

WYDAWNICTWO POLSKIEJ AKADEMII NAUK

KOMITET INŻYNIERII ŚRODOWISKA

MONOGRAFIE

Nr 166

**OCENA GOSPODARKI
ŚCIEKOWO-OSADOWEJ
W POLSCE**

RAPORT

Redaktorzy:

**January Biń, Marek Gromiec,
Lucjan Pawłowski**

LUBLIN 2020

Wydawnictwo Polskiej Akademii Nauk 2020

© Komitet Inżynierii Środowiska PAN
ISBN 978-83-63714-65-9

Komitet Redakcyjny

prof. Anna Anielak	prof. Korneliusz Miksch
prof. Kazimierz Banasik	dr hab. inż. Maciej Mrowiec
prof. January Bień	prof. Hanna Obarska-Pempkowiak
prof. Ryszard Błażejowski	prof. Artur Pawłowski
prof. Michał Bodzek	dr hab. inż. Bernard Quant
dr hab. inż. Marcin Chodak	prof. Czesława Rosik-Dulewska
prof. Wojciech Dąbrowski	prof. Jadwiga Rotnicka
prof. Marzenna Dudzińska	prof. Marek Sozański
prof. Marek Gromiec	prof. Joanna Surmacz-Górska
dr hab. inż. Katarzyna Ignatowicz	prof. Krzysztof Szamałek
prof. Janusz Jeżowiecki	dr inż. Krystian Szczepański
prof. Katarzyna Juda-Rezler	mgr Andrzej Szweda-Lewandowski
prof. Małgorzata Kabsch -Korbutowicz,	prof. Kazimierz Szymański
dr hab. inż. Piotr Koszelnik	prof. Maria Wacławek
prof. Mirosław Krzemieniewski	prof. Józefa Wiater
prof. Izabela Majchrzak-Kucęba,	prof. Tomasz Winnicki
prof. Tadeusz Kuczyński	prof. Krzysztof Wojdyga
prof. Marian Kwietniewski	mgr Krzysztof Zaręba
prof. Marian Mazur	prof. Mirosław Żukowski

*Dofinansowano ze środków Środkowoeuropejskiego
Instytutu Badań nad Środowiskiem*

Redaktor Naczelny
prof. Lucjan Pawłowski

SPIS TREŚCI

Słowo wstępne	
<i>January Bień, Marek Gromiec, Lucjan Pawłowski.....</i>	4
Nowe koncepcje gospodarki wodno-ściekowej-osadowej	
<i>Marek Gromiec.....</i>	7
Wdrażanie Krajowego Programu Oczyszczania Ścieków Komunalnych w Polsce w latach 2003–2017 – realizacja założeń Traktatu Akcesyjnego	
<i>Joanna Kopczyńska.....</i>	33
Rola Narodowego Funduszu Ochrony Środowiska i Gospodarki Wodnej w finansowaniu Krajowego Programu Oczyszczania Ścieków Komunalnych	
<i>Ewa Kamieńska, Adam Zakrzewski.....</i>	54
Gospodarka ściekowa na terenach wiejskich	
<i>Ryszard Błażejowski, Sadzide Murat-Błażejowska.....</i>	77
Mikrozanieczyszczenia organiczne (MPs) w ściekach – źródła, toksyczność, metody usuwania	
<i>Maria Włodarczyk-Makuła, Ewa Wiśniowska.....</i>	87
Gospodarka komunalnymi osadami ściekowymi w obiegu zamkniętym	
<i>January Bień, Sylwia Myszograj, Ewelina Płuciennik-Koropczuk.....</i>	106
Rola termicznego przekształcania komunalnych osadów ściekowych w strategii rozwoju gospodarki osadami ściekowymi na przykładzie Niemiec	
<i>Tadeusz Pająk, January Bień.....</i>	125
Konwersja komunalnych osadów ściekowych w nawóz organiczny w systemach trzcinowych	
<i>Katarzyna Kotecka, Hanna Obarska-Pempkowiak</i>	143
Energetyczne wykorzystanie biomieszanki na bazie osadów ściekowych	
<i>Małgorzata Makowska, Sebastian Kujawiak, Maciej Pawlak, Aleksandra Sowińska.....</i>	156
Kompostowanie komunalnych osadów ściekowych	
<i>Ewelina Płuciennik-Koropczuk, Sylwia Myszograj.....</i>	165
Biologia komunalnych osadów ściekowych	
<i>Andrzej Butarewicz, Józefa Wiater.....</i>	179

Konwersja komunalnych osadów ściekowych w nawóz organiczny w systemach trzcinowych

Katarzyna KołECKA, Hanna Obarska-Pempkowiak
Politechnika Gdańska

Wstęp

Zgodnie z dyrektywami Unii Europejskiej, a w szczególności Dyrektywą 2000/60/WE Parlamentu Europejskiego i Rady Europy z 23 października 2000 roku, komunalne osady ściekowe powinny być ponownie wykorzystane, jeśli zostanie ograniczony do minimum ich niekorzystny wpływ na środowisko przyrodnicze. W dużych oczyszczalniach ścieków osady ściekowe są poddawane termicznej przeróbce, najczęściej przez spalanie. Jest to rozwiązanie bardzo drogie, niedostępne i ekonomicznie nieuzasadnione dla średnich i małych oczyszczalni. Inną metodą jest tzw. recykling organiczny, połączony z odzyskiem pierwiastków nawozowych. Jest on realizowany m.in. przy rolniczym wykorzystaniu osadów, rekultywacji terenów zdegradowanych czy kompostowaniu.

