

SKUTECZNOŚĆ USUWANIA SUBSTANCJI ORGANICZNEJ I FOSFORU ZE ŚCIEKÓW W OCZYSZCZALNIACH HYDROFITOWYCH

**Joanna SEKUŁOWICZ, Agnieszka KARCMARCYK,
Józef MOSIEJ**

Szkoła Główna Gospodarstwa Wiejskiego, Katedra Kształtowania Środowiska

Słowa kluczowe: BZT₅, fosfor, oczyszczanie ścieków, złoża trzcinowe

Streszczenie

Układ technologiczny analizowanej oczyszczalni to stanowiące część biologiczną złożo grunto-trzcinowe z podpowierzchniowym poziomym przepływem ścieków oraz staw, poprzedzone osadnikiem. W latach 2004–2005, czyli w szóstym i siódmym roku eksploatacji oczyszczalni, pobierano próby ścieków z poszczególnych elementów systemu oraz próby ścieków odpływających z obiektu, w których określano zawartość substancji organicznej (wyrażonej wskaźnikiem BZT₅) oraz fosforu. Oceny skuteczności usuwania zanieczyszczeń dokonano w odniesieniu do złoża i całego systemu oczyszczania ścieków.

W pracy wykorzystano również wyniki analiz z wcześniejszych lat (od drugiego do piątego roku eksploatacji obiektu), udostępnione przez administratora oczyszczalni. W wyniku obserwacji stwierdzono, że skuteczność usuwania substancji organicznej w złożu w 2004 r. wynosiła od 77,5 do 85,5%, a w pierwszej połowie 2005 r. – od 52,9 do 90,3%, zaś w przypadku fosforu obserwowano zarówno zmniejszanie, jak i zwiększanie się stężenia w ściekach. Skuteczność usuwania substancji organicznej w całym systemie w 2004 r. wynosiła od 85,7 do 97,7% (BZT₅ = 10–40 mg O₂·dm⁻³ w ściekach oczyszczonych), a w pierwszej połowie 2005 r. od 77,4 do 91,4% (BZT₅ = 20–70 mg O₂·dm⁻³ w ściekach oczyszczonych). Stężenie fosforu w ściekach oczyszczonych w całym systemie w 2004 r. wynosiło 0,03–0,7 mg·dm⁻³, a w pierwszej połowie 2005 r. 0,1–9,8 mg·dm⁻³. Na podstawie uzyskanych wyników podjęto również próbę oszacowania tendencji zmian skuteczności usuwania zanieczyszczeń w złożu grunto-trzcinowym i całym systemie na podstawie wybranych wskaźników.

Adres do korespondencji: mgr inż. J. Sekułowicz, Szkoła Główna Gospodarstwa Wiejskiego, Katedra Kształtowania Środowiska, ul. Nowoursynowska 159, 02-776 Warszawa; tel. +48 (22) 593-53-82, e-mail: joanna_sekulowicz@sggw.pl

WSTĘP

Oczyszczalnie hydrofitowe to jeden z wariantów oczyszczania ścieków na terenach wiejskich oraz obszarach zurbanizowanych o małej gęstości zabudowań [OBARSKA-PEMPKOWIAK, 2002]. Wyróżnia się kilka rodzajów systemów hydrofitowych, różniących się metodą wykonania, sposobem przepływu ścieków, a także efektywnością. W systemach hydrofitowych bazujących na technologii Kickutha ścieki przepływają pod powierzchnią złoża porośniętego trzcina i wypełnionego materiałem o drobnym uziarnieniu. Zanieczyszczenia są usuwane ze ścieków w wyniku procesów sorpcji zanieczyszczeń biochemicznych, reakcji utleniająco-redukcyjnych oraz biologicznej aktywności mikroorganizmów, roślin wodnych i wodolubnych [KOWALIK, OBARSKA-PEMPKOWIAK, 1997].

Substancja organiczna w ściekach, której zawartość określa się na podstawie pomiaru BZT₅, może występować zarówno w fazie ciekłej, jak i stałej w postaci zawiesiny, w dużym stopniu usuwanej w mechanicznej części oczyszczalni. W systemie hydrofitowym substancja organiczna może ulegać mineralizacji przez błonę biologiczną, tworzącą się na cząstkach wypełnienia złoża i korzeniach roślin. Proces biodegradacji związków organicznych w glebie może przebiegać intensywnie także bez udziału roślin [SIUTA, WASIAK, 1995], jednak w przypadku systemów z roślinnością bagienną porastającą złoża mineralizacja zanieczyszczeń organicznych zachodzi szybciej i efektywniej w wyniku dostarczenia tlenu do strefy korzeniowej. W warunkach beztlenowych i redukcyjnych przemiany materii organicznej zachodzą dzięki obecności nieorganicznych jonów, takich jak: NO₃⁻, Mn⁴⁺, Fe³⁺, SO₄²⁻ oraz CO₂, pełniących kolejno rolę akceptorów elektronów [OBARSKA-PEMPKOWIAK, 1996]. Trudno oszacować proporcje, w jakich przebiega tlenowy i beztlenowy rozkład materii organicznej [VYMAZAL, 2002].

