

Marek Kalenik

## Skuteczność oczyszczania ścieków w gruncie piaszczystym z warstwą naturalnego klinoptylolitu

Przydomowe oczyszczalnie ścieków stosuje się na terenach o zabudowie rozproszonej, gdzie budowa sieci kanalizacyjnych z powodów ekonomicznych jest nieuzasadniona. Ścieki bytowe mogą być odprowadzane do gruntu, gdy pochodzą z wolno stojących domów, zlokalizowanych poza obszarami stref ochrony ujęć wody podziemnej, gdy ilość ścieków nie przekracza  $5,0 \text{ m}^3/\text{d}$  oraz gdy  $\text{BZT}_5$  tych ścieków zostanie zmniejszone co najmniej o 20%, a zawartość zawiesin ogólnych co najmniej o 50%. Przydomowe oczyszczalnie z drenażem rozsączającym budowane są w gruntach dobrze przepuszczalnych, kiedy maksymalny poziom zwierciadła wody gruntowej znajduje się co najmniej 1,5 m poniżej poziomu rozsączania ścieków [1, 2].

Drenaż rozsączający jest urządzeniem służącym do wprowadzania do gruntu ścieków bytowych wstępnie oczyszczonych w osadniku gnilnym. W wyniku przesączania przez naturalne warstwy gruntu ścieki ulegają procesom biologicznego oczyszczania pod wpływem bakterii aerobowych i innych mikroorganizmów, które pobierają tlen z powietrza znajdującego się w gruncie. Drobne zawiesiny i koloidy są zatrzymywane na powierzchni ziaren gruntu. Część ścieków rozsączanych w gruncie jest pobierana przez korzenie roślin, część podnosi się ku powierzchni terenu w kapilarach gruntu, skąd woda paruje, natomiast pozostała ilość infiltruje do wód podziemnych.

Przeprowadzone badania na samym tylko złożu gruntowym z piasku średniego pokazują, że średnia skuteczność usuwania azotu ogólnego (22%) i fosforu ogólnego (23%) była mała [3]. Również inni badacze w swoich pracach [4–6] potwierdzili małą skuteczność usuwania azotu i fosforu ogólnego ze ścieków oczyszczonych przez grunt dobrze przepuszczalny. Duża liczba przydomowych oczyszczalni ścieków z drenażem rozsączającym na danym obszarze może doprowadzić do zanieczyszczenia wód gruntowych związkami azotu [7] i fosforu [8]. Zakumulowane związki fosforu w złożu gruntowym pod drenażem rozsączającym mogą być natomiast z powodzeniem wykorzystywane przez rośliny [9].

Obecnie poszukuje się minerałów i gruntów [10–14], które można by było wykorzystać jako warstwy wspomagające skuteczność oczyszczania ścieków w złożach gruntowych pod drenażem rozsączającym ścieki.

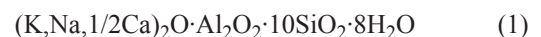
Celem badań było sprawdzenie w warunkach laboratoryjnych, czy wprowadzenie do gruntu warstwy wspomagającej z naturalnego klinoptylolitu poprawi skuteczność

usuwania związków azotu i fosforu ze ścieków. W tym celu wykorzystano modelowe złoża gruntowe z piasku średniego z warstwami klinoptylolitu o miąższościach 0,10 m i 0,20 m, umieszczonymi pod drenażem rozsączającym ścieki.

### Charakterystyka klinoptylolitu

Klinoptylolit jest zeolitem najbardziej rozpowszechnionym w przyrodzie. Należy do szeregu heulandytu, którego minerały cechuje znaczna zmienność wartości stosunku Si/Al. Jest naturalnym glinokrzemianem o strukturze szkieletowej, zawierającej wolne przestrzenie wypełnione dużymi jonami (Ca, Mg, Na, K) i cząsteczkami wody. W skład klinoptylolitu wchodzi krzemionka, tlenki glinu, związki żelaza, tytanu, fosforu i siarki. Zawartość krzemionki w tym mineralu waha się od 54,4% do 66,6%, a tlenku glinu od 13,82% do 18,53%. Gęstość właściwa klinoptylolitu waha się od  $2,02 \text{ g/cm}^3$  do  $2,25 \text{ g/cm}^3$ , a jego twardość w skali Mohsa zmienia się od 3,5 do 5,5 [15].

Wzór tlenkowy klinoptylolitu może być zapisany w postaci:



a skład jego komórki elementarnej można zapisać następująco:



Klinoptylolit jest minerałem porowatym i charakteryzuje się dobrymi właściwościami adsorpcyjnymi, jonowymiennymi i katalitycznymi [15, 16]. Można go chemicznie modyfikować, zwiększając jego właściwości adsorpcyjne i jonowymienne [17, 18]. Charakteryzuje się dużą odpornością termiczną i znaczną odpornością chemiczną na działanie kwasów [15, 19].