Przez wiele lat w Polsce dominującym sposobem zagospodarowania osadów ściekowych z małych oczyszczalni ścieków było ich składowanie na składowiskach odpadów. Jednak od 1 stycznia 2016 roku składowanie odpadów o cieple spalania powyżej 6 MJ/kg suchej masy jest zakazane. Tym samym małe oczyszczalnie ścieków stanęły przed wyborem technologii zagospodarowania osadów. O ile średnie i duże oczyszczalnie mogły pozwolić sobie na budowę zaawansowanych, najczęściej bardzo drogiej w budowie i eksploatacji technologii, o tyle małe oczyszczalnie, najczęściej ze względów ekonomicznych wybierały najprostszy sposób gospodarowania osadami, tj. odwadnianie mechaniczne i rolnicze wykorzystanie.

Recykling organiczny osadów, prowadzony w kierunku odzysku związków biogenych, ma miejsce m.in. przy ich rolniczym wykorzystaniu, przy kompostowaniu, czy przy rekultywacji terenów zdegradowanych. Ze względu na ilości wytwarzanych osadów oraz ich jakość ten rodzaj utylizacji jest praktycznie niedostępny dla dużych oczyszczalni ścieków. Natomiast zalecany jest przede wszystkim dla małych i średnich oczyszczalni. W Polsce jedynie 8% wytwarzanych osadów jest w ten sposób zagospodarowywanych. *Wprowadzenie w 2010 regulacji prawnych (Rozporządzenia Ministerstwa Środowiska w sprawie komunalnych osadów ściekowych z dnia 13 lipca 2010 r.) zahamowało tendencję wzrostu osadów stosowanych w rolnictwie i do rekultywacji gruntów. Obecnie ilość ta utrzymuje się na stałym, zbliżonym poziomie wynoszącym 109 tys. ton sm, co stanowi 20% wytwarzanych osadów. Jednak ze względu na postępujące zaostżenia legislacyjne, przewiduje się dalszy spadek ilości osadów wykorzystywanych w ten sposób. Może to przynieść znaczne straty w polskiej gospodarce, gdyż szacuje się, że łączny potencjał nawozowy osadów ściekowych warty jest ok. 200-300 mln zł rocznie (Wójtowicz i in., 2013). Dla małych i średnich oczyszczalni ścieków ciekawą alternatywą może być technologia wykorzystująca systemy trzcinowe do jednoczesnego odwadniania i stabilizacji osadów umożliwiającą odzysk cennych składników nawozowych. Osady ściekowe wytwarzane na obszarach wiejskich, ze względów prawnych oraz praktycznych i estetycznych powinny być*



nie tylko unieszkodliwiane, ale również rolniczo wykorzystywane ze względu na obecność materii organicznej oraz potencjalne właściwości nawozowe.

Systemy trzcinowe charakteryzują się skutecznym odwadnianiem oraz wysokim stopniem mineralizacji unieszkodliwianych osadów ściekowych. Produktem ostatecznym unieszkodliwiania osadów ściekowych w zintegrowanych systemach trzcinowych jest substancja humusowa o właściwościach nawozowych, z powodu stosunkowo wysokich stężeń azotu i fosforu w porównaniu z innymi nawozami organicznymi, np. gnojowicą. Proponowana technologia jest powszechnie znana i wykorzystywana w wielu krajach europejskich, np. we Francji, w Dani, a także w Szwecji, Norwegii, Hiszpanii i we Włoszech (Nielsen, 2003, 2007, Uggetti i in. 2009). W Polsce, w skali technicznej, systemy trzcinowe aktualnie pracują tylko na terenie konwencjonalnej oczyszczalni ścieków w Gniewinie k. Wejherowa oraz w Zambrowie w województwie podlaskim (Kołęcka i in., 2018).

Systemy trzcinowe eliminują główne problemy, które występują podczas mechanicznego odwadniania. Przede wszystkim nie wymagają drogich urządzeń do odwadniania. Eliminują również robociznę związaną z procesem mechanicznego odwadniania oraz konieczność stosowania drogich polielektrolitów. Istotnie też zmniejszają uciążliwości związane z magazynowaniem odwodnionych osadów, ich zagniwaniem.

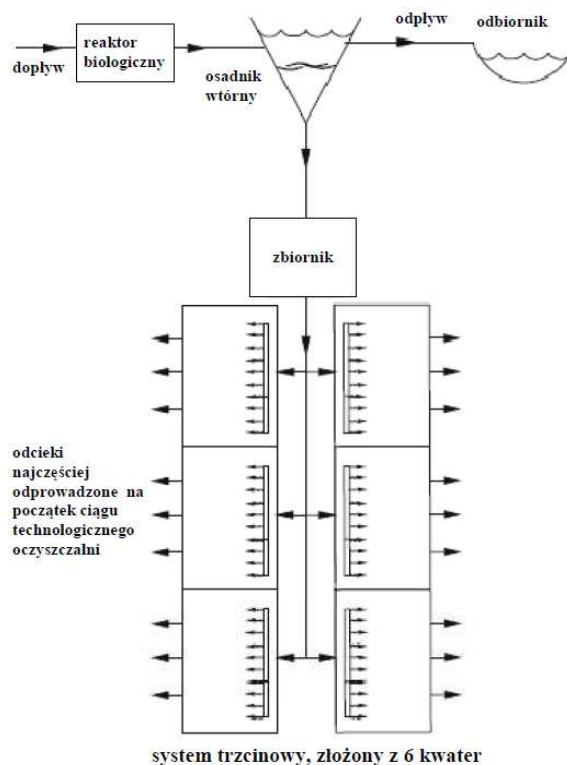
Systemy trzcinowe są przede wszystkim łatwe w obsłudze oraz charakteryzują się niskimi kosztami eksploatacyjnymi. Technologia ta daje możliwość jej dostosowania do lokalnych warunków terenowych, a naturalne walory umożliwiają łatwe wkomponowanie w istniejący krajobraz. Procesy odwadniania i stabilizacji w systemach trzcinowych zachodzą podobnie jak w warunkach naturalnych, a jej działanie związane jest z symulacją procesów zachodzących w naturalnych ekosystemach bagiennych.

