

POLSKA AKADEMIA NAUK – Oddział w Krakowie
KOMISJA TECHNICZNEJ INFRASTRUKTURY WSI

POLISH ACADEMY OF SCIENCES – Cracow Branch
COMMISSION OF TECHNICAL RURAL INFRASTRUCTURE

INFRASTRUKTURA I EKOLOGIA TERENÓW WIEJSKICH

1

INFRASTRUCTURE AND ECOLOGY OF RURAL AREAS

ROZPRAWA HABILITACYJNA

Krzysztof Józwiakowski

***BADANIA SKUTECZNOŚCI OCZYSZCZANIA ŚCIEKÓW
W WYBRANYCH SYSTEMACH GRUNTOWO-ROŚLINNYCH***

***STUDIES ON THE EFFICIENCY OF SEWAGE TREATMENT
IN CHOSEN CONSTRUCTED WETLAND SYSTEMS***

Kraków 2012

RADA PROGRAMOWA – RESEARCH COUNCIL

Radomir Adamovský (*Praga*), Atilgan Atilgan (*Isparta*). Tadeusz Bednarczyk, Waclaw Bieda, Wilhelm Opitz v. Boberfeld (*Giessen*), Károly Bodnár (*Szeged*), Jerzy Gruszczyński, Bent Hasholt (*Kopenhaga*), Jozsef Horvath (*Szeged*), Dušan Húska (*Nitra*), Stanisław Krzanowski (*przewodniczący*), Csaba Juhász (*Debrecen*), Josep Maria Llop-Torné (*Lleida*), Antoni T. Miler, Ferenc Pál-Fám (*Kaposvár*), Jan Pawelek, Štefan Pogran (*Nitra*), Artur Radecki-Pawlik, Jerzy Ratomski, Stanisław Rolbiecki, Czesław Rycąbel, Ulas Senyigit (*Isparta*), Janusz L. Siemiński, Mirosław J. Skibniewski (*Maryland-College Park*), Stefan Stojko (*Lwów*), Rastislava Stolična (*Bratysława*), Ryszard Ślizowski, Emilio V. Carral Vilarinho (*Santiago de Compostela*), Gerlind Weber (*Wiedeń*), Stanisław Węglarczyk, Andrzej Woźniak, Zdzisław Wójcicki

KOMITET REDAKCYJNY – EDITORIAL BOARD

Jerzy Gruszczyński (*red.nacz.*), Jerzy Kwapisz (*z-ca. red. nacz.*),
Anna Krakowiak-Bal (*sekretarz*),
Stanisław Węglarczyk (*red. angielska; sweglar@pk.edu.pl*)

WYDAWCA – EDITOR

Komisja Technicznej Infrastruktury Wsi PAN w Krakowie
Stowarzyszenie Infrastruktura i Ekologia Terenów Wiejskich

© Copyright by:

Stowarzyszenie Infrastruktura i Ekologia Terenów Wiejskich, ul. św. Jana 28, 31-018 Kraków

ADRES REDAKCJI – EDITORIAL OFFICE ADDRESS

Redakcja IiETW, Balička 116 B, Pawilon E, 30-149 Kraków, tel. (12)(662) – 46 59,
- 46 58, - 46 55, Fax: (12) 662 46 60, E-mail: editor@infraeco.pl , www.infraeco.pl
Webmaster: Jakub Sikora (Jakub.Sikora@ur.krakow.pl), tel. 012-662 46 62

ISSN 1732-5587

Monografię wykonano w Katedrze Melioracji i Budownictwa Rolniczego
Uniwersytetu Przyrodniczego w Lublinie

Recenzenci:

Prof. dr hab. Stanisław Krzanowski
Prof. dr hab. Krzysztof Kuczewski

Okładka: *Adam Chłobowski*

Korekta i skład komputerowy: *Redakcja*

Druk, oprawa:

NOVA SANDEC – Wydawnictwo i Drukarnia
ul. Lwowska 143, 33-300 Nowy Sącz, tel. 18-441 02 88

Mojej żonie i córce

SPIS TREŚCI

1.	WPROWADZENIE	11
1.1.	Sformułowanie problemu	11
1.2.	Cel i zakres pracy	15
2.	PRZEGLĄD PIŚMIENICTWA	18
2.1.	Historia zastosowania gruntowo-roślinnych oczyszczalni ścieków	18
2.2.	Procesy usuwania zanieczyszczeń	20
2.3.	Podstawowe zasady i wytyczne projektowania oczyszczalni gruntowo-roślinnych	23
2.4.	Rola trzciny i wierzby w systemach gruntowo-roślinnych oraz w ochronie środowiska	27
2.5.	Dotychczasowe wykorzystanie systemów gruntowo-roślinnych	30
3.	MATERIAŁY I METODYKA BADAŃ	33
3.1.	Charakterystyka badanych rozwiązań technologicznych	33
3.1.1.	Obiekt nr 1 – Jastków	43
3.1.2.	Obiekt nr 2 – Sobieszyn	44
3.1.3.	Obiekt nr 3 – Dąbrowica	45
3.1.4.	Obiekt nr 4 – Janów	47
3.2.	Metodyka badań	48
3.2.1.	Badania skuteczności oczyszczania ścieków w analizowanych obiektach	48
3.2.2.	Badania skuteczności usuwania fosforu w złożach z opoką ..	53
3.2.3.	Badania wybranych właściwości fizykochemicznych gruntu ze złóż	56
3.2.4.	Badania produkcji biomasy i wybranych właściwości chemicznych roślin ze złóż	57
3.3.	Warunki meteorologiczne i klimatyczne	58
4.	WYNIKI BADAŃ I DYSKUSJA	62
4.1.	Ilość i skład surowych ścieków bytowych	62
4.1.1.	Ilość ścieków	62
4.1.2.	Skład fizykochemiczny ścieków	68
4.2.	Skuteczność usuwania zanieczyszczeń w osadnikach gnilnych	85

4.3.	Skuteczność usuwania zanieczyszczeń w złożach gruntowo-roślinnych	89
4.3.1.	Skuteczność oczyszczania ścieków w systemach jedno-stopniowych	90
4.3.2.	Skuteczność oczyszczania ścieków w systemach wielo-stopniowych	103
4.3.3.	Skuteczność usuwania wskaźników mikrobiologicznych w gruntowo-roślinnych oczyszczalniach ścieków	120
4.3.4.	Ocena wpływu temperatury powietrza na skuteczność usuwania zanieczyszczeń w systemach gruntowo-roślinnych ...	129
4.3.5.	Analiza wpływu zastosowanych układów technologicznych na jakość ścieków oczyszczonych	140
4.3.6.	Analiza niezawodności badanych systemów w zakresie spełniania wymogów jakościowych stawianych ściekom oczyszczonym	150
4.4.	Skuteczność usuwania fosforu ze ścieków w złożach z opoką .	163
4.4.1.	Efekty usuwania fosforu w złożach z opoką w pierwszych 4 miesiącach eksploatacji	165
4.4.2.	Efekty usuwania fosforu w złożach z opoką w latach 2008-2010 (3 lata eksploatacji)	168
4.5.	Zmiany wybranych właściwości fizykochemicznych materiału ze złóż gruntowo-roślinnych oczyszczalni ścieków	173
4.5.1.	Właściwości fizyczne materiału ze złóż	173
4.5.2.	Właściwości chemiczne materiału ze złóż	178
4.6.	Produkcja biomasy oraz wybrane właściwości chemiczne roślin zasiedlających złoża gruntowe	185
4.6.1.	Produkcja biomasy roślin ze złóż gruntowych	185
4.6.2.	Wybrane właściwości chemiczne roślin ze złóż gruntowych ..	192
5.	PODSUMOWANIE I WNIOSKI KOŃCOWE	201
	BIBLIOGRAFIA	207
	STRESZCZENIE.....	229

CONTENTS

1.	INTRODUCTION	11
1.1.	Formulation of the problem	11
1.2.	Objective and scope of work	15
2.	REVIEW OF LITERATURE	18
2.1.	History of application of constructed wetland systems	18
2.2.	Processes of elimination of pollutions	20
2.3.	Fundamental principles and recommendations for the design of constructed wetland systems	23
2.4.	Role of reed and willow in constructed wetland systems and in environmental protection	27
2.5.	Application of constructed wetland systems to date	30
3.	MATERIALS AND METHODS OF RESEARCH	33
3.1.	Characterisation of studied designs	33
3.1.1.	Object No. 1 – Jastków	43
3.1.2.	Object No. 2 – Sobieszyn	44
3.1.3.	Object No. 3 – Dąbrowica	45
3.1.4.	Object No. 4 – Janów	47
3.2.	Methods of research	48
3.2.1.	Study of the efficiency of wastewater treatment in the analysed objects	48
3.2.2.	Study of the efficiency of phosphorus removal in beds with limestone	53
3.2.3.	Study of selected physicochemical properties of bed soil	56
3.2.4.	Study of the biomass production and selected chemical properties of plants from the beds	57
3.3.	Meteorological and climatic conditions	58
4.	RESULTS AND DISCUSSION	62
4.1.	Amounts and composition of raw domestic sewage	62
4.1.1.	Amounts of sewage	62
4.1.2.	Physicochemical composition of sewage	68
4.2.	Treatment efficiency in septic tanks	85
4.3.	Treatment efficiency in constructed wetland beds	89
4.3.1.	Treatment efficiency in single-stage systems	90
4.3.2.	Treatment efficiency in multi-stage systems	103

4.3.3.	Efficiency of elimination of microbiological indices in constructed wetland systems	120
4.3.4.	Estimation of the effect of air temperature on the efficiency of pollution removal in constructed wetland systems	129
4.3.5.	Analysis of the effect of the technological systems applied on the quality of treated wastewaters	140
4.3.6.	Analysis of reliability of studied systems in terms of meeting the quality requirements for treated wastewaters ...	150
4.4.	Efficiency of phosphorus removal in beds with limestone	163
4.4.1.	Effects of phosphorus removal in beds with limestone during the initial 4 months of operation	165
4.4.2.	Effects of phosphorus removal in beds with limestone during the period of 2008-2010 (3 years of operation)	168
4.5.	Changes of selected physicochemical properties of material from beds of constructed wetland systems	173
4.5.1.	Physical properties of the bed material	173
4.5.2.	Chemical properties of the bed material	178
4.6.	Biomass production and selected chemical properties of plants from constructed wetland systems	185
4.6.1.	Biomass production of plants from constructed wetlands ...	185
4.6.2.	Selected chemical properties of plants from constructed wetlands	192
5.	SUMMARY AND CONCLUSIONS	201
	REFERENCES	207
	SUMMARY	231

SPIS WAŻNIEJSZYCH OZNACZEŃ *LIST OF MORE IMPORTANT SYMBOLS*

- BZT₅ – biochemiczne zapotrzebowanie tlenu / *BOD₅ - biochemical oxygen demand* [mg O₂·dm⁻³],
- ChZT – chemiczne zapotrzebowanie tlenu / *COD - chemical oxygen demand* [mg O₂·dm⁻³]
- CWs – oczyszczalnie hydrofitowe (gruntowo-roślinne) / *constructed wetlands*,
- HF – poziomy przepływ / *horizontal flow*,
- jtk – jednostki tworzące kolonie / *colony forming units* [cfu]
- max – wielkość maksymalna / *maximum value*,
- m³(p) – metr sześcienny przestrzenny / *cubic meter spatial*,
- Mg·m⁻³ – tona·m⁻³ / *ton·m⁻³*,
- min – wielkość minimalna / *minimum value*,
- n – ilość prób lub obiektów badań / *number of samples or studied objects*,
- N (Q_{d max}/Q_{d min}) – współczynnik nierównomierności średniego dobowego dopływu ścieków / *coefficient of non-uniformity of the average daily inflow of sewage*
- N_{og.} – azot ogólny (suma azotu amonowego, organicznego, azotanowego i azotynowego) / *N_{Tot.} - total nitrogen (sum of ammonia, organic, nitrate, nitrite nitrogen)*,
- NPL – najbardziej prawdopodobna liczba / *most probable number* [MPN]
- P_{og.} – fosfor ogólny / *P_{Tot.} - total phosphorus*,
- RLM – Równoważna Liczba Mieszkańców / *Equivalent Number of Residents*,
- s.m. – sucha masa / *dry mass*,
- VF – poziomy przepływ / *vertical flow*,
- Q_{d min} – minimalny średni dobowy dopływ ścieków / *a minimum average daily inflow of wastewater*,

- $Q_{d \max}$ – maksymalny średni dobowy dopływ ścieków / *a maximum average daily inflow of wastewater,*
- $Q_{d \text{śr}}$ – średni dobowy dopływ ścieków / *an average daily inflow of wastewater,*
- $Q_{MR} [\text{m}^3 \cdot \text{M}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}]$ – średnia dobowo ilość ścieków przypadająca na jednego mieszkańca równoważnego / *average daily volume of wastewater per one equivalent resident.*
- \bar{x} – wartość średnia / *mean value,*
- σ – odchylenie standardowe / *standard deviation,*

1. WPROWADZENIE

1.1. SFORMUŁOWANIE PROBLEMU

Od wielu lat w Polsce trwają intensywne prace i działania inwestycyjne, których celem jest budowa, rozbudowa i modernizacja komunalnych oczyszczalni ścieków i systemów kanalizacji zbiorczej. Realizacja wymagań Dyrektywy Rady 91/271/EWG [1991] w aglomeracjach powyżej 15000 RLM następuje poprzez budowę zbiorczych oczyszczalni ścieków ze skutecznym usuwaniem azotu i fosforu. W mniejszych aglomeracjach stosowane są rozwiązania technologiczne zapewniające przynajmniej biologiczne oczyszczanie ścieków. Natomiast na terenach wiejskich o rozproszonej zabudowie, gdzie budowa systemów kanalizacji zbiorczej jest niemożliwa ze względu na nadmierne koszty coraz szersze zastosowanie znajdują lokalne systemy unieszkodliwiania ścieków.

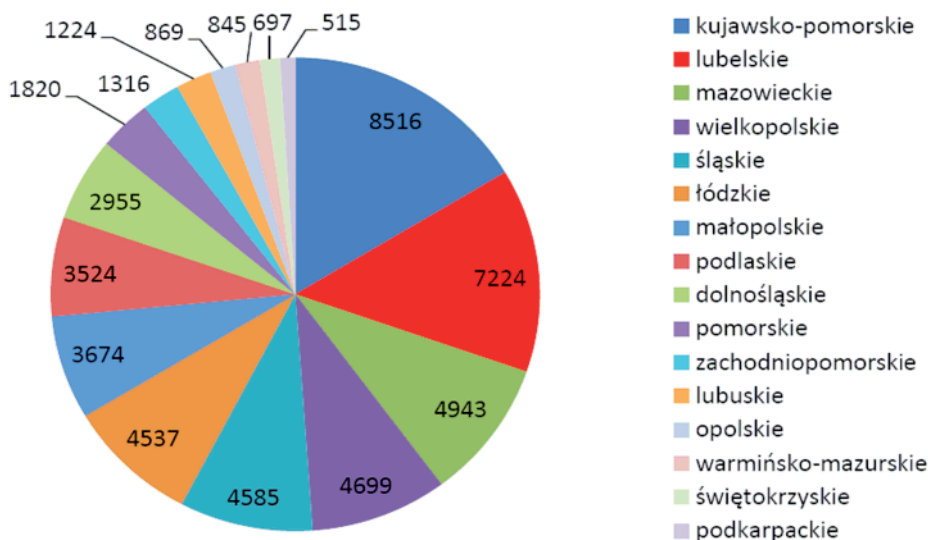
Polska w Traktacie Akcesyjnym zobowiązała się, że zgodnie z art. 7 dyrektywy Rady 91/271/EWG do końca 2015 r. aglomeracje mniejsze od 2000 RLM zostaną wyposażone w oczyszczalnie ścieków zapewniające odpowiedni poziom oczyszczania. Przyjęte w art. 7 sformułowanie „odpowiedniego oczyszczania ścieków przed zrzutem do wód powierzchniowych i estuariów oznacza, że stopień oczyszczania powinien:

- zapobiegać zanieczyszczeniu i degradacji wód odbiorników oraz wód podziemnych,
- chronić i poprawiać stan ekosystemów wodnych,
- umożliwić wodom odbiornika osiągnięcie celów jakościowych i zapewnić wypełnianie postanowień dyrektywy Rady 91/271/EWG i innych odpowiednich dyrektyw, a w szczególności Ramowej Dyrektywy Wodnej” [KZGW 2007].

Wdrażanie wymagań Unii Europejskiej w Polsce w znacznym stopniu wpływa na intensywny rozwój gospodarki wodno-ściekowej w dużych aglomeracjach, ale również na terenach wiejskich [Józwiakowski, Pytka 2010]. Według danych GUS [2010] w 2009 r. w Polsce 88,1% ludności miejskiej korzystało z 965 komunalnych oczyszczalni ścieków, natomiast na terenach wiejskich 26,9% ludności korzystało z 2287 zbiorowych oczyszczalni ścieków [GUS 2010]. Na terenach wiejskich o rozproszonym charakterze zabudowy ścieki coraz częściej oczyszczane są w małych, tzw. przydomowych oczyszczalniach ścieków, które definiowane są zazwyczaj jako obiekty obsługujące do 50 miesz-

kańców. Ich graniczna przepustowość przyjmowana jest w kraju jako $5 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$ [Prawo wodne 2001] lub $7,5 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$ [Prawo budowlane 2003].

W ostatnich latach oczyszczalnie przydomowe stają się coraz częściej jednym z podstawowych elementów infrastruktury technicznej terenów wiejskich [Heidrich, Stańko 2008]. W 2008 r. we wszystkich urzędach gmin w Polsce zarejestrowano 51943 oczyszczalni przydomowych [GUS 2009]. Największą ich ilość wybudowano w woj. kujawsko-pomorskim – 8516 oraz w woj. lubelskim – 7224, natomiast najmniej obiektów tego typu powstało w woj. podkarpackim – 515 i w woj. świętokrzyskim – 697 (rys. 1). Zróżnicowanie ilości oczyszczalni przydomowych w poszczególnych województwach może się wiązać ze stopniem ich skanalizowania i zwodociągowania oraz ze strukturą zabudowy i ukształtowania terenu [Józwiakowski, Pytka 2010].



Rysunek 1. Ilość przydomowych oczyszczalni ścieków w poszczególnych województwach w Polsce w 2008 r. [GUS 2009]

Figure 1. Number of domestic sewage treatment plants in different provinces of Poland in 2008 [GUS 2009]

Według GUS [2008] w 2007 r. na terenach wiejskich w Polsce w 2 575 113 gospodarstwach indywidualnych zamieszkiwało około 14,8 mln mieszkańców. Szacuje się, że w 26% polskich wsi występuje zabudowa rozproszona, gdzie odległości między zagrodami wynoszą powyżej 100 m [Sadecka 2008]. Zakładając, że na takich terenach będą instalowane wyłącznie oczyszczalnie przydomowe można spodziewać się, że należy je wybudować w około 669 500 gospodarstwach oraz że obiekty te mogłyby obsługiwać około 3,85 mln mieszkańców

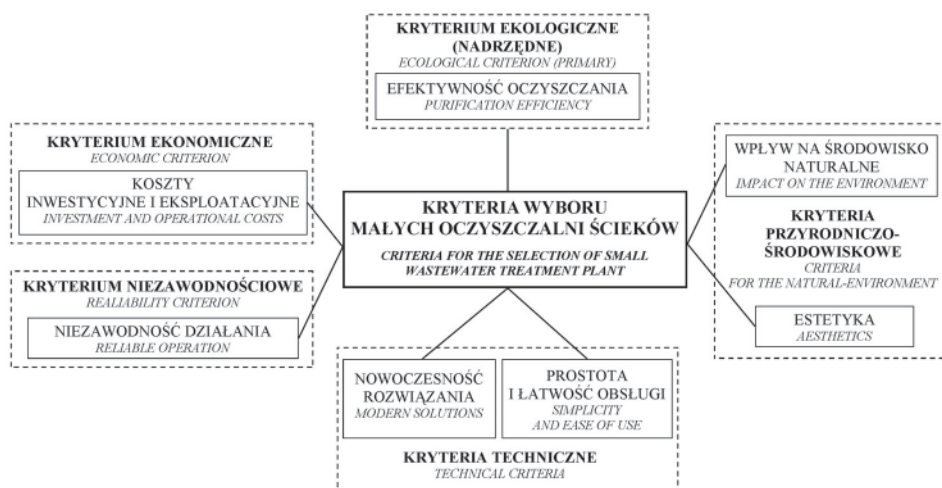
wsi, a ilość ścieków w nich oczyszczanych może wynosić $384\ 800\ \text{m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$ (przy założeniu jednostkowego ich odpływu na poziomie $0,100\ \text{m}^3 \cdot \text{M}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$). Z przedstawionych danych wynika, że w najbliższych latach w Polsce może powstać ponad 600 tys. oczyszczalni przydomowych. W przypadku budowy tak dużej ilości obiektów, konieczne wydaje się stosowanie technologii sprawdzonych w praktyce, które są proste w budowie i eksploatacji oraz charakteryzują się wysoką efektywnością oczyszczania ścieków.

Od wielu lat w Polsce najpopularniejszą przydomową oczyszczalnią ścieków jest rozwiązanie technologiczne, w skład którego wchodzi osadnik wstępny i drenaż rozsączający. Według Błażejewskiego [2005] systemy takie stanowią w naszym kraju około 63% rozwiązań. Poza tym stosowane są technologie oparte na zastosowaniu komór z osadem czynnym, złóż biologicznych oraz systemy hybrydowe, jak również oczyszczalnie hydrofitowe – głównie gruntowo-roślinne [Krzysztof, Wałęga 2007].

Technologia oczyszczania ścieków za pomocą drenaży rozsączających była mocno propagowana na początku lat 90-tych XX wieku przede wszystkim we Francji [Francuskie Ministerstwo Ochrony Środowiska 1993]. Jednak na terenach, na których wybudowano i eksploatowano tzw. „oczyszczalnie drenażowe” stwierdzono, że jakość wód gruntowych uległa znacznemu pogorszeniu, a Francja otrzymała od Unii Europejskiej 3 mld ECU na odnowienie zasobów czystych wód gruntowych. W kraju tym rozpoczęto likwidację obiektów tego typu i zakazano lokalizacji nowych. Również w Niemczech od pewnego czasu likwiduje się drenaże rozsączające [Malarski 2000].

W Polsce od wielu lat trwa dyskusja, czy drenaże rozsączające zapewniają oczyszczanie, czy też służą do odprowadzania nieoczyszczonych ścieków do gruntu [Błażejewski 1995; Jucherski, Walczowski 2001; Paluch, Pulikowski 2004]. Badania przeprowadzone w latach 2002-2004 na terenie gminy Garbów w woj. lubelskim wykazały, że technologia ta nie zapewnia skutecznej eliminacji zanieczyszczeń [Józwiakowski 2003; Orlik, Józwiakowski 2003]. Także badania wykonane przez Grygorczuk-Petersons [2011] wskazują, że ścieki odpływające z osadników gnilnych zawierają bardzo wysokie stężenia zanieczyszczeń. Według tej autorki wielkości BZT₅ i ChZT w ściekach odprowadzanych z osadników w woj. podlaskim wynosiły odpowiednio od 680 do 1200 mg O₂·dm⁻³ i od 810 do 1800 mg O₂·dm⁻³, a stężenie zawiesin ogólnych wahało się od 310 do 590 mg·dm⁻³. Tak wysokie stężenia zanieczyszczeń w ściekach kierowanych do gruntu stanowią poważne zagrożenie dla środowiska. Również Obarska-Pempkowiak [2005] uważa, że osadniki gnilne w połączeniu z drenażem rozsączającym „są to rozwiązania, które nie mogą być akceptowane w dłuższym okresie czasu, ponieważ zapewniają odprowadzanie jedynie mechanicznie oczyszczonych ścieków wprost do odbiorników, a obszary wiejskie w Polsce charakteryzują się często niewielkimi zasobami wód powierzchniowych, których zdolność do przyjęcia ładunku zanieczyszczeń jest na ogół mała”.

Wyposażenie wsi w podstawowe elementy infrastruktury technicznej, w tym możliwość zaopatrzenia w wodę oraz odprowadzania i oczyszczania ścieków są czynnikami pobudzającym rozwój i aktywizację społeczno-gospodarczą ludności zasiedlającej te tereny. Odpowiedni stan infrastruktury sanitarnej może znacznie uatrakcyjnić i ułatwić życie nie tylko samym mieszkańcom, ale także potencjalnym inwestorom [Jóźwiakowski, Pytka 2010].



Rysunek 2. Kryteria wyboru małych oczyszczalni ścieków zgodne z podstawowymi zasadami zrównoważonego rozwoju [Mucha, Mikosz 2009]

Figure 2. Selection criteria for small wastewater treatment plants according to sustainability principles [Mucha, Mikosz 2009]

Przy wyborze odpowiedniego rozwiązania technologicznego małej (przemysłowej) oczyszczalni ścieków niezbędne jest zatem wykonanie starannej analizy dostępnych systemów, z uwzględnieniem kryteriów zrównoważonego rozwoju, obejmujących w sposób zintegrowany aspekty technologiczne, środowiskowe, ekonomiczne i społeczne [Mucha, Mikosz 2009].

Na rysunku 2 przedstawiono kryteria wyboru małych oczyszczalni ścieków zgodne z podstawowymi zasadami zrównoważonego rozwoju. Według Muchy i Mikosza [2009] nadrzędnym kryterium oceny i wyboru małej oczyszczalni jest kryterium ekologiczne, czyli efektywność oczyszczania ścieków. Pozostałe kryteria obejmują natomiast:

- 1) prostotę i łatwość obsługi oraz nowoczesność rozwiązania,
- 2) koszty inwestycyjne i eksploatacyjne,
- 3) niezawodność działania,
- 4) wpływ na środowisko naturalne i estetykę.

Biorąc pod uwagę kryteria wyboru małych oczyszczalni ścieków zaproponowane przez Muchę i Mikosza [2009], a głównie kryterium ekologiczne oraz przyrodniczo-środowiskowe można stwierdzić, że systemy z drenażem rozsączającym nie mogą być uznane jako rozwiązanie technologiczne zgodne z podstawowymi zasadami zrównoważonego rozwoju.

W świetle wyżej przedstawionych rozważań, należy mieć na uwadze możliwość szerszego wykorzystania gruntowo-roślinnych oczyszczalni ścieków, jako rozwiązań technologicznych zgodnych z podstawowymi zasadami zrównoważonego rozwoju, które przez wiele lat z dużym powodzeniem mogą zaspokajać potrzeby mieszkańców terenów wiejskich w zakresie oczyszczania małych ilości ścieków. Według Pawełka i in. [1996] systemy gruntowo-roślinne składające się z osadnika wstępnego i złóż trzcinowych, obecnie najczęściej określane jako oczyszczanie hydrofitowe [Obarska-Pempkowiak 2002], a dawniej jako hydrobotaniczne [Kowalik, Obarska-Pempkowiak 1994], to: „dosyć proste układy technologiczne o wysokiej niezawodności i niskich kosztach eksploatacji, dające możliwość wykorzystania lokalnych materiałów. Ponadto umożliwiają one pełną ochronę środowiska, jednocześnie nie zmniejszając walorów krajobrazowych doliny”.

Oczyszczalnie gruntowo-roślinne w Europie i na świecie znane pod nazwą *constructed wetland*, od wielu lat są bardzo popularną metodą oczyszczania ścieków, o czym świadczą liczne doniesienia naukowe. Systemy te były przedmiotem badań, m.in. w: Anglii [Amstrong, Amstrong 1990], Danii [Brix 1994a], Austrii [Haberl i in. 1995], Norwegii [Maehlum i in. 1995], Szwecji [Perttu, Kowalik 1997], Polsce [Kowalik, Obarska-Pempkowiak 1998], Niemczech [Luederitz i in. 2001], Czechach [Vymazal 2001a], USA [Steer i in. 2002], Nowej Zelandii [Tanner i in. 2002], Kanadzie [Jamieson i in. 2003], Hiszpanii [Puigagut i in. 2007] oraz w wielu innych krajach na świecie [Vymazal, Kröpfelová 2008a].

Do dnia dzisiejszego nadal niezbyt liczne są prace prezentujące skuteczność oczyszczania ścieków w systemach gruntowo-roślinnych podczas ich wieloletniej eksploatacji. W dalszym ciągu poszukiwane są również rozwiązania technologiczne zapewniające wysoką efektywność usuwania zanieczyszczeń. Dlatego autor przedmiotowej rozprawy postanowił podjąć ten temat i przeprowadził badania w tym zakresie.

1.2. CEL I ZAKRES PRACY

Zasadniczym celem rozprawy jest ocena badań skuteczności usuwania zanieczyszczeń ze ścieków bytowych w różnych rozwiązaniach technologicznych (jedno- i wielostopniowych) gruntowo-roślinnych oczyszczalni z wierzbą wiciową *Salix viminalis* L. i trzciną pospolitą *Phragmites australis* Cav. Trin. Ex Steud. stosowanych na terenach wiejskich w woj. lubelskim.

W opracowaniu przeanalizowano 10 i 11-letnie wyniki badań nad skutecznością oczyszczania ścieków w dwóch jednostopniowych systemach gruntowo-roślinnych (obiekt nr 1 – typu HF *horizontal flow* z poziomym przepływem, obiekt nr 2 – typu VF *vertical flow* z pionowym przepływem) oraz kilkuletnie wyniki, otrzymane w tym zakresie w dwóch wielostopniowych – hybrydowych oczyszczalniach gruntowo-roślinnych (obiekt nr 3 – systemy typu: I – HF-VF i II – VF-HF, obiekt nr 4 – system typu VF-HF). Funkcjonowanie systemów wielostopniowych analizowano głównie pod kątem określenia optymalnej konfiguracji złóż gruntowo-roślinnych, zapewniającej uzyskiwanie możliwie najwyższych efektów usuwania zanieczyszczeń, a przede wszystkim związków biogenych (azotu i fosforu). W trzech analizowanych obiektach podjęto również próbę zastosowania złóż ze skałą wapienną – opoką w celu zwiększenia skuteczności usuwania fosforu. Badania obiektu nr 1 wykonywano w latach 2000-2010, obiektu nr 2 – w latach 2001-2010, obiektu nr 3 – w latach 2007-2010, obiektu nr 4 – w latach 2008-2010. Analizowane rozwiązania technologiczne różniły się ilością i sposobem doprowadzania ścieków (VF i HF), ilością i wielkością złóż gruntowo-roślinnych, rodzajem zastosowanej roślinności (wierzba i trzcina), jak również objętością złóż ze skałą wapienną – opoką.

W ramach przeprowadzonych badań określano:

- ilość ścieków bytowych dopływających do oczyszczalni,
- wartości wskaźników zanieczyszczeń w ściekach z poszczególnych etapów oczyszczania (temperaturę, pH, O₂, zawiesiny ogólne, BZT₅, ChZT, N_{og}, N-NH₄, N-NO₃, N-NO₂, P_{og})
- skuteczność usuwania zanieczyszczeń w osadnikach gnilnych,
- skuteczność usuwania zanieczyszczeń w jednostopniowych i wielostopniowych systemach gruntowo-roślinnych,
- wpływ temperatury powietrza oraz pory roku na skuteczność usuwania zanieczyszczeń w badanych systemach gruntowo-roślinnych,
- wpływ zastosowanych układów technologicznych na jakość ścieków oczyszczonych,
- niezawodność badanych systemów w zakresie spełnienia wymogów jakościowych stawianych ściekom oczyszczonym,
- skuteczność usuwania fosforu ze ścieków w złożach ze skałą wapienną – opoką,
- zmiany wybranych właściwości fizykochemicznych materiału ze złóż gruntowo-roślinnych oczyszczalni ścieków podczas wieloletniej eksploatacji,
- produktywność oraz wybrane właściwości chemiczne roślin ze złóż gruntowych.

Dotychczasowe badania naukowe prowadzone przez innych badaczy wskazują na duże zróżnicowanie skuteczności oczyszczania ścieków w systemach gruntowo-roślinnych. Badania w tym zakresie były zazwyczaj wykonywane w krótkim okresie czasu – głównie podczas pierwszych kilku lat eksploatacji tych obiektów (w okresie ich wpracowania).

W niniejszej rozprawie zaprezentowano natomiast wieloletnie wyniki badań efektów usuwania zanieczyszczeń w jednostopniowych systemach grunto-roślinnych od 7–17 roku eksploatacji obiektu nr 1 oraz od 7–16 roku eksploatacji obiektu nr 2. Otrzymane wyniki porównano z tymi, jakie uzyskano w tych oczyszczalniach w pierwszych latach ich funkcjonowania [Józwiakowski 2001, Orlik i in. 2001] oraz w innych systemach tego typu na świecie i w Polsce.

Badania do niniejszej rozprawy wykonywano w Katedrze Melioracji i Budownictwa Rolniczego Uniwersytetu Przyrodniczego w Lublinie w ramach dwóch projektów badawczych, finansowanych przez Ministerstwo Nauki i Szkolnictwa Wyższego, realizowanych w latach: 2002–2004 – PB nr 3 P06S 058 23, pt. „Analiza funkcjonowania małych oczyszczalni ścieków na terenach wiejskich oraz próby zwiększania ich skuteczności działania w aspekcie ochrony środowiska przyrodniczego” oraz 2007–2010 – PB nr N N523 3495 33, pt. „Optymalizacja procesów usuwania zanieczyszczeń w małych oczyszczalniach ścieków w warunkach modelowych i terenowych”, jak również w ramach tematu badań własnych TKD/BW/2 pt. „Kształtowanie zasobów wodnych i oczyszczanie ścieków”.

2. PRZEGLĄD PIŚMIENICTWA

2.1. HISTORIA ZASTOSOWANIA GRUNTOWO-ROŚLINNYCH OCZYSZCZALNI ŚCIEKÓW

Funkcjonowanie sztucznych systemów gruntowo-roślinnych (ang. *constructed wetland*) oparte jest na wykorzystaniu tych samych procesów fizycznych, chemicznych i biologicznych, które zachodzą w naturalnych ekosystemach bagiennych (ang. *wetland*) przy udziale różnych zespołów mikroorganizmów oraz odpowiednio dobranych roślin [Vymazal 2005]. W obiektach tego typu poziom wody (ścieków) powinien być utrzymywany poniżej lub powyżej powierzchni terenu przez znaczną część roku, co sprzyja rozwojowi roślin wodolubnych lub wodnych – tzw. hydrofitów. Stąd w Polsce upowszechniła się nazwa „oczyszczalnie hydrofitowe”, do których zalicza się zarówno systemy wodno-roślinne z powierzchniowym przepływem ścieków (FWS – *free water surface*), jak i gruntowo-roślinne z podpowierzchniowym przepływem ścieków (VSB – *vegetated submerged bed*) [Szpindor i in. 1999].

Niniejsza rozprawa poświęcona jest głównie systemom typu VSB.

Pierwsze eksperymenty nad możliwością zastosowania sztucznych systemów gruntowo-roślinnych (typu VSB) do oczyszczania ścieków wykonała w Niemczech na początku lat 50-tych XX wieku Käthe Seidel z Instytutu Maxa Plancka w Plön [Seidel 1955]. W jednej z kolejnych swoich prac Seidel [1965] zaprezentowała systemy wielostopniowe z pionowym (VF-CWs – *vertical flow constructed wetland systems*) i poziomym przepływem (HF-CWs – *horizontal flow constructed wetland systems*), w których stosowała materiał filtracyjny o wysokiej przewodności hydraulicznej (żwir). Do obsadzenia pierwszego złoża typu VF wykorzystywała ona trzcinę, natomiast drugie złożo typu HF obsadzała makrofitami wynurzonymi, takimi jak: kosaciec, oczeret czy pałka [Haberl i in. 1995].

Inny typ systemów gruntowo-roślinnych, pod nazwą „Root Zone Method – RZM” zaproponował natomiast Reinhold Kickuth [1969, 1977] z Uniwersytetu w Getyndze. Jako wypełnienie w swoich systemach stosował on materiał glebowy z dużą zawartością gliny, a powierzchnię złóż obsadzał jedynie trzcina *Phragmites australis* [Haberl i in. 1995].

Na początku lat 80-tych XX wieku system typu HF, opracowany według technologii Kickutha zaczęto wdrażać w Danii. Do 1987 r. wybudowano tam

prawie 100 oczyszczalni opartych na tej technologii [Brix, Schierup 1989a]. Pod koniec lat 80-tych XX wieku technologie opracowane przez Kickutha i Seidel były stosowane także w innych krajach, m.in. w Austrii [Haberl, Perfler 1990] i Wielkiej Brytani [Cooper, Green 1995], a w latach 90-tych w większości krajów w Europie (m.in. w Polsce) i na świecie (tab. 1).

W latach 80-tych XX wieku do wypełnienia złóż gruntowo-roślinnych typu HF najczęściej wykorzystywano materiał drobnoziarnisty, natomiast w ostatnich latach zazwyczaj stosuje się żwir (gruboziarnisty piasek) lub materiały o uziarnieniu od 10 do 20 mm [Vymazal, Kröpfelová 2008a].

Tabela 1. Zastosowanie gruntowo-roślinnych oczyszczalni ścieków na świecie [Vymazal, Kröpfelová 2008a]

Table 1. Application of constructed wetland systems in the world [Vymazal, Kröpfelová 2008a]

Kontynent Continent	Kraje, w których zastosowano oczyszczalnie gruntowo-roślinne Countries where constructed wetland systems was applied
Europa; Europe	Austria, Belgia, Chorwacja, Czechy, Dania, Estonia, Francja, Niemcy, Grecja, Irlandia, Włochy, Litwa, Holandia, Norwegia, Polska, Portugalia, Słowacja, Słowenia, Hiszpania, Szwecja, Szwajcaria, Wielka Brytania
Ameryka Północna; North America	Kanada, Meksyk, USA
Ameryka Południowa i Środkowa; South and Central America	Brazylia, Chile, Kolumbia, Kostaryka, Ekwador, Salwador, Honduras, Jamajka, Nikaragua, Urugwaj
Australia, Nowa Zelandia i Oceania; Australia, New Zealand and Oceania	Australia, Nowa Zelandia, Fidzi
Afryka; Africa	Egipt, Kenia, Maroko, RPA, Tanzania, Tunezja, Uganda
Azja; Asia	Chiny, Indie, Izrael, Japonia, Jordania, Korea, Nepal, Omen, Tajwan, Tajlandia, Turcja

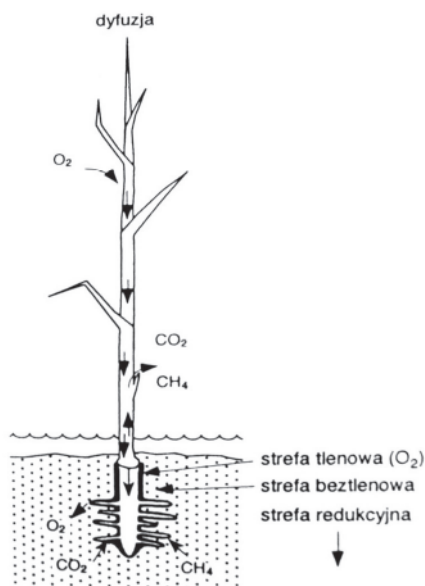
Początkowo w Europie stosowano zazwyczaj jednostopniowe systemy gruntowo-roślinne, głównie z poziomym (rzadziej z pionowym) przepływem ścieków, w których wykorzystywano przede wszystkim trzcinę *Phragmites australis* [Brix 1994b; Haberl i in. 1995; Kowalik, Obarska-Pempkowiak 1998; Vymazal 2005]. W latach 90-tych XX wieku w systemach tych zaczęto stosować również wierzbę *Salix viminalis* [Perttu 1994; Perttu, Kowalik 1997].

Od kilkunastu lat na całym świecie coraz częściej stosowane są oczyszczalnie z pionowym przepływem oraz przede wszystkim wielostopniowe systemy gruntowo-roślinne (tzw. hybrydowe), składające się z dwóch lub trzech złóż typu HF i VF, które zapewniają lepsze warunki do biologicznego oczyszczania ścieków [Luederitz i in. 2001; Vymazal 2001b; Arias i in. 2003; Krzanowski

i in. 2005; Obarska-Pempkowiak, Gajewska 2005; Vymazal 2005; Masi, Martinuzzi 2007, Melián 2010].

2.2. PROCESY USUWANIA ZANIECZYSZCZEŃ

Mechanizmy i procesy usuwania zanieczyszczeń w systemach gruntowo-roślinnych zaczęto rozpoznawać w latach 80-tych i 90-tych XX wieku. Według Brix [1987] usuwanie zanieczyszczeń w obiektach tego typu jest związane przede wszystkim z funkcjonowaniem błony biologicznej, która tworzy się podczas przepływu ścieków przez złożo gruntowe, rośliny natomiast pełnią rolę pomocniczą w procesie oczyszczania. Wokół korzeni roślin powstaje ryzosfera tlenowa, natomiast w pozostałych częściach złoża występują strefy beztlenowe i słabo natlenione (rys. 3). Według Birkedala i in. [1993] korzenie i kłącza roślin pozwalają utrzymywać właściwą przewodność hydrauliczną złoża i przyczyniają się do rozluźniania jego wewnętrznej struktury. Rozwinięty system kłączy i korzeni umożliwia intensywny rozwój i wzrost roślin na złożach.



Rysunek 3. Schemat dyfuzyjnego przepływu tlenu rozpuszczonego i innych gazów w tkance roślin wodnych według Brix [1989] w modyfikacji Obarskiej-Pempkowiak [2002]
Figure 3. Scheme of diffusion flow of dissolved oxygen and other gases in the tissue of aquatic plants acc. to Brix [1989] as modified Obarska-Pempkowiak [2002]

Ocenia się, że w systemach gruntowo-roślinnych typu HF produkcja biomasy z nadziemnych części trzciny – *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steud. może dochodzić maksymalnie nawet do $47\text{--}51 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$ [Vymazal, Kröpfelová 2005; Barbera i in. 2009]. Natomiast produkcję wierzb – *Salix viminalis* L. określono na poziomie 10 do $15 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$ [Börjesson, Berndes 2006]. Wysokie wskaźniki produkcji biomasy w oczyszczalniach gruntowo-roślinnych mają

bezpośredni wpływ na intensywną transpirację wody z powierzchni roślin, co może przejawiać się znacznym zmniejszeniem ilości ścieków odpływających z tych systemów (głównie w obiektach z wierzbą), a nawet zanikiem odpływu [Gregersen, Brix 2001].

Oczyszczalnie gruntowo-roślinne umożliwiają eliminację zanieczyszczeń organicznych (BZT₅, ChZT), zawiesin ogólnych, azotu, fosforu, metali ciężkich oraz patogenów [Vymazal i in. 1998]. Procesy usuwania zanieczyszczeń w różnych typach systemów gruntowo-roślinnych szczegółowo w swoich opracowaniach omówili Vymazal [2007] i Vymazal i Kröpfelová [2009].

Stwierdzono, że usuwanie substancji organicznej ze ścieków w systemach typu HF (z poziomym przepływem ścieków) następuje przede wszystkim na wskutek intensyfikacji tlenowych i beztlenowych procesów mikrobiologicznych, które wspomagane są przez procesy sedymentacji i filtracji [Vymazal, Kröpfelová 2009]. W innych pracach wykazano, że możliwości transportu tlenu w systemach typu HF są niewystarczające do pełnego tlenowego rozkładu zanieczyszczeń i że dominują w nich procesy beztlenowe [Brix 1990; Vymazal, Kröpfelová 2008b]. Bardzo dobre warunki tlenowe do rozkładu substancji organicznej stwierdzono natomiast w systemach typu VF – z pionowym przepływem ścieków [Brix, Arias 2005a]. Badania przeprowadzone przez Gajewską i Obarską-Pempkowiak [2005] w obiektach zlokalizowanych w miejscowościach Wiklino i Wieszyño wykazały znaczny wzrost stężenia tlenu rozpuszczonego w ściekach odprowadzanych ze złożeń typu VF – od 2,4 do 3,7 mg O₂·dm⁻³, podczas gdy w ściekach surowych, dopływających do wspomnianych obiektów stężenie O₂ wynosiło od 0,3 do 0,5 mg O₂·dm⁻³. Dosyć wysokie stężenia tlenu rozpuszczonego – od 1,1 do 6,0 mg O₂·dm⁻³ zanotowali także Krzanowski i Miernik [1997] w ściekach odprowadzanych z oczyszczalni trzcinowej z pionowym przepływem w miejscowości Krzelów. Natomiast Gikas i in. [2007] w Grecji, w odpływie z systemu typu VF stwierdzili średnie stężenie O₂ w wysokości 2,7 mg O₂·dm⁻³.

Według Coopera i in. [1996] oraz Vymazala i in. [1998] zawiesiny, które nie zostały usunięte podczas wstępnego oczyszczania w osadniku gnilnym, w systemach typu HF są skutecznie eliminowane w procesach filtracji i sedymentacji. Większość zawiesin jest zatrzymywana na odcinku pierwszych kilku metrów złoża – w strefie „wlotowej”. Według Vymazala [2005] duże nagromadzenie stałych części na dopływie do złoża może być zagrożeniem dla wydajnej jego pracy. W związku z tym, w celu zapewnienia prawidłowej eksploatacji tych systemów niezbędne jest skuteczne mechaniczne oczyszczanie ścieków w odpowiednio skonstruowanym osadniku gnilnym.

Głównymi procesami, które umożliwiają skuteczne usuwanie azotu w systemach gruntowo-roślinnych są nityfikacja i denityfikacja. Znacznie mniejszą rolę w jego eliminacji odgrywają procesy utleniania, adsorpcji przez materiał wypełniający złożę i pobierania go przez rośliny [Vymazal 2001b]. Według Vymazala [2007] w jednostopniowych systemach gruntowo-roślinnych uzyska-

nie wysokich efektów usuwania azotu jest niemożliwe, ponieważ nie mogą one zapewnić w tym samym czasie zarówno warunków tlenowych i beztlenowych. W systemach z pionowym i poziomym przepływem ścieków procesy nityfikacji i denityfikacji przebiegają z różną intensywnością. Systemy z pionowym przepływem umożliwiają skuteczny przebieg procesu nityfikacji i usuwanie $N-NH_4^+$, ale denityfikacja jest w nich bardzo ograniczona. Natomiast w systemach z poziomym przepływem panują korzystne warunki do denityfikacji, a ich zdolność do utlenienia azotu amonowego jest niewielka. Dlatego w celu uzyskania wysokich efektów usuwania azotu obecnie zaleca się stosowanie technologii hybrydowych, w skład których wchodzi różne konfiguracje systemów HF i VF [Vymazal 2007].

Według Coopera i in. [1996] fosfor (występujący w ściekach w formie ortofosforanów, polifosforanów i fosforu organicznego) w systemach gruntowo-roślinnych może być usuwany głównie dzięki procesowi sorpcji i pobieraniu go przez rośliny. Lantzke i in. [1998] uważają, że jedynym trwałym mechanizmem usuwania fosforu w omawianych oczyszczalniach jest wycinka i zbiór roślin ze złóż. Jednak ilość tego pierwiastka, która może być usunięta poprzez zbiór roślin jest niewielka [Brix 1997]. Według Vymazala [2005] tylko około 10% fosforu i azotu jest usuwane w tego typu obiektach wraz z zebraną biomasa roślin.

Fosfor występujący w ściekach w formie nieorganicznej w systemach gruntowo-roślinnych, w dużym stopniu może być zatrzymywany w procesach sorpcji i strącania. Wydajność tych procesów uwarunkowana jest głównie wartością pH i potencjału utleniająco-redukującego oraz obecnością jonów Fe^{3+} , Al^{3+} lub Ca^{2+} w materiale zastosowanym do wypełnienia złóż, jak również zależy od ilości fosforu rodzimego znajdującego się w materiale wypełniającym złożę i od pojemności sorpcyjnej systemu [Vymazal i in. 1998]. W obiektach, w których materiał zastosowany do wypełnienia złoża ma odczyn lekko kwaśny lub obojętny dominującą rolę w procesach sorpcji przypisuje się związkom żelaza i glinu, które sorbują fosfor w postaci nierozpuszczalnych związków kompleksowych, powodując jego długotrwałe zatrzymanie. Natomiast w systemach, w których zastosowano materiał o odczynie alkalicznym procesy sorpcji fosforu mogą zachodzić dzięki związkom wapnia (np. węglanom wapnia), z którymi fosfor tworzy trwałe połączenia mineralne [Reddy i D'Angelo 1997, Vymazal i in. 1998].

Stwierdzono, że skuteczność usuwania fosforu w początkowym okresie eksploatacji systemów gruntowo-roślinnych jest bardzo wysoka, a następnie po pewnym czasie zmniejsza się ze względu na utratę zdolności sorpcyjnych przez materiał filtracyjny [Ciupa 1996]. Arias i in. [2001] oraz Brix i in. [2001a] uważają, że ważne jest aby przy budowie obiektów tego typu wybierać piasek o wysokiej pojemności sorpcyjnej, który umożliwi uzyskanie wysokich efektów usuwania fosforu przez wiele lat. Z badań Ariasa i in. [2001] wynika jednak, że pojemność sorpcyjna różnych rodzajów piasków stosowanych do wypełniania

złóż gruntowo-roślinnych w Danii była zazwyczaj niewielka i wahała się od 0,02 do 0,129 mg·g⁻¹ s.m., a najlepsze efekty usuwania fosforu >80% uzyskiwano w złożach z piaskiem o pojemności sorpcyjnej na poziomie 0,064 mg·g⁻¹ s.m. Brix i in. [2001a] podają również, że skuteczność usuwania fosforu przez piasek w dużym stopniu zależy od jego właściwości fizykochemicznych, a w szczególności od zawartości w nim wapnia, żelaza i glinu. Autorzy Ci sugerują również, iż dużą zdolność wiązania fosforu posiada kalcyt i pokruszony marmur oraz że zmieszanie ich z piaskiem może znacznie zwiększyć pojemność sorpcyjną materiału wypełniającego złożę.

Dotychczas na świecie badano również inne materiały pod kątem możliwości zastosowania ich do usuwania fosforu, np. lekkie kruszywa gliny – keramzyt [Zhu i in. 1997], granulowany lateryt [Wood i McAtamney 1996], łupki [Drizo i in. 1997], pokruszony marmur [Gervin i Brix 2001], wysuszone gleby torfowe [Litaor i in. 2005] oraz żużel wielkopiecowy [Johansson-Westholm 2010]. Badano także przydatność różnych rodzajów skał wapiennych i minerałów do usuwania fosforu, np. wapienie [Zhou, Li 2001], kalcyt [Arias i in. 2003] i opokę [Brogowski, Renman 2004]. Porównanie różnych materiałów filtracyjnych, które próbowano stosować do zwiększenia efektywności usuwania fosforu w oczyszczalniach przedstawili [Cucarella i Renman 2009]. Stwierdzili oni, że każdy z dotychczas badanych materiałów zapewniał w pewnym stopniu eliminację fosforu ze ścieków.

Według Coopera i in. [1996] systemy gruntowo-roślinne umożliwiają również usuwanie metali ciężkich i patogenów. Metale ciężkie usuwane są głównie w procesach adsorpcji i wymiany kationów, kompleksacji i wytrącania, mikrobiologicznego utleniania i redukcji oraz na wskutek pobierania przez rośliny. Patogeny są eliminowane dzięki procesom sedymentacji, filtracji oraz dzięki działalności antybiotyków wydalanych przez korzenie roślin, jak również przez naturalne promieniowanie ultrafioletowe oraz antagonistyczne oddziaływanie mikroflory bagiennej.

2.3. PODSTAWOWE ZASADY I WYTYCZNE PROJEKTOWANIA OCZYSZCZALNI GRUNTOWO-ROŚLINNYCH

W latach 90-tych XX wieku oczyszczalnie gruntowo-roślinne w Europie najczęściej były projektowane na podstawie wytycznych podanych przez Brix i Schierupa [1989 b], Coopera [1990] i Birkedala i in. [1993] oraz według wytycznych ATV [1998]. W Polsce przy projektowaniu omawianych systemów wykorzystywano przede wszystkim wyżej wymienione wytyczne europejskie oraz zalecenia zaprezentowane m.in. przez Tabernackiego i in. [1990], Kowalika i Obarską-Pempkowiak [1994], Osmulską-Mróż [1995] oraz Błażejewskiego [1996, 1999].

Tabela 2. Wybrane, najnowsze wytyczne projektowania gruntowo-roślinnych oczyszczalni ścieków na świecie [Kadlec, Wallace 2008]
Table 2. Selected latest guidelines for the design of constructed wetland systems in the world [Kadlec, Wallace 2008]

Kraj; Country	Autorzy i tytuł opracowania; Authors and title of work
Australia; Australia	DLWC [1998]. The Constructed Wetlands Manual (two volumes), Department of Land and Water Conservation (DLWC) Information Centre: Sydney, New South Wales, Australia.
Austria; Austria	ÖNORM B 2505 [2005]. Bepflanzte Bodenfilter (Pflanzenkläranlagen) - Anwendung, Bemessung, Bau und Betrieb (Subsurface-flow constructed wetlands — Application, dimensioning, installation and operation). Vienna, Austria: Österreichisches Normungsinstitut; [in German].
Dania; Denmark	- Brix, Johansen [2004]. Guidelines for vertical flow constructed wetland systems up to 30 PE (Retningslinier for etablering af beplantede filteranlæg op til 30 PE). Økologisk Byfornyelse og Spildevandsrensning No.52. Copenhagen, Denmark: Miljøstyrelsen, Miljøministeriet, [in Danish].
Kanada; Canada	City, State, and Regional Alberta Environment [2000]. Guidelines for the approval and design of natural and constructed treatment wetlands for water quality improvement, Alberta Environment Municipal Program Development Branch: Edmonton, Alberta. Amell et al. [2004]. Constructed Wetlands for Water Quality Improvement: A Design Primer for the Development Industry, Report to the City of Calgary, June 2004.
Niemcy; Germany	DWA-A 262 [2006]. Grundsätze für Bemessung, Bau und Betrieb von Pflanzenkläranlagen mit bepflanzten Bodenfiltern zur biologischen Reinigung kommunalen Abwassers. Hennef, Germany: DWA - Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V. [in German].
Nowa Zelandia; New Zealand	Tanner, Kloosterman [1997]. Guidelines for Constructed Wetland Treatment of Farm Dairy Wastewaters in New Zealand, NIWA Science and Technology Series No. 48, National Institute of Water and Atmospheric Research (NIWA): Hamilton, New Zealand.
USA U.S.	- U.S. EPA [2000a]. Constructed wetlands treatment of municipal wastewaters, EPA 625/R-99/010, U.S. EPA Office of Research and Development: Washington, D.C. - U.S. EPA [2000b]. Guiding principles for constructed treatment wetlands: Providing water quality and wildlife habitat, EPA 843/B-00/003, U.S. EPA Office of Wetlands, Oceans, and Watersheds. - Interstate Technology and Regulatory Council [2003]. Technical and Regulatory Guidance Document for Constructed Treatment Wetlands. http://www.itrcweb.org/WTLND-1.pdf . - Wallace, Knight [2006]. Small-scale constructed wetland treatment systems: Feasibility, design criteria, and O&M requirements, Final Report, Project 01-CTS-5, Water Environment Research Foundation: Alexandria, Virginia.

Tabela 2cd. Wybrane, najnowsze wytyczne projektowania gruntowo-roślinnych oczyszczalni ścieków na świecie [Kadlec, Wallace 2008]

Table 2cont. Selected latest guidelines for the design of constructed wetland systems in the world [Kadlec, Wallace 2008]

Kraj; Country	Autorzy i tytuł opracowania; Authors and title of work
Wielka Brytania; United Kingdom	Cooper et al. [1996]. Reed beds and constructed wetlands for wastewater treatment. WRc Publications. Swindon, United Kingdom, Griggs, Grant [2000a]. Good Building Guide - Reedbeds: Application and Specification (Part 1) IHS BRE, Griggs, Grant [2000b]. Good Building Guide - Reedbeds: Design, Construction and Maintenance (Part 2) IHS BRE.
Włochy; Italy	Pucci et al. [2005]. Linee Guida per la Progettazione e Gestione di Zone Umide Artificiali per la Depurazione dei Reflui Civili, a cura di M. Mazzoni, APAT – ARPAT, Firenze, Italy [in Italian].
Wytyczne międzynarodowe International guidelines	IWA Specialist Group on Use of Macrophytes in Water Pollution Control [2000]. Constructed Wetlands for Pollution Control: Processes, Performance, Design and Operation. Kadlec R.H., Knight R.L., Vymazal J., Brix H., Cooper P.F., Haberl R. (Eds.), IWA Publishing, London. Korkusuz [2005]. Manual of Practice on Constructed Wetlands for Wastewater Treatment and Reuse in Mediterranean Countries, Added Value Knowledge Report No. 5 (INCOCT- 2003-502453), Agbar Foundation and MED-REUNET (Mediterranean Network on Wastewater Reclamation and Reuse).

Na innych kontynentach również opracowano liczne wytyczne projektowania systemów gruntowo-roślinnych, dostosowane do warunków lokalnych danego regionu, np. w Ameryce Północnej stosowano wytyczne amerykańskie [U.S. EPA 1988, 1993a, 1993b, 1994], a w Australii i Nowej Zelandii wytyczne opracowane przez Tannera i Kloosterman [1997].

W XXI wieku, na podstawie wcześniejszych wieloletnich doświadczeń w wielu krajach na świecie przygotowano szereg kolejnych opracowań, w których podane są nowsze, zmodyfikowane zasady i wytyczne projektowania oczyszczalni gruntowo-roślinnych.

Zbiór zalecanych wytycznych i tych, które uznano za przestarzałe zaprezentowali Kadlec i Wallace [2008]. W tabeli 2 przedstawiono najnowsze wytyczne projektowania omawianych systemów w wybranych krajach na świecie, zalecane przez Stowarzyszenie Systemów Hydrofitowych (*The Constructed Wetland Association – CWA*).

Zasady projektowania systemów gruntowo-roślinnych opracowane w poszczególnych krajach są czasami publikowane w czasopiśmie naukowych. Jako przykład można podać wytyczne duńskie opublikowane przez Brix i Ariasa [2005 a, 2005 b].