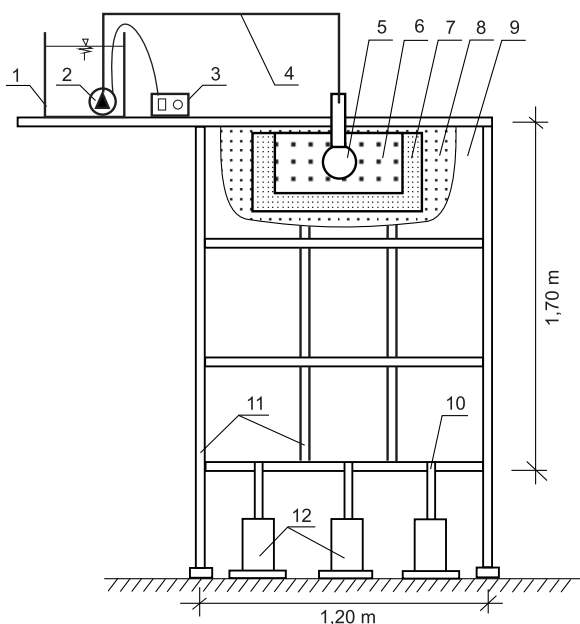
Duże złoża klinoptylolitu udokumentowano w Stanach Zjednoczonych, Meksyku, Europie Wschodniej i Południowej, Chinach oraz w Japonii. W Polsce minerał ten występuje głównie w skałach osadowych w okolicach Rzeszowa, Krakowa i na Dolnym Śląsku. W skałach wulkanicznych klinoptylolit występuje na Słowacji, Ukrainie i Węgrzech [15].

Na skalę przemysłową klinoptylolit jest stosowany jako złożo filtracyjne do oczyszczania wody, z której usuwane są związki żelaza, manganu, a także zawiesiny, cząstki koloidalne, fitoplankton i bakterie [15, 20, 21]. Wykorzystuje się go do pochłaniania zapachów na fermach drobiu i trzody chlewnej, czyli do usuwania tlenków azotu [22].

Prowadzone są również badania nad zastosowaniem klinoptylolitu w medycynie weterynaryjnej [23], a także do usuwania z wody jonów metali śladowych [24–35], związków azotowych [36–44], fosforanów [45], pierwiastków promieniotwórczych [46,47] oraz podejmowane są próby zastosowania klinoptylolitu do oczyszczania ścieków komunalnych i rafineryjnych [48–50].

## Metody badań

Do badań skuteczności oczyszczania ścieków wybudowano stanowisko pomiarowe w postaci szczelnego zbiornika o długości 1,20 m, szerokości 0,20 m i wysokości 1,70 m (rys. 1). Zbiornik został wykonany z płyt z tworzywa sztucznego (9) zamocowanych w metalowych ramach (11). Ścieki ze zbiornika (1) przewodem tłocznym (4) za pomocą pompy (2), uruchamianej sterownikiem (3), podawano do przewodu rozsączającego (5) o średnicy 100 mm, który był ułożony w warstwie złoża (6) wykonanego z kamieni o średnicy 20÷40 mm. Wymiary warstwy złoża rozsączającego wynosiły: długość 0,50 m, szerokość 0,20 m, wysokość 0,20 m. Ścieki do warstwy złoża rozsączającego dopływały przez otwór o średnicy 8 mm znajdujący się w dnie przewodu rozsączającego. Ścieki po przejściu przez warstwę rozsączającą przepływały następnie przez warstwę wspomagającą (7) w głąb złoża gruntowego (8).



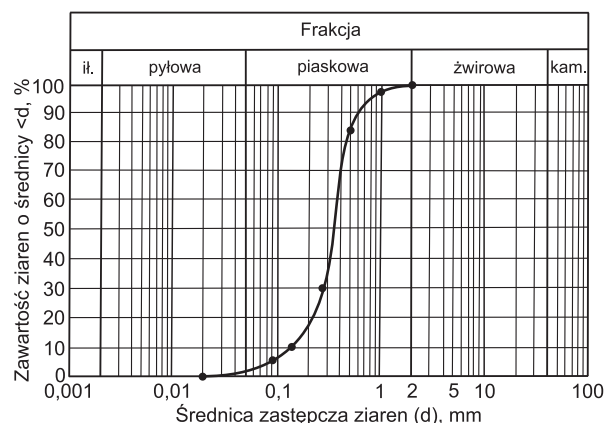
Rys. 1. Schemat stanowiska pomiarowego (1 – zbiornik, 2 – pompa, 3 – sterownik, 4 – przewód tłoczący, 5 – przewód rozsączający, 6 – złożo rozsączające, 7 – warstwa wspomagająca (naturalny klinoptylolit), 8 – złożo gruntowe (piasek średni), 9 – przezroczysta płyta plastikowa, 10 – odpływ cieków, 11 – rama metalowa, 12 – naczynia zbierające przefiltrowane ścieki)

Fig. 1. Schematic diagram of measuring stand (1 – tank, 2 – pump, 3 – programmer, 4 – delivery pipe, 5 – drain line, 6 – drainage bed, 7 – assist layer (natural clinoptilolite), 8 – soil bed (mean sand), 9 – transparent plastic plate, 10 – sewage outflow, 11 – metal frame, 12 – effluent collecting vessels)

Badania zostały przeprowadzone z użyciem złoża gruntowego z piasku średniego z warstwą wspomagającą uformowaną z naturalnego klinoptylolitu o miąższości 0,10 m lub 0,20 m, którego granulacja wynosiła 3÷8 mm. Miąższość piaskowego złoża gruntowego wynosiła 1,30 m. W dnie stanowiska pomiarowego zostały wykonane trzy

otwory (10), które umożliwiały odpływ ścieków przesączonych przez warstwę wspomagającą i złożo gruntowe do naczyń zbiorczych (12). Pojemnik napełniono gruntem warstwami o miąższości 0,10 m i zagęszczono je przez ubijanie (nie określono stopnia zagęszczenia gruntu).