W celu szerszego stosowania trzcinowej technologii do zintegrowanego odwadniania i stabilizacji konieczne są kompleksowe badanie funkcjonujących systemów trzcinowych w celu określenia jakości przetwarzanych osadów ściekowych. Ważne jest również poznanie zachodzących w tych systemach procesów. Z tego względu poszukiwane są nowe narzędzia, które byłyby pomocne w ich określaniu. Wymienione zagadnienia zostały szerzej opisane w pracy.

Charakterystyka zintegrowanej technologii odwadniania i stabilizacji osadów ściekowych w systemach trzcinowych

Zasada działania technologii polega na stosowaniu wielowarstwowych zalewów osadami, które charakteryzują się najczęściej niskim stężeniem suchej masy (0,5-1%). Przetwarzanie osadów odbywa się w specjalnie zbudowanych betonowych obiektach naziemnych lub basenach zasiedlonych zazwyczaj trzciną pospolitą. Czas przeróbki osadów wynosi średnio od 8 do 12 lat. Jednak można spotkać obiekty, w których czas eksploatacji jest dłuższy i wynosi 15, a nawet 20 lat (Nielsen i in., 2015). Osady mogą być podawane do systemu bezpośrednio z komór napowietrzania albo mogą być uprzednio uśrednione w zbiorniku. Skąd są podawane do systemu trzcinowego, złożonego z kilku kwater. Zasilana jest zawsze tylko jedna kwatera. W tym czasie pozostałe nie są zalewane, czyli znajdują się w fazie spoczynku (Kołęcka i Obarska-Pempkowiak, 2013, Nielsen 2003). Na rys. 1. przedstawiono schemat systemu trzcinowego do odwadniania i stabilizacji osadów ściekowych opisany przez Uggetti i in. (2010), a na rys.2 doprowadzenie osadów do jednej z kwater systemu trzcinowego eksploatowanego w Gniewinie.





Rys. 1. Schemat systemu trzcinyowego do odwadniania i stabilizacji osadów ściekowych dla oczyszczalni ścieków z komorą osadu czynnego, opracowane na podstawie Uggetti i in. (2010)

Przez około 30 lat systemy trzcinyowe stosowane do przeróbki osadów znalazły zastosowanie w oczyszczalniach ścieków obsługujących od kilkuset do nawet 125 000 Równoważnej Liczby Mieszkańców (RLM) (Uggetti i in. 2009, Nielsen, 2003). Zatem można przyjąć, że pojemność systemów trzcinyowych nie jest parametrem ograniczającym ich stosowanie. Technologia ta może być stosowana, jeśli tylko jest dostępna wymagana powierzchnia.



Rys. 2 Doprowadzenie osadów za pomocą rur umieszczonych z boku kwatery w Gnieźnie (foto Dariusz Rohde)

Na wymiarowanie obiektów hydrofitowych ma wpływ szereg czynników, m.in. (Nielsen 2017, KołECKA i Obarska-Pempkowiak, 2018): (i) warunki klimatyczne określonego regionu, (ii) ilość i rodzaj dostarczanych osadów, (iii) jakość osadów (określana zwykle na podstawie stężenia suchej masy) i czas ssania kapilarnego oraz zawartość tłuszczów. Ważne jest, aby przed projektowaniem znany był stopień stabilizacji osadów, zapotrzebowanie na tlen, zdolności flokulacyjne oraz charakterystyka odwadniania. Istotne jest, aby w okresie rozruchu (po obsadzeniu systemu trzciną) stosować niższe dawki osadów niż projektowane. Takie podejście umożliwi roślinom lepszy rozwój oraz ukorzenie się w podłożu. Okres rozruchu trwa średnio ok. 2 lata (Nielsen, 2003).



