi na brak szczegółowych sposobów pomiaru i weryfikacji przemian zachodzących wewnątrz systemu gruntowego [7]. Przy czym bazując na literaturze można stwierdzić, że proces adsorpcji (traktowany jako zmienna w czasie pojemność adsorpcyjna gruntu) powoduje największą redukcję stężeń zanieczyszczeń płynących w wodzie gruntowej [5, 6, 8, 10, 14, 17, 18].

Na podstawie literatury można stwierdzić, że proces zmiennej w czasie pojemności adsorpcyjnej jest szeroko analizowany w odniesieniu zarówno do różnych gruntów

jak i płynących w tych gruntach zanieczyszczeń [5, 10, 14, 17, 18]. Jak wynika z tej analizy, w przypadku stosunkowo długiego czasu przepływu zanieczyszczeń w gruncie (traktowanego jako czas końcowy), może nastąpić całkowite wyczerpanie pojemności adsorpcyjnej ziaren gruntu. Oznacza to, że w tym końcowym czasie przepływu ziarna gruntu nie będą już zdolne do adsorbowania płynących zanieczyszczeń, a stężenia tych zanieczyszczeń w gruncie będą największe [9, 12]. W prezentowanej pracy analizowano krótsze czasy przepływu wybranych zanieczyszczeń w gruncie (siarczan) w porównaniu z końcowymi czasami przepływu. Dla tych krótszych czasów przepływu nadal występuje częściowy (niecałkowity) spadek pojemności adsorpcyjnej przyjętego gruntu, a tym samym nadal częściowy (niecałkowity) wzrost stężeń zanieczyszczeń przepływających w tym gruncie.

Jak wynika z literatury pojemność adsorpcyjna gruntu jest odnoszona głównie do odwracalnego procesu fizycznego, który często w praktyce opisuje się modelami statyki adsorpcji. W przypadku takich modeli zakłada się warunek równowagi stężeń na granicy: płynące zanieczyszczenia (faza płynna – adsorbat) – ziarna gruntu (faza stała – adsorbent). Modele statyki adsorpcji są opisywane matematycznie z wykorzystaniem liniowych bądź nieliniowych izoterm adsorpcji [9, 12]. Jak wynika z literatury parametry adsorpcji zależą przede wszystkim od rodzaju zanieczyszczeń płynących w wodzie gruntowej i od stref agroklimatycznych, w których następuje ten przepływ [9, 12, 14, 17, 18].

Pierwszym celem pracy było wykazanie zmieniającej się w czasie pojemności adsorpcyjnej dla analizowanego gruntu. Z drugiej strony ta zmienna pojemność adsorpcyjna gruntu jest również pomocna w ocenie zmieniającej się w czasie czystości analizowanej wody gruntowej (jako drugi cel pracy). W pracy założono realizację tych dwóch celów, w oparciu o analizę obliczonych wartości wybranych parametrów charakteryzujących tę pojemność adsorpcyjną gruntu.

Wybór i opis przyjętych parametrów charakteryzujących pojemność adsorpcyjną wybranego gruntu

W pracy autor przyjął do analizy zmienne w czasie obliczone parametry charakteryzujące pojemność adsorpcyjną badanego gruntu jako:

- współczynnik retardacji (opóźnienia) (R_d) analizowanych siarczanów,
- porowa prędkość wody gruntowej (u_x^*) w wyniku procesu adsorpcji analizowa-

Tabela 1. Przyjęte parametry hydrauliczne oraz gruntowe w analizowanym gruncie (piasek drobnoziarnisty) dla trzech serii pomiarowych [13]

Table 1. The adopted hydraulic and ground parameters in the analyzed soil (fine grained sand) for three measurement series [13]

Serie pomiarowe	Listopad 1981 [1]	Maj 1982 [2]	Październik 1982 [3]
Rzeczywista porowa prędkość filtracji u_x [$m \cdot s^{-1}$]: – bez adsorpcji (u_x) ($R_d = 1.00$) [13] – z adsorpcją ($u_x^* = u_x/R_d$) ($R_d \neq 1.00$) (siarczan)	1.14·10 ⁻³ 0.52·10 ⁻³	1.14·10 ⁻³ 0.54·10 ⁻³	1.14·10 ⁻³ 0.56·10 ⁻³
Gęstość nasypowa gruntu [$g \cdot m^{-3}$]	1.71	1.71	1.71
Efektywna porowatość gruntu m [-]	0.37	0.37	0.37

wanych siarczanów ($u_x^* = u_x/R_d$) (jako mniejsza prędkość w stosunku do rzeczywistej porowej prędkości u_x bez procesu adsorpcji) ($u_x^* < u_x$) (tab. 1),
– różnica stężeń (ΔC_{max}^*) jako różnica obliczonych numerycznie (C_{max}^*) według równania transportu (1) oraz pomierzonych ($C_{max}^* m$) w badaniach terenowych wartości stężeń analizowanych siarczanów.