Przygotowanie projektu systemu gruntowo-roślinnego polega na dokonaniu wyboru typu oczyszczalni, rozmieszczeniu jej elementów w terenie, wskaza-

niu sposobu odprowadzania ścieków oczyszczonych oraz opracowaniu zaleceń dotyczących utrzymania, eksploatacji i monitoringu danego obiektu [Obarska-Pempkowiak 2002]. Wybór odpowiedniego rozwiązania technologicznego projektowanego systemu powinien być uzależniony od przeznaczenia danego obiektu oraz od wymagań, jakie są stawiane ściekom oczyszczonym.

Systemy gruntowo-roślinne najczęściej są wykorzystywane do oczyszczania ścieków po mechanicznym oczyszczaniu w osadniku gnilnym lub po biologicznym stopniu oczyszczania, realizowanym w oczyszczalniach konwencjonalnych. Według wytycznych duńskich przy mechanicznym oczyszczaniu ścieków bytowych zaleca się stosowanie osadników 2 lub 3 komorowych, o objętości przynajmniej 2 m^3 dla pojedynczego 5-osobowego gospodarstwa [Brix, Arias 2005a].

Jednym z najważniejszych parametrów technologicznych określanych przy projektowaniu systemów gruntowo-roślinnych jest powierzchnia jednostkowa przypadająca na jednego użytkownika oczyszczalni. Jej wielkość jest różna w przypadku systemów z pionowym i poziomym przepływem. Według zaleceń niemieckich podanych w ATV 262A [1998] powierzchnia jednostkowa dla złóż HF powinna wynosić przynajmniej $5 \text{ m}^2 \cdot \text{M}^{-1}$, zaś dla złóż VF – $2,5 \text{ m}^2 \cdot \text{M}^{-1}$. Podobne wytyczne obowiązują w Danii [Brix, Arias 2005a] oraz w innych krajach na świecie [Vymazal, Kröpfelová 2008a]. Z kolei najnowsze niemieckie zalecenia [Hoffman i in. 2010] wskazują na zróżnicowanie wielkości powierzchni jednostkowej złóż w zależności od klimatu. W krajach o klimacie chłodnym (o średniej rocznej temp. powietrza $<10^\circ\text{C}$) dla złóż HF i VF zaleca się powierzchnie jednostkowe wynoszące odpowiednio 8 i $4 \text{ m}^2/\text{M}$, natomiast w krajach o ciepłym klimacie (o średniej rocznej temp. powietrza $>20^\circ\text{C}$) powierzchnie jednostkowe złóż HF i VF powinny wynosić odpowiednio 3,0 i $1,2 \text{ m}^2 \cdot \text{M}^{-1}$ [Hoffman i in. 2010].

W celu określenia wymaganej powierzchni złóż gruntowo-roślinnych z poziomym przepływem, na świecie powszechnie wykorzystywany jest wzór opracowany przez Kickutha [1977]:

$$A = \frac{Q(\ln C_{in} - \ln C_{out})}{k_{BZT}} \quad [1]$$

gdzie:

- A – powierzchnia złoża [m^2],
- Q_d – średni dobowy dopływ ścieków [$\text{m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$],
- C_{in} – wartość BZT₅ w ściekach dopływających [$\text{mg O}_2 \cdot \text{dm}^{-3}$],
- C_{out} – wartość BZT₅ w ściekach odpływających [$\text{mg O}_2 \cdot \text{dm}^{-3}$],
- k_{BZT} – stała reakcji [$\text{m} \cdot \text{d}^{-1}$].

Dotychczas było wiele dyskusji na temat wielkości stałej reakcji – k_{BZT} . Początkowo stosowano jej wielkość na poziomie $0,19 \text{ m} \cdot \text{d}^{-1}$, zaproponowaną

przez Kickutha [1977]. Jednak na podstawie wyników badań terenowych przeprowadzonych w 49 obiektach w Danii [Schierup i in. 1990] otrzymano wielkość stałej reakcji k_{BZT} w zakresie $0,083-0,017 \text{ m}\cdot\text{d}^{-1}$. Z kolei Cooper [1990] w Wielkiej Brytanii określił jej wielkość na poziomie $0,067-0,1 \text{ m}\cdot\text{d}^{-1}$. Ostatecznie, na podstawie pomiarów terenowych wykonanych w wielu systemach gruntowo-roślinnych ustalono, że wystarczająca wielkość stałej reakcji – k_{BZT} to $0,1 \text{ m}\cdot\text{d}^{-1}$ [Cooper i in. 1996].

Według wytycznych ATV [1998] wymaga się, aby głębokość złóż typu HF wynosiła ponad 0,5m, a systemów VF – ponad 0,8m. W Danii natomiast zaleca się stosowanie systemów typu HF i VF z trzcina o głębokości minimalnej odpowiednio 0,6 i 1,0m, a dla złóż wierzbowych typu HF polecana głębokość to 1,5m [Brix, Arias 2005a].

Kolejnymi parametrami technologicznymi, od których w dużym stopniu zależy skuteczność oczyszczania ścieków w systemach gruntowo-roślinnych są: obciążenie hydrauliczne oraz obciążenie ładunkiem zanieczyszczeń [Mæhlum, Stålnacke 1999]. Według wytycznych ATV [1998] obciążenie hydrauliczne systemów HF i VF nie powinno przekraczać odpowiednio 40 i $60 \text{ mm}\cdot\text{d}^{-1}$, natomiast według Coopera i in. [1996] dopuszczalne obciążenie tych obiektów może wynosić odpowiednio 50 i $200 \text{ mm}\cdot\text{d}^{-1}$. Z kolei obciążenie systemów HF i VF ładunkiem BZT₅ nie powinno przekraczać odpowiednio $4-10 \text{ g BZT}_5\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$ i $30-35 \text{ g BZT}_5\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$ [ATV 1998].

Przy projektowaniu i budowie oczyszczalni gruntowo-roślinnych niezmiernie ważnym zagadnieniem jest wybór odpowiedniego materiału, który zostanie zastosowany do wypełnienia złóż. Najczęściej zaleca się zastosowanie piasku lub drobnego żwiru [Platzer 1998] o współczynniku przepuszczalności w zakresie $10^{-3}-10^{-4} \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$ [ATV 1998] i porowatości od $0,3-0,45$ [Cooper i in.1996]. Spadek dna złóż gruntowych powinien wynosić około $0,5-1,0\%$ [Cooper i in.1996; Brix, Arias 2005a; Hoffman i in. 2010], a do ich uszczelnienia należy stosować geomembrany HDPE, LDPE lub PVC o grubości $0,5-1,0 \text{ mm}$ [Cooper i in.1996; Brix, Arias 2005a].

2.4. ROLA TRZCINY I WIERZBY W SYSTEMACH GRUNTOWO-ROŚLINNYCH ORAZ W OCHRONIE ŚRODOWISKA

Wśród roślin wykorzystywanych w oczyszczalniach hydrofitowych na świecie najbardziej popularne są makrofity zakorzenione w dnie i wznoszące się pędami ponad zwierciadło wody [Ozimek, Renman 1996]. Zalicza się do nich takie gatunki, jak: trzcina pospolita – *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steud., pałka szerokolistna – *Typha latifolia* L., sit – *Juncus* L., oczeret jeziorny – *Schoenoplectes lacustris* (L.) Palla, jeżogłówka gałęzista – *Sparganium ramosum* (Curt.) oraz manna mielec – *Glyceria aquatica* (L.) [Obarska-Pempkowiak 2002]. Spośród wymienionych makrofitów w oczyszczalniach gruntowo-

roślinnych typu HF i VF największe zastosowanie znalazła trzcina pospolita – *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steud. [Vymazal, Kröpfelová 2008a]. Natomiast w niektórych krajach, m.in. w Szwecji [Perttu 1994], Danii [Brix, Arias 2005a; Gregersen, Brix 2001], Polsce [Samecka-Cymerman i in. 2004, Obarska-Pempkowiak 2002] i Walii [Randerson i in. 2007] w systemach typu HF jest stosowana również wierzba *Salix viminalis* L.. Według Snyder [2003] wierzba – *Salix* spp. jest zaliczana do hydrofitów w grupie krzewów i drzew, jako roślina wodolubna, korzeniowa, przystosowana do wzrostu w środowisku ekosystemów bagiennych. Wcześniej również Tiner [1991] zaliczył wierzbę *Salix siricea* do grupy hydrofitów.

Trzcina pospolita – *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steud. jest rośliną powszechnie występującą w akwenach lądowych wszystkich szerokości geograficznych, z wyjątkiem Arktyki i Antarktydy [Clevering i in. 2001]. Roślina ta odgrywa ważną rolę w zapobieganiu niszczycielskiej działalności fal na brzegach jezior i ogranicza erozję na brzegach rzek, stanowiąc jednocześnie schronienie dla dzikiego ptactwa [Brix 1999]. Cechuje ją wysoka tolerancja na niekorzystne warunki siedliska [Kozłowski 1992]. Posiada dobrze rozwiniętą aerenchymę (czyli miękisz powietrzny), która może zajmować do 60% objętości łodyg i kłaczy [Birkedal i in. 1993; Obarska-Pempkowiak 2002]. Na wskutek dyfuzji tlenu z atmosfery poprzez liście i łodygi trzciny – dzięki aerenchymie, następuje dopływ tlenu do strefy korzeniowej, a następnie do wnętrza ekosystemu bagiennego – złoża gruntowego (rys. 3), gdzie O_2 może być dodatkowo przeniesiony wskutek dyfuzji molekularnej będącej wynikiem chaotycznego ruchu cząstek gazu [Amstronng, Amstronng 1990; Brix 1993]. W badaniach Brix [1993] oraz Obarskiej-Pempkowiak i Gajewskiej [1998] wykazano wysokie stężenie O_2 w nadziemnych częściach trzciny oraz jego spadek wraz ze wzrostem odległości od tych części w kierunku najniższej rosnących kłaczy. Jednocześnie stwierdzono sytuację odwrotną w przypadku CO_2 i CH_4 – czyli wzrost stężenia tych gazów w częściach nadziemnych trzciny w stosunku do części podziemnych. Według Brix [1990] nawet w okresie zimowym, przy zalegającej pokrywie śnieżnej, dzięki procesowi konwekcji typu Venturi, tkanki trzciny pospolitej mogą dostarczać tlen do strefy korzeniowej. Szczegółowe wyniki badań na temat transportu i wymiany gazów w strefie nadziemnej i korzeniowej trzciny przedstawili w swoich pracach także Amstronng i in. [2000] oraz Brix i in. [2001b]. Możliwość zapewnienia odpowiedniego stężenia tlenu rozpuszczonego w złożach z trzcina (głównie typu VF) wspomaga przebieg procesu nityfikacji i przyczynia się do uzyskiwania wysokich efektów usuwania azotu amonowego w tych złożach [Vymazal 2007].

Dzięki wyżej wymienionym właściwościom trzcina stała się jedną z najczęściej stosowanych roślin w systemach gruntowo-roślinnych na świecie [IWA 2000, Vymazal 2011]. Nie jest ona jednak rośliną, która pobiera i magazynuje wysokie ilości pierwiastków biogenych. Według Ozimek i Renmana [1996]

maksymalna zawartość azotu i fosforu w częściach nadziemnych trzciny (liście i łodygi), wyrażona w procentach suchej masy wynosi odpowiednio 4,4 N i 0,23 P. Znacznie większe zawartości biogenów stwierdzono np. w przypadku manny mielec – odpowiednio 7,54 N i 1,22 P [Ozimek i Renman 1996]. Autorzy ci stwierdzili również, że największe ilości azotu i fosforu magazynowane są w liściach trzciny, a znacznie mniejsze w łodygach, kłęczach i korzeniach.

Trzcina ma również zdolność do akumulacji metali ciężkich oraz wspomaga procesy ich sorpcji w podłożu systemów hydrofitowych [Obarska-Pempkowiak, Klimkowska 1999]. Ponadto z dużym powodzeniem jest wykorzystywana do odwadniania osadów ściekowych [Nielsen 2003; Kołecka, Obarska-Pempkowiak 2008]. Według Nielsena [2002] skuteczność odwadniania osadów w złożach trzcinowych może dochodzić nawet do 30-40%.

Wierzba już od wielu lat jest wykorzystywana w ochronie środowiska [Kuzovkina, Quigley 2005, Kuzovkina, Volk 2009], głównie ze względu na swoje specyficzne właściwości takie, jak: zdolność zasiedlania miejsc o trudnych warunkach bytowania, bardzo szybki przyrost biomasy, możliwość pobierania i gromadzenia związków biogenych (głównie azotu) oraz pierwiastków śladowych, a także możliwość regeneracji wegetatywnej po ścięciu [Perttu, Kowalik 1997; Elowson 1999]. Wierzba jest także rośliną, którą cechuje wysokie tempo ewapotranspiracji [Persson, Lindroth 1994; Lindroth i in. 1995; Ledin 1998]. Stwierdzono jej dużą rolę w ograniczaniu wpływu powierzchniowego zanieczyszczeń obszarowych do rzek i jezior [Elowson 1999; Obarska-Pempkowiak i in. 2001]. W tym celu tworzone są strefy buforowe w pobliżu zbiorników i cieków wodnych [Börjesson 1999]. Wierzba zapobiega procesom erozji gleb [Wilkinson 1999]. Jest także wykorzystywana do przeciwozyjnej ochrony brzegów, a na stromych zboczach zapobiega osuwaniu się gruntu [Oplatka, Sutherland 1995]. Dzięki zdolnościom do usuwania trudno rozkładalnych biologicznie zanieczyszczeń i kumulowania metali ciężkich, wierzba znalazła również zastosowanie w ochronie i rekultywacji gleb [Pulford i in. 2002; Hakmaoui i in. 2006].

Od wielu lat niektóre gatunki wierzby są wykorzystywane w gospodarce wodno-ściekowej. Już na przełomie lat 50 i 60-tych XX wieku stosowano nawadnianie wierzby ściekami miejskimi Wrocławia [Wierzbicki 1958]. Pod koniec XX wieku wierzbę coraz częściej wykorzystywano do oczyszczania ścieków, m.in. w Szwecji, Danii, Estonii i w Polsce [Hasselgren 1998, Perttu 1999, Obarska-Pempkowiak i in. 2007] oraz do unieszkodliwiania osadów ściekowych, m.in. w Szwecji [Hasselgren 1999], Kanadzie [Labrecque, Teodorescu 2001], Wielkiej Brytanii [Pulford i in. 2002] i na Litwie [Lazdina 2007]. Stosowanie wierzby w procesach oczyszczalni ścieków i unieszkodliwiania osadów umożliwia jednocześnie pozyskiwanie energii w sposób ekologiczny, podobnie jak w przypadku tzw. lasów energetycznych [Börjesson, Berndes 2006]. Badania plonowania wikliny do celów przemysłowych wykazały, że plantacje wierzby są

trwałe (20-25 lat) i można z nich wielokrotnie uzyskiwać materiał opałowy, który jest konkurencyjny w stosunku do konwencjonalnych źródeł energii [Hasselgren 1998]. Wyprodukowana biomasa wierzby jest traktowana jako paliwo ekologiczne, gdyż jej spalanie nie przyczynia się do zwiększenia stężenia CO₂ w atmosferze [Börjesson 1999; Heller i in. 2003]. Uprawa wierzby na plantacjach energetycznych, uzależniona jest przede wszystkim od warunków hydrologicznych, klimatycznych i glebowych danego regionu [Perttu 1983]. Jednym z najważniejszych czynników mających wpływ na wysoką produkcję biomasy jest dostępność wody [Hasselgren 2003]. Lindroth i Båth [1999] wykazali, że deficyt opadów jest istotnym czynnikiem ograniczającym wzrost wierzby na plantacjach energetycznych. Autorzy Ci uważają też, że zwiększoną produkcję biomasy wierzby (o 30-100%) można uzyskać na plantacjach energetycznych nawadnianych ściekami, a wielkość produkcji drewna uzależniona jest od sumarycznej dawki ścieków i okresu nawodnienia [Perttu, Kowalik 1997]. Według Perttu [1983] niska temperatura powietrza może ograniczać wzrost wierzby. Podczas zakładania plantacji bardzo ważny jest również właściwy dobór gatunku wierzby, dostosowany do warunków siedliskowych terenu. W Szwecji dobre plony uzyskiwano na plantacjach z wierzbą *Salix viminalis* L. [Christersson 1987; Elowson 1999].

2.5. DOTYCHCZASOWE WYKORZYSTANIE SYSTEMÓW GRUNTOWO-ROŚLINNYCH

Systemy gruntowo-roślinne na świecie stosowane są już od ponad 50 lat, w Polsce natomiast najstarsze takie obiekty powstały 20 lat temu. Szacuje się, że ich liczba wynosi ponad 10 000 w Europie, a w Polsce jest ich około 1000 [Gajewska, Obarska-Pempkowiak 2009]. Podsumowanie z pięciu dekad doświadczeń eksploatacji oczyszczalni gruntowo-roślinnych i przykładowe ich zastosowania na świecie zaprezentował w swoich pracach Vymazal [2010, 2011] (tab. 3, 4).

Początkowo systemy gruntowo-roślinne typu HF i VF na świecie stosowano najczęściej do oczyszczania ścieków bytowych i miejskich. Obecnie wykorzystuje się je również do oczyszczania wielu innych rodzajów ścieków, w tym m.in. przemysłowych, odcieków ze składowisk odpadów oraz do ograniczania zanieczyszczeń obszarowych (tab. 3, 4).

Ostatnio także hybrydowe systemy gruntowo-roślinne coraz częściej stosuje się do oczyszczania różnego rodzaju ścieków. Na przykład w Kanadzie [Kinsley i in. 2007] i Słowenii [Bulc 2006] są one wykorzystywane do oczyszczania odcieków ze składowisk odpadów, we Francji [Reeb, Werckmann 2005] odcieków z kompostowni, w Polsce ścieków z małych ubojni [Soroko 2005], a w Chinach w systemach hybrydowych oczyszcza się ścieki pochodzące z hodowli ryb i krewetek [Lin i in. 2002, 2003].

Tabela 3. Przykłady zastosowania systemów gruntowo-roślinnych typu HF do oczyszczania różnych rodzajów ścieków [Vymazal 2010, 2011]
Table 3. Examples of application of HF type constructed wetland systems for the treatment of various types of sewage [Vymazal 2010, 2011]

Rodzaj ścieków Kind of sewage	Lokalizacja Location	Literatura Literature
przemysł petrochemiczny; petrochemical industry	USA, Chiny	Wallace [2002]; Ji i in. [2002]
przemysł chemiczny; chemical industry	Wielka Brytania	Sands i in. [2000]
przemysł celulozowo-papierniczy; paper and pulp industry	USA	Thut [1993]
rafinerie; refineries	RPA	Wood, Hensman [1989]
rzeźnie; slaughterhouses	Meksyk, Ekwador, Norwegia	Poggi-Varaldo i in. [2002]; Lavigne, Jankiewicz [2000]; Maehlum i in. [1999]
przemysł tekstylny; textile industry	Australia	Davies, Cottingham [1992]
garbarnie; tannery industry	Portugalia	Calheiros i in. [2007]
przemysł spożywczy; food industry	Słowenia, Włochy	Vrhovšek i in. [1996]; Mantovi [2003]
gorzelnie i wytwórnie win distillery and winery	Indie, Włochy	Billore i in. [2001]; Masi i in. [2002]
chlewnie; pig farm	Australia, Litwa, Chiny	Finlayson i in. [1987]; Strusevičius, Strusevičiene [2003]; Junsan [2000]
hodowla ryb; fish farm	Kanada, Niemcy	Comeau i in. [2001]; Schulz i in. [2003]
przemysł mleczny; dairy industry	USA, Niemcy, Urugwaj, Nowa Zelandia	Drizo i in. [2006]; Kern, Brettar [2002]; Perdomo i in. [2000]; Tanner [1992]
odpływy z autostrad; highway runoff	Wielka Brytania	Revitt i in. [2004]; Shutes [1999]
odpływy z lotnisk; airport runoff	USA	Karrh i in. [2002]; Röthlisberger [1996]
odpływy ze stawów rybnych; fish pond effluent	USA	Zachritz, Jacquez [1993]
odpływy ze szkółki roślin; nursery runoff	Australia	Headley i in. [2001]
odpływy ze szklarni; greenhouse runoff	Kanada	Prystay, Lo [1998]
odcieki ze składowisk; landfill leachate	USA, Słowenia; Polska	Kadlec 1999; Urbanc-Berčič 1997; Wojciechowska, Obarska-Pempkowiak [2008]
produkcja materiałów wybuchowych; explosives	USA	Behrends i in. [2000]
wody kopalniane; mining waters	USA	Pantano i in. [2000]
węglowodory rozpuszczone; hydrocarbons	USA	Moore i in. [2000]

Tabela 4. Przykłady zastosowania systemów gruntowo-roślinnych typu VF do oczyszczania różnych rodzajów ścieków [Vymazal 2010, 2011]

Table 4. Examples of application of VF type constructed wetland systems for the treatment of various types of sewage [Vymazal 2010, 2011]

Rodzaj ścieków Kind of sewage	Lokalizacja Location	Literatura Literature
pestycydy/herbicydy; pesticides/herbicides	Wielka Brytania	McKinlay, Kasperek [1999]
wody kopalniane; mining waters	Holandia	Veenstra [1998]
produkcja serów; cheese dairy	Niemcy	Kern, Idler [1999]
rafinerie; refinery	Pakistan	Aslam i in. [2007]
odpływy z lotnisk; airport runoff	USA	McGill i in. [2000]

Systemy gruntowo-roślinne są przedmiotem badań wielu ośrodków naukowych na świecie i w Polsce.

Według Vymazala [2011] w ostatnich latach większość prac obejmuje przede wszystkim:

- tworzenie różnych układów technologicznych systemów hybrydowych, w celu uzyskania optymalnych efektów usuwania zanieczyszczeń specyficznych, a przede wszystkim azotu,
- poszukiwanie odpowiednich materiałów o wysokiej zdolności usuwania fosforu, możliwych do zastosowania w systemach gruntowo roślinnych typu HF,
- identyfikację bakterii biorących udział w procesach oczyszczania ścieków,
- modelowanie hydrauliki i procesów usuwania zanieczyszczeń w różnych typach systemów gruntowo-roślinnych.

W ostatnich latach coraz więcej prac skupia się również na problemie usuwania azotu amonowego w systemach hybrydowych, które w większym stopniu umożliwiają spełnienie tego celu, niż ma to miejsce w obiektach jedno-stopniowych [Mander i in. 2003; Brix i in. 2006].

Ze względu na to, że usuwanie zanieczyszczeń w systemach gruntowo-roślinnych zachodzi przy współdziałaniu wielu procesów fizycznych, chemicznych i biologicznych, prace poruszające tę problematykę coraz częściej mają charakter interdyscyplinarny. Na podstawie fragmentarycznych badań z jednej dyscypliny naukowej, nie zawsze można jednoznacznie wyjaśnić interakcje, jakie zachodzą pomiędzy poszczególnymi elementami analizowanych systemów.

3. MATERIAŁY I METODYKA BADAŃ

3.1. CHARAKTERYSTYKA BADANYCH ROZWIĄZAŃ TECHNOLOGICZNYCH

Badania do niniejszej rozprawy wykonywano w 4 gruntowo-roślinnych oczyszczalniach ścieków, zlokalizowanych w różnych miejscowościach na terenach wiejskich woj. lubelskiego w powiecie lubelskim (obiekty nr 1, 3, 4) i w powiecie ryckim (obiekt nr 2).

Lokalizację badanych obiektów przedstawiono na mapie woj. lubelskiego (rys. 4), a ich parametry technologiczne w tabeli 5.



Rysunek 4. Lokalizacja badanych obiektów na terenie woj. lubelskiego
Figure 4. Location of studied objects in the Lublin province

- Poniżej podano numery obiektów, miejscowość i typ badanej oczyszczalni:
- Obiekt nr 1 – Jastków (system jednostopniowy typu HF z wierzbą),
 - Obiekt nr 2 – Sobieszyn (system jednostopniowy typu VF z trzcina),
 - Obiekt nr 3 – Dąbrowica – system hybrydowy złożony z dwóch układów:
 Układ I – konfiguracja złóż HF-VF z wierzbą i trzcina,
 Układ II – konfiguracja złóż VF-HF z trzcina i wierzbą,
 - Obiekt nr 4 – Janów – system hybrydowy typu VF-HF z trzcina i wierzbą,

Tabela 5. Parametry technologiczne badanych oczyszczalni ścieków
Table 5. Technological parameters of the studied wastewater treatment plants

Parametry technologiczne; Technological parameters	Numer i nazwa obiektu; Number and name of the object			
	Nr 1; No. 1 Jastków	Nr 2; No. 2 Sobieszyn	Nr 3; No. 3 Dąbrowica	Nr 4; No. 4 Janów
Rok powstania obiektu; Year of construction of the object	1994	1995	2006	2007/2008
Przepustowość średnia; Mean capacity [$\text{m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$]	2,0	38,3	0,60	0,45
Średni dobowy dopływ ścieków w okresie badań; The average daily flow of sewage during the study period [$\text{m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$]	1,397	18,400	0,600	0,660
Ilość użytkowników oczyszczalni; Number of treatment plant users	10	zmienna variable	6	3
Ilość komór osadnika wstępnego; Number of septic tank chambers	2	2	3	2
Pojemność czynna osadnika [m^3]; Working capacity of septic tank	13,7	75,0	4,6	8,5
Typ systemu; Type of the system	HF	VF	I) HF-VF II) VF-HF	VF-HF
Ilość złóż; Number of the beds	1	4	I układ – 2 II układ - 2	2
Powierzchnie złóż; Area of the beds [m^2]	186	A – 307 B – 328 C – 331 D – 321	A – 24 B – 24 C – 24 D – 24	A – 18 B – 30
Powierzchnia jednostkowa złóż; Unit area of beds [$\text{m}^2 \cdot \text{M}^{-1}$]	18,6	-	16,0	16,0
Głębokość złóż; Depth of beds [m]	1,1	0,8	A – 1,0 B – 0,8 C – 0,8 D – 1,0	A – 0,8 B – 1,2
Wymiary złóż (długość/szerokość); The dimensions of the bed (length/width) [m]	15,5/12,0	A (29,0/10,6) B (29,3/11,2) C (29,6/11,2) D (29,2/11,0)	A – 6/4 B – 6/4 C – 6/4 D – 6/4	A – 6/3 B – 6/5

Tabela 5cd. Parametry technologiczne badanych oczyszczalni ścieków
Table 5cont. Technological parameters of the studied wastewater treatment plants

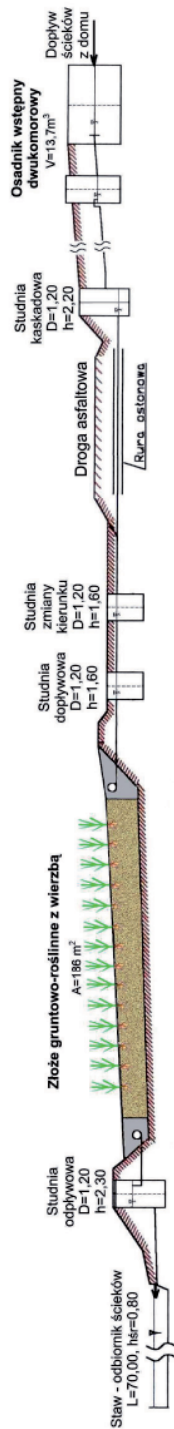
Parametry technologiczne; Technological parameters	Numer i nazwa obiektu; Number and name of the object				
	Nr 1; No. 1 Jastków	Nr 2; No. 2 Sobieszyn	Nr 3; No. 3 Dąbrowica	Nr 4; No. 4 Janów	
Rodzaj zastosowanych roślin; Type of plants used	wierzba	trzcina	A – wierzba B – trzcina C – trzcina D – wierzba	A – trzcina B – wierzba	
Częstotliwość usuwania roślin; Frequency of plants removal	2000-2010 corocznie	2002-2003 2008- 2010	wierzba 2008- 2010 trzcina 2009-2010	wierzba 2009- 2010 trzcina 2009-2010	
Sposób doprowadzenia ścieków; Method of sewage inflow	grawitacyj- ny	pompa	A – grawit. B – pompa C – pompa D – grawit.	A – pompa B – grawit.	
Odbiornik ścieków; Receiver of sewage	staw	rów śródlęśny	drenaż rozsą- czający	drenaż rozsą- czający	
Średnie obciążenie hydrauliczne; Average hydraulic load [m ³ ·m ² ·d ⁻¹]	0,007	0,014	0,012	0,037	
Czas retencji ścieków w złożach [doba]; Retention time of sewage in the beds [day]*	36,2	22,7	A – 16,0 B – 9,6 C – 9,6 D – 16,0	A – 6,5 B – 13,4	
Średnie obciążenie powierzchni złoża ładunkiem zanieczyszczeń Average load pollution of the surface beds [g·m ² ·d ⁻¹]	Zaw. og.; TSS	2,145	2,493	4,021	8,111
	BZT ₅ ; BOD ₅	2,210	2,388	3,229	10,167
	ChZT; COD	4,011	4,618	7,021	18,667
	N _{og} ; N _{total}	0,561	0,988	2,062	3,000
	P _{og} ; P _{total}	0,242	0,305	0,583	1,111

*Czas retencji ścieków w złożu; The retention time of sewage in the bed – t_r.

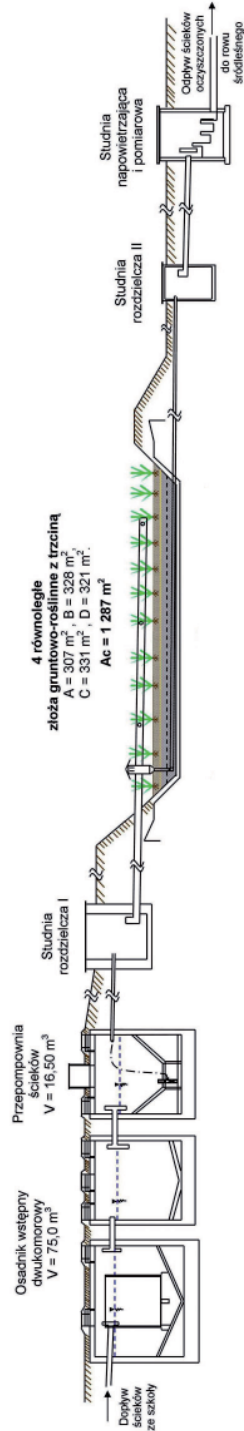
$$t_r = \frac{L \cdot W \cdot n \cdot d}{Q} \quad [\text{Conley i in. 1991}] \quad [2]$$

- L [m] - długość złoża; length of the bed,
W [m] - szerokość złoża; width of the bed,
n - porowatość materiału ze złoża; porosity of the material from the bed,
d [m] - głębokość złoża (wysokość złoża filtracyjnego wypełnionego ściekami); bed of depth (height of the filter bed filled with sewage),
Q [m³·d⁻¹] - średni dobowy dopływ ścieków; average daily inflow of sewage.

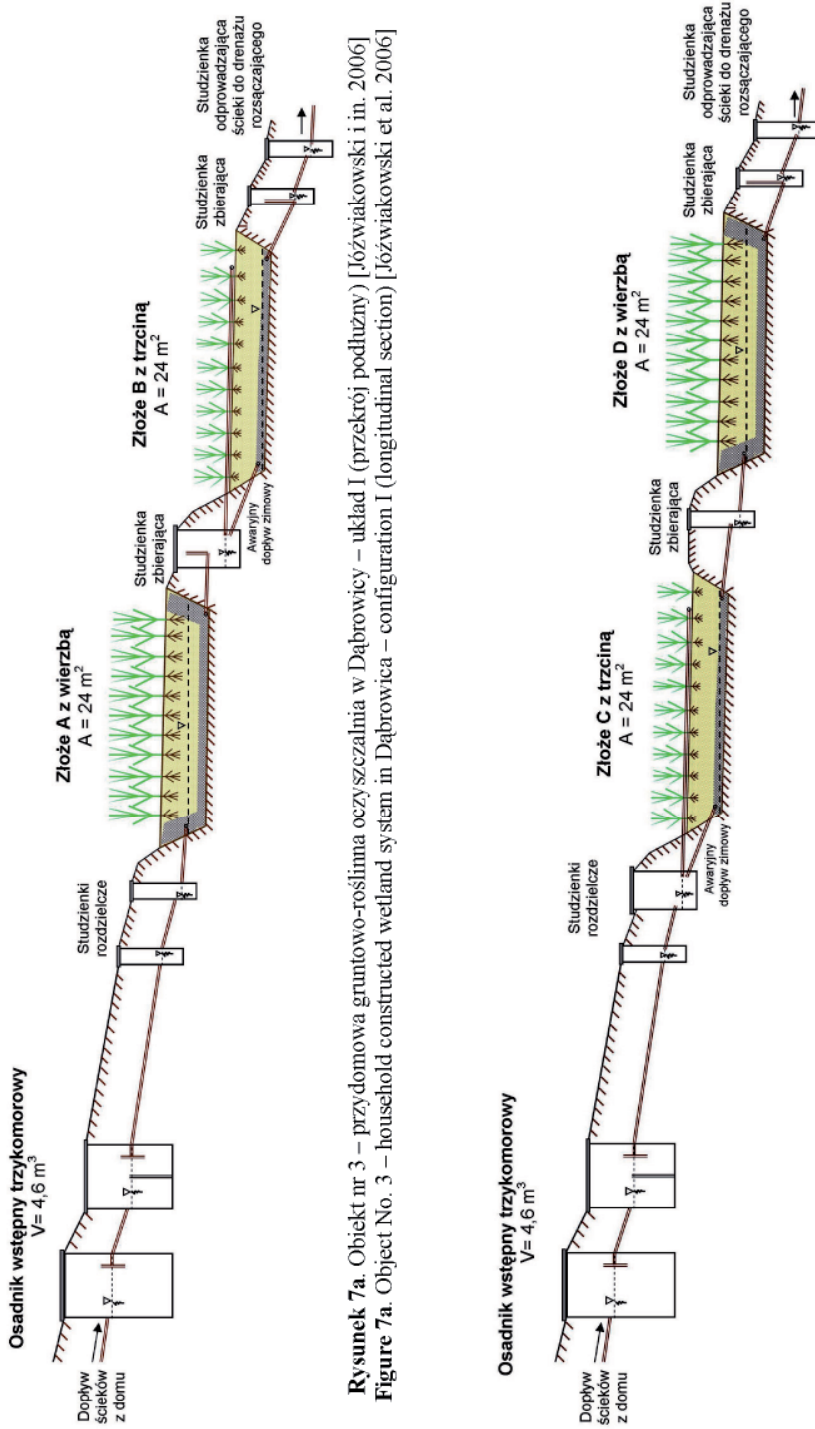
Na rysunkach 5-8 przedstawiono przekroje podłużne badanych oczyszczalni ścieków.



Rysunek 5. Obiekt nr 1 – przydomowa gruntowo-roślinna oczyszczalnia w Jastkowie (przekrój podłużny) [Drupka i in. 1992]
Figure 5. Object No. 1 – household constructed wetland system in Jastków (longitudinal section) [Drupka et al. 1992]

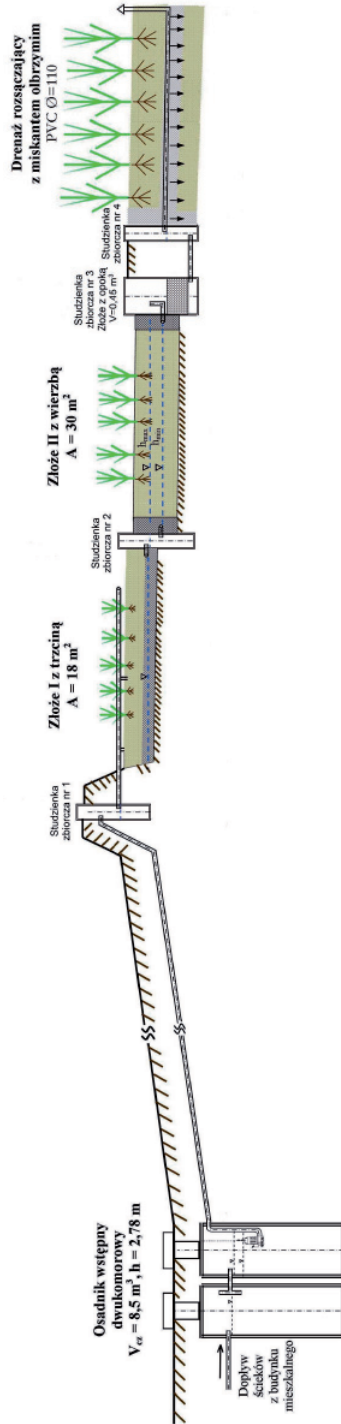


Rysunek 6. Obiekt nr 2 – gruntowo-roślinna oczyszczalnia w Sobieszynie (przekrój podłużny) [Łoszak, Podlaszewski 2000]
Figure 6. Object No. 2 – constructed wetland system in Sobieszyn (longitudinal section) [Łoszak, Podlaszewski 2000]

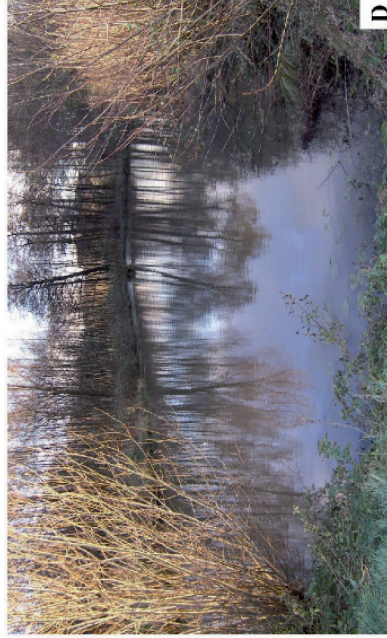


Rysunek 7a. Obiekt nr 3 – przydomowa gruntowo-roślinna oczyszczalnia w Dąbrowicy – układ I (przekrój podłużny) [Józwiakowski i in. 2006]
Figure 7a. Object No. 3 – household constructed wetland system in Dąbrowica – configuration I (longitudinal section) [Józwiakowski et al. 2006]

Rysunek 7b. Obiekt nr 3 – przydomowa gruntowo-roślinna oczyszczalnia w Dąbrowicy – układ II (przekrój podłużny) [Józwiakowski i in. 2006]
Figure 7b. Object No. 3 – household constructed wetland system in Dąbrowica – configuration II (longitudinal section) [Józwiakowski et al. 2006]



Rysunek 8. Obiekt nr 4 – przydomowa gruntowo-roślinna oczyszczalnia ścieków w Janowie (przekrój podłużny) [Józwiakowski, Goral 2007]
 Figure 8. Object No. 4 – household constructed wetland system in Janów (longitudinal section) [Józwiakowski, Goral 2007]

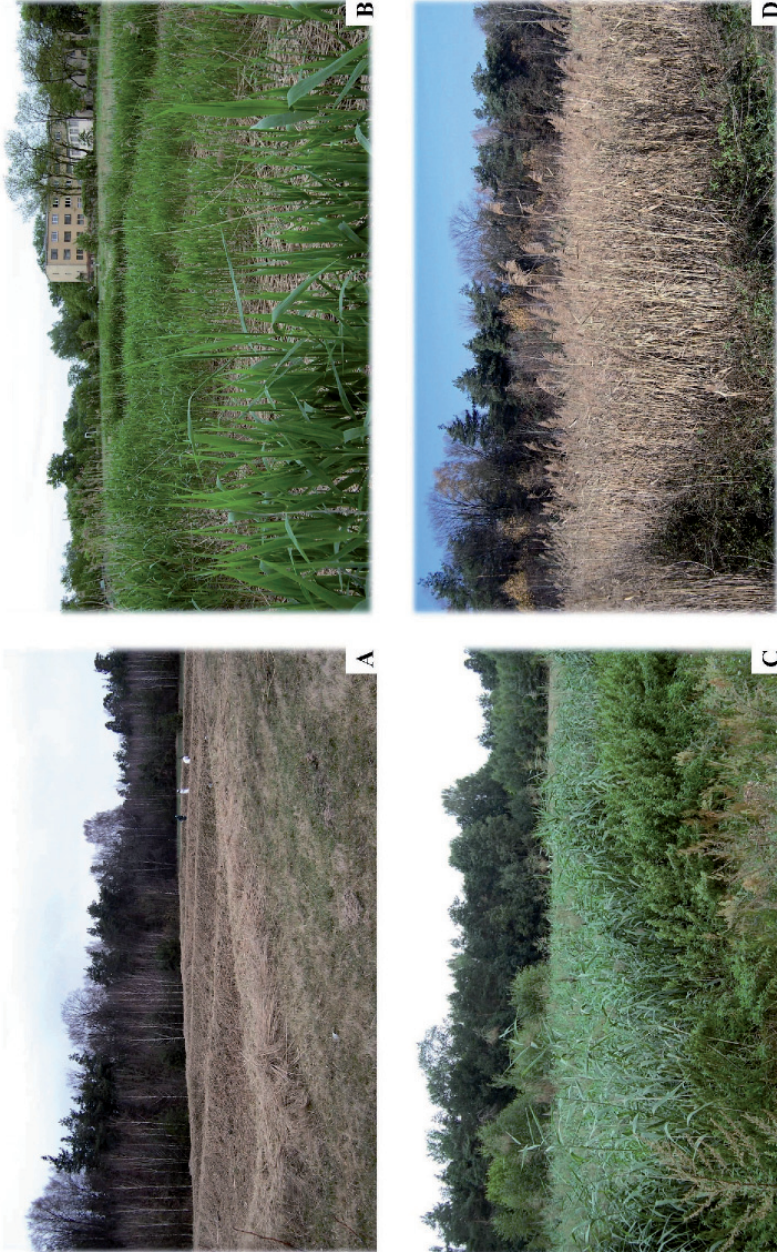


A - w marcu po wycince wierzby, B - w czerwcu, C - w grudniu, D - staw (odbiornik ścieków)

Fotografia 1. Obiekt nr 1 - Oczyszczalnia w Jastkowie

Photo 1. Object No. 1 - Wastewater treatment plant in Jastków

Fot. K. Józwiakowski



A - w lutym po wycince trzciny, B - w maju, C - w sierpniu, D - w listopadzie

Fotografia 2. Obiekt nr 2 - Oczyszczalnia w Sobieszynie
Photo 2. Object No. 2 - Wastewater treatment plant in Sobieszyn

Fot. K. Józwiakowski



A



B



C



D

A - w kwietniu, B - w sierpniu, C - w grudniu, D - ścieki z II układu oczyszczania (VF-HF): 1 - surowe, 2 - po osadniku, 5- po złożu z trzciny, 6- po złożu z wierzbą

Fotografia 3. Obiekt nr 3 - Oczyszczalnia w Dąbrowicy
Photo 3. Object No. 3 - Wastewater treatment plant in Dąbrowica

Fot. K. Józwiakowski



A



B



C



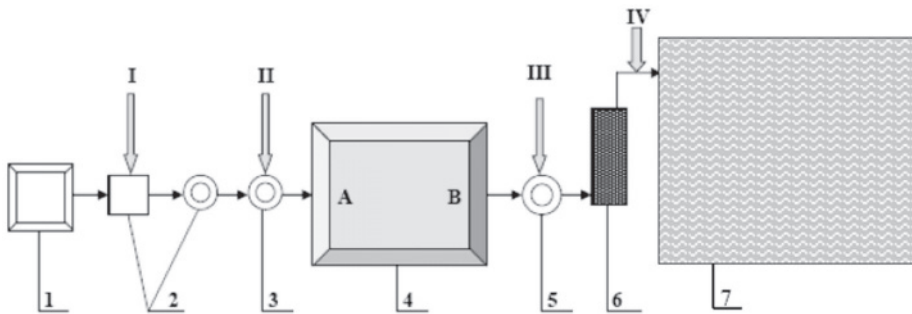
D

A - w lutym, B - w maju, C - w sierpniu, D - we wrześniu

Fotografia 4. Obiekt nr 4 - Oczyszczalnia w Janowie
Photo 4. Object No. 4 - Wastewater treatment plant in Janów
Fot. K. Józwiakowski

3.1.1. Obiekt nr 1 – Jastków (fot. 1)

Obiektem badań nr 1 była gruntowo-roślinna (jednostopniowa) oczyszczalnia z poziomym przepływem ścieków (typu HF-CW), z wierzbą wiciową *Salix viminalis* L., o średniej przepustowości $2 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$ (rys. 5, 9). Oczyszczalnia jest zlokalizowana przy gospodarstwie p. Janusza Podstawki, w miejscowości Jastków. Funkcjonuje od 1994 r. i unieszkodliwia wyłącznie ścieki bytowe, pochodzące z 10-osobowego gospodarstwa domowego. Wybudowano ją w ramach programu „Ograniczenie zanieczyszczeń obszarowych od rolnictwa w zlewni Wisły”, dzięki działalności Biura Programu UNEP–WHO Oceny Skutków Działania w Środowisku przy Ministerstwie Ochrony Środowiska Zasobów Naturalnych i Leśnictwa. Oczyszczalnia w Jastkowie została zaprojektowana przez pracowników IMUZ z Falent [Drupka i in. 1992] i była jednym z pięciu obiektów, które powstały w ramach tego programu na terenie woj. lubelskiego.



Objaśnienia: 1 – budynek mieszkalny, 2 – osadnik gnilny, 3 – studzienka rozdzielcza (dopływ ścieków na złożo), 4 – złożo gruntowo-roślinne typu HF-CW z wierzbą, 5 – studzienka zbiorcza (odpływ ścieków ze złożo), 6 – złożo ze skałą wapienną - opoka, 7 - staw (odbiornik ścieków), I, II, III, IV – punkty poboru prób ścieków, A, B – punkty poboru prób gruntu.

Explanations: 1 – house, 2 – septic tank, 3 – distribution well (sewage inflow to the bed), 4 – constructed wetland system of HF-CW type with willow, 5 – collecting well (sewage outflow from the bed), 6 – bed of limestone – opoka, 7 – pond (sewage outflow recipient), I, II, III, IV – sewage sampling points, A, B – soil sampling points.

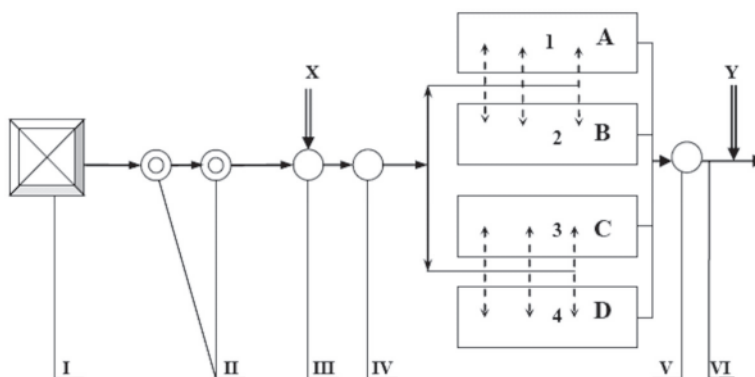
Rysunek 9. Schemat technologiczny przydomowej, gruntowo-roślinnej oczyszczalni z wierzbą wiciową *Salix viminalis* L. w Jastkowie według rozwiązania IMUZ z Falent – układ zmodyfikowany w 2007 r. [Drupka i in. 1992]

Figure 9. Technological scheme of household constructed wetland system with willow *Salix viminalis* L. in Jastków acc. to IMUZ Falenty design – system modified in 2007 [Drupka et. al. 1992]

Obiekt składa się z dwukomorowego osadnika gnilnego (o pojemności czynnej 13,7 m³) oraz ze złoża gruntowo-roślinnego o średniej głębokości 1,1 m i powierzchni 186 m². Do wypełnienia złoża zastosowano piasek luźny, średnioziarnisty. Jego powierzchnię warstwę stanowi nadkład próchniczny o miąższości 0,2 m, na którym nasadzona jest wierzba. Złoże jest odizolowane od naturalnego gruntu za pomocą folii PEHD o grubości 1mm. Ścieki do oczyszczalni dopływają grawitacyjnie – w sposób ciągły, a odbiornikiem ścieków odpływających ze złoża jest staw o powierzchni 1190 m² [Drupka i in. 1992] (rys. 5, 9). W październiku 2007 r. obiekt został zmodernizowany – na odpływie ścieków ze złoża z wierzbą zainstalowano filtr ze skałą wapienną (opoką) o objętości 1,2 m³ do chemicznego usuwania fosforu (rys. 13).

3.1.2. Obiekt nr 2 – Sobieszyn (fot. 2)

Obiektem badań nr 2 była gruntowo-roślinna (jednostopniowa) oczyszczalnia z pionowym przepływem ścieków (typu VF-CW), z trzcinaą pospolitą *Phragmites australis* Cav. Trin. Ex Steud., o średniej przepustowości 38,3 m³·d⁻¹ (rys. 6, 10).



Objaśnienia: I – szkoła, II – osadnik gnilny, III – przepompownia, IV – studzienka rozdzielcza (dopływ ścieków na złoża), V – studzienka zbiorcza (odpływ ścieków ze złoż), VI – odpływ ścieków do lasu, A, B, C, D – złoża gruntowo typu VF-CW z trzcinaą, X, Y – punkty poboru próbek ścieków, 1, 2, 3, 4 – punkty poboru próbek gruntu.

Explanations: I – school, II – septic tank, III – metering pump, IV – distribution well (sewage inflow to the beds), V – collecting well (sewage outflow from the beds), VI – sewage outflow to the forest, A, B, C, D – reed beds VF-CW type, X, Y - sewage sampling points, 1, 2, 3, 4 – soil sampling points.

Rysunek 10. Schemat technologiczny gruntowo-roślinnej oczyszczalni ścieków z trzcinaą pospolitą *Phragmites australis* Cav. Trin. Ex Steud. w Sobieszynie [Łoszak, Podlaszewski 2000]

Figure 10. Technological scheme of constructed wetland system with reed *Phragmites australis* Cav. Trin. Ex Steud. in Sobieszyn [Łoszak, Podlaszewski 2000]

System ten funkcjonuje od 1995 r. i obsługuje kilka budynków, eksploatowanych w ramach kompleksu Zespołu Szkół Rolniczych w miejscowości Sobieszyn koło Kocka. Oczyszczalnia została zaprojektowana przez mgr inż. Tadeusza Czyżewskiego z firmy EKO-EFEKT Spółka z o.o. w Lublinie, w oparciu o wytyczne technologiczne duńskiej firmy HEDESELSKABET [Łoszak, Podlaszewski 2000].

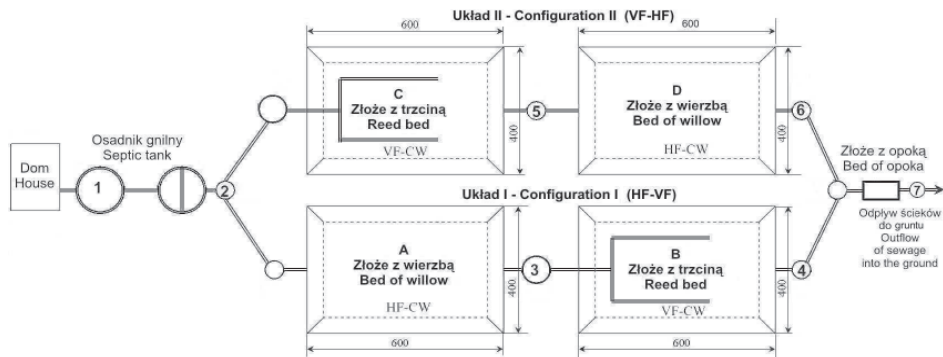
W 2004 roku szkoła zatrudniała 51 pracowników, naukę pobierało tu 272 uczniów dziennych, z czego 100 zamieszkiwało w internacie. Zespół szkół prowadził również zajęcia w systemie zaocznym, z którego korzystało 50 osób. W mieszkaniach komunalnych zamieszkiwało wtedy 81 osób [Józwiakowski 2004]. W latach 2001-2010 ilość osób korzystających z oczyszczalni przy Zespole Szkół Rolniczych w Sobieszynie była jednak bardzo zmienna i trudna do dokładnego ustalenia, co w dużym stopniu wpływało na zróżnicowanie poboru wody, a co za tym idzie również ilości ścieków dopływających do tego obiektu.

W skład badanej oczyszczalni wchodzi: dwukomorowy osadnik gnilny (o pojemności czynnej 75 m^3), pompownia ścieków, studnia rozdzielcza, cztery równoległe złoża gruntowo-roślinne z trzcina o łącznej powierzchni 1287 m^2 oraz studzienka zbiorcza. Złoża zbudowane są z kilku warstw gruntu, jednej warstwy tkaniny i drenów. Warstwę powierzchniową o miąższości 0,2 m stanowi nadkład próchniczny. Podściela go warstwa piasku luźnego o tej samej miąższości. Bezpośrednio pod piaskiem ułożona jest tkanina filtrująca o grubości 1,2 mm. Pod nią zalega 0,3 m warstwa tłucznia dolomitowego o wymiarach odłamków 16-32 mm. Poniżej znajduje się warstwa drenów zbierających ścieki. Średnica każdego drenu wynosi 100 mm. Najniższą warstwę o miąższości 0,1 m stanowi piasek, a bezpośrednio pod nim ułożona jest geomembrana PEHD o grubości 1 mm, której zadaniem jest izolacja złoża od naturalnej gleby. Odbiornikiem ścieków odpływających z obiektu jest przylesny rów, który odprowadza je do gruntu (rys. 6, 10).

3.1.3. Obiekt nr 3 – Dąbrowica (fot. 3)

Obiektem badań nr 3 była gruntowo-roślinna (hybrydowa) oczyszczalnia z poziomym i pionowym przepływem ścieków z wierzbą wiciową *Salix viminalis* L. i trzcina pospolitą *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steud. o średniej przepustowości $0,6 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$ (rys. 7, 11). Oczyszczalnia jest zlokalizowana przy gospodarstwie p. Henryka Rachańczyka, w miejscowości Dąbrowica, funkcjonuje od września 2006 r. i oczyszcza ścieki bytowe, pochodzące z domu jednorodzinnego – od 6 osób. Obiekt został zaprojektowany przez pracowników Katedry Melioracji i Budownictwa Rolniczego AR w Lublinie, przy współpracy z firmą R-G Projekt z Lublina, jako modelowy systemem badawczy [Józwiakowski i in. 2006].

Pierwszym elementem oczyszczalni jest trzykomorowy osadnik gnilny o pojemności czynnej 4,6 m³. Zasadniczą część oczyszczalni stanowią dwa równoległe układy oczyszczania, składające się z podwójnych złożeń gruntowo-roślinnych, zróżnicowane ze względu na ich konfigurację (rys. 7, 11).



1, 2, 3, 4, 5, 6, 7 – punkty poboru próbek ścieków; sewage sampling points
 A, B, C, D – złoża i punkty poboru próbek gruntu, beds and soil sampling points

Rysunek 11. Schemat technologiczny przydomowej hybrydowej gruntowo-roślinnej oczyszczalni ścieków w Dąbrowicy. Układ zmodyfikowany w 2007 r. [Józwiakowski i in. 2006]

Figure 11. Technological scheme of household hybrid constructed wetland system in Dąbrowica. System modified in 2007 [Józwiakowski et. al. 2006]

Układ I stanowi system hybrydowy typu HF-VF, składający się ze złoża z poziomym przepływem z wierzbą wiciową (A) i ze złoża z pionowym przepływem z trzcinią pospolitą (B).

Układ II stanowi system hybrydowy typu VF-HF, składający się ze złoża z pionowym przepływem z trzcinią pospolitą (C) i ze złoża z poziomym przepływem z wierzbą wiciową (D).

Wszystkie złoża (A, B, C, D) mają jednakową powierzchnię – po 24 m². Złoża z wierzbą (A, D) mają głębokość 1,0 m, natomiast złoża z trzcinią (B, C) – 0,8 m. Spadek dna złożeń wynosi 3% w kierunku odpływu ścieków. Do wypełnienia złożeń zastosowano tłuczeń i piasek średnioziarnisty. Warstwę powierzchniową złożeń wierzbowych (A i D) stanowi nadkład próchniczny o miąższości 0,1 m, pod którym zalega warstwa piasku (średnica ziaren 1-2 mm) o grubości 0,6 m. Dolna warstwa złożeń A i D o miąższości 0,2 m zbudowana jest z tłucznia o granulacji w zakresie 10-50 mm. Pod nią znajduje się około 4 cm warstwa piasku spoczywająca bezpośrednio na geomembranie. Złoża trzcinowe (B i C) są wykonane w identycznym układzie warstw, z tą różnicą, że miąższość warstwy piasku, zalegającej pod nadkładem próchnicznym wynosi 0,4 m. Wszystkie złoża są odizolowane od naturalnego gruntu za pomocą folii PEHD o grubości

0,5 mm. W październiku 2007 r. na odpływie z obiektu nr 3 zainstalowano dodatkowo złożę ze skałą wapienną – opoką o objętości $0,6 \text{ m}^3$, do chemicznego usuwania fosforu (rys. 14).

Zasilanie ściekami układu I i II jest jednakowe (średnio po $0,3 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$). Ścieki do złóż wierzbowych (A i D) dopływają w sposób ciągły, natomiast do złóż trzcinowych (B i C) są doprowadzane okresowo (sekwencyjnie) przy pomocy pomp zatapialnych zamontowanych w studzienkach przed złożami. Umożliwia to pulsacyjne dozowanie ścieków na złoża trzcinowe w ilości około $0,3 \text{ m}^3$, z częstotliwością mniej więcej 1 raz na dobę. Obciążenie hydrauliczne złóż wynosi $12,5 \text{ dm}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$, czyli $12,5 \text{ mm} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$. Odbiornikiem ścieków oczyszczonych jest drenaż rozsączający [Józwiakowski i in. 2006].

3.1.4. Obiekt nr 4 – Janów (fot. 4)

Obiektem badań nr 4 była gruntowo-roślinna, hybrydowa oczyszczalnia z pionowym i poziomym przepływem ścieków (typu VF-HF) z trzciną pospolitą *Phragmites australis* Cav. Trin. Ex Steud. i wierzbą wiciową *Salix viminalis* L. o średniej przepustowości $0,45 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$ (rys. 8, 12). Oczyszczalnia jest zlokalizowana przy gospodarstwie p. Jerzego Wielbo, w miejscowości Janów koło Garbowa. Została zaprojektowana i wybudowana w ramach projektu badawczego Ministerstwa Nauki i Szkolnictwa Wyższego nr N N523 3495 33 na przełomie 2007 i 2008 r. przez pracowników Katedry Melioracji i Budownictwa Rolniczego UP w Lublinie, przy współpracy z firmą R-G Projekt z Lublina [Józwiakowski, Goral 2007].