Rys. 3. Części nadziemne i podziemne trzciny pospolitej (Blumberg-Engineers, 2018)

Przeciętny okres eksploatacji systemu trzcinowego wynosi 8-12 lat. Jednak na podstawie doświadczeń wykazano, że można wydłużyć ten okres do ponad 15 lat. Jednak niezależnie od długości eksploatacji zawsze składa się on z trzech etapów: (i) okres rozruchu, (ii) okres pełnej eksploatacji, (iii) opróżniania systemu (Nielsen, 2003, Uggetti i in., 2010, KołECKA i in. 2018). Okres rozruchu trwa ok. 2 lat. W tym czasie dawka doprowadzanych do systemu osadów powinna być znacznie mniejsza od dawki zalecanej w projekcie. Zaleca się, aby nie przekraczać wartości $30 \text{ kg/m}^2\text{-rok}$. Po upływie tego czasu rośliny są całkowicie rozwinięte i eksploatacja obiektu może odbywać się z pełną, projektowaną wydajnością. Wydajność po przeliczeniu na suchą masę osadów powinna wynosić $50\text{-}60 \text{ kg/m}^2\text{-rok}$, w zależności od rodzaju i jakości osadów. Osady można dostarczać do systemu, aż do całkowitego zapełnienia kwater. W ostatnim, trzecim etapie rozpoczyna się usuwanie warstw odwodnionych i ustabilizowanych osadów. Kwatery trzcinowe opróżniane są po kolei. Jeśli użytkowane jest 8 kwater, to najczęściej 2 są opróżniane. W celu zwiększenia stężenia suchej masy osadów przed opróżnieniem nie powinno dostarczać się "świeżych" osadów, czyli nowych dawek.

Przerwy pomiędzy kolejnymi nawodnieniami zależą m.in. od wydajności złoża, warunków atmosferycznych, wieku obiektu, stężenia suchej masy w osadach, miąższości warstw zgromadzonych osadów.

Dłuższe okresy odpoczynku pomiędzy kolejnymi nawodnieniami, mogą powodować poprawę efektywności odwadniania i stabilizacji osadów. Jednak, aby zapewnić odpowiednio długie przerwy pomiędzy kolejnymi zasileniami, konieczna jest odpowiednia liczba kwater.

Nadrzędnym zadaniem systemów trzcinowych jest zapewnienie odpowiedniego przebiegu procesów odwodniania i stabilizacji dostarczonych osadów ścieków. Rozgałęziony system kłączy i korzeni trzciny pospolitej zapewnia rozwój różnorodnych mikroorganizmów (heterotroficznych i autotroficznych), dlatego też obecność trzciny pospolitej przyspiesza stabilizację osadów ściekowych. Na rys.3 przedstawiono zdjęcie sadzawek trzciny pospolitej stosowanych do nasadzeń.

Podczas procesu odwadniania początkowo płynne osady (99% uwodnienia) przekształcają się w formę stałą. Przyczynia się to do znaczącej redukcji ich objętości. Wzrost stężenia suchej masy osadów o 7% powoduje obniżenie początkowej objętości o 87%. Natomiast osady o stężeniu suchej masy wynoszącej 30%, posiadają jedynie 4% swojej początkowej objętości (Kołeczka i in, 2017).

Owadnianie w systemach trzcinowych zachodzi przede wszystkim na skutek grawitacyjnego odciekania wody z osadów oraz ewapotranspiracji. Proces ten wspomagany jest przez temperaturę, promieniowanie słoneczne i fotodegradację. W prawidłowo funkcjonujących obiektach grawitacyjne odciekanie wody zachodzi najszybciej, bezpośrednio po zalaniu złoża. Dodatkowo wiatr poruszając łodygami trzciny, przeciwdziała zatykaniu się świeżej warstwy osadów. Dzięki temu tworzy wolne przestrzenie, które wspomagają proces grawitacyjnego odwadniania. Następnie po osiągnięciu około 20% suchej masy proces ten ustaje. Dalsze odwodnienie następuje wskutek ewapotranspiracji. Jest to zjawisko parowania wody z powierzchni osadów oraz z nadziemnych części roślin, którego efektem jest dalsze zwiększenie stężenia suchej masy (Nielsen, 2003, Kołeczka i Obarska-Pempkowiak, 2013). Pomimo naturalnego charakteru procesów skuteczność odwadniania w systemach trzcinowych jest wysoka (Tabela 1).

Tabela 1. Średnie stężenia suchej masy osadów przetwarzanych w systemach trzcinowych

Nazwa obiektu, kraj	Rodzaj osadów,	Stężenie suchej masy w osadzie surowym, %	Stężenie suchej masy osadów po odwadnianiu, %	Literatura
Staffordshire, UK	Osady wstępne oraz nadmierne ze złóż biol.	4,0	20	Edwards i in. (2001)
Helsingør, Dania	Nadmierny osad czynny z komory oraz osadnika wtórnego	0,6	20	Nielsen (2007)
Rudkøbing, Dania	Nadmierny osad czynny z komory oraz osadnika wtórnego	0,8	29	Kołeczka i Obarska-Pempkowiak (2013)
Alpens, Hiszpania	Nadmierny osad czynny	1,1	24	Uggetti i in. (2009a)
Seva, Hiszpania	Nadmierny osad czynny	1,2	18	Uggetti i in. (2009a)

Nazwa obiektu, kraj	Rodzaj osadów,	Stężenie suchej masy w osadzie surowym, %	Stężenie suchej masy osadów po odwadnianiu, %	Literatura
Darżlubie, Polska	Osady ze osadnika Imhoffa	7,0	42	Zwara i Obarska-Pempkowiak (2000)
Swarzewo, Polska	Nadmierny osad czynny z osadnika wtórnego	1,0	14	Obarska-Pempkowiak i in. (2003)
Gniewino, Polska	Nadmierny osad czynny z osadnika wtórnego	1,0	9,3	Kołecka i in. 2018
Nadole, Polska	Nadmierny osad czynny z osadnika wtórnego	1,0	60,0	Kołecka i in. 2018