Współczynnik retardacji (R_d) wyraża opóźnienie rzeczywistej porowej prędkości wody gruntowej (u_x) w wyniku procesu adsorpcji płynących w gruncie siarczanów (jako opóźnienie przemieszczania się frontu płynących w gruncie siarczanów). Obliczone wartości parametru (ΔC_{max}^*) świadczą przede wszystkim o prawidłowym doborze przyjętego równania (1) w odniesieniu do uzyskanych wartości stężeń pomierzonych. Przy czym obliczone z równania (1) wartości stężeń ($C_{max}^* c$) zawierają w sobie parametry przyjętej do analizy nieliniowej izotermy adsorpcji (K i N). Natomiast przyjęte w pracy wartości stężeń pomierzonych ($C_{max}^* m$), oprócz procesu adsorpcji, mogą także uwzględniać inne procesy zachodzące w gruncie (wymienione we wstępie pracy). Należy także podkreślić, że przyjęty parametr (ΔC_{max}^*) nie był dotychczas przedmiotem analizy literaturowej pod kątem jego wykorzystania jako narzędzia do opisu pojemności adsorpcyjnej gruntu.

Krótki opis wyników badań terenowych (in situ) związanych z obliczeniem parametrów hydraulicznych i gruntowych wraz z ich interpretacją [13]

Biuro projektowe „Geoprojekt” w Szczecinie wykonało w 1981 r. badania parametrów hydraulicznych i gruntowych warstwy wodonośnej w której zaprojektowano ziemną lagunę 4. Laguna ta stanowiła źródło odbioru gnojowicy z fermy trzody chlewnej „Redło” koło Świdwina w województwie Zachodniopomorskim. Jednocześnie laguna 4 była także źródłem wycieku gnojowicy do badanej warstwy wodonośnej, który spowodował znaczne pogorszenie jakości wody gruntowej. Dla analizowanej warstwy wodonośnej „Geoprojekt” wykonał również

cztery piezometry usytuowane w pobliżu laguny 4. Oznaczenia (numeracje) tych piezometrów wraz z ich odległościami od laguny 4 podano w pracy w tab. 4. Dla wartości poszczególnych spadków zwierciadła wody gruntowej pomiędzy wykonanymi piezometrami określono średni spadek zwierciadła wody w całej warstwie wodonośnej (l). Określając wartości współczynników filtracji gruntu w poszczególnych piezometrach (metodą rurki „Kamieńskiego” oraz dodatkowo przy pomocy wzorów empirycznych) obliczono średni współczynnik filtracji (k) dla całej warstwy. Stąd określono średnią wartość rzeczywistej porowej prędkości wody gruntowej (u_x) z zależności ($u_x = l \cdot k$). W dalszej kolejności dla pobranych z piezometrów próbek gruntu określono w badaniach laboratoryjnych średnią wartość gęstości nasypowej badanego gruntu (ρ) (na aparacie do pomiaru tego rodzaju gęstości typu VICAT-HDT). Dla pobranych próbek gruntu określono również (przy wykorzystaniu metody objętościowo-wagowej) średnią wartość efektywnej porowatości (m) badanego gruntu. Obliczone wartości liczbowe powyższych parametrów (u_x , ρ , m) zostały podane w pracy w tab. 1 dla trzech wykonanych serii pomiarowych.

Interpretując wartości liczbowe porowej prędkości wody gruntowej z uwzględnieniem adsorpcji (u_x^*) można stwierdzić stopniowy w czasie wzrost tej prędkości w odniesieniu do trzech serii pomiarowych. Wzrost tej prędkości (u_x^*) świadczy także o stopniowym w czasie spadku pojemności adsorpcyjnej badanego gruntu dla płynących w nim siarczanów. Na podstawie analizy pobieranych próbek gruntu można także przyjąć, że analizowana warstwa wodonośna gruntu jest warstwą jednorodną i izotropową. Składa się głównie z piasków drobnoziarnistych z niewielką tylko domieszką piasków średnio i gruboziarnistych.

Wyniki badań związanych z obliczeniem współczynników podłużnej i poprzecznej dyspersji (D_x , D_y) wraz z ich interpretacją

Wartości współczynników podłużnej i poprzecznej dyspersji (D_x , D_y) zwane

także współczynnikami dyspersji hydrodynamicznej zostały obliczone w odniesieniu do płynących w gruncie siarczanów. Do obliczeń tych współczynników wykorzystano znane zależności $D_x = (u_x \cdot \alpha_L)$ oraz $D_y = (u_x \cdot \alpha_T)$, pomijając jednocześnie efekt molekularnej dyfuzji w gruncie (D_M) [5, 6, 9]. Na podstawie analizy literatury przyjęto także odpowiednie wartości stałych podłużnej (α_L) i poprzecznej (α_T) dyspersyjności dla gruntu przyjętego do analizy. Przy czym jak wynika z literatury wartości stałych dyspersyjności poprzecznych (α_T) powinny być w zakresie $\alpha_T = (0.05 \div 0.30) \cdot \alpha_L$ [5, 6, 9]. Wartości stałych dyspersyjności (α_L, α_T) zależą głównie od skali (długości) obszaru rozprzestrzeniania siarczanów w gruncie a także od zmieniającej się w czasie mikro i makro dyspersji [1, 5, 6, 9, 17, 18]. Powyższe parametry ($D_x, D_y, \alpha_L, \alpha_T$) zostały podane w pracy w tab. 2 dla trzech wykonanych serii pomiarowych.

