



Modelowanie parametrów migracji zanieczyszczeń chemicznych w podłożu gruntowym składowisk odpadów komunalnych

*Kazimierz Szymański, Robert Sidelko, Beata Janowska,
Izabela Siebielska, Bartosz Walenzik
Politechnika Koszalińska*

1. Wstęp

Migracja zanieczyszczeń obecnych w odciekach składowiskowych w podłożu gruntowym składowisk, zarówno w strefie aeracji, jak i saturacji jest tematem wielu prac naukowych (Brun A. & Engesgaard P. 2002, Castrillón L. i in. 2010, Cooke A.J. i in. 2005, Cuevas J. i in. 2012, Ghosh P. i in. 2014, Islam J. & Singhal N. 2004, Janowska B. & Szymański K. 2009, Koda E. i in. 2009, Lacerda C.V. i in. 2014, Szymański K. i in. 2007, Szymański K. & Janowska B. 2016, Mahmood K. i in. 2017). Szacuje się, że w Polsce znajduje się obecnie 2371 składowisk o nieuregulowanym stanie prawnym (GUS – 2015), głównie nieczynnych składowisk odpadów, które powstały po dawnych wyrobiskach piaskowych, bez żadnego uszczelnienia podłoża. Tym samym stanowią one poważne zagrożenie dla jakości wód podziemnych. Znajomość migracji odcieków do podłoża gruntowego a następnie do tych wód umożliwia podjęcie działań technicznych ograniczających ten proces (Poradnik 2000, Regadio M. i in. 2012, Reyes-López J.A. i in. 2008, Schioppa, A.M. & Gavrilescu M. 2010, Sidelko R. & Chmielińska-Bernacka A. 2013, Siebielska I. & Sidelko R. 2015, Szymański K. 1987, Nowak R., Włodarczyk Makuła., Wiśniowska E., Grabarczyk K. 2016). Celem pracy było określania właściwości oczyszczających gruntu porowatego, przez który migrują preparowane laboratoryjnie odcieki składowiskowe o skła-

dzie zbliżonym do naturalnych. W badaniach uwzględniono dwa wskaźniki zanieczyszczenia obecne w odciekach ze składowisk odpadów komunalnych (Szymański K. & Nowak R. 2012, Szymański K. & Thomas O. 1987, Szymański K. & Siebielska I. 2000, Tałałaj I. A. & Dzienis L. 2007, Wysocka M. E. 2015). Wskaźnikami tymi była ogólna zawartość substancji organicznych (lotnych), jako straty prażenia oraz związki żelaza ogólnego. Są one łatwo oznaczalne zarówno w odciekach, jak również w filtratach.

2. Część eksperymentalna

2.1. Badania modelowe procesów migracji odcieków w ośrodku gruntowym

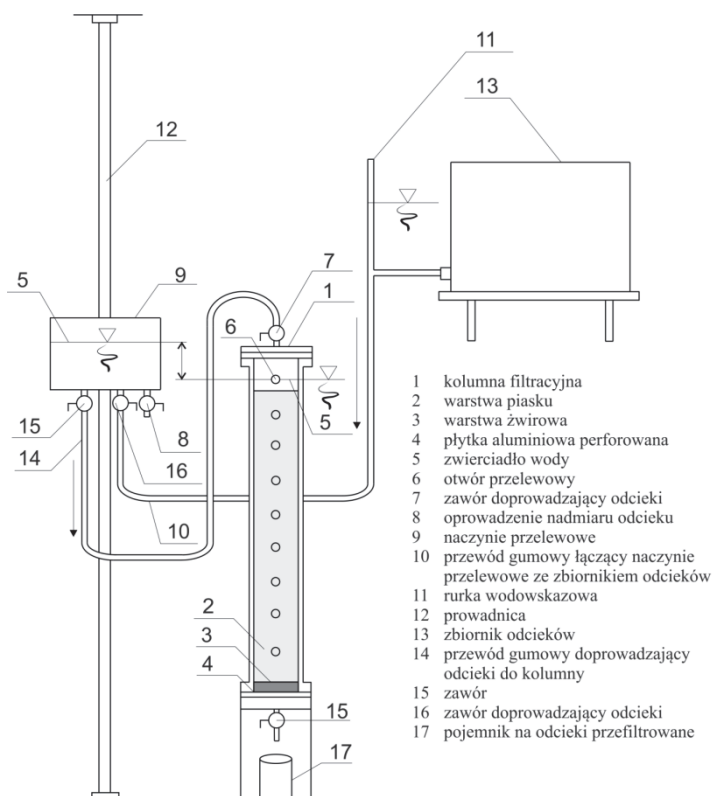
Badania modelowe migracji sztucznie preparowanych odcieków składowiskowych prowadzono w warunkach laboratoryjnych, symulujących strefę aeracji (rys. 1). Opisano je funkcją pozwalającą przewidywać masę zanieczyszczeń migrujących do porowatego podłoża gruntowego i wypływających z tego ośrodka, w zależności od miąższości tej warstwy, masy doprowadzanych zanieczyszczeń i intensywności doprowadzanych odcieków. Funkcja ta stanowi analizę warunków podobieństwa i podaje sposób obliczania stężenia zanieczyszczeń, przykładowo wypływających poza obręb składowiska odpadów.