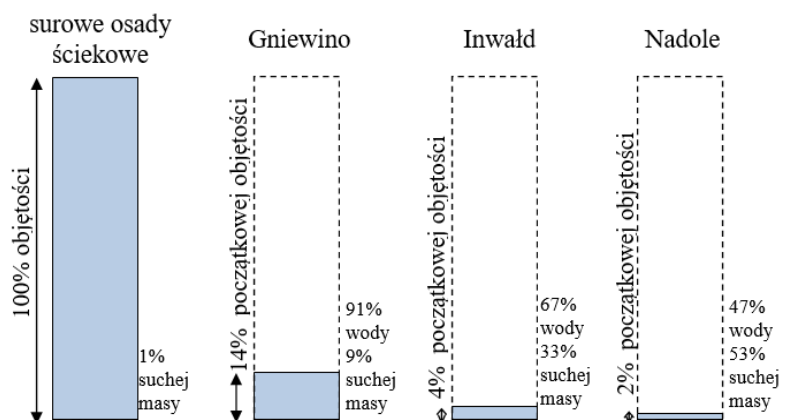
Efektywność odwadniania osadów w systemach trzcinowych (Tabela 1) jest porównywalna lub wyższa do efektywności urządzeń mechanicznych (Tabela 2). W przypadku wirówek, filtrów ciśnieniowych oraz pras taśmowych stwierdzono niższe stężenia suchej masy niż w większości systemów trzcinowych (Metcalf i Eddy 2003). *Zaletą obiektów trzcinowych w porównaniu do urządzeń mechanicznych jest brak konieczności stosowania polielektrolitów dla poprawy efektywności procesu. Dodatkowo systemy trzcinowe wymagają znacznie mniej energii elektrycznej, niż urządzenia mechaniczne.*

Tabela 2. Średnie stężenia suchej masy uzyskane z pomocą urządzeń mechanicznych, opracowane na podstawie Metcalf i Eddy (2003)

Metoda odwadniania	Rodzaj osadów	Średnie stężenia suchej masy, %
Wirówki	Osad czynny	14–20
	Osad przefermentowany	15–30
	Osad po stabilizacji tlenowej	8–10
Filtre ciśnieniowe	Osad czynny	12–18
	Osad przefermentowany	17–23
Prasy taśmowe	Osad czynny	12–18
	Osad przefermentowany	12–30
	Osad po stabilizacji tlenowej	12–25
Prasy filtracyjne	Osad czynny	27–33
	Osad przefermentowany	29–35



Zastosowanie systemów trzcinowych umożliwia zintegrowane odwadnianie i stabilizację osadów ściekowych. Odwadnianie jest bardzo istotnym procesem przeróbki osadów ściekowych, gdyż przyczynia się do znacznego zmniejszenia ich objętości (Rys. 4). Zwiększenie stężenia suchej masy do 9% powoduje zmniejszenie początkowej objętości do 14%. Natomiast osady o stężeniu suchej masy powyżej 50% posiadały jedynie 2% początkowej objętości.



Rys. 4 Obniżenie objętości osadów w odniesieniu do początkowej objętości podczas wzrostu stężenia suchej masy

Procesy stabilizacji pozwalają na zmniejszenie intensywności wydzielających się przykrych zapachów. Dodatkowo usprawniają proces odwadniania, zmniejszają liczbę organizmów patogennych oraz poprawiają właściwości reologiczne. W systemach trzcinowych osady ściekowe poddawane są jednoczesnemu odwadnianiu i stabilizacji. Tlen z atmosfery jest transportowany za pośrednictwem nadziemnych części roślin do rozbudowanego systemu korzeni i kłączy, a z nich do otaczającego środowiska glebowego. Tworzą się w ten sposób lokalne tlenowe mikrostrefy, wokół których występują mikrostrefy niedotlenione oraz mikrostrefy redukcyjne. Przyczynia się to do rozwoju różnorodnych mikroorganizmów, biorących udział w przemianach biochemicznych materii organicznej przy różnych wartościach potencjałów redukująco-utleniających. Rozkład materii organicznej powoduje stabilizację zgromadzonych osadów (Obarska-Pempkowiak i in., 2010).

O postępującej stabilizacji świadczy ubytek stężenia materii organicznej. W systemach trzcinowych ubytek ten w okresie 10-12 lat wynosi średnio 25-30%. Ostatecznie stężenie materii organicznej w zgromadzonych osadach przyjmuje wartość 40-50% s.m. (Tabela 3). Niższe wartości mogą wskazywać, że osady zatrzymano zbyt krótko, bądź system nie funkcjonuje prawidłowo.

Tabela 3. Średnie stężenie materii organicznej w osadach przetwarzanych w systemach trzcinowych

Nazwa obiektu, kraj	Rodzaj osadów	Stężenia materii organicznej w osadach surowych, % s.m.	Stężenia materii organicznej po stabilizacji, % s.m.	Literatura
Staffordshire, UK	Osady wstępne oraz nadmierne ze złóż biologicznych	74	52	Edwards i in. (2001)
Helsingør, Dania	Nadmierny osad czynny z komory oraz osadnika wtórnego	61	41	Nielsen (2007)
Rudkøbing	Nadmierny osad czynny z komory oraz osadnika wtórnego	59	42	Kołecka i Obarska-Pempkowiak (2013)
Alpens, Hiszpania	Nadmierny osad czynny	60	41	Uggetti i in. (2009a)
Seva, Hiszpania	Nadmierny osad czynny	58	48	Uggetti i in. (2009a)
Darżlubie, Polska	Osady z osadnika Imhoffa	60	45	Zwara i Obarska-Pempkowiak (2000)
Swarzewo, Polska	Nadmierny osad czynny z osadnika wtórnego	-	60	Obarska-Pempkowiak i in. (2003)
Gniewino, Polska	Nadmierny osad czynny z osadnika wtórnego	70	53,0	Kołecka i in. 2018
Nadole, Polska	Nadmierny osad czynny z osadnika wtórnego	70	52,0	Kołecka i in. 2018