Tabela 2. Współczynniki dyspersji dla wybranego zanieczyszczenia (siarczany) w analizowanym gruncie dla trzech serii pomiarowych [1, 2, 3, 5]

Table 2. Dispersion parameters for the selected pollutants (sulfates) in the analyzed soil for three measurement series [1, 2, 3, 5]

Serie pomiarowe		Listopad 1981 [1]	Maj 1982 [2]	Październik 1982 [3]
Siarczany (Na_2SO_4)	Współczynnik podłużnej dyspersji D_x [$\text{m}^2 \cdot \text{s}^{-1}$]: $[D_x = (u_x \cdot \alpha_L)]$ (siarczany)	$8.42 \cdot 10^{-3}$	$7.41 \cdot 10^{-3}$	$7.09 \cdot 10^{-3}$
	Współczynnik poprzecznej dyspersji D_y [$\text{m}^2 \cdot \text{s}^{-1}$]: $[D_y = (u_x \cdot \alpha_T)]$ (siarczany)	$6.72 \cdot 10^{-4}$	$6.27 \cdot 10^{-4}$	5.9310^{-4}
	Stała podłużnej dyspersyjności α_L [m]	7.39	6.50	6.22
	Stała poprzecznej dyspersyjności α_T [m]	0.59	0.55	0.52

Interpretując wartości liczbowe współczynników dyspersji (D_x, D_y) można powiedzieć o ich stopniowym zmniejszaniu dla przyjętego gruntu piaszczystego w odpowiednich seriach pomiarowych. Stopniowe obniżanie się wartości współczynników dyspersji (D_x, D_y) świadczy również o stopniowym wysycaniu ziaren analizowanego gruntu dla płynących siarczanów. To wysycenie ziaren gruntu powoduje jednocześnie stopniowe zmniejszanie się (zawężanie) analizowanego obszaru gruntu (traktowanego jako obszar gruntu o zmiennej w czasie mikro i makro dyspersji dla płynących siarczanów) [1, 5].

Wyniki badań laboratoryjnych dla obliczenia wartości parametrów nieliniowej adsorpcji (K, N) oraz współczynników retardacji (R_d) wraz z ich interpretacją

Do opisu członu adsorpcyjnego w równaniu transportu (1) przyjęto w pracy nieliniową izotermę Freundlicha ($S = K \cdot C^N$), która jest często wykorzystywana w praktyce [9, 12, 14, 17, 18]. Dla przyjętej izotermy możliwe było określenie, na podstawie badań doświadczal-

nych, wartości parametrów nieliniowej adsorpcji (K, N) a w dalszej kolejności wartości współczynników opóźnienia (R_d). Jak wynika z literatury, izoterma Freundlicha jest szczególnie przydatna w odniesieniu do przyjętej w pracy teorii objętościowego zapelniania mikro-porów z monowarstwowym jednocześnie układem cząsteczek na powierzchni gruntu (jako powierzchnia adsorbentu) [9, 12]. Dodatkowo, izoterma ta jest łatwa w zastosowaniu z uwagi na jej stosunkowo prosty zapis matematyczny [9, 12]. Stąd, uwzględniając powyższe uwagi, przyjęto w pracy właśnie tą monowarstwową izotermę [9, 12, 14, 17, 18]. Opisując izotermę Freundlicha parametr (S) określa masę zaadsorbowanych zanieczyszczeń w gruncie na jednostkę suchej masy ośrodka gruntowego (w warunkach miejscowej równowagi) (mg/g). Liczbowe wartości parametrów przyjętej izotermy adsorpcji (K i N) dla wybranych siarczanów i trzech

czasie mieszania (t_m) ($t_m = 24$ godziny) w warunkach lokalnej równowagi, osiągnąco końców stężenia rozтворów w badanych próbkach (C) ($C =$ od 198,9 do 446,5 $\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$). Wykorzystując wartości powyższych parametrów (C_1), (C), (V) i (m_o), wartości parametrów (S) obliczono jako stosunek masy zaadsorbowanych zanieczyszczeń w danej próbce (mg) do masy tej próbki (g) [$S = (C_1 - C) \cdot V / m_o$]. Stąd, na podstawie określonych wartości (S i C) opracowano nieliniowe izotermy Freundlicha, jako funkcje ($S = K \cdot C^N$) wraz z obliczeniem liczbowych wartości parametrów (N i K). Wykorzystując obliczone parametry K i N w dalszej kolejności określono także liczbowe wartości bezwymiarowych współczynników retardacji (R_d) [$R_d = 1 + \rho/m \cdot N \cdot K \cdot C^{(N-1)}$] (traktowane w pracy jako wartości średnie). Powyższe parametry (K, N, R_d) zostały podane w pracy w tab. 3 dla trzech wykonanych serii pomiarowych.

Interpretując otrzymane wartości liczbowe tych parametrów można powiedzieć o ich stopniowej w czasie redukcji w odniesieniu do trzech analizowanych serii pomiarowych. Stopniowe zmniejszanie się liczbowych wartości parametrów retardacji (R_d) świadczy o stopniowym spadku pojemności adsorpcyjnej dla przyjętego gruntu piaszczystego. Przy ciągłym dopływie zanieczyszczeń do gruntu i dla znacz-

Tabela 3. Parametry adsorpcji dla wybranego zanieczyszczenia (siarczany) i gruntu oraz w odniesieniu do analizowanej nieliniowej izotermy Freundlicha dla trzech serii pomiarowych [1, 2, 3]

Table 3. Adsorption parameters for the selected pollutants (chlorides) and soil and in relation to the analyzed non-linear Freundlich isotherm for three measurement series [1, 2, 3]