Systemy hydrofitowe z podpowierzchniowym poziomym przepływem ścieków zwykle zapewniają wysoką efektywność usuwania substancji organicznej, wyrażonej wskaźnikami BZT₅ i ChZT, a także zawiesin [VYMAZAL, 2002]. Według BIERNACKIEJ i OBARSKIEJ-PEMPKOWIAK [1996], w korzeniowych filtrach gruntowych o przepływie poziomym można uzyskać 90–96% efektywność usuwania substancji organicznej. W miarę upływu czasu efektywność usuwania zanieczyszczeń ze ścieków może się zmniejszać, ale skuteczność usuwania substancji organicznej często pozostaje na wysokim poziomie nawet po kilku latach funkcjonowania systemu. Średnia skuteczność usuwania substancji organicznej w złożach oczyszczalni hydrofitowych w Czechach, po 10-letnim okresie eksploatacji, wynosiła 88% (średnie wartości BZT₅ na odpływie – 10,5 mg O₂·dm⁻³) [VYMAZAL, 2002].

Systemy hydrofitowe stwarzają także możliwość usuwania fosforu, zawartego w ściekach w postaci ortofosforanów, polifosforanów i organicznych związków tego pierwiastka. Fosfor może być usuwany w wyniku procesów abiotycznych i biotycznych – z udziałem fauny i flory [OBARSKA-PEMPKOWIAK, 2002]. W pro-

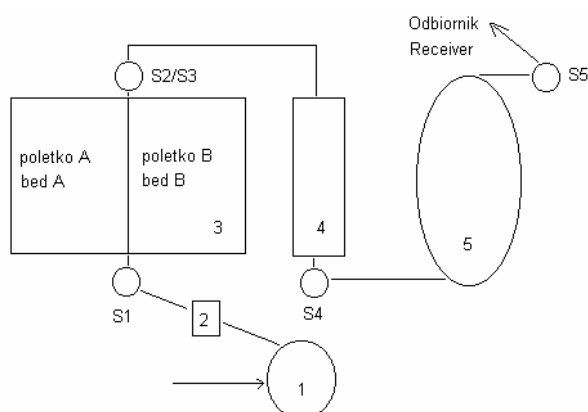
cesach abiotycznych usuwanie fosforu ze ścieków następuje w wyniku wytrącania się nierozpuszczalnych fosforanów z jonami Fe^{3+} , Ca^{2+} i Al^{3+} w warunkach tlenowych. Fosforany są również sorbowane przez cząsteczki ilu, torfu oraz tlenków i wodorotlenków żelaza i glinu [OBARSKA-PEMPKOWIAK, 1996]. Skuteczność usuwania fosforu, która w dużym stopniu zależy od rodzaju materiału filtracyjnego wypełniającego złożę, może wynosić od 26,7 do 65%. Dzięki zastosowaniu gruntu o dużej pojemności sorpcyjnej w oczyszczalni z podpowierzchniowym pionowym przepływem ścieków można uzyskać dużą (ok. 90%) skuteczność usuwania fosforu [SOROKO, 1998]. Usuwanie fosforu w złożu w procesach biotycznych zachodzi w wyniku asymilowania związków fosforu organicznego i mineralnego przez mikroorganizmy obecne w złożu gruntowo-korzeniowym [JAGUŚ, 2002]. Fosfor może być także pobierany przez rośliny, organizmy planktonowe i peryfitonowe [OBARSKA-PEMPKOWIAK, 2002]. Rośliny hydrofitowe pobierają fosfor za pomocą korzeni z roztworu znajdującego się w porach gruntowych oraz akumulują go w nadziemnych częściach. Po obumarciu roślin znaczna ilość fosforu znajdującego się w częściach obumarłej biomasy powraca do korzeni i kłączy, gdzie część jest magazynowana [OBARSKA-PEMPKOWIAK, 2002; REDDY, D' ANGELO, 1996], a część powraca do roztworu [JAGUŚ, 2002; KAJAK, 1979].

Celem podjętych badań była ocena skuteczności usuwania substancji organicznej i fosforu w poszczególnych etapach hydrofitowego systemu oczyszczania ścieków oraz oszacowanie tendencji zmian skuteczności usuwania zanieczyszczeń w złożu i całym systemie.

CHARAKTERYSTYKA OBIEKTU BADAŃ

Eksploatację hydrofitowego systemu oczyszczania ścieków, obsługującego 150 osób, rozpoczęto w grudniu 1998 r. Maksymalna projektowana dobowa przepustowość systemu to 30 m^3 , natomiast w 2004 r. średnia dobowa ilość oczyszczanych ścieków wynosiła $13,7 \text{ m}^3$. Zanim ścieki trafią do systemu hydrofitowego, są oczyszczane w osadniku gnilnym, w którym następuje sedimentacja zawiesin i częściowy rozkład związków organicznych (udział bakterii beztlenowych). Kolejny etap oczyszczania stanowi złożę gruntowe obsadzone trzcina pospolitą (*Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steud). Złożę składa się z dwóch równoległych kwater, o łącznej powierzchni 990 m^2 , wypełnionych gruntem miejscowym z dodatkiem słomy i kory mielonej. Ścieki są równomiernie rozprowadzane na całej szerokości kwater za pomocą rur perforowanych i na końcu poletek zbierane systemem drenażowym. Po przejściu przez złożę ścieki są oczyszczane w rowie odfosforyzującym, wypełnionym piaskiem żelazistym, na którym strąca się fosfor. Ścieki są doczyszczane w stawie, napowietrzanym za pomocą strumienia pompowanych ścieków. Oczyszczone ścieki są odprowadzane do odbiornika, którym jest Wilczy Jar położony w zlewni rzeki Łasica. Schemat oczyszczalni ście-

ków przedstawiono na rysunku 1. Ze względu na położenie odbiornika oczyszczonych ścieków na terenie Kampinoskiego Parku Narodowego wymagania odnośnie do jakości odprowadzanych do niego ścieków są duże.



