



Zrównoważone gospodarowanie ściekami na przykładzie obszarów wiejskich

*Hanna Obarska-Pempkowiak, Katarzyna Kolecka,
Magdalena Gajewska, Ewa Wojciechowska, Arkadiusz Ostojski
Politechnika Gdańska*

1. Wstęp

Znaczny dopływ ładunku związków azotu i fosforu za pośrednictwem rzek m.in. z Polski przyczynia się do eutrofizacji wód Morza Bałtyckiego. Szacuje się, że ok. 75% ogólnego ładunku azotu i aż 95–99% ogólnego ładunku fosforu jest doprowadzane do Bałtyku w odpływie rzeczonym. Pozostałość pochodzi z atmosfery. Około 25% ładunku azotu pochodzi z depozycji atmosferycznej, która jest drugim istotnym źródłem zanieczyszczenia Bałtyku. Długi czas wymiany wód Bałtyku wynoszący od 25–30 lat powoduje, że tylko bezpośrednie działania w jego zlewni mogą przyczynić się do poprawy jakości jego wód [8, 11, 12, 23].

Wśród dziewięciu państw usytuowanych w rejonie Morza Bałtyckiego, Polska odprowadza największy ładunek związków azotu i fosforu. Podejmowane działania w ostatnich latach znacznie ograniczyły jego dopływ. W okresie ostatnich 20 lat ładunek azotu ogólnego odprowadzany z terytorium naszego kraju do wód Morza Bałtyckiego uległ obniżeniu o ok. 43,0%, a ładunek fosforu o ok. 62% [9]. Pomimo to odprowadzane ładunki związków biogenych z obszaru Polski wciąż są zbyt wysokie. Aktualnie odprowadzany ładunek rzekami spływającymi z terytorium Polski wynosi odpowiednio: 120 tys. ton N_{og} /rok i 5 tys. ton P_{og} /rok, co stanowi 20% ogólnego ładunku odprowadzanego do Bałtyku. Natomiast ładunek odprowadzany ze ściekami oczyszczonymi z komunalnych oczyszczalni ścieków jest prawie 10-krotnie niższy [8].

Zanieczyszczenie wód powierzchniowych jest wywołane przede wszystkim nieuporządkowaną gospodarką ściekowo-osadową obszarów wiejskich. Wg GUS [10] w 2012 roku odsetek osób korzystających z sieci wodociągowej wynosił 76,2%, natomiast do sieci kanalizacyjnej podłączonych było zaledwie 29,4% ludności obszarów wiejskich. W wielu miejscach budowa sieci kanalizacyjnej jest nieuzasadniona pod względem ekonomicznym i środowiskowym.

Realizacja Krajowego Programu Zagospodarowania Ściekami spowodowała szereg działań związanych z budową i modernizacją dotychczasowych obiektów oczyszczania ścieków. Pomimo, że liczba oczyszczalni ścieków stale rośnie, wciąż bardzo dużo gospodarstw nie ma możliwości podłączenia do komunalnych oczyszczalni. Jednym z elementów, który mógłby uporządkować gospodarkę komunalną, szczególnie na terenach nieurbanizowanych, jest zastosowanie przydomowych oczyszczalni ścieków (POŚ), np. z wykorzystaniem technologii hydrofitowej. Nowe rozwiązania wykorzystujące tę technologię umożliwiają zagospodarowanie ścieków, co wynika nie tylko z możliwości ich oczyszczania, ale również zagospodarowania osadów ściekowych w warunkach lokalnych.

W pracy podano charakterystykę sanitacji obszarów wiejskich w Polsce na tle krajów Europy Środkowej i Wschodniej oraz najnowsze przykłady zagospodarowania ścieków i osadów w systemach wykorzystujących technologie hydrofitowe.

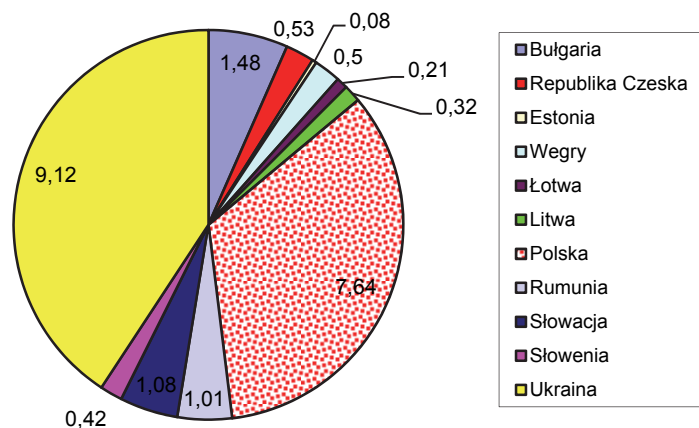
2. Gospodarka wodno-ściekowa obszarów wiejskich

W krajach Europy Środkowej i Wschodniej prawie 30% populacji (odpowiednio 42 mln ludności) zamieszkuje miejscowości, gdzie liczba mieszkańców jest poniżej 2000. Zaledwie ok. 9,0% ludności tych terenów jest podłączonych do komunalnych oczyszczalni ścieków.

Pomimo, że w Polsce liczba komunalnych oczyszczalni ścieków wynosi 3157 i jest najwyższa na obszarze Środkowo-Wschodniej Europy, to jednak tylko 64,0% ludności odprowadza do nich ścieki. Szacuje się, że aż 7,64 mln osób nie ma możliwości podłączenia się do komunalnych oczyszczalni ścieków (rys. 1).

W Polsce na jeden kilometr sieci kanalizacyjnej przypada 400 mieszkańców miast, a jedynie 74 mieszkańców wsi [2]. Przyjmuje się, że

budowa kanalizacji jest technicznie i ekonomicznie uzasadniona, gdy na 1 km jej długości przypada mniej niż 120 osób, a na terenach objętych szczególną ochroną prawną mniej niż 90 osób [25]. Dlatego dla wielu rejonów wiejskich rozbudowa sieci kanalizacyjnej jest ekonomicznie i technicznie nieuzasadniona.