Wg Uggetti i in. (2010) końcowe stężenie materii organicznej w osadach stabilizowanych w systemach trzcinowych jest porównywalna do wartości uzyskanych przy zastosowaniu procesu fermentacji (w warunkach beztlenowych).

Badania przeprowadzone przez Kołecką i Obarską-Pempkowiak (2013) oraz Nielsena (2007) wykazały obniżenie stężenia materii organicznej wraz z głębokością zgromadzonych osadów. Podobnie jak w przypadku odwadniania, świadczy to o wpływie czasu na efektywność stabilizacji. Zaobserwowano również pewien stopień mineralizacji oraz humifikacji już po pierwszym roku stabilizacji w systemach trzcinowych.

Ze względu na przeważnie wysokie stężenia azotu i fosforu w ustabilizowanych osadach ściekowych mogą one stanowić cenny nawóz (Uggetti i in., 2010, Kołecka i Obarska-Pempkowiak, 2013, Nielsen i Bruun, 2015). Stężenia związków biogenych zależą przede wszystkim od źródła ścieków oraz stosowanych procesów podczas ich oczyszczania.



Stężenia związków biogenych w osadach ściekowych z wybranych systemów trzcinowych podano w tabeli 4.

Tabela 4. Średnie stężenia azotu i fosforu w osadach ściekowych zgromadzonych w systemach trzcinowych

Nazwa obiektu, kraj	Stężenie w % s.m.		Literatura
	Azot	Fosfor	
Helsing, Dania	2,6	3,4	Nielsen i Bruun (2015)
Nakskov, Dania	3,0	4,0	Nielsen i Bruun (2015)
Kellerup, Dania	3,4	3,7	Nielsen i Bruun (2015)
Kolding, Dania	3,6	4,1	Nielsen i Bruun (2015)
La Fontina, Włochy	2,9	-	Peruzzi i in. (2013)
Alpens, Hiszpania	3,3	0,1	Uggetti i in. (2009)
Sant Boi de Lluçanès, Hiszpania	3,1	0,07	Uggetti i in. (2009)
Seva, Hiszpania	3,0	0,14	Uggetti i in. (2009)
Darżlubie, Polska	2,4	0,24	Kołecka i in. (2018)
Swarzewo, Polska	1–10	0,2–1	Kołecka i in. (2018)

Zazwyczaj podczas przemian biochemicznych w systemach trzcinowych stężenia azotu ulegają obniżeniu wraz z głębokością. Na przykład w badaniach przeprowadzonych przez Nielsena (2011) wykazano, że w systemie w Nakskov (Dania) stężenie azotu obniżyło się o ponad 45% z 3,4% s.m. w warstwie górnej (0-10cm) do 1,8% s.m. w dolnej warstwie (120-130 cm) stabilizowanej w okresie 20 lat stabilizacji. Obniżenie stężenia azotu wraz z głębokością potwierdzają również inne badania (Zwara i Obarska-Pempkowiak, 2000, Kołecka i Obarska-Pempkowiak, 2013). Ubytek azotu jest spowodowany przez mikrobiologiczne procesy nityfikacji i denityfikacji (Nielsen i Brunon, 2015). Dodatkowo część azotu wymywana jest ze zgromadzonych warstw osadów i opuszcza system trzcinowy drenażem, jako składnik wody odciekowej (przede wszystkim w postaci azotanów). W przypadku stężenia fosforu analizowane osady znacznie różniły się. *Dodatkowo stwierdzono, że stężenie fosforu w stabilizowanych osadach zwiększa się wraz z głębokością.* Tę zależność potwierdzają między innymi Nielsen (2011), Zwara i Obarska-Pempkowiak (2000) czy Kołecka i Obarska-Pempkowiak (2013). *Część związków fosforu reaguje z żelazem i innymi składnikami osadów, powodując jego związanie w strukturę zakumulowanych osadów.*

Osady ściekowe mogą stanowić potencjalnie bardzo cenny nawóz. Jednak bardzo często zawierają również zanieczyszczenia stanowiące potencjalne ryzyko dla zdrowia i życia ludzi i zwierząt oraz dla środowiska. Głównym zanieczyszczeniem osadów są metale ciężkie (Wójtowicz i in., 2013).



Stężenia metali w osadach ściekowych są zmienne. Zakłada się, że najważniejszym ich źródłem są ścieki przemysłowe (szczególnie związane z działalnością taką, jak: galwanotechnika, przemysł chemiczny, zakłady garbarskie, przemysł farmaceutyczny, obróbka metali, huty stali, produkcja nawozów, pralnie, przemysł naftowy, impregnacja drewna itp.) oraz spływy powierzchniowe (Wójtowicz i in., 2013).