Parametrami zmiennymi w prowadzonych badaniach była: intensywność doprowadzanych odcieków ω (objętość odcieków przypadająca na jednostkę powierzchni i czasu), masa doprowadzanych zanieczyszczeń m_d oraz miąższość gruntu l . Analizę zmian masy zanieczyszczeń przefiltrowanych przez warstwę modelową m_f w zależności od tych parametrów, wykonano dla dwu istotnych wskaźników zanieczyszczenia, a mianowicie: strat prażenia, jako ogólną zawartość substancji organicznych i związków żelaza (Skoczko I. i in. 2015)

2.2. Stanowisko badawcze

Badania prowadzono w walcowych kolumnach filtracyjnych (rys. 1). Kolumny te zbudowano z tworzywa sztucznego (plexi), o wysokości 1,0 m i średnicy 0,1 m. (Szymański K. 1987). Przez okres 90 dni do górnej powierzchni warstwy filtracyjnej doprowadzano określoną dawkę odcieku. Odciek dozowano specjalnie skonstruowanym do-

zownikiem, umożliwiającym równomierne rozproszczenie go na powierzchni kolumny filtracyjnej.



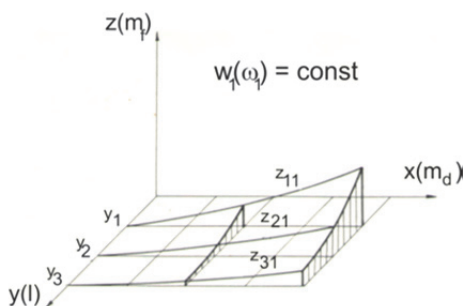
Rys. 1. Stanowisko badawcze stosowane w badaniach modelowych
Fig. 1. Test place used in model tests

Po wypełnieniu pojemności sorpcyjnej materiału filtracyjnego, zależnym od rodzaju i miąższości warstwy oraz objętości doprowadzonych odcieków, filtrat wypływał z dolnej strefy kolumny. W trakcie doświadczenia rejestrowano czas rozpoczęcia wypływu (liczony od momentu doprowadzenia pierwszej dawki odcieku), objętość filtratu oraz wysokość warstwy filtracyjnej. Odcieki doprowadzane do kolumny, jak i filtrat, poddawane były badaniom chemicznym. Wypełnieniem kolumny był piasek średni. Jego maksymalna i minimalna gęstość, określona w warunkach zerowej wilgotności, wynosiła odpowiednio $(\rho_d)_{\max} = 1,79 \cdot 10^3 \text{ kg/m}^3$,

$(\rho_d)_{\min} = 1,63 \cdot 10^3 \text{ kg/m}^3$, zaś maksymalna gęstość przy wilgotności ($w = 2,3\%$) była równa $\rho_{\max} = 1,83 \cdot 10^3 \text{ kg/m}^3$. Stałym parametrem badań był skład chemiczny syntetycznych odcieków składowiskowych, przygotowanych w warunkach laboratoryjnych. Zawierał on m.in.: FeCl_2 , FeCl_3 , NaCl , NaNO_3 , NH_4NO_3 , Na_2CO_3 , MgSO_4 , KH_2PO_4 , K_2SO_4 oraz kwas octowy, L-Serynę, DL-Valinę, Sacharozę, Ninhydrynę i L-izo-Leucynę. Stężenie tych składników dobrze symulowało odcieki składowiskowe w warunkach rzeczywistych.

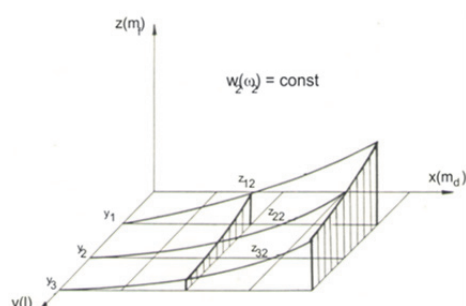
2.3. Metodyka badań

Badania modelowe obejmowały trzy serie, różniące się miąższością warstwy ($l_1 = 0,3 \text{ m}$, $l_2 = 0,6 \text{ m}$, $l_3 = 0,9 \text{ m}$). W każdej serii doprowadzano codziennie odciek z różną intensywnością ($\omega_1 = 0,026 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{d}$, $\omega_2 = 0,052 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{d}$, $\omega_3 = 0,104 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{d}$). Oznacza to, że każdego dnia do jednej warstwy każdej serii wprowadzono objętość odcieku wynoszącą $v_1 = 195 \cdot 10^{-6} \text{ m}^3$, do drugiej $v_2 = 390 \cdot 10^{-6} \text{ m}^3$ a do trzeciej $v_3 = 780 \cdot 10^{-6} \text{ m}^3$. W trakcie całego badania do każdej warstwy doprowadzono około pięćdziesięciu dawek odcieku. Sumaryczną objętość doprowadzonego do kolumny filtracyjnej odcieku oznaczono literą W. Poszczególne serie badań zilustrowano na rysunkach 2, 3 i 4.



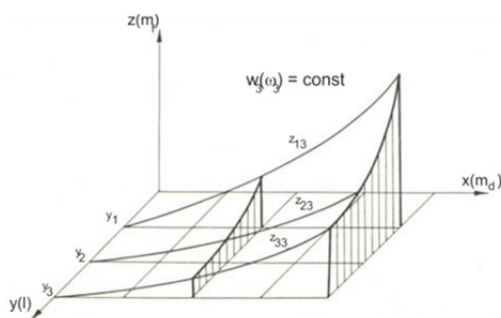
Rys. 2. Schematyczny wykres prowadzonych badań dla $W_1 = \omega_1 = \text{const}$.

Fig. 2. Schematic diagram of conducted research for $W_1 = \omega_1 = \text{const}$.



Rys. 3. Schematyczny wykres prowadzonych badań dla $W_2 = \omega_2 = \text{const}$.

Fig. 3. Schematic diagram of conducted research for $W_2 = \omega_2 = \text{const}$.