Serie pomiarowe		Listopad 1981 [1]	Maj 1982 [2]	Październik 1982 [3]
Siarczany (Na_2SO_4)	Współczynnik retardacji (opóźnienia) R_d [-]	2.18	2.11	2.04
	Stała izotermy Freundlicha K [$\text{m}^3 \cdot \text{g}^{-1}$]	1.2854	1.2648	1.0645
	Stały wykładnik izotermy Freundlicha N [-]	0.8479	0.8368	0.7269

analizowanych serii pomiarowych zostały określone na podstawie wcześniejszych badań laboratoryjnych autora. Przy czym w badaniach tych wartości masy zaadsorbowanego wskaźnika w badanych próbkach gruntu, w stosunku do masy tych próbek, określano w warunkach statycznych (bez przepływu wody gruntowej) jako badania typu „batch”. W badaniach tych (odbywających się w poszczególnych zamkniętych próbkach) wykorzystano piętnaście próbek gruntowych (jako naturalny piasek drobnoziarnisty) o masach (m_o) ($m_o =$ od 500 do 1000 g). Wszystkie te próbki gruntu zalewano następnie stałą objętością (V) rozтворu siarczanu sodu (Na_2SO_4) ($V = 1/ = 1000 \text{ dm}^3$) o piętnastu różnych stężeniach początkowych (C_1) ($C_1 =$ od 200,0 do 450,0 $\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$). Po odpowiednim

nie dłuższego okresu czasu (w porównaniu do około jednorocznego czasu przyjętego w pracy) nie można już mówić o obniżaniu pojemności adsorpcyjnej gruntu. W takim przypadku możemy już mówić o całkowitym wyczerpaniu tej pojemności dla analizowanego gruntu ($R_d = 1.00$). Dla takiego przypadku transport zanieczyszczeń w gruncie będzie opisany równaniem (1) z pominięciem jednocześnie członu adsorpcyjnego. Z takim przypadkiem mamy do czynienia w odniesieniu do wcześniejszych badań autora dla chlorków i dla ostatniej serii pomiarowej Październik 1982 [4]. Świadczy o tym obliczona dla chlorków w tej ostatniej serii pomiarowej wartość współczynnika retardacji ($R_d = 1,01 \approx 1,00$) [4]. Tym niemniej dla analizowanych w pracy siarczanów

nie możemy jeszcze mówić o całkowitym wyczerpaniu się pojemności adsorpcyjnej gruntu ($R_a = 2.04 > 1.00$) (patrz tab. 3 – seria pomiarowa Październik 1982) [3]. Do tego całkowitego wyczerpania pojemności adsorpcyjnej analizowanego gruntu dla siarczanów potrzebny jest bowiem znacznie dłuższy okres czasu (w porównaniu z około rocznym czasem przepływu siarczanów w przyjętym gruncie). Jak więc widać, czas całkowitego wyczerpania pojemności adsorpcyjnej dla założonego gruntu (jako czas końcowy) zależy w dużym stopniu od rodzaju zanieczyszczeń przepływających w tym gruncie.

Wyniki badań numerycznych dla określenia wartości stężeń obliczonych i pomierzonych oraz wartości różnic tych stężeń wraz z ich interpretacją

W dalszej kolejności określono w pracy wartości bezwymiarowych stężeń obliczonych ($C_{\max c}^*$) dla płynących w gruncie siarczanów. Do obliczeń tych stężeń wykorzystano uproszczone 2D równanie transportu zanieczyszczeń w gruncie (1) oraz opracowany przez autora program "PCCS – 2.1". Przy czym w równaniu (1) przyjęto jedynie procesy adwekcji, dwuwymiarowej dyspersji oraz nieliniowej adsorpcji, pomijając biochemiczne reakcje zachodzące w gruncie:

$$\frac{\partial C^*}{\partial \tau} + A_1^* \frac{\partial C^*}{\partial \xi} = A_1^* \cdot D_x^* \frac{\partial^2 C^*}{\partial \xi^2} + A_1^* \cdot D_y^* \frac{\partial^2 C^*}{\partial \eta^2} \quad (1)$$

przy uwzględnieniu poniższych pomocniczych i bezwymiarowych parametrów:

$$\frac{x}{L} = \xi; \quad \frac{y}{L} = \eta; \quad \frac{C}{C_o} = C^*; \\ \frac{u_x t}{L} = \tau; \quad \frac{D_x}{u_x L} = D_x^*; \quad \frac{D_y}{u_x L} = D_y^*; \\ \frac{m}{m + \rho N K C_o^{(N-1)} C^{*(N-1)}} = A_1^* \quad (2)$$

gdzie:

C – stężenia zanieczyszczeń w płynącej wodzie gruntowej w fazie ciekłej (w warunkach miejscowej równowagi), $g \cdot m^{-3}$,

D_x, D_y – składowe współczynników dyspersji podłużnej i poprzecznej wzdłuż osi x, y , które zależą od stałych dyspersyjności gleby (α_L, α_T), odpowiednio wzdłuż osi x, y (tab. 2), $m^2 \cdot s^{-1}$,

x, y – odległości wzdłuż współrzędnych kartezjańskich, m ,

u_x – składowa rzeczywistej porowej prędkości wody gruntowej (w przestrzeni porowej gruntu) wzdłuż osi x (tab. 1), $m \cdot s^{-1}$,

t – współrzędna czasu, s ,

m – efektywna porowatość gruntu (tab. 1), $-$,

ρ – gęstość nasypowa gruntu (tab. 1), $g \cdot m^{-3}$,

K – stała nieliniowej izotermy Freundlicha (tab. 3), $m^3 \cdot g^{-1}$,

N – stały wykładnik nieliniowej izotermy Freundlicha (tab. 3), $-$,

L – parametr, który reprezentuje rzeczywistą pomierzoną odległość od źródła wypływu zanieczyszczeń (laguna 4) do ostatniego przekroju poprzecznego [piezometr X(5)] ($L = 105.0$ – patrz tab. 4), m ,

C_o – parametr, który reprezentuje początkowe pomierzone stężenia zanieczyszczeń w źródle wypływu do gruntu (w lagunie 4) ($C_o = 400.0 g \cdot m^{-3}$), $g \cdot m^{-3}$.