Rys. 1. Schemat oczyszczalni hydrofitowej; 1 – osadnik gnilny, 2 – pompownia ścieków surowych, 3 – złoża trzcinowe, 4 – rów odfosforowujący, 5 – staw doczyszczający, S1–S5 – studzienki pomiarowe

Fig. 1. Schematic view of wastewater treatment system; 1 – septic tank, 2 – pump station, 3 – reed bed, 4 – filter ditch for phosphorus removal, 5 – purifying pond, S1–S5 – sampling points

MATERIAŁ I METODY BADAŃ

Ocenę funkcjonowania oczyszczalni ścieków przeprowadzono na podstawie okresowych analiz ścieków w poszczególnych etapach oczyszczania. Oznaczono zawartość substancji organicznej i stężenie fosforu fosforanowego w ściekach wstępnie oczyszczonych w osadniku gnilnym, w ściekach odpływających ze złoża trzcinowego oraz w ściekach oczyszczonych w stawie doczyszczającym. W okresie od lipca 2004 r. do września 2005 r. 8 razy pobrano ścieki do analiz substancji organicznej i 7 razy do analiz fosforu. Rozmieszczenie punktów pomiarowych przedstawiono na rysunku 1. Zawartość substancji organicznej w ściekach, wyrażoną wskaźnikiem BZT₅, określano metodą respirometryczną za pomocą urządzenia Oxi Top, natomiast pomiar stężenia fosforu fosforanowego w ściekach wykonano metodą kolorymetryczną, używając odczynników Riedel de Haën i mikroprocesorowego fotometru firmy SLANDI model LF 205 według procedur dostarczonych przez producenta. Poza wynikami badań własnych, w publikacji wykorzystano także pojedyncze wyniki analiz jakości ścieków z lat 2000–2003, udostępnionych przez administratora oczyszczalni.

Linie trendu, obrazującą zmiany skuteczności usuwania zanieczyszczeń w czasie, wyznaczono jako spełniającą warunek najmniejszej sumy kwadratów odchyłeń punktów empirycznych od punktów leżących na tej linii.

WYNIKI BADAŃ I DYSKUSJA

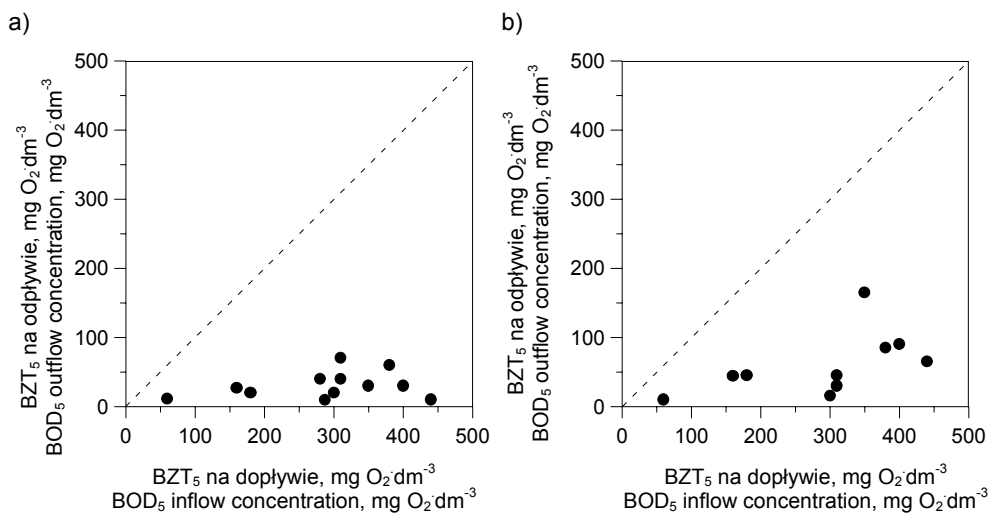
W drugim i trzecim roku eksploatacji oczyszczalni (lata 2000–2001) skuteczność usuwania substancji organicznej ze ścieków wynosiła odpowiednio ok. 97 i 93%, zaś w 2002 r. zmniejszyła się do ok. 83% (tab. 1). Duży udział w usuwaniu substancji organicznej w całym systemie oczyszczalni miało złożo trzcinowe, w którym w 2001 r. wartość BZT₅ zmniejszyła się o ok. 95%, a w 2002 r. o ok. 72%. W 2003 r. skuteczność usuwania substancji organicznej ze ścieków wyniosła ok. 82% (tab. 1), a w złożu trzcinowym BZT₅ zmniejszyło się o ok. 83%. W 2004 r. średnia skuteczność oczyszczania ścieków z substancji organicznej w systemie była duża (ok. 92%), BZT₅ ścieków na dopływie wynosiło w granicach 280–440 mg O₂·dm⁻³. W złożu gruntowo-trzcinowym zawartość substancji organicznej zmniejszała się średnio o 83%. Skuteczność usuwania substancji organicznej w oczyszczalni w pierwszej połowie 2005 r. była mniejsza (średnio 85%) niż w roku wcześniejszym, co może wynikać z mniejszej wartości BZT₅ w ściekach dopływających do oczyszczalni (180–380 mg O₂·dm⁻³). Średnia skuteczność usuwania substancji organicznych w złożu wyniosła 74%.