Do badań użyto ścieki modelowe sporządzone zgodnie z normą PN-C-04616/10 (Woda i ścieki. Badania specjalne osadów. Hodowla standardowego osadu czynnego w warunkach laboratoryjnych), które dawkowano trzykrotnie w ciągu doby, a ich dobową ilość została określona w zależności od rodzaju złoża gruntowego i jego minimalnego dopuszczalnego obciążenia hydraulicznego ściekami wg zaleceń polskich [51, 52]. Ścieki zarówno przed ich wprowadzeniem do złoża, jak i po ich przesączeniu przez złożo gruntowe z warstwą wspomagającą poddawano analizom fizyczno-chemicznym w celu określenia wartości następujących wskaźników: zawiesiny ogólne, BZT<sub>5</sub>, ChZT, azot ogólny, fosfor ogólny, azot amonowy, azotany, azotyny i pH. Oznaczenia wartości poszczególnych wskaźników wykonywano w odstępach tygodniowych, uwzględniając czas filtracji ścieków przez złożo gruntowe z warstwą wspomagającą o miąższości 0,10 m lub 0,20 m. Zawartości poszczególnych frakcji uziarnienia gruntu zostały określone metodą analizy sitowej. Wykonano badania granulometryczne trzech próbek piasku średniego, a uzyskane wyniki przedstawiono na rysunku 2. Z przeprowadzonych prób traserowych określono, że czas przesączania ścieków przez piaskowe złożo gruntowe wyniósł 16 h.



Rys. 2. Krzywa uziarnienia gruntu – piasek średni  
Fig. 2. Grain size distribution – mean sand

Znając rodzaj gruntu (piasek średni) określono dobową dawkę ścieków, odnosząc ją (zgodnie z polskimi zaleceniami) do długości przewodu rozsączającego. Obciążenie hydrauliczne przewodu rozsączającego według wytycznych [51, 52] odnosi się do przewodu o długości 1 m i w przypadku piasku średniego wynosi 15 dm<sup>3</sup>/m·d. W związku z tym dobową dawkę ścieków wyniosła 3 dm<sup>3</sup>/d. Dawkę tę podzielono na trzy równe dawki i podawano je na złożo rozsączające o godzinie 7:00, 15:00 i 23:00.

Ścieki modelowe były przygotowywane co sześć dni, a wskaźniki jakościowe ścieków oznaczano zawsze na początku, w środku i na końcu czasu ich dawkowania. Temperatura w pomieszczeniu przez cały czas badań była stabilna i wynosiła 14°C. Zawiesiny ogólne oznaczano metodą wagową, BZT<sub>5</sub> metodą elektrochemiczną, ChZT metodą miareczkową z dwuchromianem potasu, azot amonowy oraz azotyny, azotany, azot ogólny i fosfor oznaczano z zastosowaniem metod kolorymetrycznych, a pH metodą elektrometryczną.

## Dyskusja wyników badań

Czas wpracowania złóż gruntowych z piasku średniego z warstwą naturalnego klinoptylolitu trwał 10 tygodni. W trakcie filtracji ścieków przez badane złoża gruntowe pod warstwą rozsączającą wytworzyła się błona biologiczna barwy czarnej o grubości 1,5÷2,0 cm, która była siedliskiem bakterii i innych mikroorganizmów.

W tabeli 1 zebrano średnie wartości wskaźników zanieczyszczenia ścieków nieoczyszczonych i oczyszczonych na złożach gruntowych z piasku średniego z warstwą wspomagającą z naturalnego klinoptylolitu o dwóch miąższościach – 0,10 m i 0,20 m, w zależności od czasu pracy stanowiska pomiarowego. Analizując wyniki badań można stwierdzić, że po przesączeniu ścieków modelowych przez piaszkowe złoża gruntowe z warstwą wspomagającą klinoptylolitu nastąpiło zmniejszenie zawartości zawiesin ogólnych, a także wartości BZT<sub>5</sub>, ChZT, azotu ogólnego, azotu amonowego i fosforu ogólnego. Azotyny w ściekach oczyszczonych występowały w ilościach śladowych, natomiast wzrosła zawartość azotanów oraz wartość pH.

W złożu gruntowym z warstwą klinoptylolitu o miąższości 0,10 m średnia skuteczność usuwania zawiesin ogólnych wyniosła 81,9%, a w złożu z warstwą 0,20 m – 85,4%. Uwagę zwraca duża skuteczność zatrzymywania zawiesin ogólnych przez badane złoża gruntowe. Według autorów pracy [53] duża ilość zawiesin ogólnych wprowadzanych do złoża gruntowego powoduje jego szybką kolmatację, w związku z czym pod drenażem rozsączającym tworzy się błona biologiczna [5, 54], która zmniejsza przepuszczalność złoża gruntowego [55, 56] i tym samym ogranicza żywotność oczyszczalni ścieków z drenażem rozsączającym. Charakterystycznym objawem kolmatacji złoża gruntowego

jest wydostawanie się odorów przez kominki wentylacyjne drenów – w złożu rozsączającym ścieki stagnują i do jego wnętrza nie dociera tlen, skutkiem czego zaczynają w nim panować warunki beztlenowe i nie spełnia ono swojej roli. Niezbędne staje się wówczas odkopanie drenów i ich ułożenie w nowym miejscu, gdzie grunt nie jest zakolmatowany. Ciągi drenów trzeba ułożyć w odległości nie mniejszej niż 1,5 m od ich poprzedniej lokalizacji. Przeprowadzone badania [57] pokazują, że w złożu gruntowym pod drenażem rozsączającym chętnie bytują dżdżownice, które spulchniają złożo (tworzą kanaliki pionowe i poziome), dzięki czemu zwiększają przepuszczalność złoża.