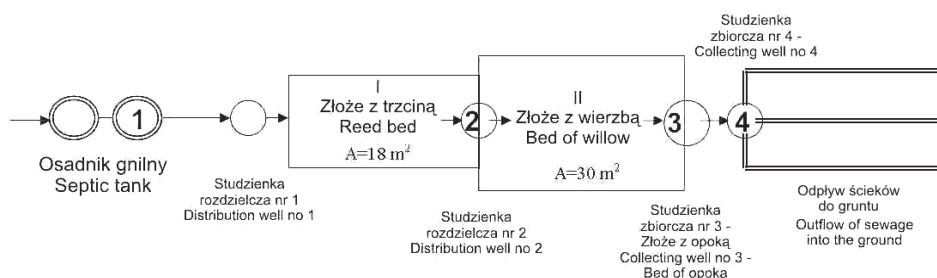
Obiekt służy do oczyszczania ścieków bytowych, pochodzących z 3-osobowego gospodarstwa domowego. W pierwszej części obiektu ścieki są oczyszczane mechanicznie w dwukomorowym osadniku gnilnym (powstałym na bazie dawnego szamba) o łącznej pojemności czynnej $8,5 \text{ m}^3$. Drugim elementem oczyszczalni jest system dwóch złóż: I – z pionowym przepływem z trzciną pospolitą (złożę o powierzchni 18 m^2 i głębokości $0,8 \text{ m}$), II – z poziomym przepływem z wierzbą wiciową (złożę o powierzchni 30 m^2 i głębokości $1,2 \text{ m}$) (rys. 8, 12).

Ścieki do obiektu nr 4 są doprowadzane okresowo – sekwencyjnie, dzięki pompie zatapialnej zamontowanej w drugiej komorze osadnika wstępnego. Umożliwia ona pulsacyjne dozowanie ścieków na złożę trzcinowe w ilości około $0,225 \text{ m}^3$, z częstotliwością 2 razy na dobę. Obciążenie hydrauliczne złoża trzcinowego wynosi $25 \text{ dm}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$, czyli $25 \text{ mm} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$.

Powierzchniową warstwę I złoża (trzcinowego) typu VF-CW stanowi nadkład próchniczny (o miąższości $0-20 \text{ cm}$), pod którym zalega warstwa piasku o średnicy ziaren $1-2 \text{ mm}$ i miąższości 60 cm . Na dnie złoża w około 20 cm warstwie tłucznia o granulacji (wymiarach) $30-60 \text{ mm}$ zainstalowano dwie nitki

drenażu zbierającego, który odprowadza ścieki do II złoża z wierzbą. II złoże typu HF-CW składa się z dwóch warstw – powierzchniową (0-20 cm) stanowi nadkład próchniczny, a filtracyjną (20-120 cm) stanowi piasek o średnicy ziaren 1-2 mm. Zarówno I, jak i II złoże jest odizolowane od naturalnego gruntu za pomocą geomembrany hydroizolacyjnej PEHD o grubości 1 mm. Spadek dna złóż wynosi 1% w kierunku odpływu ścieków.

Ostatnim – trzecim elementem oczyszczalni jest filtr wypełniony skałą wapienną (opoką) o objętości 0,45 m³. Filtr służy do chemicznego usuwania fosforu, a zainstalowany został w studzience zbiorczej za II złożem z wierzbą, który (rys. 15). Ścieki oczyszczone są odprowadzane do ziemi za pomocą drenażu rozsączającego (3 nitki o średnicy Ø=110 mm i łącznej długości 30 m), który porośnięty jest miskantem olbrzymim – *Miscantus giganteus* [Jóźwiakowski, Goral 2007] (rys. 8, 12).



1, 2, 3, 4 – punkty poboru prób ścieków; sewage sampling points

I, II – złoża i punkty poboru prób gruntu do badań; beds and soil sampling points

Rysunek 12. Schemat technologiczny przydomowej, hybrydowej gruntowo-roślinnej oczyszczalni ścieków w Janowie koło Garbowa [Jóźwiakowski, Goral 2007]

Figure 12. Technological scheme of household hybrid constructed wetland system in Janów near Garbów [Jóźwiakowski, Goral 2007]

3.2. METODYKA BADAŃ

3.2.1. Badania skuteczności oczyszczania ścieków w analizowanych obiektach

Badania nad skutecznością usuwania zanieczyszczeń w 4 wybranych gruntowo-roślinnych oczyszczalniach ścieków wykonywano w różnych okresach wielolecia 2000–2010 (tab. 6).

Ilość ścieków dopływających do obiektów nr 1, 2, 4 określano na podstawie wskazań zużycia wody, rejestrowanych przez wodomierze zainstalowane

w budynkach mieszkalnych. W obiekcie nr 3 w Dąbrowicy wodomierz rejestrował całkowite zużycie wody, nie tylko na cele bytowe, ale również na cele gospodarcze (hodowla bydła i trzody chlewnej), w związku z czym dane te nie mogły być podstawą do określenia obciążenia hydraulicznego tej oczyszczalni. W przypadku obiektu nr 3 przyjęto średnią ilość dopływających ścieków określoną w projekcie na poziomie $0,6 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$ [Józwiakowski i in. 2006].

W ramach prowadzonych badań próbki ścieków do analiz fizykochemicznych pobierano z kolejnych etapów ich oczyszczania:

- I – z osadnika gnilnego (obiekty nr 1, 3) – ścieki surowe,
- II – ze studzienki po osadniku gnilnym (obiekty nr 1-4) – ścieki mechanicznie oczyszczone,
- III – ze studzienki po biologicznym oczyszczaniu – ścieki biologicznie oczyszczone (obiekty nr 1-4),
- IV – ze studzienki po chemicznym oczyszczaniu w złożu z opoką – ścieki chemicznie oczyszczone (obiekty nr 1, 3, 4).

Próbki ścieków do analiz pobierano zgodnie z ustalonymi normami (PN-74/C-04620/00, PN-EN 25667-2: 1999) w różnych porach roku: zimą (w lutym), wiosną (w maju), latem (w sierpniu) i jesienią (w listopadzie). W sumie w latach 2000-2010 w 4 badanych obiektach przeprowadzono 111 serii analiz fizykochemicznych, podczas których zbadano 372 próbki ścieków i wykonano 4092 oznaczenia (tab. 6).

Tabela 6. Okresy badawcze w poszczególnych obiektach i ilość pobranych próbek
Table 6. Periods of research at the individual objects and number of taken samples

Numer i nazwa obiektu Number and name of the object	Nr 1; No. 1 Jastków	Nr 2; No. 2 Sobieszyn	Nr 3; No. 3 Dąbrowica	Nr 4; No. 4 Janów	Razem Total
Okres badawczy; Studied period	2000-2010	2001-2010	2007-2010	2008-2010	
Ilość serii analiz Number of series of analyses	44	40	16	11	111
Ilość pobranych próbek Number of samples taken	144	78	106	44	372
Ilość oznaczeń Number of determinations	1584	858	1166	484	4092

Analizy i pomiary fizykochemiczne próbek ścieków wykonywano w Laboratorium Analityki Wód i Ścieków, Katedry Melioracji i Budownictwa Rolniczego UP w Lublinie. Próbki ścieków badano według „Metodyk referencyjnych analizy próbek ścieków” [Rozporządzenie MŚ 2006 – zał. nr 10] oraz zgodnie z metodyką opisaną w Polskich Normach.

W pobranych próbkach ścieków określano:

- temperaturę – termometrem rtęciowym,
- wartość pH – miernikiem wieloparametrowym firmy WTW Multi 340i,

- stężenie tlenu rozpuszczonego – miernikiem wieloparametrowym Multi 340i firmy WTW,
- zawartość zawiesin ogólnych – metodą wagową bezpośrednią przy użyciu sączków,
- BZT₅ – metodą rozcieńczeń (stężenie O₂ określano tlenomierzem Oxi 538 firmy WTW),
- ChZT_{Cr} – metodą dwuchromianową (oznaczanie ChZT wykonywano fotometrem MPM 2010 firmy WTW, po uprzednim utlenianiu badanej próbki w termoreaktorze w temperaturze 148°C),
- stężenie azotu ogólnego – spektrofotometrem PCSpectro firmy AQUALYTIC, po uprzednim utlenianiu badanej próbki w termoreaktorze w temperaturze 100°C,
- stężenie fosforu ogólnego – fotometrem MPM 2010 firmy WTW, po uprzednim utlenianiu badanej próbki w termoreaktorze w temperaturze 120°C,
- stężenie N-NH₄⁺ – spektrofotometrem PCSpectro firmy AQUALYTIC,
- stężenie N-NO₃⁻ i N-NO₂⁻ – fotometrem LF 205 i LF 300 firmy Slandi.

Na podstawie otrzymanych wyników badań, dla każdej serii danych określano wartość minimalną, maksymalną i średnią oraz odchylenie standardowe. Następnie na podstawie uzyskanych wartości wskaźników i składników zanieczyszczeń w ściekach dopływających (C_d) i odpływających (C_o) z poszczególnych elementów analizowanych obiektów, określano skuteczność usuwania zanieczyszczeń w każdym etapie oczyszczania oraz w całej oczyszczalni stosując następujący wzór:

$$\eta = 100 \cdot [1 - C_o / C_d] [\%] \quad [3]$$

Z powodu braku możliwości określenia wielkości odpływu z poszczególnych źródeł, przy obliczaniu efektów usuwania zanieczyszczeń, nie brano pod uwagę ilości dopływających i odpływających ścieków. Skład ścieków odprowadzanych z badanych obiektów porównano z wymaganiami zawartymi w Rozporządzeniu MŚ z dnia 24 lipca 2006 r. (Dz. U. nr 137, poz. 984), w sprawie warunków, jakie należy spełnić przy wprowadzaniu ścieków do wód i do ziemi oraz w sprawie substancji szczególnie szkodliwych dla środowiska wodnego.

Analiza statystyczna. Na podstawie uzyskanych wyników badań przeprowadzono analizę korelacji między temperaturą powietrza a temperaturą oczyszczanych ścieków, a następnie analizę korelacji między temperaturą powietrza a efektami zmniejszenia BZT₅, ChZT_{Cr} oraz usuwania zawiesiny ogólnej, azotu ogólnego, amonowego i fosforu ogólnego. Testowano hipotezę zerową:

$$H_0 : \rho = 0 \quad [4]$$

równoznaczną z brakiem zależności między analizowanymi zmiennymi, wobec hipotezy alternatywnej:

$$H_1 : \rho \neq 0 \quad [5]$$

mówiącej o występowaniu zależności między zmiennymi.

W tym celu wyznaczono współczynniki korelacji liniowej Pearsona, a ich istotność statystyczną potwierdzono testem t-Studenta na poziomie istotności $\alpha=0,05$. Wartości bezwzględne testów t odnoszono do wartości krytycznych odczytanych z tablic rozkładu t-Studenta. Współczynnik korelacji uznawano za statystycznie istotny, jeżeli: $|t| \geq t_{\alpha_{kr}}$.

Ponadto na podstawie analizy statystycznej przy wykorzystaniu programu Statistica 8,0, określano wpływ zastosowanych układów technologicznych na jakość ścieków oczyszczonych oraz niezawodność badanych systemów w zakresie spełnienia wymogów jakościowych stawianych ściekom oczyszczonym.

Analiza wpływu zastosowanych układów technologicznych na jakość ścieków oczyszczonych została przeprowadzona z wykorzystaniem jednoczynnikowej analizy wariancji ANOVA. Jako zmienną zależną przyjęto wartości następujących wskaźników zanieczyszczeń w odpływie z poszczególnych obiektów: BZT₅, ChZT, zawiesina ogólna, azot ogólny, fosfor ogólny, N-NH₄⁺ i N-NO₃⁻. Przyjęto, że czynnikiem który będzie determinował jakość ścieków w odpływie z oczyszczalni będzie zastosowany układ technologiczny. Z uwagi na fakt, iż układ II w obiekcie nr 3 w Dąbrowicy oraz system zastosowany w obiekcie nr 4 – w Janowie mają identyczną konstrukcję, podjęto decyzję o uwzględnieniu w analizie tylko jednego z tych obiektów. W związku z tym analizę wariancji ANOVA przeprowadzono dla obiektów nr 1, 2 i 3 (w układzie I i II).

Na wstępie analizy dokonano weryfikacji hipotezy zerowej mówiącej, że dana zmienna podlega rozkładowi normalnemu wobec hipotezy alternatywnej, dzięki czemu można ją opisać rozkładem innym niż normalny. Weryfikację tych hipotez przeprowadzono testem Shapiro-Wilka na poziomie istotności $\alpha=0,05$. Do dalszej analizy wykorzystano tylko te zmienne, które można było opisać rozkładem normalnym. Wstępna analiza danych polegała także na usunięciu danych odstających, co przeprowadzono w oparciu o analizę wykresu przebiegu wartości analizowanych wskaźników w czasie. Określono także podstawowe charakterystyki statystyczne analizowanych zmiennych, a więc: średnią, medianę, przedział ufności średniej, odchylenie standardowe, współczynnik zmienności, kwantyl 10 i 90%, rozstęp. W metodzie ANOVA bazuje się na porównaniu wariancji odnoszącej się do zmienności pomiędzy grupami (MS_{efektu}), ze zmiennością w obrębie grup ($MS_{błędu}$). Cel ten jest realizowany poprzez podział całkowitej wariancji na składową odpowiadającą prawdziwemu błędowi losowemu (tzn. SS w obrębie grup) oraz składowe, które odnoszą się do różnic pomiędzy średnimi. Te drugie składowe wariancji są następnie testowane pod kątem istotności statystycznej, a w przypadku jej stwierdzenia odrzuca się hipotezę zerową zakładającą, że nie ma różnic pomiędzy średnimi i akceptuje się hipotezę alter-

natywną, która mówi o tym, że średnie (w populacji) różnią się pomiędzy sobą. Weryfikacji hipotezy zerowej dokonano testem F Fishera-Snedecora. W przypadku stwierdzenia występowania różnic między średnimi, zastosowano testy post-hoc (test NIR i Tuckeya), pozwalające na wykrycie różnic pomiędzy konkretnymi zmiennymi.

Pod pojęciem niezawodności, najczęściej określa się prawdopodobieństwo bezawaryjnej pracy danego systemu. W przypadku analizowanych oczyszczalni ich niezawodność określano jako zdolność do spełniania wymagań Rozporządzenia MŚ [2006] odnośnie ścieków oczyszczonych przez dany układ technologiczny, w przyjętym okresie czasu.

W praktyce stosuje się wiele wskaźników pozwalających na ocenę niezawodności pracy oczyszczalni ścieków, takich jak: współczynnik niezawodności WN, wskaźnik technicznej sprawności oczyszczalni, efektywność technologiczna. Często przy badaniach niezawodności, zwłaszcza gdy istnieje potrzeba jej prognozowania wykorzystuje się informacje o rozkładzie badanego czynnika. Użytecznym, ogólnym rozkładem prawdopodobieństwa, mającym zastosowanie w badaniu niezawodności jest np. rozkład *Weibulla*. Charakteryzuje się on następującą funkcją gęstości prawdopodobieństwa (z dodatnimi parametrami b , c , i θ):

$$f(x) = c/b * [(x-\theta)/b]^{c-1} * \exp\{-[(x-\theta)/b]^c\} \quad [6]$$

$$\theta < x, b > 0, c > 0$$

gdzie: zmienna x oznacza czas, b – parametr skali, c – parametr kształtu, θ - parametr położenia

Dystrybuanta rozkładu Weibulla (z dodatnimi parametrami b , c , i θ) wyraża się wzorem:

$$F(x) = 1 - \exp\{-[(x-\theta)/b]^c\} \quad [7]$$

Funkcja niezawodności rozkładu Weibulla jest dopełnieniem dystrybuanty do jedności

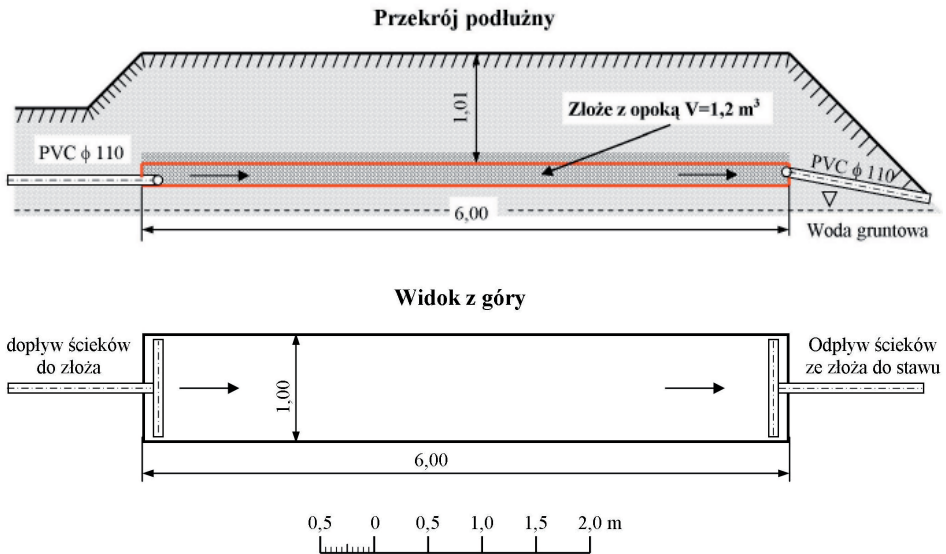
$$R(x) = 1 - F(x) \quad [8]$$

Procedura analizy niezawodności w przypadku analizowanych obiektów polegała na estymacji parametrów rozkładu Weibulla z wykorzystaniem metody największej wiarygodności (przy zadanym uprzednio parametrze położenia – θ). Następnie dokonano weryfikacji hipotezy zerowej mówiącej o tym, że zmienna analizowana może zostać opisana rozkładem Weibulla, wobec hipotezy alternatywnej, że zmienna podlega rozkładowi innemu niż normalny. Weryfikacji tej hipotezy dokonano testem Hollandera-Proschana. Następnie, w oparciu o funkcję dystrybuanty oceniono niezawodność analizowanych oczyszczalni. Analizie poddano wszystkie wyniki analiz laboratoryjnych, obejmujących: wielkości BZT₅, ChZT i stężenia zawiesiny ogólnej w ściekach oczyszczonych, odprowa-

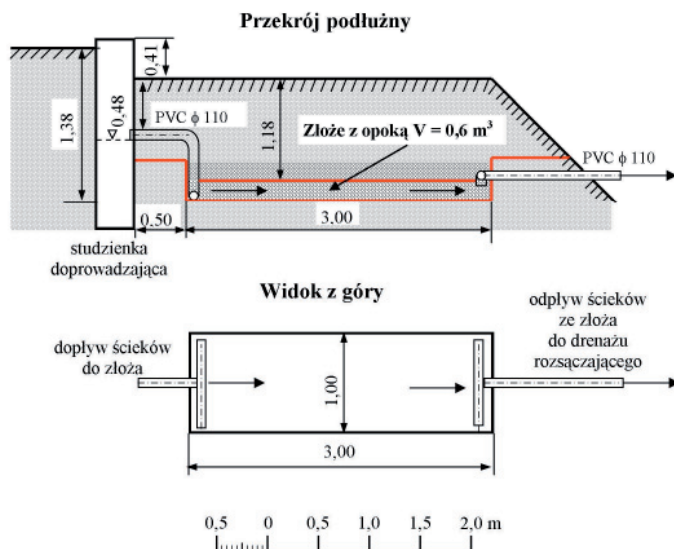
dzanych ze wszystkich badanych obiektów (1–4). Jako wartości dopuszczalne, wyżej wymienionych wskaźników przyjęto ich wielkości określone w Rozporządzeniu MŚ [2006] dla oczyszczalni do 2000 RLM: w przypadku BZT₅ – 40 mgO₂·dm⁻³, dla ChZT – 150 mgO₂·dm⁻³ i dla zawiesiny ogólnej – 50 mg·dm⁻³.

3.2.2. Badania skuteczności usuwania fosforu w złożach z opoką

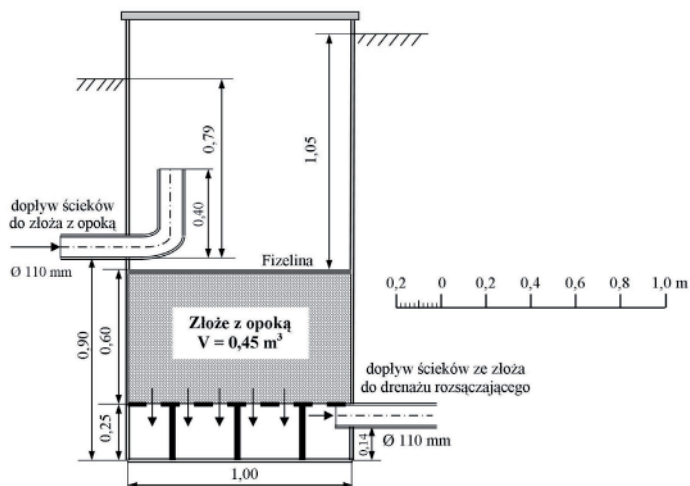
Pod koniec 2007 roku i na początku 2008 roku w obiektach badawczych nr 1, 3, 4 zainstalowano złoża ze skalą wapienną – opoką, pobraną w okolicy Janowa Lubelskiego – w miejscowości Chrzanów. Do wypełnienia złożeń zastosowano opokę rozdrobnioną – o średnicy 10–50 mm i poddaną dekarbonizacji w temperaturze 900°C (rys. 13, 14, 15).



Rysunek 13. Schemat złoża z opoką w obiekcie nr 1 w Jastkowie
Figure 13. Schema of the bed with limestone in object No. 1 in Jastków



Rysunek 14. Schemat złoża z opoką w obiekcie nr 3 w Dąbrowicy
Figure 14. Schema of the bed with limestone in object No. 3 in Dąbrowica



Rysunek 15. Schemat złoża z opoką w obiekcie nr 4 w Janowie
 [Jóźwiakowski, Goral 2007]
Figure 15. Schema of the bed with limestone in object No. 4 in Janów
 [Jóźwiakowski, Goral 2007]

Badania nad efektywnością usuwania fosforu ze ścieków w złożach z opoką w obiektach terenowych prowadzono w latach 2007-2010 w dwóch etapach. W I etapie badań – od początku listopada 2007 r. do końca lutego 2008 r. w obiektach nr 1 w Jastkowie i nr 3 w Dąbrowicy, próbki ścieków przed i po złożu z opoką pobierano raz w tygodniu – w okresie tym wykonano 18 serii analiz. W II etapie badań – w latach 2008-2010 już we wszystkich trzech obiektach, w których zainstalowano złoża z opoką, próbki ścieków pobierano cztery razy w roku (w lutym, maju, sierpniu i listopadzie). W sumie w obiektach nr 1 i 4 w latach 2008-2010 przeprowadzono 10 serii analiz, natomiast w obiekcie nr 3 ze względu na okresowy brak odpływu ścieków ze złożeń gruntowo-roślinnych wykonano 8 serii analiz. W pobranych próbkach ścieków oznaczano stężenie fosforu ogólnego i wartość pH za pomocą metod podanych w rozdziale 3.2.1.

W tabeli 7 przedstawiono parametry technologiczne badanych złożeń z opoką.

Tabela 7. Parametry technologiczne złożeń z opoką w badanych obiektach
Table 7. Technological parameters of the beds in studied objects

Parametry Parameters	Jednostki Unit	Złoża z opoką; The beds with opoka		
		Obiekt nr 1; Object No. 1 Jastków	Obiekt nr 3; Object No. 3 Dąbrowica	Obiekt nr 4; Object No. 4 Janów
Długość; Length [L]	[m]	6,0	3,0	-
Szerokość; Width [W]	[m]	1,0	1,0	-
Wysokość; Height (H)	[m]	0,2	0,2	0,60
Średnica; Diameter [D]	[m]	-	-	1,0
Objętość; Capacity [V _{cz}]	[m ³]	1,2	0,6	0,45

W ramach tej części badań przeanalizowano również zmiany zawartości fosforu w opoce w trakcie jej użytkowania. W tym celu badaniom poddano próbkę opoki czystej, wykorzystanej do wypełnienia złożeń na przełomie 2007/2008 roku oraz próby opoki pobrane z 3 analizowanych obiektów po prawie trzech latach ich eksploatacji. Analizy zawartości fosforu w próbach opoki wykonywano w Centralnym Laboratorium Aparaturowym UP w Lublinie metodą spektrofotometryczną za pomocą analizatora przepływowego FIAstar 5000 Analyzer (FOSS).

W oparciu o uzyskane wyniki analiz stężenia fosforu ogólnego w ściekach dopływających i odpływających ze złożeń z opoką obliczano efektywność jego usuwania przy zastosowaniu wzoru nr 3.

3.2.3. Badania wybranych właściwości fizykochemicznych gruntu ze złoź

Próbki gruntu ze złoź w obiektach nr 1 i 2 pobierano w 2003 i 2010 r., natomiast w obiektach nr 3 i 4 w latach 2008 i 2010.

W oczyszczalni w Jastkowie (obiekt nr 1) próbki pobierano z dwóch odkrywek (rys. 9) rozmieszczonych w przeciwległych krańcach złoź: w miejscu dopływu ścieków (1) oraz w miejscu ich odpływu (2). W każdej odkrywce próbki pobierano z warstwy nadkładu próchnicznego, z suchej warstwy podpróchnicznej oraz z warstwy filtracyjnej nasyconej ściekami. W oczyszczalni Sobieszynie (obiekt nr 2) pobierano je z warstwy nadkładu próchnicznego (0-20 cm) i z warstwy piasku (20-40 cm) w centralnej części każdego ze złoź (rys. 10). W oczyszczalni w Dąbrowicy (obiekt nr 3) próbki gruntu pobierano z warstwy nadkładu próchnicznego w centralnej części złoź B i C oraz z odkrywek rozmieszczonych w przeciwległych krańcach złoź A i D – w miejscu dopływu i odpływu ścieków z warstwy nadkładu próchnicznego, z warstwy piasku czystego oraz zanieczyszczonego ściekami (rys. 11). W oczyszczalni w Janowie (obiekt nr 4) próbki gruntu do badań ze złoź trzcinowego (I) pobierano w centralnej jego części, z warstwy próchnicznej oraz z warstwy filtracyjnej, natomiast ze złoź z wierzbą (II) pobierano je z dwóch odkrywek rozmieszczonych w przeciwległych jego krańcach – na dopływie i odpływie: 1) z warstwy nadkładu próchnicznego, 2) z suchej warstwy podpróchnicznej oraz 3) z warstwy filtracyjnej nasyconej ściekami (rys. 12).

W pobranych próbkach gruntu wykonywano: analizę uziarnienia – metodą areometryczną według Casagrande w modyfikacji Prószyńskiego; analizę zawartości frakcji piasku – metodą sitową. Grupy granulometryczne gruntu wypełniającego złoź określano zgodnie z podziałem PTG.

Przepuszczalność wodną oznaczano przepuszczalnościomierzem z otwartym systemem obiegu wody, w cylindkach o pojemności 100 cm³, a gęstość gruntu wagowo, po wysuszeniu w 105°C cylindrów zawierających materiał z zachowaną strukturą. Analizy właściwości fizycznych gruntu ze złoź wykonywano w laboratorium Katedry Melioracji i Budownictwa Rolniczego UP w Lublinie.

Analizy wybranych właściwości chemicznych gruntu były wykonywane po wcześniejszym przesianiu materiału ze złoź przez sito o średnicy oczek 1 mm. W pobranych próbkach oznaczano: wartość pH, zawartość azotu, fosforu, potasu i żelaza. Analizy wykonywano w Centralnym Laboratorium Aparaturowym UP w Lublinie oraz w Instytucie Gleboznawstwa i Kształtowania Środowiska UP w Lublinie według następujących metod:

- pH w KCl,
- azot – metodą Kjeldahla (AN 300; ASN 3313 (FOSS)),
- fosfor – metodą spektrofotometryczną za pomocą analizatora przepływowego FIAstar 5000 Analyzer (FOSS),

– potas – oznaczano w mineralizatach metodą płomieniowej absorpcyjnej spektrometrii atomowej (ASA) spektrometrem Varian AA 280 FS.

3.2.4. Badania produkcji biomasy i wybranych właściwości chemicznych roślin ze złóż

Badania produkcji biomasy i analizy wybranych właściwości chemicznych wierzby i trzciny ze złóż gruntowych wykonywano w latach 2008-2010. Po ścięciu roślin (pod koniec zimy – luty, marzec) ze złóż wierzbowych w obiektach nr 1, 3 i 4 pobierano reprezentatywne próbki prętów wierzby w pięciu sekcjach ich długości – w zakresach: 0–1, 1–2, 2–3, 3–4, 4–5 m, natomiast w przypadku trzciny próbki łodyg i liści pobierano ze złóż obiektów nr 2, 3 i 4 bez podziału na sekcje. W pobranych próbkach roślin określano ich objętość oraz masę w stanie świeżym (m^3_p), a po wysuszeniu w 105°C obliczano również plon ich suchej masy. W pobranych próbkach trzciny i wierzby wykonywano także badania wybranych właściwości chemicznych. Analizy wykonywano w Centralnym Laboratorium Aparaturowym UP w Lublinie oraz w Instytucie Gleboznawstwa i Kształtowania Środowiska UP w Lublinie według następujących metod:

– zawartość popiołu określano wagowo po prażeniu w temperaturze 550°C,

– azot – metodą Kjeldahla AN 300; ASN 3313 (FOSS),

– fosfor – metodą spektrofotometryczną za pomocą analizatora przepływowego FIAstar 5000 Analyzer (FOSS),

– potas – oznaczano w mineralizatach metodą płomieniowej absorpcyjnej spektrometrii atomowej (ASA) spektrometrem Varian AA 280 FS.

Wyniki badań produkcji biomasy oraz wybranych właściwości chemicznych roślin ze złóż w oczyszczalniach nr 1 i 2, które uzyskano w latach 2008–2010 porównano z tymi, jakie otrzymano w tych obiektach w latach wcześniejszych [Józwiakowski i in. 2001; Józwiakowski i in. 2004; Józwiakowski 2005a, 2005b; Józwiakowski i in. 2010].

Na podstawie uzyskanych wyników badań, przeprowadzono analizę zależności pomiędzy wysokością prętów wierzby, a zawartością azotu, fosforu, potasu oraz popiołu. W tym celu wyznaczono współczynniki korelacji liniowej Pearsona, a ich istotność statystyczną potwierdzono testem t-Studenta na poziomie istotności $\alpha=0,05$. Wartości bezwzględne testów t odnoszono do wartości krytycznych odczytanych z tablic rozkładu t-Studenta. Współczynnik korelacji uznawano za statystycznie istotny, jeżeli: $|t| \geq t_{\alpha_{kr}}$.

3.3. WARUNKI METEOROLOGICZNE I KLIMATYCZNE

Województwo lubelskie, na terenie którego zlokalizowane są badane obiekty, znajduje się w strefie klimatu umiarkowanego o widocznych wpływach klimatu kontynentalnego. Według regionalizacji klimatycznej Zinkiewiczów [1975] obszar ten w większości zaliczany jest do lubelsko-chełmskiej dziedziny klimatycznej (w jej obrębie zlokalizowane są obiekty nr 1 i 3) oraz do dziedziny lubartowsko-parczewskiej (na jej obszarze położony jest obiekt nr 4), natomiast północne rejony województwa należą do dziedziny bialsko-łukowskiej (w jej obrębie znajduje się obiekt nr 2).

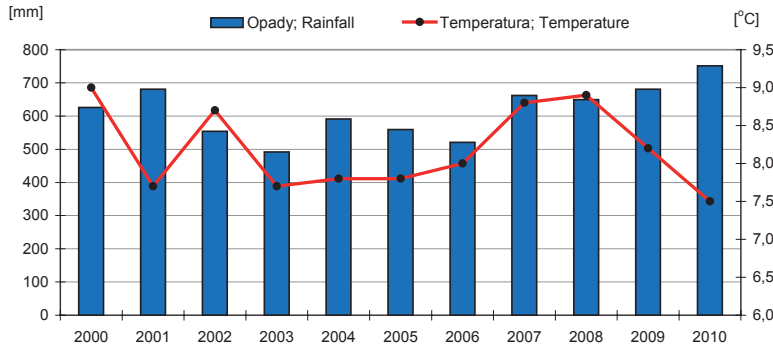
Klimat w woj. lubelskim kształtowany jest przez dominujące w skali roku masy powietrza polarnego (PP), wśród których wyróżnia się powietrze polarno-morskie (PPm), które stanowi 60-66% mas powietrza w skali roku i występuje głównie latem oraz powietrze polarno-kontynentalne (PPk), które stanowi 24-31% mas powietrza w skali roku i występuje głównie w lutym oraz wiosną i jesienią. Powietrze polarno-morskie napływa z zachodu, znad Atlantyku sprowadzając wilgoć, zimą powoduje odwilże i ocieplenia z opadami śniegu lub deszczu, a latem ochłodzenie, wzrost zachmurzenia i opady oraz częste burze. Powietrze polarno-kontynentalne napływa znad Azji oraz Europy Wschodniej i cechuje się małą wilgotnością, zimą przynosi spadek temperatury i bezchmurne niebo, a latem pogodę słoneczną, gorącą i suchą. Na terenie województwa lubelskiego przeważają wiatry południowo-zachodnie (17–24%) i zachodnie (13–15%). Najmniej jest wiatrów północnych i północno-wschodnich (w sumie do 15%) [EKO-GEO 2004].

Na rysunkach 16–18 przedstawiono przebieg warunków meteorologicznych w stacji meteorologicznej IMGW w Lublinie-Radawcu od 2000 do 2010 roku czyli w okresie, w którym wykonywano badania omawianych oczyszczalni. Zaobserwowano znaczną zmienność temperatury i opadów atmosferycznych w poszczególnych miesiącach i latach badań.

Średnia roczna temperatura powietrza w Lublinie w latach 2000-2010 wyniosła 8,2°C i była o 0,6°C wyższa od tej, którą zanotowano w latach 1971-2000 [GUS 2001]. Najniższą średnią roczną temperaturę powietrza zanotowano w 2010 r. (7,5°C), a najwyższą w 2000 r. (9,0°C). W latach 2001, 2003-2006 oraz 2010 obserwowano wyraźnie niższe wartości średnich rocznych temperatur powietrza, niż w pozostałych latach analizowanego okresu – nie przekraczały one 8,0°C (rys. 16).

Średnia roczna suma opadów atmosferycznych w Lublinie w latach 2000-2010 wynosiła 615 mm i była o 42 mm wyższa od tej, którą zanotowano w okresie wielolecia 1971-2000 [GUS 2001]. W okresie prowadzonych badań największe opady stwierdzono w roku 2010 – 751 mm, a najmniejsze w roku 2003 – 492 mm (rys.16). Na podstawie klasyfikacji Kaczorowskiej [1962], lata 2001 i 2007-2009 należały do lat wilgotnych, gdyż sumy opadów atmosferycz-

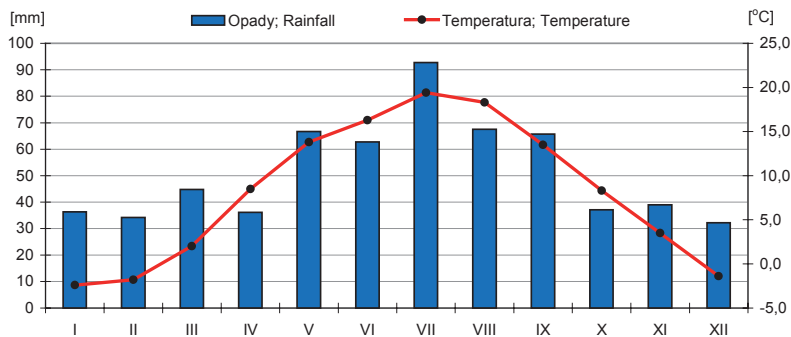
nych w tych latach przekraczały średnią roczną sumę opadów z wielolecia 1971-2000 o 13-19%, natomiast rok 2010 był bardzo wilgotny, ponieważ wzrost sumy opadu w stosunku do średniej sumy z 30-lecia 1971-2000 wyniósł 31%.



Rysunek 16. Roczne sumy opadów atmosferycznych i średnie roczne temperatury powietrza w Lublinie-Radawcu w latach 2000-2010 [IMiGW w Warszawie 2011]

Figure 16. Total annual precipitation and mean annual air temperature in Lublin-Radawiec in 2000-2010 [IMiGW w Warszawie 2011]

Średnie miesięczne temperatury powietrza z lat 2000-2010 wskazują, że w przekroju całego roku najchłodniejszym miesiącem był styczeń ze średnią temperaturą $-2,4^{\circ}\text{C}$, zaś najcieplejszym lipiec, ze średnią temperaturą $19,4^{\circ}\text{C}$ (rys. 17).



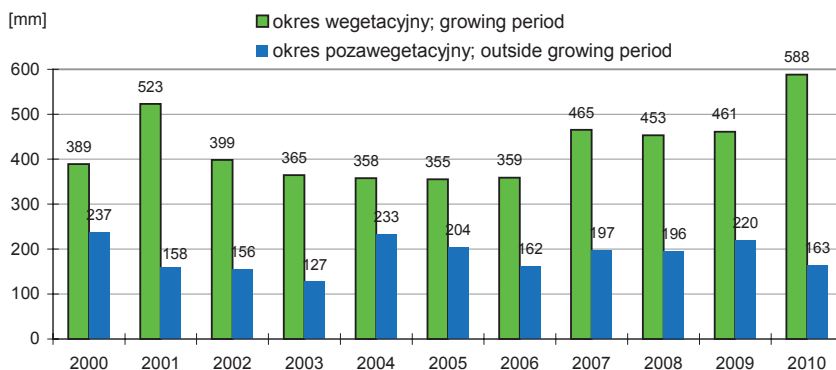
Rysunek 17. Średnie miesięczne temperatury powietrza i sumy miesięcznych opadów atmosferycznych w Lublinie-Radawcu w latach 2000-2010 [IMiGW w Warszawie 2011]

Figure 17. Average monthly temperatures and total monthly precipitation in Lublin-Radawiec in 2000-2010 [IMiGW w Warszawie 2011]

Amplituda średnich miesięcznych temperatur powietrza w ciągu roku wynosiła 21,8°C. W przekroju całego roku maksymalne opady atmosferyczne notowano w lipcu – średnio 92,8 mm, zaś minimalne w grudniu – średnio 32,2 mm (rys. 17).

W okresie wegetacyjnym (IV-X), w latach 2000-2010 suma opadów atmosferycznych wahała się od 355 mm (w 2005 r.) do 588 mm (w 2010 r.) (rys. 18), a średnio wynosiła 429 mm. W okresie wyższych temperatur opady były zużywane przede wszystkim na ewapotranspirację i spływ powierzchniowy. Według Kołodzieja [2008] w wieloletniu 1981-2000 w Lublinie wielkość parowania potencjalnego w okresie wegetacyjnym (IV-IX) wynosiła 407 mm, a suma opadów atmosferycznych 340 mm. Świadczy to, że w okresie wegetacyjnym na badanym terenie występował ujemny bilans wodny, a niedobór wody wynosił 63 mm.

Z danych IMiGW [2011] wynika, że w okresie XI-III w latach 2000-2010 do powierzchni terenu, w stacji Lublin-Radawiec, docierało znacznie mniej opadów niż w okresie wegetacyjnym – od 127 mm (w 2003 r.) do 237 mm (w 2000 r.) (rys.18). Jednak okres pozawegetacyjny można uznać jako czas bilansowych nadwyżek wody, ze względu na obniżone parowanie. Według Kędziory [1995] parowanie potencjalne w okresie XII-III na terenie Polski wynosi 75 mm.



Rysunek 18. Sumy opadów atmosferycznych w okresie wegetacyjnym i pozawegetacyjnym w Lublinie-Radawcu w latach 2000-2010 [IMiGW w Warszawie 2011]

Figure 18. Totals of precipitation during the growing season and after the vegetation period in Lublin-Radawiec in 2000-2010 [IMiGW w Warszawie 2011]

Według Zinkiewiczów [1973] w województwie lubelskim przeciętnie w roku notuje się 150 dni z opadem, w tym 40 dni z opadem śniegu. Pokrywa śnieżna zalega najczęściej przez około 40 dni, a okres wegetacyjny z temperaturami powyżej 5 °C trwa od 200 do 210 dni. Temperatury ekstremalne wahają się

w granicach od -35 do 30°C . Okres bez przymrozków trwa 161-180 dni, a przymrozki występują zazwyczaj od początku października do końca kwietnia. Średnia wilgotność względna powietrza wynosi 69% (zimą – 84%, a latem – 56%), najwyższą notuje się w październiku i grudniu, a najniższą w maju. Całkowite promieniowanie słoneczne osiąga wartość $98-100 \text{ kcal}\cdot\text{cm}^{-2}\cdot\text{rok}^{-1}$, a roczna suma usłonecznienia rzeczywistego wynosi 1495 godzin. Zachmurzenie w ciągu roku dochodzi do 70% – najmniejsze występuje w okresie wegetacyjnym (od kwietnia do września). Trwała pokrywa śnieżna pojawia się w połowie grudnia i utrzymuje się średnio przez 80-90 dni – najczęściej do połowy marca. Parowanie potencjalne sięga 860-880 mm rocznie i jest dużo wyższe, niż roczna suma opadów. Ciśnienie w ciągu roku średnio wynosi 1016 hPa.

Na terenie Lubelszczyzny wyróżnia się 6 pór roku:

- zima – 95 dni (30 XI – 5 III),
- przedwiośnie – 29 dni (5 III – 3 IV),
- wiosna – 57 dni (3 IV – 30 V),
- lato – 93 dni (30 V - 31 VIII),
- jesień – 59 dni (31 VIII – 29 X),
- przedzime – 32 dni (29 X – 30 XI) [EKO-GEO 2004].

4. WYNIKI BADAŃ I Dyskusja

4.1. Ilość i Skład Surowych Ścieków Bytowych

4.1.1. Ilość ścieków

Zgodnie z Prawem Wodnym z dnia 18 lipca 2001 r. jako ścieki bytowe określa się ścieki z budynków mieszkalnych, zamieszkania zbiorowego oraz użyteczności publicznej, powstające w wyniku ludzkiego metabolizmu lub funkcjonowania gospodarstw domowych oraz ścieki o zbliżonym składzie pochodzące z tych budynków. Czasami ścieki te określa się też jako bytowo-gospodarcze [Paluch i in. 2006; Heidrich, Stańko 2007].

W ściekach bytowych znajdują się głównie odpływy z kuchni, mycia, prania i spłukiwania w.c. Zazwyczaj przyjmuje się, że ilość ścieków odprowadzanych z gospodarstw domowych jest równa ilości zużywanej wody, jednak w przypadku budownictwa jednorodzinnego ilość ścieków może stanowić 90-95% ilości pobranej wody [Heidrich, Stańko 2007]. Przy ocenie ilości ścieków odpływających z gospodarstw domowych często wykorzystuje się jednostkową ilość ścieków odprowadzanych od jednego mieszkańca w ciągu doby ($\text{m}^3 \cdot \text{M}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$).

Na potrzeby analizy wyników uzyskanych w ramach badań do niniejszego opracowania określono minimalne, maksymalne i średnie dobowe ilości ścieków dopływających do omawianych obiektów w poszczególnych miesiącach. Obliczono również wartości współczynnika nierównomierności dopływu ścieków. W przypadku gospodarstw domowych w Jastkowie (obiekt nr 1) i Janowie (obiekt nr 4) określono ponadto jednostkowe odpływy ścieków przypadające na jednego mieszkańca – Q_{MR} (tab. 7).

Obiekt nr 1 – w Jastkowie. Ilość ścieków dopływających do tego obiektu w poszczególnych miesiącach badań (w latach 2000-2010) była bardzo zróżnicowana i wahała się od 0,387 do 5,387 $\text{m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$ (tab.8). Obliczony na podstawie tych danych współczynnik nierównomierności średniego dobowego dopływu ścieków (w ciągu wielolecia) wynosi $N=13,9$. Średni dobowy dopływ ścieków do obiektu nr 1 w latach 2000-2010 wynosił 1,397 $\text{m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$ i był wyższy od tego (1,133 $\text{m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$), który zanotowano w obiekcie tym w latach wcześniejszych (1997-1999) [Jóźwiakowski 2001]. Obliczono również, że średni dobowy dopływ ścieków do oczyszczalni w Jastkowie był o około 25% niższy od tego,

który zakładano w projekcie [Drupka i in. 1992]. Także inni autorzy wskazali, że przydomowe oczyszczalnie ścieków często pracują przy niedociążeniu hydraulicznym – w obiektach typu Turbojet i Biocompact stwierdzono niedociążenie na poziomie 17-47% [Bugajski, Bergel 2009].

W poszczególnych miesiącach badań przeprowadzonych w obiekcie nr 1, ilość ścieków przypadająca na jednego mieszkańca wahała się od 0,039 do 0,539 $\text{m}^3 \cdot \text{M}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$, a średni jednostkowy odpływ ścieków w latach 2000-2010 wyniósł 0,140 $\text{m}^3 \cdot \text{M}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$ (tab.8). Uzyskana średnia jednostkowa wartość zużycia wody w obiekcie nr 1 mieściła się zatem w zakresie 0,140–0,160 $\text{m}^3 \cdot \text{M}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$, jaki podano w Rozporządzeniu Ministra Infrastruktury z 2002 r. – „W sprawie przeciętnych norm zużycia wody” dla gospodarstw domowych z ubikacją, łazienką oraz centralnym źródłem ciepłej wody.

Tabela 8. Minimalne, maksymalne i średnie dobowe ilości ścieków dopływających do badanych obiektów określone na podstawie zużycia wody*

Table 8. Minimum, maximum and average daily amount of sewage flowing to the studied objects identified on the basis of water consumption

Wskaźniki obciążenia hydraulicznego Indicators of hydraulic load	Obiekt nr 1; Object No. 1 (lata 2000-2010)		Obiekt nr 2; Object No. 2 (lata 2001-2010)	Obiekt nr 4; Object No. 4 (lata 2009-2010)	
	Q_d [$\text{m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$]	Q_{MR} [$\text{m}^3 \cdot \text{M}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$]	Q_d [$\text{m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$]	Q_d [$\text{m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$]	Q_{MR} [$\text{m}^3 \cdot \text{M}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$]
Q_{dmin}	0,387	0,039	6,850	0,320	0,107
Q_{dmax}	5,387	0,539**	52,000	1,600	0,533
$Q_{dśr.}$	1,397	0,140	18,400	0,660	0,220
N	13,9		7,6	5,00	

*Z powodu braku wodomierza nie określono wskaźników obciążenia hydraulicznego dla obiektu nr 3; In the absence of a water meter the hydraulic load indicators for object No. 3 are not specified.

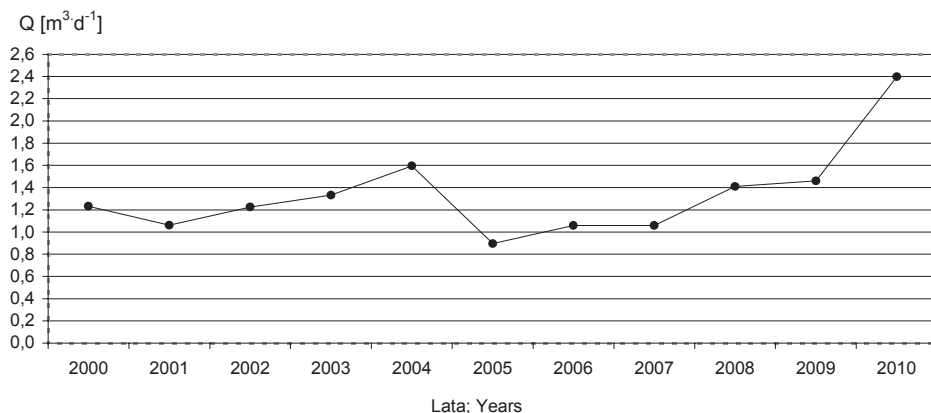
** wartość wynikająca ze zużycia wody przez pracowników najemnych;

**value resulting from the use of water by employees

Znacznie wyższe wartości jednostkowego zużycia wody 300-400 $\text{m}^3 \cdot \text{M}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$ podawane są w USA [Metcalf and Eddy 1995]. Natomiast Henze i in. [1995] określili, że średnia roczna jednostkowa ilość ścieków odprowadzanych z gospodarstw domowych w 24 krajach na świecie wynosi 0,165 $\text{m}^3 \cdot \text{M}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$. Z kolei badania przeprowadzone w gospodarstwach wiejskich położonych na terenie kilku wsi woj. małopolskiego wykazały, że ilość wody zużywanej na cele bytowe nie przekracza zazwyczaj 0,100 $\text{m}^3 \cdot \text{M}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$, a zdarzają się także takie przypadki, że spada poniżej 0,050 $\text{m}^3 \cdot \text{M}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$ [Bergel 2005].

W poszczególnych latach badań obserwowano dość wyraźne wahania ilości ścieków dopływających do obiektu nr 1. Najmniejszą ich ilość odnotowano w 2005 r. – 0,896 $\text{m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$, a największą w 2010 r. – 2,399 $\text{m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$ (rys. 19). Zwięk-

szzone zużycie wody w 2010 r. było prawdopodobnie spowodowane tym, że przy gospodarstwie p. J. Podstawki powstała firma EM-Farming Podstawka Sebastian.



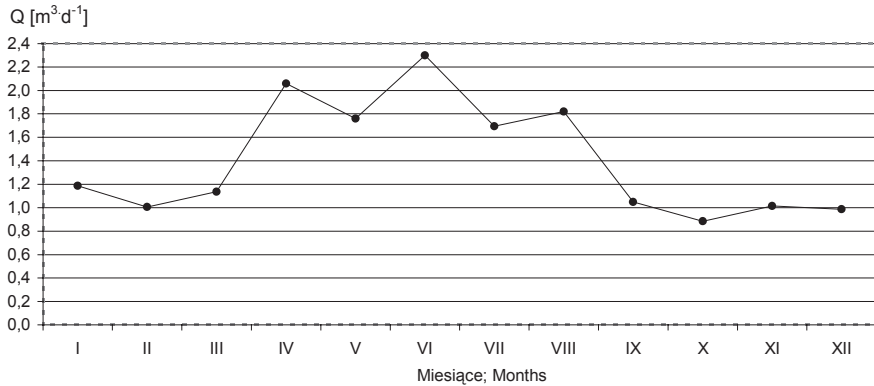
Rysunek 19. Średnie dobowe ilości ścieków dopływających do obiektu nr 1 w latach 2000-2010

Figure 19. Average daily amount of sewage flowing into the object No. 1 in 2000-2010

W latach 2000-2010 obserwowano znaczne wahania ilości ścieków dopływających do analizowanego obiektu w poszczególnych miesiącach roku. Najmniejsze ilości ścieków dopływały do obiektu nr 1 zazwyczaj w okresie jesienno-zimowym (poniżej $1,2 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$), a największe w okresie wiosenno-letnim (powyżej $1,6 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$) (rys. 20).

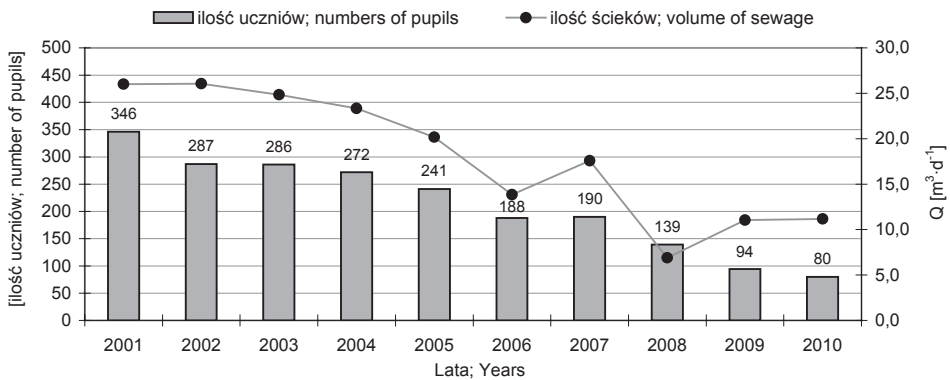
Sezonowe zróżnicowanie poboru wody i obciążenia ściekami oczyszczalni w Jastkowie można powiązać nie tylko z większymi potrzebami fizjologicznymi użytkowników obiektu wiosną i latem, ale także z kumulacją w tym okresie prac gospodarskich i polowych. W przypadku obiektu nr 1 wzrost zużycia wody latem może wynikać również z faktu, że oprócz stałych mieszkańców w okresie tym z wody korzystali także pracownicy sezonowi.

Obiekt nr 2 – w Sobieszynie. Ilość ścieków dopływających do tego obiektu w poszczególnych miesiącach badań (w latach 2001-2010) była bardzo zróżnicowana i wahała się od $6,85\text{--}52,0 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$ (tab. 8). Obliczony na podstawie tych danych współczynnik nierównomierności średniego dobowego dopływu ścieków (w ciągu wielolecia) wynosi $N=7,6$. Średni dobowy dopływ ścieków do obiektu nr 2 w latach 2001-2010 wynosił $18,4 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$ i był o około 50% niższy od tego ($36,2 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$), który zanotowano w oczyszczalni tej w latach wcześniejszych (1995-2000) [Orlik i in. 2001] oraz od tego, który zakładano w projekcie ($38,3 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$) [Łoszak, Podlaszewski 2000].



Rysunek 20. Średnia dobowa ilość ścieków dopływających do obiektu nr 1 w poszczególnych miesiącach badań w latach 2000-2010

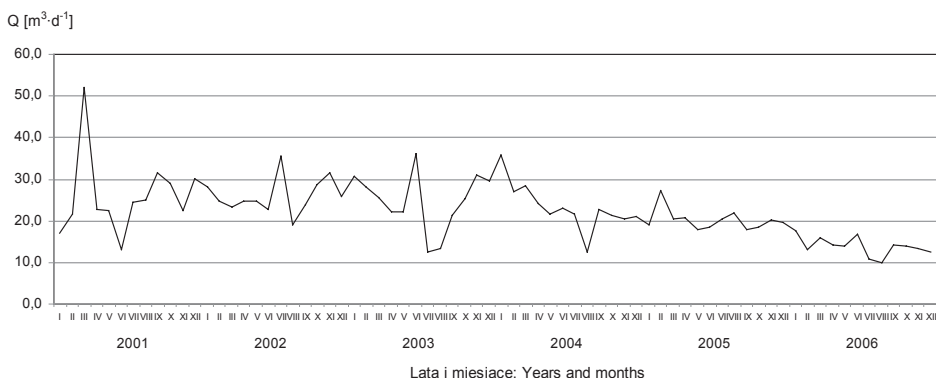
Figure 20. Average daily amount of sewage flowing into the object No. 1 in each month of the study in 2000-2010



Rysunek 21. Ilość uczniów uczęszczających do szkoły w Sobieszynie oraz średnia dobowa ilość ścieków dopływających do obiektu nr 2 w latach 2001-2010

Od 2001 do 2008 roku obserwowano stopniowy spadek ilości ścieków dopływających do obiektu nr 2 – od 26,0 do 6,9 m³·d⁻¹. W latach 2009-2010 ich ilość ponownie nieznacznie wzrosła do około 11 m³·d⁻¹ (rys. 21). Spadek ilości ścieków doprowadzanych do oczyszczalni w Sobieszynie w analizowanym okresie był prawdopodobnie spowodowany zmniejszającą się liczbą uczniów uczęszczających do szkoły w kolejnych latach prowadzonych badań (rys. 21).

Szczegółowe badania przeprowadzone w latach 2001-2006 wykazały zróżnicowanie ilości ścieków dopływających do obiektu nr 2 w poszczególnych miesiącach każdego roku (rys. 22). Uzyskane wyniki wskazują na obniżanie zużycia wody i ilości ścieków dopływających do oczyszczalni w okresie wakacyjnym (głównie w sierpniu), podczas którego z sieci wodociągowej korzystały tylko osoby na stałe zajmujące mieszkania komunalne przy szkole oraz dzieci przebywające na koloniach. Największe ilości ścieków dopływały do obiektu nr 2 najczęściej w okresie zimowym (styczeń-marzec) (rys. 22).



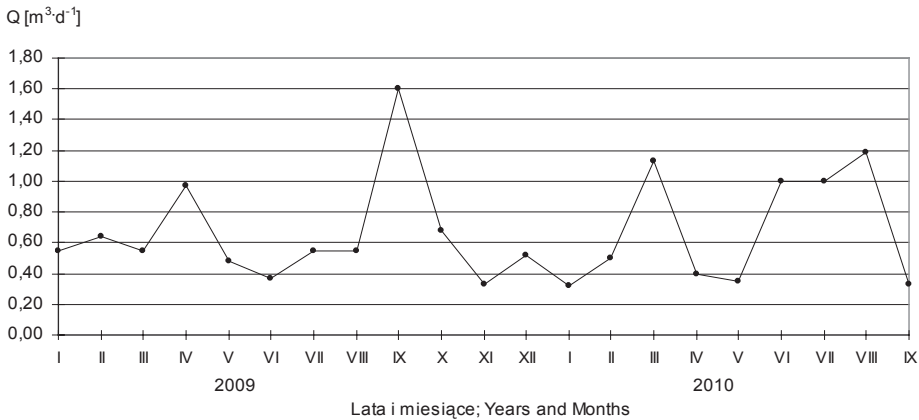
Rysunek 22. Średnia dobowa ilość ścieków dopływających do obiektu nr 2 w poszczególnych miesiącach badań w latach 2001-2006

Figure 22. Average daily amount of sewage flowing into the object No. 2 in each month of the study in 2001-2006

Analiza ilościowa ścieków, powstających w obiekcie nr 2 przy Zespole Szkół Rolniczych w Sobieszynie jest dość ogólna, co wynika bezpośrednio z niepełnego zakresu danych wyjściowych. O ile w przypadku gospodarstw domowych ustalenie jednostkowego zużycia wody przez jednego mieszkańca w ciągu doby nie sprawia kłopotu, o tyle w przypadku szkół zadanie to jest bardziej skomplikowane. Podstawową trudność stanowi choćby ustalenie przybliżonej liczby użytkowników sieci wodociągowej, którzy należą do kilku grup, zróżnicowanych ze względu na wiek, przyzwyczajenia sanitarne, okres korzystania z urządzeń sanitarnych, zakres czynności bytowych itp. Z uwagi na powyższe czynniki, nawet w oparciu o dokładne dane, dotyczące ogólnego zużycia wody, trudno jest określić jednostkowe wskaźniki odpływu ścieków. Inne są one w przypadku ucznia, dojeżdżającego codziennie do szkoły, inne dla ucznia korzystającego z internatu i szkolnej stołówki, a jeszcze inne dla pracownika, zajmującego mieszkanie komunalne. Dodatkową przeszkodę w określeniu ilości wody zużytej przez poszczególne grupy użytkowników stanowił brak urządzeń

do pomiaru ilości wody zużytej w poszczególnych obiektach (budynek z salami dydaktycznymi, internat, mieszkania komunalne).