Tabela 1. Średnie wartości BZT₅ w ściekach dopływających i odpływających z oczyszczalni w latach 2000–2005

Table 1. Mean BOD₅ concentration in inlet and outlet wastewater in constructed wetland system in the years 2000–2005

Lata Years	Średnie BZT ₅ , mg O ₂ ·dm ⁻³ Mean BOD ₅ , mg O ₂ ·dm ⁻³		Skuteczność usuwania BZT ₅ BOD ₅ treatment efficiency %
	dopływ inlet	odpływ outlet	
2000	287	9,6	96,7
2001	300	20	93,3
2002	160	27	83,1
2003	60	11	81,7
2004	357,5	30	91,6
2005	305	45	85,2

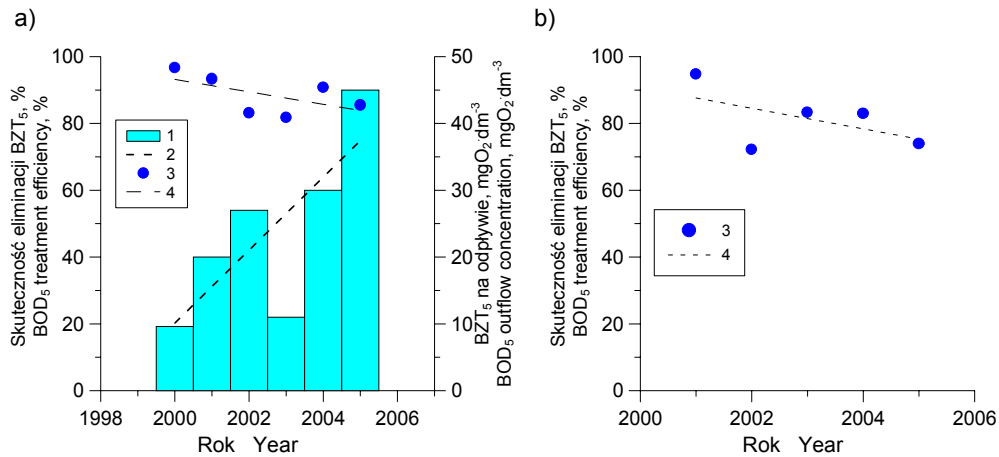
Podczas całego okresu obserwacji substancja organiczna była usuwana ze ścieków zarówno w złożu, jak i w całym systemie, co przedstawiono na rysunku 2. Ogólnie można stwierdzić, że skuteczność usuwania substancji organicznej ze ścieków w siódmym roku eksploatacji oczyszczalni (2005 r.) była wciąż na wyso-



Rys. 2. BZT₅ ścieków dopływających i odpływających: a) z oczyszczalni hydrofitowej w latach 2000–2005, b) ze złoża trzcinowego w latach 2001–2005

Fig. 2. Influent and effluent BOD₅ concentration: a) in constructed wetland system in the years 2000–2005, b) in reed bed in the years 2001–2005

kim poziomie, jednakże w porównaniu z drugim rokiem funkcjonowania systemu (2000 r.) się zmniejszyła. Tendencję do zmniejszania się skuteczności usuwania substancji organicznej ze ścieków w miarę upływu czasu przedstawiono na rysunku 3a. Zaobserwowano także tendencję do zwiększania się zawartości substancji organicznej w ściekach odpływających z systemu. Skuteczność usuwania substancji organicznej w złożu w siódmym roku eksploatacji systemu była o ok. 20% mniejsza niż w trzecim. Linię trendu, obrazującą zmniejszanie się efektywności usuwania substancji organicznej w złożu, przedstawiono na rysunku 3b. Zmniejszanie się skuteczności usuwania substancji organicznej ze ścieków może wynikać ze stopniowego nagromadzenia materii organicznej i substancji nieorganicznych w złożu, co powoduje pogorszenie warunków przepływu ścieków i skrócenie czasu ich kontaktu z błoną biologiczną na powierzchni ziaren gruntu wypełniającego złożo. Podobne wyniki uzyskali KARCZMARCZYK i MOSIEJ [2004], badając inne złożo gruntowo-trzcinowe systemu Kickutha, co może świadczyć, że takie zachowanie jest typowe dla złóż wypełnionych gruntem drobnoziarnistym. Badania prowadzone w Europie i Stanach Zjednoczonych wykazały, że w złożach z poziomym przepływem ścieków często następuje flokulacja, osadzanie i filtracja zawieszin oraz cząstek koloidalnych, co powoduje zmniejszanie i zatykanie się porów [OBARSKA-PEMPKOWIAK, 2002] oraz stwarza prawdopodobieństwo kolmatacji złoża. Takie zjawisko nie występuje w złożach gruntowo-trzcinowych z wypełnieniem żwirowym, których skuteczność usuwania substancji organicznej często po-