Rys. 1. Ludność bez możliwości podłączenia do komunalnej oczyszczalni ścieków, opracowane na podstawie [13]

Fig. 1. The population without the possibility of connecting to municipal wastewater treatment plant, on the basis of [13]

W przypadku braku możliwości podłączenia się do sieci komunalnych konieczne jest stosowanie kanalizacji bezodpływowej, np. zbiorników bezodpływowych, tzw. szamb lub przydomowych oczyszczalni ścieków.

Liczba zbiorników bezodpływowych, które są przeznaczone do gromadzenia nieczystości ciekłych uległa zmniejszeniu w ostatnich latach, ze względu na wysokie koszty eksploatacji. W 2012 roku ich liczba wynosiła 2 318 tys. (podczas gdy w 2009 roku – 2 433 tys.) [10]. Wg Kundzewicza i Miłaszewskiego [17] całkowity koszt budowy i eksploatacji zbiorników bezodpływowych jest niemal 2-krotnie wyższy niż w przypadku POŚ.

W ostatnich latach w Polsce odnotowano znaczny wzrost liczby nowych POŚ z 62 000 w roku 2009 do 126 164 w roku 2012 [10]. Szacu-

je się, że zrównoważenie gospodarki ściekowo-osadowej będzie związane z budową kolejnych 700 tys. obiektów obsługujących ok. 3,8 mln mieszkańców [21].

Dotychczas wykazano, że usuwanie zanieczyszczeń ze ścieków na obszarach wrażliwych na eutrofizację wymaga stosowania Hybrydowych Systemów Hydrofitowych (HSH) złożonych ze złóż z pionowym i poziomym przepływem ścieków [21].

Badania przeprowadzone przez zespół pracowników z Politechniki Gdańskiej [6, 21, 22] w ramach projektu norweskiego NORWET wykazały, że obiekty te charakteryzują się wysoką efektywnością usuwania zanieczyszczeń, pod warunkiem prawidłowego eksploataowania i funkcjonowania m.in. osadników gnilnych oraz przestrzegania zalecanych obciążeń hydraulicznych oraz ładunków materii organicznej i związków azotu.

Przydomowe oczyszczalnie ścieków definiowane są zazwyczaj jako obiekty obsługujące do 50 mieszkańców. Ich maksymalna przepustowość w Polsce wynosi $5 \text{ m}^3/\text{d}$ wg Prawa Wodnego [27] i $7,5 \text{ m}^3/\text{d}$ wg Prawa Budowlanego [28]. Oczyszczalnie lokalne przeznaczone są do oczyszczania ścieków pochodzących od 50 do 2000 mieszkańców. Wg Rozporządzenia Ministra Środowiska z dn. 24 lipca 2006 [26] ścieki odprowadzane, do wód płynących, z tych obiektów powinny spełniać następujące warunki: $\text{BZT}_5 \leq 40 \text{ mgO}_2/\text{dm}^3$, $\text{ChZT} \leq 150 \text{ mgO}_2/\text{dm}^3$, zawiesina ogólna $\leq 50 \text{ mg}/\text{dm}^3$. Dodatkowo, gdy ścieki odprowadzane są do wód stojących lub na obszarach szczególnie wrażliwych na eutrofizację (obecnie cały obszar Polski) należy zapewnić stężenie $\text{N}_{\text{og}} \leq 30 \text{ mg}/\text{dm}^3$ oraz $\text{P}_{\text{og}} \leq 5,0 \text{ mg}/\text{dm}^3$. W tych warunkach HSH, ze względu na prostą budowę i eksploatację, zapewniają skuteczne usuwanie związków biogenych i stanowią konkurencję dla systemów konwencjonalnych.

Odpowiednio skonstruowane i eksploatowane systemy hydrofitowe są również wykorzystywane do odwadniania i stabilizacji osadów ściekowych pochodzących zarówno z konwencjonalnych oczyszczalni ścieków, jak również z POŚ. Metoda ta polega na stosowaniu wielowarstwowych zalewów osadów ściekowych (o niskiej zawartości suchej masy 0,5–1%) najczęściej w specjalnie zbudowanych obiektach naziemnych lub podziemnych zasiedlonych trzcina (*Phragmites australis*) [16, 18].

3. Metodyka badań

W ramach badań monitorowano w województwie pomorskim pracę lokalnych systemów hydrofitowych przeznaczonych do biologicznego oczyszczania ścieków (pochodzących od 15 do 750 mieszkańców) po wstępnym mechanicznym ich oczyszczaniu w osadnikach gnilnych. Obiekty znajdowały się w Darżlubiu k. Pucka, w Wieszynie, Wiklinie i Sarbsku k. Słupska oraz w Schodnie k. Kościerzyny [6].

Analizowano również 9 hybrydowych przydomowych oczyszczalni ścieków (POŚ) wybudowanych w 2009 roku na terenie gminy Stężyca w ramach projektu NORWET. Obiekty te pracowały w trzech konfiguracjach.

Przeprowadzono również badania jakości osadów ściekowych stabilizowanych w systemach hydrofitowych pracujących w warunkach lokalnych. Stabilizacji poddawano osady ściekowe pochodzące z konwencjonalnych oczyszczalni ścieków, zlokalizowanych w Helsinge, Rudkobing, Nakskov, Vallo k. Kopenhagi (w poszczególnych obiektach znajdowało się 8–10 kwater, które zasilano osadami pochodzącymi od 9 000 do 40 000 OLM (Obliczeniowa Liczba Mieszkańców), czas eksploatacji wynosił od 7–15 lat) oraz z oczyszczalni ścieków zlokalizowanej w Gniewinie w woj. pomorskim (w obiekcie znajduje się 6 kwater zasilanych osadami pochodzącymi od 24 000 mieszkańców; czas eksploatacji 2 lata) [1,5,16].