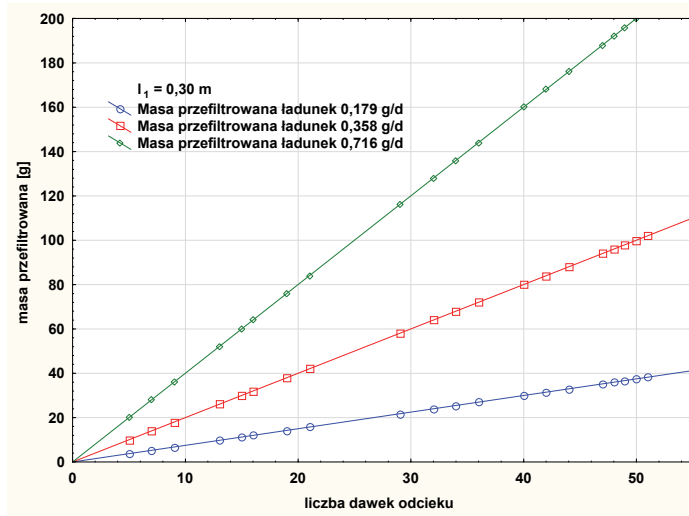
Rys. 4. Schematyczny wykres prowadzonych badań dla $W_3 = \omega_3 = \text{const}$.

Fig. 4. Schematic diagram of conducted research for $W_3 = \omega_3 = \text{const}$.

3. Wyniki badań

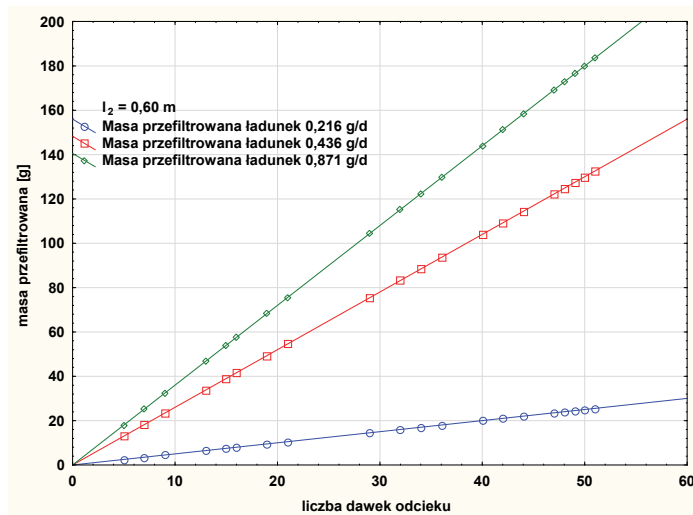
Graficzny przebieg badania, ilustrujący objętość odcieków doprowadzonych do złoża (V_d) i otrzymanych filtratów (V_f) oraz stopnia eliminacji poszczególnych zanieczyszczeń w zależności od liczby dawek doprowadzonego odcieku, dla wszystkich warstw piasku, zilustrowano na rysunkach 5-10. Z wykresów przedstawionych na tych rysunkach wynika, że im większa jest intensywność doprowadzanych odcieków (ω), tym krótszy jest okres pomiędzy wprowadzeniem odcieku a jego wypływem oraz, że wzrastają nieco różnice pomiędzy objętością doprowadzonego odcieku i filtratem. Wzrost miąższości warstwy opóźnia jedynie wpływ filtratu z dolnej jej powierzchni.

W warstwie o miąższości $l_2 = 0,6$ m, do której doprowadzono odciek o intensywności ω_3 , widoczne są nieco większe różnice pomiędzy V_d i V_f w porównaniu do pozostałych przypadków. Prawdopodobnie przyczyną tego zjawiska była różnica gęstości złoża filtracyjnego. Gęstość jej była równa $\rho = 1,79 \cdot 10^3 \text{ kg/m}^3$, podczas gdy w pozostałych warstwach była wyższa i wynosiła: $\rho_{\text{sr}} = 1,83 \cdot 10^3 \pm 0,018 \text{ kg/m}^3$.



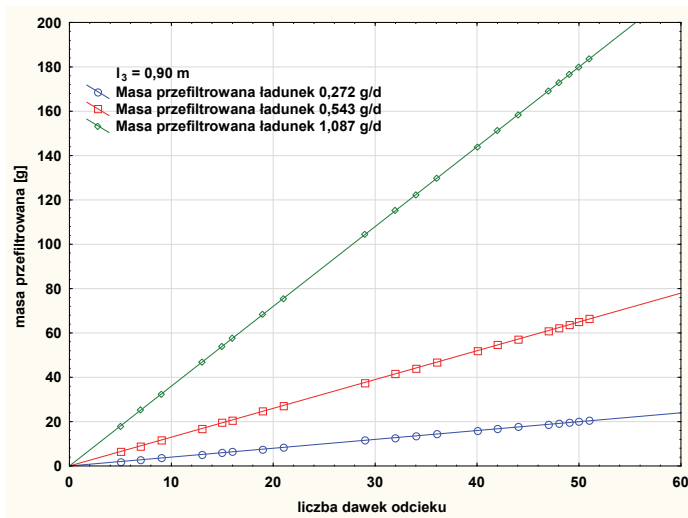
Rys. 5. Stopień eliminacji związków organicznych zawartych w odciekach w wyniku filtracji przez złożo $l_1 = 0,30$ m

Fig. 5. The degree of elimination of organic compounds contained in leachates by the filtration through the bed $l_1 = 0.30$ m