Rys. 3. Zmiany skuteczności usuwania substancji organicznej: a) w oczyszczalni hydrofitowej w latach 2000–2005, b) w złożu trzcinowym w latach 2001–2005; 1 – średnie wartości na odpływie, 2 – linia trendu dla odpływu, 3 – średnia skuteczność, 4 – linia trendu dla skuteczności

Fig. 3. Changes in organic matter treatment efficiency: a) in constructed wetland system in the years 2000–2005, b) in reed bed in the years 2001–2005; 1 – mean outflow concentration, 2 – linear trend function for outflow, 3 – mean efficiency, 4 – linear trend function for efficiency

zostaje stabilna nawet po kilku latach eksploatacji. Na niektórych obiektach obserwowano także zwiększanie się skuteczności usuwania materii organicznej ze ścieków w ciągu pierwszych 2–3 lat eksploatacji, co można wytłumaczyć „wpracowaniem złóż”, związanym z rozwojem błony biologicznej i roślin hydrofitowych.

Zmiany skuteczności oczyszczania ścieków w systemie hydrofitowym w trakcie kilkuletniej eksploatacji obserwowano także na przykładzie fosforu fosforanowego. W drugim roku funkcjonowania oczyszczalni (2000) skuteczność usuwania fosforu wynosiła ok. 96%, a w latach 2001–2002 odpowiednio ok. 82 i 63% (tab. 2). W złożu obserwowano zmniejszenie się stężenia fosforu o ok. 76% w 2001 r. i 12% w 2002 r. W kolejnym roku (2003) odnotowano ok. 73% skuteczność usuwania fosforu w oczyszczalni (tab. 2), zaś w złożu gruntowo-trzcinowym stężenie fosforu zawartego w ściekach zmniejszyło się średnio o ok. 46%. W 2004 r. skuteczność usuwania fosforu w oczyszczalni osiągnęła średnio ok. 77% (tab. 2), a w złożu ok. 40%. W pierwszej połowie 2005 r. obserwowano znacznie mniejszą efektywność usuwania fosforu w oczyszczalni niż w latach wcześniejszych, średnio 24%. Stężenie fosforu oznaczone w ściekach dopływających do oczyszczalni wynosiło 0,3–6,5 mg P-PO₄·dm⁻³ (średnio 3,4 mg P-PO₄·dm⁻³), natomiast w ściekach odpływających od 0,1 do 9,8 mg P-PO₄·dm⁻³ (średnio 2,6 mg P-PO₄·dm⁻³). Skuteczność usuwania fosforu w złożu także była mniejsza niż we wcześniejszych latach funkcjonowania obiektu i wynosiła średnio 25%.

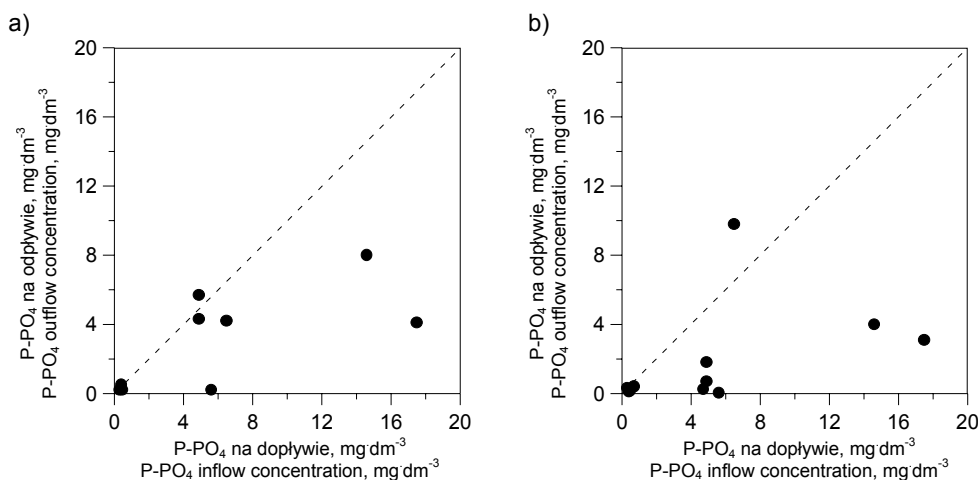
Wyniki obserwacji funkcjonowania oczyszczalni w latach 2000–2005 wskazują, że w niektórych przypadkach stężenie fosforu w ściekach oczyszczonych prze-

Tabela 2. Średnie stężenie fosforu w ściekach dopływających i odpływających z oczyszczalni hydrofitowej w latach 2000–2005

Table 2. Mean phosphorus concentration in inlet and outlet wastewater in constructed wetland system in the years 2000–2005

Lata Years	Średnie stężenie P, mg·dm ⁻³ Mean P concentration, mg·dm ⁻³		Średnia skuteczność zmniejszania stężenia P, % Mean P treatment efficiency, %
	dopływ inlet	odpływ outlet	
2000	4,7	0,2	95,7
2001	17,5	3,1	82,3
2002	4,9	1,8	63,3
2003	14,6	4,0	72,6
2004	1,7	0,4	76,5
2005	3,4	2,6	23,5