Obiekt nr 4 – w Janowie. Ilość ścieków dopływających do tego obiektu określano w latach 2009-2010. W badanym okresie ilość doprowadzanych ścieków wahała się od 0,320 do 1,600 $\text{m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$ (tab.8, rys. 23). Obliczony na podstawie tych danych współczynnik nierównomierności średniego dobowego dopływu ścieków (w ciągu 2 lat) wynosi $n=5,0$. Średni dobowy dopływ ścieków do obiektu nr 4 w latach 2009-2010 wynosił 0,660 $\text{m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$ (tab. 7) i był o około 47% wyższy od tego, który zakładano w projekcie [Józwiakowski, Goral 2007]. Zaobserwowano, że najmniejsze ilości ścieków do oczyszczalni w Janowie dopływały zazwyczaj w okresie zimowym (od listopada do lutego), a największe w okresie wiosennym i letnim (rys. 23).



Rysunek 23. Średnia dobowa ilość ścieków dopływających do obiektu nr 4 w latach 2009-2010

Figure 23. Average daily amount of sewage flowing into the object No. 4 in 2009-2010

W obiekcie nr 4 jednostkowa ilość ścieków przypadająca na jednego mieszkańca kształtowała się na dużo wyższym poziomie niż w obiekcie nr 1. Najniższą wartość zanotowano w styczniu 2010 r. – 0,107 $\text{m}^3 \cdot \text{M}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$, a najwyższą we wrześniu 2009 r. – aż 0,533 $\text{m}^3 \cdot \text{M}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$. Średni jednostkowy dopływ ścieków do oczyszczalni w Janowie w latach 2009-2010 wyniósł 0,222 $\text{m}^3 \cdot \text{M}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$ (tab. 8). Jest to wartość przewyższająca normy jednostkowego odpływu ścieków, przyjmowane przy projektowaniu oczyszczalni przydomowych ($150 \text{ dm}^3 \cdot \text{M}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$) oraz od tych, które uzyskiwano w innych gospodarstwach indywidualnych w Polsce [Pawełek, Bergel 2003; Bergel 2005; Pawełek, Kaczor

2006]. Z kolei Roman i Tabernacki [1995] podali, że według różnych pomiarów prowadzonych w Polsce i w krajach europejskich ilość wody zużywanej na pokrycie potrzeb bytowych może wynosić od 83 do 260 $\text{dm}^3 \cdot \text{M}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$.

Wysokie wartości jednostkowego zużycia wody w obiekcie nr 4 są prawdopodobnie spowodowane przez jej „beźściekowe” wykorzystanie, np. do podlewania ogrodu, mycia samochodu, napełniania oczka wodnego oraz do innych celów. Pawełek i Tylek [1989] stwierdzili, że woda przeznaczona do mycia samochodów stanowi coraz większy procent całkowitej jej ilości zużywanej w gospodarstwie. Na podstawie posiadanych informacji trudno jest określić, jaka była rzeczywista ilość ścieków dopływających do obiektu nr 4 w Janowie podczas prowadzonych badań.

Ocena ilościowa zużywanej wody, a zatem i przybliżonej ilości ścieków dopływających do analizowanych oczyszczalni, pozwala na sformułowanie pewnych stwierdzeń. W odniesieniu do ścieków z gospodarstw domowych (obiekty nr 1 i 4) zauważalna jest ogólna tendencja polegająca na zwiększaniu się ich ilości w okresie letnim, w związku z częstszym wykonywaniem czynności, wymagających dużego zużycia wody. Tendencja taka miała pozytywne znaczenie z punktu widzenia funkcjonowania oczyszczalni gruntowo-roślinnych. W warunkach wysokich temperatur, a w konsekwencji dużego parowania, często przewyższającego wielkość rocznych sum opadów atmosferycznych w obiektach tego typu może dochodzić do niekorzystnych zjawisk, polegających na przesuszeniu gruntu i obumieraniu roślinności porastającej złoża gruntowo-roślinne. Wynika to z faktu wyizolowania złóż, przez co są one pozbawione zasilania w wodę na zasadzie podsiąku kapilarnego, a jedynymi źródłami wody dla roślin w tym przypadku są dopływające ścieki i opady atmosferyczne. Intensywniejsze zasilanie złóż ściekami w miesiącach letnich (w obiektach nr 1 i 4) zapobiegało zatem występowaniu negatywnych skutków suszy i pozwalało na rozwój roślinności oraz na utrzymanie właściwej aktywności procesów biochemicznych w złożach. Odmienna sytuacja dotyczyła obiektu nr 2, zlokalizowanego przy szkole w Sobieszynie. W okresie letnim (podczas wakacji) ilość ścieków dopływających do tej oczyszczalni zazwyczaj spadała, co mogło niekorzystnie wpływać na prawidłowe funkcjonowanie złóż gruntowo-roślinnych.

4.1.2. Skład fizykochemiczny ścieków

Skład surowych ścieków bytowych określany jest najczęściej w oparciu o wartości wskaźników zanieczyszczeń oraz ich jednostkowy ładunek. Do podstawowych wskaźników, które bierze się pod uwagę w celu dokonania charakte-

rystyki ścieków odprowadzanych z gospodarstw domowych zalicza się: BZT₅, ChZT_{Cr}, zawiesiny ogólne, azot ogólny i jego związki (głównie N-NH₄⁺, N-NO₃⁻ i N-NO₂⁻), fosfor ogólny lub PO₄³⁻, odczyn (pH), a także temperaturę. Czasami w ściekach bytowych określa się także: barwę, zapach, potencjał oksydacyjno-redukcyjny, przewodnictwo elektrolityczne, zasadowość, suchą pozostałość, potas, chlorki, siarczany, azot organiczny, ogólny węgiel organiczny, jak również zanieczyszczenia mikrobiologiczne, takie jak: bakterie, wirusy, grzyby, a także jaja helmentów (robaków pasożytniczych). Bardzo rzadko w ściekach tego typu oznacza się natomiast związki toksyczne, czyli: metale ciężkie (np. ołów, kadm, rtęć, cynk i chrom), pestycydy, WWA, aminy aromatyczne, nitrozaminy, polichlorowane dwufenyle, dioksyny, trójchlorometany oraz substancje promieniotwórcze, które występują zazwyczaj tylko w ściekach przemysłowych [Heidrich i in. 2008].

O skutecznym przebiegu procesów usuwania zanieczyszczeń w oczyszczalni decydują nie tylko wartości wyżej wymienionych wskaźników, ale również relacje między nimi, a szczególnie stosunek ChZT:BZT₅, BZT₅:N_{og} i BZT₅:P_{og}. Ocenia się, że sprawny przebieg oczyszczania ścieków metodą biologiczną jest zapewniony, gdy ChZT:BZT₅ ≤ 2,2, BZT₅:N_{og} ≥ 4, BZT₅:P_{og} ≥ 25 [Heidrich i in. 2008].

W tabeli 9 przedstawiono ogólną charakterystykę składu surowych ścieków bytowych w analizowanych obiektach, a w tabeli 10 podano relacje pomiędzy poszczególnymi wskaźnikami, obliczone na podstawie ich średnich wartości. Uzyskane wyniki (tab.9) świadczą, że skład ścieków ulegał dużym zmianom podczas prowadzonych badań. Stwierdzono korzystną relację ChZT:BZT₅, która dla ścieków ze wszystkich analizowanych obiektów nie przekraczała wartości 2,2 (tab. 10).

Obliczono natomiast, że ścieki te charakteryzowały się niekorzystnym stosunkiem BZT₅:N_{og} < 3,4 i BZT₅:P_{og} < 9,4 (tab.10), co w pewnym stopniu mogło negatywnie wpływać na przebieg procesów usuwania azotu i fosforu.

Tabela 9. Charakterystyka składu surowych ścieków bytowych w badanych obiektach
Table 9. Characteristics of the composition of raw domestic sewage in the studied objects

Wskaźniki Indicators	Obiekt nr 1; Object No. 1 Jastków (n=44) (lata; years: 2000-2010)			Obiekt nr 2; Object No. 2* Sobieszyn (n=40) (lata; years: 2001-2010)			Obiekt nr 3; Object No. 3 Dąbrowica (n=16) (lata; years: 2007-2010)			Obiekt nr 4; Object No. 4 Janów (n=11) (lata; years: 2008-2010)						
	min	max	\bar{x}	min	max	\bar{x}	min	max	\bar{x}	min	max	\bar{x}	σ			
Temperatura Temperature [°C]	3,5	22,8	14,1	4,0	25,7	14,2	4,8	4,8	9,8	22,3	17,1	3,9	12,4	25,1	17,3	3,9
pH	6,72	8,00	-	6,35	7,64	-	0,30	0,30	7,10	8,04	-	0,27	7,18	7,98	-	0,24
O ₂ [mg·dm ⁻³]	0,05	0,69	0,25	0,13	2,85	0,52	0,59	0,59	0,12	0,59	0,28	0,15	0,11	0,59	0,31	0,13
Zawiesiny _{og} TSS [mg·dm ⁻³]	52,6	1360	286	278	375	120	84,6	84,6	140	600	322	130	104	818	221	202
BZT ₅ BOD ₅ [mg O ₂ ·dm ⁻³]	119	1072	294	164	395	167	81,8	81,8	156	416	259	59,6	104	389	278	74,9
ChZT COD [mg O ₂ ·dm ⁻³]	270	1958	534	285	670,0	323	155,8	155,8	370	1083	562	185	260	610	509	99,7
N-NH ₄ ⁺ [mg·dm ⁻³]	36,5	105,0	66,3	16,8	82,0	52,1	18,1	18,1	75,0	168	126	23,3	30,2	87,0	63,5	18,0
N-NO ₃ ⁻ [mg·dm ⁻³]	0,11	2,43	0,45	0,58	0,11	0,63	0,10	0,10	0,11	2,80	0,69	0,79	0,11	3,15	1,32	1,11
N-NO ₂ ⁻ [mg·dm ⁻³]	0,006	1,250	0,172	0,185	0,006	0,519	0,121	0,121	0,145	0,710	0,238	0,138	0,114	0,640	0,226	0,143
Nog. N _{Tot} [mg·dm ⁻³]	43,4	147,0	86,7	23,1	135,0	69,1	24,5	24,5	104	244	165	41,7	37	97,0	82,5	17,2
Pog. P _{Tot} [mg·dm ⁻³]	20,3	58,6	32,4	8,0	78,4	21,4	15,4	15,4	33,1	60,6	46,4	8,1	15,2	35,9	29,6	5,8

*ścieki po mechanicznym oczyszczaniu w dwukomorowym osadniku gnilnym;
 sewage after mechanical treatment in a preliminary two-chamber septic tank

Tabela 10. Relacje pomiędzy średnimi wartościami
wybranych wskaźników zanieczyszczeń
Table 10. The relationships between the average values
of selected indicators of pollution

Relacje / Nr obiektu Relationship/ Object No.	Obiekt nr 1; Object No.1	Obiekt nr 2; Object No. 2	Obiekt nr 3; Object No. 3	Obiekt nr 4; Object No. 4
ChZT:BZT ₅ ; COD:BOD ₅	1,82	1,93	2,17	1,83
BZT ₅ :N _{og.} ; BOD ₅ :N _{tot.}	3,39	2,42	1,57	3,37
BZT ₅ :P _{og.} ; BOD ₅ :P _{tot.}	9,07	7,80	5,58	9,39

Tabela 11. Analiza korelacji między temperaturą powietrza a temperaturą ścieków
oczyszczanych w badanych obiektach [°C]
Table 11. Analysis of correlation between the temperature of air and the temperature of
treated sewage in the investigated objects [°C]

Wskaźniki; Indicators	Liczebność grupy Group size	Współczynnik korelacji Pearsona Pearson coefficient of correlation	Współczynnik determinacji Coefficient of determination	Średnia arytmetyczna Arithmetic mean	Odchylenie standardowe Standard deviation	Wartość testu istotności Value of the significance test	Wartość krytyczna testu (significance level $\alpha=0,05$) Critical value of the test (significance level $\alpha=0,05$)
Oznaczenie Signature	N	R (X, Y)	R ²	SR	S	t	t _{α,kr}
Obiekt nr 1; Object No. 1 – Jastków							
Temperatura powietrza Air temperature	44	0,82	0,670	8,6	8,2	9,786	2,018
Temperatura ścieków surowych Temperature of raw sewage				14,1	5,4		
Temperatura powietrza Air temperature	44	0,79	0,627	8,6	8,2	6,348	2,018
Temperatura ścieków po osadniku Temperature of sewage after the septic tank				12,4	6,1		
Temperatura powietrza Air temperature	44	0,80	0,636	8,6	8,2	8,916	2,018
Temperatura ścieków po złożu Temperature of sewage after the bed				11,5	6,4		

Tabela 11cd. Analiza korelacji między temperaturą powietrza a temperaturą ścieków oczyszczanych w badanych obiektach [°C]

Table 11cont. Analysis of correlation between the temperature of air and the temperature of treated sewage in the investigated objects [°C]

Wskaźniki; Indicators	Liczebność grupy Group size	Współczynnik korelacji Pearsona Pearson coefficient of correlation	Współczynnik determinacji Coefficient of determination	Średnia arytmetyczna Arithmetic mean	Odchylenie standardowe Standard deviation	Wartość testu istotności Value of the significance test	Wartość krytyczna testu (significance level $\alpha=0,05$) Critical value of the test (significance level $\alpha=0,05$)
Oznaczenie Signature	N	R (X,Y)	R ²	SR	S	t	t _{αkr}
Obiekt nr 2; Object No. 2 – Sobieszyn							
Temperatura powietrza Air temperature	40	0,77	0,587	8,5	8,3	7,302	2,024
Temperatura ścieków po osadniku Temperature of sewage after the septic tank				14,2	4,8		
Temperatura powietrza Air temperature	40	0,73	0,532	8,5	8,3	6,658	2,024
Temperatura ścieków po złożu Temperature of sewage after the bed				11,4	6,2		
Obiekt nr 3; Object No. 3 – Dąbrowica							
Temperatura powietrza Air temperature	16	0,88	0,781	8,8	8,1	6,989	2,145
Temperatura ścieków surowych Temperature of raw sewage				17,1	3,9		
Temperatura powietrza Air temperature	16	0,91	0,824	8,8	8,1	7,960	2,145
Temperatura ścieków po osadniku Temperature of sewage after the septic tank				16,2	3,9		

Tabela 11cd. Analiza korelacji między temperaturą powietrza a temperaturą ścieków oczyszczanych w badanych obiektach [°C]**Table 11cont.** Analysis of correlation between the temperature of air and the temperature of treated sewage in the investigated objects [°C]

Wskaźniki; Indicators	Liczebność grupy Group size	Współczynnik korelacji Pearsona Pearson coefficient of correlation	Współczynnik determinacji Coefficient of determination	Średnia arytmetyczna Arithmetic mean	Odchylenie standardowe Standard deviation	Wartość testu istotności Value of the significance test	Wartość krytyczna testu (significance level $\alpha=0,05$) Critical value of the test (significance level $\alpha=0,05$)
Oznaczenie Signature	N	R (X,Y)	R ²	SR	S	t	$t_{\alpha_{kr}}$
Obiekt nr 3; Object No. 3 – Dąbrowica							
Temperatura powietrza Air temperature	16	0,95	0,898	8,8	8,1	11,326	2,145
Temperatura ścieków po złożu A (HF) Temperature of sewage after the bed A (HF)				15,3	4,5		
Temperatura powietrza Air temperature	16	0,93	0,866	8,8	8,1	9,812	2,145
Temperatura ścieków po złożu B (VF) Temperature of sewage after the bed B (VF)				15,1	4,4		
Temperatura powietrza Air temperature	16	0,92	0,851	8,8	8,1	8,793	2,145
Temperatura ścieków po złożu C (VF) Temperature of sewage after the bed C (VF)				15,1	4,6		
Temperatura powietrza Air temperature	16	0,93	0,864	8,8	8,1	9,293	2,145
Temperatura ścieków po złożu D (HF) Temperature of sewage after the bed B (HF)				15,2	4,8		

Tabela 11cd. Analiza korelacji między temperaturą powietrza a temperaturą ścieków oczyszczanych w badanych obiektach [°C]

Table 11cont. Analysis of correlation between the temperature of air and the temperature of treated sewage in the investigated objects [°C]

Wskaźniki; Indicators	Liczebność grupy Group size	Współczynnik korelacji Pearsona Pearson coefficient of correlation	Współczynnik determinacji Coefficient of determination	Średnia arytmetyczna Arithmetic mean	Odchylenie standardowe Standard deviation	Wartość testu istotności Value of the significance test	Wartość krytyczna testu (significance level $\alpha=0,05$) Critical value of the test (significance level $\alpha=0,05$)
Oznaczenie Signature	N	R (X,Y)	R ²	SR	S	t	$t_{\alpha_{kr}}$
Obiekt nr 4; Object No. 4 – Janów							
Temperatura powietrza Air temperature	11	0,86	0,740	9,7	7,9	5,554	2,262
Temperatura ścieków surowych Temperature of raw sewage				17,3	3,8		
Temperatura powietrza Air temperature	11	0,85	0,722	9,7	7,9	4,826	2,262
Temperatura ścieków po złożu I (VF) Temperature of sewage after the bed II (VF)				16,3	4,4		
Temperatura powietrza Air temperature	11	0,85	0,728	9,7	7,9	4,928	2,262
Temperatura ścieków po złożu I (HF) Temperature of sewage after the bed II (HF)				15,9	4,6		

Temperatura ścieków jest jednym z głównych czynników, od których zależy skuteczny przebieg podstawowych procesów usuwania zanieczyszczeń w oczyszczalniach [Dymaczewski i in. 1997]. Według Heidricha i Stańki [2007] w oczyszczalniach przydomowych temperatura ścieków zazwyczaj nie spada poniżej 10°C, a jej wartość w poszczególnych porach roku w pewnym stopniu uzależniona jest od temperatury powietrza. Autorzy Ci podają, że dla temperatury powietrza $t_p \leq 3^\circ\text{C}$ temperatura ścieków wynosi $t_s = 10\text{--}12^\circ\text{C}$, dla t_p w zakresie $3,1\text{--}6,0^\circ\text{C}$ – $t_s = 12\text{--}16^\circ\text{C}$, natomiast dla $t_p > 6^\circ\text{C}$ – $t_s = 16,1\text{--}18,0^\circ\text{C}$.

W tabeli 11 podano wyniki analizy korelacji między temperaturą powietrza i temperaturą ścieków w badanych obiektach. Na wszystkich etapach oczyszczania pomiędzy temperaturą powietrza i temperaturą ścieków stwierdzono występowanie istotnej statystycznie współzależności dodatniej, gdyż wartość bezwzględna testu t-Studenta jest wyraźnie wyższa od wartości krytycznej α_{kr} . Ponadto na podstawie uzyskanych danych we wszystkich badanych systemach odnotowano nieznaczny spadek średniej temperatury ścieków wraz z przepływem przez poszczególne urządzenia oczyszczalni. Najwyższe temperatury notowano w ściekach surowych, a najniższe w ściekach oczyszczonych (tab. 11).

W analizowanych obiektach podczas chłodnych pór roku (w listopadzie i lutym) temperatura ścieków surowych spadała poniżej 12°C, a w ciepłych porach roku (w maju i sierpniu) przekraczała 20°C. Obliczono, że temperatura ścieków dopływających do obiektów nr 1 i 2 w okresie wielolecia wynosiła średnio odpowiednio 14,1 i 14,2°C, natomiast w obiektach nr 3 i 4 – 17,1 i 17,3°C (tab. 9). Uzyskane wyniki badań wskazują, że temperatura ścieków surowych magazynowanych w osadniku wstępnym może być w dużym stopniu uzależniona także od jego objętości. Zaobserwowano, że średnia temperatura ścieków w osadnikach o większej pojemności czynnej (obiekty nr 1 i 2) była o około 3°C niższa od tej, którą stwierdzono w osadnikach o pojemności mniejszej (obiekty nr 3 i 4). Zauważono również, że w osadnikach o większej pojemności temperatura ścieków surowych zimą spadała do 3,5–4°C, podczas gdy w osadnikach o mniejszej pojemności minimalnie wynosiła 9,8°C (obiekt nr 3) (tab. 9).

Tlen rozpuszczony. Zawartość tlenu rozpuszczonego w ściekach surowych w dużym stopniu jest uzależniona od ich temperatury i zasolenia oraz od czasu ich retencji w osadniku wstępnym [Dymaczewski i in. 1997; Heidrich i in. 2008]. W ściekach świeżych stężenie tlenu może dochodzić do kilku mg O₂·dm⁻³, natomiast w ściekach zgniłych, długo magazynowanych w osadniku zawartość tlenu spada znacznie poniżej 0,5 mg O₂·dm⁻³ [Heidrich i in. 2008]. Według Heidricha [1998] zarówno wzrost temperatury, jak i zasolenia przyczynia się do spadku stężenia tlenu rozpuszczonego w wodzie.

Badania przeprowadzone w analizowanych obiektach wykazały, że w okresie jesienno-zimowym, przy niskiej temperaturze ścieków surowych stężenie tlenu rozpuszczonego dochodziło w nich maksymalnie do 0,69 mg O₂·dm⁻³ (w obiekcie nr 1), natomiast w pozostałych miesiącach badań zazwyczaj nie przekraczało 0,5 mg O₂·dm⁻³ (tab. 9). Wyższe stężenia tlenu, szczególnie w zimie, maksymalnie dochodzące do 2,85 mg O₂·dm⁻³ notowano natomiast w ściekach mechanicznie oczyszczonych w osadniku wstępnym w obiekcie nr 2. Obliczono, że średnie stężenia tlenu rozpuszczonego w ściekach z badanych obiektów wynosiły od 0,25 do 0,52 mg O₂·dm⁻³ (tab. 9). Podobne wyniki stężenia O₂ (w zakresie od 0,3 do 0,6 mg O₂·dm⁻³) uzyskali Paluch i in. [2006] w ściekach pobieranych z 3 kolejnych komór osadnika wstępnego oczyszczalni glebowo-roślinnej ORP w Brzezynie.

pH. Według danych literaturowych właściwy przebieg procesów biologicznego oczyszczania ścieków jest możliwy jeżeli wartość pH ścieków wynosi 6,6–8,0 [Dymaczewski i in. 1997; Heidrich, Stańko 2007]. Przeprowadzone badania wykazały, że odczyn ścieków surowych w obiektach nr 1, 3 i 4 mieścił się zazwyczaj w zakresie podanym powyżej, a jego wartości wahały się od 6,72 do 8,04 pH (tab. 9), co świadczy o ich słabo kwaśnym lub słabo zasadowym charakterze. Z kolei w ściekach mechanicznie oczyszczonych z obiektu nr 2 odczyn wahał się w granicach 6,35–7,64 pH. Wyniki badań uzyskane przez Pałucha i in. [2006] wykazały wahania odczynu w ściekach surowych w zakresie 6,9–7,6 pH, zaś Pawęska i Kuczewski [2008] w ściekach dopływających do oczyszczalni roślinno-glebowych w Brzeźnie i Mroczeniu stwierdzili pH na poziomie 6,7–8,1. Natomiast wcześniej Hus [1993] podał, że odczyn ścieków wiejskich z gospodarstw indywidualnych w Jarkowie wynosił 6,2–8,0 pH.

Zawiesiny ogólne są miarą całkowitej ilości zanieczyszczeń występujących w ściekach w postaci stałej, a znajomość ich zawartości jest podstawą do projektowania oczyszczalni, a szczególnie urządzeń do przeróbki osadów [Heidrich, Stańko 2007]. W literaturze podaje się, że stężenie zawiesin ogólnych w surowych ściekach wiejskich może być zmienna i bardzo wysoka. Badania przeprowadzone przez Miernika [2007] wykazały ich stężenia w zakresie od 118 do 187 mg·dm⁻³. Również badania przeprowadzone w 3 obiektach w woj. lubelskim wykazały, że stężenie zawiesin ogólnych w surowych ściekach bytowych może wahać się w szerokich granicach od 52,6 do 1360 mg·dm⁻³ (tab. 9). Mniejsze wahania ich zawartości (27,0–375 mg·dm⁻³) odnotowano natomiast w ściekach mechanicznie oczyszczonych w osadniku gnilnym w obiekcie nr 2 – w Sobieszynie.

Na podstawie uzyskanych wyników badań obliczono, że średnia zawartość zawiesin ogólnych w ściekach z obiektów nr 1, 3, 4 wynosiła odpowiednio: 286, 322 i 221 mg·dm⁻³ (tab. 9). Podobne stężenie zawiesin – 275 mg·dm⁻³ stwierdził Hus [1993] w ściekach bytowych z gospodarstw indywidualnych w Jarkowie (w Sudetach) oraz Ślizowski i Chmielowski [2008] w ściekach bytowych doprowadzanych do oczyszczalni w Nowej Hucie – 286 mg·dm⁻³. Z kolei w ściekach miejskich doprowadzanych do oczyszczalni w Tarnowie zawartość zawiesin ogólnych wynosiła średnio 347 mg·dm⁻³ [Chmielowski, Ślizowski 2009]. Zaś Pawęska i Kuczewski [2008] w ściekach surowych dopływających do oczyszczalni roślinno-glebowych w Brzeźnie i Mroczeniu stwierdzili średnie stężenie zawiesin ogólnych w wysokości 550 i 518 mg·dm⁻³.

BZT₅ jest to jeden z najważniejszych wskaźników zanieczyszczenia ścieków domieszkami organicznymi [Heidrich i in. 2008]. Według Błażejewskiego [2003] w typowych ściekach bytowych wytwarzanych przez człowieka wartości BZT₅ wahały się zazwyczaj od 300 do 400 mg O₂·dm⁻³. Badania ścieków surowych odpływających z 3 gospodarstw domowych w woj. lubelskim wykazały, że średnie wartości BZT₅ wahały się od 259 do 294 mg O₂·dm⁻³, natomiast

w ściekach mechanicznie oczyszczonych w osadniku (obiekt nr 2) – 167 mg $O_2 \cdot dm^{-3}$ (tab. 9). Większą wartość BZT_5 – 343 mg $O_2 \cdot dm^{-3}$ stwierdził Hus [1993] w surowych ściekach z gospodarstw indywidualnych w Jarkowie oraz Ślizowski i Chmielowski [2008] w ściekach doprowadzanych do oczyszczalni w Nowej Hucie – 304 mg $O_2 \cdot dm^{-3}$. Podobne wartości BZT_5 (305–371 mg $O_2 \cdot dm^{-3}$) odnotowali także Pawęska i Kuczewski [2008] w ściekach surowych dopływających do oczyszczalni roślinno-glebowych w Brzeźnie i Mroczeniu. Znacznie mniejsze wartości BZT_5 stwierdzono natomiast w ściekach z osadników wstępnych przydomowych oczyszczalni w Krzywaczce – 145,8 mg $O_2 \cdot dm^{-3}$ [Krzanowski, Wałęga 2007] i Brzeźnie – 39,9 mg $O_2 \cdot dm^{-3}$ [Paluch i in. 2006]. Z kolei dosyć wysokie wartości BZT_5 zanotowano w ściekach dopływających do oczyszczalni we wsi Michniów – 578 mg $O_2 \cdot dm^{-3}$ [Miernik 2007] oraz do oczyszczalni miejskiej w Tarnowie – 433 mg $O_2 \cdot dm^{-3}$ [Chmielowski, Ślizowski 2009].

ChZT jest wskaźnikiem, który umożliwia szybką kontrolę funkcjonowania oczyszczalni oraz określenie ładunku związków organicznych odprowadzanych do odbiornika [Heidrich i in. 2008]. Błazejewski [2003] podaje, że w ściekach bytowych wartości ChZT wahają się przeważnie w zakresie od 600 do 800 mg $O_2 \cdot dm^{-3}$. Podobne wartości ChZT (602–842 mg $O_2 \cdot dm^{-3}$) stwierdzili Pawęska i Kuczewski [2008] w ściekach surowych dopływających do oczyszczalni roślinno-glebowych w Brzeźnie i Mroczeniu.

Badania przeprowadzone w obiektach nr 1, 3 i 4 w woj. lubelskim wykazały, że średnie wartości ChZT w ściekach surowych zawierały się w przedziale 509–562 mg $O_2 \cdot dm^{-3}$, natomiast w ściekach odprowadzonym z osadnika gnilnego w obiekcie nr 2 wielkość wskaźnika wyniosła 323 mg $O_2 \cdot dm^{-3}$ (tab. 9). Podobną średnią wartość ChZT – 561 mg $O_2 \cdot dm^{-3}$ stwierdził Hus [1993] w surowych ściekach z gospodarstw indywidualnych w Jarkowie. Znacznie mniejsze wartości ChZT stwierdzono natomiast w ściekach z osadników wstępnych przydomowych oczyszczalni w Krzywaczce – 306 mg $O_2 \cdot dm^{-3}$ [Krzanowski, Wałęga 2007] i Brzeźnie – 147 mg $O_2 \cdot dm^{-3}$ [Paluch i in. 2006]. Z kolei dosyć wysokie wartości ChZT zanotowano w ściekach dopływających do oczyszczalni we wsi Michniów – 1125 mg $O_2 \cdot dm^{-3}$ [Miernik 2007] oraz do oczyszczalni miejskich w Tarnowie – 756 mg $O_2 \cdot dm^{-3}$ [Chmielowski, Ślizowski 2009] i Nowej Hucie – 663 mg $O_2 \cdot dm^{-3}$ [Ślizowski, Chmielowski 2008].

Azot i jego związki. Związki azotu zawarte w ściekach bytowych są głównie związane z zanieczyszczeniami organicznymi, jednak azot może występować w ściekach w formach o różnym stopniu utlenienia [Heidrich i in. 2008]. Według Rozporządzenia MŚ [2006] sumę wszystkich form azotu (amoniowego, organicznego, azotanowego i azotynowego) określa się jako azot ogólny, natomiast według Dyrektywy Komisji 98/15/WE [1998] jako azot całkowity. Znajomość ilości poszczególnych form azotu w ściekach ma bardzo duże znaczenie przy ocenie skuteczności przebiegu podstawowych procesów usuwania azotu w oczyszczalni [Heidrich i in. 2008].

Według Bernackiej i in. [1995] stężenie azotu ogólnego w ściekach miejskich może wynosić od 20 do 60 mg·dm⁻³, a w ściekach z małych osiedli miejskich i wsi od 60 do 80 mg·dm⁻³. Autorzy ci uważają, że w ściekach surowych występuje głównie azot amonowy (50-60%) i organiczny (40-50%), natomiast formy mineralne azotu – N-NO₃⁻ i N-NO₂⁻ stwierdza się w ilościach nie przekraczających łącznie 0,5 mg·dm⁻³.

Badania przeprowadzone w 3 obiektach w woj. lubelskim wykazały, że stężenie azotu ogólnego w ściekach surowych wahało się w szerokich granicach od 37 do 244 mg·dm⁻³ (tab. 9). Mniejsze zróżnicowanie zawartości azotu (18,0–135 mg·dm⁻³) odnotowano natomiast w ściekach mechanicznie oczyszczonych w osadniku wstępnym obiektu nr 2 – w Sobieszynie. Dane z literatury [Hus 1993; Kaczor, Bugajski 2006] potwierdzają, że stężenie azotu ogólnego w surowych ściekach bytowych może być bardzo zmienne.

Na podstawie badań wykonanych w obiekcie nr 3 obliczono, że średnia zawartość azotu ogólnego w ściekach surowych wynosiła aż 165 mg·dm⁻³ (tab. 9), co było spowodowane prawdopodobnie tym, że zawierały one dużą ilość substancji organicznych. Podobne, dosyć wysokie stężenia azotu ogólnego (121–138 mg·dm⁻³) odnotowano w ściekach surowych dopływających do oczyszczalni gruntowo-roślinnych w miejscowościach Nieszków i Lubiejewo [Kuczewski 1995, Skarbek 1996] oraz do oczyszczalni roślinno-glebowych w Brzeźnie i Mroczeniu (127–190 mg·dm⁻³) [Kuczewski i in. 2004; Pawęska, Kuczewski 2008]. W obiektach nr 1 i 4 stwierdzono natomiast średnie stężenie azotu na poziomie 86,7 i 82,5 mg·dm⁻³. Wartości te są podobne do tych, które uzyskali Hus [1993] – 85 mg·dm⁻³, Kaczor i Bugajski [2006] – 77–85 mg·dm⁻³ oraz Paluch i in. [2006] – 60 mg·dm⁻³ w ściekach surowych z gospodarstw indywidualnych. Wyniki te potwierdzają zatem stwierdzenie Błażejewskiego [2003], że typowe ścieki bytowe, wytwarzane przez człowieka, zawierają od 60 do 80 mg N_{og}·dm⁻³. Zbliżone zawartości azotu ogólnego (58–67 mg·dm⁻³) odnotowano również w ściekach miejskich dopływających do oczyszczalni w Tarnowie i Nowej Hucie [Chmielowski, Ślizowski 2009; Ślizowski i Chmielowski 2008].

Azot amonowy, jak wspomniano powyżej, jest dominującą formą azotu w surowych ściekach bytowych dopływających do oczyszczalni. W ściekach z analizowanych obiektów azot amonowy stanowił od 75 do 77% azotu ogólnego. Średnie stężenie N-NH₄⁺ w obiektach nr 1 i 4 wynosiło odpowiednio 66,3 i 63,5 mg·dm⁻³, natomiast w obiekcie nr 3 było prawie dwukrotnie większe – wynosiło 126 mg·dm⁻³. Z kolei w ściekach mechanicznie oczyszczonych z obiektu nr 2 zawartość N-NH₄⁺ wynosiła 52,1 mg·dm⁻³ (tab. 9). Dane z literatury wskazują, że stężenie azotu amonowego w ściekach może być bardzo zróżnicowane. Badania wykonane przez Husa [1993] wykazały jego średnią zawartość na poziomie 72 mg·dm⁻³, natomiast Krzanowski i Wałęga [2007] oraz Paluch i in. [2006] stwierdzili stężenia N-NH₄⁺ w ściekach surowych na pozio-

mie odpowiednio: 49,6 i 13,1 mg·dm⁻³. Również z badań Kuczewskiego [1995], Skarbka [1996], Kuczewskiego i in. [2004] oraz Pawęski i Kuczewskiego [2008] wynika, że średnie stężenia azotu amonowego w surowych ściekach bytowych mogą zawierać w szerokich granicach – od 17,6 do 156 mg·dm⁻³.

Azot azotanowy i azotynowy są formami azotu, których zawartość w ściekach bytowych jest niewielka i dlatego oznaczana niezbyt często. Z badań wykonanych przez Palucha i in. [2006] wynika, że łączne stężenie N-NO₃⁻ i N-NO₂⁻ w ściekach z pierwszej komory osadnika wstępnego przyzagrodowej oczyszczalni w Brzezinie nie przekraczało średnio 0,3 mg·dm⁻³, a w ściekach surowych dopływających do oczyszczalni roślinno-glebowych w Brzeźnie i Mroczeniu wynosiło średnio 0,62 i 0,33 mg·dm⁻³ [Pawęska, Kuczewski 2008]. Z kolei badania wykonane w obiektach nr 1, 2 i 3 w woj. lubelskim wykazały ich średnie stężenie na poziomie <1,0 mg·dm⁻³, natomiast w obiekcie nr 4 zawartość N-NO₃⁻ i N-NO₂⁻ nieznacznie przekraczała 1,5 mg·dm⁻³ (tab. 9). Podwyższona zawartość azotu azotanowego i azotynowego w ściekach z tego ostatniego obiektu może świadczyć o ich obecności w wodzie wodociągowej. Według Niżyńskiej [2004] w 2002 r. w 23 zakładach wodociągowych na terenie Polski stwierdzono podwyższone stężenia azotanów w wodach podziemnych. Do sytuacji takiej przyczynia się rolnicze wykorzystywanie terenów wokół ujęć wody, eksploatacja nieuszczelnionych szamb przydomowych, składowanie gnojowicy i obornika pochodzących z ferm oraz z hodowli zwierząt, jak również nieuporządkowane składowiska odpadów [Niżyńska 2004].

Fosfor w ściekach występuje w postaci ortofosforanów, polifosforanów oraz fosforu organicznego [Heidrich i in. 2008]. Według Jarvie i in. [2006] fosfor zawarty w ściekach jest głównym zagrożeniem eutrofizacji rzek. Bernacka i in. [1995], podali że w ściekach miejskich zawartość fosforu ogólnego może wynosić od 4–15 mg·dm⁻³, a w ściekach z małych osiedli miejskich i wsi jego stężenie może dochodzić do 20 mg·dm⁻³. Inni autorzy w ściekach wiejskich stwierdzali zawartości fosforu ogólnego na poziomie od 5,6 mg·dm⁻³ [Paluch i in. 2006] do 13,0 mg·dm⁻³ [Hus 1993]. Podobne jego stężenia (6–10 mg·dm⁻³) odnotowano również w ściekach miejskich dopływających do oczyszczalni w Tarnowie i Nowej Hucie [Chmielowski, Ślizowski 2009; Ślizowski i Chmielowski 2008].

Według Błażejewskiego [2003] w typowych ściekach bytowych, wytwarzanych przez człowieka stężenie fosforu ogólnego dochodzi do 20–30 mg·dm⁻³. Z badań Pawęski i Kuczewskiego [2008] wynika, że stężenie fosforu ogólnego w ściekach surowych, dopływających do oczyszczalni roślinno-glebowych w Brzeźnie i Mroczeniu wahało się od 4,7 do 31,8 mg·dm⁻³. Natomiast badania przeprowadzone w woj. lubelskim wskazały, że średnie stężenia fosforu ogólnego w ściekach surowych z obiektów nr 1, 3 i 4 wynosiły od 29,6 do 46,4 mg·dm⁻³, zaś w ściekach mechanicznie oczyszczonych w osadniku w obiekcie nr 2 średnia jego zawartość wynosiła 21,4 mg·dm⁻³ (tab. 9). Średnie stężenia fosforu ogólnego

go odnotowane w ściekach surowych dopływających do badanych obiektów były podobne do tych, które stwierdził Bugajski [2010] w ściekach surowych pochodzących z budynków szkolnych – $34,6 \text{ mg}\cdot\text{dm}^{-3}$ oraz Kuczewski [1995] i Skarbek [1996] w ściekach dopływających do gruntowo-roślinnych oczyszczalni w miejscowościach Nieszków i Lubiejewo – $39,5$ i $57,3 \text{ mg}\cdot\text{dm}^{-3}$.

Ładunki zanieczyszczeń w ściekach surowych. Na podstawie średnich wartości wskaźników zanieczyszczeń w ściekach surowych (tab. 9) oraz wysokości średniego dobowego ich dopływu (tab. 5) obliczono średnie ładunki zanieczyszczeń doprowadzanych do badanych obiektów (tab. 12).

Z wartości przedstawionych w tabeli 12 wynika, że największe ładunki zanieczyszczeń odnotowano w ściekach doprowadzanych do obiektów o największym obciążeniu hydraulicznym (obiekt nr 2 i 1). Stwierdzono, że do omawianych oczyszczalni dopływały ścieki zawierające od $146 \text{ g}\cdot\text{d}^{-1}$ (obiekt nr 4) do $3208 \text{ g}\cdot\text{d}^{-1}$ (obiekt nr 2) zawiesin ogólnych, natomiast ich obciążenie ładunkiem BZT₅ i ChZT wносиło odpowiednio: od $155 \text{ g}\cdot\text{d}^{-1}$ (obiekt nr 3) do $3073 \text{ g}\cdot\text{d}^{-1}$ (obiekt nr 2) oraz od $336 \text{ g}\cdot\text{d}^{-1}$ (obiekt nr 4) do $5943 \text{ g}\cdot\text{d}^{-1}$ (obiekt nr 2). Ścieki surowe doprowadzane do analizowanych oczyszczalni w ciągu doby zawierały od 54 do $1271 \text{ g}\cdot\text{d}^{-1}$ azotu ogólnego oraz od 20 do $393 \text{ g}\cdot\text{d}^{-1}$ fosforu ogólnego. Zaobserwowano, że największe całkowite ładunki związków biogenych w ciągu doby dopływały do oczyszczalni w Sobieszynie (obiekt nr 2), a najmniejsze do oczyszczalni w Janowie (obiekt nr 4) (tab. 12).

Całkowity ładunek zanieczyszczeń dopływających do danej oczyszczalni ścieków nie może być jednak podstawą do dokonywania porównań rzeczywistego obciążenia poszczególnych obiektów. Można tego natomiast dokonać, obliczając obciążenie ładunkiem zanieczyszczeń 1 m^2 powierzchni złoża danej oczyszczalni (tab. 5, rys. 24).

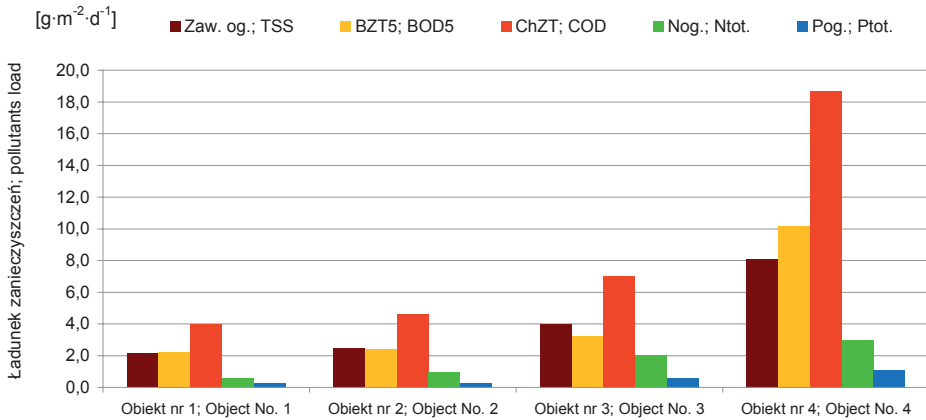
Tabela 12. Średnie dobowe ładunki zanieczyszczeń w surowych ściekach bytowych
Table 12. The average daily pollution loads in the raw domestic sewage

Wskaźniki Indicators	Obiekt nr 1; Object No. 1		Obiekt nr 2; Object No. 2		Obiekt nr 3; Object No. 3		Obiekt nr 4; Object No. 4	
	Łc [g·d ⁻¹]	Ł _{MR} [g·M ⁻¹ ·d ⁻¹]	Łc [g·d ⁻¹]	Łc [g·d ⁻¹]	Ł _{MR} [g·M ⁻¹ ·d ⁻¹]	Łc [g·d ⁻¹]	Ł _{MR} [g·M ⁻¹ ·d ⁻¹]	
Zaw. ogólne.; TSS	399	39,9	3208	193	32,1	146	48,6	
BZT ₅ ; BOD ₅	411	41,1	3073	155	25,8	183	61,0	
ChZT; COD	746	74,6	5943	337	56,5	336	112,0	
N _{og.} ; N _{Tot.}	121	12,1	1271	99	16,5	54	18,0	
P _{og.} ; P _{Tot.}	45	4,5	393	28	4,7	20	6,7	

Łc – średni dobowy całkowity ładunek zanieczyszczeń; average daily total pollution load,

Ł_{MR} – średni dobowy ładunek zanieczyszczeń przypadający na 1 mieszkańca;

average daily load of pollutants per 1 inhabitant



Rysunek 24. Ładunek zanieczyszczeń w ściekach dopływających do oczyszczalni [g·m⁻²·d⁻¹]

Figure 24. Pollution load in sewage inflow to the wastewater treatment plants [g·m⁻²·d⁻¹]

Z danych przedstawionych na rysunku 24 wynika, że największe ładunki zanieczyszczeń znajdowały się w ściekach surowych dopływających do obiektów nr 3 i 4, a znacznie mniejsze w ściekach doprowadzanych do obiektów nr 1 i 2.

W praktyce projektowej w przypadku ścieków bytowych, najczęściej stosuje się jednak wskaźnik jednostkowego ładunku zanieczyszczeń pochodzącego od jednego mieszkańca [Heidrich i in. 2008]. Wskaźnik ten został wprowadzony w latach 60-tych XX wieku i początkowo jednostkowe ładunki określano tylko dla BZT₅ i zawiesin ogólnych [Imhoff, Imhoff 1996].

W obiektach 1, 3 i 4 stwierdzono znaczne zróżnicowanie wartości jednostkowych ładunków zanieczyszczeń (tab. 12). Największe jednostkowe ładunki zawiesin ogólnych i substancji organicznych (BZT₅ i ChZT) odnotowano w obiekcie nr 4, a najmniejsze w obiekcie nr 3. Natomiast w przypadku związków biogenych (azot ogólny i fosfor ogólny), największe ich ładunki jednostkowe stwierdzono w ściekach surowych dopływających do oczyszczalni nr 4 i 3, a najmniejsze w obiekcie nr 1 (tab. 12).

W tabeli 13 zestawiono średnie wartości jednostkowych ładunków zanieczyszczeń, obliczone dla ścieków surowych z obiektów nr 1, 3 i 4 oraz podawane w literaturze. Z przedstawionych danych wynika, że średnie jednostkowe ładunki zawiesin ogólnych i substancji organicznych (BZT₅ i ChZT) w ściekach z 3 analizowanych obiektów są podobne do podanych przez Sikorskiego [1994] i Amerykańską Agencję Ochrony Środowiska [U.S. EPA 2002] oraz niższe od tych, które podali inni autorzy [Imhoff, Imhoff 1996; Roman 1986; Heidrich, Stańko 2007; Henze i in. 1995; Wytyczna ATV-DVWK-A131P 2000, Heidrich, Stańko 2002a, 2002b]. Odwrotną sytuację można zaobserwować natomiast

w przypadku związków biogenych – średni ładunek azotu ogólnego i fosforu ogólnego w badanych obiektach jest znacznie większy od podawanego w literaturze (tab. 13).

Tabela 13. Jednostkowe ładunki zanieczyszczeń w ściekach bytowych według różnych autorów [$\text{g}\cdot\text{M}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$]

Table 13. Unit pollutants load in sewage as given by different authors [$\text{g}\cdot\text{M}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$]

Wskaźniki Indicators	Średnia w obiektach nr 1, 3 i 4; Mean in objects no 1, 3, 4	Roman [1986]	Sikorski [1994]	Imhoff Imhoff [1996]	HeidrichStańko [2007] za Henze i in. [1995]	Wytoczna ATV- DVWK-A13IP [2000]	HeidrichStańko [2002a, 2002b]	U.S. EPA [2002]
Zaw. og.; TSS	40,2	55	45-50	90	71,5	70	67	35-75
BZT ₅ ; BOD ₅	42,6	60	45-50	54	57	60	64	35-65
ChZT; COD	81,0	-	55-60	-	-	120	135	115-150
N _{og.} ; N _{tot.}	15,5	10-12*	10-12	-	12,8	11,0	11,8	6-17
P _{og.} ; P _{tot.}	5,3	2-3	10-12**	-	2,7	1,8	1,9	1-2

*Azot ogólny Kjeldahla; Kjeldahl nitrogen, **PO₄

Stan sanitarny ścieków. Ścieki bytowe oprócz zanieczyszczeń fizykochemicznych zawierają bardzo duże ilości drobnoustrojów: bakterii, wirusów, grzybów, pierwotniaków, które nazywa się florą allochtoniczną, czyli naniesioną. Większość tych mikroorganizmów należy do typowej mikroflory, żyjącej w przewodzie pokarmowym ludzi i zwierząt wyższych i tworzącej tzw. florę fizjologiczną organizmu. Do flory tej zalicza się przede wszystkim pałeczki *Escherichia coli*, paciorkowce kałowe *Enterococcus faecalis* i laseczki przetrwalnikujące *Clostridium perfringens*, które są wydalane wraz z odchodami [Zaremba, Borowski 1997, Libudisz, Kowal 2000, Smyła 2002]. W surowych ściekach bytowych stwierdzano także występowanie organizmów chorobotwórczych i potencjalnie chorobotwórczych, które mogą wywoływać choroby bakteryjne, np. dur brzuszny, dury rzekome, czerwonkę bakteryjną, kamylobakteriozę, tularamię, gruźlicę i cholere [Kluczek 1999]. Według Korniłowicz i in. [2010] ścieki są również siedliskiem wielu grzybów chorobotwórczych: dermatofitów antro-po-, zoo- i geofilnych powodujących grzybice skóry; chorobotwórczych drożdżaków i pleśni wywołujących grzybice narządowe oraz zatrucia mykotoksynami.

Do bakterii chorobotwórczych najczęściej stwierdzanych w ściekach zalicza się pałeczki *Salmonelli* i prątki gruźlicy [Kluczek 1999]. Poza tym dotychczas notowano w nich obecność bakterii chorobotwórczych z rodzaju: *Clostridium*, *Yersinia*, *Brucella*, *Campylobacter*, w tym gatunki *Clostridium botulinum*, *Yersinia enterocolitica*, *Campylobacter jejuni*, a także *Bacillus anthracis*, *Vibrio cholerae*, *Listeria monocytogenes* i enteropatogenne szczepy *Escherichia coli* [Venglovsky i in. 1997; Osek 1999; Grabińska-Loniewska, Siński 2010]. Wśród grzybów chorobotwórczych lub potencjalnie chorobotwórczych ze ścieków izolowano m.in. drożdżaki z rodzaju *Candida*, *Cryptococcus*, dermatofity z rodzaju *Trichophyton* i *Microsporium* oraz pleśnie toksynogenne tj. *Aspergillus flavus* [Cooke 1970; Ulfing 1986; Zamorska 2007].

Do zanieczyszczenia bakteryjnego ścieków przyczyniają się przede wszystkim bakterie jelitowe, które w olbrzymich ilościach wydalane są wraz z kałem człowieka. Smyła i in. [2003] podają, że średnio w 1 g kału człowieka znajduje się około $1,3 \cdot 10^7$ komórek *E. coli* i $3,0 \cdot 10^6$ komórek *E. faecalis*. Z kolei badania wykonane przez Budzińską i in. [2007] wykazały, że ścieki surowe zawierają od $9,5 \cdot 10^4$ do $4,5 \cdot 10^8$ jtk \cdot cm $^{-3}$ bakterii *E. coli* oraz od $9,0 \cdot 10^3$ do $9,5 \cdot 10^6$ jtk \cdot cm $^{-3}$ paciorkowców kałowych.

Według George i in. [2002] i Olańczuk-Neyman [2003] liczebność bakterii w ściekach może ulegać znacznym wahaniom i zależy głównie od ilości mieszkańców, od których one pochodzą. George i in. [2002] podają, że liczebność bakterii grupy *coli* pochodzenia fekalnego (termotolerancyjnych) w ściekach surowych waha się zazwyczaj od 10^6 do 10^8 w 100 cm 3 .

W latach 2008 i 2009 przeprowadzono badania wybranych wskaźników stanu sanitarnego surowych ścieków bytowych, pochodzących z obiektów analizowanych w tym opracowaniu. Najważniejsze wyniki tych badań zestawiono w tabeli 14.

Badania wykonane przez Józwiakowskiego i in. [2009] oraz Kornilowicz i in. [2010] wykazały, że surowe ścieki bytowe zawierają bardzo duże ilości bakterii z grupy *coli*: $1,2 \cdot 10^6$ – $11,0 \cdot 10^7$ NPL \cdot 100cm $^{-3}$, natomiast liczebności bakterii grupy *coli* typu kałowego są w nich na ogół kilkakrotnie mniejsze – od $4,3 \cdot 10^5$ do $25,6 \cdot 10^6$ NPL \cdot 100cm $^{-3}$. Z badań wynika, że nawet ścieki mechanicznie oczyszczone w dwukomorowym osadniku wstępnym (obiekt nr 2) nadal zawierają bakterie grupy *coli* i bakterie *coli* typu kałowego na poziomie powyżej 10^6 NPL \cdot 100cm $^{-3}$ (tab. 14). Podobne wyniki liczebności tych bakterii – od $4 \cdot 10^5$ do $3 \cdot 10^7$ NPL \cdot 100cm $^{-3}$ odnotowali Masi i in. [2004] w ściekach dopływających do hybrydowej – hydrofitowej oczyszczalni ścieków (HF-VF) we Florencji (Włochy).

Tabela 14. Ogólna charakterystyka stanu sanitarnego surowych ścieków bytowych [Józwiakowski i in. 2009; Kornilowicz i in. 2010]**Table 14.** General characteristics of the sanitary status of raw domestic sewage [Józwiakowski et al. 2009; Kornilowicz et al. 2010]

Badane wskaźniki mikrobiologiczne; Investigated microbiological indicators	Rok Year	Obiekt nr 1; Object No. 1	Obiekt nr 2; Object No. 2*	Obiekt nr 3; Object No. 3	Obiekt nr 4; Object No. 4
Średnia liczebność bakterii grupy <i>coli</i> – NPL /100 cm ³ (inkubacja w 37°C) Mean numbers of <i>coli</i> group bacteria in MPN /100 cm ³ (incubation at 37°C)	2008	41,6·10 ⁶	8,3·10 ⁶	15,3·10 ⁶	8,8·10 ⁶
	2009	25,3·10 ⁶	-	11,0·10 ⁷	1,2·10 ⁶
Średnia liczebność bakterii grupy <i>coli</i> typu kałowego – NPL /100 cm ³ (inkubacja w 44°C) Numbers of faecal type <i>coli</i> group bacteria in MPN /100 cm ³ (incubation at 44°C)	2008	7,4·10 ⁶	2,1·10 ⁶	8,2·10 ⁶	2,3·10 ⁶
	2009	7,3·10 ⁶	-	25,6·10 ⁶	4,3·10 ⁵
Średnia liczebność grzybów saprotroficznych (jtk · cm ⁻³) Mean numbers of saprotrophic fungi (cfu·cm ⁻³)	2008	799	553	2292	831
	2009	292	-	802	213
Średnia liczebność grzybów potencjalnie chorobotwórczych (jtk·cm ⁻³) Mean numbers of potentially pathogenic fungi (cfu·cm ⁻³)	2008	1122	705	2808	1401
	2009	402	-	1080	402

*ścieki po mechanicznym oczyszczeniu w dwukomorowym osadniku gnilnym;
sewage after mechanical treatment in a preliminary two-chamber septic tank

Dane z literatury wskazują, że również ścieki komunalne doprowadzane do oczyszczalni w Częstochowie [Smyła i in. 2003] oraz do hydrofitowej oczyszczalni w Arizonie (USA) [Karpiscak i in. 1996] charakteryzowały się liczebnością bakterii grupy *coli* fekalnych na poziomie 10⁵–10⁶ NPL·100cm⁻³. Znacznie wyższe liczebności bakterii *coli* typu kałowego odnotowano natomiast w ściekach miejskich z oczyszczalni w Gdańsku – 9,3·10¹⁸ NPL·100cm⁻³ i w Gdyni – 1,8·10²⁰ NPL·100cm⁻³ [Szumilas i in. 2001].

Badania wykonane przez Józwiakowskiego i in. [2009] oraz Kornilowicz i in. [2010] wykazały, że surowe ścieki bytowe zawierają również dość dużo grzybów saprotroficznych – od 213 do 2292 jtk·cm⁻³ oraz znacznie więcej grzybów potencjalnie chorobotwórczych – od 402 do 2808 jtk·cm⁻³ (tab. 14). Liczebności grzybów saprotroficznych otrzymane w ściekach bytowych z gospodarstw domowych w woj. lubelskim są zbliżone do tych, które wyodrębnił Cook [1970] z surowych ścieków bytowych w Ohio (USA) (120–900 jtk·cm⁻³). Obok gatunków grzybów typowo saprotroficznych, autor ten wykazał obecność

wielu gatunków grzybów potencjalnie fitopatogennych oraz patogennych dla człowieka.

Zaprezentowane wyniki badań własnych oraz dane z literatury wskazują, że ścieki bytowe powstające na terenach wiejskich zawierają bardzo duże ilości zanieczyszczeń fizykochemicznych, jak również bakteriologicznych, które z sanitarno-epidemiologicznego punktu widzenia stanowią poważne zagrożenie dla stanu czystości środowiska przyrodniczego. W związku z tym wskazane jest stosowanie takich rozwiązań technologicznych, które mogą zapewnić skuteczne oczyszczanie ścieków przed odprowadzeniem ich do odbiornika.

4.2. SKUTECZNOŚĆ USUWANIA ZANIECZYSZCZEŃ W OSADNIKACH GNILNYCH

Osadnik gnilny powinien być podstawowym elementem każdej przydomowej oczyszczalni, gdyż zapewnia on eliminację największych zanieczyszczeń, które są usuwane ze ścieków w wyniku procesów sedymentacji, flotacji i fermentacji [Heidrich i in. 2008; Heidrich, Stańko 2007, Pawęska i in. 2011]. W ostatnich latach na terenach wiejskich w Polsce czasami jednak próbuje się instalować przydomowe oczyszczalnie, m.in. z osadem czynnym pozbawione klasycznego osadnika. Badania przeprowadzone przez Marca i Józwiakowskiego [2007, 2010] w kilku obiektach tego typu wykazały, że brak osadnika gnilnego miał negatywny wpływ na ich eksploatację i efektywność usuwania zanieczyszczeń.