Średnia skuteczność zmniejszania wartości BZT<sub>5</sub> i ChZT ścieków wyniosła w złożu gruntowym z warstwą klinoptylolitu o miąższości 0,10 m odpowiednio 90,2% i 87,2%, natomiast w złożu z warstwą 0,20 m – odpowiednio 99% i 98,3%. Przeprowadzone badania wykazały, że grunt dobrze przepuszczalny charakteryzował się dużą skutecznością usuwania zanieczyszczeń ze ścieków. Również wyniki badań laboratoryjnych innych badaczy [4, 58, 59] potwierdziły dużą skuteczność zmniejszenia wartości BZT<sub>5</sub> i ChZT ścieków po ich oczyszczeniu w gruncie dobrze przepuszczalnym.

Średnia skuteczność usuwania azotu ogólnego w złożu gruntowym z warstwą klinoptylolitu o miąższości 0,10 m wyniosła 29,5%, a z warstwą 0,20 m – 37,3%. Zastosowanie warstwy wspomagającej uformowanej z naturalnego klinoptylolitu poprawiło skuteczność usuwania azotu ogólnego ze ścieków w porównaniu do złoża gruntowego uformowanego wyłącznie z piasku, w którym skuteczność usuwania azotu ogólnego wyniosła średnio 22% [3]. Skuteczność usuwania azotu amonowego w złożu z warstwą klinoptylolitu o miąższości 0,10 m była bardzo wysoka

Tabela 1. Charakterystyka jakości ścieków modelowych przed i po oczyszczeniu w piaszkowym złożu gruntowym z warstwą klinoptylolitu (wartości średnie)

Table 1. Model sewage quality characteristics before and after treatment in a sandy soil bed with clinoptilolite assist layer (average values)

Wskaźnik, jednostka	Ścieki nieoczyszczone	Ścieki oczyszczone		
		10. tydzień	11. tydzień	12. tydzień
warstwa wspomagająca klinoptylolitu 0,10 m				
Zawiesiny ogólne, g/m <sup>3</sup>	263	49	46	48
BZT <sub>5</sub> , gO <sub>2</sub> /m <sup>3</sup>	122	15	13	8
ChZT, gO <sub>2</sub> /m <sup>3</sup>	376	57	52	36
Azot ogólny, gN/m <sup>3</sup>	56	40	39	40
Azot amonowy, gNH <sub>4</sub> <sup>+</sup> /m <sup>3</sup>	6,8	0,18	0,06	0,08
Azotany, gNO <sub>3</sub> <sup>-</sup> /m <sup>3</sup>	0,6	22,1	26,9	28,5
Azotyny, gNO <sub>2</sub> <sup>-</sup> /m <sup>3</sup>	0,10	0,03	0,08	0,02
Fosfor ogólny, gP/m <sup>3</sup>	1,6	0,8	0,7	0,7
pH	7,6	7,7	8,0	8,6
warstwa wspomagająca klinoptylolitu 0,20 m				
Zawiesiny ogólne, g/m <sup>3</sup>	271	41	40	38
BZT <sub>5</sub> , gO <sub>2</sub> /m <sup>3</sup>	135	1,6	0,7	0,4
ChZT, gO <sub>2</sub> /m <sup>3</sup>	233	5	4	3
Azot ogólny, gN/m <sup>3</sup>	56	41	33	32
Azot amonowy, gNH <sub>4</sub> <sup>+</sup> /m <sup>3</sup>	7,6	0,05	0,05	0,04
Azotany, gNO <sub>3</sub> <sup>-</sup> /m <sup>3</sup>	0,7	20,2	22,6	29,2
Azotyny, gNO <sub>2</sub> <sup>-</sup> /m <sup>3</sup>	0,03	0,001	0,002	0,002
Fosfor ogólny, gP/m <sup>3</sup>	1,3	0,19	0,15	0,07
pH	7,3	7,7	7,8	7,8

i wyniosła średnio 98,4%, przy czym zawartość azotanów wzrosła średnio 40-krotnie. W złożu z warstwą wspomagającą o miąższości 0,20 m również miało miejsce bardzo skuteczne usuwanie azotu amonowego (śr. 99%), przy czym zawartość azotanów w ściekach wzrosła średnio 36-krotnie. Wysoka zawartość azotanów w ściekach oczyszczonych w badanych złożach gruntowych świadczy o bardzo dobrych warunkach procesu nityfikacji, z czego wynika, że na naturalnym klinoptylolicie dobrze immobilizują się bakterie nityfikacyjne.