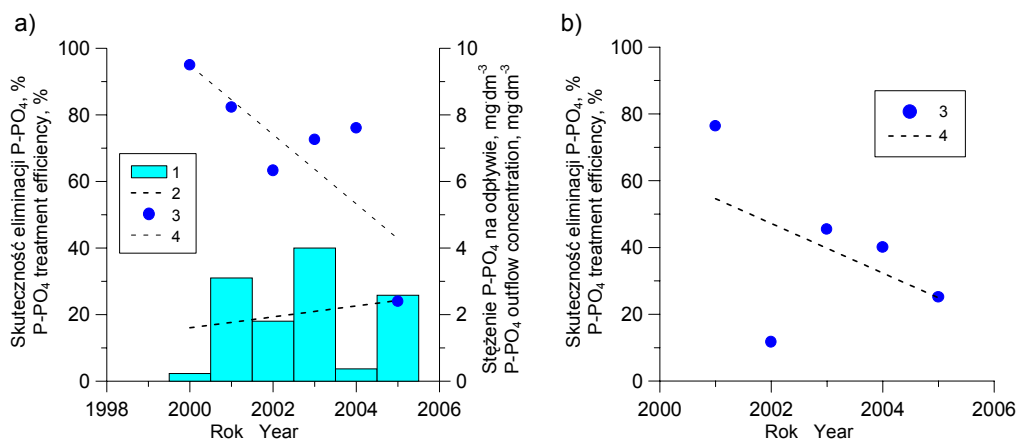
wyższało stężenie w ściekach na dopływie do systemu hydrofitowego (rys. 4a). Zdarzały się także sytuacje, że stężenie fosforu w ściekach odpływających ze złoża było większe niż w ściekach do niego dopływających (rys. 4b). Może to świadczyć o wysyceniu złoża i uwalnianiu fosforu podczas przepływu ścieków. Wypłukiwaniu jonów fosforanowych może sprzyjać przeciążenie hydrauliczne złoża [KRZANOWSKI, MIERNIK, 1997]. Okresowe zwiększenie się stężenia fosforu w ściekach oczyszczonych może wynikać także z wydzielania tego pierwiastka przez rośliny pod koniec i po zakończeniu cyklu fenologicznego [OBARSKA-PEMPKOWIAK, 2002].



Rys. 4. Stężenie fosforu fosforanowego w ściekach dopływających i odpływających: a) z oczyszczalni hydrofitowej w latach 2000–2005, b) ze złoża trzcinowego w latach 2001–2005

Fig. 4. Influent and effluent concentration of soluble reactive phosphorus: a) in constructed wetland system in the years 2000–2005, b) in reed bed in the years 2001–2005

Ogólnie w ciągu sześciu lat eksploatacji skuteczność usuwania fosforu ze ścieków zmniejszyła się, co przedstawiono na rysunku 5a. W siódmym roku od momentu uruchomienia oczyszczalni średnia efektywność usuwania fosforu ze ścieków zmniejszyła się czterokrotnie w porównaniu z drugim rokiem i wynosiła ok. 24%. Zmniejszyła się również skuteczność usuwania fosforu w złożu gruntowo-trzcinowym (z 76% w 2001 r. do 25% w 2005 r.), co można zaobserwować na podstawie rysunku 5b.



Rys. 5. Zmiany efektywności usuwania fosforu fosforanowego: a) w oczyszczalni hydrofitowej w latach 2000–2005, b) w złożu trzcinowym w latach 2001–2005; 1 – średnie stężenie na odpływie, 2 – linia trendu dla odpływu, 3 – średnia skuteczność, 4 – linia trendu dla skuteczności

Fig. 5. Changes in the efficiency of soluble reactive phosphorus treatment: a) in constructed wetland system in the years 2000–2005, b) in reed bed in the years 2001–2005; 1 – mean outflow concentration; 2 – linear trend function for outflow; 3 – mean treatment efficiency; 4 – linear trend function for efficiency

W pierwszym roku eksploatacji systemu skuteczność usuwania związków fosforu ze ścieków może być bardzo duża dzięki adsorpcji na powierzchni wypełnienia gruntowego [OBARSKA-PEMPKOWIAK, 2002]. Skuteczność usuwania fosforu ogólnego w złożach piaskowych z przepływem podpowierzchniowym może zmniejszyć się po kilku latach eksploatacji do 40–50%, nawet gdy obciążenia złoża tym pierwiastkiem są małe. Jest to spowodowane wysycaniem się złoża [SOROKO, 1998]. Także badania TANNERA, SUKIASA i UPSDELLA [1999], dotyczące efektywności oczyszczalni hydrofitowych w czwartym i piątym roku eksploatacji, wskazują na znaczne zmniejszenie się skuteczności usuwania fosforu ogólnego w porównaniu z pierwszym rokiem funkcjonowania systemu. Według SOROKI [2001] usuwanie fosforu w oczyszczalniach z podpowierzchniowym przepływem ścieków jest ograniczone możliwościami sorpcyjnymi materiałów stanowiących wypełnienie złoża. Zmniejszenie skuteczności oczyszczania ścieków z fosforu może wynikać ze

zmniejszania się w miarę upływu czasu możliwości retencjonowania fosforu w oczyszczalni. Cząsteczki wypełnienia złoża i rowu odfosforowującego, wiążące na swej powierzchni fosfor, ulegają wysyceniu, co uniemożliwia dalszą sorpcję i wytrącanie fosforanów. Minerale obecne w złożu, takie jak związki żelaza, glinu i wapnia, mogą także ulegać wysyceniu, przez co zmniejsza się stopień usuwania fosforu ze ścieków [CZYŻYK, 2003].