Przy czym obliczone i pomierzone wcześniej wartości podanych powyżej parametrów ($u_x, \rho, m, D_x, D_y, K, N, C_o, L$) wykorzystano do opisu pomocniczych i bezwymiarowych parametrów przedstawionych w równaniu (2).

W numerycznych obliczeniach wartości stężeń ($C_{\max c}^*$) na podstawie równania (1) zastosowano jawny schemat różnicowy „pod prąd”, dla przyjętych warunków początkowych i brzegowych [1, 15]. W obliczeniach tych zachowano jednocześnie niezbędne warunki zgodności, stabilności i zbieżności w odniesieniu do przyjętego schematu numerycznego [1, 15].

Wyniki wartości stężeń obliczonych ($C_{\max c}^*$) siarczanów podano w tab. 4 (z przypisanym do tych wartości górnym indeksem 1 – patrz wyjaśnienia pod tab. 4). W tab. 4 podano również pomierzone wartości stężeń ($C_{\max m}^*$) siarczanów (z przypisanym do tych wartości górnym indeksem 2 – patrz wyjaśnienia pod tab. 4). Przy czym stężenia pomierzone ($C_{\max m}^*$) są odniesione do wartości początkowego pomierzonego stężenia siarczanów w lagunie 4 ($C_{\max m}^* = C_{\max m} / C_o$) ($C_o = 400.0 g \cdot m^{-3}$). Wartości pomierzonych stężeń ($C_{\max m}^*$) zostały określone w badaniach terenowych wykonanych przez Instytut Kształtowania Środowiska w Poznaniu dla trzech serii pomiarowych: Listopad 1981, Maj 1982 i Październik 1982 [13]. W każdej serii pobierano próbki wody z czterech wykonanych piezometrów określając wartości stężeń dla wybranych wskaźników zanieczyszczeń ($C_{\max m}^*$), w tym analizowanych w pracy siarczanów. Dokonano także pomiaru stężeń początkowych tych wskaźników (C_o), w tym siarczanów w lagunie 4. Wykorzystując obliczone i pomierzone wartości stężeń, w tab. 4 podano także obliczone wartości przyjętego parametru (ΔC_{\max}^*) (jako różnice tych stężeń) dla wybranych siarczanów (z przypisanym do tych wartości górnym indeksem 3 – patrz wyjaśnienia pod tab. 4).

Interpretując podane w tab. 4 wartości parametru (ΔC_{\max}^*) można mówić o stopniowym zmniejszaniu się tych wartości, począwszy od pierwszej serii: Listopad 1981 (jako wartość największa) do serii ostatniej: Październik 1982 (jako wartość

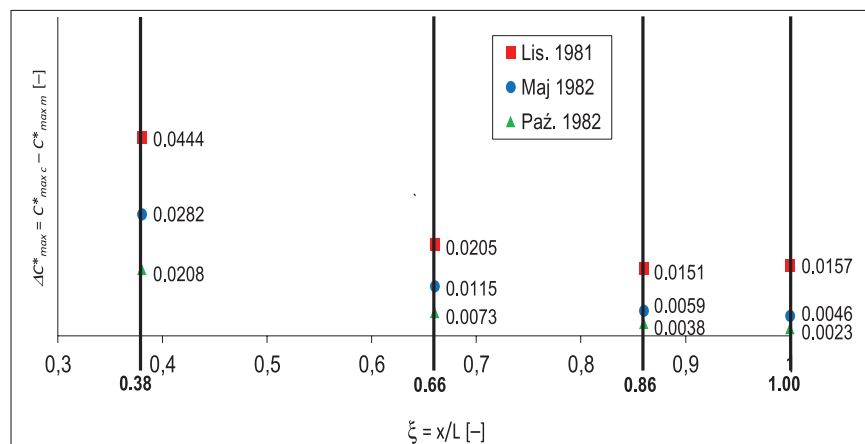
Tabela 4. Maksymalne różnice stężeń (C_{\max}^*) pomiędzy obliczonymi ($C_{\max c}^*$) i pomierzonymi ($C_{\max m}^*$) wartościami stężeń dla siarczanów dla trzech serii pomiarowych [1, 2, 3]
Table 4. Maximum differences of concentrations (ΔC_{\max}^*) between the calculated ($C_{\max c}^*$) and measured ($C_{\max m}^*$) values of sulfates concentrations for three measurement series [1, 2, 3]