Fosfor w złożu gruntowym usuwany jest głównie w procesach adsorpcji i strącania oraz jest także pobierany przez rośliny. Wydajność procesów adsorpcji i strącania zależy zarówno od wartości pH i potencjału redoks oraz obecności jonów żelaza, glinu i wapnia w złożu gruntowym, jak również od zawartości fosforu rodzimego znajdującego się w złożu oraz od jego pojemności sorpcyjnej. W złożach gruntowych, których pH jest lekko kwasowe lub obojętne dominującą rolę w procesach adsorpcji przypisuje się związkom żelaza i glinu, które adsorbują fosfor w postaci nierozpuszczalnych związków kompleksowych, powodując jego długotrwałe zatrzymanie. W złożach gruntowych, których pH jest zasadowe procesy adsorpcji fosforu zachodzą natomiast dzięki związkom wapnia, z którymi fosfor tworzy trwałe połączenia mineralne. Badania wykazały, że w złożu gruntowym z warstwą wspomagającą klinoptylolitu o miąższości 0,10 m średnia skuteczność usuwania fosforu ogólnego wyniosła 53,1%, a w złożu o miąższości 0,20 m – 89,2%. Zastosowanie w złożu gruntowym z piasku średniego warstwy wspomagającej z naturalnego klinoptylolitu znacznie poprawiło skuteczność usuwania fosforu ogólnego ze ścieków w porównaniu do złoża gruntowego uformowanego z samego piasku, w którym średnia skuteczność usuwania fosforu ogólnego wynosiła 23% [3]. Wyniki badań pokazały (tab. 1), że naturalny klinoptylolit, który charakteryzuje się dużą dyspersją wewnętrzną jest skutecznym adsorbentem związków fosforu.

## Podsumowanie

Ścieki oczyszczone w modelowych piaskowych złożach gruntowych z warstwą naturalnego klinoptylolitu, w zakresie podstawowych wskaźników jakościowych (zawiesiny ogólne, BZT<sub>5</sub>, ChZT), spełniały polskie zalecenia dotyczące zasad wprowadzania ścieków do gruntu. Wykazano, że lepszą skutecznością oczyszczania ścieków charakteryzowało się złożo gruntowe z piasku średniego z warstwą naturalnego klinoptylolitu o miąższości 0,20 m, w porównaniu do złoża o miąższości 0,10 m. Zastosowanie w złożu gruntowym z piasku średniego warstwy wspomagającej uformowanej z naturalnego klinoptylolitu o miąższości 0,20 m poprawiło skuteczność usuwania zawiesin ogólnych średnio o 3,5%, BZT<sub>5</sub> średnio o 9%, ChZT średnio o 11%, azotu ogólnego średnio o 8% i fosforu ogólnego średnio o 59% w stosunku do złoża z warstwą wspomagającą o miąższości 0,10 m.

Naturalny klinoptylolit może być wykorzystywany do wspomagania usuwania związków azotu i fosforu ze ścieków z zastosowaniem drenaży rozsączających. Bardzo dobra skuteczność usuwania zawiesin ogólnych ze ścieków w badanych złożach gruntowych może prowadzić do szybkiej kolmatacji złoża pod drenażem rozsączającym. Z tego względu należy tak projektować osadniki gnilne, aby mogły zatrzymać jak najwięcej zawiesin ogólnych – np. osadniki kilkukomorowe zamiast jednokomorowych.

Konieczne są dalsze badania prowadzone w większej skali i w dłuższym czasie, przy zmiennym obciążeniu ściekami bytowymi zawierającymi bakterie jelitowe. Pozwoli to na pełne rozpoznanie przebiegu procesów oczyszczania ścieków w piaskowym złożu gruntowym z warstwą wspomagającą uformowaną z naturalnego klinoptylolitu.

## LITERATURA

1. Rozporządzenie Ministra Środowiska z 24 lipca 2006 r. w sprawie warunków, jakie należy spełnić przy wprowadzaniu ścieków do wód lub do ziemi oraz w sprawie substancji szczególnie szkodliwych dla środowiska wodnego. Dz. U. nr 137, poz. 984.
2. Rozporządzenie Ministra Środowiska z 28 stycznia 2009 r. zmieniające rozporządzenie w sprawie warunków, jakie należy spełnić przy wprowadzaniu ścieków do wód lub do ziemi oraz w sprawie substancji szczególnie szkodliwych dla środowiska wodnego. Dz. U. nr 27, poz. 196.
3. M. KALENIK, M. WANCERZ: Badania oczyszczania ścieków w piasku średnim z warstwą wspomagającą z chalcodonitu – skala laboratoryjna. *Infrastruktura i Ekologia Terenów Wiejskich* 2013, nr 3/I, ss. 163–173.
4. S. van CUYK, R. SIEGRIST, A. LOGAN, S. MASSON, E. FISHER, L. FIGUEROA: Hydraulic and purification behaviors and their interaction during wastewater treatment in soil infiltration systems. *Water Research* 2001, Vol. 35, No. 4, pp. 953–964.
5. L.W. GILL, N. O'LUANAIGH, P.M. JOHNSTON, B.D.R. MISSTEAR, C. O'SUILLEABHAIN: Nutrient loading on subsoils from on-site wastewater effluent, comparing septic tank and secondary treatment systems. *Water Research* 2009, Vol. 43, No. 10, pp. 2739–2749.
6. A.M. KADAM, P.D. NEMADE, G.H. OZA, H.S. SHANKAR: Treatment of municipal wastewater using laterite – based constructed soil filter. *Ecological Engineering* 2009, Vol. 35, No. 7, pp. 1051–1061.
7. K.K. HEATWOLE, J.E. MCCRAY: Modeling potential vadose-zone transport of nitrogen from onsite wastewater systems at the development scale. *Journal of Contaminant Hydrology* 2007, Vol. 91, No. 1-2, pp. 184–201.
8. D. EVEBORN, D. KONG, J.P. GUSTAFSSON: Wastewater treatment by soil infiltration: Long-term phosphorus removal. *Journal of Contaminant Hydrology* 2012, Vol. 140-141, No. 10, pp. 24–33.
9. M.E. KVARNSTRÖM, C.A.L. MOREL, T. KROGSTAD: Plant-availability of phosphorus in filter substrates derived from small-scale wastewater treatment systems. *Ecological Engineering* 2004, Vol. 22, No. 1, pp. 1–15.
10. B.E. REED, M.R. MATSUMOTO, A. WAKE, H. IWAMOTO, F. TAKEDA: Improvements in soil absorption trench design. *Journal of Environmental Engineering* 1989, Vol. 115, No. 4, pp. 853–857.
11. N.A. OLADOJA, C.M.A. ADEMOROTI: The use of fortified soil-clay as on-site system for domestic wastewater purification. *Water Research* 2006, Vol. 40, No. 3, pp. 613–620.
12. M. KALENIK, M. CIEŚLUK: Sewage treatment in gravel with assisting dolomite layer. In: W. SADEJ [Ed.]: *Sewages and waste materials in environment*. Warmia and Mazury Center of Agriculture Consulting Service in Olsztyn, Olsztyn 2009, Chapter II, pp. 23–33.
13. M. KALENIK, J. CHARKIEWICZ: Porównanie skuteczności oczyszczania ścieków w złożach gruntowych pod drenażem rozsączającym ścieki. *Infrastruktura i Ekologia Terenów Wiejskich* 2010, nr 1, ss. 75–88.
14. P.-Z. CHEN, J.-Y. CUI, L. HU, M.-Z. ZHENG, S.-P. CHENG, J. HUANG, K.-G. MU: Nitrogen removal improvement by adding peat in deep soil of subsurface wastewater infiltration system. *Journal of Integrative Agriculture* 2014, Vol. 13, No. 5, pp. 1113–1120.