Osadniki gnilne wykonywane są najczęściej jako zbiorniki dwu lub trzykomorowe w konstrukcji żelbetowej lub z tworzyw sztucznych. Przyjmuje się, że stosunek pojemności komór w osadnikach dwukomorowych wynosi 2:1, a w trzykomorowych 2:1:1 [Heidrich i in. 2008]. Według niemieckiej normy DIN 4261 [1994] zaleca się, aby jednostkową pojemność osadnika przyjmować jako $0,3 \text{ m}^3/\text{M}$, ale ogólna jego pojemność nie powinna być mniejsza od 3 m^3 . Szczegółowe wytyczne odnośnie zasad konstrukcji i eksploatacji osadników gnilnych podano m.in. w normie DIN 4261 [1994], w opracowaniu Francuskiego Ministerstwa Ochrony Środowiska [1993], jak również w pracach Boundsa [1997], Błażejewskiego [2003], Seablooma i in. [2005], Heidricha i Stańki [2007] oraz Heidricha i in. [2008].

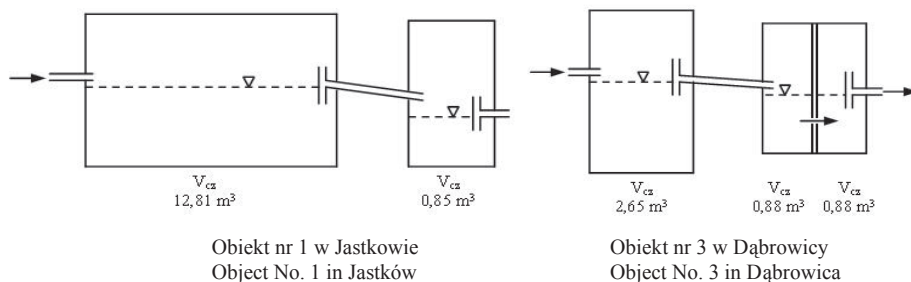
Według Departamentu Zasobów Naturalnych Stanu Iowa [Iowa DNR 2007] prawidłowo funkcjonujący osadnik gnilny powinien zapewniać ponad 50% eliminację zawiesin ogólnych, natomiast dane U.S EPA [1980] i Francuskiego Ministerstwa Ochrony Środowiska [1993] wskazują, że efekty usuwania zawiesin w osadnikach gnilnych mogą dochodzić do 80-88%. W tabeli 15 podano efekty usuwania zanieczyszczeń w różnych osadnikach gnilnych na świecie.

Tabela 15. Efekty usuwania zanieczyszczeń w różnych osadnikach gnilnych na świecie
Table 15. Efficiency of pollution removal in different septic tanks around the world

Wskaźniki Indicators	US EPA [1980] USA	Francuskie Ministerstwo Ochrony Środowiska [1993] Francja	Kuczewski [1995] Polska		Philippi i in. [1999] Brazylia	Hu i in. [2007] Tajwan	Chmielowski Bugajski [2008] Polska
			Ilość komór w osadniku				
			2	3			
Zaw. og.; TSS	40-80	88	-	-	-	60	36-56
BZT ₅ , BOD ₅	40-50	53	30	50	32	18	25-40
ChZT, COD	60-70	-	30	50	33	-	32-43
N _{og.} , N _{tot.}	0-50	56	8	15	5	-	-
P _{og.} , P _{tot.}	0	0	-	-	-	11	-

Na rysunku 25 przedstawiono schematy technologiczne osadników gnilnych z obiektów nr 1 i 3, w których przeprowadzono wieloletnie badania efektów usuwania zanieczyszczeń. Wyniki tych badań zaprezentowano w tabeli 16 oraz na rysunkach 26 i 27.

Zawiesiny ogólne. Na podstawie badań wykonanych w obiektach nr 1 i 3 stwierdzono średnią skuteczność usuwania zawiesin ogólnych w osadnikach gnilnych na poziomie odpowiednio: 52,7 i 49,7% (tab. 16). Podobne efekty usuwania zawiesin (36-56%) odnotowali Chmielowski i Bugajski [2008] w osadnikach typu „DUOFILTER”. Natomiast niewiele wyższą skuteczność usuwania zawiesin ogólnych – 60% odnotowali Hu i in. [2007] na Tajwanie (tab. 15).



Rysunek 25. Schematy osadników gnilnych w obiektach nr 1 i 3
 [Józwiakowski 2008]

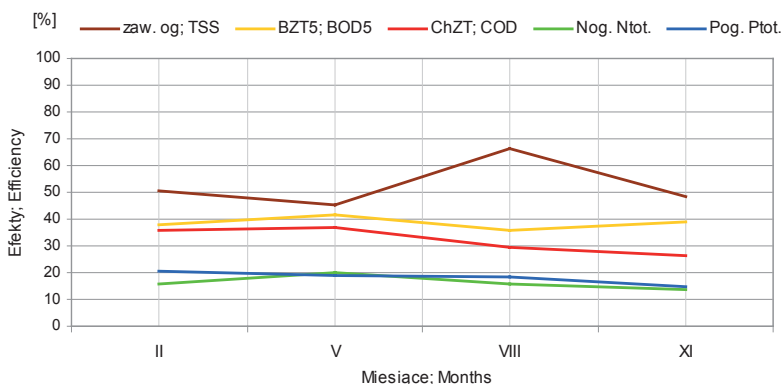
Figure 25. Technological scheme of septic tanks in objects No. 1 and 3
 [Józwiakowski 2008]

Tabela 16. Efekty usuwania zanieczyszczeń w osadnikach gnilnych w obiektach nr 1 i 3
Table 16. Efficiency of pollution removal in septic tanks in objects No. 1 and 3

Wskaźniki Indicators	Obiekt nr 1; Object No. 1 Jastków (n=44) (lata; years 2000-2010)				Obiekt nr 3; Object No. 3 Dąbrowica (n=16) (lata; years 2007-2010)			
	min	max	\bar{x}	σ	min	max	\bar{x}	σ
Zaw. og.; TSS	21,0 ⁺	93,2	52,7	28,9	6,6	83,1	49,7	25,7
BZT ₅ , BOD ₅	0,6	80,2	38,7	20,5	6,9	60,1	35,2	17,2
ChZT, COD	3,0	81,5	32,2	20,0	3,6	58,4	24,9	12,9
N _{og.} , N _{tot.}	4,8 ⁺	49,4	16,4	15,2	4,8 ⁺	47,1	16,5	12,4
P _{og.} , P _{tot.}	12,3 ⁺	74,1	18,1	18,4	3,7 ⁺	36,7	13,0	11,9

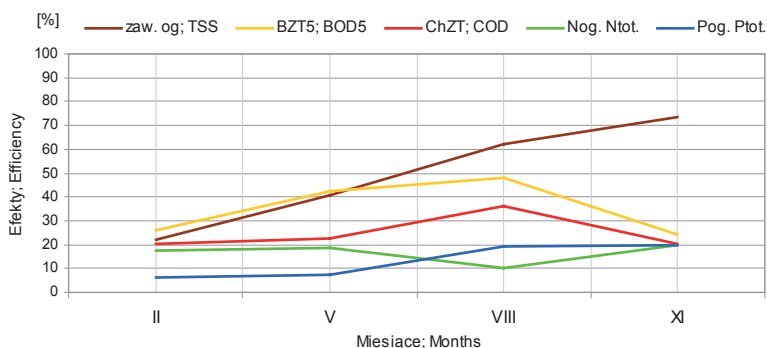
+ - wzrost stężenia zanieczyszczeń w ściekach po osadniku;

+ - increase of concentrations of pollutants in the sewage after septic tank



Rysunek 26. Średnia skuteczność usuwania zanieczyszczeń w osadniku gnilnym w obiekcie nr 1 w różnych miesiącach w latach 2000-2010

Figure 26. Mean efficiency of pollution removal in septic tank of object No. 1 in different months in 2000-2010



Rysunek 27. Średnia skuteczność usuwania zanieczyszczeń w osadniku gnilnym w obiekcie nr 3 w różnych miesiącach w latach 2007-2010

Figure 27. Mean efficiency of pollution removal in septic tank of object No. 3 in different months in 2007-2010

Badania przeprowadzone w obiekcie nr 1 wykazały, że w przekroju całego roku, najlepsze efekty eliminacji zawiesin ogólnych w osadniku gnilnym notowano w sierpniu – 66,5%, a najmniejsze w maju – 45,4% (rys. 26). Natomiast w obiekcie nr 3 obserwowano stopniowy wzrost skuteczności usuwania zawiesin od 22,3% w lutym do 73,5% w listopadzie (rys. 27).

BZT₅ i ChZT. Z danych prezentowanych w literaturze wynika, że skuteczność usuwania substancji organicznej mierzonej zmniejszeniem wielkości BZT₅ i ChZT w osadnikach gnilnych może wynosić od 40 do 70% [US EPA 1980; Francuskie Ministerstwo Ochrony Środowiska 1993] (tab. 15). Badania przeprowadzone przez Kuczewskiego [1995] wskazują, że efekty oczyszczania ścieków w osadnikach gnilnych zależą od liczby komór w osadniku. Według tego autora w przypadku osadników dwukomorowych możliwe jest obniżanie BZT₅ i ChZT na poziomie około 30%, natomiast w osadnikach trzykomorowych może dochodzić do 50% (tab.15).

Na podstawie wieloletnich badań przeprowadzonych w obiektach nr 1 i 3 stwierdzono średnie efekty obniżania wskaźników BZT₅ i ChZT na poziomie odpowiednio 38,7 i 32,2 % oraz 35,2 i 24,9% (tab. 16). W obu badanych obiektach skuteczność obniżania tych wskaźników w poszczególnych miesiącach całego roku, wahała się w niewielkim zakresie, tj. od 25 do 48% w przypadku BZT₅ i od 20 do 37% w przypadku ChZT (rys. 26, 27). Podobne efekty obniżania BZT₅ (25-40%) i ChZT (32-43%) odnotowano w osadnikach typu „DUO-FILTER” [Chmielowski i Bugajski 2008]. Natomiast Philppi i in. [1999] w dwukomorowym osadniku gnilnym o pojemności 13,6 m³ w Brazylii stwierdzili skuteczność obniżania BZT₅ i ChZT na poziomie odpowiednio 32 i 33%. Z kolei Hu i in. [2007] w osadniku o pojemności 2,8 m³ na Tajwanie odnotowali tylko 18% efektywność zmniejszania BZT₅ (tab. 15).

Związki biogenne. Badania przeprowadzone w obiektach nr 1 i 3 oraz dane z literatury wskazują, że osadniki gnilne zapewniają niewielką skuteczność usuwania związków biogennych. Wprawdzie w USA [U.S EPA 1980] i we Francji [Francuskie Ministerstwo Ochrony Środowiska 1993] podano, że efekty eliminacji azotu ogólnego w osadnikach mogą dochodzić do 50-56% (tab. 15), jednak późniejsze badania przeprowadzone w Polsce [Kuczewski 1995; Paluch i in. 2006] oraz w Brazylii [Philppi 1999] wykazały skuteczność jego usuwania na poziomie 5-28%. Ponadto Paluch i in. [2006] zaobserwowali, że w trakcie przepływu ścieków przez trzykomorowy osadnik gnilny spada stężenie azotu organicznego, a wzrasta zawartość azotu amonowego. Badania wykonane w obiektach nr 1 i 3 w woj. lubelskim również wykazały niewielkie efekty usuwania azotu ogólnego w osadnikach gnilnych – odpowiednio 16,4 i 16,5% (tab. 16).

W obiektach tych stwierdzono też niezbyt duże wahania skuteczności usuwania azotu (10-20%) w poszczególnych miesiącach całego roku (rys. 26, 27).

Informacje z literatury [U.S EPA 1980; Francuskie Ministerstwo Ochrony Środowiska 1993] wskazują, że skuteczność eliminacji fosforu ogólnego w osadnikach gnilnych wynosi 0% (tab.15). Inni autorzy [Paluch i in. 2006; Hu i in. 2007] otrzymali natomiast efektywność usuwania tego wskaźnika na poziomie 4 i 11%. W obiektach badawczych nr 1 i 3, analizowanych w tym opracowaniu, w różnych miesiącach roku otrzymywano efekty eliminacji fosforu ogólnego na poziomie 6,3–19,5% (obiekt nr 1) i 15–21% (obiekt nr 3) (rys. 26, 27), natomiast średnia efektywność usuwania tego wskaźnika w tych obiektach wynosiła 18 i 13% (tab.16).

Według Heidricha i in. [2008] prawidłowa konstrukcja i eksploatacja osadnika gnilnego to podstawowe warunki, umożliwiające uzyskanie optymalnych efektów usuwania zanieczyszczeń i klarownych ścieków, które można kierować do urządzeń biologicznego oczyszczania. Bounds [1997] uważa, że przy zastosowaniu odpowiednich filtrów skuteczność usuwania zawiesin ogólnych i obniżania BZT₅ w osadniku może dochodzić odpowiednio do 91 i 64%. Również właściwa separacja i odpowiedni rozkład zanieczyszczeń w osadniku może przyczynić się do 80-90% eliminacji zawiesin oraz 60-70% zmniejszania BZT₅ [Bounds 1997]. Autor ten uważa także, że wysoka efektywność pracy osadników w dużym stopniu jest uzależniona od odpowiedniego przeszkolenia ich użytkowników i stosowania przez nich koniecznych zabiegów eksploatacyjnych (np. odpowiedniej częstotliwości usuwania osadów).

4.3. SKUTECZNOŚĆ USUWANIA ZANIECZYSZCZEŃ W ZŁOŻACH GRUNTOWO-ROŚLINNYCH

Do głównych czynników, mających wpływ na skuteczność usuwania zanieczyszczeń w systemach gruntowo-roślinnych zalicza się temperaturę powietrza, jak również wielkość obciążenia hydraulicznego oraz ładunkiem zanieczyszczeń [Maehlum, Stålnacke 1999]. Według innych autorów [Stein, Hook 2005; Tuszyńska, Obarska-Pempkowiak 2007; Gajewska i in. 2004] również wielkość natlenienia złóż, pora roku, wybór odpowiedniego gatunku roślin, rodzaj zastosowanej konfiguracji złóż i sposób doprowadzania ścieków są czynnikami, od których zależą efekty oczyszczania ścieków w tych systemach.

4.3.1. Skuteczność oczyszczania ścieków w systemach jednostopniowych

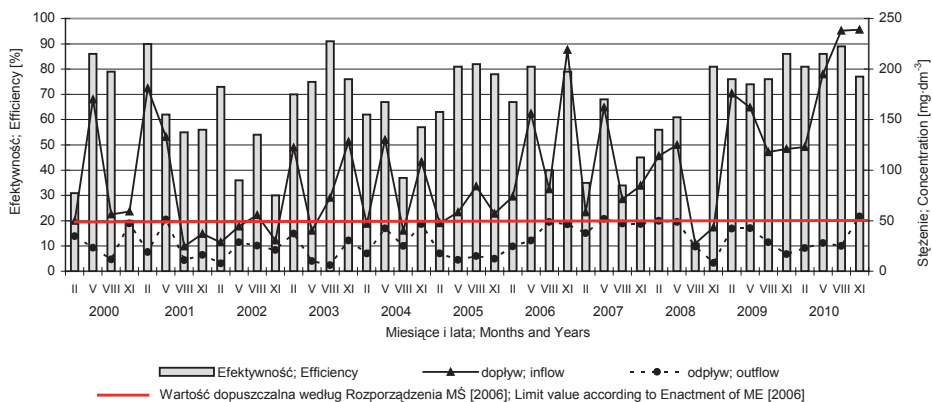
W tabeli 17 oraz na rysunkach 28-39 przedstawiono wyniki analiz składu ścieków dopływających i odpływających z jednostopniowych oczyszczalni gruntowo-roślinnych (obiekty nr 1 i 2) oraz skuteczność oczyszczania ścieków w tych systemach w poszczególnych miesiącach badań. W latach 2001-2010 w obiekcie nr 2 dwukrotnie stwierdzono brak ścieków odpływających ze złóż trzcinowych (w sierpniu 2003 i 2010 roku), co było prawdopodobnie spowodowane zmniejszoną ich produkcją w Zespole Szkół Rolniczych w Sobieszynie w okresie wakacyjnym oraz wpływem ewapotranspiracji (rys. 22). Można zatem uznać, że w tych przypadkach skuteczność oczyszczania ścieków w obiekcie nr 2 wynosiła 100%.

Zawiesina ogólna. Skuteczność usuwania zawiesiny ogólnej w badanych systemach w okresie wielolecia była bardzo zróżnicowana. W obiekcie nr 1 wahała się od 10,9 do 91,5%, a w obiekcie nr 2 od 9,1 do 100%. W okresie badań zdarzały się przypadki, że w ściekach odprowadzanych z oczyszczalni notowano stężenia zawiesiny ogólnej wyższe od wartości dopuszczalnej ($50 \text{ mg}\cdot\text{dm}^{-3}$), określonej w zał. nr 1 Rozporządzenia MŚ [2006]. W obiekcie nr 1 wartość dopuszczalna była przekraczana tylko 3-krotnie (wśród 44 pobranych prób): w maju 2001 i 2007 r. oraz w listopadzie 2010 r. (rys. 28), a w obiekcie nr 2 – przekroczenie stwierdzono 9-krotnie (wśród 40 pobranych prób): w lutym i listopadzie 2001 r., w maju 2003 r., w listopadzie 2005 r., w lutym i w maju 2006 r., w listopadzie 2007 r., w maju 2008 r. i w lutym 2009 r. (rys. 34). Wyniki te świadczą o niższej skuteczności usuwania zawiesiny ogólnej w okresie jesienno-zimowym, szczególnie w obiekcie nr 2 (z trzciną) z pionowym przepływem ścieków. Tendencję taką wcześniej w warunkach Polski zaobserwowali również Ozimek i Renman [1995], Soroko [1996] oraz Krzanowski i Miernik [1997].

Obliczono, że średnie efekty usuwania zawiesiny ogólnej w obiektach nr 1 i 2 w okresie wielolecia wynosiły odpowiednio 63,9 i 65,1% (tab. 18), natomiast średnie jej stężenie w ściekach odpływających z oczyszczalni wynosiło 29,4 i $35,0 \text{ mg}\cdot\text{dm}^{-3}$ (tab. 17). Są to zatem wartości niższe od wielkości dopuszczalnej określonej w Rozporządzeniu MŚ [2006].

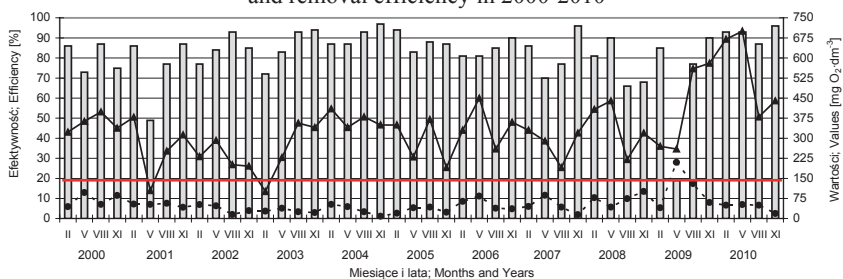
Tabela 17. Ogólna charakterystyka składu ścieków oczyszczanych w obiektach nr 1 i 2
Table 17. General characteristics of the composition of sewage treated in objects No. 1 and 2

Wskaźniki Indicators	Obiekt nr 1; Object No. 1 – Jastków (HF) (n=44) (lata: years: 2000-2010)					Obiekt nr 2; Object No. 2 – Sobieszyn (VF) (n=40) (lata: years: 2001-2010)										
	Ścieki dopływające do złoża Inflow to the bed		Ścieki odpływające ze złoża Outflow from the bed		σ	Ścieki dopływające do złoża Inflow to the bed		Ścieki odpływające ze złoża Outflow from the bed		σ						
	min	max	\bar{x}	σ		min	max	\bar{x}	max		min	max	\bar{x}	σ		
Temperatura Temperature [°C]	0,5	22,0	12,5	6,1	0,0	21,4	11,5	6,4	4,0	25,7	14,2	4,8	0	25,9	11,4	6,2
pH	7,03	8,10	-	0,26	6,18	7,68	-	0,30	6,35	7,64	-	0,30	6,86	7,83	-	0,25
O ₂ [mg·dm ⁻³]	0,08	3,21	0,46	0,63	0,20	8,10	2,26	1,52	0,07	2,85	0,52	0,59	0,52	9,31	6,22	2,14
Zawiesiny _{og.} TSS [mg·dm ⁻³]	24,7	239,0	99,8	60,1	6,2	54,2	29,4	14,6	27,0	375,0	120,4	84,6	2,2	96,0	35,0	2,2
BZT ₅	62,0	441,0	165,6	74,3	6,1	105,8	22,3	17,6	16,8	395,0	166,7	81,8	1,0	162,0	27,4	1,0
BOD ₅ [mg O ₂ ·dm ⁻³]	101,0	700,0	336,7	125,5	9,0	210,0	52,7	35,0	50,0	670,0	323,3	155,8	19,0	230,0	61,8	36,7
ChZT	20,2	88,0	55,0	15,1	4,7	43,2	23,3	8,1	12,6	82,0	52,1	18,1	2,80	83,0	40,3	18,4
N-NH ₄ ⁺ [mg·dm ⁻³]	0,11	2,09	0,41	0,57	0,01	22,60	3,52	4,91	0,11	0,63	0,14	0,10	0,11	19,06	3,43	4,75
N-NO ₂ ⁻ [mg·dm ⁻³]	0,01	0,82	0,16	0,14	0,01	1,43	0,17	0,25	0,01	0,52	0,12	0,12	0,01	0,84	0,11	0,15
Nog. N _{tot} [mg·dm ⁻³]	39,5	137,0	72,0	22,3	9,0	92,0	32,9	13,0	18,0	135,0	69,1	24,5	17	96,0	49,5	17,9
Pog. P _{tot} [mg·dm ⁻³]	9,7	42,8	26,4	8,4	0,5	17,9	7,1	3,4	3,9	78,4	21,4	15,4	2,0	26,0	9,2	4,6



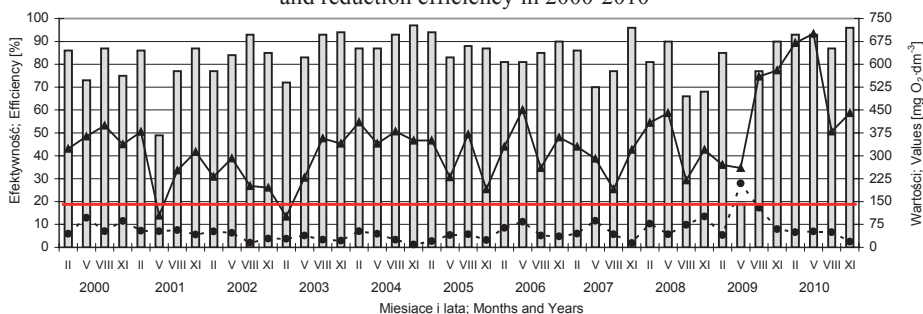
Rysunek 28. Stężenie zawiesiny ogólnej w dopływie i odpływie z obiektu nr 1 typu HF oraz efektywność jej usuwania w latach 2000-2010

Figure 28. Concentration of TSS in inflow and outflow sewage in object No. 1, HF type, and removal efficiency in 2000-2010



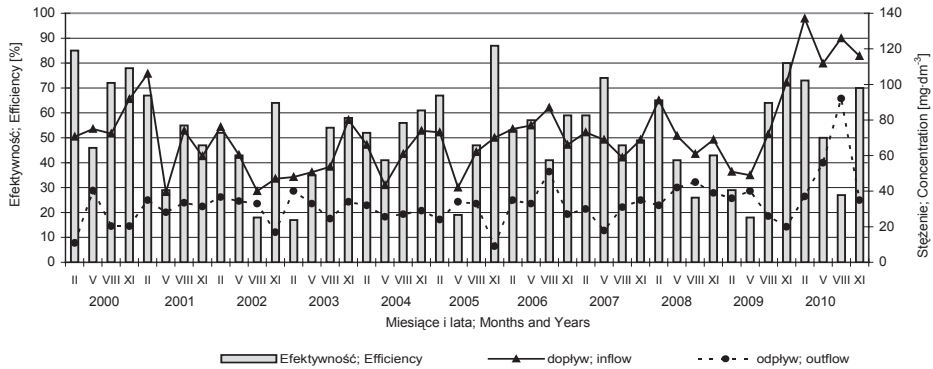
Rysunek 29. Wartości BZT₅ w dopływie i odpływie z obiektu nr 1 typu HF oraz efektywność jego obniżania w latach 2000-2010

Figure 29. Values of BOD₅ in inflow and outflow sewage in object No. 1, HF type, and reduction efficiency in 2000-2010



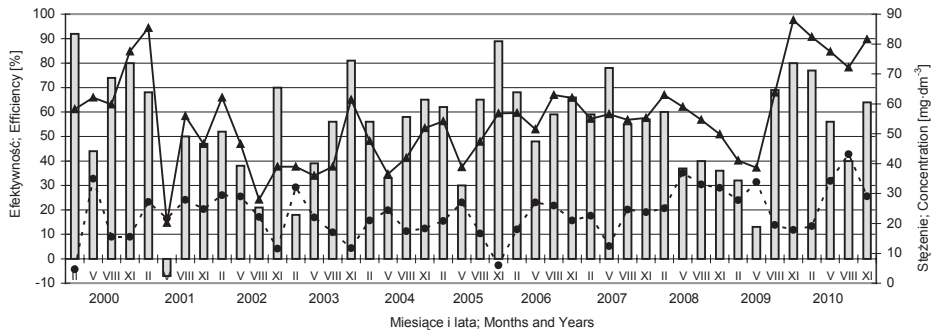
Rysunek 30. Wielkości ChZT_{Cr} w dopływie i odpływie z obiektu nr 1 typu HF oraz efektywność jego obniżania w latach 2000-2010

Figure 30. Values of COD_{Cr} in inflow and outflow sewage in object No. 1, HF type, and reduction efficiency in 2000-2010



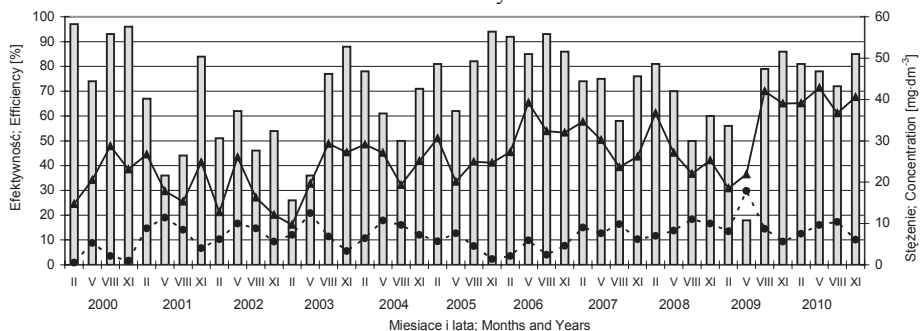
Rysunek 31. Stężenie azotu ogólnego w dopływie i odpływie z obiektu nr 1 typu HF oraz efektywność jego usuwania w latach 2000-2010

Figure 31. Concentration of total nitrogen in inflow and outflow sewage in object No. 1, HF type, and removal efficiency in 2000-2010



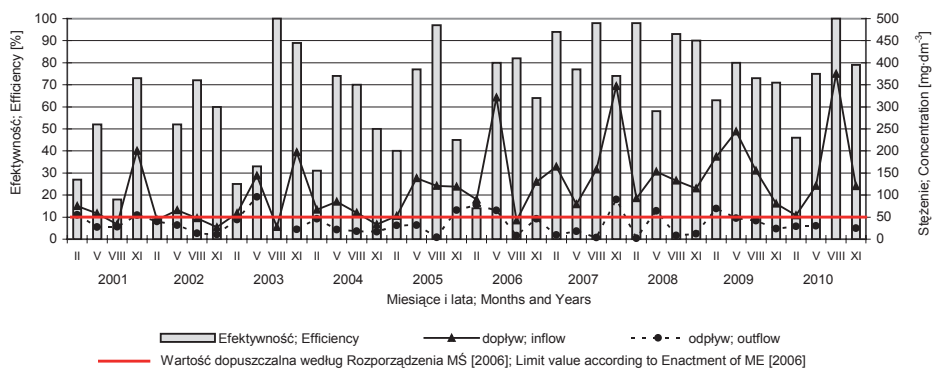
Rysunek 32. Stężenie $N-NH_4^+$ w dopływie i odpływie z obiektu nr 1 typu HF oraz efektywność jego usuwania w latach 2000-2010

Figure 32. Concentration of $N-NH_4^+$ in inflow and outflow sewage in object No. 1, HF type, and removal efficiency in 2000-2010



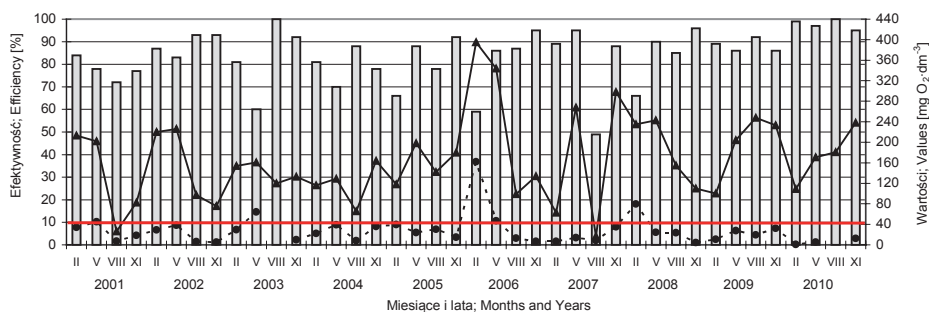
Rysunek 33. Stężenie fosforu ogólnego w dopływie i odpływie z obiektu nr 1 typu HF oraz efektywność jego usuwania w latach 2000-2010

Figure 33. Concentration of total phosphorus in inflow and outflow sewage in object No. 1, HF type, and removal efficiency in 2000-2010



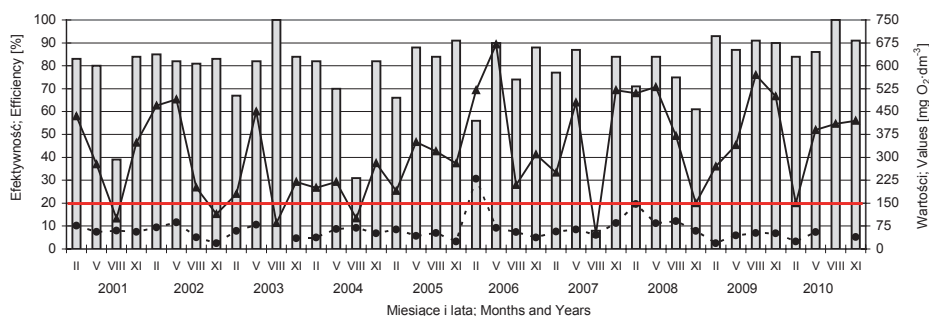
Rysunek 34. Stężenie zawiesiny ogólnej w dopływie i odpływie z obiektu nr 2 typu VF oraz efektywność jej usuwania w latach 2001-2010

Figure 34. Concentration of TSS in inflow and outflow sewage in object No. 2, VF type, and removal efficiency in 2001-2010



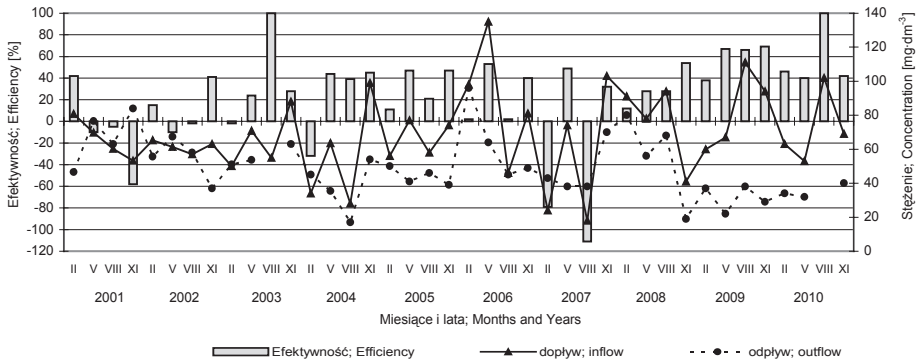
Rysunek 35. Wartości BZT₅ w dopływie i odpływie z obiektu nr 2 typu VF oraz efektywność jego obniżania w latach 2001-2010

Figure 35. Values of BOD₅ in inflow and outflow sewage in object No. 2, VF type, and reduction efficiency in 2001-2010

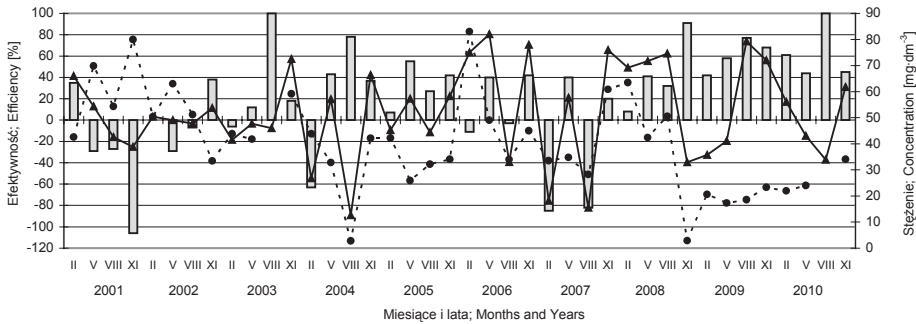


Rysunek 36. Wielkości ChZT_{Cr} w dopływie i odpływie z obiektu nr 2 typu VF oraz efektywność jego obniżania w latach 2001-2010

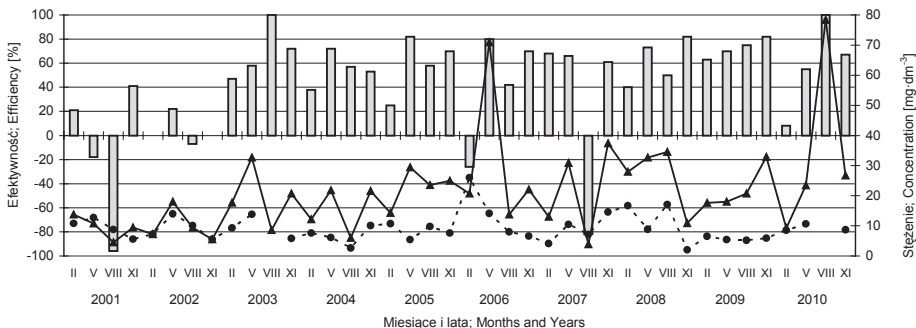
Figure 36. Values of COD_{Cr} in inflow and outflow sewage in object No. 2, VF type, and reduction efficiency in 2001-2010



Rysunek 37. Stężenie azotu ogólnego w dopływie i odpływie z obiektu nr 2 typu VF oraz efektywność jego usuwania w latach 2001-2010
Figure 37. Concentration of total nitrogen in inflow and outflow sewage in object No. 2, VF type, and removal efficiency in 2001-2010



Rysunek 38. Stężenie N-NH₄⁺ w dopływie i odpływie z obiektu nr 2 typu VF oraz efektywność jego usuwania w latach 2001-2010
Figure 38. Concentration of N-NH₄⁺ in inflow and outflow sewage in object No. 2, VF type, and removal efficiency in 2001-2010



Rysunek 39. Stężenie fosforu ogólnego w dopływie i odpływie z obiektu nr 2 typu VF oraz efektywność jego usuwania w latach 2001-2010
Figure 39. Concentration of total phosphorus in inflow and outflow sewage in object No. 2, VF type, and removal efficiency in 2001-2010

Wcześniejsze badania, przeprowadzone w początkowej fazie eksploatacji obiektu nr 1 (lata 1997-1999) wykazały średnią skuteczność eliminacji zawiesiny ogólnej na poziomie 60,8% [Jóźwiakowski 2001], natomiast w obiekcie nr 2, w latach 1995-2000, Orlik i in. [2001] stwierdzili średnie efekty jej usuwania na poziomie 76,7%. Znacznie niższe efekty usuwania zawiesiny ogólnej (średnio 56%), odnotowano w latach 1994-2001 w przydomowej oczyszczalni z poziomym przepływem w Ohio – USA [Steer i in. 2002] oraz na podstawie badań przeprowadzonych w Portugalii w miejscowości Capinha w systemie typu HF [Albuquerque i in. 2009].

Dotychczasowe doświadczenia na całym świecie wskazują, że w większości jednostopniowych systemów gruntowo-roślinnych typu HF i VF skuteczność usuwania zawiesiny ogólnej wynosi od 73 do 90% (tab. 18). Na podstawie danych zestawionych w tabeli 19 można stwierdzić, iż systemy typu VF zapewniają skuteczniejszą eliminację zawiesiny. Najwyższe efekty usuwania zawiesiny ogólnej (średnio 90%) stwierdzono w czterech oczyszczalniach typu VF z trzciną w Europie (Oaklands Park, Bausen, Wolferrn, Wartberg) [Haberl i in. 1995], a niewiele niższe (85%) zanotowano w Chinach – w obiekcie Londgdao River, zlokalizowanym w Pekinie [Chen i in. 2008]. Również Vymazal [2010] podaje, że średnia skuteczność usuwania zawiesiny ogólnej w systemach typu VF w różnych krajach na świecie wynosi 89%. Z kolei wyniki badań, uzyskiwane w systemach typu HF w Danii [Schierup i in. 1990] i innych krajach na świecie [Vymazal 2001b, 2005, 2010] wskazują, że zapewniają one eliminację zawiesiny ogólnej zazwyczaj na poziomie 73-83% (tab. 19).

Tabela 18. Skuteczność oczyszczania ścieków w badanych jednostopniowych systemach gruntowo-roślinnych [%]

Table 18. Efficiency of wastewater treatment in investigated single-stage constructed wetlands systems [%]

Wskaźniki Indicators	Obiekt nr 1; Object No. 1 (HF) Jastków (n=44) (lata; years 2000-2010)				Obiekt nr 2; Object No. 2 (VF) Sobieszyn (n=40) (lata; years 2001-2010)			
	min	max	\bar{x}	σ	min	max	\bar{x}	σ
Zawiesiny og.; TSS	10,9	91,5	63,9	20,6	9,1	100,0	65,1	25,5
BZT ₅ ; BOD ₅	34,7	97,5	84,7	12,7	48,8	100,0	84,2	11,9
ChZT; COD	19,2	97,4	82,5	13,5	8,0	100,0	78,0	17,9
N _{og.} ; N _{tot.}	16,7	87,1	51,7	18,3	111,1 ⁺	100,0	24,1	41,9
N-NH ₄ ⁺	7,4 ⁺	91,9	54,0	21,0	106,2 ⁺	100,0	21,3	48,4
P _{og.} ; P _{tot.}	18,3	96,6	69,6	19,3	95,6 ⁺	100,0	43,5	43,4

+ - wzrost stężenia zanieczyszczeń w ściekach;

⁺ - increase of concentrations of pollutants in the sewage

Tabela 19. Średnia skuteczność usuwania zanieczyszczeń w jednostopniowych systemach gruntowo-roślinnych na świecie [%]
Table 19. Average efficiency of pollution removal in single-stage constructed wetland systems in the world [%]

Parametry; Parameters	Zaw. og. TSS (n)	BZT ₅ BOD ₅ (n)	ChZT COD (n)	N _{og.} T _{tot.} (n)	P _{og.} P _{tot.} (n)
Systemy z poziomym przepływem; Systems with horizontal flow (HF)					
Obiekt nr 1 w Jastkowie (z wierzbą); Object No. 1 in Jastków (with willow)	64 (44)	85 (44)	82 (44)	52 (44)	70 (44)
71 obiektów z Danii (z trzcina); 71 objects in Denmark (with reed) [Schierup i in. 1990]	73 (61)	80 (68)	66 (57)	40 (64)	32 (63)
268 obiektów z Europy (z trzcina); 268 objects in Europe (with reed) [Börner 1992]	-	79 (499)	69 (345)	40 (259)	47 (338)
Obiekty w różnych krajach na świecie (z trzcina); Objects in various countries around the world* (with reed) [Vymazal 2001b; 2005]	83 (158)	85 (164)	75 (131)	42 (137)	41 (149)
Oczyszczalnia ścieków w Portugalii; Capinha (z trzcina); Wastewater treatment plant in Portugal, Capinha (with reed) [Albuquerque i in. 2009]	56 (14)	-	67 (14)	76 (14)	-
Obiekty w różnych krajach na świecie (różna roślinność); Objects in various countries around the world (different plants) [Vymazal 2010]	75 (367)	75 (438)	-	43 (208)	50 (272)
Systemy z pionowym przepływem; Systems with vertical flow (VF)					
Obiekt nr 2 w Sobieszynie (z trzcina); Object No. 2 in Sobieszyn (with reed)	65 (40)	84 (40)	78 (40)	24 (40)	43 (40)
4 obiekty w Europie (z trzcina); 4 objects in Europe (with reed) – Oaklands Park, Bausen, Wolfbern, Wartberg [Haberl i in. 1995]	90 (2)	96 (64)	87 (68)	38 (50)	58 (50)
Oczyszczalnia ścieków w Pekinie, Chiny (z trzcina, pałąk i bambusem); Wastewater treatment plant in Beijing, China (reed, cattail and bamboo) – Londgdao River [Chen i in. 2008]	85 (22)	87 (22)	82 (22)	77** (22)	99 (22)
Obiekty w różnych krajach na świecie (różna roślin- ność); Objects in various countries around the world (different plants) [Vymazal 2010]	89 (98)	90 (125)	-	43 (99)	56 (118)

Objaśnienia; Explanations:

- *dane z Australii, Austrii, Brazylii, Kanady, Czech, Danii, Niemiec, Indii, Meksyku, Nowej Zelandii, Polski, Słowenii, Szwecji, USA i Wielkiej Brytanii; data from: Australia, Austria, Brazil, Canada, Czech Republic, Denmark, Germany, India, Mexico, New Zealand, Poland, Slovenia, Sweden, USA and UK,

- ** N-NH₃.

BZT₅. Skuteczność zmniejszania BZT₅ w badanych systemach w okresie wielolecia wahała się od 34,7 do 97,5% – w obiekcie nr 1 oraz od 48,8 do 100% – w obiekcie nr 2. Podczas prowadzonych badań zdarzały się tylko nieliczne przypadki, kiedy w ściekach odprowadzanych z oczyszczalni notowano wartości BZT₅ wyższe od wielkości dopuszczalnej (40 mg O₂·dm⁻³), określonej w Rozpo-

rządzeniu MŚ [2006]. W obiekcie nr 1 wartość dopuszczalna była przekraczana 4-krotnie (wśród 44 pobranych prób): w maju i listopadzie 2000 r. oraz w maju 2006 i 2009 r. (rys. 29), natomiast w obiekcie nr 2 – pięciokrotnie (wśród 40 pobranych prób): w maju 2001 r. i 2003 r., w lutym i w maju 2006 r. oraz w lutym 2008 r. (rys. 35).

Obliczono, że średnie efekty obniżania BZT₅ w obiektach nr 1 i 2 w okresie wielolecia były bardzo podobne i wynosiły odpowiednio 84,7 i 84,2 % (tab. 18), natomiast średnie wartości BZT₅ w ściekach odpływających z oczyszczalni wynosiły 22,3 i 27,4 mg O₂·dm⁻³ (tab. 17). Są to zatem wartości niższe od wielkości dopuszczalnej.

Wcześniejsze badania, wykonywane w latach 1997-1999, w początkowej fazie eksploatacji obiektu nr 1 wykazały średnią skuteczność obniżania BZT₅ na poziomie 87% [Jóźwiakowski 2001], natomiast w obiekcie nr 2 w latach 1995-2000 średnie efekty zmniejszania BZT₅ wynosiły 83% [Orlik i in. 2001]. Są to zatem wielkości podobne do tych, które zanotowano w analizowanych obiektach w pierwszej dekadzie XXI wieku. Uzyskane wyniki świadczą o tym, że pomimo ponad 15-letniej eksploatacji obiektów nr 1 i 2 skuteczność obniżania BZT₅ utrzymuje się nadal na wysokim poziomie.

Dotychczasowe wyniki badań, uzyskiwane w jednostopniowych systemach gruntowo-roślinnych typu HF i VF na całym świecie wskazują, że średnia skuteczność zmniejszania BZT₅ w tych obiektach wynosi zazwyczaj od 75 do 96% (tab. 19). Wyniki różnych autorów zestawione w tabeli 19 świadczą o tym, że systemy typu VF charakteryzują się większą efektywnością obniżania BZT₅ (87–96%) niż systemy typu HF (75-85%). Sytuację taką zaobserwowali również Błażejowski [2003], Jucherski i Walczowski [2002], Obarska-Pempkowiak [2002], Obarska-Pempkowiak i in. [2003]. Jest to prawdopodobnie spowodowane tym, że złoża z pionowym przepływem są lepiej natlenione „dzięki okresowemu dozowaniu ścieków, co wpływa na szybkość przemian biochemicznych substancji organicznej” [Krzanowski i in. 2005].

Dane z literatury międzynarodowej wskazują, że najwyższe efekty zmniejszania BZT₅ (96%) uzyskano w czterech obiektach typu VF z trzciną w Oaklands Park, Bausen, Wolfers, Wartberg [Haberl i in. 1995], natomiast Vymazal [2010] podał, że w systemach typu VF w różnych krajach na świecie średnie efekty zmniejszania BZT₅ wynoszą 90%. Niewiele niższe efekty – 87% zanotował Chen i in. [2008] w Chinach – w obiekcie Londgdao River, zlokalizowanym w Pekinie (tab. 19).

Z kolei wyniki badań, uzyskane w 71 obiektach w Danii [Schierup i in. 1990] oraz w obiektach funkcjonujących w 15 innych krajach na świecie [Vymazal 2001b, 2005] wskazują, że systemy typu HF zapewniają średnie zmniejszanie BZT₅ na poziomie 80 i 85%. Najniższe efekty obniżania tego wskaźnika (średnio 79 i 75%) uzyskali natomiast Börner [1992] – w 268 obiektach tego

typu w Europie oraz Vymazal [2010] – w obiektach eksploatowanych w różnych krajach na świecie.

ChZT. Skuteczność obniżania ChZT w obiektach nr 1 i 2, funkcjonujących w woj. lubelskim w pierwszej dekadzie XX wieku wahała się od 19,2 do 97,4% (obiekt nr 1) oraz od 8,0 do 100% (obiekt nr 2). W trakcie wieloletnich badań w obu analizowanych obiektach stwierdzono tylko pojedyncze przypadki, kiedy w ściekach odpływających z oczyszczalni zanotowano wartości ChZT wyższe od wielkości dopuszczalnej ($150 \text{ mg O}_2 \cdot \text{dm}^{-3}$), określonej w Rozporządzeniu MŚ [2006]. W obiekcie nr 1 wartość dopuszczalna była przekroczona w maju 2009 r. (rys. 30), natomiast w obiekcie nr 2 w lutym 2006 r. (rys. 36).

Z przeprowadzonych badań wynika, że średnie efekty zmniejszania ChZT w obiektach nr 1 i 2 w okresie wielolecia wynosiły odpowiednio 82,5 i 78,0% (tab. 18), natomiast średnie wartości ChZT w ściekach odprowadzanych z oczyszczalni wynosiły 52,7 i 61,8 $\text{mg O}_2 \cdot \text{dm}^{-3}$ (tab. 17). Są to wartości prawie trzykrotnie mniejsze od wielkości dopuszczalnej określonej dla ChZT.

Podczas badań wykonanych w początkowej fazie eksploatacji obiektu nr 1 (lata 1997-1999) stwierdzono średnią skuteczność obniżania ChZT na poziomie 78% [Józwiakowski 2001], a w obiekcie nr 2 w latach 1995-2000 Orlik i in. [2001] odnotowali średnie efekty zmniejszania ChZT na poziomie 79%. Są to wyniki bardzo zbliżone do tych, które zanotowano w analizowanych obiektach podczas ich 10 i 11 letniej eksploatacji na początku XXI wieku. Przeprowadzone badania wskazują, że pomimo ponad 15-letniej eksploatacji obiekty nr 1 i 2 nadal zapewniają wysoką – około 80% skuteczność zmniejszania ChZT.

Dane z literatury wskazują, że średnia skuteczność obniżania ChZT w jednostopniowych systemach gruntowo-roślinnych typu HF i VF na świecie wynosi zazwyczaj od 66 do 87% (tab. 19). Na podstawie wyników zestawionych w tabeli 19 można stwierdzić, że podobnie jak w przypadku BZT₅, wyższe efekty obniżania ChZT zapewniają systemy typu VF, co również można powiązać z lepszym natlenieniem pionowych złóż gruntowo-roślinnych. Haberl i in. [1995] podali, że średnia skuteczność zmniejszania ChZT w czterech obiektach typu VF z trzciną w Oaklands Park, Bausen, Wolfen, Wartberg wynosiła 87%, natomiast Chen i in. [2008] w Chinach – w obiekcie Londgdao River, zlokalizowanym w Pekinie odnotowali średnią efektywność obniżania ChZT na poziomie 82%.

Badania wykonywane przez różnych autorów na całym świecie wskazują, że systemy z poziomym przepływem ścieków (obsadzone głównie trzciną) zapewniają średnią skuteczność zmniejszania ChZT w zakresie 66–75%. Według Vymazala [2001b, 2005] średnie efekty obniżania ChZT w tego typu obiektach, w 15 różnych krajach na świecie wynoszą 75%, natomiast inni autorzy podają, że systemy typu HF umożliwiają skuteczność zmniejszania ChZT w granicach 66–69% [Schierup i in. 1990; Börner 1992; Albuquerque i in. 2009] (tab. 19).

Azot ogólny i amonowy. Efektywność usuwania azotu ogólnego i amonowego w obiektach nr 1 i 2 podczas wieloletnich badań była bardzo zróżnicowana. W obiekcie nr 1 azot ogólny usuwany był ze skutecznością w zakresie od 16,7 do 87,1%, natomiast efekty eliminacji azotu amonowego dochodziły do 91,9%, a jednorazowo – w maju 2001 r. stwierdzono około 7% wzrost stężenia $N-NH_4$ w ściekach odprowadzanych z oczyszczalni (tab.18, rys. 31, 32). W obiekcie nr 2 efektywność usuwania azotu ogólnego i amonowego maksymalnie wynosiła 100% – w sierpniu 2003 i 2010 roku, gdy z powodu wysokiej ewapotranspiracji nie stwierdzono odpływu ścieków z tej oczyszczalni (tab. 18). W trakcie 10-letnich badań w systemie tym 10-krotnie odnotowano wzrost stężenia $N-NH_4$ w ściekach odpływających ze złoża oraz 6-krotnie stwierdzano wzrost zawartości azotu ogólnego (rys. 37, 38). Sytuacje takie obserwowano zazwyczaj w latach 2001 i 2007, w których nie usuwano trzciny ze złóż (tab. 5). W latach 2008-2010 stwierdzono natomiast stopniowe zwiększanie się efektywności usuwania azotu, zarówno ogólnego, jak i amonowego, co można powiązać ze zmniejszającym się obciążeniem hydraulicznym tego obiektu (rys. 21) oraz z faktem, że w okresie tym, pod koniec zimy (luty/marzec) wycinano i usuwano całą masę trzciny ze złóż [Jóźwiakowski 2010]. Badania przeprowadzone w obiekcie nr 2 wskazują, że coroczne usuwanie trzciny ze złóż w latach 2008-2010 wpływało na wzrost efektów usuwania azotu nie tylko w okresie wegetacyjnym, ale także w okresie zimowym (rys. 37, 38). Wcześniej również Kuczewski [2001] oraz Nowak i Kuczewski [2008] zaobserwowali, że usuwanie masy roślinnej z oczyszczalni roślinno-glebowych ma duży wpływ na skuteczność oczyszczania ścieków.

Z przeprowadzonych badań wynika, że średnie efekty usuwania azotu ogólnego w obiektach nr 1 i 2 w okresie wielolecia były niewielkie i wynosiły odpowiednio 51,7 i 24,1%, a w przypadku azotu amonowego: 54,0% i 21,3% (tab. 18). Podobne efekty usuwania $N-NH_4$ (3–20%) stwierdzili Krzanowski i Miernik [1997] w warunkach zimowych w oczyszczalni typu VF w Krzelowie. Skutkiem niewielkiej efektywności usuwania azotu w obiektach nr 1 i 2 były dosyć wysokie jego stężenia w ściekach oczyszczonych. W obiekcie nr 1 średnia zawartość azotu ogólnego i amonowego w okresie wielolecia wynosiła odpowiednio $32,9$ i $23,3$ $mg \cdot dm^{-3}$, a w obiekcie nr 2 – $49,5$ i $40,3$ $mg \cdot dm^{-3}$ (tab. 17). Również dane z literatury wskazują na dosyć wysokie stężenia azotu amonowego w ściekach odprowadzanych z tego typu oczyszczalni. Vymazal [2001a] podał, że stężenie $N-NH_4$ w odpływie z systemów typu HF z trzcina w Czechach wynosiło $17,2$ $mg \cdot dm^{-3}$, a w 151 jednostopniowych systemach tego typu na świecie – $20,1$ $mg \cdot dm^{-3}$ [Vymazal 2001b, 2005]. Natomiast z badań Krzanowskiego i Miernika [1997] wynika, że w ściekach odpływających z oczyszczalni typu VF w Krzelowie stężenie azotu amonowego wahało się od 15 do 30 $mg \cdot dm^{-3}$.

Podczas badań przeprowadzonych w początkowej fazie eksploatacji obiektu nr 1 (w latach 1997-1999) stwierdzono skuteczność usuwania azotu

ogólnego na poziomie 57%, a azotu amonowego – 61% [Józwiakowski 2001]. Natomiast w obiekcie nr 2, w latach 1995-2000 Orlik i in. [2001] odnotowali średnie efekty usuwania azotu ogólnego na poziomie 33%. Są to wyniki nieznacznie wyższe od tych, które zanotowano w analizowanych obiektach podczas ich wieloletniej eksploatacji na początku XXI wieku.

Dane z literatury wskazują, że skuteczność usuwania azotu ogólnego w jednostopniowych systemach gruntowo-roślinnych typu HF na świecie jest niewielka i wynosi zazwyczaj od 40 do 43% [Schierup i in. 1990; Börner 1992; Vymazal 2001b, 2005, 2010] (tab. 19). Wyjątkowo wysokie efekty eliminacji azotu ogólnego (76%) stwierdzono natomiast w Portugalii, w jednostopniowym systemie typu HF z trzcina – obiekt Capinha [Albuquerque i in. 2009].

Mayo i Bigambo [2005] w badaniach modelowych wykazali, że skuteczność usuwania azotu ogólnego w złożach typu HF może maksymalnie dochodzić do 48,9%. Według tych autorów sam proces denitryfikacji umożliwia usunięcie azotu całkowitego na poziomie 29,9%, kolejne 10,2% azotu pobierają rośliny, a 8,2% zatrzymywane jest w wyniku procesu sedymentacji. Według Vymazala [2005] uzyskiwanie ponad 50% skuteczności usuwania azotu ogólnego w jednostopniowych systemach gruntowo-roślinnych z podpowierzchniowym, poziomym przepływem ścieków jest niemożliwe ze względu na brak odpowiednich warunków do przebiegu procesu nityfikacji, a przede wszystkim z powodu braku szybkiego i równomiernego dopływu tlenu do komórek mikroorganizmów prowadzących biologiczny rozkład zanieczyszczeń. W celu stworzenia odpowiednich warunków do przebiegu procesu nityfikacji i podniesienia stopnia eliminacji azotu amonowego w systemach HF można stosować napowietrzanie ścieków doprowadzanych do złoża. Jamieson i in. [2003] po zastosowaniu natleniania ścieków w obiekcie z podpowierzchniowym, poziomym przepływem, stwierdzili wzrost skuteczności usuwania $N-NH_3$ z 50,5 do 93,3%.

Wyniki badań uzyskane w obiekcie nr 2 oraz dane z literatury [Haberl i in. 1995; Vymazal 2010] wskazują, że również jednostopniowe systemy gruntowo-roślinne typu VF zapewniają niewielkie efekty eliminacji azotu ogólnego – 23–43% (tab. 19). Według Börnera [1992], Haberla i in. [1995], Johansena i Brix [1996], Luederitza i in. [2001] usuwanie azotu w systemach tego typu jest stosunkowo niewielkie, gdyż obiekty te zapewniają jedynie nityfikację, a brakuje w nich strefy denitryfikacji. W wyniku procesu nityfikacji w obiektach typu VF azot amonowy usuwany jest zazwyczaj ze skutecznością 66–77% [Haberl i in. 1995; Chen i in. 2008; Vymazal 2010].

Fosfor ogólny. Skuteczność usuwania fosforu ogólnego w obiektach nr 1 i 2 podczas wieloletnich badań była dość zróżnicowana. W obiekcie nr 1 fosfor ogólny usuwany był ze skutecznością w zakresie od 18,3 do 96,6% (tab. 18), a jego stężenie w ściekach oczyszczonych wahało się od 0,5 do 17,9 $mg \cdot dm^{-3}$ (tab. 17, rys. 33). Natomiast w obiekcie nr 2 efektywność usuwania fosforu ogólnego maksymalnie dochodziła do 100% (tab. 18), a jego stężenie w odpły-

wie wynosiło od 2,0 do 26,0 mg·dm⁻³ (tab. 17, rys. 39). Podobnie jak w przypadku azotu, 100% skuteczność usuwania fosforu ogólnego w obiekcie tym odnotowano w sierpniu 2003 i 2010 roku, gdy z powodu wysokiej ewapotranspiracji nie stwierdzono odpływu ścieków z tej oczyszczalni.

W trakcie 10-letnich badań w obiekcie nr 2 pięciokrotnie stwierdzono wzrost stężenia fosforu ogólnego w ściekach odpływających ze złoża – w maju i sierpniu 2001 r., w sierpniu 2002 r., w lutym 2006 r. oraz w sierpniu 2007 r. (rys. 39). Sytuacje takie obserwowano zatem zazwyczaj w latach, w których nie usuwano trzciny ze złóż. Od 2008 do 2010 r. nie notowano już wzrostu stężenia fosforu ogólnego w odpływie z oczyszczalni, co podobnie jak w przypadku azotu ogólnego, można powiązać ze zmniejszającym się obciążeniem hydraulicznym tego obiektu (rys. 21) oraz z tym, że w latach 2008-2010 w obiekcie nr 2 pod koniec zimy (luty/marzec) wycinano i usuwano całą masę trzciny ze złóż. Badania przeprowadzone w obiekcie tym wskazują, że coroczne usuwanie masy roślinnej miało wpływ na wzrost efektów usuwania fosforu ogólnego ze ścieków [Józwiakowski 2010]. Podobną tendencję wcześniej zaobserwował także Kuczewski [2001].