Zakładając, że większość fosforu pozostaje w złożach w formie związków fosforowo-wapniowych, stwierdzono, że okres wysycenia chłonności fosforowej w 65% badanych oczyszczalni duńskich wynosi poniżej 8 lat [TOMBARKIEWICZ i in., 1998]. Skuteczność usuwania fosforu oraz czas wysycenia chłonności złoża zależy od składu chemicznego cząstek złoża, jego porowatości oraz grubości warstwy, przez którą przepływają ścieki, a także od stężenia związków fosforowych w ściekach i czasu retencji [OSMULSKA-MRÓZ, 1995]. Zmniejszenie się zdolności akumulacyjnych złoża może wynikać z sukcesywnego zmniejszania się w nim zawartości soli żelaza, częściowo eluowanych, a częściowo wiązanych w nierozpuszczalne sole [JAGUŚ, 2002]. Z kolei obecność hydrofitów może wpływać na zwiększenie efektywności usuwania fosforu ze ścieków. TANNER i in. [1999] stwierdzili, że skuteczność usuwania fosforu ogólnego w systemach z roślinnością, podczas pierwszego roku eksploatacji, jest większa niż w systemach pozbawionych roślin.

PODSUMOWANIE I WNIOSKI

Oczyszczalnie hydrofitowe z podpowierzchniowym poziomym przepływem ścieków zapewniają zwykle wysoki i stabilny w ciągu roku poziom usuwania substancji organicznej, wyrażonej BZT₅. Skuteczność oczyszczania ścieków może jednak zmniejszać się w miarę eksploatacji obiektu, co może wynikać z akumulacji substancji organicznej w złożu oraz kolmatacji, prowadzącej do pogorszenia się warunków przepływu, skrócenia czasu kontaktu ścieków z błoną biologiczną i zmniejszenia się ilości tlenu dopływającego do systemu. Takie zjawisko występuje w złożach z drobnoziarnistym wypełnieniem oraz nadmiernie obciążonych substancją organiczną. Ich skuteczne funkcjonowanie można przedłużyć przez prawidłową eksploatację obiektu i np. okresowe płukanie złoża.

Usuwanie fosforu ze ścieków w oczyszczalni hydrofitowej jest w dużej mierze limitowane pojemnością sorpcyjną materiału stanowiącego wypełnienie złoża. Dużą skuteczność usuwania fosforu ze ścieków obserwowano tylko w początkowych latach funkcjonowania systemu, podczas eksploatacji stopniowo się ona zmniejszała. Może to wynikać z sukcesywnego wysycania złoża fosforem oraz wyczerpywania zdolności sorpcyjnych materiałów wiążących fosfor ze ścieków. Dlatego na etapie projektowania i wykonania tego typu systemów należy brać pod uwagę wykorzystanie alternatywnych materiałów filtracyjnych (LECA, opoka,

żużel, piasek morski, dolomit), które w związku z dużą zawartością Ca lub Al i Fe, mają znacznie większą zdolność wiązania fosforu od piasku czy żwiru, a nawet gruntów gliniastych.

Na podstawie przeprowadzonych badań sformułowano następujące wnioski szczegółowe.

1. Skuteczność usuwania zanieczyszczeń ze ścieków w systemie hydrofitowym w trakcie sześcioletniego okresu eksploatacji zmniejszyła się z 97 do 85% w przypadku substancji organicznej i z 96 do 24% w odniesieniu do fosforu.

2. W miarę upływu czasu eksploatacji złoża trzcinowego obserwowano zmniejszenie się skuteczności usuwania substancji organicznej (z 95% w 2001 do 74% w 2005 r.) i fosforu (z 76% w 2001 do 25% w 2005 r.).

3. W siódmym roku funkcjonowania systemu hydrofitowego odnotowano większe wartości wskaźników zanieczyszczeń w oczyszczonych ściekach niż w początkowym okresie eksploatacji (średnie BZT₅ – 45 mg O₂·dm⁻³, stężenie fosforu – 2,6 mg·dm⁻³).