15. J. KALETA, D. PAPCIAK, A. PUSZKAREWICZ: Klinoptylolity i diatomity w aspekcie przydatności w uzdatnianiu wody i oczyszczaniu ścieków. *Gospodarka Surowcami Mineralnymi* 2007, t. 23, nr 3, ss. 21–34.
16. M.J. JIMENEZ-CEDILLO, M.T. OLGUINA, C. FALL: Adsorption kinetic of arsenates as water pollutant on iron, manganese and iron-manganese-modified clinoptilolite-rich tuffs. *Journal of Hazardous Materials* 2009, Vol. 163, No. 2–3, pp. 939–945.
17. E. TOMCZAK, R. SULIKOWSKI: Opis równowagi i kinetyki sorpcji jonów metali ciężkich na klinoptylolicie. *Inżynieria i Aparatura Chemiczna* 2010, nr 1, ss. 113–114.
18. D. BHARDWAJ, M. SHARMA, P. SHARMA, R. TOMAR: Synthesis and surfactant modification of clinoptilolite and montmorillonite for the removal of nitrate and preparation of slow release nitrogen fertilizer. *Journal of Hazardous Materials* 2012, Vol. 227–228, pp. 292–300.
19. V.O. VASYLECHKO, G.V. GRYSCHOUK, V.P. ZAKORDONSKIY, I.O. PATSAY, N.V. LEN', O.A. VYVIURSKA: Sorption of terbium on transcarpathian clinoptilolite. *Microporous and Mesoporous Materials* 2013, Vol. 167, pp. 155–161.
20. Y.I. TARASEVICH, V.V. GONCHARUK, V.E. POLYAKOV, D.A. KRYSENKO, Z.G. IVANOVA, E.V. AKSENEKO, M.Y. TRYFONOVA: Efficient technology for the removal of iron and manganese ions from artesian water using clinoptilolite. *Journal of Industrial and Engineering Chemistry* 2012, Vol. 18, No. 4, pp. 1438–1440.
21. N.A. ÖZTAS, A. KARABAKAN, Ö. TOPAL: Removal of Fe(III) ion from aqueous solution by adsorption on raw and treated clinoptilolite samples. *Microporous and Mesoporous Materials* 2008, Vol. 111, No. 1–3, pp. 200–205.
22. X. LI, C. LIN, Y. WANG, M. ZHAO, Y. HOU: Clinoptilolite adsorption capability of ammonia in pig farm. *Procedia Environmental Sciences* 2010, Vol. 2, pp. 1598–1612.
23. K. POURLIOTIS, M.A. KARATZIA, P. FLOROU-PANERI, P.D. KATSOULOS, H. KARATZIAS: Effects of dietary inclusion of clinoptilolite in colostrum and milk of dairy calves on absorption of antibodies against *Escherichia coli* and the incidence of diarrhea. *Animal Feed Science and Technology* 2012, Vol. 172, No. 3–4, pp. 136–140.
24. Y.I. TARASEVICH, V.V. GONCHARUK, V.E. POLYAKOV, D.A. KRYSENKO, Z.G. V.J. INGLEZAKIS, M.A. STYLIANOU, D. GKANTZOU, M.D. LOIZIDOU: Removal of Pb(II) from aqueous solutions by using clinoptilolite and bentonite as adsorbents. *Desalination* 2007, Vol. 210, No. 1–3, pp. 248–256.
25. A. DIMIRKOU, M.K. DOULA: Use of clinoptilolite and an Fe – over exchanged clinoptilolite in Zn<sup>2+</sup> and Mn<sup>2+</sup> removal from drinking water. *Desalination* 2008, Vol. 224, No. 1–3, pp. 280–292.
26. K. ATHANASIADIS, B. HELMREICH, H. HORN: On-site infiltration of a copper roof runoff: Role of clinoptilolite as an artificial barrier material. *Water Research* 2007, Vol. 41, No. 15, pp. 3251–3258.
27. M.K. DOULA: Simultaneous removal of Cu, Mn and Zn from drinking water with the use of clinoptilolite and its Fe-modified form. *Water Research* 2009, Vol. 43, No. 15, pp. 3659–3672.
28. W. XU, L.Y. LI, J.R. GRACE: Dealumination of clinoptilolite and its effect on zinc removal from acid rock drainage. *Chemosphere* 2014, Vol. 111, pp. 427–433.
29. L. MIHALY-COZMUTA, A. MIHALY-COZMUTA, A. PETER, C. NICULA, H. TUTU, D. SILIPAS, E. INDREA: Adsorption of heavy metal cations by Na-clinoptilolite: Equilibrium and selectivity studies. *Journal of Environmental Management* 2014, Vol. 137, No. 5, pp. 69–80.
30. M.A. STYLIANOU, M.P. HADJICONSTANTINOY, V.J. INGLEZAKIS, K.G. MOUSTAKAS, M.D. LOIZIDOU: Use of natural clinoptilolite for the removal of lead, copper and zinc in fixed bed column. *Journal of Hazardous Materials* 2007, Vol. 143, No. 1–2, pp. 575–581.
31. M.E. ARGON: Use of clinoptilolite for the removal of nickel ions from water: Kinetics and thermodynamics. *Journal of Hazardous Materials* 2008, Vol. 150, No. 3, pp. 587–595.
32. K. GEDIK, I. IMAMOGLU: Removal of cadmium from aqueous solutions using clinoptilolite: Influence of pretreatment and regeneration. *Journal of Hazardous Materials* 2008, Vol. 155, No. 1–2, pp. 385–392.
33. Y.F. TAO, Y. QIU, S.Y. FANG, Z.Y. LIU, Y. WANG, J.H. ZHU: Trapping the lead ion in multi-components aqueous solution by natural clinoptilolite. *Journal of Hazardous Materials* 2010, Vol. 180, No. 1–3, pp. 282–288.
34. A. NEZAMZADEH-EJHIEH, M. KABIRI-SAMANI: Effective removal of Ni(II) from aqueous solutions by modification of nanoparticles of clinoptilolite with dimethylglyoxime. *Journal of Hazardous Materials* 2013, Vol. 260, pp. 339–349.
35. I. NUIĆ, M. TRGO, J. PERIĆ, N.V. MEDVIDOVIĆ: Analysis of breakthrough curves of Pb and Zn sorption from binary solutions on natural clinoptilolite. *Microporous and Mesoporous Materials* 2013, Vol. 167, pp. 55–61.
36. Z.-Y. JI, J.-S. YUAN, X.-G. LI, Z.-Y. JI, J.-S. YUAN, X.-G. LI: Removal of ammonium from wastewater using calcium form clinoptilolite. *Journal of Hazardous Materials* 2007, Vol. 141, No. 3, pp. 483–488.
37. D. KARADAG, Y. KOC, M. TURAN, B. ARMAGAN: Removal of ammonium ion from aqueous solution using natural Turkish clinoptilolite. *Journal of Hazardous Materials* 2006, Vol. B136, pp. 604–609.
38. Y. WANG, S. LIU, Z. XU, T. HAN, S. CHUAN, T. ZHU: Ammonia removal from leachate solution using natural Chinese clinoptilolite. *Journal of Hazardous Materials* 2006, Vol. B136, pp. 735–740.
39. Y.-F. WANG, F. LIN, W.-Q. PANG: Ammonium exchange in aqueous solution using Chinese natural clinoptilolite and modified zeolite. *Journal of Hazardous Materials* 2007, Vol. 142, No. 1–2, pp. 160–164.
40. D. KARADAG, S. TOK, E. AKGUL, M. TURAN, M. OZTURK, A. DEMIR: Ammonium removal from sanitary landfill leachate using natural Gordes clinoptilolite. *Journal of Hazardous Materials* 2008, Vol. 153, No. 1–2, pp. 60–66.
41. P. VASSILEVA, D. VOIKOVA: Investigation on natural and pretreated Bulgarian clinoptilolite for ammonium ions removal from aqueous solutions. *Journal of Hazardous Materials* 2009, Vol. 170, No. 2–3, pp. 948–953.
42. M. ŠILJEG, L. FOGLAR, M. KUKUČKA: The ground water ammonium sorption onto Croatian and Serbian clinoptilolite. *Journal of Hazardous Materials* 2010, Vol. 178, No. 1–3, pp. 572–577.
43. F.S. FATEMINIA, C. FALAMAKI: Zero valent nano-sized iron/clinoptilolite modified with zero valent copper for reductive nitrate removal. *Process Safety and Environmental Protection* 2013, Vol. 91, No. 4, pp. 304–310.
44. D.A. BEEBE, J.W. CASTLE, J.H. RODGERS JR.: Treatment of ammonia in pilot-scale constructed wetland systems with clinoptilolite. *Journal of Environmental Chemical Engineering* 2013, Vol. 1, No. 4, pp. 1159–1165.
45. H. HUO, H. LIN, Y. DONG, H. CHENG, H. WANG, L. CAO: Ammonia-nitrogen and phosphates sorption from simulated reclaimed waters by modified clinoptilolite. *Journal of Hazardous Materials* 2012, Vol. 229–230, pp. 292–297.
46. R. CORTÉS-MARTÍNEZ, M.T. OLGUÍN, M. SOLACHE-RÍOS: Cesium sorption by clinoptilolite-rich tuffs in batch and fixed-bed systems. *Desalination* 2010, Vol. 258, No. 1–3, pp. 164–170.
47. L.M. CAMACHO, S. DENG, R.R. PARRA: Uranium removal from groundwater by natural clinoptilolite zeolite: Effects of pH and initial feed concentration. *Journal of Hazardous Materials* 2010, Vol. 175, No. 1–3, pp. 393–398.
48. A. M. ANIELAK, M. WOJNICKI, K. PIASKOWSKI: Ocena skuteczności zastosowania zeolitów w oczyszczaniu ścieków komunalnych. *Gaz, Woda i Technika Sanitarna* 2009, nr 7–8, ss. 27–31.