W analizowanych oczyszczalniach pobierano próbki ścieków doprowadzanych i odprowadzanych z uwzględnieniem czasu zatrzymania ścieków w monitorowanych obiektach badań [5, 6]. W pobranych próbkach wykonywano pomiary stężeń zawiesiny ogólnej, materii organicznej (BZT₅ i ChZT) oraz azotu ogólnego i fosforu ogólnego. Zastosowane procedury badań są zgodne z Polskimi Normami i zaleceniami podanymi w Rozporządzeniu Ministra Środowiska z dnia 24 lipca 2006 [26].

W celu określenia współzależności liniowej zmiennych zastosowano współczynnik korelacji Pearsona (r) przy założeniu, że dla $|r| < 0,2$ występuje brak związku liniowego, dla wartości 0,2–0,4 istnieje słaba zależność (w tych badaniach traktowana jako nieistotna zależność), dla wartości 0,4–0,7 występuje umiarkowana zależność, natomiast dla wartości z zakresu 0,7–0,9 zależność jest silna, a dla $|r| > 0,9$ bardzo silna.

W osadach ściekowych stabilizowanych metodą hydrofitową wykonano oznaczenie zawartości suchej masy i materii organicznej oraz

stężeń azotu ogólnego i fosforu ogólnego. Wszystkie oznaczenia wykonano zgodnie z obowiązującymi Polskimi Normami [17].

4. Wyniki badań i ich omówienie

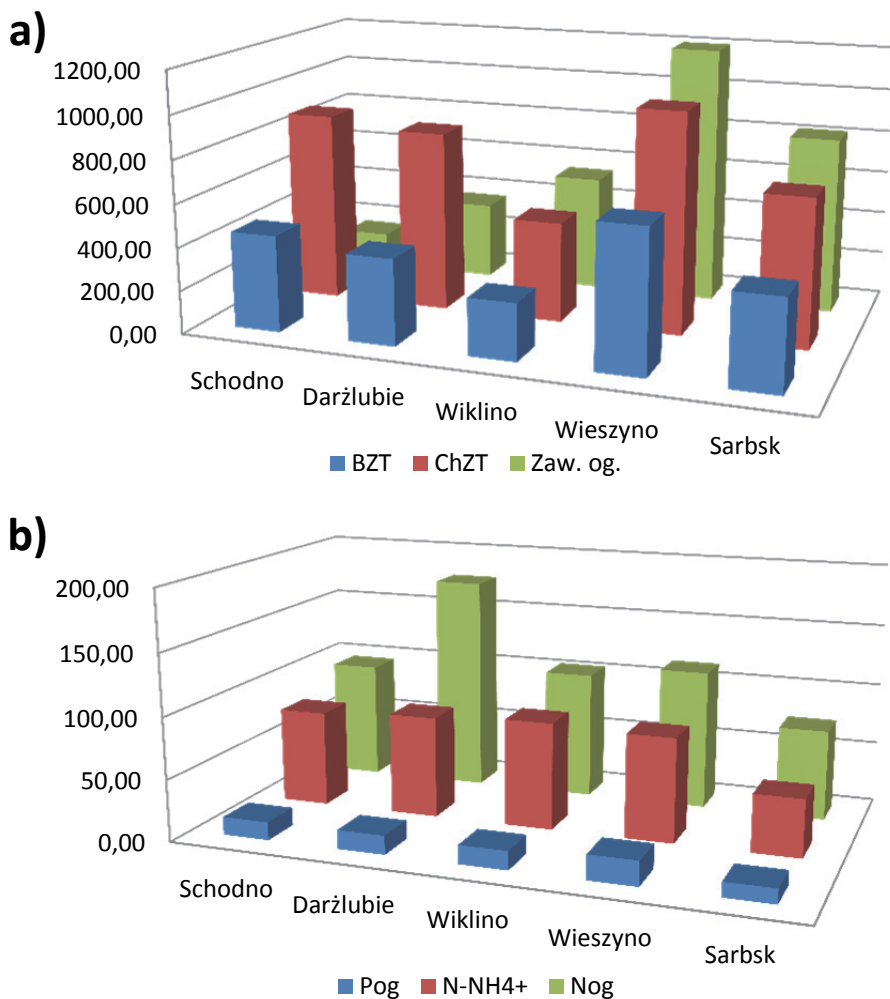
4.1. Lokalne oczyszczalnie hydrofitowe

Na rysunku 2 przedstawiono charakterystykę jakości ścieków doprowadzanych do analizowanych HSH. Jakość ścieków odprowadzanych do środowiska przedstawiono na rysunku 3 z podaniem dystrybuanty rozkładu Weibulla dla poszczególnych stężeń analizowanych zanieczyszczeń.

Jakość ścieków doprowadzanych do analizowanych obiektów różniła się znacznie. Obiekt w Wieszynie zasilany był ściekami o najwyższych stężeniach zanieczyszczeń. Wysokie stężenie zawiesiny ogólnej oraz materii organicznej w ściekach doprowadzanych do pierwszego złoża w tym obiekcie potwierdza niewłaściwą eksploatację osadnika gnilnego. Natomiast ścieki doprowadzane do oczyszczalni w Schodnie charakteryzowały się dużą zmiennością. Bardzo wysokie stężenia materii organicznej doprowadzane do obiektów w Darżlubiu i Schodnie były spowodowane dopływem gnojowicy z obszarów przylegających do oczyszczalni. Stężenia zanieczyszczeń w ściekach doprowadzanych były bardzo wysokie, co może wskazywać na nieefektywną pracę osadników wstępnych w tych obiektach. W konsekwencji analizowane obiekty zasilane były ściekami o wyższych ładunkach zanieczyszczeń niż te, które zostały przyjęte w projektach budowlanych. Przekładało się to na ich niższą efektywność usuwania charakterystycznych zanieczyszczeń (rys. 3).