LITERATURA

- BIERNACKA E., OBARSKA-PEMPKOWIAK H., 1996. Kryteria i warunki stosowania systemów wodno-roślinnych i gruntowo-roślinnych w oczyszczalniach ścieków. Zesz. Nauk. AR Wroc. Konf. 13 t. 1. nr 293 s. 133–145.
- CZYŻYK F., 2003. Badania efektywności pracy oczyszczalni gruntowo-roślinnych i wodno-roślinnych typu Lemna. Ochr. Środ. nr 2 s. 57–60.
- JAGUŚ A., 2002. Usuwanie związków fosforu w początkowym okresie eksploatacji oczyszczalni trzcinowej. Woda Środ. Obsz. Wiej. t. 2 z. 1 (4) s. 237–245.
- KAJAK Z., 1979. Eutrofizacja jezior. Warszawa: Wydaw. Nauk. PWN ss. 233.
- KARCZMARCZYK A., MOSIEJ J., 2004. The reduction of BOD₅ in horizontal subsurface flow constructed wetlands. Ann. Warsaw Agricult. Univ. Land Recl. no 35 s. 65–77.
- KOWALIK P., OBARSKA-PEMPKOWIAK H., 1997. Oczyszczanie wód i ścieków w systemach hydrofitowych. Prz. Komun. t. 3 nr 66 s. 41–48.
- KRZANOWSKI S., MIERNIK W., 1997. Wykorzystanie złóż trzcinowych do doczyszczania małych ilości ścieków. Roczn. AR Pozn. 294 Melior. Inż. Środ. 19 s. 281–288.
- OBARSKA-PEMPKOWIAK H., 1996. Wykorzystanie roślin ekosystemów bagiennych do oczyszczania ścieków i unieszkodliwiania osadów ściekowych. Wiad. Melior. nr 1 s. 25–31.
- OBARSKA-PEMPKOWIAK H., 2002. Oczyszczalnie hydrofitowe. Gdańsk: Wydaw. PGdań. ss. 214.
- OSMULSKA-MRÓZ B., 1995. Lokalne systemy unieszkodliwiania ścieków. Poradnik. Warszawa: Wydaw. IOŚ ss. 220.
- REDDY K., D'ANGELO E., 1996. Biochemical indicator to evaluate pollutant removal efficiency in constructed wetlands. 5th Intern. Conf. Wetland System for Water Pollution Control. Vienna: Univ. Bodenkult. Wien Intern. Assoc. Water Quality s. 1–21.
- SIUTA J., WASIAK G., 1995. Podstawy gruntowo-roślinnego oczyszczania ścieków. W: Oczyszczalnie hydrobotaniczne. Międzyn. Konf. Nauk.-Tech. Gdańsk 1–3 września 1995. Warszawa: Wydaw. IOŚ s. 147–152.
- SOROKO M., 1998. Usuwanie azotu i fosforu ze ścieków komunalnych w oczyszczalniach roślinnych. Zesz. Probl. Post. Nauk Rol. z. 458 s. 505–515.

- SOROKO M., 2001. Skuteczność usuwania substancji organicznej oraz związków biogenicznych w kilku oczyszczalniach hydrofitowych. *Woda Środ. Obsz. Wiej.* t. 1 z. 1(1) s. 173–186.
- TANNER C., SUKIAS J., UPSDELL M., 1999. Substratum phosphorus accumulation during maturation of gravel – bed constructed wetlands. *Water Sci. Technol.* vol. 40 s. 147–154.
- TOMBARKIEWICZ B., NIEDZIÓŁKA J., PAWLAK K., LUBKIEWICZ M., 1998. Efektywność oczyszczania ścieków bytowych w przyzagrodowych oczyszczalniach biologicznych. *Rocz. Nauk. Zoot.* t. 25 z. 3 s. 237–246.
- VYMAZAL J., 2002. The use of sub-surface constructed wetlands for wastewater treatment in Czech Republic: 10 years experience. *Ecol. Eng.* 18 s. 633–646.

Joanna SEKUŁOWICZ, Agnieszka KARZMARCZYK, Józef MOSIEJ

THE EFFICIENCY OF ORGANIC MATTER AND PHOSPHORUS REMOVAL FROM SEWAGE IN CONSTRUCTED WETLANDS

Key words: BOD₅, phosphorus, reed bed, wastewater treatment

S u m m a r y

Biological part of wetland consists of vegetated gravel bed with horizontal subsurface flow and pond, which are preceded by mechanical treatment in sedimentation tank. In the years 2004–2005 (the sixth and the seventh year of system operation) the sewage samples at different stages of treatment and from the outlet were taken for BOD₅ and phosphorus analysis. The treatment efficiency assessment was made both for gravel bed and for the whole system. Also the results of previous analysis available from administrator, covering the period from second to fifth year of system operation, were included in the paper. The results of system's monitoring showed that removal efficiency of biodegradable organics (BOD₅) in gravel bed amounted 77.5–85.5% in 2004 and 52.9–90.3% in the first half of 2005. Phosphorus concentration in sewage treated in gravel bed varied: both the decrease and increase of concentration was observed. BOD₅ removal efficiency in the whole constructed wetland system amounted 85.7–97.7% in 2004 (outlet BOD₅ concentrations varied from 10 to 40 mg O₂·dm⁻³) and from 77.4 to 91.4% in the first half of 2005 (outlet BOD₅ concentrations varied from 20 to 70 mg O₂·dm⁻³). The concentration of phosphorus in treated sewage varied from 0.03 to 0.7 mg·dm⁻³ in 2004 and from 0.1 to 9.8 mg·dm⁻³ in the first half of 2005. Trends of changes in the removal efficiency in both gravel bed and the whole system were assessed based on obtained results.

Recenzenci:

prof. dr hab. Franciszek Czyżyk

prof. dr hab. Barbara Sapek

Praca wpłynęła do Redakcji 31.10.2005 r.