W osadach z różnych systemów trzcinowych dominującymi metalami były cynk i miedź. Potwierdzają to badania przeprowadzone m.in. przez Peruzzi i in., (2011), Uggetti i in. (2010) czy Kołecką i Obarską-Pempkowiak (2013). *Badania przeprowadzone przez Nielsena i in. (2014) oraz Kołecką i Obarską-Pempkowiak (2013) wskazują, że metale związane są przede wszystkim z frakcją niemobilną. Zatem ich uwalnianie do środowiska jest znacznie ograniczone. Dodatkowo w żadnym z analizowanych systemów trzcinowych stężenia metali w zakumulowanych osadach nie przekraczały wartości dopuszczalnych przy rolniczym wykorzystaniu (Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 6 lutego 2015 r. w sprawie komunalnych osadów ściekowych). Średnie stężenia metali w wybranych systemach trzcinowych podano w Tabela 6.*

Tabela 5. Średnie stężenia wybranych metali ciężkich w osadach ściekowych odwadnianych i stabilizowanych w systemach trzcinowych.

Nazwa obiektu, kraj	Stężenie, mg/kg s.m.						Literatura
	Pb	Cd	Cr	Ni	Cu	Zn	
Helsing, Dania	52	1,2	31	22	372	627	Nielsen i Bruun (2015)
Nakskov, Dania	79	1,7	34	32	270	1140	Nielsen i Bruun (2015)
Kellerup, Dania	65	1,1	28	37	233	880	Nielsen i Bruun (2015)
Kolding, Dania	64	1,7	35	26	419	929	Nielsen i Bruun (2015)
La Fontina, Włochy	66	1,5	38	47	581	1752	Peruzzi i in. (2015)
Alpens, Hiszpania	52	0,6	55	29	392	551	Uggetti i in. (2009a)
Sant Boi de Lluçanès, Hiszpania	40	0,6	44	33	147	497	Uggetti i in. (2009a)
Seva, Hiszpania	80	1,0	58	41	237	706	Uggetti i in. (2009a)
Darżlubie, Polska	31	1,7	23	17	28	869	Kołecką i in. (2018)
Swarzewo, Polska	16	0,9	7,0	15	22	649	Kołecką i in. (2018)
Gniewino, Polska	9,5	1,3	46,3	24,6	123,7	723,3	Kołecką i in. (2018)
Nadole, Polska	37,7	1,5	90,7	33,4	91,1	945,3	Kołecką i in. (2018)

Tabela 6. Dopuszczalne stężenia metali ciężkich w komunalnych osadach ściekowych, wg Rozporządzenia Ministra Środowiska w sprawie komunalnych osadów ściekowych

Metale	Maksymalne dopuszczalne stężenia metali ciężkich w mg/kg suchej masy osadów przy stosowaniu komunalnych osadów ściekowych		
	w rolnictwie oraz do rekultywacji gruntów na cele rolne	do rekultywacji terenów na cele nierolne	przy dostosowywaniu gruntów do określonych potrzeb wynikających z planów gospodarki odpadami, planów zagospodarowania przestrzennego lub decyzji o warunkach zabudowy i zagospodarowania terenu, do uprawy roślin przeznaczonych do produkcji kompostu, do uprawy roślin nieprzeznaczonych do spożycia i produkcji pasz
Kadm (Cd)	20	25	50
Miedź (Cu)	1000	1200	2000
Nikiel (Ni)	300	400	500
Ołów (Pb)	750	1000	1500
Cynk (Zn)	2500	3500	5000
Rtęć (Hg)	16	20	25
Chrom (Cr)	500	1000	2500

Dopuszczalne dawki komunalnych osadów ściekowych stosowane w rolnictwie oraz do rekultywacji gruntów na cele rolne w nie mogą przekraczać 3 Mg s.m./ha rok. Natomiast dawki stosowane do rekultywacji terenów na cele nierolne, do uprawy roślin przeznaczonych do produkcji kompostu, do uprawy roślin nieprzeznaczonych do spożycia i do produkcji pasz nie mogą przekraczać 15 Mg s.m. /ha rok.

Najbardziej istotnym biologicznym procesem odpowiedzialnym za usuwanie metali ciężki jest ich pobieranie przez rośliny (bioakumulacja). Peruzzi i in. (2009) wykazali niewielki wzrost stężenia metali ciężkich w korzeniach trzciny po 400 dniach pracy systemu. Chociaż wzrost ten w porównaniu do stężeń metali w zakumulowanych osadach był bardzo niski. Obecność metali w osadach jest uwarunkowana ich stężeniem w ściekach dopływających do oczyszczalni (Uggetti i in., 2010, Nielsen i in., 2014) oraz ich akumulacją w osadach (Kołęcka i in., 2018).

Na podstawie badań mikrobiologicznych osadów ściekowych wykonanych przez Obarską-Pempkowiak i in. (2003) wykazano, że po 8 miesiącach ich stabilizacji w systemach trzcinowych liczba bakterii *E. coli* została znacząco zmniejszona, a bakterie *Salmonella* inaktywowane. *W porównaniu do początkowego stanu mikrobiologicznego osadów nastąpiła znacząca poprawa.*

Natomiast Nielsen (2007) analizował obniżenie bakterii kałowych w osadach po stabilizacji w systemach trzcinowych wynoszącej 1-4 miesięcy od ostatniego zasilenia. Wyniki wykazały obniżenie liczby bakterii do wartości: 2/100 g osadów dla Salmonelli, poniżej 10/100g osadów dla Enterokoków i poniżej 200/100 g osadów dla E. coli. Jednocześnie nie stwierdzono obecności tych bakterii w warstwie osadów na głębokości poniżej 25 cm. Procesy stabilizacji przyczyniły się do poprawy stanu sanitarnego osadów.