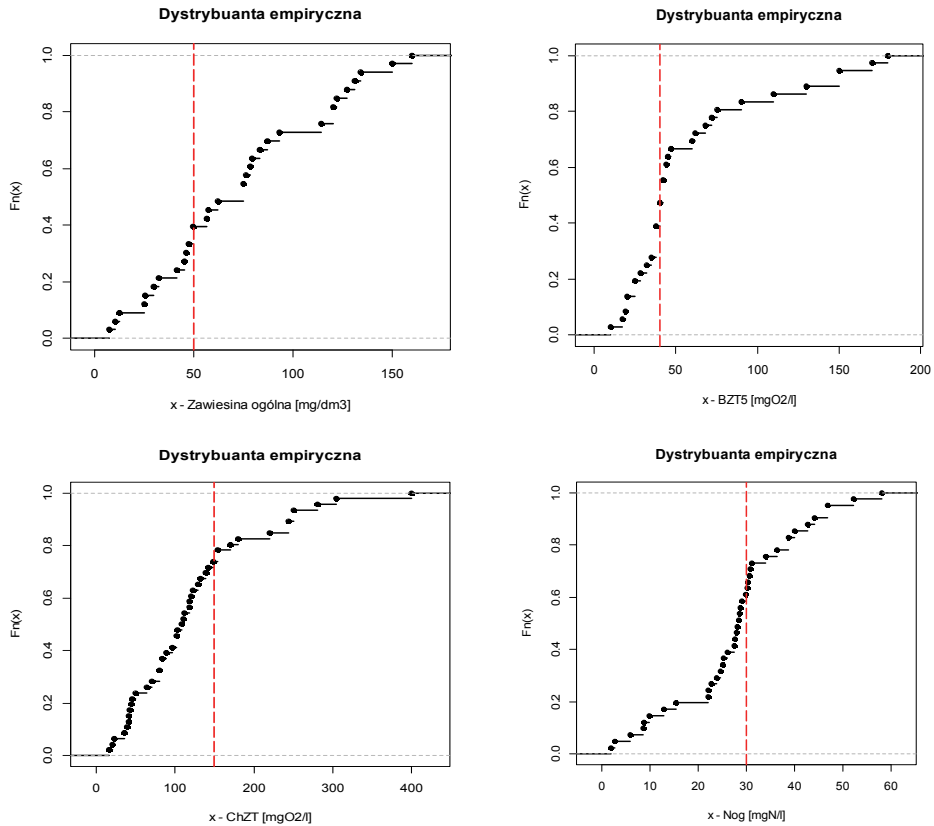
Zaledwie 40% analizowanych próbek (co dopowiada 153 dobowo w roku kalendarzowym) spełniało wymogi, co do wartości stężenia zawiesiny ogólnej w oczyszczonych ściekach (rys. 3a). Podczas prowadzonego monitoringu stwierdzono, że większość złóż hydrofitowych pracujących w pierwszym stopniu analizowanych HSH uległa kolmatacji wskutek doprowadzania zbyt dużych stężeń materii organicznej w postaci zawiesinowej lub /i nieprawidłowo zaprojektowanego systemu doprowadzania ścieków. W konsekwencji tworzyły się uprzywilejowane strefy przepływu ścieków np. doprowadzane ścieki płynęły po powierzchni, co spowodowało zmniejszenie skuteczności usuwania zawiesiny ogólnej. Dla materii organicznej (BZT₅ i ChZT) oraz azotu ogólnego wskaźniki niezawodności zmieniały się od 60 do 80 % (rys. 3 b-d). Za-

obserwowano bardzo dobrą niezawodność pracy analizowanych HSH dla azotu ogólnego i ChZT (303 i 292 dni w roku, odpowiednio) i nieco niższą dla BZT₅ wynoszącą 219 dni w roku.



Rys. 2. Średnie wartości stężeń charakterystycznych zanieczyszczeń w ściekach doprowadzanych do analizowanych obiektów a) BZT, ChZT i zawiesina ogólna, b) P_{og} , N_{og} i $N-NH_4^+$

Fig. 2. Average values of specific pollutant concentrations in wastewater supplied to the analyzed objects a) BOD, COD and total suspended solids, b) P_{og} , N_{og} and $N-NH_4^+$



Rys. 3. Dystrybuanta empiryczna rozkładu stężeń zanieczyszczeń w ściekach oczyszczonych w analizowanych HSH dla: (a) zawiesiny og., (b) BZT₅, (c) ChZT, (d) N_{og}

Fig. 3. The empirical distribution function of pollutant concentrations in treated wastewater in analyzed objects for: (a) suspended solids, (B) BOD₅, (c) COD, (d) N_{tot}

Dotychczas oczyszczalnie hydrofitowe były stosowane w drugim stopniu oczyszczania ścieków do 2000 mieszkańców. Ostatnio budowane są też obiekty oczyszczające ścieki bytowe, pochodzące nawet od 3500 mieszkańców. Odpowiedni dobór technologii, uwzględniający zastosowanie wielostopniowych złożeń ze zmiennym poziomym i pionowym przepływem ścieków, pozwolił na zmniejszenie jednostkowej powierzchni nawet do 1,7 m²/OLM. Jest to znacznie mniejsza powierzchnia w porównaniu do dotychczas zalecanych 5 m²/OLM [7].

4.2. Przydomowe oczyszczalnie hydrofitowe

Najbardziej popularnymi, dotychczas wykorzystywanymi urządzeniami POŚ są drenaże rozsączające i filtry piaskowe. Mniej popularne są złoża biologiczne i reaktory z osadem czynnym. Zasadniczą wadą drenażu rozsączającego jest duże zapotrzebowanie na powierzchnię, wynoszące od 20 do 60 m²/M, brak możliwości kontrolowania jakości oczyszczonych ścieków oraz zagrożenie zanieczyszczenia wód podziemnych. W przypadku filtrów piaskowych konieczne jest stosowanie drogiego, płukanego i sortowanego piasku do wypełnienia złoża, a przy niekorzystnym nachyleniu terenu konieczność użycia pompy. Często również występuje problem z przykrymi zapachami. Reaktory z osadem czynnym mogą zapewnić skuteczne usuwanie materii organicznej oraz związków azotu i fosforu. Jednak koszt budowy oraz oczyszczania ścieków jest wyższy, a ich eksploatacja wymaga fachowej obsługi oraz zabezpieczenia serwisu urządzeń. Złoża biologiczne mogą być umieszczone w zbiorniku o konstrukcji podobnej do osadnika gnilnego. Obiekty te potrzebują jednak długiego czasu rozruchu i są energochłonne [3, 21, 24].