49. K. PIASTOWSKI, R. NOWAK: Badania efektywności usuwania azotu amonowego na wybranych materiałach sorpcyjnych. *Rocznik Ochrony Środowiska* 2012, t. 14, ss. 563–571.
50. G. JI, J. TONG, Y. TAN: Wastewater treatment efficiency of a multi-media biological aerated filter (MBAF) containing clinoptilolite and bioceramsite in a brick-wall embedded design. *Bioresource Technology* 2011, Vol. 102, No. 2, pp. 550–557.
51. CUGW: Budownictwo oczyszczalni ścieków. Wytyczne techniczne projektowania drenaży rozsączających i filtrów piaskowych. Wydawnictwo Katalogów i Cenników, Warszawa 1971.
52. J. TABERNACKI, Z. HEIDRICH, M. SIKORSKI, K. KUCZEWSKI, J. ŁOMOTOWSKI, P. JASIŃSKI, K. LIPOWSKI: Album wzorcowych rozwiązań odprowadzania i unieszkodliwiania ścieków bytowo-gospodarczych z wiejskich gospodarstw zagrodowych. Wydawnictwo IMUZ, Falenty 1990.
53. E. BURSZTA-ADAMIAK, J. ŁOMOTOWSKI: Badania oporu hydraulicznego warstwy zakolmatowanej podczas okresowej infiltracji wody do gruntu (Head loss in silted-up layer during periodic water infiltration into the ground). *Ochrona Środowiska* 2006, vol. 28, nr 1, ss. 29–32.
54. D.N.H. BEACH, J.E. MCCRAY, K.S. LOWE, R.L. SIEGRIST: Temporal changes in hydraulic conductivity of sand porous media biofilters during wastewater infiltration due to biomat formation. *Journal of Hydrology* 2005, Vol. 311, No. 1–4, pp. 230–243.
55. J.R. BUMGARNER, J.E. MCCRAY: Estimating biozone hydraulic conductivity in wastewater soil-infiltration systems using inverse numerical modeling. *Water Research* 2007, Vol. 41, No. 11, pp. 2349–2360.
56. S. BEDBABIS, B.B. ROUINA, M. BOUKHRIS, G. FERRARA: Effect of irrigation with treated wastewater on soil chemical properties and infiltration rate. *Journal of Environmental Management* 2014, Vol. 133, No. 1, pp. 45–50.
57. C.L. HAWKINS, M.J. SHIPITALO, E. MOYE RUTLEDGE, M.C. SAVIN, K.R. BRYE: Earthworm populations in septic system filter fields and potential effects on wastewater renovation. *Applied Soil Ecology* 2008, Vol. 40, No. 1, pp. 195–200.
58. K. CHMIEŁOWSKI, R. ŚLIZOWSKI: Defining the optima range of a filter bed's  $d_{10}$  replacement diameter in vertical flow sand filters. *Environment Protection Engineering* 2008, Vol. 34, No. 3, pp. 35–42.
59. Z. ZHANG, Z. LEI, Z. ZHANG, N. SUGIURA, X. XU, D. YIN: Organics removal of combined wastewater through shallow soil infiltration treatment: A field and laboratory study. *Journal of Hazardous Materials* 2007, Vol. 149, No. 3, pp. 657–665.