Serie pomiarowe	Wybrane zanieczyszczenie w odniesieniu do rozpatrywanego procesu	Liczba wybranych piezometrów z bezwymiarowymi (ξ) i wymiarowymi (x) odległościami od źródła wycieku w lagunie 4 [całkowita odległość L do ostatniego piezometru X (5) – $L \approx 105.0$ m]			
		III (8) $\xi \approx 0.38$ $x \approx 40.0$ m	IX (4) $\xi \approx 0.66$ $x \approx 70.0$ m	VII (6) $\xi \approx 0.86$ $x \approx 90.0$ m	X (5) $\xi \approx 1.00$ $x (L) \approx 105$ m
Seria pomiarowa: Listopad 1981 [1]	Siarczany ($Na_2 SO_4$) [proces adsorpcji]	0.3246 ¹⁾ 0.2802 ²⁾ 0.0444 ³⁾	0.1543 ¹⁾ 0.1338 ²⁾ 0.0205 ³⁾	0.0972 ¹⁾ 0.0821 ²⁾ 0.0151 ³⁾	0.0564 ¹⁾ 0.0407 ²⁾ 0.0157 ³⁾
Seria pomiarowa: Maj 1982 [2]	Siarczany ($Na_2 SO_4$) [proces adsorpcji]	0.3250 ¹⁾ 0.2968 ²⁾ 0.0282 ³⁾	0.1550 ¹⁾ 0.1435 ²⁾ 0.0115 ³⁾	0.0975 ¹⁾ 0.0916 ²⁾ 0.0059 ³⁾	0.0671 ¹⁾ 0.0625 ²⁾ 0.0046 ³⁾
Seria pomiarowa: Październik 1982 [3]	Siarczany ($Na_2 SO_4$) [proces adsorpcji]	0.3256 ¹⁾ 0.3048 ²⁾ 0.0208 ³⁾	0.1562 ¹⁾ 0.1489 ²⁾ 0.0073 ³⁾	0.0982 ¹⁾ 0.0944 ²⁾ 0.0038 ³⁾	0.0782 ¹⁾ 0.0759 ²⁾ 0.0023 ³⁾

Wyjaśnienia: ¹⁾Obliczone według równania (1) bezwymiarowe maksymalne stężenia ($C_{\max c}^*$) (z adsorpcją) dla siarczanów w trzech seriach pomiarowych, ²⁾Pomierzone maksymalne stężenia ($C_{\max m}^*$) ($C_{\max m}^* = C_{\max m} / C_o$) dla siarczanów w trzech seriach pomiarowych [13], ³⁾Maksymalne różnice (ΔC_{\max}^*) pomiędzy obliczonymi ($C_{\max c}^*$) i pomierzonymi ($C_{\max m}^*$) wartościami stężeń dla siarczanów w trzech seriach pomiarowych.

najmniejsza). Podobną tendencję można także zauważyć dla zmniejszających się w czasie wartości różnic stężeń (ΔC_{\max}^*) pomiędzy poszczególnymi seriami pomiarowymi w odpowiadających sobie przekrojach pomiarowych. Na podstawie obliczonych wartości różnic stężeń (ΔC_{\max}^*) można więc mówić o największej pojemności adsorpcyjnej ziaren gruntu w pierwszej serii pomiarowej (Listopad 1981) w stosunku do najmniejszej pojemności w serii ostatniej (Październik 1982). Tą prawidłowość potwierdzają także najmniejsze pomierzone wartości stężeń ($C_{\max m}^*$) dla serii Listopad 1981 i największe pomierzone wartości dla serii Październik 1982. Jak wynika również z tab. 4 wartości pomierzonych stężeń ($C_{\max m}^*$) w trzech seriach pomiarowych są mniejsze od wartości stężeń obliczonych ($C_{\max c}^*$) dla analizowanych siarczanów. Stwarza to większy margines błędów przewidywania (symulacji) obliczanych wartości stężeń na podstawie przyjętego w pracy równania transportu (1). W przeciwnym razie zastosowanie równania (1) do obliczania stężeń zanieczyszczeń ($C_{\max c}^*$) w wybranym gruncie byłoby bardzo wątpliwe.

Graficzne wyniki bezwymiarowych wartości różnic stężeń (ΔC_{\max}^*) dla siarczanów są podane poniżej na rys. 1 (odpowiednio w kolorach: czerwonym dla serii: Listopad 1981 [1], niebieskim dla serii: Maj 1982 [2] oraz zielonym dla serii: Październik 1982 [3]).



Rys. 1.

Bezwymiarowe wartości różnic (ΔC_{\max}^*) pomiędzy obliczonymi ($C_{\max c}^*$) i pomierzonymi ($C_{\max m}^*$) wartościami stężeń dla siarczanów w analizowanych seriach pomiarowych [1, 2, 3]

Fig. 1. Dimensional differences (ΔC_{\max}^*) between the calculated ($C_{\max c}^*$) and measured ($C_{\max m}^*$) concentration values for sulfates in the analyzed measurement series [1, 2, 3]

Wnioski końcowe

1. Uzyskane w badaniach wyniki wartości trzech analizowanych w pracy parametrów (R_a , $u_x^* = u_x/R_a$ oraz ΔC_{\max}^*) charakteryzujących pojemność adsorpcyjną gruntu wskazują na stop-

niowy spadek pojemności adsorpcyjnej dla przyjętego gruntu piaszczystego. Stopniowe zmniejszanie się liczbowych wartości parametrów (R_a oraz C_{\max}^*) oraz stopniowy wzrost liczbowych wartości parametru ($u_x^* = u_x/R_a$) potwierdzają spadek tej pojemności gruntu.