Z przeprowadzonych badań wynika, że średnie efekty usuwania fosforu ogólnego w obiektach nr 1 i 2 w okresie wielolecia wynosiły odpowiednio 69,6 i 43,5%, (tab. 18), a jego średnie stężenie w ściekach oczyszczonych wynosiło 7,1 i 9,2 mg·dm⁻³ (tab. 17). Są to zatem wartości wyższe od wielkości dopuszczalnej (5,0 mg·dm⁻³), którą określono w Rozporządzeniu MŚ [2006], dla ścieków odprowadzanych z oczyszczalni o RLM<2000 do jezior i ich dopływów oraz do sztucznych zbiorników wodnych usytuowanych na wodach płynących.

Skuteczność usuwania fosforu ogólnego w obiektach nr 1 i 2 w pierwszej dekadzie XXI wieku była niższa od tej, którą uzyskiwano w początkowej fazie ich eksploatacji. W obiekcie nr 1, w latach 1997-1999 stwierdzono skuteczność usuwania fosforu na poziomie 86% [Józwiakowski 2001]. Natomiast w obiekcie nr 2, w latach 1995-2000, Orlik i in. [2001] odnotowali średnie efekty usuwania fosforu na poziomie 46%. Wyniki te wskazują, że w trakcie wieloletniej eksploatacji obiektów tego typu stopniowo obniża się skuteczność usuwania fosforu na wskutek wyczerpywania się zdolności sorpcyjnej materiału wypełniającego złoża. Na sytuację taką wcześniej zwracali również uwagę Ciupa [1996] i Vymazal [2004].

Dotychczasowe wyniki badań, uzyskiwane w jednostopniowych systemach gruntowo-roślinnych typu HF i VF na całym świecie wskazują, że średnia skuteczność usuwania fosforu ogólnego w obiektach tych wynosi zazwyczaj od 32-58% (tab. 19). Wyniki różnych autorów zestawione w tabeli 19 świadczą o tym, że systemy typu VF charakteryzują się nieznacznie większą efektywnością usuwania fosforu (56–58%) [Haberl i in. 1995; Vymazal 2010], niż systemy typu HF (32-50%) [Schierup i in. 1990; Börner 1992; Vymazal 2001b, 2005, 2010].

Czasami zdarzają się jednak przypadki, że w systemach gruntowo-roślinnych skuteczność usuwania fosforu może dochodzić do 70-90%. Taką sytuację obserwowano w początkowej fazie eksploatacji obiektu nr 1 [Józwiakowski 2001]. Było to możliwe dzięki temu, że jego złożo zostało wypełnione materiałem piaszczystym zawierającym duże ilości żelaza. Wyjątkowo wysokie efekty eliminacji fosforu ogólnego (99%) stwierdzono także w obiekcie Londgdao River, zlokalizowanym w Pekinie – w Chinach, w którym do wypełnienia złoża zastosowano mieszankę materiałów o wysokich możliwościach sorpcyjnych (m.in. żużel z żelazem, dolomit i wapień [Chen i in. 2008]. Wcześniej również Netter [1992] i Brix i in. [2001a] wskazywali, że aby w systemach gruntowo-roślinnych, w dłuższym okresie czasu, można było uzyskiwać wysokie efekty usuwania fosforu należy do ich wypełnienia stosować materiały o wysokiej pojemności sorpcyjnej.

4.3.2. Skuteczność oczyszczania ścieków w systemach wielostopniowych

W tabelach 20-22 oraz na rysunkach 40-57 przedstawiono wyniki analiz składu ścieków dopływających i odpływających z wielostopniowych oczyszczalni gruntowo-roślinnych (obiekty nr 3 i 4) oraz efekty usuwania zanieczyszczeń w tych systemach w poszczególnych miesiącach badań.

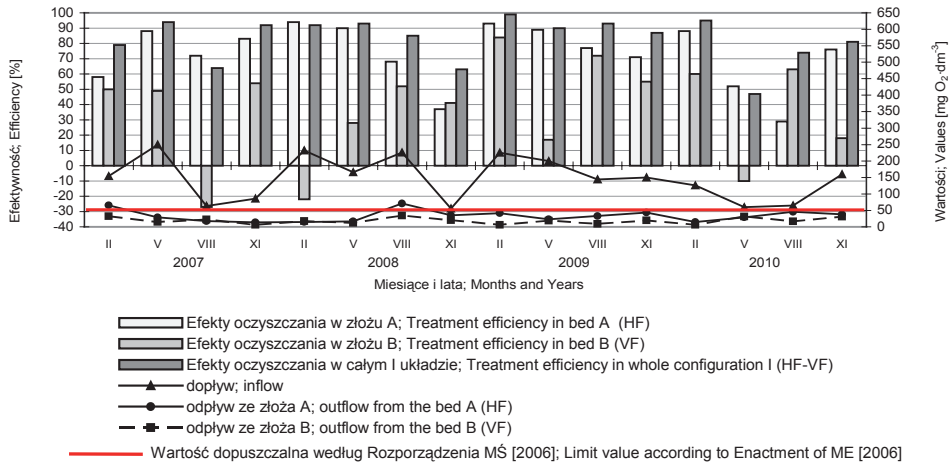
Zawiesina ogólna. Efekty usuwania zawiesiny ogólnej w systemach wielostopniowych były bardzo podobne. W obiekcie nr 3 – w układzie I (HF-VF) i II (VF-HF) wahały się odpowiednio w granicach 46,7–97,1% i 33,8–99,0%, a w obiekcie nr 4 od 74,5 do 98,1% (tab. 23, rys. 40, 46, 52).

W okresie badań zdarzył się tylko jeden przypadek, gdy w ściekach oczyszczonych, odpływających z II układu obiektu nr 3 zanotowano stężenie zawiesiny ogólnej wyższe od wartości dopuszczalnej ($50 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$), określonej w Rozporządzeniu MŚ [2006]. Sytuacja ta miała miejsce w lutym 2007 r. – w trzecim miesiącu eksploatacji tego obiektu (rys. 46). Obliczono, że średnie efekty usuwania zawiesiny ogólnej w układzie I i II obiektu nr 3 oraz w obiekcie nr 4 w badanych okresach wynosiły odpowiednio 82,9; 87,9 i 89,3% (tab. 23), natomiast średnie jej stężenie w ściekach odpływających z oczyszczalni wynosiło 18,9; 16,4 i 17,8 $\text{mg} \cdot \text{dm}^{-3}$ (tab. 20–22). Są to wartości prawie 3-krotnie niższe od wielkości dopuszczalnej określonej dla zawiesiny ogólnej.

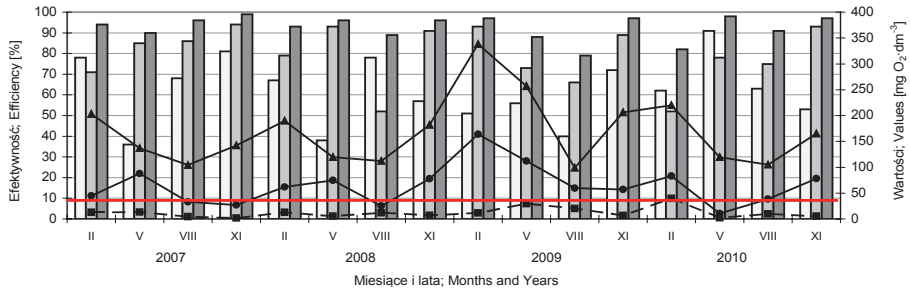
Uzyskane wyniki badań wskazują, że hybrydowe systemy gruntowo-roślinne o konfiguracji złóż VF-HF zapewniały nieznacznie większą skuteczność eliminacji zawiesiny ogólnej, niż system typu HF-VF. Z badań wynika również, że zawiesiny najskuteczniej były usuwane (72–86%) w pierwszym złożu każdego z trzech badanych systemów wielostopniowych (tab. 23).

Tabela 20. Ogólna charakterystyka składu ścieków oczyszczanych w I układzie obiektu nr 3 (HF-VF) w Dąbrowicy w latach 2007-2010 (n=16)
Table 20. General characteristics of the composition of sewage treated in configuration I of object No. 3 (HF-VF) in Dąbrowica in 2007-2010 (n=16)

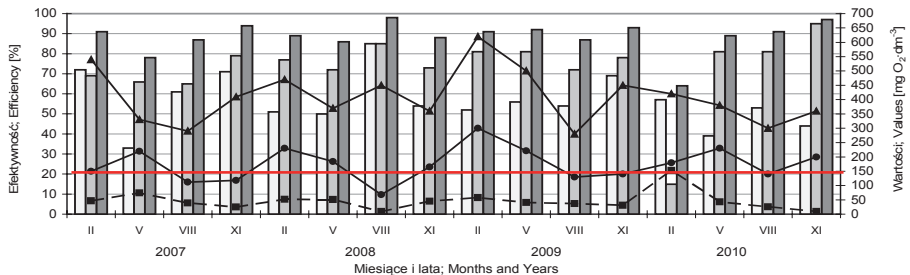
Wskaźniki Indicators	Ścieki dopływające do złoza A Inflow to the bed A			Ścieki odpływające ze złoza A Outflow from the bed A			Ścieki odpływające ze złoza B Outflow from the bed B					
	min	max	\bar{x}	σ	min	max	\bar{x}	σ	min	max	\bar{x}	σ
Temperatura Temperature [°C]	9,1	21,8	16,2	3,9	7,9	21,5	15,4	4,5	7,8	21,3	15,1	4,5
pH	7,21	7,77	-	0,16	7,26	8,05	-	0,20	7,68	8,32	-	0,18
O ₂ [mg·dm ⁻³]	0,10	1,23	0,31	0,27	0,13	2,81	0,71	0,81	0,27	9,29	3,33	2,35
Zawiesiny ^{og.} TSS [mg·dm ⁻³]	55,5	250,0	147,7	67,1	14,3	71,4	33,3	17,4	6,0	34,5	18,9	9,7
BZT ₅ BOD ₅ [mg O ₂ ·dm ⁻³]	99,0	338,0	168,7	65,9	10,8	164,0	64,7	37,8	1,6	39,8	12,2	10,2
ChZT COD [mg O ₂ ·dm ⁻³]	280,0	620,0	408,1	94,2	68,0	300,0	174,3	58,0	10,0	153,0	46,4	32,9
N-NH ₄ ⁺ [mg·dm ⁻³]	90,0	140,0	112,7	16,0	78,0	135,0	101,2	17,5	0,06	54,0	23,3	18,1
N-NO ₃ ⁻ [mg·dm ⁻³]	0,11	2,11	0,42	0,55	0,11	4,35	0,88	1,37	0,47	61,70	22,24	20,38
N-NO ₂ ⁻ [mg·dm ⁻³]	0,115	0,540	0,191	0,097	0,042	0,550	0,133	0,133	0,083	9,250	1,502	2,269
Nog. N _{Tot} [mg·dm ⁻³]	109,0	202,0	134,3	25,4	82,0	150,0	115,3	19,5	35,0	136,0	70,8	29,0
Pog. P _{Tot} [mg·dm ⁻³]	30,4	49,2	39,8	5,9	17,9	38,9	25,7	5,8	4,8	20,9	9,2	4,0



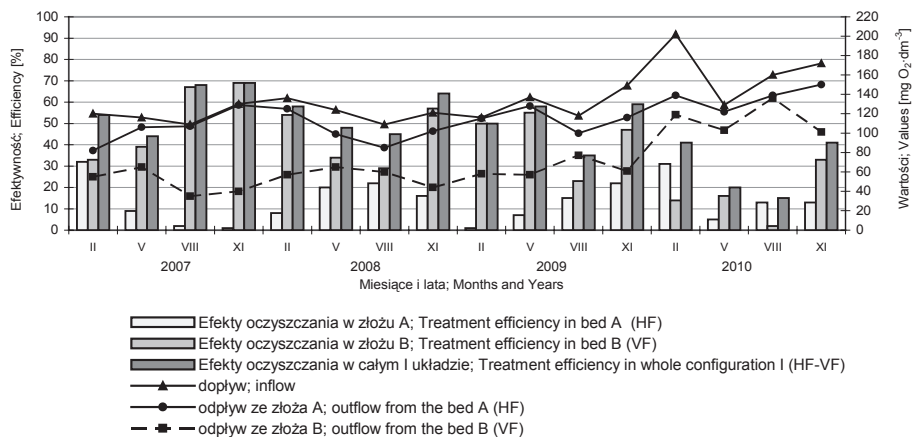
Rysunek 40. Stężenie zawiesiny ogólnej w dopływie i odpływie ze złożów w I układzie obiektu nr 3 typu HF-VF w latach 2007-2010 oraz efektywność jej usuwania w latach 2007-2010
Figure 40. Concentration of TSS in inflow and outflow sewage in configuration I of object No. 3, HF-VF type, and removal efficiency in 2007-2010



Rysunek 41. Wartości BZT₅ w dopływie i odpływie ze złożów w I układzie obiektu nr 3 typu HF-VF w latach 2007-2010 oraz efektywność jego obniżania w latach 2007-2010
Figure 41. Values of BOD₅ in inflow and outflow sewage in configuration I of object No. 3, HF-VF type, and reduction efficiency in 2007-2010

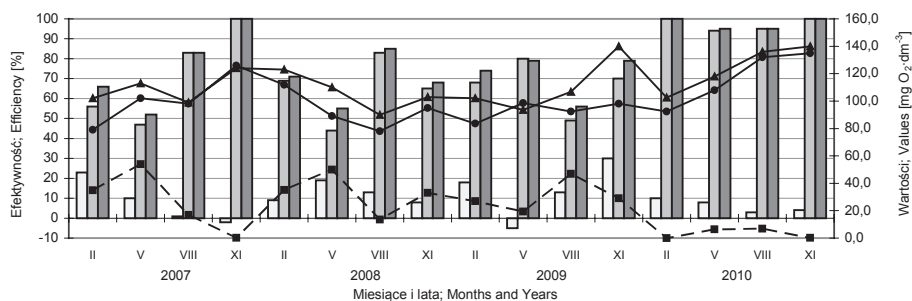


Rysunek 42. Wartości ChZT_{Cr} w dopływie i odpływie ze złożów w I układzie obiektu nr 3 typu HF-VF w latach 2007-2010 oraz efektywność jego obniżania w latach 2007-2010
Figure 42. Values of COD_{Cr} in inflow and outflow sewage in configuration I of object No. 3, HF-VF type, and reduction efficiency in 2007-2010



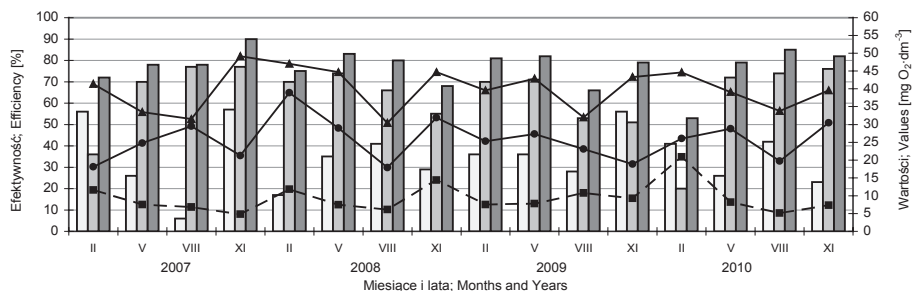
Rysunek 43. Stężenie azotu ogólnego w dopływie i odpływie ze złożeń w I układzie obiektu nr 3 typu HF-VF w latach 2007-2010 oraz efektywność jej usuwania w latach 2007-2010

Figure 43. Concentration of total nitrogen in inflow and outflow sewage in configuration I of object No. 3, HF-VF type, and removal efficiency in 2007-2010



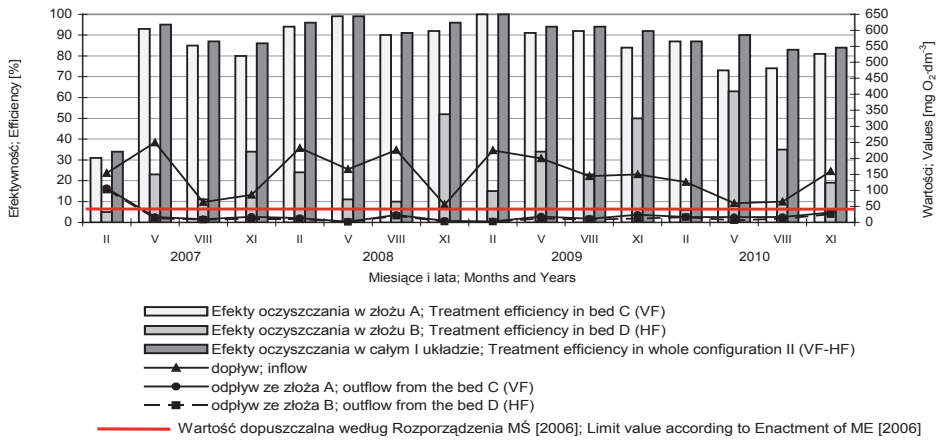
Rysunek 44. Stężenie N-NH₄⁺ w dopływie i odpływie ze złożeń w I układzie obiektu nr 3 typu HF-VF w latach 2007-2010 oraz efektywność jej usuwania w latach 2007-2010

Figure 44. Concentration of N-NH₄⁺ in inflow and outflow sewage in configuration I of object No. 3, HF-VF type, and removal efficiency in 2007-2010

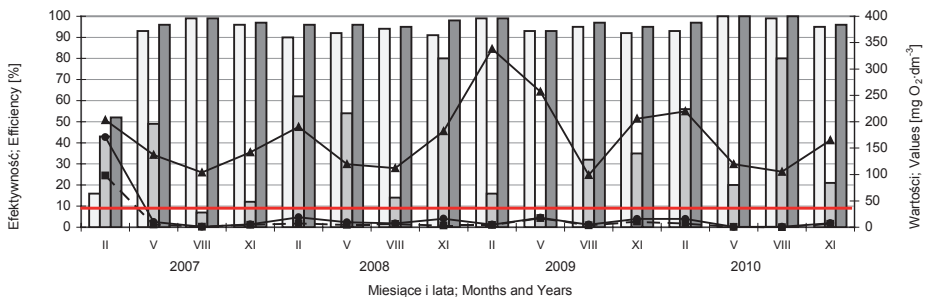


Rysunek 45. Stężenie fosforu ogólnego w dopływie i odpływie ze złożeń w I układzie obiektu nr 3 typu HF-VF w latach 2007-2010 oraz efektywność jej usuwania w latach 2007-2010

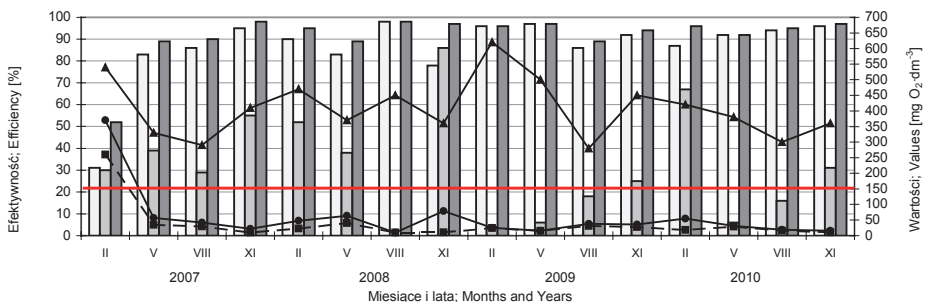
Figure 45. Concentration of total phosphorus in inflow and outflow sewage in configuration I of object No. 3, HF-VF type, and removal efficiency in 2007-2010



Rysunek 46. Stężenie zawiesiny ogólnej w dopływie i odpływie ze złożeń w II układzie obiektu nr 3 typu VF-HF oraz efektywność jej usuwania w latach 2007-2010
Figure 46. Concentration of TSS in inflow and outflow sewage in configuration II of object No. 3, VF-HF type, and removal efficiency in 2007-2010



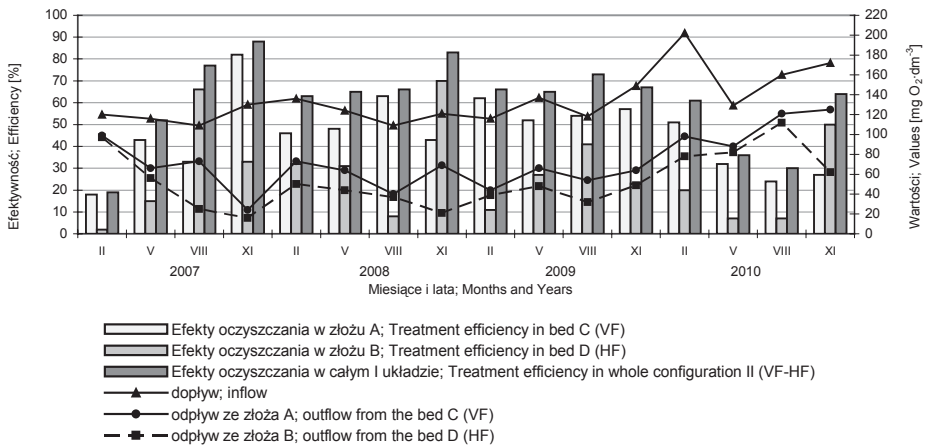
Rysunek 47. Wartości BZT₅ w dopływie i odpływie ze złożeń w II układzie obiektu nr 3 typu VF-HF oraz efektywność jego obniżania w latach 2007-2010
Figure 47. Values of BOD₅ in inflow and outflow sewage in configuration II of object No. 3, VF-HF type, and reduction efficiency in 2007-2010



Rysunek 48. Wartości ChZT_{Cr} w dopływie i odpływie ze złożeń w II układzie obiektu nr 3 typu VF-HF oraz efektywność jego obniżania w latach 2007-2010
Figure 48. Values of COD_{Cr} in inflow and outflow sewage in configuration II of object No. 3, VF-HF type, and reduction efficiency in 2007-2010

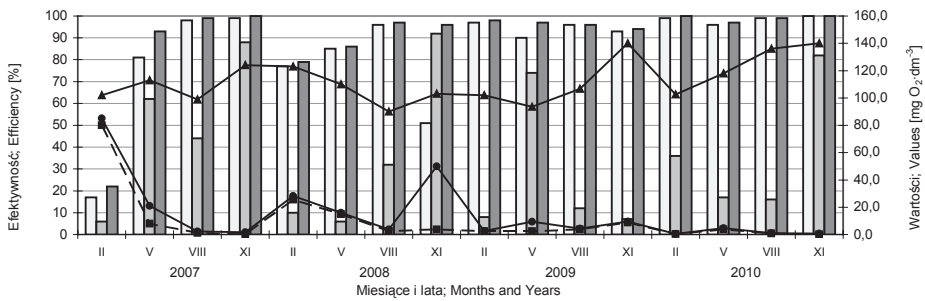
Tabela 21. Ogólna charakterystyka składu ścieków oczyszczanych w II układzie obiektu nr 3 (VF-HF) w Dąbrowicy w latach 2007-2010 (n=16)
Table 21. General characteristics of the composition of sewage treated in configuration II of object No. 3 (VF-HF) in Dąbrowica in 2007-2010 (n=16)

Wskaźniki Indicators	Ścieki dopływające do złoża C Inflow to the bed C				Ścieki odpływające ze złoża C Outflow from the bed C				Ścieki odpływające ze złoża D Outflow from the bed D			
	min	max	\bar{x}	σ	min	max	\bar{x}	σ	min	max	\bar{x}	σ
Temperatura Temperature [°C]	9,1	21,8	16,2	9,1	7,1	21,4	15,1	7,1	6,0	21,4	15,2	6,0
pH	7,21	7,77	-	0,16	7,51	8,09	-	0,16	7,15	8,01	-	0,25
O ₂ [mg·dm ⁻³]	0,10	1,23	0,31	0,27	0,50	8,43	4,98	1,99	0,48	9,83	3,87	2,21
Zawiesiny _{og} TSS [mg·dm ⁻³]	55,5	250,0	147,7	67,1	1,9	107,0	20,7	24,3	1,7	102,0	16,4	23,7
BZT ₅ BOD ₅ [mg O ₂ ·dm ⁻³]	99,0	338,0	168,7	65,9	0,5	171,0	19,2	41,0	0,2	98,0	11,1	23,5
ChZT COD [mg O ₂ ·dm ⁻³]	280,0	620,0	408,1	94,2	10,0	370,0	58,0	85,5	10,0	260,0	36,9	60,3
N-NH ₄ ⁺ [mg·dm ⁻³]	90,0	140,0	112,7	16,0	0,6	85,0	15,0	22,9	0,1	80,0	9,9	19,8
N-NO ₃ ⁻ [mg·dm ⁻³]	0,11	2,11	0,42	0,55	0,11	109,8	42,06	28,16	4,29	107,00	34,69	27,98
N-NO ₂ ⁻ [mg·dm ⁻³]	0,115	0,540	0,191	0,097	0,063	3,410	1,414	1,015	0,041	3,040	0,951	0,991
Nog. N _{Tot.} [mg·dm ⁻³]	109,0	202,0	134,3	25,4	24,0	125,0	73,0	27,7	16,0	112,0	53,0	27,3
Pog. P _{Tot.} [mg·dm ⁻³]	30,4	49,2	39,8	5,9	3,7	26,0	9,5	5,5	0,6	22,8	6,4	5,3



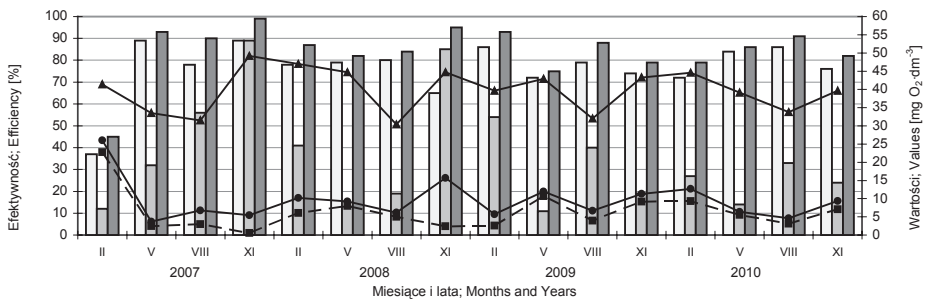
Rysunek 49. Stężenie azotu ogólnego w dopływie i odpływie ze złożów w II układzie obiektu nr 3 typu VF-HF oraz efektywność jej usuwania w latach 2007-2010

Figure 49. Concentration of total nitrogen in inflow and outflow sewage in configuration II of object No. 3, VF-HF type, and removal efficiency in 2007-2010



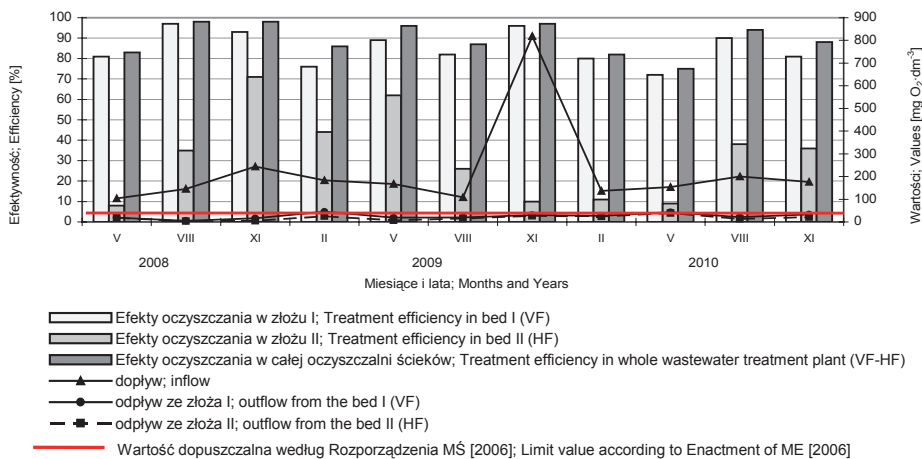
Rysunek 50. Stężenie N-NH₄⁺ w dopływie i odpływie ze złożów w II układzie obiektu nr 3 typu VF-HF oraz efektywność jej usuwania w latach 2007-2010

Figure 50. Concentration of N-NH₄⁺ in inflow and outflow sewage in configuration II of object No. 3, VF-HF type, and removal efficiency in 2007-2010



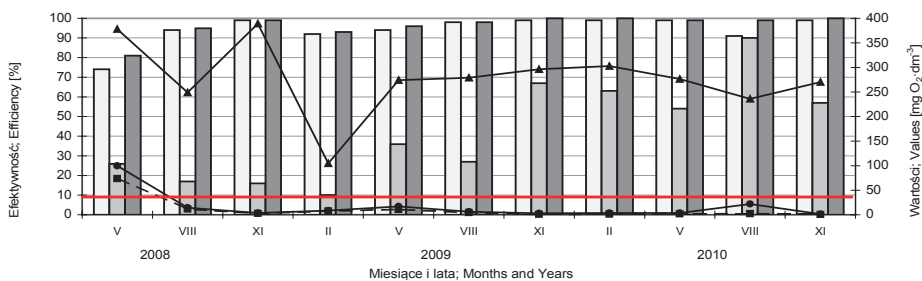
Rysunek 51. Stężenie fosforu ogólnego w dopływie i odpływie ze złożów w II układzie obiektu nr 3 typu VF-HF oraz efektywność jej usuwania w latach 2007-2010

Figure 51. Concentration of total phosphorus in inflow and outflow sewage in configuration II of object No. 3, VF-HF type, and removal efficiency in 2007-2010



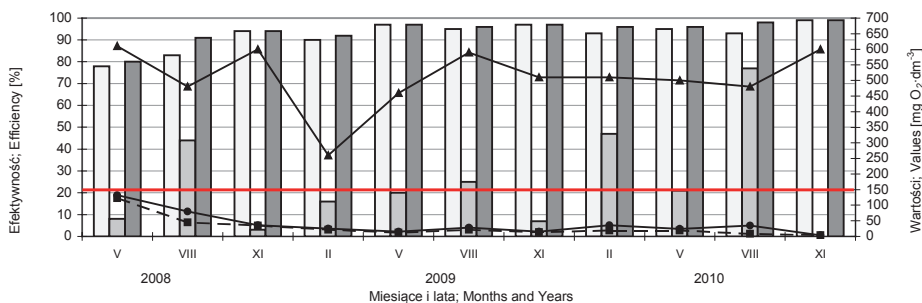
Rysunek 52. Stężenie zawiesiny ogólnej w dopływie i odpływie z obiektu nr 4 typu VF-HF oraz efektywność jej usuwania w latach 2008-2010

Figure 52. Concentration of TSS in inflow and outflow sewage in object No. 4, VF-HF type, and removal efficiency in 2008-2010



Rysunek 53. Wartości BZT₅ w dopływie i odpływie z obiektu nr 4 typu VF-HF oraz efektywność jego obniżania w latach 2008-2010

Figure 53. Values of BOD₅ in inflow and outflow sewage in object No. 4, VF-HF type, and reduction efficiency in 2008-2010

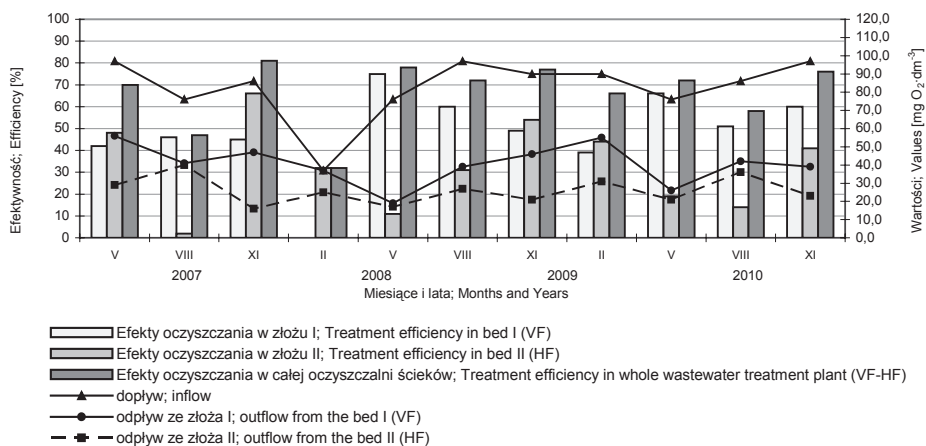


Rysunek 54. Wartości ChZT_{Cr} w dopływie i odpływie z obiektu nr 4 typu VF-HF oraz efektywność jego obniżania w latach 2008-2010

Figure 54. Values of COD_{Cr} in inflow and outflow sewage in object No. 4, VF-HF type, and reduction efficiency in 2008-2010

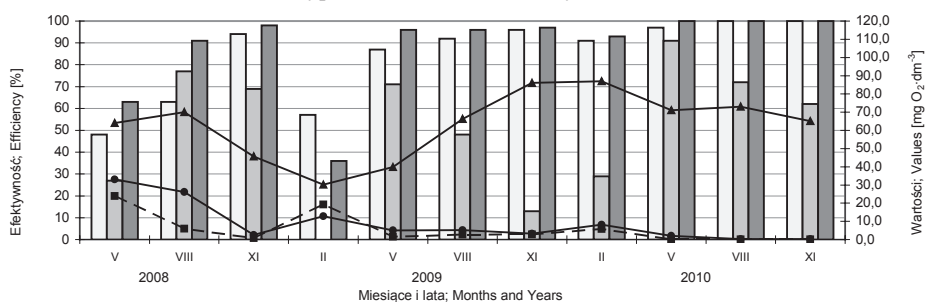
Tabela 22. Ogólna charakterystyka składu ścieków oczyszczanych w obiekcie nr 4 w Janowie (układ VF-HF) w latach 2008-2010 (n=11)
Table 22. General characteristics of the composition of sewage treated in object No. 4 in Janów (configuration VF-HF) in 2008-2010 (n=11)

Wskaźniki Indicators	Ścieki dopływające do złoza I Inflow to the bed I				Ścieki odpływające ze złoza I Outflow from the bed I				Ścieki odpływające ze złoza II Outflow from the bed II			
	min	max	\bar{x}	σ	min	max	\bar{x}	σ	min	max	\bar{x}	σ
Temperatura Temperature [°C]	12,4	25,1	17,3	3,9	9,5	24,3	16,3	4,4	9,0	24,0	15,9	4,6
pH	7,18	7,98	-	0,24	6,63	7,39	-	0,21	6,79	7,12	-	0,10
O ₂ [mg·dm ⁻³]	0,11	0,59	0,31	0,13	1,42	7,17	3,05	1,54	1,25	6,14	2,78	1,37
Zawiesiny _{og.} TSS [mg·dm ⁻³]	104,0	818,0	221,4	201,9	4,8	44,7	25,2	11,8	3,1	39,0	17,8	10,8
BZT ₅ BOD ₅ [mg O ₂ ·dm ⁻³]	104,5	389,0	277,7	74,9	1,5	99,6	16,6	28,3	0,65	73,7	10,8	21,2
ChZT COD [mg O ₂ ·dm ⁻³]	260,0	610,0	509,1	99,7	4,0	132,0	39,1	36,4	4,0	122,0	29,1	32,9
N-NH ₄ ⁺ [mg·dm ⁻³]	30,2	87,0	63,5	18,0	0,2	33,0	9,0	10,9	0,1	24,0	5,8	8,2
N-NO ₃ ⁻ [mg·dm ⁻³]	0,11	3,15	1,32	1,11	12,30	34,50	24,63	7,39	1,60	33,96	13,10	10,86
N-NO ₂ ⁻ [mg·dm ⁻³]	0,114	0,640	0,226	0,143	0,069	1,452	0,507	0,490	0,005	0,920	0,213	0,284
Nog. N _{Tot.} [mg·dm ⁻³]	37,0	97,0	82,5	17,2	19,0	56,0	40,6	11,0	16,0	40,0	26,0	7,6
Pog. P _{Tot.} [mg·dm ⁻³]	15,2	35,9	29,6	5,8	0,9	9,8	4,8	2,9	0,1	3,3	1,4	1,1



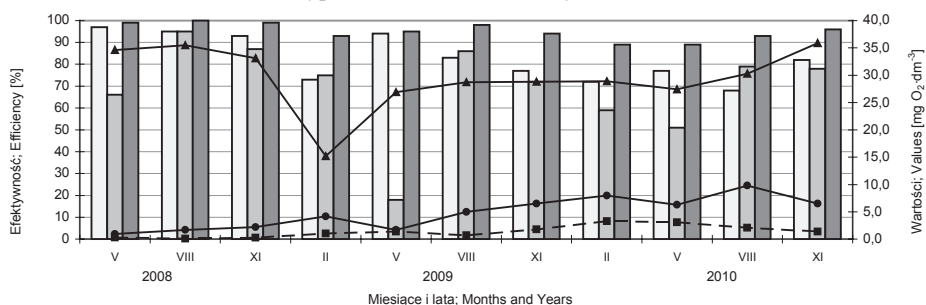
Rysunek 55. Stężenie azotu ogólnego w dopływie i odpływie z obiektu nr 4 typu VF-HF oraz efektywność jej usuwania w latach 2008-2010

Figure 55. Concentration of total nitrogen in inflow and outflow sewage in object No. 4, VF-HF type, and removal efficiency in 2008-2010



Rysunek 56. Stężenie $N-NH_4^+$ w dopływie i odpływie z obiektu nr 4 typu VF-HF oraz efektywność jej usuwania w latach 2008-2010

Figure 56. Concentration of $N-NH_4^+$ in inflow and outflow sewage in object No. 4, VF-HF type, and removal efficiency in 2008-2010



Rysunek 57. Stężenie fosforu ogólnego w dopływie i odpływie z obiektu nr 4 typu VF-HF oraz efektywność jej usuwania w latach 2008-2010

Figure 57. Concentration of total phosphorus in inflow and outflow sewage in object No. 4, VF-HF type, and removal efficiency in 2008-2010

Tabela 23. Skuteczność oczyszczania ścieków w wielostopniowych systemach gruntowo-roślinnych [%]
Table 23. Efficiency of wastewater treatment in multi-stage constructed wetlands systems [%]

Wskaźniki Indicators	Obiekt nr 3; Object No. 3 – Dąbrowica (n=16), (lata; years 2007-2010)											
	W złożu A; In bed A (HF)				W złożu B; In bed B (VF)				W całym układzie; In whole configuration			
	min	max	\bar{x}	σ	min	max	\bar{x}	σ	min	max	\bar{x}	σ
Zaw. og.; TSS	29,2	93,8	72,1	19,2	26,8 ⁺	84,3	36,5	33,1	46,7	97,1	82,9	14,4
BZT ₅ ; BOD ₅	35,8	91,0	62,0	16,1	52,0	94,1	79,4	13,8	79,5	98,9	92,6	5,6
ChZT _{Cr} ; COD	33,3	84,9	56,4	13,0	15,0	95,0	73,2	17,3	63,6	97,8	88,3	8,2
N _{og.} ; N _{tot.}	0,8	31,7	13,5	9,9	2,2	69,0	38,9	19,4	15,0	69,2	48,1	15,5
N-NH ₄ ⁺	5,3 ⁺	30,0	10,1	9,2	43,8	99,9	75,1	19,6	52,2	99,9	78,6	16,5
P _{og.} ; P _{tot.}	6,3	56,7	34,8	14,2	19,9	77,5	63,3	16,4	53,1	90,2	76,9	8,8
	Układ II; Configuration II (VF-HF)											
	W złożu C; In bed C (VF)				W złożu D; In bed D (HF)				W całym układzie; In whole configuration			
	min	max	\bar{x}	σ	min	max	\bar{x}	σ	min	max	\bar{x}	σ
Zaw. og.; TSS	30,5	98,9	83,9	16,2	4,7	62,5	25,8	17,4	33,8	99,0	87,9	15,3
BZT ₅ ; BOD ₅	15,8	99,6	89,8	20,0	3,9	80,0	36,5	25,0	51,7	99,8	94,1	11,5
ChZT _{Cr} ; COD	31,5	97,8	86,4	15,7	0,0	86,3	31,4	24,2	51,9	97,8	91,5	11,0
N _{og.} ; N _{tot.}	17,5	81,5	46,0	16,5	2,0	69,6	27,7	20,6	19,2	87,7	61,0	18,5
N-NH ₄ ⁺	16,7	99,6	85,9	22,3	5,9	92,4	37,0	32,4	21,6	99,9	90,8	19,3
P _{og.} ; P _{tot.}	37,2	89,0	76,5	12,4	10,8	89,0	35,6	24,5	44,9	98,8	84,2	12,3
	Obiekt nr 4; Object No. 4 – Janów (VF-HF), (n=11), (lata; years 2008-2010)											
	W złożu I; In bed I (VF)				W złożu II; In bed II (HF)				W całym systemie; In whole system			
	min	max	\bar{x}	σ	min	max	\bar{x}	σ	min	max	\bar{x}	σ
Zaw. og.; TSS	71,9	96,7	86,2	8,8	8,3	70,8	31,9	21,6	74,5	98,1	89,3	7,7
BZT ₅ ; BOD ₅	73,7	99,4	94,3	7,5	9,5	89,9	42,0	25,7	80,5	99,8	96,3	5,7
ChZT _{Cr} ; COD	78,4	99,3	92,3	6,3	0,0	77,1	24,3	23,3	80,0	99,3	94,4	5,4
N _{og.} ; N _{tot.}	0,0	75,0	48,5	19,4	2,4	66,0	33,0	19,8	32,4	81,4	66,4	14,9
N-NH ₄ ⁺	48,4	99,7	84,1	18,6	49,6 ⁺	91,0	46,3	40,0	36,1	99,9	88,2	20,3
P _{og.} ; P _{tot.}	67,7	97,3	82,8	10,5	17,6	95,3	69,6	21,5	88,6	99,8	94,9	3,9

⁺ - wzrost stężenia zanieczyszczeń w ściekach; ⁺ - increase of concentrations of pollutants in the sewage

Tabela 24. Średnia skuteczność usuwania zanieczyszczeń w wielostopniowych (hybrydowych) systemach gruntowo-roślinnych na świecie [%]
Table 24. Average efficiency of pollution removal in multi-stage (hybrid) constructed wetland systems in the world [%]

Parametry; Parameters	Zaw. og. TSS	BZT ₅ BOD ₅	ChZT COD	N _{og.} T _{tot}	P _{og.} P _{tot}
Systemy typu HF-VF; Systems of HF-VF type					
Obiekt nr 3 w Dąbrowicy – układ I Object No. 3 in Dąbrowica – configuration I	83	93	88	48	77
Obiekt Darzłubie w Polsce; Object in Darzłubie, Poland [Kowalik, Obarska-Pempkowiak 1998]	82	89	88	86	80
Obiekt Bjødstrup-Landborup w Danii; Object in Bjødstrup-Landborup, Denmark [Brix i in. 2003]	-	96	78	61	99
Obiekt Dhulikhel w Nepalu; Object Dhulikhel, Nepal [Laber i in. 2003]	99	98	96	99*	70
Obiekt przy hotelu we Florencji – Włochy; Object near a the hotel in Florence – Italy [Masi, Martinuzzi 2007]	84	95	94	60	94
Obiekt Thimi w Nepalu; Object Thimi, Nepal [Singh i in. 2009]	96	90	90	69*	26
Systemy typu VF-HF; Systems of VF-HF type					
Obiekt nr 3 w Dąbrowicy – układ II; Object No. 3 in Dąbrowica – configuration II	88	94	91	61	84
Obiekt nr 4 w Janowie; Object No. 4 in Janów	89	96	94	66	95
Obiekt Muszynka, Polska; Object Muszynka, Poland [Krzanowski i in. 2005]	84	97	95	67	77**
Obiekt Paistu, Estonia; Object in Paistu, Estonia [Õövel i in. 2007]	78	91	-	63	89
Obiekt w Korei Południowej; Object in South Korea [Seo i in. 2009]	99	99	98	68	72
Obiekt Gran Canaria, Wyspy Kanaryjskie, Hiszpania; Object Gran Canaria, Canary Islands, Spain [Melián i in. 2010]	96	86	80	88	24
Inne systemy hybrydowe; Other hybrid systems					
System Colecot, Irlandia (VF-VF-HF); System Colecott, Ireland [O’Hogain 2003]	98	91	89	84*	39**
System Północne Ningbo, Chiny (Wieżowy system hybrydowy) HF-VF-VF-HF; System Northern Ningbo, China (Towery hybrid system) [Ye, Li 2009]	89	-	85	83	64
System Namsari, Korea Południowa (HF-VF-HF); System Namsari, South Korea [Seo i in. 2008]	-	-	95	68	94
Systemy hybrydowe w Polsce; Hybrid systems in Poland (Darzłubie HF-HF-VF-HF, Wiklino HF- VF-HF, Wieszyń HF-VF-HF, Sarbsk HF-VF, Schodno HF-VF-HF-VF) [Gajewska, Obarska-Pempkowiak 2009]	89	87	83	59	47
System Embestu, Hokkaido, Japonia (VF-VF-HF); System Embetsu, Hokkaido, Japan [Sharma i in. 2010]	98	89	88	76	76
System Třeboň, Czechy; (VF-VF-HF); System Třeboň, Czech Republic [Vymazal, Kröpfelová 2011]	-	94	84	78*	65

Objaśnienia; Explanations: *N-NH₄, **P-PO₄

Niższe efekty usuwania zawiesiny ogólnej – średnio 78% (tab. 24), niż te które stwierdzono w analizowanych systemach, odnotowano w obiekcie typu VF-HF w Paistu w Estonii [Öövel i in. 2007], który funkcjonuje w stosunkowo chłodnym klimacie (przy średnich dobowych temperaturach powietrza w zakresie od $-7,7$ do $15,2^{\circ}\text{C}$). Duża ilość hybrydowych oczyszczalni gruntowo-roślinnych (zarówno typu HF-VF, VF-HF oraz bardziej rozbudowanych) na świecie, zapewnia jednak skuteczność usuwania zawiesiny ogólnej na poziomie 82–89% [Kowalik, Obarska-Pempkowiak 1998; Krzanowski i in. 2005; Masi, Martinuzzi 2007; Ye, Li 2009; Gajewska, Obarska-Pempkowiak 2009], czyli podobnym do tego, który uzyskano w obiektach nr 3 i 4. Ostatnio coraz częściej zdarzają się także obiekty (np. w Nepalu, Korei Południowej, w Hiszpanii na Wyspach Kanaryjskich, w Irlandii i w Japonii), w których efektywność eliminacji zawiesin wynosi nawet 96–99% [Laber i in. 2003; O’Hogain 2003; Seo i in. 2009; Singh i in. 2009; Melián i in. 2010; Sharma i in. 2010] (tab. 24).

BZT₅. Badane systemy wielostopniowe zapewniały dosyć wysokie efekty zmniejszania BZT₅. W obiekcie nr 3 – w układzie I (HF-VF) i II (VF-HF) wynosiły odpowiednio od 79,5 do 98,9% i 51,7–99,8%, a w obiekcie nr 4 od 80,5 do 99,8% (tab. 23, rys. 41, 47, 53). W okresie badań, w ściekach odpływających z obiektów nr 3 (układ II) i 4 tylko raz stwierdzono przekroczenie dopuszczalnej wartości BZT₅ ($40 \text{ mgO}_2 \cdot \text{dm}^{-3}$) określonej w Rozporządzeniu MŚ [2006]. W obiekcie nr 3 (układ II) sytuacja ta miała miejsce w lutym 2007 r. – w trzecim miesiącu eksploatacji tej oczyszczalni (rys. 47), a w obiekcie nr 4 w maju 2008 r. – w drugim miesiącu od początku jego funkcjonowania (rys. 53). Wyniki te wskazują, że tylko w okresie wpracowania systemów wielostopniowych (2-3 miesiąc) efekty obniżania BZT₅ były niezadowolające (52-81%), natomiast w kolejnych miesiącach i latach ich funkcjonowania skuteczność zmniejszania tego wskaźnika utrzymywała się na dosyć wysokim poziomie – zazwyczaj powyżej 90% (rys. 41, 47, 53).

Obliczono, że średnia skuteczność obniżania BZT₅ w układzie I i II obiektu nr 3 oraz w obiekcie nr 4 wynosiła odpowiednio 92,6; 94,1 i 96,3% (tab. 23), natomiast średnie wartości tego wskaźnika w ściekach odpływających z oczyszczalni wynosiły 12,2; 11,1 i 10,8 $\text{mgO}_2 \cdot \text{dm}^{-3}$ (tab. 20–22). Są to wartości prawie 4-krotnie niższe od wielkości dopuszczalnej określonej dla BZT₅. Otrzymane wyniki wskazują, że hybrydowe systemy gruntowo-roślinne o konfiguracji złożeń VF-HF zapewniały nieznacznie większe efekty zmniejszania BZT₅, niż system typu HF-VF. Z badań wynika również, że złoża typu VF skuteczniej obniżają wartość BZT₅ (średnio 79,4–94,3%), niż złoża typu HF (średnio 36,5–62,0%) i to niezależnie od tego, czy złoże z pionowym przepływem występuje na początku, czy na końcu całego systemu (tab. 23, rys. 41, 47, 53).

Niższe efekty obniżania BZT₅, niż te które odnotowano w analizowanych obiektach (86–91%), stwierdzono w oczyszczalniach hybrydowych: w Polsce – w obiekcie Darżlubie [Kowalik, Obarska-Pempkowiak 1998], w Nepalu –

w obiekcie Thimi [Singh i in. 2009], w Estonii – w obiekcie Paistu [Öövel i in. 2007], w Hiszpanii na Wyspach Kanaryjskich – w obiekcie Gran Canaria [Melían i in. 2010], w Irlandii – w obiekcie Colecot [O’Hogain 2003], w Polsce – w obiektach: Darżlubie, Wieszyń, Sarbsk, Schodno [Gajewska, Obarska-Pempkowiak 2009] oraz w Japonii na wyspie Hokkaido – w obiekcie Embestu [Sharma i in. 2010]. Podobną skuteczność obniżania BZT₅ do tej, którą stwierdzono w obiektach nr 3 i 4 (94–96%) zanotowano natomiast w Danii – obiekt Bjødstrup-Landborup [Brix i in. 2003], we Włoszech – obiekt przy hotelu we Florencji [Masi, Martinuzzi 2007] oraz w Czechach – obiekt Třeboň [Vymazal, Kröpfelová 2011]. Wyższą efektywność zmniejszania BZT₅ (97–99%) zaobserwowano zaś w Nepalu – obiekt Dhulikhel [Laber i in. 2003], w Polsce – obiekt Muszynka [Krzanowski i in. 2005] i w Korei Południowej [Seo i in. 2009] (tab. 24).

Zaprezentowane wyniki badań własnych i dane z literatury wskazują, że wielostopniowe systemy gruntowo-roślinne zapewniają o około 10% wyższą skuteczność usuwania substancji organicznej, wyrażonej za pomocą wskaźnika BZT₅ niż systemy jednostopniowe.

ChZT. Wyniki badań przedstawione w tabeli 23 świadczą o tym, że podobnie jak w przypadku BZT₅, analizowane systemy wielostopniowe zapewniały dosyć wysokie efekty zmniejszania ChZT. W obiekcie nr 3 – w układzie I (HF-VF) i II (VF-HF) wynosiły one odpowiednio od 63,6 do 97,8% i 51,9–97,8 %, a w obiekcie nr 4 od 80,0 do 99,3% (tab. 23, rys. 42, 48, 54). W okresie badań, w ściekach odpływających z obiektu nr 3 (w układzie I i II) stwierdzono tylko jednokrotne przekroczenie dopuszczalnej wartości ChZT (150 mgO₂·dm⁻³), określonej w Rozporządzeniu MŚ [2006]. W układzie II sytuacja ta miała miejsce w lutym 2007 r. – w trzecim miesiącu eksploatacji tego systemu (rys. 47), co było związane z jego rozruchem, natomiast w układzie I w lutym 2010 r., co mogło być spowodowane przez bardzo niską temperaturę powietrza i okresowe zamarznięcie złoża B (typu VF) z trzcina (rys. 42). W styczniu 2010 r. średnia miesięczna temperatura powietrza wynosiła –8,6°C [IMiGW 2011] i był to najchłodniejszy miesiąc w latach 2000-2010.

Otrzymane wyniki wskazują, że podobnie jak w przypadku BZT₅ hybrydowe systemy gruntowo-roślinne o konfiguracji złożów VF-HF zapewniały nieznacznie większe efekty zmniejszania ChZT niż system typu HF-VF. Z badań wynika też, że złoża typu VF skuteczniej obniżają wartość ChZT (średnio 73,2–92,3%) niż złoża typu HF (średnio 24,3–56,4%) i to niezależnie od tego czy złożo typu VF występuje na początku, czy na końcu całego systemu (tab. 23, rys. 42, 48, 54).

Na podstawie uzyskanych wyników badań obliczono, że średnie efekty obniżania ChZT w układzie I i II obiektu nr 3 oraz w obiekcie nr 4 wynosiły odpowiednio 88,3; 91,5 i 94,4% (tab. 23), natomiast średnie wartości tego wskaźnika w ściekach odpływających z oczyszczalni wynosiły 46,4; 36,9

i $29,1 \text{ mgO}_2 \cdot \text{dm}^{-3}$ (tab. 20–22). W przypadku obiektu nr 3 są to wartości ponad 3-krotnie niższe, a w przypadku obiektu nr 4 ponad 5-krotnie niższe od wielkości dopuszczalnej określonej dla tego wskaźnika.

Podobną skuteczność obniżania ChZT, na poziomie 88–94% zanotowano w oczyszczalniach wielostopniowych: w Polsce – w obiekcie Darżlubie [Kowalik, Obarska-Pempkowiak 1998], we Włoszech – w obiekcie przy hotelu we Florencji [Masi, Martinuzzi 2007], w Nepalu – w obiekcie Thimi [Singh i in. 2009], w Irlandii – w obiekcie Colecot [O’Hogain 2003] oraz w Japonii na wyspie Hokkaido – w obiekcie Embestu [Sharma i in. 2010]. Niższe efekty zmniejszania ChZT (78–85%), stwierdzono natomiast w oczyszczalniach hybrydowych w Danii – obiekt Bjødstrup-Landborup [Brix i in. 2003], w Hiszpanii na Wyspach Kanaryjskich – w obiekcie Gran Canaria [Melián i in. 2010], w Chinach – w obiekcie Północne Ningbo [Ye, Li 2009], w Polsce – w obiektach: Darżlubie, Wieszyń, Sarbsk, Schodno [Gajewska, Obarska-Pempkowiak 2009] oraz w Czechach – obiekt Třeboň [Vymazal, Kröpfelová 2011]. Wyższą efektywność zmniejszania ChZT (95–98%) zaobserwowano zaś w Nepalu – obiekt Dhulikhel [Laber i in. 2003], w Polsce – obiekt Muszynka [Krzanowski i in. 2005] i w Korei Południowej [Seo i in. 2008; 2009] (tab. 24).

Zaprezentowane wyniki badań świadczą o tym, że skuteczność usuwania substancji organicznej, wyrażonej za pomocą wskaźnika ChZT w hybrydowych systemach gruntowo-roślinnych, podobnie jak w przypadku BZT₅ jest o około 10-20% wyższa niż w oczyszczalniach jednostopniowych.

Azot ogólny i amonowy. Z badań wynika, że w obiekcie nr 3, w układzie I (HF-VF) azot ogólny usuwany był ze skutecznością w zakresie 15,0–69,2%, a efekty eliminacji azotu amonowego wahały się od 52,2 do 99,9% (tab. 23, rys. 43, 44). Natomiast w układzie II (VF-HF) – w obiekcie nr 3 azot ogólny usuwany był ze skutecznością w granicach 19,2–87,7%, zaś efekty eliminacji azotu amonowego wahały się od 21,6 do 99,9% (tab. 23, rys. 49, 50). Z kolei w obiekcie nr 4 efektywność usuwania azotu ogólnego wahała się od 32,4 do 81,4%, a azotu amonowego od 36,1 do 99,9% (tab. 23, rys. 55, 56).

Uzyskane wyniki badań wskazują, że w wielostopniowych systemach gruntowo-roślinnych, skuteczność usuwania azotu ogólnego w złożach typu VF (38,9–48,5%) była większa niż w złożach typu HF (13,5–33,0%) (tab. 23). Ponadto stwierdzono, iż w złożach typu VF (z trzciną) proces nityfikacji przebiegał z większą intensywnością, dlatego też skuteczniej usuwały one N-NH_4 (75,1–85,9%) niż złoża typu HF (10,1–46,3%). Sytuację taką, w obiektach tego typu w Polsce, zaobserwowali również Błażejowski [2003], Jucherski i Walczowski [2002], Obarska-Pempkowiak [2002], Obarska-Pempkowiak i in. [2003], Tuszyńska i in. [2004].

Z badań nad liczebnością bakterii amonifikacyjnych, nityfikacyjnych i denityfikacyjnych w ściekach bytowych na poszczególnych etapach oczyszczania w wielostopniowej oczyszczalni hydrofitowej, przeprowadzonych

w obiekcie nr 4 w 2009 r. wynika, że najwyższą liczebność bakterii nityfikacyjnych I i II fazy (odpowiednio 65 i 25 NPL·ml⁻¹) oraz wzrost stężenia N-NO₃⁻ i N-NO₂⁻ obserwowano w ściekach odpływających z I złoża z trzcina (typu VF), a znacznie mniejszą ich liczebność (odpowiednio 8 i 7 NPL·ml⁻¹) w ściekach odprowadzanych z II złoża z wierzbą (typu HF) [Jóźwiakowski, Wielgosz 2010]. Uzyskane wyniki potwierdziły zatem dotychczasową opinię, że złoża typu VF zapewniają skuteczny przebieg procesu nityfikacji.