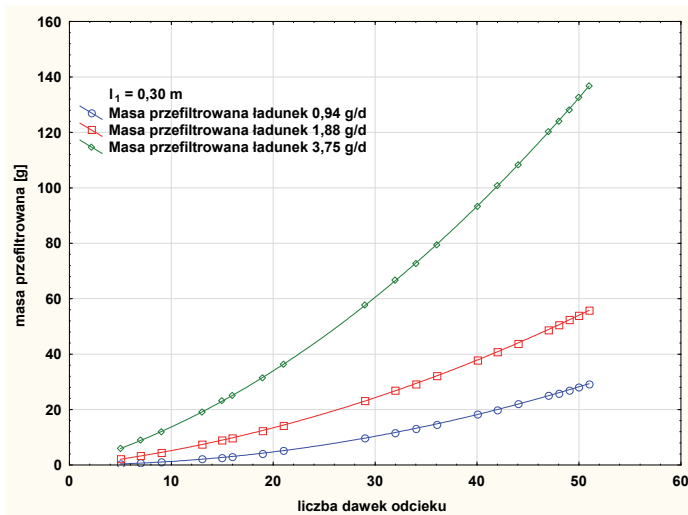
Rys. 6. Stopień eliminacji związków organicznych zawartych w odciekach w wyniku filtracji przez złożo $l_1 = 0,60$ m

Fig. 6. The degree of elimination of organic compounds contained in leachates by the filtration through the bed $l_1 = 0.60$ m



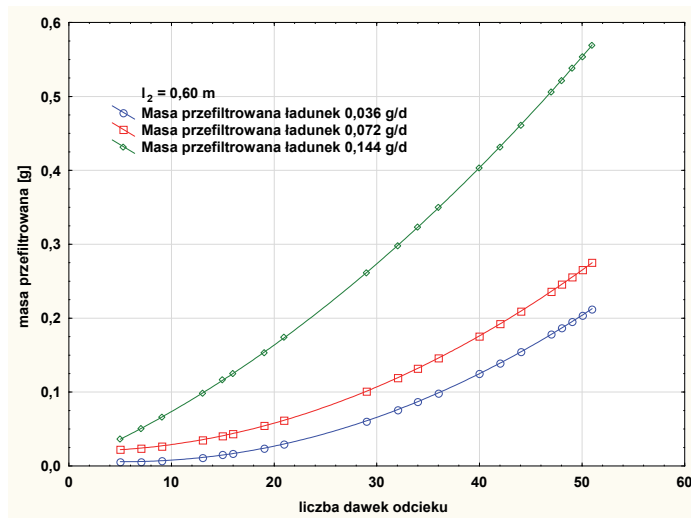
Rys. 7. Stopień eliminacji związków organicznych zawartych w odciekach w wyniku filtracji przez złożo $l_1 = 0,90$ m

Fig. 7. The degree of elimination of organic compounds contained in leachates by the filtration through the bed $l_1 = 0.90$ m



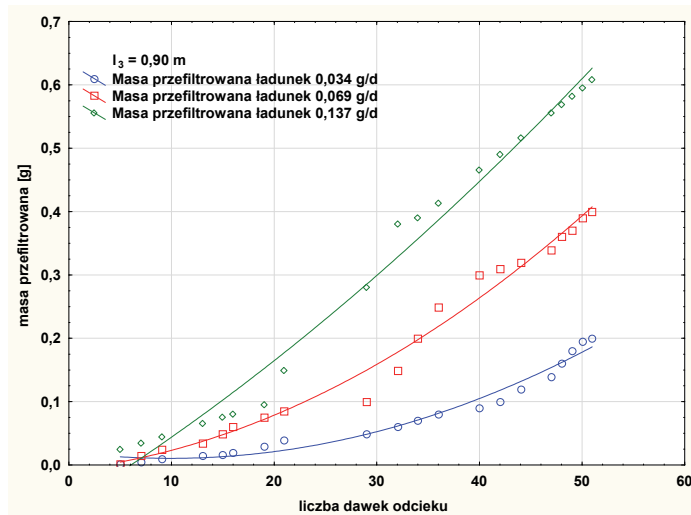
Rys. 8. Stopień eliminacji związków żelaza zawartych w odciekach w wyniku filtracji przez złożo $l_1 = 0,30$ m

Fig. 8. The degree of elimination of iron compounds contained in leachates by the filtration through the bed $l_1 = 0.30$ m



Rys. 9. Stopień eliminacji związków żelaza zawartych w odciekach w wyniku filtracji przez złożę $l_1 = 0,60$ m

Fig. 9. The degree of elimination of iron compounds contained in leachates by the filtration through the bed $l_1 = 0.60$ m



Rys. 10. Stopień eliminacji związków żelaza zawartych w odciekach w wyniku filtracji przez złożę $l_1 = 0,90$ m

Fig. 10. The degree of elimination of iron compounds contained in leachates by the filtration through the bed $l_1 = 0.90$ m

W trakcie trwania doświadczenia określano, zarówno w odcieku doprowadzanym, jak i filtracie, stężenie wymienionych wcześniej wskaźników zanieczyszczeń. W oparciu o znane wartości stężenia i objętości V_d i V_f , obliczono masę odpowiednich zanieczyszczeń doprowadzonych (m_d) i w filtracie (m_f), na każdym etapie badania. Do obliczeń m_d i m_f przyjmowano średnie wartości stężeń doprowadzonych zanieczyszczeń w poszczególnych seriach badań ($l = \text{const.}$). W konsekwencji takiego postępowania, w każdej serii badań była inna zawartość zanieczyszczeń w dawce doprowadzanego odcieku. Wartość ładunku rozpatrywanych zanieczyszczeń, w poszczególnych doświadczeniach, podano na rysunkach 5-10. Ilustrują one ładunek zanieczyszczeń zawartych w filtracie w zależności od liczby doprowadzonych dawek odcieku dla wszystkich trzech serii badań. Do każdej warstwy danej serii ($l = \text{const.}$) doprowadzono różną objętość odcieków (V_1 , V_2 lub V_3), a więc różna była intensywność (ω_1 , ω_2 lub ω_3) i masa doprowadzanych zanieczyszczeń. Na wykresach tych widać wyraźną tendencję wzrostu masy przefiltrowanych zanieczyszczeń w miarę zwiększania liczby i objętości dawek doprowadzanego odcieku. Z przebiegu tych wykresów można zauważyć, że wraz ze wzrostem masy doprowadzanych zanieczyszczeń rośnie masa zanieczyszczeń zawartych w filtracie. Ilość masy zanieczyszczeń w filtracie zależna jest od miąższości warstwy i intensywności doprowadzanych odcieków.