- Z praktycznego punktu widzenia można stwierdzić, że wykazana spadkowa tendencja pojemności adsorpcyjnej gruntu będzie również wpływać na stopniowe zmniejszanie się czystości wody gruntowej w analizowanym okresie czasu (co było jednym z dwóch głównych celów pracy). O takim zmniejszaniu czystości wody gruntowej świadczy wzrost wartości stężeń pomierzonych ($C_{\max m}^*$) w następujących po sobie trzech seriach pomiarowych i w odpowiadających sobie piezometrach (tab. 4).
- Stąd, należy stwierdzić, że uzyskane w pracy wyniki badań mogą być pomocne w praktyce, w odniesieniu zarówno do instytucji jak i do indywidualnych osób zajmujących się badaniem czystości wody gruntowej, w aspekcie jej wykorzystywania dla różnych celów. Obok wielu zagrożeń typu rolniczego bądź przemysłowego wpływających na czystość wody gruntowej musimy również uwzględnić inne czynniki wpływające na tą czystość [11, 19]. Takim czynnikiem jest

trów charakteryzujących pojemność adsorpcyjną gruntu dla trzech analizowanych serii pomiarowych. Zmniejszająca się w czasie czystość wody pobieranej zarówno w istniejących, jak i planowanych ujęć będzie szczególnie ważna w przypadku jej wykorzystywania do spożycia przez ludzi (jako woda pitna). Ważność ta wynika bowiem z konieczności stosowania wraz z upływem czasu coraz bardziej zaawansowanych a tym samym kosztownych procesów uzdatniania takiej wody (w stacjach uzdatniania wody).

Przy czym należy zauważyć, że wszystkie podane powyżej wyniki badań oraz wnioski odniesiono do analizowanych w pracy: wybranych zanieczyszczeń (siarczanów), wybranego gruntu (strefy agroklimatycznej), około jednorocznego okresu czasu przepływu oraz dostępnego źródła wypływu zanieczyszczeń do badanego gruntu [13]. Przeniesienie powyższych wniosków na inne: zanieczyszczenia (z innych ferm), grunty (strefy agroklimatyczne) oraz okresy czasu przepływu zanieczyszczeń byłoby wysoce wątpliwe. Każdy inny przypadek wypływu zanieczyszczeń do gruntu wiąże się bowiem z koniecznością uzyskania innych wartości stężeń obliczonych (wykorzystując program "PCCS - 2.1") oraz pomierzonych w terenie (in situ).

BIBLIOGRAFIA

- Aniszewski A., Mathematical modeling and practical verification of groundwater and contaminant transport in the chosen natural aquifer, *Acta Geophysica*, 57 (2009) 435-453, DOI: 10.2478/s11600-008-4
- Aniszewski A., Description and verification of the contaminant transport models in groundwater (theory and practice), *Archives of Environmental Protection*, 39 (2013) 3-21, DOI: 10.2478/aep-2013-0021
- Aniszewski A., Adsorption capacity of chosen sandy ground with respect to contaminants relocating with groundwater, *Archives of Environmental Protection*, 43 (2017) 27-33, DOI: 1515/aep-2017-0008
- Aniszewski A., Analiza wpływu procesu adsorpcji na czystość wody gruntowej na przykładzie wybranego obiektu w Województwie Zachodniopomorskim, *Instal* 12 (2018) 44-47
- Chalfen M., Wpływ niedokładności wyznaczenia stałych dyspersji hydrodynamicznej na przestrzennie - czasowy rozkład zanieczyszczeń w ośrodku gruntowym, *Infrastruktura i ekologia terenów wiejskich*, Polska Akademia Nauk, Oddział w Krakowie, 3/III/2012 (2012) 167-179, Komisja Technicznej Infrastruktury Wsi
- Chiang W.-H., 3D-Groundwater modeling with PMWIN. A simulation system for modeling groundwater flow and pollution, Springer-Verlag, Heidelberg-New York, 2005
- Fang Y., Wilkins M. J., Yabusaki S. B., Lipton M. S., Long P.H. E., Evaluation of a Genome-

Scale In Silico Metabolic Model for Geobacter metallireducens by Using Proteomic Data from a Field Biostimulation Experiment, Applied and Environmental Microbiology, 78 (2012) 8735-8742

- [8] Kolditz O., Görke O.U.-J., Shao H., Wang W., Bauer S., Thermo-Hydro-Mechanical Processes in Fractured Porous Media: Modelling and Benchmarking, Benchmarking Initiatives, Earth Sciences & Geography Geology, Terrestrial Environmental Sciences, Springer, Verlag, Berlin-Heidelberg-New York, 2016
- [9] Kowal A.-L., Adamski W., Bartoszewski W. K., Biłyk A., Dziubek M., Kowalski T., Mackiewicz J. K., Majewska-Nowak J. K., Szetela R., Świdarska-Bróz M., Odnowa wody. Podstawy teoretyczne procesów, Wydawnictwo Politechniki Wrocławskiej, Wrocław, 1990
- [10] Morway E. D., Niswonger R. CH., Langevin CH. D., Bailey R. W., Healy R. W., Modeling variably saturated multispecies reactive groundwater solute transport with MODFLOW-UZF and RT3D, Ground Water, 51 (2013) 237-251, DOI: 10.1111/j.1745-6584.2012.00971.x
- [11] Rak J. R., Boryczko K., Metoda oceny zagrożenia ujęć wód podziemnych, Instal 5 (2013) 64-66
- [12] Seidel-Morgenstern A., Experimental determination of single solute and competitive adsorption isotherms, Journal Chromatography, A 1037 (2004) 255-272
- [13] Szczecin., Wyniki analiz fizykochemicznych i bakteriologicznych pobieranych próbek wody oraz techniczna dokumentacja badań gruntu dla obiektu: ferma trzody chlewnej „Redło” w Redle koło Świdwina w województwie Zachodniopomorskim, Instytut Kształtowania Środowiska w Poznaniu i Biuro Projektowe „Geoprojekt” w Szczecinie, rękopis, (1982) 1-33
- [14] Szymański K., Janowska B., Migration of pollutants in porous soil environment, Archives of Environmental Protection, 42 (2016) 87-95
- [15] Szymkiewicz R., Numerical modelling in open channel hydraulics, Water Science & Technology Library, 83 (2010) Springer, Dordrecht, DOI: 10.1007/978-90-481-3674-2
- [16] Taniguchi M., I. M. Holman M., Groundwater response to changing climate. CRC Press, 2010
- [17] Zhang Z., Fang Y., A three-dimensional model coupled mechanical consolidation and contaminant transport, Journal of Residuals Science and Technology, 13 (2016) 121-133
- [18] Zheng CH., Wang P. P., MT3DMS: A modular transport three-dimensional multispecies transport model for simulation of advection, dispersion, and chemical reactions of contaminants in groundwater systems; Documentation and user's guide, Depart. of Geol. Sci., University of Alabama, Tuscaloosa, AL 35487, Contract Reports SERDP-99-1, 1996
- [19] Zimoch I., Mulik B., Parafirska K., Strefy ochrony ujęć wód podziemnych jako element systemu bezpieczeństwa, Instal 12 (2015) 75-78