Na podstawie przeprowadzonych badań można stwierdzić, że złoża typu HF, które nie zapewniają sprzyjających warunków do nityfikacji, z powodzeniem mogą być stosowane w systemach hybrydowych, jako złoża denityfikacyjne do usuwania azotanów, pozostałych po złożu nityfikacyjnym z pionowym przepływem (VF). Z badań modelowych Seo in. [2010] wynika, że skuteczność eliminacji NO₃⁻ w złożach z wierzbą może dochodzić do 58,9%. W badanych złożach typu HF porośniętych wierzbą, występujących po złożach typu VF z trzcina (obiekt nr 3 – układ II i obiekt nr 4) skuteczność usuwania N-NO₃⁻ wynosiła odpowiednio 16,6 i 46,7%.

Na podstawie uzyskanych wyników badań obliczono, że w układzie I i II obiektu nr 3 oraz w obiekcie nr 4 średnie efekty usuwania azotu ogólnego wynosiły odpowiednio 48,1; 61,0 i 66,4%, a w przypadku azotu amonowego: 78,6; 90,8 i 88,2% (tab. 23). Otrzymane wyniki wskazują również, że konfiguracja złożów VF-HF jest bardziej efektywna niż konfiguracja HF-VF, ze względu na wyższą skuteczność usuwania azotu ogólnego i amonowego. Tendencję taką wcześniej zaobserwowano także w Słowenii [Urbanc-Berčič, Bulc 1994], Norwegii [Mæhlum, Stålnacke 1999], Austrii [Mitterer-Reichmann 2002], Francji [Reeb, Werckmann 2003], Irlandii [O'Hogain 2003] i w Niemczech [Tuszyńska i in. 2004]. Skutkiem stosunkowo wysokiej efektywności usuwania azotu amonowego w systemach typu VF-HF (obiekt nr 3 – układ II i obiekt nr 4) są dosyć niskie jego stężenia w ściekach oczyszczonych. W II układzie oczyszczania, w obiekcie nr 3 średnia jego zawartość w ściekach odpływających wynosiła 9,9 mg·dm⁻³ (tab. 21), natomiast w obiekcie nr 4 – 5,8 mg·dm⁻³ (tab. 22). Również w obiekcie Paistu w Estonii stwierdzono podobne stężenie N-NH₄ w ściekach oczyszczonych – 9,1 mg·dm⁻³ [Öövel i in. 2007].

Skuteczność usuwania azotu ogólnego zbliżoną do tej, którą stwierdzono w obiektach nr 3 (układ II) i 4 (61-66%) zanotowano w oczyszczalniach wielostopniowych w Danii [Brix i in. 2003] i Estonii [Öövel i in. 2007]. Niższe efekty eliminacji azotu ogólnego (59-60%) stwierdzono zaś w oczyszczalniach hybrydowych we Włoszech [Masi, Martinuzzi 2007] i w Polsce [Gajewska, Obarska-Pempkowiak 2009]. Dotychczas najwyższą efektywność usuwania azotu ogólnego (67-88%) w wielostopniowych systemach gruntowo-roślinnych zaobserwowano w Polsce [Kowalik, Obarska-Pempkowiak 1998; Krzanowski i in. 2005], w Korei Południowej [Seo i in. 2008, 2009], w Hiszpanii [Melián i in. 2010], w Chinach [Ye, Li 2009] i w Japonii [Sharma i in. 2010] (tab. 4).

Otrzymane wyniki badań oraz dane z literatury światowej świadczą o tym, że skuteczność usuwania azotu ogólnego w hybrydowych systemach gruntowo-roślinnych jest zazwyczaj o około 20-40% wyższa niż w oczyszczalniach jedno-stopniowych.

Fosfor ogólny. Skuteczność usuwania fosforu ogólnego w analizowanych systemach wielostopniowych była zróżnicowana. W obiekcie nr 3 – w układzie I (HF-VF) i II (VF-HF) wahała się odpowiednio od 53,1 do 90,2% i od 44,9 do 98,8%, a w obiekcie nr 4 od 88,6 do 99,8% (tab. 23, rys. 45, 51, 57). Uzyskane wyniki badań wskazują, że hybrydowe systemy gruntowo-roślinne o konfiguracji złóż VF-HF zapewniały nieznacznie większą skuteczność eliminacji fosforu ogólnego niż system typu HF-VF. Z badań wynika również, że fosfor najskuteczniej był usuwany (63,3–82,8%) w złożach typu VF (tab. 23). Podczas kilkuletnich badań nie stwierdzono spadku efektów usuwania fosforu na wskutek wyczerpywania się zdolności sorpcyjnej materiału wypełniającego złoża analizowanych obiektów wielostopniowych.

Obliczono, że średnie efekty usuwania fosforu ogólnego w układzie I i II obiektu nr 3 oraz w obiekcie nr 4 w badanych okresach wynosiły odpowiednio 76,9; 84,2 i 94,9% (tab. 23), natomiast średnie jego stężenie w ściekach odpływających z oczyszczalni wynosiło 9,2; 6,4 i 1,4 mg·dm⁻³ (tab. 20–22). Średnie zawartości fosforu ogólnego w ściekach odprowadzanych z obiektu nr 3 (układ I i II) są wyższe od wielkości dopuszczalnej (5,0 mg·dm⁻³), określonej w Rozporządzeniu MŚ [2006], dla ścieków odprowadzanych z oczyszczalni o RLM<2000 do jezior i ich dopływów oraz do sztucznych zbiorników wodnych usytuowanych na wodach płynących. Natomiast w przypadku obiektu nr 4 średnie stężenie fosforu ogólnego w ściekach oczyszczonych jest ponad 3-krotnie niższe od dopuszczalnego. Uzyskane wyniki badań wskazują, że wielostopniowe systemy gruntowo-roślinne, w konfiguracji VF-HF i przy odpowiednio zaprojektowanych powierzchniach złóż (np. takich, jakie zastosowano w przypadku obiektu nr 4) mogą być wykorzystywane na obszarach, gdzie wymagania odnośnie stężenia fosforu ogólnego w odpływie z oczyszczalni są duże.

Dotychczasowe wyniki badań, uzyskiwane w hybrydowych systemach gruntowo-roślinnych na całym świecie wskazują, że średnia skuteczność usuwania fosforu ogólnego w obiektach tych wynosi zazwyczaj od 70 do 89% [Kowalik, Obarska-Pempkowiak 1998; Laber i in. 2003; Krzanowski i in. 2005; Öövel i in. 2007; Seo i in. 2009; Sharma i in. 2010]. Czasami zdarzają się jednak przypadki, że w systemach tych efektywność usuwania fosforu jest mniejsza i waha się w granicach 47–65% [Ye, Li 2009; Gajewska, Obarska-Pempkowiak 2009; Vymazal, Kröpfelová 2011] lub nawet nie przekracza 40% [O'Hogain 2003; Singh i in. 2009; Melián i in. 2010] (tab. 24). Istnieją jednak również takie obiekty hybrydowe, w których fosfor eliminowany jest ze skutecznością na poziomie 94-99%. Do systemów takich można zaliczyć obiekt nr 4 – w Janowie, czy obiekty w Danii [Brix i in. 2003], we Włoszech [Masi, Martinuzzi 2007] oraz w Korei Południowej [Seo i in. 2008].

Dane z literatury, jak również otrzymane wyniki badań wskazują, że efekty usuwania fosforu ogólnego w wielostopniowych systemach gruntowo-roślinnych są zazwyczaj o około 30–40% wyższe, niż w obiektach jednostopniowych. Jednak wysoka skuteczność eliminacji fosforu w systemach hybrydowych w dużym stopniu zależy od tego, czy do ich wypełnienia zostanie zastosowany materiał o wysokiej pojemności sorpcyjnej.

4.3.3. Skuteczność usuwania wskaźników mikrobiologicznych w gruntowo-roślinnych oczyszczalniach ścieków

Większość prac naukowych dotyczących skuteczności oczyszczania ścieków w systemach gruntowo-roślinnych koncentruje się głównie na problemach usuwania zawiesiny ogólnej, substancji organicznych (BZT₅ i ChZT) oraz pierwiastków biogenych (azotu i fosforu), niewiele jest natomiast wyników badań w zakresie efektywności usuwania wskaźników mikrobiologicznych oraz na temat stanu sanitarnego ścieków odpływających z tych systemów.

W tabeli 25 i 26 podano wyniki badań stanu sanitarnego ścieków oczyszczanych w obiektach analizowanych w tym opracowaniu w 2008 r. opublikowane przez Józwiakowskiego i in. [2009].

Skuteczność usuwania bakterii grupy *coli* i grupy *coli* typu kałowego.

Na podstawie przeprowadzonych badań [Józwiakowski i in. 2009] można stwierdzić, że ścieki dopływające do analizowanych oczyszczalni gruntowo-roślinnych w 2008 r. charakteryzowała bardzo duża liczebność bakterii grupy *coli* – średnio od $8,3 \cdot 10^6$ NPL·100 cm⁻³ w obiekcie nr 2 do $1,4 \cdot 10^7$ NPL·100 cm⁻³ w obiekcie nr 3 (tab. 25 i 26).

Odnotowano, że liczebności bakterii grupy *coli* typu kałowego były na ogół kilkakrotnie mniejsze niż bakterii *coli* i wynosiły średnio od $2,1 \cdot 10^6$ NPL·100 cm⁻³ – w ściekach doprowadzanych do obiektu nr 2 do $3,3 \cdot 10^6$ NPL·100 cm⁻³ w ściekach dopływających do obiektu nr 3 (tab. 25, 26). Jedynie w obiekcie nr 1 stwierdzono podwyższoną liczebność bakterii grupy *coli* typu kałowego na poziomie $1,6 \cdot 10^7$ NPL·100 cm⁻³.

Dla porównania w ściekach dopływających do filtra gruntowowierzbowego w miejscowości Górsk koło Torunia liczebność bakterii grupy *coli* wynosiła od $2,1 \cdot 10^3$ do $3,9 \cdot 10^4$ NPL·100 cm⁻³, a bakterii grupy *coli* typu kałowego – od $2,0 \cdot 10^2$ do $6,4 \cdot 10^3$ NPL·100 cm⁻³ [Lalke-Porczyk i in. 2010]. Natomiast w gminnej oczyszczalni mechaniczno-biologicznej w Wielkiej Nieszawce, w powiecie toruńskim, w ściekach dopływających do filtra gruntowotrzciniowego, liczebność bakterii grupy *coli* wynosiła od $4,3 \cdot 10^4$ do $4,3 \cdot 10^5$ NPL·100 cm⁻³, a bakterii grupy *coli* typu kałowego od $3,0 \cdot 10^3$ do $3,9 \cdot 10^4$ NPL·100 cm⁻³ [Lalke-Porczyk i in. 2010].

Znacznie wyższe liczebności bakterii grupy *coli* niż te, które odnotowano w ściekach dopływających do obiektów badanych przez Lalke-Porczyk i in. [2010] oraz Józwiakowskiego i in. [2009] stwierdzono w ściekach doprowadzanych do przydomowych oczyszczalni z drenażem rozsączającym w gminie Lubraniec i Nakło. Liczebność bakterii grupy *coli* w obiektach tych wynosiła od $2,5 \cdot 10^9$ do $7,4 \cdot 10^9$ NPL \cdot 100 cm $^{-3}$ [Budzińska i in. 2007]. Z kolei z badań Nowak i Kuczewskiego [2002], przeprowadzonych w oczyszczalni roślinno-glebowej w Brzeźnie wynika, że miano *coli* typu kałowego w ściekach doprowadzanych do tego obiektu wahało się od $3 \cdot 10^{-9}$ do $7,1 \cdot 10^{-5}$, czyli w przeliczeniu na NPL \cdot 100 cm $^{-3}$ – w zakresie od $1,4 \cdot 10^6$ do $3,3 \cdot 10^{10}$.

Tabela 25. Liczebność bakterii grupy *coli* i grupy coli typu kałowego w ściekach oczyszczanych w obiektach 1 i 2 w 2008 r. [Józwiakowski i in. 2009]

Table 25. Numbers of *coli* group bacteria and faecal type *coli* group bacteria in purified sewage in objects No. 1 and 2 in 2008 [Józwiakowski et al. 2009]

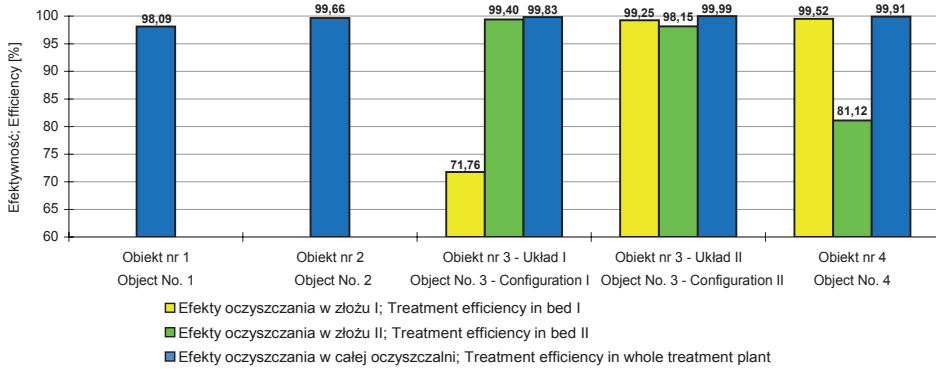
Badane wskaźniki mikrobiologiczne Investigated microbiological indicators	Rodzaj ścieków; Kind of sewage	Zakres; Range	Średnia; Mean
Obiekt nr 1; Object No. 1 (HF)			
Średnia liczebność bakterii grupy <i>coli</i> – NPL \cdot 100 cm $^{-3}$ (inkubacja w 37°C); Mean numbers of <i>coli</i> group bacteria in MPN \cdot 100 cm $^{-3}$ (incubation at 37°C)	dopływ; inflow	$1,3 \cdot 10^6 - 7,0 \cdot 10^6$	$4,2 \cdot 10^6$
	odpływ; outflow	$6,2 \cdot 10^3 - 2,4 \cdot 10^5$	$8,1 \cdot 10^4$
Średnia liczebność bakterii grupy <i>coli</i> typu kałowego – NPL \cdot 100 cm $^{-3}$ (inkubacja w 44°C); Numbers of faecal type <i>coli</i> group bacteria in MPN \cdot 100 cm $^{-3}$ (incubation at 44°C)	dopływ inflow	$6,2 \cdot 10^5 - 7,0 \cdot 10^7$	$1,6 \cdot 10^7$
	odpływ; outflow	$2,1 \cdot 10^2 - 6,2 \cdot 10^4$	$2,2 \cdot 10^4$
Obiekt nr 2; Object No. 2 (VF)			
Średnia liczebność bakterii grupy <i>coli</i> – NPL \cdot 100 cm $^{-3}$ (inkubacja w 37°C); Mean numbers of <i>coli</i> group bacteria in MPN \cdot 100 cm $^{-3}$ (incubation at 37°C)	dopływ; inflow	$7,0 \cdot 10^5 - 2,4 \cdot 10^7$	$8,3 \cdot 10^6$
	odpływ; outflow	$2,4 \cdot 10^3 - 6,2 \cdot 10^4$	$2,8 \cdot 10^4$
Średnia liczebność bakterii grupy <i>coli</i> typu kałowego – NPL \cdot 100 cm $^{-3}$ (inkubacja w 44°C); Numbers of faecal type <i>coli</i> group bacteria in MPN \cdot 100 cm $^{-3}$ (incubation at 44°C)	dopływ inflow	$2,4 \cdot 10^5 - 6,2 \cdot 10^6$	$2,1 \cdot 10^6$
	odpływ; outflow	$6,2 \cdot 10^2 - 2,3 \cdot 10^4$	$8,2 \cdot 10^3$

Na podstawie wyników badań zaprezentowanych w pracy Józwiakowskiego i in. [2009] na rysunkach 58 i 59 przedstawiono efekty usuwania bakterii grupy *coli* i *coli* typu kałowego w obiektach nr 1–4 w 2008 r. Z badań wynika, że analizowane systemy gruntowo-roślinne, zarówno jednostopniowe jak i wielostopniowe, charakteryzują się bardzo wysoką skutecznością usuwania tych bakterii (98,09–99,99%) (rys. 58, 59).

Tabela 26. Liczebność bakterii grupy *coli* i grupy coli typu kałowego w ściekach oczyszczanych w obiektach 3 i 4 w 2008 r. [Jóźwiakowski i in. 2009]

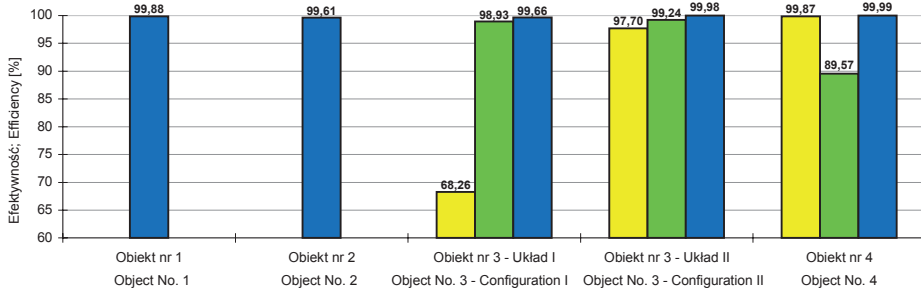
Table 26. Numbers of *coli* group bacteria and faecal type *coli* group bacteria in purified sewage in objects No. 3 and 4 in 2008 [Jóźwiakowski et al. 2009]

Badane wskaźniki mikrobiologiczne Investigated microbiological indicators	Rodzaj ścieków; Kind of sewage	Zakres; Range	Średnia; Mean
Obiekt nr 3 – układ I; Object No. 3 – configuration I (HF-VF)			
Średnia liczebność bakterii grupy <i>coli</i> – NPL·100 cm ⁻³ (inkubacja w 37°C); Mean numbers of <i>coli</i> group bacteria in MPN·100 cm ⁻³ (incubation at 37°C)	dopływ do złoża A; inflow to bed A	7,0·10 ⁵ – 2,4·10 ⁷	1,4·10 ⁷
	odpływ ze złoża A; outflow from bed A	1,3·10 ⁵ – 7,0·10 ⁶	3,9·10 ⁶
	odpływ ze złoża B; outflow from bed B	7,0·10 ² – 7,0·10 ⁴	2,4·10 ⁴
Średnia liczebność bakterii grupy <i>coli</i> typu kałowego – NPL·100 cm ⁻³ (inkubacja w 44°C); Numbers of faecal type <i>coli</i> group bacteria in MPN·100 cm ⁻³ (incubation at 44°C)	dopływ do złoża A; inflow to bed A	1,3·10 ⁵ – 6,2·10 ⁶	3,3·10 ⁶
	odpływ ze złoża A; outflow from bed A	2,4·10 ⁴ – 2,4·10 ⁶	1,0·10 ⁶
	odpływ ze złoża B; outflow from bed B	2,4·10 ² – 2,3·10 ⁴	1,1·10 ⁴
Obiekt nr 3 – układ II; Object No. 3 – configuration II (VF-HF)			
Średnia liczebność bakterii grupy <i>coli</i> – NPL·100 cm ⁻³ (inkubacja w 37°C); Mean numbers of <i>coli</i> group bacteria in MPN·100 cm ⁻³ (incubation at 37°C)	dopływ do złoża C; inflow to bed C	7,0·10 ⁵ – 2,4·10 ⁷	1,4·10 ⁷
	odpływ ze złoża C; outflow from bed C	2,3·10 ⁴ – 2,4·10 ⁵	1,0·10 ⁵
	odpływ ze złoża D; outflow from bed D	6,2·10 ² – 2,4·10 ³	1,9·10 ³
Średnia liczebność bakterii grupy <i>coli</i> typu kałowego – NPL·100 cm ⁻³ (inkubacja w 44°C); Numbers of faecal type <i>coli</i> group bacteria in MPN·100 cm ⁻³ (incubation at 44°C)	dopływ do złoża C; inflow to bed C	1,3·10 ⁵ – 6,2·10 ⁶	3,3·10 ⁶
	odpływ ze złoża C; outflow from bed C	6,2·10 ³ – 2,4·10 ⁵	7,6·10 ⁴
	odpływ ze złoża D; outflow from bed D	1,3·10 ² – 1,3·10 ³	6,0·10 ²
Obiekt nr 4; Object No. 4 (VF-HF)			
Średnia liczebność bakterii grupy <i>coli</i> – NPL·100 cm ⁻³ (inkubacja w 37°C); Mean numbers of <i>coli</i> group bacteria in MPN·100 cm ⁻³ (incubation at 37°C)	dopływ do złoża I; inflow to bed I	2,4·10 ⁴ – 2,4·10 ⁷	8,8·10 ⁶
	odpływ ze złoża I; outflow from bed I	2,4·10 ³ – 6,2·10 ⁴	4,2·10 ⁴
	odpływ ze złoża II; outflow from bed II	2,4·10 ² – 2,3·10 ⁴	7,9·10 ³
Średnia liczebność bakterii grupy <i>coli</i> typu kałowego – NPL·100 cm ⁻³ (inkubacja w 44°C); Numbers of faecal type <i>coli</i> group bacteria in MPN·100 cm ⁻³ (incubation at 44°C)	dopływ do złoża I; inflow to bed I	6,2·10 ⁴ – 6,2·10 ⁶	2,3·10 ⁶
	odpływ ze złoża I; outflow from bed I	2,4·10 ² – 6,2·10 ³	2,9·10 ³
	odpływ ze złoża II; outflow from bed II	6,0·10 ¹ – 6,2·10 ²	3,0·10 ²



Rysunek 58. Średnia efektywność usuwania bakterii grupy *coli* w obiektach nr 1, 2, 3 i 4 w 2008 r. [opracowano na podstawie pracy Józwiakowskiego i in. 2009]

Figure 58. Average removal efficiency of *coli* group bacteria in objects No. 1, 2, 3 and 4 in 2008 [made on the basis of work by Józwiakowski et al. 2009]



Rysunek 59. Średnia efektywność usuwania bakterii grupy *coli* typu kałowego w obiektach nr 1, 2, 3 i 4 w 2008 r. [opracowano na podstawie pracy Józwiakowskiego i in. 2009]

Figure 59. Average removal efficiency of faecal type *coli* group bacteria in objects No. 1, 2, 3 and 4 in 2008 [made on the basis of work by Józwiakowski et al. 2009]

Najlepszą efektywność usuwania bakterii grupy *coli* i grupy *coli* typu kałowego (ponad 99,91%) stwierdzono w hybrydowych systemach gruntowo-roślinnych typu VF-HF w Janowie – obiekt nr 4 i w Dąbrowicy – obiekt nr 3 (układ II). Niewiele niższe efekty eliminacji analizowanych grup bakterii (98,09–99,88%) odnotowano w jednostopniowych oczyszczalniach w Jastkowie i Sobieszynie (obiekty nr 1 i 2) oraz w obiekcie nr 3 w Dąbrowicy – układ I typu HF-VF. Zaobserwowano również, że w złożach typu VF usuwanie bakterii grupy *coli* i *coli* typu kałowego przebiega zazwyczaj z większą skutecznością (średnio 97,70–99,87) niż w złożach typu HF (średnio 68,26–99,24%), niezależnie od tego czy złożo VF występuje na początku, czy na końcu całego systemu (rys. 58, 59).

Według Talarko [2003] efektywność usuwania form bakterii grupy *coli* w filtrach glebowo-roślinnych wynosi około 99%, natomiast Bergier i in. [2002] stwierdzili, że oczyszczalnie roślinne z poziomym przepływem ścieków charakteryzują się skutecznością usuwania bakterii kałowych na poziomie 98,8%. Podobną efektywność usuwania bakterii typu *Escherichia coli* 96,6–98,9% odnotowano w Anglii w systemie jednostopniowym typu HF-CW z trzcina [Decamp, Warren 2000], zaś w Tanzanii w systemach tego typu z trzcina i pałą efekty eliminacji bakterii grupy *coli* i grupy *coli* typu kałowego wynosiły tylko 43–72% [Kaseva 2004]. Z kolei inne badania przeprowadzone przez Lalke-Porczyk i in. [2010] w filtrze gruntowo-trzcinowym i gruntowo-wierzbowym koło Torunia wykazały średnią eliminację bakterii grupy *coli* i grupy *coli* typu kałowego na poziomie odpowiednio 94,51–94,71% i 92,07–94,95%. Podobne efekty usuwania tych bakterii (średnio 95,2 i 94,6%) odnotowano w przydomowej, gruntowo-roślinnej oczyszczalni ścieków z wierzba (typu HF), w miejscowości Czarne Błoto, na terenie gminy Zławieś Wielka [Swiontek-Brzezinska i in. 2007]. Z innych badań wynika [Filipkowska i in. 2004], że filtry gruntowo-roślinne z pionowym przepływem zmniejszają wartości wskaźników mikrobiologicznych zazwyczaj ze skutecznością na poziomie 51–99,9%. Również Nowak i Kuczewski [2002] w oczyszczalni roślinno-glebowej w Brzeźnie stwierdzili, że efektywność obniżania miana *coli* typu kałowego wynosiła ponad 99,9%.

Wyniki badań uzyskane w obiektach nr 1, 2 [Jóźwiakowski i in. 2009] wskazują, że liczebność bakterii grupy *coli* i grupy *coli* typu kałowego w ściekach odpływających z jednostopniowych oczyszczalni gruntowo-roślinnych kształtuje się odpowiednio w granicach $2,8 \cdot 10^4$ – $8,1 \cdot 10^4$ NPL·100 cm⁻³ oraz $8,2 \cdot 10^3$ – $2,2 \cdot 10^4$ NPL·100 cm⁻³, natomiast w ściekach odprowadzanych z systemów wielostopniowych (obiekty nr 3 i 4) $7,9 \cdot 10^3$ – $2,4 \cdot 10^4$ NPL·100 cm⁻³ oraz $3,0 \cdot 10^2$ – $1,1 \cdot 10^4$ NPL·100 cm⁻³ (tab. 25 i 26). Podobne liczebności bakterii typu *Escherichia coli* w ściekach odprowadzanych z przydomowych oczyszczalni z drenażem rozsączającym w gminie Lubraniec i Nakło ($8,0 \cdot 10^3$ – $9,1 \cdot 10^3$ NPL·100 cm⁻³) stwierdziła Budzińska i in. [2007]. Natomiast w ściekach odpływających z filtra gruntowo-trzcinowego i gruntowo-wierzbowego koło Torunia liczebność bakterii z grupy *coli* wynosiła od $1,0 \cdot 10^2$ do $1,2 \cdot 10^4$ NPL·100 cm⁻³, a bakterii z grupy *coli* typu kałowego od $1,0 \cdot 10^1$ do $1,0 \cdot 10^3$ NPL·100 cm⁻³ [Lalke-Porczyk i in. 2010]. Z kolei z badań Nowak i Kuczewskiego [2002], przeprowadzonych w oczyszczalni roślinno-glebowej w Brzeźnie wynika, że miano *coli* typu kałowego w ściekach odprowadzanych z tego obiektu wahało się od $2,2 \cdot 10^{-5}$ do $2,5 \cdot 10^{-5}$, czyli w przeliczeniu na NPL·100 cm⁻³ – w zakresie od $4,0 \cdot 10^6$ do $4,4 \cdot 10^6$.

Skuteczność usuwania grzybów saprotroficznych i potencjalnie chorobotwórczych.

Według Ulfiga [1986] badania liczebności oraz składu gatunkowego grzybów w oczyszczalniach ścieków mają bardzo istotne znaczenie nie tylko z ogólnobiologicznego, ale również z sanitarnego punktu widzenia. Tomlinson i Williams [1975], a także Kornilłowicz [1994] i Ulfig [1986] twierdzą, że niektóre grzyby odgrywają bardzo ważną rolę w procesach oczyszczania ścieków, ale są też bioindykatorami zanieczyszczenia wód powierzchniowych.

W tabelach 27 i 28 przedstawiono wyniki badań liczebności grzybów saprotroficznych i potencjalnie chorobotwórczych w ściekach z poszczególnych etapów ich oczyszczania w obiektach nr 1–4 w 2008 r., które opublikowano w pracy Józwiakowskiego i in. [2009]. Na podstawie przeprowadzonych badań stwierdzono, że ścieki dopływające do analizowanych oczyszczalni gruntowo-roślinnych zawierały dość duże ilości grzybów saprotroficznych – średnia ich liczebność wahała się od $553 \text{ jtk}\cdot\text{cm}^{-3}$ w obiekcie nr 2 do $831 \text{ jtk}\cdot\text{cm}^{-3}$ w obiekcie nr 3. Z kolei ilości grzybów potencjalnie chorobotwórczych były na ogół nieznacznie większe – średnia ich liczebność wahała się od $705 \text{ jtk}\cdot\text{cm}^{-3}$ (obiekt nr 2) do $1401 \text{ jtk}\cdot\text{cm}^{-3}$ (obiekt nr 4).

Z badań wykonanych w 2008 r. [Józwiakowski i in. 2009] (rys. 60, 61) wynika, że najlepsze efekty usuwania grzybów saprotroficznych i potencjalnie chorobotwórczych (95,11–99,44%) stwierdzono w systemach wielostopniowych w Janowie (obiekt nr 4) i w Dąbrowicy (obiekt nr 3 – układ I i II). Mniejszą efektywność usuwania grzybów (poniżej 95%) otrzymano natomiast w obiektach jednostopniowych – nr 1 i 2 (w Jastkowie i Sobieszynie), co może być prawdopodobnie spowodowane przez wieloletnią eksploatacją tych oczyszczalni. W obiekcie nr 1 stwierdzono ponadto ujemną skuteczność eliminacji grzybów potencjalnie chorobotwórczych – ich liczebność w ściekach oczyszczonych w 2008 r. wzrosła średnio o 4,61% w stosunku do tej, którą notowano w ściekach dopływających do złoza (rys. 61).

Dzięki temu, że systemy hybrydowe (obiekty nr 3 i 4) dość skutecznie zmniejszyły liczebność grzybów saprotroficznych i potencjalnie chorobotwórczych ich liczba w ściekach oczyszczonych była niewielka. Średnia liczebność grzybów saprotroficznych w ściekach odprowadzanych z I i II układu obiektu w Dąbrowicy wynosiła odpowiednio 7 i $36 \text{ jtk}\cdot\text{cm}^{-3}$, a w obiekcie nr 4–6 $\text{jtk}\cdot\text{cm}^{-3}$ (tab. 28). Otrzymane liczby grzybów były niewiele wyższe od tych, które stwierdzali Grabińska-Łoniewska i in. [2007] w wodzie wodociągowej po procesie uzdatniania. Cytowani autorzy w próbkach wody rzecznej po procesie oczyszczania notowali nie więcej niż 2 jtk w przeliczeniu na cm^3 wody ($1506 \text{ jtk}\cdot\text{dm}^{-3}$).

Z badań Józwiakowskiego i in. [2009] wynika, że również liczebność grzybów potencjalnie chorobotwórczych była najmniejsza w ściekach odpływających z obiektów nr 3 (układ I i II) i 4. Wynosiła ona odpowiednio 12 ; 46 i 8

jtk·cm⁻³ badanej próby (tab. 28). Największą liczebność grzybów saprotroficznych (81 jtk·cm⁻³) odnotowano w ściekach odprowadzanych z obiektu nr 2, a grzybów potencjalnie chorobotwórczych (881 jtk·cm⁻³) w ściekach odpływających z obiektu nr 1 (tab. 27).

Tabela 27. Liczebność grzybów saprotroficznych i potencjalnie chorobotwórczych w ściekach oczyszczanych w obiektach 1 i 2 w 2008 r. [Jóźwiakowski i in. 2009]

Table 27. Numbers of saprotrophic and potentially pathogenic fungi in purified sewage in objects No. 1 and 2 in 2008 [Jóźwiakowski et al. 2009]

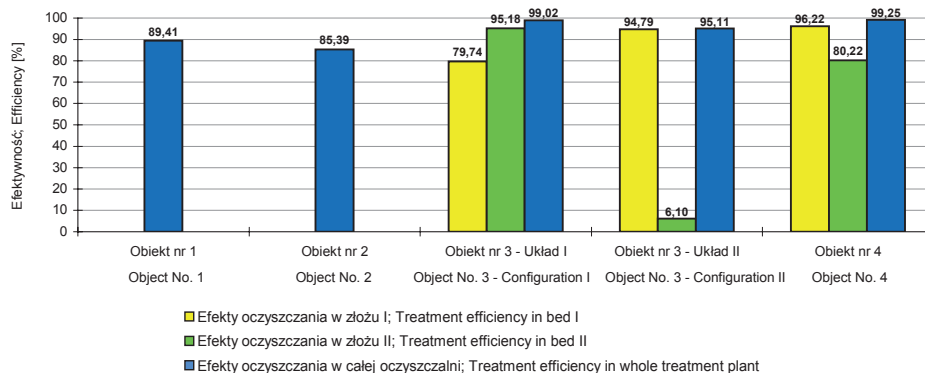
Badane wskaźniki mikrobiologiczne Investigated microbiological indicators	Rodzaj ścieków; Kind of sewage	Zakres; Range	Średnia; Mean
Obiekt nr 1; Object No. 1 (HF)			
Średnia liczebność grzybów saprotroficznych (jtk·cm ⁻³); Mean numbers of saprotrophic fungi (cfu·cm ⁻³)	dopływ; inflow	107 – 1767	574
	odpływ ;outflow	5 – 203	61
Średnia liczebność grzybów potencjalnie chorobotwórczych (jtk·cm ⁻³); Mean numbers of potentially pathogenic fungi (cfu·cm ⁻³)	dopływ inflow	83 – 2667	842
	odpływ; outflow	7 – 3333	881
Obiekt nr 2; Object No. 2 (VF)			
Średnia liczebność grzybów saprotroficznych (jtk·cm ⁻³); Mean numbers of saprotrophic fungi (cfu·cm ⁻³)	dopływ; inflow	183 – 1467	553
	odpływ ;outflow	5 – 253	81
Średnia liczebność grzybów potencjalnie chorobotwórczych (jtk·cm ⁻³); Mean numbers of potentially pathogenic fungi (cfu·cm ⁻³)	dopływ inflow	217 – 1967	705
	odpływ; outflow	2 – 117	38

Tabela 28. Liczebność grzybów saprotroficznych i potencjalnie chorobotwórczych w ściekach oczyszczanych w obiektach 3 i 4 w 2008 r. [Jóźwiakowski i in. 2009]

Table 28. Numbers of saprotrophic and potentially pathogenic fungi in purified sewage in objects No. 3 and 4 in 2008 [Jóźwiakowski et al. 2009]

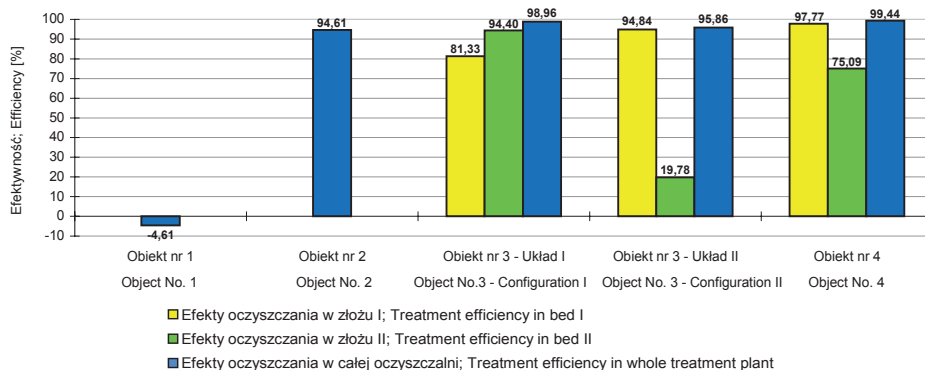
Badane wskaźniki mikrobiologiczne Investigated microbiological indicators	Rodzaj ścieków; Kind of sewage	Zakres; Range	Średnia; Mean
Obiekt nr 3 – układ I; Object No. 3 – configuration I (HF-VF)			
Średnia liczebność grzybów saprotroficznych (jtk·cm ⁻³); Mean numbers of saprotrophic fungi (cfu·cm ⁻³)	dopływ do złoża A; inflow to bed A	127 – 1200	734
	odpływ ze złoża A; outflow from bed A	11 – 387	149
	odpływ ze złoża B; outflow from bed B	4 – 15	7
Średnia liczebność grzybów potencjalnie chorobotwórczych (jtk·cm ⁻³); Mean numbers of potentially pathogenic fungi (cfu·cm ⁻³)	dopływ do złoża A; inflow to bed A	160 – 2333	1101
	odpływ ze złoża A; outflow from bed A	12 – 413	206
	odpływ ze złoża B; outflow from bed B	4 – 21	12

Obiekt nr 3 – układ II; Object No. 3 – configuration II (VF-HF)			
Średnia liczebność grzybów saprotroficznych (jtk cm ⁻³); Mean numbers of saprotrophic fungi (cfu·cm ⁻³)	dopływ do złoża C; inflow to bed C	127 – 1200	734
	odpływ ze złoża C; outflow from bed C	8 – 72	38
	odpływ ze złoża D; outflow from bed D	1 – 122	36
Średnia liczebność grzybów potencjalnie chorobotwórczych (jtk cm ⁻³); Mean numbers of potentially pathogenic fungi (cfu·cm ⁻³)	dopływ do złoża C; inflow to bed C	160 – 2333	1101
	odpływ ze złoża C; outflow from bed C	9 – 123	57
	odpływ ze złoża D; outflow from bed D	6 – 148	46
Obiekt nr 4; Object No. 4 (VF-HF)			
Średnia liczebność grzybów saprotroficznych (jtk cm ⁻³); Mean numbers of saprotrophic fungi (cfu·cm ⁻³)	dopływ do złoża I; inflow to bed I	140 – 1633	831
	odpływ ze złoża I; outflow from bed I	3 – 79	31
	odpływ ze złoża II; outflow from bed II	1 – 9	6
Średnia liczebność grzybów potencjalnie chorobotwórczych (jtk cm ⁻³); Mean numbers of potentially pathogenic fungi (cfu·cm ⁻³)	dopływ do złoża I; inflow to bed I	203 – 2233	1401
	odpływ ze złoża I; outflow from bed I	4 – 70	31
	odpływ ze złoża II; outflow from bed II	3 – 11	8



Rysunek 60. Średnia efektywność usuwania grzybów saprotroficznych w obiektach nr 1, 2, 3 i 4 w 2008 r. [opracowano na podstawie pracy Józwiakowskiego i in. 2009]

Figure 60. Average removal efficiency of saprotrophic fungi in objects No. 1, 2, 3 and 4 in 2008 [made on the basis of work by Józwiakowski et al. 2009]



Rysunek 61. Średnia efektywność usuwania grzybów potencjalnie chorobotwórczych w obiektach nr 1, 2, 3 i 4 w 2008 r. [opracowano na podstawie pracy Józwiakowskiego i in. 2009]

Figure 61. Average removal efficiency of potentially pathogenic fungi in objects No. 1, 2, 3 and 4 in 2008 [made on the basis of work by Józwiakowski et al. 2009]

Zaprezentowane wyniki badań wskazują, że wielostopniowe systemy gruntowo-roślinne zapewniają bardzo skuteczną – ponad 99% eliminację bakterii i grzybów. Natomiast systemy jednostopniowe, eksploatowane od kilkunastu lat usuwają zanieczyszczenia bakteriologiczne i mikologiczne w mniejszym stopniu [Józwiakowski i in. 2009]. Pomimo tego, że obecnie większość ścieków jest kierowana do zbiorczych lub przydomowych oczyszczalni, problem zanieczyszczenia bakteryjnego wód powierzchniowych nadal nie jest do końca rozwiązany. Według George i in. [2002] klasyczne oczyszczalnie, które nie prowadzą dezynfekcji, eliminują liczebność bakterii kałowych o 1–3 rzędów wielkości. Ze względu na to, że ścieki surowe doprowadzane do oczyszczalni zawierają bardzo duże ilości bakterii tego typu, które w olbrzymich ilościach są odprowadzane do środowiska ze ściekami oczyszczonymi [George i in. 2002]. Według Ołańczuk-Neyman [2003] nawet wysokoefektywne oczyszczalnie ścieków, które usuwają substancje biogenne – azot i fosfor, nie są w stanie zapewnić jednoczesnego bardzo skutecznego usunięcia zanieczyszczeń mikrobiologicznych. Smyła i in. [2003] podali, że w ostatnich latach w niektórych krajach europejskich wprowadza się przynajmniej częściową dezynfekcję ścieków odpływających z oczyszczalni. W Niemczech dezynfekuje się ścieki odprowadzane na tereny rekreacyjne, we Francji ścieki zrzucane na obszarach chronionych, takich jak kąpieliska i tereny hodowli mięczaków, a w Hiszpanii dezynfekuje się ścieki do nawodnień rolniczych, drzew owocowych, pól sportowych oraz ogrodów [Smyła i in. 2003].

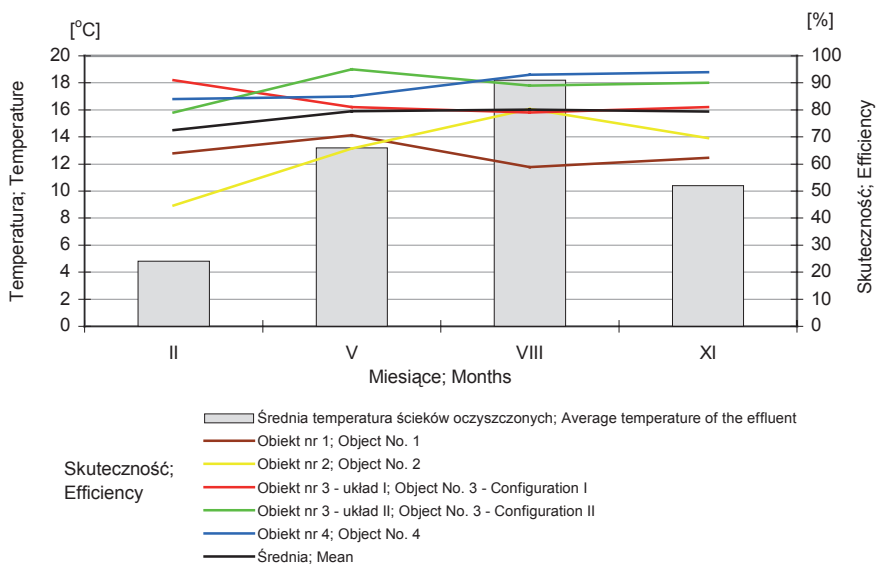
4.3.4. Ocena wpływu temperatury powietrza na skuteczność usuwania zanieczyszczeń w systemach gruntowo-roślinnych

Niektórzy autorzy [Hill, Payton 1998; Mæhlum, Stålnacke 1999; Kadlec, Reddy 2001; Obarska-Pempkowiak 2002] twierdzą, że głównym czynnikiem, który ma wpływ na efekty usuwania zanieczyszczeń w systemach gruntowo-roślinnych jest temperatura powietrza. Utrzymanie jej na poziomie powyżej 5 °C w znacznym stopniu decyduje o prawidłowym przebiegu podstawowych procesów biochemicznych, powodujących usuwanie substancji organicznej oraz procesów mikrobiologicznych, takich jak: nityfikacja i denityfikacja. Badania przeprowadzone w Skandynawii [Maehlum i in. 1995; Wittgren i Maehlum 1997] wskazują jednak, że systemy gruntowo-roślinne mogą także skutecznie funkcjonować w krajach o chłodnym klimacie, gdzie temperatura powietrza zimą spada znacznie poniżej 0°C.

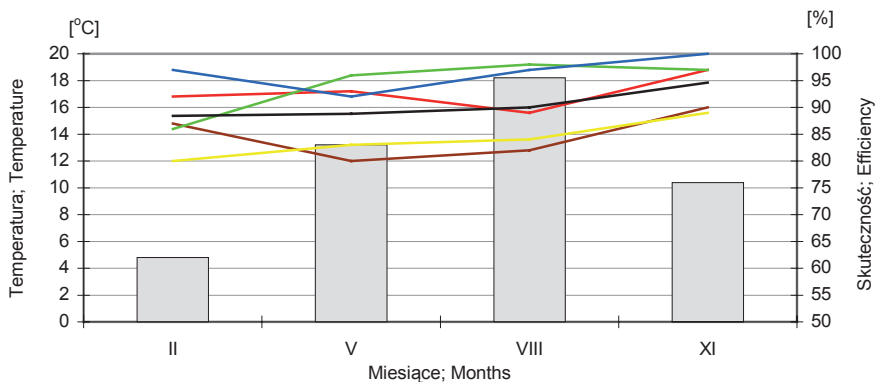
Na rysunkach 62-67 przedstawiono średnią skuteczność usuwania zanieczyszczeń oraz średnią temperaturę ścieków oczyszczonych w obiektach nr 1, 2, 3 i 4, w różnych miesiącach roku (luty, maj, sierpień, listopad). Wcześniej w rozprawie wykazano (tab. 11), że temperatura ścieków oczyszczonych w analizowanych systemach była w sposób istotny uzależniona od temperatury powietrza. W przypadku obiektu nr 1 sezonową skuteczność usuwania zanieczyszczeń określano w latach 2000-2010, w obiekcie nr 2 – w latach 2001-2010, w obiekcie nr 3 – w latach 2007-2010, a obiekcie nr 4 – w latach 2008-2010. Natomiast w tabelach 29-33 podano wyniki analizy statystycznej – korelacji wpływu temperatury powietrza na skuteczność usuwania badanych wskaźników zanieczyszczeń w omawianych obiektach.

Z danych IMiGW [2011] wynika, że w latach 2000-2010 w stacji w Radawcu koło Lublina średnie miesięczne temperatury powietrza w lutym, maju, sierpniu i listopadzie wynosiły odpowiednio: -1,8; 13,8; 18,3 i 3,5°C. Analiza tych danych wskazuje zatem, że najkorzystniejsze warunki termiczne do przebiegu podstawowych procesów usuwania zanieczyszczeń w analizowanych obiektach panowały w maju i w sierpniu (temperatura >5°C). Jednak analiza średnich temperatur ścieków oczyszczonych w okresie wielolecia (rys. 62-67) wskazuje, że prawie we wszystkich miesiącach badań – zarówno w okresie wegetacyjnym, jak i powegetacyjnym temperatura ścieków była znacznie wyższa od 5 °C. Jedynie w lutym stwierdzono jej średnią wartość na poziomie 4,8 °C. Wcześniej Kuczewski i Paluch [1997] podali, że ciepło zawarte w oczyszczanych ściekach, nawet podczas ujemnych temperatur powietrza, nie pozwala na obniżenie temperatury ścieków poniżej 6 °C. Przedstawione informacje wskazują, że w warunkach Polski procesy usuwania zanieczyszczeń w oczyszczalniach gruntowo-roślinnych i glebowo-roślinnych mogą przebiegać z taką samą skutecznością zarówno w okresie wegetacyjnym, jak i powegetacyjnym.

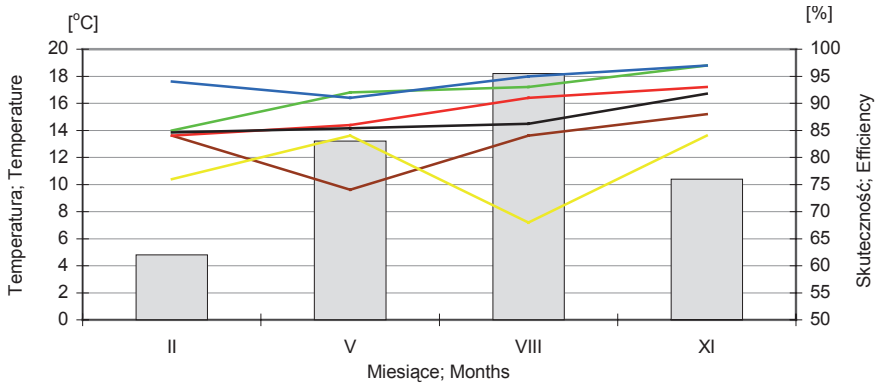
Zawiesiny ogólne. Z danych zaprezentowanych na rysunku 62 oraz z analizy statystycznej (tab. 29–33) wynika, że w przypadku większości badanych obiektów wielkość temperatury powietrza nie miała istotnego wpływu na skuteczność usuwania zawiesin ogólnych.



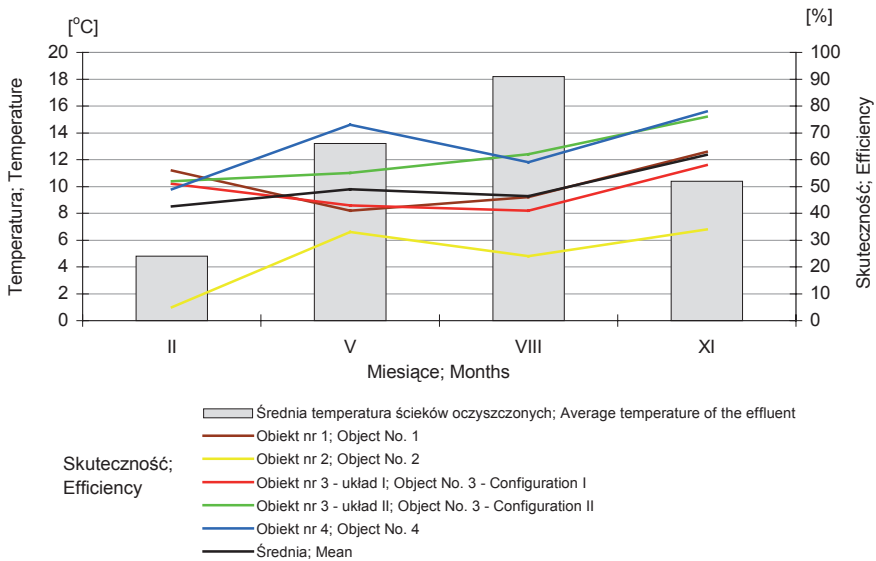
Rysunek 62. Średnia skuteczność usuwania zawiesin ogólnych ze ścieków i średnia temperatura ścieków oczyszczonych w badanych obiektach w różnych miesiącach roku
Figure 62. Average efficiency of TSS removal and average temperature of effluent in studied objects in different months of the year



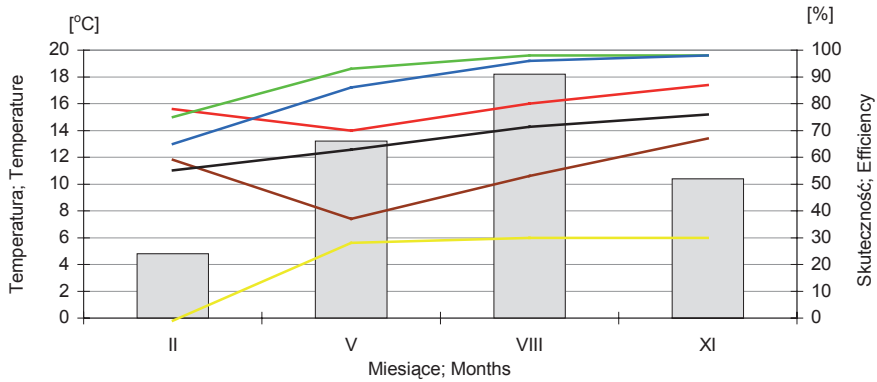
Rysunek 63. Średnia skuteczność zmniejszania BZ_5 w ściekach i średnia temperatura ścieków oczyszczonych w badanych obiektach w różnych miesiącach roku
Figure 63. Average efficiency of BOD_5 reduction and average temperature of effluent in studied objects in different months of the year



Rysunek 64. Średnia skuteczność zmniejszania ChZT w ściekach i średnia temperatura ścieków oczyszczonych w badanych obiektach w różnych miesiącach roku
Figure 64. Average efficiency of COD reduction and average temperature of effluent in studied objects in different months of the year

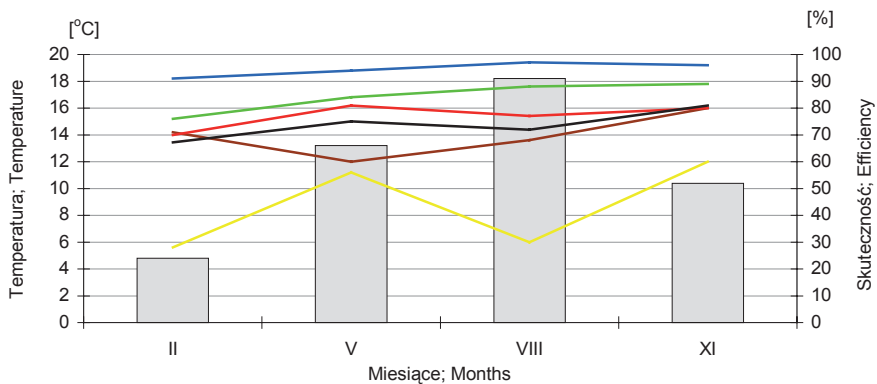


Rysunek 65. Średnia skuteczność usuwania azotu ogólnego ze ścieków i średnia temperatura ścieków oczyszczonych w badanych obiektach w różnych miesiącach roku
Figure 65. Average efficiency of total nitrogen removal and average temperature of effluent in studied objects in different months of the year



Rysunek 66. Średnia skuteczność usuwania N-NH₄ ze ścieków i średnia temperatura ścieków oczyszczonych w badanych obiektach w różnych miesiącach roku

Figure 66. Average efficiency of N-NH₄ removal and average temperature of effluent in studied objects in different months of the year



Rysunek 67. Średnia skuteczność usuwania fosforu ogólnego ze ścieków i średnia temperatura ścieków oczyszczonych w badanych obiektach w różnych miesiącach roku

Figure 67. Average efficiency of total phosphorus removal and average temperature of effluent in studied objects in different months of the year

Tabela 29. Analiza korelacji wpływu temperatury powietrza na skuteczność usuwania wybranych wskaźników zanieczyszczeń w obiekcie nr 1 w Jastkowie
Table 29. Analysis of correlation of the impact of air temperature on the efficiency of selected pollutants removal in object No. 1 in Jastków

Wskaźniki; Indicators	Liczebność grupy Group size	Współczynnik korelacji Pearsona Pearson coefficient of correlation	Współczynnik determinacji Coefficient of determination	Średnia arytmetyczna Arithmetic mean	Odchylenie standardowe Standard deviation	Wartość testu istotności Value of the significance test	Wartość krytyczna testu (significance level $\alpha=0,05$) Critical value of the test (significance level $\alpha=0,05$)
Oznaczenie Signature Korelacja Correlation	N	R (X,Y)	R ²	SR	S	t	$t_{\alpha_{kr}}$
Temperatura powietrza Air temperature [°C]	44	-0,03	0,001	8,2	8,6	-0,227	2,018
Usuwanie zawiesiny og. TSS removal [%]				63,9	20,5		
Temperatura powietrza Air temperature [°C]	44	-0,23	0,051	8,2	8,6	-1,521	2,018
Zmniejszanie BZT ₅ BOD ₅ reduction [%]				84,8	12,6		
Temperatura powietrza Air temperature [°C]	44	-0,18	0,031	8,2	8,6	-1,165	2,018
Zmniejszanie ChZT _{Cr} COD _{Cr} reduction [%]				82,4	13,6		
Temperatura powietrza Air temperature [°C]	44	-0,31	0,095	8,2	8,6	-2,122	2,018
Usuwanie N _{og.} N _{tot} removal [%]				51,7	18,4		
Temperatura powietrza Air temperature [°C]	44	-0,26	0,069	8,2	8,6	-1,761	2,018
Usuwanie N-NH ₄ N-NH ₄ removal [%]				54,0	20,9		
Temperatura powietrza Air temperature [°C]	44	-0,21	0,044	8,2	8,6	-1,394	2,018
Usuwanie P _{og.} P _{tot} removal [%]				69,7	19,4		

Tabela 30. Analiza korelacji wpływu temperatury powietrza na skuteczność usuwania wybranych wskaźników zanieczyszczeń w obiekcie nr 2 w Sobieszynie
Table 30. Analysis of correlation of the impact of air temperature on the efficiency of selected pollutants removal in object No. 2 in Sobieszyn

Wskaźniki; Indicators	Liczebność grupy Group size	Współczynnik korelacji Pearsona Pearson coefficient of correlation	Współczynnik determinacji Coefficient of determination	Średnia arytmetyczna Arithmetic mean	Odchylenie standardowe Standard deviation	Wartość testu istotności Value of the significance test	Wartość krytyczna testu (significance level $\alpha=0,05$) Critical value of the test (significance level $\alpha=0,05$)
Oznaczenie Signature	N	R (X,Y)	R ²	SR	S	t	$t_{\alpha,kr}$
Korelacja Correlation							
Temperatura powietrza Air temperature [°C]	40	0,43	0,188	8,5	8,3	2,995	2,024
Usuwanie zawiesiny og. TSS removal [%]				65,1	25,5		
Temperatura powietrza Air temperature [°C]	40	0,08	0,006	8,5	8,3	0,473	2,024
Zmniejszanie BZT ₅ BOD ₅ reduction [%]				84,2	11,9		
Temperatura powietrza Air temperature [°C]	40	-0,10	0,011	8,5	8,3	-0,640	2,024
Zmniejszanie ChZT _{Cr} COD _{Cr} reduction [%]				78,0	18,0		
Temperatura powietrza Air temperature [°C]	40	0,15	0,024	8,5	8,3	0,959	2,024
Usuwanie N _{og.} N _{tot} removal [%]				24,1	41,9		
Temperatura powietrza Air temperature [°C]	40	0,21	0,043	8,5	8,3	1,314	2,024
Usuwanie N-NH ₄ N-NH ₄ removal [%]				21,3	48,4		
Temperatura powietrza Air temperature [°C]	40	-0,006	0,00004	8,5	8,3	-0,043	2,024
Usuwanie P _{og.} P _{tot} removal [%]				43,5	43,5		

Tabela 31. Analiza korelacji wpływu temperatury powietrza na skuteczność usuwania wybranych wskaźników zanieczyszczeń w układzie I (HF-VF) w obiekcie nr 3 w Dąbrowicy
Table 31. Analysis of correlation of the impact of air temperature on the efficiency of selected pollutants removal in configuration I (HF-VF) in object No. 3 in Dąbrowica

Wskaźniki; Indicators	Liczebność grupy Group size	Współczynnik korelacji Pearsona Pearson coefficient of correlation	Współczynnik determinacji Coefficient of determination	Średnia arytmetyczna Arithmetic mean	Odchylenie standardowe Standard deviation	Wartość testu istotności Value of the significance test	Wartość krytyczna testu (significance level $\alpha=0,05$) Critical value of the test (significance level $\alpha=0,05$)
Oznaczenie Signature	N	R (X,Y)	R ²	SR	S	t	$t_{\alpha_{kr}}$
Korelacja Correlation							
Temperatura powietrza Air temperature [°C]	16	-0,31	0,095	8,8	8,1	-1,218	2,145
Usuwanie zawiesiny og. TSS removal [%]				83,0	14,4		
Temperatura powietrza Air temperature [°C]	16	-0,25	0,062	8,8	8,1	-0,965	2,145
Zmniejszanie BZT ₅ BOD ₅ reduction [%]				92,6	5,8		
Temperatura powietrza Air temperature [°C]	16	0,18	0,032	8,8	8,1	0,680	2,145
Zmniejszanie ChZT _{Cr} COD _{Cr} reduction [%]				88,4	8,0		
Temperatura powietrza Air temperature [°C]	16	-0,40	0,162	8,8	8,1	-1,656	2,145
Usuwanie N _{og.} N _{tot.} removal [%]				48,1	15,5		
Temperatura powietrza Air temperature [°C]	16	-0,15	0,022	8,8	8,1	-0,561	2,145
Usuwanie N-NH ₄ N-NH ₄ removal [%]				78,6	16,5		
Temperatura powietrza Air temperature [°C]	16	0,27	0,074	8,8	8,1	1,062	2,145
Usuwanie P _{og.} P _{tot.} removal [%]				76,9	8,8		

Tabela 32. Analiza korelacji wpływu temperatury powietrza na skuteczność usuwania wybranych wskaźników zanieczyszczeń w układzie II (VF-HF) w obiekcie nr 3 w Dąbrowicy
Table 32. Analysis of correlation of the impact of air temperature on the efficiency of selected pollutants removal in configuration II (VF-HF) in object No. 3 in Dąbrowica

Wskaźniki; Indicators	Liczoność grupy Group size	Współczynnik korelacji Pearsona Pearson coefficient of correlation	Współczynnik determinacji Coefficient of determination	Średnia arytmetyczna Arithmetic mean	Odczylenie standardowe Standard deviation	Wartość testu istotności Value of the significance test	Wartość krytyczna testu (significance level $\alpha=0,05$) Critical value of the test (significance level $\alpha=0,05$)
Oznaczenie Signature	N	R (X,Y)	R ²	SR	S	t	$t_{\alpha_{kr}}$
Korelacja Correlation							
Temperatura powietrza Air temperature [°C]	16	0,27	0,075	8,8	8,1	1,069	2,145
Usuwanie zawiesiny og. TSS removal [%]				88,0	15,3		
Temperatura powietrza Air temperature [°C]	16	0,35	0,121	8,8	8,1	1,384	2,145
Zmniejszanie BZT ₅ BOD ₅ reduction [%]				94,1	11,4		
Temperatura powietrza Air temperature [°C]	16	0,19	0,034	8,8	8,1	0,708	2,145
Zmniejszanie ChZT _{Cr} COD _{Cr} reduction [%]				91,5	11,0		
Temperatura powietrza Air temperature [°C]	16	-0,06	0,004	8,8	8,1	-0,224	2,145
Usuwanie N _{og.} N _{tot.} removal [%]				60,9	18,6		
Temperatura powietrza Air temperature [°C]	16	0,35	0,121	8,8	8,1	1,385	2,145
Usuwanie N-NH ₄ N-NH ₄ removal [%]				90,8	19,2		
Temperatura powietrza Air temperature [°C]	16	0,26	0,069	8,8	8,1	1,013	2,145
Usuwanie P _{og.} P _{tot.} removal [%]				84,2	12,3		

Tabela 33. Analiza korelacji wpływu temperatury powietrza na skuteczność usuwania wybranych wskaźników zanieczyszczeń w obiekcie nr 4 w Janowie
Table 33. Analysis of correlation of the impact of air temperature on the efficiency of selected pollutants removal in object No. 4 in Janów

Wskaźniki; Indicators	Liczoność grupy Group size	Współczynnik korelacji Pearsona Pearson coefficient of correlation	Współczynnik determinacji Coefficient of determination	Średnia arytmetyczna Arithmetic mean	Odchylenie standardowe Standard deviation	Wartość testu istotności Value of the significance test	Wartość krytyczna testu (significance level $\alpha=0,05$) Critical value of the test (significance level $\alpha=0,05$)
Oznaczenie Signature	N	R (X,Y)	R ²	SR	S	t	t α_{kr}
Korelacja Correlation							
Temperatura powietrza Air temperature [°C]	11	0,16	0,027	9,7	7,9	0,498	2,262
Usuwanie zawiesiny og. TSS removal [%]				89,4	7,7		
Temperatura powietrza Air temperature [°C]	11	-0,13	0,017	9,7	7,9	-0,400	2,262
Zmniejszanie BZT ₅ BOD ₅ reduction [%]				96,4	5,6		
Temperatura powietrza Air temperature [°C]	11	-0,07	0,004	9,7	7,9	-0,201	2,262
Zmniejszanie ChZT _{C_r} COD _{C_r} reduction [%]				94,2	5,3		
Temperatura powietrza Air temperature [°C]	11	0,09	0,007	9,7	7,9	0,259	2,262
Usuwanie N _{og.} N _{tot.} removal [%]				66,3	15,0		
Temperatura powietrza Air temperature [°C]	11	0,38	0,144	9,7	7,9	1,231	2,262
Usuwanie N-NH ₄ N-NH ₄ removal [%]				88,2	20,3		
Temperatura powietrza Air temperature [°C]	11	0,37	0,140	9,7	7,9	1,213	2,262
Usuwanie P _{og.} P _{tot.} removal [%]				95,0	3,8		

Jedynie w przypadku jednostopniowej oczyszczalni ścieków w Sobieszynie (obiekt nr 2) stwierdzono występowanie współzależności dodatniej, istotnej statystycznie, gdyż wartość bezwzględna testu t-Studenta jest wyższa od wartości krytycznej $t_{\alpha_{kr}}$ (tab. 30). Z analizy statystycznej wynika, że wyższa temperatura powietrza miała istotny wpływ na uzyskiwanie większych efektów usuwania zawiesin ogólnych w tym obiekcie. Korelację tą potwierdzają również wyniki badań zaprezentowane na rysunku 62 – skuteczność usuwania zawiesin w maju i sierpniu wynosiła odpowiednio 66 i 80%, a w lutym i listopadzie 45 i 70 %.