Stosunkowo nową metodą wykorzystywaną w POŚ są wielostopniowe systemy hydrofitowe. Zasadniczą zaletą tej technologii jest prosta budowa, łatwa eksploatacja oraz naturalny wygląd. Dodatkowo wg Kundzewicza i Miłaszewskiego [15] koszty eksploatacji tego typu oczyszczalni są najniższe w porównaniu z innymi urządzeniami stosowanymi w POŚ.

W Polsce pierwsze przydomowe oczyszczalnie ścieków wykorzystujące metodę hydrofitową pojawiały się w latach dziewięćdziesiątych ubiegłego wieku. Były to obiekty z poziomym przepływem. Dopiero w roku 2004 w Polsce zaczęto stosować hydrofitowe oczyszczalnie jednostopniowe z pionowym przepływem ścieków. Po pilotowych obiektach wybudowanych w rejonie Gdańska i Wrocławia [20], wdrażanie tego typu obiektów rozpoczęto na Podlasiu. Obecnie funkcjonuje tam ponad 60 takich oczyszczalni.

W ramach projektu "Innowacyjne rozwiązanie gospodarki ściekowo-osadowej dla terenów niezurbanizowanych" w lipcu 2009 wybudowano na terenie gm. Stężycza na Kaszubach dziewięć oczyszczalni hydrofitowych. Zastosowano 3 konfiguracje urządzeń:

- I konfiguracja – osadnik wstępny o przedłużonym czasie zatrzymania (5–6 dni), następnie złoża typu VF i staw,
 - II konfiguracja – osadnik wstępny, następnie 2 sekwencyjnie pracujące złoża typu VF I i VF II oraz staw,
 - III konfiguracja – osadnik wstępny, prefiltr wypełniony materiałem pollytag, następnie złoża typu HF i staw [21].
- W każdej konfiguracji wybudowano 3 obiekty.

Badania obiektów hydrofitowych podzielono na dwa okresy badawcze. Pierwszy okres stanowiły lata 2010–2011 (prowadzone zarówno w okresie wegetacyjnym, jak i pozawegetacyjnym). Drugi okres odnosił się do badań prowadzonych w latach 2012–2013 (uwzględniających jedynie okres pozawegetacyjny). Uzyskane wyniki skuteczności usuwania zanieczyszczeń w wyżej wymienionych obiektach podano w tabeli 1.

Tabela 1. Średnia skuteczność^{*)} usuwania zanieczyszczeń w hydrofitowych POŚ w gm. Stężyca na Kaszubach, %

Table 1. The average efficiency^{*)} of pollutants removal in hydrophite on-site WWTP in Stężyca in Kashubian region, %

Konfiguracja	Ob.	Parametr							
		I okres badań				II okres badań			
		Zaw. og	ChZT	N _{og}	P _{og}	Zaw. og	ChZT	N _{og}	P _{og}
I	1	68,2	84,1	70,6	68,2	93,5	91,5	82,3	21,2
	2	65,4	60,0	55,9	65,4	90,7	91,2	78,5	40,0
	3	29,1	53,1	55,6	29,1	82,0	86,3	75,0	5,6
II	1	67,8	68,6	75,9	67,8	79,9	81,5	73,8	1,9
	2	61,4	83,1	79,0	61,4	86,8	84,7	73,5	21,6
	3	64,0	78,6	54,3	64,0	91,3	76,5	77,8	13,7
III	1	57,6	79,9	49,7	57,6	83,7	85,5	63,6	30,1
	2	54,7	82,4	69,9	54,7	81,2	85,8	64,7	26,2
	3	50,0	83,3	55,8	50,0	87,0	85,9	68,8	37,4

^{*)} Skuteczność policzono jako $(C_o - C_k) / C_k \cdot 100\%$, gdzie C_o – stężenie na dopływie, C_k – stężenie na odpływie

We wszystkich konfiguracjach stwierdzono najniższą skuteczność usuwania związków fosforu. Natomiast skuteczność usuwania zawiesiny ogólnej i materii organicznej (wyrażonej w ChZT) była wysoka i wynosiła ok. 90,0%. Stwierdzono również wysoką średnią skuteczność usuwania azotu ogólnego powyżej 60,0%.

Najwyższą skuteczność oczyszczania zapewniały obiekty pracujące w konfiguracji II. Działanie obiektów pracujących w konfiguracjach I i III było również efektywne.

Uzyskane wyniki porównano z efektywnością usuwania zanieczyszczeń w obiektach hydrofitowych analizowanych w literaturze (tabela 2).

Na podstawie analizy dotychczas funkcjonujących obiektów stwierdzono, że najniższą skutecznością usuwania materii organicznej charakteryzowały się obiekty z przepływem poziomym typu HF. Średnio skuteczność usuwania BZT₅ wynosiła od 45,8% do 78,7%. Skuteczność usuwania N_{og} była jeszcze niższa i wynosiła od 24,2% do 44,7%. Główną przyczyną słabej efektywności usuwania zanieczyszczeń była niewłaściwa eksploatacja osadników gnilnych oraz dopływ do złóż ścieków zawierających zawiesiny i tłuszcze. Powodowało to w niektórych przypadkach zmianę charakteru działania obiektów z obiektów z przepływem podpowierzchniowym na obiekty z przepływem powierzchniowym (typu SF – surface flow).

Znacznie wyższą skuteczność usuwania zanieczyszczeń uzyskano w obiektach hydrofitowych z przepływem pionowym. Średnia efektywność usuwania zawiesiny ogólnej wynosiła 86,0%, BZT₅ – 96,0%, a ChZT – 88,0%. Skuteczność usuwania związków biogenych w obiektach tego typu była znacznie niższa i wynosiła średnio 58,0% dla N_{og} i 31,0% dla P_{og}.

Najwyższą efektywność usuwania związków fosforu i azotu uzyskano w obiektach hybrydowych. Natomiast usuwanie materii organicznej oraz zawiesiny w tych obiektach było na poziomie efektywności uzyskanej w obiektach z przepływem pionowym.