**Kalenik, M. Sewage Treatment Efficacy of Sandy Soil Bed with Natural Clinoptilolite Assist Layer. *Ochrona Środowiska* 2014, Vol. 36, No. 3, pp. 43–48.**

**Abstract:** Model studies on sewage treatment in a sand bed with natural clinoptilolite assist layer of 0.1 and 0.2 m were carried out. It was observed that with regard to the basic quality parameters (total suspended solids, BOD<sub>5</sub>, COD, nitrogen, phosphorus), the effluent complied with the Polish sewage discharge standards. The sandy soil bed with natural clinoptilolite assist layer of 0.20 m was demonstrated to be more effective in sewage treatment when compared to 0.10 m bed. Application of the assist layer of 0.2 m clinoptilolite in the sand bed improved removal efficacy of total suspended solids (av. 3.5%), BOD<sub>5</sub> (av. 9%), COD

(av. 11%), total nitrogen (av. 8%) and total phosphorus (av. 59%) when compared to the bed with 0.10 m assist layer. Studies confirmed that natural clinoptilolite may be used to assist nitrogen and phosphorus removal from sewage via subsurface sewage disposal drains. However, very good efficacy of total suspended solid removal from sewage in the tested soil beds may lead to bed colmatation under subsurface sewage drain field. Therefore, settling tanks should be designed so that they could retain the greatest possible amount of total suspended solids (e.g. multi-chamber tanks instead of one-chamber tanks).

**Keywords:** Home sewage treatment plant, subsurface sewage drain field, total suspended solids, BOD<sub>5</sub>, nitrogen, phosphorus.