Wnioski

Na podstawie analizy doniesień literaturowych oraz otrzymanych wyników badań sformułowano następujące wnioski:

1. Systemy trzcinowe mogą przyczynić się do rozwiązania problemu komunalnych osadów ściekowych w małych i średnich oczyszczalniach, zapewniających ich konwersję w bezpieczny nawóz organiczny, który można na miejscu zagospodarować zgodnie z założeniami idei gospodarki cyrkulacyjnej.
2. Systemy trzcinowe zapewniają skuteczne zintegrowane odwadnianie i stabilizację. Wytworzony nawóz jest bogaty w fosfor a zawartości azotu są na poziomie stężeń w gnojowicy bydłowej.
3. Ze względu na wysokie stężenie związków biogenych oraz niskie stężenia metali ciężkich osady ściekowe po okresie odwadniania i stabilizacji w systemach trzcinowych mogą być również wykorzystane do rekultywacji gruntów.
4. Krajowe doświadczenia związane z aplikacją tej technologii były dotychczas ograniczone.
5. Jednak eksploatacja i badania przeprowadzone w polskim systemie trzcinowym w Gniewinie k. Wejherowa potwierdziły, skuteczny przebieg procesu stabilizacji, odwadniania oraz rozwiązały problem zagospodarowania osadów. Efektywność procesu jest uwarunkowana czasem eksploatacji oraz stopniem zasiedlenia kwater trzciną.
6. Systemy trzcinowe są łatwe w obsłudze oraz charakteryzują się niskimi kosztami eksploatacyjnymi i mogą znaleźć zastosowanie w małych i średnich oczyszczalniach ścieków.
7. Systemy trzcinowe eliminują główne problemy, które występują podczas mechanicznego odwodnienia i nie wymagają drogich urządzeń do odwadniania ani stosowania drogich polielektrolitów.
8. Kłopot z wdrożeniem tej technologii jest spowodowany brakiem zaufania do tej technologii, ponieważ nie została dostatecznie rozpowszechniona w Polsce, pomimo, że jest bardzo popularna w Danii, Niemczech, Francji i innych krajach Europy.



Literatura

1. Blumberg-Engineers, (2018). <https://blumberg-engineers.com/en/32/referenzen-klärschlammvererdungEN> (data dostępu 21.07.2018)
2. Edwards J.K., Gray K.R., Cooper D.J., Biddlestone A.J., Willoughby N., (2001). Reed bed dewatering of agricultural sludges and slurries. *Water Science and Technology*, vol. 44, no11–12, 551–558
3. Kim B.J., Smith E.D., (1997). Evaluation of sludge dewatering reed beds: a niche for small systems. *Water Science and Technology*, vol. 35, no 6, 21–28
4. KołECKA K., Obarska-Pempkowiak H., (2013). Potential fertilizing properties of sewage sludge treated in the Sludge Treatment Reed Beds (STRB). *Water Science and Technology*, vol. 68, no 6, 1412–1418
5. KołECKA K., Gajewska M., Obarska-Pempkowiak H., Rohde D., (2017). Integrated dewatering and stabilization system as an environmentally friendly technology in sewage sludge management in Poland. *Ecological Engineering*, 98, 346–353
6. KołECKA K., Obarska-Pempkowiak H., Gajewska M., (2018). Polish experience in operation of sludge treatment reed beds. *Ecological Engineering*, 120, 405–410
7. Metcalf i Eddy Inc., (2003). *Wastewater Engineering: Treatment, Disposal and Reuse*. McGraw-Hill, New York, USA
8. Nielsen S., (2003). Sludge drying reed beds. *Water Science and Technology*, vol. 48, no 5, 101–109
9. Nielsen S., (2007). Helsing sludge reed beds systems: reduction of pathogenic microorganisms. *Water Science and Technology*, vol. 56, no 3, 175–182
10. Nielsen S., (2011). Sludge treatment reed bed facilities – organic load and operation problems. *Water Science and Technology*, vol. 63, no 5, 941–947
11. Nielsen S., Bruun EW., (2015). Sludge quality after 10–20 years of treatment in reed bed systems. *Environmental Science and Pollution Research*, vol. 22, no 17, 12885–12891
12. Obarska-Pempkowiak H., Gajewska M., Wojciechowska E., (2010). *Hydrofitowe oczyszczanie wód i ścieków*. Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa
13. Uggetti, E., Llorens, E., Pedescoll, A., Ferrer, I., Castellnou, R., García, J., (2009). Sludge dewatering and stabilization in drying reed beds: characterization of three fullscale systems in Catalonia, Spain. *Bioresource Technology*, 100, 3882–3890
14. Uggetti E., Ferrer I., Llorens E., García J., (2010). Sludge treatment wetlands: a review on the state of the art. *Bioresource Technology*, vol. 101, no 9, 2905–2912 272.
15. Wójtowicz W., Jędrzejewski C., Bieniowski M., Darul H., (2013). *Modelowe rozwiązania w gospodarce osadowej*, Izba Gospodarcza "Wodociągi Polskie" Bydgoszcz, 498 s.