Racjonalizacja zużycia energii w budownictwie mieszkaniowym

Autorzy: Tomasz Cholewa, Alicja Siuta-Olcha
Warszawa 2016

Wydawca: Ośrodek Informacji „Technika instalacyjna w budownictwie”

nictwie mieszkaniowym”. Rozdział ten zawiera też przykład analizy techniczno – ekonomicznej trzech rodzajów systemów ogrzewania i przygotowania ciepłej wody, które obecnie najczęściej występują w budynkach wielorodzinnych. **Przedstawiony materiał jest pomocny do określenia efektywności energetycznej budynku.**

Cała książka ukazuje praktyczne możliwości zmniejszania zużycia energii w budynkach mieszkalnych poprzez modernizację systemów ogrzewania i przygotowania ciepłej wody oraz poprzez edukację mieszkańców w tym zakresie. W pracy przedstawiono szereg wyników długoterminowych badań eksploatacyjnych, umożliwiających określenie i sprawdzenie wpływu różnych przedsięwzięć modernizacyjnych na zużycie energii, szczególnie w istniejących budynkach wielorodzinnych.

Do każdego rozpatrywanego przypadku starano się wybrać reprezentatywną grupę budynków, aby zakres przeprowadzonych prac modernizacyjnych pozwolił, w możliwie jednoznaczny sposób, pokazać wpływ danego działania modernizacyjnego na zużycie ciepła w danej grupie budynków, a nie był tylko przypadkowym wynikiem otrzymanym dla pojedynczego obiektu. Każdy przykład poprzedzony jest krótkim wstępem teoretycznym, który w przystępny sposób wprowadza Czytelnika w zakres tematyczny danego zagadnienia, jak również przedstawia wyniki badań oraz osiągnięcia innych Autorów, odnoszące się do racjonalizacji zużycia energii w sektorze mieszkaniowym.

Z tego też względu publikacja przydatna może być projektantom i wykonawcom systemów grzewczych oraz administratorom budynków.

Ocena efektywności energetycznej oraz kosztów z tytułu ogrzewania i przygotowania c.w.u. w systemach grzewczych stosowanych w budynkach wielorodzinnych to tytuł rozdziału w książce dr inż. Tomasza Cholewy i dr inż. Alicji Siuta – Olcha pt. „Racjonalizacja zużycia energii w budow-

Książka została wydana w twardej oprawie w formacie B5, objętość 214 stron. Cena 1 egz. 64 zł + 5% VAT.

Zamówienia przyjmuje: Ośrodek Informacji „Technika instalacyjna w budownictwie”

02-674 Warszawa, ul. Marynarska 14; tel./fax (22) 843 77 71

e-mail: wydawnictwo@informacjainstal.com.pl, redakcja@informacjainstal.com.pl



Kwartalnik „Budownictwo i Prawo” ukazuje się piętnasty rok i ma już uśaloną grupę odbiorców wśród: firm budowlanych, wydziałów budownictwa urzędów miejskich i starostw, biur projektowych, firm kosztorysowych i innych. Obecnie nakład czasopisma wynosi ok. 2000 egz. (w zależności od uczestnictwa w targach lub sympozjach i konferencjach, podczas których prowadzone są akcje promocyjne).

Współpracujemy z Ministerstwem Infrastruktury i Budownictwa, Ministerstwem Energetyki, Ministerstwem Środowiska, Głównym Urzędem Nadzoru Budowlanego, Urzędem Zamówień Publicznych, Instytutem Techniki Budowlanej, uczelniami oraz licznymi stowarzyszeniami z sektora budownictwa.

Autorzy z tytułu publikacji w „Budownictwo i Prawo” otrzymują 5 pkt w klasyfikacji MNiSW. Czasopismo jest wydawane przez Ośrodek Informacji „Technika instalacyjna w budownictwie” oraz Oficynę Wydawniczą POLCEN i rozprowadzane na terenie całego kraju w prenumeracie oraz w sieci sprzedaży ww. wydawców.

Zamówienia na prenumeratę w 2020 roku w wysokości 80 zł przyjmuje:

Ośrodek Informacji „Technika instalacyjna w budownictwie”

02-674 Warszawa, ul. Marynarska 14, tel./fax: 22/843-77-71

redakcja@informacjainstal.com.pl, wydawnictwo@informacjainstal.com.pl