Obiekty hydrofitowe z przepływem pionowym (VF) oraz obiekty hybrydowe (bez względu na zastosowaną konfigurację) charakteryzowały się bardzo wysoką skutecznością usuwania zawiesiny ogólnej i materii organicznej (tabela 1 i 2). Znacznie niższa skuteczność usuwania materii organicznej występowała w obiektach z przepływem poziomym (HF).

Tabela 2. Średnia skuteczności usuwania zanieczyszczeń w obiektach hydrofitowych stanowiących POŚ

Table 2. The average removal efficiency in hydrophite objects as on-site WWTPs

Obiekt	Konfiguracja	Parametr					Źródło
		Zaw. og.	BZT ₅	ChZT	N _{og}	P _{og}	
Wawrów, gm. Santok	HF	b.d.	66,8	b.d.	38,5	b.d.	Obarska-Pempkowiak i in. [19]
Gralewo, gm. Santok	HF	b.d.	64,2	b.d.	30,8	b.d.	Obarska-Pempkowiak i in. [19]
Małyszyn, gm. Mirzec	HF	b.d.	45,8	b.d.	44,7	b.d.	Obarska-Pempkowiak i in. [19]
Rokitno, gm. Rokitno	HF	b.d.	78,7	b.d.	24,2	b.d.	Obarska-Pempkowiak i in. [19]
Jamiłkowski, gm. Sokoły	VF	88,1	98,1	88,9	41,9	61,5	Gajewska i Obarska-Pempkowiak [4]
Stypółkowski, gm. Sokoły	VF	84,3	94,9	86,8	13,4	54,1	Gajewska i Obarska-Pempkowiak [4]
Dąbrowica (układ I), gm. Jastków	HF-VF	83,0	93,0	88,0	48,0	77,0	Józwiakowski [14]
Dąbrowicy (układ II), gm. Jastków	VF-HF	88,0	94,0	91,0	61,0	84,0	Józwiakowski [14]
Janowo, gm. Janowa	VF-HF	89,0	96,0	94,0	66,0	95,0	Józwiakowski [14]

b.d. – brak danych*

Obiekty, w których zastosowano więcej niż jedno złożo hydrofitowe, charakteryzowały się zdecydowanie większą skutecznością usuwania związków biogenych. Najwyższą skuteczność usuwania związków azotu i fosforu uzyskano przy konfiguracji złożów VF-HF (tabela 1 i 2).

4.3. Stabilizacja osadów ściekowych w warunkach wiejskich

Osady ściekowe stanowią bardzo kłopotliwy produkt uboczny procesu oczyszczania ścieków. Powstają one zarówno w komunalnych oczyszczalniach ścieków, jak i POŚ. Wytwarzane osady są przyczyną pojawiania się kolejnych problemów. Po pierwsze, ze względu na sanita-

cję obszarów wiejskich i budowę wielu POŚ wzrasta ilość produkowanych osadów. Po drugie brak wystarczającej wiedzy oraz odpowiednich warunków i środków ich zagospodarowania zwłaszcza wtedy, gdy centralne komunalne oczyszczalnie ścieków są znacznie oddalone od gospodarstw wiejskich.

Rozwiązaniem problemów osadów ściekowych zarówno w POŚ, jak i małych oraz średnich oczyszczalniach ścieków mogłaby być technologia hydrofitowa do odwadniania i stabilizacji osadów ściekowych.

Efektywność działania tych systemów jest porównywalna z efektami uzyskiwanymi w urządzeniach mechanicznych np. prasach ciśnieniowych (gdzie zawartość suchej masy w odwadnianych osadach może wynosić nawet 40%) [15, 16, 18]. Dodatkowo koszt unieszkodliwiania osadów w systemach hydrofitowych jest stosunkowo niski i stanowi zaledwie 5–10% kosztów powszechnie stosowanych rozwiązań [15]. W odróżnieniu od tradycyjnych poletek ociekowych w systemach hydrofitowych następuje znaczna intensyfikacja wielu procesów biochemicznych, które powodują nie tylko bardziej intensywne odwadnianie osadów, lecz również w wyniku postępującej stabilizacji istnieje możliwość przekształcenia pozostałej materii w substancję humusową lub kompost.

W Polsce dotychczas wybudowano i eksploatowano kilka obiektów pilotowych opisanych przez Kolecką i Obarską-Pempkowiak [16] oraz Zwarę i Obarską-Pempkowiak [26]. Jednym z pierwszych obiektów wdrożonych w pełnej skali jest obiekt trzcinowy w Gniewinie. Porównanie jakości osadów ściekowych stabilizowanych w obiekcie trzcinowym w Polsce w ciągu 1 roku eksploatacji oraz czterech duńskich obiektów trzcinowych eksploatowanych w okresie od 7 do 15 lat podano w tabeli 3.

Na podstawie podanych wyników badań stwierdzono, że obiekt trzcinowy w Gniewinie charakteryzował się najniższą zawartością suchej masy, a także najwyższą zawartością materii organicznej. W obiektach z Danii wartości tych parametrów były bardziej do siebie zbliżone. Znaczne różnice w zawartości suchej masy i materii organicznej pomiędzy omawianymi obiektami wynikały przede wszystkim z czasu eksploatacji. Wysoka zawartość materii organicznej w osadach ściekowych świadczy o tym, że osady te nie zostały jeszcze ustabilizowane. Doświadczenia z eksploatacji obiektów duńskich wykazały, że konieczne jest długookresowe zatrzymanie osadów w obiektach, aby umożliwić pełną stabilizację.