4. Analiza wyników badań

Przepływ odcieku przez warstwę gruntu powoduje zmiany właściwości fizyko-chemicznych ośrodka porowatego, tworzącego tę warstwę. Dotyczy to przede wszystkim porowatości (obserwowano zmniejszenie wysokości warstwy), uziarnienia (wyplukiwane były cząstki i drobniejsze ziarna gruntu) i przepuszczalności (zmniejszyła się nieco prędkość przepływu cieczy). Zmiany tych wielkości były szczególnie wyraźne w pierwszej fazie badania. Intensywność tych zmian zależała od objętości jednorazowo doprowadzanych dawek odcieku oraz miąższości warstwy gruntu. Ogólnie można stwierdzić, że im mniejsze były dawki odcieku i im większa była miąższość warstwy, tym wolniej zachodziły procesy zagęszczania i wyplukiwania cząstek gruntu. W miarę doprowadzania kolejnych dawek odcieku, procesy te stopniowo zanikały, co

wskazywało na ustalenie się właściwości fizyko-chemicznych warstwy gruntu. Im większa była intensywność doprowadzania odcieków i mniejsza miąższość warstwy, tym mniejsza była objętość doprowadzanych odcieków, konieczna do osiągnięcia takiego stanu.

Zmiany właściwości fizyko-chemicznych wypełnienia kolumn filtracyjnych miały niewątpliwie istotny wpływ na właściwości sorpcyjne tego ośrodka. Względna zmianę masy doprowadzanych (m_d) i masy (m_f) zanieczyszczeń w filtracie do masy zanieczyszczeń doprowadzanych na jednostkę powierzchni warstwy (m'_d), przez którą one przepływają w formie odcieków. Względna zmianę masy \bar{m} danego zanieczyszczenia można wyznaczyć ze wzoru:

$$\bar{m} = \frac{m_d - m_f}{m_d} \quad (1)$$

gdzie wartości m_d i m_f przyjmowano każdorazowo od początku doświadczenia.

Względna zmiana masy może przyjmować wartości $\bar{m} \leq 1,0$, w tym również ujemne. Wartości $\bar{m} = 1,0$ występują wówczas, gdy $m_f = 0$, $\bar{m} = 0$, gdy $m_f = m_d$, zaś ujemne, gdy $m_f > m_d$. Wzrostowi wielkości m'_d odpowiada spadek wartości \bar{m} . Taką tendencję, niezależnie od intensywności doprowadzania odcieków i miąższości warstwy, stwierdzono w przypadku żelaza ogólnego ($\bar{m} > 0$) oraz związków organicznych wyrażonych stratami prażenia ($\bar{m} < 0$). W początkowym etapie prowadzenia doświadczenia, prawie dla wszystkich wskaźników zanieczyszczenia, można zauważyć spadek wartości \bar{m} . Wydaje się uzasadnione stwierdzenie, że na tym etapie badania przeważają procesy wypłukiwania drobniejszych elementów gruntu (potwierdzają to ujemne wartości \bar{m} strat prażenia), co pociąga za sobą zwiększenie prędkości przepływu odcieku przez warstwę. Kolejna faza badania, w której można zaobserwować lokalny wzrost względnej zmiany masy, odpowiada zagęszczaniu gruntu, w efekcie czego maleje zarówno objętość porów, jak i prędkość przepływu odcieku. W konsekwencji zmniejszania się porowatości i wydłużania czasu kontaktu odcieku z ośrodkiem gruntowym rośnie rola oczyszczania mechanicznego i fizyko-chemicznego. Ujawnia się ona wzrostem wartości \bar{m} . W miarę wyczerpywania się zdolności sorpcyjnych i jonowymiennych ośrodka gruntowego wartości \bar{m} systematycznie spadają, po czym wykazują tendencję do przyjmowania wartości stałych. Wartość m'_d odpowiadająca osiągnięciu podobnych wartości \bar{m} , niezależnie od in-

tensywności doprowadzania odcieków, zmniejsza się wraz ze zmniejszaniem miąższości łóżka. Można przypuszczać, że odpowiada ona osiągnięciu przez ośrodek gruntowy stałych właściwości fizyko-mechanicznych.

Podobne wnioski można formułować mając na uwadze poczynione obserwacje, że niezależnie od intensywności doprowadzanych odcieków, na pewnym etapie badania, warstwa gruntu wykazuje podobne właściwości filtracyjne. Osiągnięcie stałej wartości tego stosunku jest wyraźnie widoczne w doświadczeniach o największej intensywności ($\omega_3 = 4 \cdot \omega_1$), gdzie największa była masa doprowadzonych zanieczyszczeń.

W miarę sukcesywnego dostarczania odcieków do ośrodka porowatego, zawartość tlenu w jego porach ulega stopniowo wyczerpywaniu, wytwarzając ostatecznie środowisko beztlenowe. Jednocześnie wzrasta zagęszczenie i kolmatacja łóżka w wyniku neutralizacji i wytrącania niektórych związków zawartych w odcieku. Powoduje to zmniejszenie porowatości ośrodka, a w konsekwencji wydłużenie czasu przepływu odcieku przez warstwę filtracyjną. Ponadto pory wypełniają się w coraz większym stopniu cieczą wypierającą fazę gazową. Ta zmiana warunków musi wpłynąć na udział poszczególnych procesów zachodzących w łóżku a tym samym na ostateczny efekt usuwania zanieczyszczeń.