Tabela 3. Jakość osadów ściekowych odwadnianych i stabilizowanych w obiektach trzcinowych

Table 3. The quality of sewage sludge dewatered and stabilized in reed bed systems

Parametr	Obiekty duńskie				Obiekt polski
	Helsinge	Rudkobing	Nakskov	Vallo	Gniewino
Sucha masa, %	20,7±2,6	29,3±3,5	23,6 ±2,9	26,1±2,7	11,8±2,4
Materia organiczna, % s.m.	41,1±2,9	42,0±2,3	44,1±2,0	46,0±4,3	57,1±11,5
Azot ogólny, %s.m	2,0±0,1	1,9±0,2	2,4±0,3	2,2±0,3	4,9±1,0
Fosfor ogólny, %s.m.	3,8±0,2	4,7±0,1	4,1±0,4	4,2 ±0,6	4,1±0,8

Stężenie fosforu ogólnego było we wszystkich obiektach na porównywalnym poziomie i było znacznie powyżej średnich wartości w porównaniu do osadach ściekowych odwadnianych w urządzeniach mechanicznych. Wg Bienia [1] wartości zmieniają się od 0 do 1,5% s.m. Stężenie azotu ogólnego w osadach z obiektu trzcinowego w Gniewinie było dwukrotnie wyższe niż dla osadów stabilizowanych z Danii. Uzyskane wartości były porównywalne z wartościami azotu ogólnego podawanymi przez Bienia [1] (wynoszącymi od 1,5 do 5,0% s.m.). Stosunkowo wysokie stężenia azotu w Gniewinie były spowodowane wysokim stężeniem związków azotu w oczyszczanych ściekach, co potwierdza dopływ nawozów organicznych w spływach powierzchniowych ze zlewni o charakterze rolniczym.

Uzyskane rezultaty potwierdzają, że analizowana metoda unieszkodliwiania i potencjalnego zagospodarowania osadów ściekowych w warunkach lokalnych stanowi alternatywę dla metod stosowanych w oczyszczalniach ścieków. W przypadku braku komunalnych oczyszczalni ścieków w warunkach wiejskich może znacznie obniżyć koszty związane z transportem osadów.

5. Wnioski

Na podstawie przeprowadzonych badań odnoszących się do najnowszych zastosowań zagospodarowania ścieków i osadów w systemach hydrofitowych sformułowano następujące wnioski:

1. Metoda hydrofitowa stanowi dobry przykład inżynierii ekologicznej, a jej zastosowanie w gospodarce komunalnej umożliwi zrównoważone gospodarowanie ściekami.
2. Lokalne systemy hydrofitowe można stosować w biologicznym stopniu oczyszczania ścieków do 3500 mieszkańców. Przy prawidłowej pracy osadników wstępnych obiekty te charakteryzują się dużą skutecznością usuwania zanieczyszczeń. Analizowane obiekty charakteryzowały się wysokimi wskaźnikami niezawodności dla azotu ogólnego i ChZT.
3. Obiekty hydrofitowe dobrze sprawdzają się jako przydomowe oczyszczalnie ścieków. Największą skutecznością usuwania zanieczyszczeń charakteryzowały się obiekty hybrydowe.
4. Odpowiednio skonstruowane systemy trzcinowe zapewniają skuteczne odwadnianie i stabilizację osadów ściekowych. Przeprowadzone badania wykazały, że ustabilizowane osady stanowią bezpieczny produkt pod względem sanitarnym i chemicznym, a tym samym stanowią potencjalny nawóz organiczny, bogaty w związki azotu i fosforu, nadający się do rolniczego wykorzystania.

Literatura

1. **Bień J.:** *Osady ściekowe. Teoria i praktyka*. Wydawnictwo Politechniki Częstochowskiej. Częstochowa 2007.
2. **Błażejowski R.:** *Stan i możliwości rozwoju infrastruktury wodociągowo-kanalizacyjnej w Polsce*. *Gaz, Woda i Technika Sanitarna*. 2, 49–51 (2012).
3. **Brzostowski N., Hawryłyszyn M., Karbowski D., Paniczek S.:** *Przydomowe oczyszczalnie ścieków. Poradnik*. Podlaska Stacja Przyrodnicza Narwe. Białystok 2008.
4. **Gajewska M., Obarska-Pempkowiak H.:** *20 lat doświadczeń z eksploatacji oczyszczalni hydrofitowych w Polsce*. *Rocznik Ochrona Środowiska (Annual Set the Environment Protection)*. 11, 875–888 (2009).
5. **Gajewska M., Obarska-Pempkowiak H.:** *Efficiency of pollutant removal by five multistage 3 constructed wetlands in a temperate climate*. *Environment Protection Engineering*. 37(3), 27–37 (2011).

6. **Gajewska M., Wojciechowska E., Obarska-Pempkowiak H.:** *Najnowsze doświadczenia i aplikacje metody hydrofitowej w gospodarce komunalnej.* Gaz, Woda i Technika Sanitarna. 7, 264–268 (2014).
7. **Gajewska M.:** *Wpływ składu chemicznego ścieków i odcieków na specjację, konwersję i usuwanie azotu w oczyszczalniach hydrofitowych.* Wydawnictwo Politechniki Gdańskiej, Seria Monografie, nr 136, 2013.
8. GIOŚ (Główny Inspektorat Ochrony Środowiska): *Program Państwowego Monitoringu Środowiska na lata 2010–2012.* Warszawa 2009.
9. GIOŚ (Główny Inspektorat Ochrony Środowiska): *Raport o stanie środowiska w Polsce 2008.* Biblioteka Monitoringu Środowiska Warszawa 2010.
10. GUS (Główny Urząd Statystyczny): *Infrastruktura komunalna w 2012 r.,* Wyd. GUS. Warszawa 2013.
11. HELCOM: *Baltic facts and figures, 2004.*
http://www.helcom.fi/environment2/nature/en_GB/facts
12. HELCOM: *The Fourth Baltic Sea Pollution Load Compilation (PLC-4).* Baltic Marine Environ. Protection Com. Proc. 93, 2004.
13. **Istencic D., Bodik I., Bulc T.:** *Barriers for implementation of treatment wetlands in central and Eastern Europe.* Environmental Science and Pollution Research. in press, 2015.
14. **Jóźwiakowski K., Mucha Z., Generowicz A., Baran S., Bielińska J.:** *The use of multi-criteria analysis for selection of technology for a household sewage treatment plant following the idea of sustainable development.* Archives of Environmental Protection. w druku, 2015.
15. **Kolecka K., Obarska-Pempkowiak H.:** *Operation of reed systems used to stabilisation of sewage sludge.* Polish Journal of Environmental Studies. 6, 60–69 (2009).
16. **Kolecka K., Obarska-Pempkowiak H.:** *Potential fertilizing properties of sewage sludge treated in the Sludge Treatment Reed Beds (STRB).* Water Science & Technology. 68(6), 1412–1418 (2013).
17. **Kundzewicz A., Milaszewski R.:** *Analiza efektywności kosztowej indywidualnych systemów usuwania i oczyszczania ścieków.* Inżynieria Ekologiczna. 24, 174–183 (2011).
18. **Nielsen S.:** *Sludge drying reed beds.* Water Science and Technology. 48(5), 101–109 (2003).
19. **Obarska-Pempkowiak H., Gajewska M., Wojciechowska E., Ostojki A.:** *Oczyszczalnie w ogrodzie.* Wydawnictwo Seidel-Przywecki. Warszawa 2012.
20. **Obarska-Pempkowiak H., Gajewska M., Wojciechowska E.:** *Hydrofitowe oczyszczanie wód i ścieków.* PWN. Warszawa 2010.

21. **Obarska-Pempkowiak H., Kowalik P., Gajewska M., Tuszyńska A.:** *Oczyszczalnie hydrofitowe – doświadczenia i perspektywy rozwoju*. „Gospodarka wodno-ściekowa w regionach rolniczo-przemysłowych”. Zeszyty Naukowe Politechniki Białostockiej, 16, Wydawnictwo Politechniki Białostockiej, tom II, 192–202 (2003).
22. **Paruch A.M. Mæhlum T., Obarska-Pempkowiak H., Gajewska M., Wojciechowska E., Ostojki A.:** *Rural domestic wastewater treatment in Norway and Poland: experiences, cooperation and concepts on the improvement of constructed wetland technology*. *Water Science and Technology*. 63(4), 776–781 (2011).
23. **Pastuszak M.:** *Charakterystyka zlewiska Morza Bałtyckiego. Udział Polskiego rolnictwa w emisji związków azotu i fosforu do Bałtyku*. IUNG-PIB, Puławy. 17–37 (2009).
24. **Rosen P.:** *Przydomowe oczyszczalnie ścieków*. Centralny Ośrodek Informacji Budownictwa. Warszawa 2002.
25. Rozporządzenie Ministra Środowiska z 1 lipca 2010 r. w sprawie sposobu wyznaczania obszaru i granic aglomeracji, Dz.U. 2010, nr 137, poz. 922
26. Rozporządzenie Ministra Środowiska z dn. 24 lipca 2006, w sprawie warunków, jakie spełnić przy wprowadzeniu ścieków do wód lub do ziemi, oraz w sprawie substancji szczególnie szkodliwych dla środowiska wodnego, Dz.U. 2006, nr 137, poz. 984.
27. Ustawa z dn. 18 lipca 2001 Prawo wodne, Dz.U. 2001, nr 115, poz. 1229, tekst jednolity z dn. 10 stycznia 2012 Dz.U. 2012, nr 0, poz. 145.
28. Ustawa z dn. 27 marca 2003 r. Prawo budowlane Dz.U. 2003, nr 80, poz. 718
29. **Zwara W., Obarska-Pempkowiak H.:** *Polish experience with sewage sludge utilization in reed beds*. *Water Science and Technology*. 41(1), 65–68 (2000).

Sustainable Sewage Management in Rural Areas

Abstract

The Baltic Sea is highly susceptible to eutrophication. Among the nine countries located in the Baltic Sea catchment area Poland discharges the biggest load of nitrogen and phosphorus. Although in recent years this load has been significantly reduced, however it is still too high. No sustainable municipal management results in the decreasing water quality of the Baltic Sea contributing to the sea eutrophication.

The implementation of the National Programme for Development of Sewage caused a number of activities related to the construction and modernization of existing wastewater treatment plants.

Although the number of wastewater treatment plants has been constantly increasing, still a number of households do not have the possibility to connect to the municipal wastewater treatment plant, mainly for economic reasons. Although in Poland there is 3157 municipal wastewater treatment plants (the most in Central and Eastern Europe), only 64% of the population is connected to them. It is estimated that 7.64 million people do not have the possibility of connection to municipal wastewater treatment plants.

One of the solutions to wastewater management, especially in non-urbanized areas, are on-site wastewater treatment plants, for example treatment wetland systems. These technologies provide a sustainable solution of sewage and sludge management, since they can be used not only for treatment of wastewater, but also for dewatering and stabilization of produced sewage sludge

The article presents the results of research on local constructed wetlands for biological wastewater treatment (from 15 to 750 inhabitants) located in Darżlubie, Wieszyń, Wiklino, Sarbsk and Schodno as well as individual treatment wetlands representing 9 on-site wastewater treatment plants built in three different configurations in the municipality of Stężyca. There are also results of research from sludge treatment reed beds used for dewatering and stabilization of sewage sludge from municipal wastewater treatment plants located in Denmark (Helsing, Rudkøbing, Naksø, Vallo) and in Poland (Gniewino).

Based on studies related to the latest examples of wastewater and sewage sludge management using treatment wetlands it has been shown that this method is a good example of ecological engineering. Local treatment wetland systems can be used as the second stage of wastewater treatment up to 3500 residents. With proper operation of primary tanks, these systems are characterized by high treatment efficiency. Treatment wetland systems can work as on-site wastewater treatment plants. The highest efficiency of pollutant removal was observed in the hybrid systems. Another facilities, constructed as reed beds or basins, are applied to effective dewatering and stabilization of sewage sludge. These facilities offer a sustainable solution of sludge management in local conditions.

Słowa kluczowe:

oczyszczanie ścieków, oczyszczalnie hydrofitowe, gospodarka wodno-ściekowa, sanitacja, zagospodarowanie osadów ściekowych

Keywords:

wastewater treatment, constructed wetlands, water and wastewater management, sanitation, sewage sludge management