Stopniowe zmniejszanie się porowatości ośrodka wpływa na wzrost mechanicznego oczyszczania infiltrujących odcieków. Jeżeli w ośrodku tym obecne są minerały ilaste, możliwości odparowania wody będą się zmniejszały, lecz jednocześnie wzrośnie rola sorpcji i wymiany jonowej. Procesy utleniania będą coraz mniej intensywne i wraz ze spadkiem stężenia tlenu i zmiany warunków na anaerobowe. Nowe produkty, będące efektem wytrącania się z filtrującego przez badane łóżko odcieku, w coraz większym stopniu będą zatrzymywane w porach. W łóżku filtracyjnym mogą przebiegać także przemiany biologiczne. Należy przypuszczać, że wówczas po ustaleniu się równowagi fizyko-mechanicznej ośrodka oraz warunków tlenowych, właściwości oczyszczające tego ośrodka również nie będą ulegały radykalnej zmianie (Reyes-López J.A. i in. 2008, Schiopu, A.M. & Gavrilesu M. 2010).

Wyniki przeprowadzonych badań modelowych wyraźnie wskazują, że o masie zanieczyszczeń zawartych w odcieku, filtrowanych przez warstwę gruntu porowatego (m_f) decyduje masa doprowadzonych zanie-

czyszczeń (m_d), intensywność doprowadzonego odcieku (ω) oraz miąższość warstwy (l).

W celu określenia funkcji:

$$m_f = m_f(m_d, l, \omega) \quad (2)$$

wykorzystano metody statystyczne oraz zaproponowano rozwiązanie analityczne (Li Y. i in. 2012, Liu Z.J. i in. 2010, Luszniwicz A. & Słaby T. 2009, Nayak S. i in. 2007).

Rozwinięta forma funkcji (2) przyjmuje postać:

$$Z(x, y, w) = Z_1(x, y) \cdot K_1 + Z_2(x, y) \cdot K_2 + Z_3(x, y) \cdot K_3 \quad (3)$$

Obliczenie wartości tej funkcji wymaga określenia funkcji $Z_{ij} = Z_{ij}(x)$ dla przyjętych w badaniach modelowych wartości y_i i w_j .

Zaproponowana funkcja (3) pod względem formalnym spełnia przyjęte założenia i można ją wykorzystać do opisu masy zanieczyszczenia zawartego w filtracie, wypływającego z badanej warstwy piasku (m_f), w zależności od masy doprowadzonych zanieczyszczeń (m_d), miąższości warstwy (l) i intensywności doprowadzanych odcieków (ω).

Zakładając, że $Z = m_f$, $x = m_d$, $y = l$, $w = \omega$, można na podstawie wyników badań modelowych wyznaczyć zależność pomiędzy Z i x , (m_f i m_d). Wyniki tych obliczeń zestawiono w tabeli 1. Podano w niej dla rozpatrywanych wskaźników zanieczyszczenia równania funkcji regresji. Obliczenia wykonano przyjmując kolejno funkcje potęgową, liniową i wielomian drugiego stopnia. Wybór najbardziej właściwej funkcji powinien być dokonany w oparciu o wartość współczynnika korelacji oraz przebieg funkcji zgodny z przeprowadzonymi badaniami modelowymi.

Ogólnie można stwierdzić, że wszystkie trzy rodzaje analizowanych funkcji dają bardzo wysokie wartości współczynników korelacji (tabela 1). Wyniki badań wskazują, że masa przefiltrowanych zanieczyszczeń może osiągnąć tylko wartości $m_f \geq 0$. Najniższą wartością m_f jest zero i może ono wystąpić dla $m_d = 0$ lub $m_d > 0$, zależnie od intensywności doprowadzania odcieków i miąższości warstwy. Oznacza to, że zarówno funkcja liniowa, jak i dwumian kwadratowy tracą swoją ważność odpowiednio dla $x < \frac{-b}{a}$ i $x < \frac{-b + \sqrt{\Delta}}{2a}$.

Tabela 1. Liniowe funkcje regresji wielorakiej dla odcieków infiltrujących przez warstwę piasku średniego

Table 1. Functions of multiple linear regression for leachate infiltrating through a layer of medium sand

Wskaźnik zanieczyszczenia	Funkcją regresji $m_f = m_f (m_d, l, \omega)$	Współczynnik korelacji wielorakiej R
Związki organiczne	$m'_f = 2,98 m'_d - 6.241,35 l + 55.879,35 \omega + 1.479,78$	0,9976
Żelazo ogólne	$m'_f = - 0,02 m'_d - 19,54 l + 434,80 \omega + 19,13$	0,9887

Oznaczenia:

m_f – masa przefiltrowanego zanieczyszczenia przez jednostkę powierzchni [g/m^2],

m_d – masa doprowadzonego zanieczyszczenia do jednostkowej powierzchni gruntu [g/m^2],

l – miąższość warstwy [m],

ω – intensywność doprowadzania odcieków [m^3/m^2d].

Dla przedziału od zera do x należy więc przyjąć $m_f = 0$. W przypadku funkcji liniowej, gdy $b > 0$ i funkcji kwadratowej, gdy $c > 0$, należy skorygować te funkcje w taki sposób, aby przechodziły one przez początek układu współrzędnych. Praktycznie można to wykonać łącząc rzędną pierwszego punktu, uzyskanego z badań (m_f) z początkiem układu współrzędnych. W przeprowadzonych badaniach wartości $y_i = l_i$ wynosiły $y_1 = 0,3$ m; $y_2 = 0,6$ m oraz $y_3 = 0,9$ m, zaś $w_j = \omega_j$ przyjmowały wartości $\omega_1 = 0,026$ m^3/m^2d , $\omega_2 = 0,052$ m^3/m^2d i $\omega_3 = 0,104$ m^3/m^2d . Stężenie zanieczyszczeń w wodzie gruntowej, przepływającej w warstwie wodonośnej o miąższości a , przepływającej z prędkością v , pod składowiskiem o szerokości b , można obliczyć zgodnie z pracą (Szymański K. 1987). Obliczenia polegają na określeniu elementarnej objętości przefiltrowanych przez strefę aeracji odcieków dV_f , wpływającej w czasie dt , zgodnie z równaniem różniczkowym wyznaczonym w badaniach wcześniejszych do wód podziemnych strefy aeracji, przy założeniu, że powierzchnia tych wód o wymiarach db $1,0$ m^2 . Objętość ta wynosi:

$$dV_f = v_a \cdot db \cdot 1,0 \cdot dt \tag{4}$$

gdzie v_a oznacza prędkość przepływu odcieków w strefie aeracji.

5. Podsumowanie

Z przeprowadzonych badań wynikają następujące wnioski:

1. Masa zanieczyszczeń wypływających ze strefy aeracji jest funkcją zanieczyszczeń doprowadzonych do warstwy gruntu, jej miąższości oraz intensywności doprowadzania odcieków. Zależności te są różne dla różnych wskaźników zanieczyszczenia zawartych w odciekach.
2. Wzrost ilości doprowadzonych odcieków do złoża filtracyjnego powoduje stały wzrost masy zanieczyszczeń w filtratach, niezależnie od intensywności doprowadzonych odcieków. Im mniejsza jest miąższość warstwy, tym przy mniejszej wartości masy doprowadzonych zanieczyszczeń, warstwa złoża piaskowego spełnia funkcje warstwy filtracyjnej.
3. Przepływ odcieków przez złożo filtracyjne (piasek średni) powoduje, szczególnie w początkowym okresie filtracji, zagęszczenie złoża oraz wypłukiwanie drobnych cząstek gruntu, na których osadzają się zanieczyszczenia mineralne i organiczne.
4. Opisane badania modelowe oraz interpretacja ich wyników, w oparciu o zaproponowaną funkcję regresji wielorakiej, umożliwia adaptację tej funkcji w zróżnicowanych warunków gruntowych i różnych rodzajach zanieczyszczeń, zawartych w wodach infiltrujących do ośrodka gruntowego.

Literatura

- Brun, A. & Engesgaard, P. (2002). Modeling of transport and biogeochemical processes in pollution plumes: literature review and model development. *Journal of Hydrology*, 256, 211-227.
- Castrillón, L., Fernández-Nava, Y., Ulmanu, M., Anger, I. & Marañón, E. (2010). Physico-chemical and biological treatment of MSW landfill leachate. *Waste Management*, 30, 228-235.
- Cooke, A.J., Rowe, R.K. & Rittmann, B.E. (2005). Modelling species fate and porous media effects for landfill leachate flow. *Canadian Geotechnical Journal*, 42, 1116-1132.
- Cuevas, J., Ruiz, A.I., de Soto, I.S., Sevilla, T., Procopio, J.R., Da Silva, P., Gismera, M.J., Regadío, M., Sánchez Jiménez, N., Rodríguez Rastrero, M. & Leguey, S. (2012). The performance of natural clay as a barrier to the diffusion of municipal solid waste landfill leachates. *Journal of Environmental Management*, 95, 175-181.
- Ghosh, P., Swati, & Thakur, I.S. (2014). Enhanced removal of COD and color from landfill leachate in a sequential bioreactor. *Bioresource Technology*, 170, 10-19.

- Islam, J. & Singhal, N. (2004). A laboratory study of landfill leachate transport in soils. *Water Research*, 38, 2035-2042.
- Janowska, B. & Szymański, K. (2009). Transformation of selected trace elements during the composting process of sewage sludge and municipal solid waste. *Fresenius Environmental Bulletin*, 18, 7, 1110-1117.
- Koda, E., Wienclaw, E. & Martelli, L. (2009). Transport modelling and monitoring research use for efficiency assessment of vertical barrier surrounding old sanitary landfill. *Annals of Warsaw University of Life Sciences – SGGW Land Reclamation*, 41, 41-48.
- Lacerda, C.V., Ritter, E., da Costa Pires, J.A. & de Castro, J.A. (2014). Migration of inorganic ions from the leachate of the Rio das Ostras landfill: A comparison of three different configurations of protective barriers. *Waste Management*, 34, 2285-2291.
- Li, Y., Li, J., Chen, S. & Diao, W. (2012). Establishing indices for groundwater contamination risk assessment in the vicinity of hazardous waste landfills in China. *Environmental Pollution*, 165, 77-90.
- Liu, Z.J., Li, X.K. & Tanga, L.Q. (2010). The Numerical Simulation of Coupling Behavior of Soil with Chemical Pollutant Effects. *AIP Conference Proceedings*, 1233(1), 690-695.
- Luszniewicz, A. & Słaby, T. (2009). *Statistics with computer package of STATISTICA PL. Theory and Applications*. Warszawa: CH Beck (in Polish).
- Mahmood, K., Batool, S.A., Chaudhary, M.N., Ul-Haq, Z. (2017). Ranking criteria for assessment of municipal solid waste dumping sites. *Archives of Environmental Protection*, 43(1), 95-105.
- Nayak, S., Sunil, B.M. & Shrihari, S. (2007). Hydraulic and compaction characteristics of leachate-contaminated lateritic soil. *Engineering Geology*, 94(3-4)2, 137-144.
- Nowak, R., Włodarczyk-Makula, M., Wiśniowska, E., Grabarczyk, K. (2016). Porównanie efektywności podczyszczania odcieków składowiskowych. *Rocznik Ochrona Środowiska*, 18, 122-133.
- Poradnik (2000). *Metody badania i rozpoznawania wpływu na środowisko gruntowo-wodne składowisk odpadów stałych*. Warszawa: Ministerstwo Środowiska – Departament Geologii (in Polish).
- Regadío, M., Ruiz, A.I., de Soto, I.S., Rodríguez Rastroero, M., Sánchez, N., Gismera, M.J., Sevilla, M.T., da Silva, P., Rodríguez Procopio, J. & Cuevas, J. (2012). Pollution profiles and physicochemical parameters in old uncontrolled landfills. *Waste Management*, 32, 482-497.
- Reyes-López, J.A., Ramírez-Hernández, J., Lázaro-Mancilla, O., Carreón-Diazcontia, C. & Martín-Loeches Garrido M. (2008). Assessment of groundwater contamination by landfill leachate: A case in México. *Waste Management*, 28, S33-S39.

- Schiopu, A.M. & Gavrilescu, M. (2010). Options for the Treatment and Management of Municipal Landfill Leachate: Common and Specific. *Clean: Soil, Air, Water*, 38(12), 1101-1110.
- Sidelko, R., Chmielińska-Bernacka, A. (2013). Application of compact reactor for methane fermentation of municipal waste. *Rocznik Ochrona Środowiska*, 15, 683-693.
- Siebielska, I. & Sidelko, R. (2015). Polychlorinated biphenyl concentration changes in sewage sludge and organic municipal waste mixtures during composting and anaerobic digestion. *Chemosphere*, 126, 88-95.
- Szymański, K. & Nowak, R. (2012). Transformations of leachate as a result of technical treatment at municipal waste landfills (in Polish). *Rocznik Ochrona Środowiska*, 14, 337-350.
- Szymański, K. & Siebielska, I. (2000). Evaluation of groundwater pollution: analytical problems (in Polish). *Ochrona Środowiska*, 76(1), 15-18.
- Szymański, K. (1987). *Migracja odcieków z wysypisk odpadów komunalnych w gruncie*. Koszalin: Wydawnictwo WSiNz.
- Szymański, K., Janowska, B. (2016). Migration of pollutants in porous soil environment. *Archives of Environmental Protection*, 42(3), 87-95.
- Szymański, K., Sidelko, R., Janowska, B., Siebielska, I. (2007). Monitoring of waste landfills. *Zeszyty Naukowe Wydziału Budownictwa i Inżynierii Środowiska*, 23, 75-133.
- Szymański, K., Thomas, O. (1987). Wpływ odcieków wysypiskowych na procesy mineralizacji wód podziemnych (in Polish). *Gaz, woda i Technika Sanitarna*, 11-12.
- Tałałaj, I.A. & Dzieńis, L. (2007). Influence of Leachate on Quality of Underground Waters. *Polish Journal of Environmental Studies*, 16(1), 139-144.
- Wysocka, M.E. (2015). Wpływ lokalizacji składowisk odpadów na jakość wód podziemnych. *Rocznik Ochrona Środowiska*, 17, 1074-1094.

Modelling the Parameters of Migration of Chemical Pollutants in the Soil Base of Municipal Landfills

Streszczenie

Migracja zanieczyszczeń w ośrodku gruntowym jest procesem złożonym, zależnym od wielu czynników. Model matematyczny tego procesu, oparty na założeniach hydromechaniki fizykochemicznej, uwzględniający specyfikę środowiska gruntowego i odcieku składowiskowego, ciągle jest niedoskonały. Dokładność oceny migracji skażonych wód gruntowych zależy również, w istotnym stopniu, od rozpoznania warunków gruntowo-wodnych. Dotyczy to przede wszystkim rodzaju i właściwości gruntu zalegającego w otoczeniu źródła skażenia, miąższości strefy aeracji i warstwy wodonośnej oraz kierunku

i prędkości przepływu wód gruntowych. Z praktyki wiadomo, że wielkości te, określane w oparciu o badania geotechniczne, są często mylące. Wyniki badań modelowych migracji odcieków składowiskowych w podłożu gruntowym na przykładzie zmian stężenia żelaza ogólnego oraz związków organicznych wyrażonych przez straty prażenia, interpretowane za pomocą liniowej funkcje regresji wielorakiej, wskazują na możliwość ich adaptacji do określonych warunków gruntowych oraz prognozowania rodzajów zanieczyszczeń zawartych w odciekach składowiskowych, infiltrujących do podłoża zbudowanego z materiału porowatego, a tym samym do strefy saturacji.

Abstract

Closed municipal and industrial waste landfill sites create potential hazard of ground water pollution. Pollutants that occur in leachate infiltrate to the soil substratum, where they are carried to in underground water. A municipal waste landfill substratum can be used for elimination of pollutants contained in leachates. Model research was performed with use of a sand bed and artificially prepared leachates. Efficiency of filtration in a bed of defined thickness was assessed based on change of iron, organic compounds value. Results of the model tests have indicated that the mass of pollutants contained in leachate filtered through porous ground layer (m_f) depends on the mass of supplied pollutants (m_d), intensity of supplied leachate (ω) and layer thickness (l). Increase of the mass of pollutants supplied to a unit area of ground layer causes reduction of the relative value of mass. Determined regression functions indicate compatibility with linear model of empiric values of variable m_f . Determined regression functions allow for estimation of qualitative and quantitative influence of analysed independent variables (m_d , l , ω) onto values of the mass of pollutants flowing out from the medium sand layer. The method of evaluation of quality of water seeping through the aeration layer presented in this paper allows for estimation of the flowing out pollutants mass. Based on the test results obtained, efficiency of purification in the aeration zone can be assessed; likewise, safe thickness of the filtration layer under the landfill site can be designed.

Słowa kluczowe:

odcieki składowiskowe, strefa aeracji, zanieczyszczenie wody, migracja, żelazo ogólne, związki organiczne

Keywords:

landfill leachate, aeration zone, water pollution, migration, total iron, organic compounds