Uzyskane wyniki wskazują również, że w obiekcie nr 3 (układ I – typu HF-VF), w lutym efekty usuwania zawiesin ogólnych były o około 10% wyższe, niż w pozostałych miesiącach roku (rys. 62). Jednak rozpatrując efekty eliminacji zawiesin w tym obiekcie na tle zmian temperatury powietrza trudno jest jednoznacznie wykazać zależność między tymi parametrami (tab. 31). Potwierdza to analiza korelacji liniowej. Wartość bezwzględna testu t-Studenta jest wyraźnie niższa od wartości krytycznej – $t_{\alpha_{kr}}$, co pozwala stwierdzić, że w omawianym przypadku temperatura powietrza i efekty usuwania zawiesin nie są parametrami skorelowanymi, współzależnymi.

Biorąc pod uwagę średnią skuteczność usuwania zawiesin we wszystkich badanych obiektach w przekroju całego roku i w okresie wielolecia, można stwierdzić, że najwyższą (80%) notowano w sierpniu, a najniższą (73%) w lutym (rys. 62).

BZT₅ i ChZT. Z analizy danych statystycznych (tab. 29-33) oraz na podstawie wyników badań zaprezentowanych na rysunkach 63 i 64 można stwierdzić, że niskie temperatury powietrza w okresie jesienno-zimowym nie miały istotnego wpływu na obniżanie skuteczności usuwania substancji organicznej, wyrażonej za pomocą wskaźników BZT₅ i ChZT. Wyniki badań z obiektów nr 1 i 4 wskazują ponadto, że w okresie pozawegetacyjnym (w lutym i listopadzie) efekty obniżania BZT₅ i ChZT były wyższe niż w okresie wegetacyjnym. Podobną sytuację odnotowano w przypadku BZT₅ w I układzie obiektu nr 3 (rys. 63). Jednak rozpatrując efekty zmniejszania BZT₅ i ChZT w tych obiektach na tle zmian temperatury powietrza trudno jest jednoznacznie wykazać zależność między tymi parametrami. Potwierdza to analiza korelacji liniowej. W omawianych przypadkach temperatura powietrza i skuteczność obniżania BZT₅ i ChZT nie są parametrami skorelowanymi, współzależnymi (tab. 29, 31, 33).

Biorąc pod uwagę średnią skuteczność zmniejszania BZT₅ i ChZT we wszystkich analizowanych obiektach, w poszczególnych miesiącach roku, zauważono tendencję stopniowego wzrostu efektów obniżania tych wskaźników od lutego do listopada. W przypadku BZT₅ stopień redukcji wzrastał od 88 do 95%, a w przypadku ChZT od 85 do 92% (rys. 63, 64).

Azot ogólny i amonowy. Na podstawie 11-letnich wyników badań oraz przy wykorzystaniu statystycznej metody analizy korelacji wpływu temperatury powietrza na efekty usuwania azotu ogólnego w obiekcie nr 1 (w Jastkowie) stwierdzono występowanie współzależności ujemnej, istotnej statystycznie, która wskazuje, że przy niskich temperaturach powietrza w listopadzie i w lutym skuteczność usuwania azotu w obiekcie tym była w sposób istotny wyższa niż w maju i sierpniu (tab. 29). Zaobserwowano także, że blisko granicy ujemnej istotności jest również skuteczność usuwania azotu amonowego i w przypadku tego wskaźnika z pewną ostrożnością można stwierdzić, że przy niskich temperaturach powietrza wyższa efektywność usuwania tego wskaźnika była istotna statystycznie. Tendencje wzrostu efektów usuwania azotu ogólnego i amonowego w obiekcie nr 1 w lutym i listopadzie można także zaobserwować na rysunkach 65 i 66. Podobne zależności, chociaż nieistotne statystycznie, można zauważyć w przypadku efektów eliminacji azotu ogólnego i amonowego w I układzie – w obiekcie nr 3 (tab. 31, rys. 65, 66). W pozostałych obiektach (nr 2, 3–układ II i 4) skuteczność usuwania azotu w okresie wiosenno-letnim była zazwyczaj większa niż w okresie jesienno-zimowym (rys. 65, 66), jednak analiza korelacji liniowej nie potwierdziła tej zależności (tab. 30, 32, 33).

Biorąc pod uwagę średnią skuteczność usuwania azotu ogólnego i amonowego we wszystkich analizowanych obiektach, w poszczególnych miesiącach roku, podobnie jak w przypadku BZT₅ i ChZT, można zauważyć tendencję stopniowego wzrostu efektów usuwania tych wskaźników od lutego do listopada. W przypadku azotu ogólnego efekty jego eliminacji wzrastały od 43 do 62%, a w przypadku N-NH₄ od 55 do 76% (rys. 65, 66).

Fosfor ogólny. Na podstawie danych przedstawionych na rysunku 67 oraz z analizy statystycznej (tab. 29-33) wynika, że niskie temperatury powietrza w okresie jesienno-zimowym nie miały istotnego wpływu na obniżanie skuteczności usuwania fosforu ogólnego w analizowanych obiektach. W wielostopniowych systemach gruntowo-roślinnych (obiekty nr 3 i 4) fosfor zazwyczaj z większą skutecznością usuwany był w sezonie wiosenno-letnim (rys. 67), jednak analiza korelacji liniowej nie potwierdziła, że zależność ta jest istotna statystycznie (tab. 31-32). Z kolei w obiekcie nr 1 wyższe efekty eliminacji fosforu

ogólnego uzyskiwano w okresie pozawegetacyjnym (rys. 67), lecz współzależność ta również była nieistotna statystycznie (tab. 29).

Podobnie, jak w przypadku innych badanych wskaźników, tak i w przypadku fosforu ogólnego stwierdzono, że średnie efekty eliminacji tego wskaźnika we wszystkich analizowanych obiektach od lutego do listopada stopniowo wzrastały – od 67 do 81% (rys. 67).

Dotychczas badania na temat sezonowych zmian skuteczności usuwania zanieczyszczeń w systemach gruntowo-roślinnych oraz glebowo-roślinnych w warunkach Polski wykonywali m.in. Kuczewski i Paluch [1997], Soroko [1997]; Sadecka [2003]; Kuczewski in. [2004], Krzanowski i in. [2005], Gajewska i Obarska-Pempkowiak [2003, 2007], Jucherski [2007] oraz Pawęska i Kuczewski [2008]. W większości tych prac nie stwierdzano wyraźnego wpływu niskich temperatur w okresie zimowym na zmniejszanie efektów usuwania zawiesin ogólnych, czy obniżania takich wskaźników, jak BZT₅ i ChZT. Natomiast w przypadku związków biogenych (azot i fosfor) wyższe efekty ich eliminacji uzyskiwano zazwyczaj w okresie wiosenno-letnim. Czasami zdarzały się jednak przypadki, że w sezonie jesienno-zimowym obserwowano nieznacznie wyższe efekty zmniejszania BZT₅ i ChZT niż w wiosenno-letnim. Taką tendencję w swoich badaniach stwierdzili m.in. Kuczewski i Paluch [1997], Sadecka [2003] oraz Krzanowski i in. [2005]. Zatem wyniki uzyskane w obiektach nr 1 i 4 oraz w I układzie obiektu nr 3 są podobne do tych, które otrzymali wyżej wymienieni autorzy.

4.3.5. Analiza wpływu zastosowanych układów technologicznych na jakość ścieków oczyszczonych

W tabelach 34–37 przedstawiono charakterystykę statystyczną analizowanych zmiennych – wskaźników zanieczyszczeń w ściekach odpływających z obiektów nr 1, 2 i 3 (układ I i II), takich jak BZT₅, ChZT, zawiesina ogólna, azot ogólny, fosfor ogólny, N-NH₄⁺ i N-NO₃⁻.

Tabela 34. Statystyka opisowa wartości wskaźników zanieczyszczeń w ściekach odpływających z obiektu nr 1 w Jaskowie (HF)
Table 34. Descriptive statistics of values of pollutants in sewage outflowing from the object No. 1 in Jasków (HF)

Wskaźniki; Indicators	\bar{x}	Ufność; Confidence -95,0000%	Ufność; Confidence +95,0000%	Me	Min	Max	Rozstęp Interval	Percentyl Percentile 10,0000%	Percentyl Percentile 90,0000%	σ	V_{zm}	Skosność Bias	Kurtoza Kurtosis
Zaw. og.; TSS	26,234	10,126	16,402	25,000	6,200	48,700	42,500	11,100	46,500	12,518	47,718	0,267	-0,951
BZT ₅ ; BOD ₅	18,018	7,047	11,047	18,200	6,100	36,100	30,000	7,050	28,550	8,603	47,749	0,363	-0,846
ChZT; COD	47,138	18,492	28,659	44,000	9,000	101,000	92,000	20,000	84,000	22,475	47,679	0,622	0,068
$N_{og.}$; N_{tot}	31,484	7,686	11,848	33,000	9,000	56,000	47,000	20,000	40,300	9,322	29,608	-0,078	0,939
$P_{og.}$; P_{tot}	6,858	2,462	3,795	7,200	0,500	12,500	12,000	2,100	10,400	2,986	43,540	-0,388	-0,468
$N-NH_4^+$	23,307	6,678	10,241	23,200	4,700	43,200	38,500	12,400	33,800	8,082	34,678	-0,037	0,139
$N-NO_3^-$	0,827	0,797	1,359	0,230	0,010	3,660	3,650	0,110	2,550	1,005	121,500	1,490	1,530

Tabela 35. Statystyka opisowa wartości wskaźników zanieczyszczeń w ściekach odpływających z obiektu nr 2 w Sobieszynie (VF)
Table 35. Descriptive statistics of values of pollutants in sewage outflowing from the object No. 2 in Sobieszyn (VF)

Wskaźniki; Indicators	\bar{x}	Ufność; Confidence -95,0000%	Ufność; Confidence +95,0000%	Me	Min	Max	Rozstęp Interval	Percentyl Percentile 10,0000%	Percentyl Percentile 90,0000%	σ	V_{zm}	Skosność Bias	Kurtoza Kurtosis
Zaw. og.; TSS	31,817	16,839	27,082	28,450	2,200	77,300	7,800	65,200	75,100	20,762	65,254	0,524	-0,672
BZT ₅ ; BOD ₅	21,017	10,707	17,342	19,800	1,000	47,000	5,600	39,000	46,000	13,236	62,979	0,301	-1,166
ChZT; COD	54,778	15,360	24,703	55,500	19,000	91,000	24,000	84,000	72,000	18,938	34,572	-0,049	-0,456
$N_{og.}$; N_{tot}	47,256	12,506	20,114	45,500	17,000	80,000	29,000	68,000	63,000	15,419	32,630	0,155	-0,348
$P_{og.}$; P_{tot}	7,923	2,328	3,829	7,600	2,000	14,000	5,200	10,800	12,000	2,895	36,534	0,173	-0,153
$N-NH_4^+$	38,058	12,997	20,903	38,300	2,800	69,800	18,600	60,900	67,000	16,024	42,105	-0,180	-0,115
$N-NO_3^-$	1,788	1,495	2,460	1,170	0,110	5,580	0,110	4,750	5,470	1,860	104,015	0,803	-0,797

Wartości zawarte w tabeli podano po weryfikacji danych – po usunięciu wyników odstających. The values in this table are given after verification of data - the results after removing outliers.

Objaśnienia: \bar{x} - średnia arytmetyczna, **Ufność** – przedział ufności dla średniej arytmetycznej, **Me** – mediana (wartość środkowa), **Min** – minimum, **Max** – maksimum, **Rozstęp** – jest to różnica między max i min, **Percentyl 10%** – wartość poniżej której znajduje się 10% pomiarów, **Percentyl 90%** – wartość poniżej której znajduje się 90% pomiarów, σ - odchylenie standardowe, V_{zm} – współczynnik zmienności, **Skosność i Kurtoza** – informują o rozkładzie zmiennych – im wyniki są bliższe 0, tym rozkład jest bardziej symetryczny.

Explanations: \bar{x} - arithmetic mean, **Confidence** – confidence interval for arithmetic mean, **Me** – median, **Min** – minimum, **Max** – maximum, **Interval** – difference between max and min, **Percentile 10%** – value below which 10% of the results are located, **Percentile 90%** - value below which 90% of the results are located, σ - standard deviation, V_{zm} – coefficient of variation, **Bias (Skewness) and Kurtosis** – parameters providing information on the distribution of variables – the closer the results to 0, the more symmetrical the distribution.

Tabela 36. Statystyka opisowa wartości wskaźników zanieczyszczeń w ściekach odpływających z obiektu nr 3 w Dąbrowicy – układ I (HF-VF)
Table 36. Descriptive statistics of values of pollutants in sewage outflowing from the object No. 3 in Dąbrowica – configuration I (HF-VF)

Wskaźniki; Indicators	\bar{x}	Ufność; Confidence -95,000%	Ufność; Confidence +95,000%	Me	Min	Max	Rozstęp Interval	Percentyl Percentile 10,000%	Percentyl Percentile 90,000%	σ	V_{zm}	Skosność Bias	Kurtosis
Zaw. og.; TSS	19,356	15,192	23,519	19,200	11,900	31,000	19,100	11,900	31,000	5,416	27,982	1,091	2,325
BZT ₅ ; BOD ₅	11,789	8,681	14,897	12,000	6,500	20,300	13,800	6,500	20,300	4,044	34,301	0,892	1,944
ChZT; COD	42,615	33,178	52,053	43,000	10,000	74,000	64,000	26,000	58,000	15,618	36,649	-0,129	1,325
$N_{og.}; N_{tot}$	56,167	48,768	63,566	57,500	35,000	77,000	42,000	40,000	65,000	11,645	20,733	-0,339	0,185
$P_{og.}; P_{tot}$	7,711	6,521	8,900	7,500	4,800	11,600	6,800	5,100	10,800	1,968	25,525	0,581	0,226
N-NH ₄ ⁺	22,920	11,448	34,392	19,300	6,480	54,000	47,520	6,480	54,000	14,924	65,113	1,053	1,323
N-NO ₃ ⁻	14,473	7,372	21,574	12,995	1,470	27,700	26,230	1,480	26,950	9,927	68,590	-0,024	-1,565

Tabela 37. Statystyka opisowa wartości wskaźników zanieczyszczeń w ściekach odpływających z obiektu nr 3 w Dąbrowicy – układ II (VF-HF)
Table 37. Descriptive statistics of values of pollutants in sewage outflowing from the object No. 3 in Dąbrowica – configuration II (VF-HF)

Wskaźniki; Indicators	\bar{x}	Ufność; Confidence -95,000%	Ufność; Confidence +95,000%	Me	Min	Max	Rozstęp Interval	Percentyl Percentile 10,000%	Percentyl Percentile 90,000%	σ	V_{zm}	Skosność Bias	Kurtosis
Zaw. og.; TSS	9,707	6,597	12,818	10,500	1,700	20,600	18,900	2,200	16,000	5,387	55,496	0,125	-0,014
BZT ₅ ; BOD ₅	4,456	2,832	6,081	4,450	0,200	10,200	10,000	0,400	7,100	2,813	63,131	0,131	0,045
ChZT; COD	23,831	18,257	29,404	24,000	10,800	40,000	29,200	11,000	35,000	9,223	38,704	0,088	-0,960
$N_{og.}; N_{tot}$	52,500	38,298	66,702	48,500	21,000	112,000	91,000	25,000	82,000	24,598	46,852	1,123	1,358
$P_{og.}; P_{tot}$	5,272	3,590	6,954	5,000	0,600	10,700	10,100	2,400	9,300	3,037	57,612	0,362	-1,001
N-NH ₄ ⁺	6,519	1,942	11,096	3,800	0,860	25,500	24,640	1,230	15,000	7,204	110,503	2,006	4,028
N-NO ₃ ⁻	27,885	14,713	41,056	23,200	4,290	74,000	69,710	8,140	67,000	21,796	78,166	1,246	0,703

Wartości zawarte w tabeli podano po weryfikacji danych – po usunięciu wyników odstających.
 The values in this table are given after verification of data - the results after removing outliers.

Tabela 38. Wyniki testu Shapiro-Wilka normalności rozkładu wartości wskaźników zanieczyszczeń w ściekach oczyszczonych odpływających z badanych obiektów
Table 38. The results of the Shapiro-Wilk test of normality of values of pollutants in treated sewage outflowing from the studied objects

Wskaźniki; Indicators	Obiekt nr 1; Object No. 1 Jastków		Obiekt nr 2; Object No. 2 Sobieszyn		Obiekt nr 3 – I; Object No. 3 – I Dąbrowica		Obiekt nr 3 – II Object No. 3 – II Dąbrowica	
	S-W	p	S-W	p	S-W	p	S-W	p
Zaw. og.; TSS	0,951	0,123	0,946	0,08	0,926	0,448	0,948	0,532
BZT ₅ ; BOD ₅	0,942	0,05	0,937	0,05	0,898	0,246	0,954	0,622
ChZT; COD	0,95	0,063	0,976	0,628	0,977	0,963	0,960	0,751
N _{og} ; N _{tot}	0,97	0,327	0,982	0,82	0,942	0,529	0,92	0,222
P _{og} ; P _{tot}	0,972	0,377	0,979	0,754	0,939	0,448	0,946	0,461
N-NH ₄ ⁺	0,993	0,994	0,98	0,738	0,917	0,37	0,741	0,002
N-NO ₃ ⁻	0,763	0,000	0,829	0,00012	0,91	0,288	0,857	0,036

Objaśnienia: S-W – wartość testu Shapiro-Wilka, p – prawdopodobieństwo testowe p

Explanation: S-W - the value of the Shapiro-Wilk test, p - the probability test p

Kolorem czerwonym zaznaczono wskaźniki, które nie podlegają rozkładowi normalnemu;

Marked with red are those indicators which are not normally distributed

W tabeli 38 zaprezentowano wyniki testu Shapiro-Wilka normalności rozkładu wartości badanych wskaźników zanieczyszczeń w ściekach oczyszczonych, odpływających z analizowanych obiektów. W przypadku, gdy prawdopodobieństwo testowe p jest mniejsze od poziomu istotności $\alpha = 0,05$, należy odrzucić hipotezę zerową o normalności rozkładu, innymi słowy świadczy to o tym, że dana zmienna nie podlega rozkładowi normalnemu. Z obliczeń wynika, że sytuacja taka ma miejsce w przypadku N-NH₄⁺ i N-NO₃⁻. Wymogi analizy ANOVA mówią, że wszystkie porównywane zmienne muszą mieć rozkład normalny, dlatego też poniżej nie przeprowadzono analizy ANOVA dla azotu amonowego i azotanowego. Próbowano co prawda, doprowadzić do normalności te dwa wskaźniki, ale wiązałoby się to z odrzuceniem zbyt dużej liczby danych, co z kolei wpłynęłoby negatywnie na wyniki samej analizy.

W tabeli 39 przedstawiono wyniki analizy ANOVA dla badanych wskaźników zanieczyszczeń. Zbadano wpływ zastosowanego układu technologicznego na wielkości analizowanych wskaźników w odpływie z oczyszczalni. Analiza wykazała, że układ złoza w istotny sposób wpływa na wielkość wszystkich analizowanych wskaźników w ściekach odpływających z oczyszczalni. Świadczą o tym wyniki testu F, istotne statystycznie na poziomie $\alpha = 0,05$. W celu stwierdzenia, między jakimi układami istnieją istotne różnice w stężeniach poszczególnych wskaźników zanieczyszczeń, wykonano test post-hoc Tuckeya, a wyniki przedstawiono w tabeli 40.

Na podstawie przeprowadzonej analizy statystycznej stwierdzono występowanie istotnych różnic w zawartości zawiesiny ogólnej oraz wielkości BZT₅ i ChZT w odpływie z oczyszczalni między układami jednostopniowymi i hybrydowymi. Uzyskane wyniki wskazują, że należy się spodziewać, iż w ściekach odpływających z układów hybrydowych stężenia tych wskaźników będą istotnie

niższe, niż w ściekach odprowadzanych z układów jednostopniowych. Przy czym różnice istotne statystycznie stwierdzono pomiędzy obiektem nr 1 w Jastkowie (HF) i nr 3 w Dąbrowicy – układ II (VF-HF) oraz między obiektem nr 2 w Sobieszynie (VF) i nr 3 w Dąbrowicy – układ II (VF-HF) (tab. 40).

Tabela 39. Wyniki analizy ANOVA dla badanych wskaźników zanieczyszczeń
Table 39. ANOVA results for the studied indicators of pollutions

Analizowane parametry Analysed parameters	SS	Stopnie swobody Degrees of freedom	MS	F	p
Zawiesiny ogólne; Total suspended solids					
Wyraz wolny Free word	31767,02	1	31767,02	135,9706	0,000000
Układ złoża Configuration the bed	5281,09	3	1760,36	7,5348	0,000149
Błąd; Error	21026,84	90	233,63		
BZT ₅ ; BOD ₅					
Wyraz wolny Free word	12942,53	1	12942,53	134,0282	0,000000
Układ złoża Configuration the bed	3036,07	3	1012,02	10,4802	0,000005
Błąd; Error	9077,17	94	96,57		
ChZT; COD					
Wyraz wolny Free word	137980,3	1	137980,3	370,8131	0,000000
Układ złoża Configuration the bed	9356,7	3	3118,9	8,3818	0,000050
Błąd; Error	37210,2	100	372,1		
N _{og.} ; N _{tot}					
Wyraz wolny Free word	170659,7	1	170659,7	808,1539	0,000000
Układ złoża Configuration the bed	9673,9	3	3224,6	15,2701	0,000000
Błąd; Error	21328,4	101	211,2		
P _{og.} ; P _{tot}					
Wyraz wolny Free word	3909,926	1	3909,926	477,8344	0,000000
Układ złoża Configuration the bed	79,771	3	26,590	3,2496	0,025000
Błąd; Error	818,259	100	8,183		

SS – całkowita suma kwadratów odchyłeń; total sum of squares of deviations,

MS – średnia suma kwadratów odchyłeń; the average sum of squared deviations, **F** – test Fishera; Fisher's test, **p** – prawdopodobieństwo testowe; test probability

Tabela 40. Wyniki testu post-hoc Tuckeya istotności różnic, między średnimi wartościami badanych wskaźników w odpływie z oczyszczalni

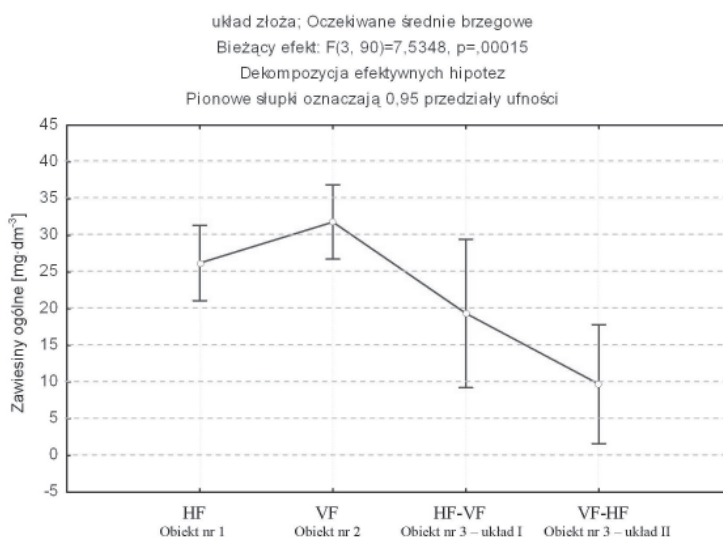
Table 40. The results of post-hoc test of Tuckey significance of differences between average values of the indicators tested in the effluent from sewage treatment plant

Badany wskaźnik The studied indicator		Zawiesiny ogólne; Total suspended solids			
Numer obiektu i układ złoża Number of object and configuration of bed		[1] - 26,234	[2] - 31,817	[3-I] - 19,356	[3- II] - 9,7071
1	HF		0,425378	0,775418	0,026606*
2	VF	0,425378		0,314748	0,001449
3 – I	HF-VF	0,775418	0,314748		0,540801
3 – II	VF-HF	0,026606	0,001449	0,540801	
Badany wskaźnik The studied indicator		BZT ₅ ; BOD ₅			
Numer obiektu i układ złoża Number of object and configuration of bed		[1] - 18,018	[2] - 21,017	[3-I] - 11,789	[3- II] - 4,4564
1	HF		0,579877	0,537209	0,002476
2	VF	0,579877		0,198368	0,000259
3 – I	HF-VF	0,537209	0,198368		0,393364
3 – II	VF-HF	0,002476	0,000259	0,393364	
Badany wskaźnik The studied indicator		ChZT; COD			
Numer obiektu i układ złoża Number of object and configuration of bed		[1] - 47,138	[2] - 54,778	[3-I] - 42,615	[3- II] - 23,831
1	HF		0,339556	0,932604	0,014086
2	VF	0,339556		0,379194	0,000613
3 – I	HF-VF	0,932604	0,379194		0,068897
3 – II	VF-HF	0,014086	0,000613	0,068897	
Badany wskaźnik The studied indicator		N _{og} ; N _{tot}			
Numer obiektu i układ złoża Number of object and configuration of bed		[1] - 31,484	[2] - 47,256	[3-I] - 52,500	[3- II] - 56,167
1	HF		0,000200	0,001372	0,000500
2	VF	0,000200		0,775299	0,440136
3 – I	HF-VF	0,001372	0,775299		0,926171
3 – II	VF-HF	0,000500	0,440136	0,926171	
Badany wskaźnik The studied indicator		P _{og} ; P _{tot}			
Numer obiektu i układ złoża Number of object and configuration of bed		[1] - 6,8581	[2] - 7,9230	[3-I] - 7,7108	[3- II] - 5,2720
1	HF		0,434166	0,872261	0,430396
2	VF	0,434166		0,997654	0,060269
3 – I	HF-VF	0,872261	0,997654		0,137818
3 – II	VF-HF	0,430396	0,060269	0,137818	

* - różnice istotne statystycznie zaznaczono kolorem czerwonym;

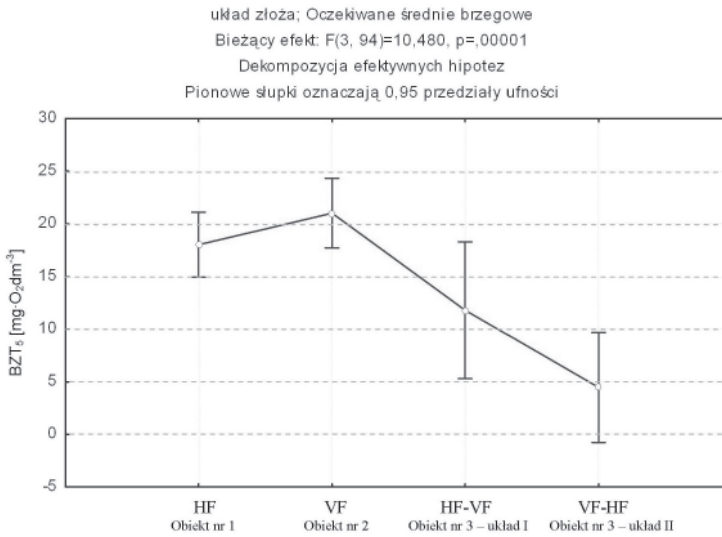
Statistically significant differences are marked in red

Zauważono, że układach jednostopniowych (obiekt nr 1 i 2) kierunek przepływu ścieków nie miał znaczenia i nie wpływał istotnie na zawartość zawiesiny ogólnej oraz wielkość BZT₅ i ChZT w ściekach oczyszczonych – różnice są nieistotne statystycznie. Natomiast w układach hybrydowych obiektu nr 3, kolejność układu złóż miała znaczenie i wpływała istotnie na wielkość tych wskaźników w odpływie, na co wskazują różnice istotne statystycznie. Potwierdzeniem tego są rysunki 68-70, przedstawiające oczekiwane średnie zawartości zawiesiny ogólnej oraz wartości BZT₅ i ChZT w odpływie z poszczególnych obiektów. Najwyższe wartości tych wskaźników odnotowano w obiekcie nr 2 Sobieszynie (układ VF), a najniższe w układzie II obiektu nr 3 w Dąbrowicy (VF-HF). W przypadku systemów hybrydowych, niższe zawartości zawiesiny ogólnej oraz wielkości BZT₅ i ChZT stwierdzono w układzie typu VF-HF niż w układzie odwrotnym HF-VF (rys. 68-70).

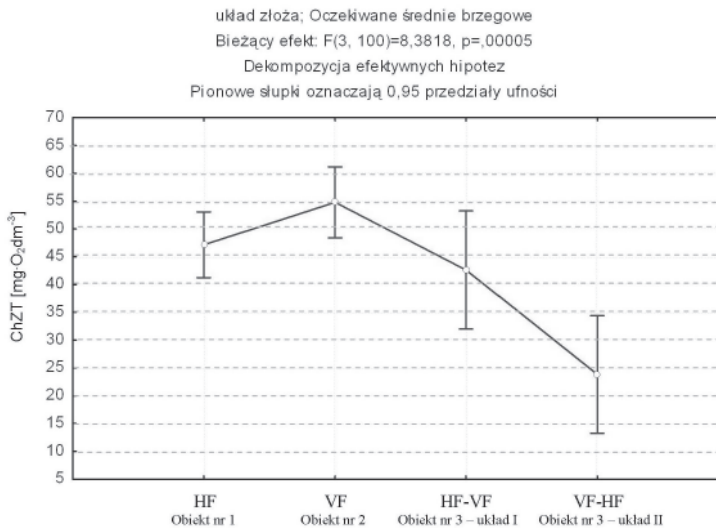


Rysunek 68. Profil oczekiwanych średnich stężeń zawiesiny ogólnej w ściekach odpływających z badanych obiektów

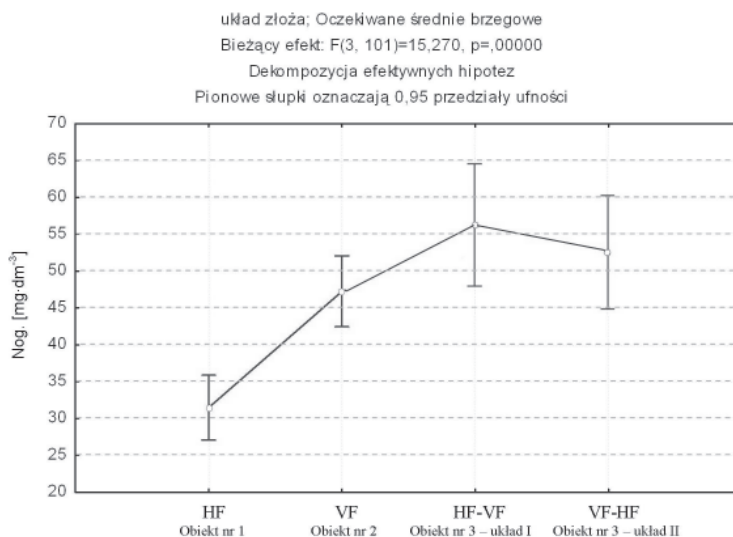
Figure 68. Profile of the expected average concentrations of total suspended solids in the sewage outflowing from the studied objects



Rysunek 69. Profil oczekiwanych średnich wartości BZT₅ w ściekach odpływających z badanych obiektów
Figure 69. Profile of the expected average values of BOD₅ in the sewage outflowing from the studied objects



Rysunek 70. Profil oczekiwanych średnich wartości ChZT w ściekach odpływających z badanych obiektów
Figure 70. Profile of the expected average values of COD in the sewage outflowing from the studied objects



Rysunek 71. Profil oczekiwanych średnich stężeń azotu ogólnego w ściekach odpływających z badanych obiektów

Figure 71. Profile of the expected average concentrations of total nitrogen in the sewage outflowing from the studied objects

Na podstawie przeprowadzonej analizy stwierdzono występowanie istotnych różnic w zawartości azotu ogólnego w ściekach oczyszczonych między układem jednostopniowym (typu HF) w obiekcie nr 1 – w Jastkowie i systemami hybrydowymi obiektu nr 3. Uzyskane wyniki wskazują, że należy się spodziewać, iż w odpływie z układów hybrydowych (HF-VF i VF-HF) zawartości azotu ogólnego będą istotnie różne od tych w odpływie z układu jednostopniowego typu HF. Z wykonanych badań wynika, że najwyższe stężenie azotu ogólnego stwierdzono w ściekach odprowadzanych z obiektu nr 3 w Dąbrowicy – układ I (HF-VF), a najniższe w obiekcie nr 1 – w Jastkowie (HF) (rys. 71). W tym wypadku trzeba jednak brać pod uwagę fakt, że do obiektu nr 3 dopływały ścieki zawierające prawie dwukrotnie większe stężenie azotu (tab. 20 i 21) niż do obiektu nr 1 (tab. 17), zaś efekty usuwania azotu w obiektach nr 1 i 3 (układ I) były podobne – wynosiły odpowiednio 52 i 48% (tab. 18, 23).

Brak jest istotnych różnic między stężeniami azotu ogólnego w ściekach odpływających z obiektów nr 2 (w Sobieszynie) i 3 (w Dąbrowicy), a więc różnice między zawartościami tego wskaźnika w odpływie z układu jednostopniowego (VF) oraz z układów hybrydowych: VF-HF i HF-VF będą wywołane wyłącznie czynnikami losowymi. Potwierdzeniem tego jest rysunek 71, przedstawiający oczekiwane średnie zawartości azotu ogólnego w odpływie z badanych obiektów.

Zauważono, że w układach jednostopniowych, w obiektach nr 1 (HF) i 2 (VF) kierunek przepływu ścieków istotnie wpływa na zawartość azotu ogólnego w odpływie – różnice są istotne statystycznie. Znacznie niższe średnie stężenie tego wskaźnika odnotowano w ściekach odpływających z systemu HF (rys. 71). Z wykonanej analizy statystycznej wynika także, że kolejność złóż w badanych systemach hybrydowych nie miała znaczenia i nie wpływała istotnie na wielkość stężenia azotu ogólnego w ściekach odpływających – uzyskane różnice są nieistotne statystycznie. Nieznacznie niższą zawartość azotu stwierdzono jednak w odpływie z układu VF-HF, niż HF-VF (rys. 71).

W przypadku fosforu ogólnego analiza statystyczna wykazała brak istotnych różnic między zawartością tego wskaźnika w ściekach odpływających z poszczególnych obiektów (tab. 40). Wynika to z faktu, iż test Tuckeya należy do stosunkowo konserwatywnych. W związku z tym, kolejne obliczenia wykonano testem bardziej czułym. Zdecydowano się na test NIR (Najmniejszej Istotnej Różnicy). Wyniki tego testu zaprezentowano w tabeli 41.

Tabela 41. Wyniki testu NIR istotności różnic między średnimi zawartościami fosforu ogólnego w odpływie z oczyszczalni

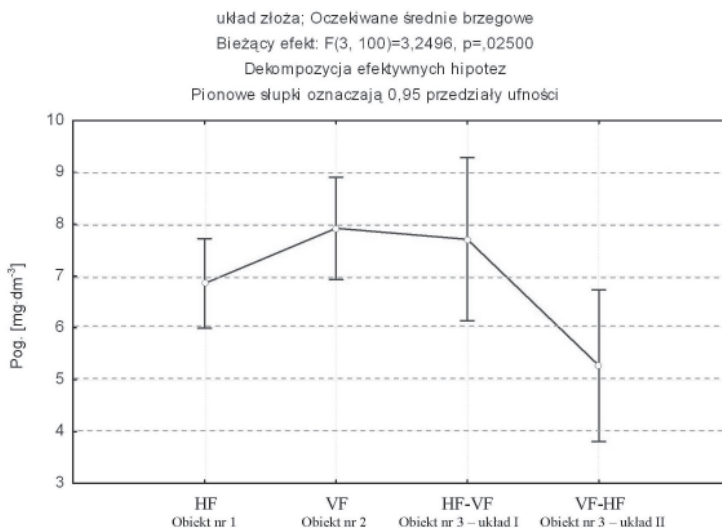
Table 41. LSD test results of the significance of differences between the average contents of total phosphorus in the effluent of sewage treatment plant

Badany wskaźnik The studied indicator		$P_{og}; P_{tot}$			
Numer obiektu i układ złoża Number of object and configuration of bed		[I] - 6,8581	[2] - 7,9230	[3-I] - 7,7108	[3- II] - 5,2720
1	HF		0,110860	0,348600	0,067397
2	VF	0,110860		0,821191	0,003661
3 - I	HF-VF	0,348600	0,821191		0,026646
3 - II	VF-HF	0,067397	0,003661	0,026646	

* - różnice istotne statystycznie zaznaczono kolorem czerwonym;

Statistically significant differences are marked in red

Na podstawie wykonanego testu NIR stwierdzono występowanie różnic istotnych statystycznie w zawartości fosforu ogólnego w ściekach oczyszczonych pomiędzy układem jednostopniowym typu VF z obiektu nr 2 (w Sobieszynie), a układem hybrydowym (II) typu VF-HF z obiektu nr 3 (w Dąbrowicy), jak również pomiędzy dwoma systemami hybrydowymi – HF-VF i VF-HF, funkcjonującymi w obiekcie nr 3. W przypadku układów hybrydowych stwierdzono, że duży wpływ na zawartość fosforu w odpływie ma kolejność złóż. Natomiast w przypadku obiektów jednostopniowych (nr 1 i 2) takiego istotnego wpływu nie wykazano (rys. 72).



Rysunek 72. Profil oczekiwanych średnich stężeń fosforu ogólnego w ściekach odpływających z badanych obiektów

Figure 72. Profile of the expected average concentrations of total phosphorus in the sewage outflowing from the studied objects

Na podstawie przeprowadzonych analiz można stwierdzić, że układ hybrydowy typu VF-HF zapewniał najniższe stężenie fosforu ogólnego w odpływie, natomiast w pozostałych układach średnie stężenie fosforu w ściekach odpływających kształtowało się na podobnym poziomie (rys. 72).

4.3.6. Analiza niezawodności badanych systemów w zakresie spełniania wymogów jakościowych stawianych ściekom oczyszczonym

Obiekt nr 1 w Jastkowie (HF). Wyniki zawarte w tabeli 43 zawierają estymowane metodą największej wiarygodności wartości parametrów kształtu i skali rozkładu Weibulla, przy założeniu znajomości parametru położenia dla obiektu nr 1.

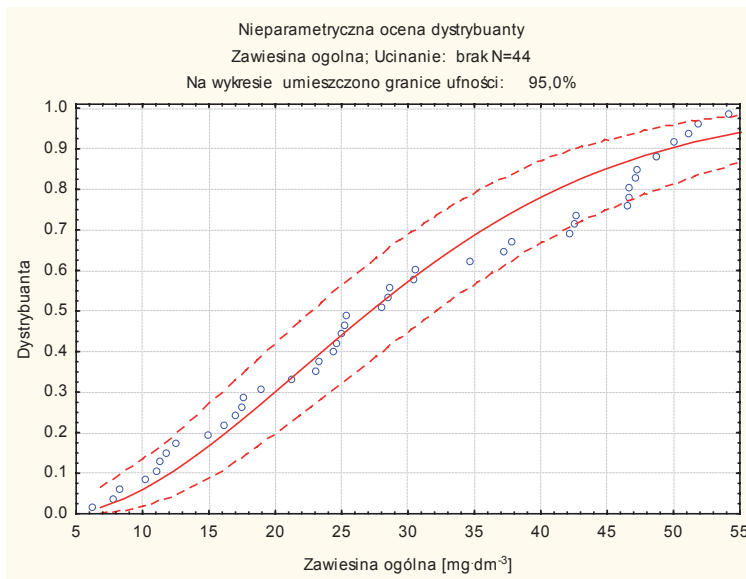
W oparciu o szereg symulacji, uzyskano optymalną wartość parametru położenia, na podstawie analizy współczynnika determinacji R^2 , charakteryzującego jakość dopasowania danych pomiarowych do funkcji Weibulla, przy różnych wartościach parametru położenia. W przypadku zawiesiny ogólnej dla parametru położenia 4,091 uzyskano maksymalne R^2 równe 0,981, w przypadku BZT₅ dla parametru położenia 5,789 max R^2 wynosiło 0,981, a dla ChZT max $R^2=0,983$. Wyniki testu Hollandera-Porshana sugerują, że wszystkie analizowane wskaźniki w odpływie z oczyszczalni można opisać rozkładem Weibulla na poziomie istotności $\alpha=0,05$ (wartości prawdopodobieństwa testowego p są większe od przyjętego α).

Tabela 43. Wartości parametrów rozkładu Weibulla wraz z weryfikacją dobroci jego dopasowania do danych empirycznych dla obiektu nr 1 – w Jastkowie

Table 43. Weibull distribution parameter values along with verification of the goodness of its fit to empirical data for the object No. 1 - in Jastków

Wskaźniki; Indicators	Parametr położenia Location parameter	Parametr kształtu Shape parameter	Parametr skali Scale parameter	Test Hollandera- Porshana	Prawdopodobieństwo testowe p Probability test p
Zaw. og.; TSS	4,091	1,77	28,41	-0,162	0,871
BZT ₅ ; BOD ₅	5,789	1,162	15,309	-0,141	0,888
ChZT; COD	3,444	1,90	51,508	0,11	0,912

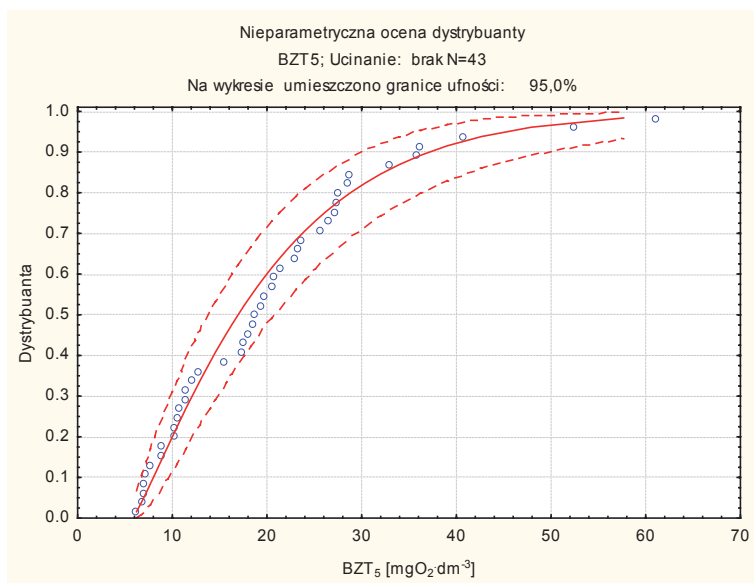
Na rysunku 73 przedstawiono dystrybuantę rozkładu Weibulla dla zawiesiny ogólnej z wyznaczonymi przedziałami ufności na poziomie 95%. Przyjmując, że zgodnie z Rozporządzeniem MŚ [2006] dopuszczalne stężenie zawiesiny ogólnej wynosi $50 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$ można stwierdzić, że analizowana oczyszczalnia w okresie badań (lata 2000-2010) pracowała z niezawodnością ponad 93,5%. Świadczy to o tym, iż przez ponad 341 dni w roku obiekt nr 1 w Jastkowie spełniał wymogi dotyczące zawartości zawiesiny ogólnej w ściekach oczyszczonych.



Rysunek 73. Dystrybuanta rozkładu Weibulla dla stężeń zawiesiny ogólnej w ściekach oczyszczonych w obiekcie nr 1 w Jastkowie

Figure 73. Weibull distribution function for the distribution of total suspended solids concentrations in treated sewage in object No. 1 in Jastków

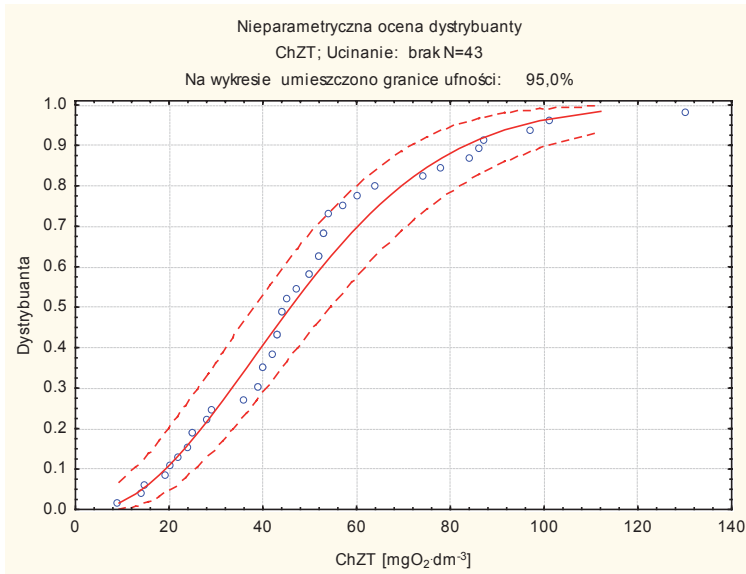
Na rysunku 74 przedstawiono dystrybuantę rozkładu Weibulla dla BZT_5 z wyznaczonymi przedziałami ufności na poziomie 95%. Przyjmując, że zgodnie z Rozporządzeniem MŚ [2006] dopuszczalna wartość BZT_5 wynosi $40 \text{ mgO}_2 \cdot \text{dm}^{-3}$ można stwierdzić, że analizowana oczyszczalnia w okresie badań (lata 2000-2010) pracowała z niezawodnością ponad 95,5%. Świadczy to o tym, iż przez ponad 349 dni w roku obiekt nr 1 w Jastkowie spełniał wymogi określone dla BZT_5 .



Rysunek 74. Dystrybuanta rozkładu Weibulla dla BZT_5 w ściekach oczyszczonych w obiekcie nr 1 w Jastkowie

Figure 74. Weibull distribution function for the distribution of BOD_5 in treated sewage in object No. 1 in Jastków

Na rysunku 75 przedstawiono dystrybuantę rozkładu Weibulla dla ChZT z wyznaczonymi przedziałami ufności na poziomie 95%. Przyjmując, że zgodnie z Rozporządzeniem MŚ [2006] dopuszczalna wartość ChZT wynosi $150 \text{ mgO}_2 \cdot \text{dm}^{-3}$ można stwierdzić, że analizowana oczyszczalnia w okresie badań (lata 2000-2010) pracowała z niezawodnością ponad 99%. Świadczy to o tym, iż przez ponad 361 dni w roku obiekt nr 1 w Jastkowie spełniał wymogi określone dla ChZT.



Rysunek 75. Dystrybuanta rozkładu Weibulla dla ChZT w ściekach oczyszczonych w obiekcie nr 1 w Jastkowie

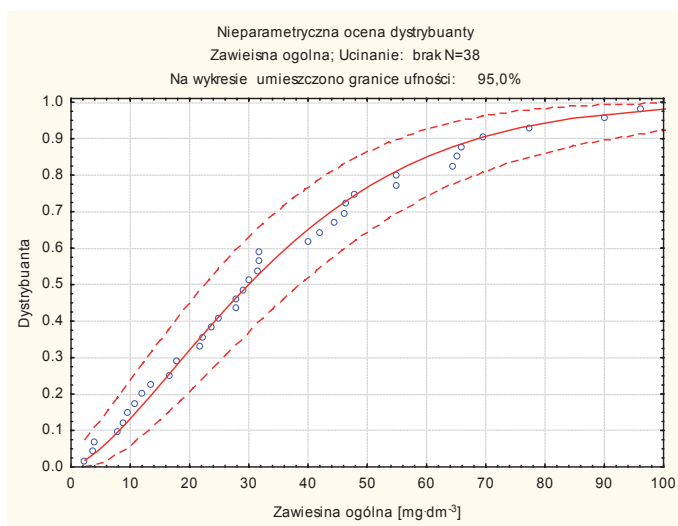
Figure 75. Weibull distribution function for the distribution of COD in treated sewage in object No. 1 in Jastków

Obiekt nr 2 w Sobieszynie (VF). Wyniki zawarte w tabeli 43, zawierają estymowane metodą największej wiarygodności wartości parametrów kształtu i skali rozkładu Weibulla, przy założeniu znajomości parametru położenia dla obiektu nr 2. W oparciu o szereg symulacji, uzyskano optymalną wartość parametru położenia, na podstawie analizy współczynnika determinacji R^2 , charakteryzującego jakość dopasowania danych pomiarowych do funkcji Weibulla, przy różnych wartościach parametru położenia. W przypadku zawiesiny ogólnej dla parametru położenia $-0,106$ uzyskano maksymalne R^2 równe $0,992$, w przypadku BZT_5 dla parametru położenia $-0,20$ max R^2 wynosiło $0,973$, a dla ChZT max $R^2=0,971$. Wyniki testu Hollandera-Porshana sugerują, że wszystkie analizowane wskaźniki w odpływie z oczyszczalni można opisać rozkładem Weibulla na poziomie istotności $\alpha=0,05$ (wartości prawdopodobieństwa testowego p są większe od przyjętego α).

Na rysunku 76 przedstawiono dystrybuantę rozkładu Weibulla dla zawiesiny ogólnej z wyznaczonymi przedziałami ufności na poziomie 95%. Przyjmując, że zgodnie z Rozporządzeniem MŚ [2006] dopuszczalne stężenie zawiesiny ogólnej wynosi $50 \text{ mg}\cdot\text{dm}^{-3}$ można stwierdzić, że analizowana oczyszczalnia w okresie badań (lata 2001-2010) pracowała z niezawodnością ponad 77%. Świadczy to o tym, iż przez ponad 281 dni w roku, obiekt nr 2 w Sobieszynie spełniał wymogi dotyczące zawartości zawiesiny ogólnej w ściekach oczyszczonych.

Tabela 43. Wartości parametrów rozkładu Weibulla wraz z weryfikacją dobroci jego dopasowania do danych empirycznych dla obiektu nr 2 – w Sobieszynie
Table 43. Weibull distribution parameter values along with verification of the goodness of its fit to empirical data for the object No. 2 - in Sobieszyn

Wskaźniki; Indicators	Parametr położenia Location parameter	Parametr kształtu Shape parameter	Parametr skali Scale parameter	Test Hollandera- Porshana	Prawdopodobieństwo testowe p Probability test p
Zaw. og.; TSS	-0,106	1,451	38,735	-0,0167	0,987
BZT ₅ ; BOD ₅	-0,20	1,424	26,41	0,0422	0,966
ChZT; COD	4,668	2,31232	59,33949	0,0396	0,968



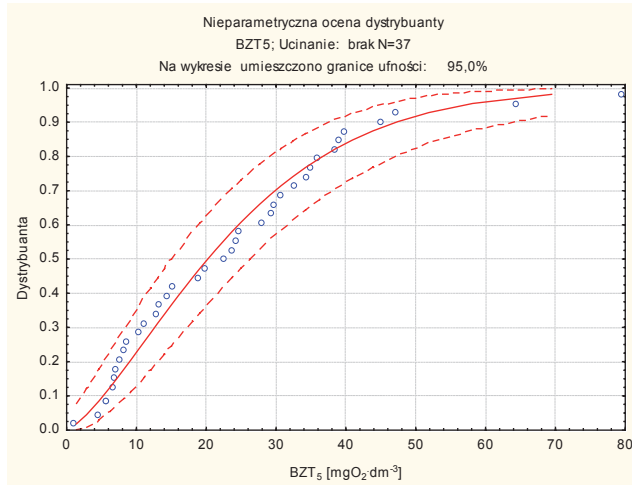
Rysunek 76. Dystrybuanta rozkładu Weibulla dla stężeń zawiesiny ogólnej w ściekach oczyszczonych w obiekcie nr 2 w Sobieszynie

Figure 76. Weibull distribution function for the distribution of total suspended solids concentrations in treated sewage in object No. 2 in Sobieszyn

Na rysunku 77 przedstawiono dystrybuantę rozkładu Weibulla dla BZT₅ z wyznaczonymi przedziałami ufności na poziomie 95%. Przyjmując, że zgodnie z Rozporządzeniem MŚ [2006] dopuszczalna wartość BZT₅ wynosi 40 mgO₂·dm⁻³ można stwierdzić, że analizowana oczyszczalnia w okresie badań (lata 2001-2010) pracowała z niezawodnością ponad 83,5%. Świadczy to o tym, iż przez ponad 305 dni w roku, obiekt nr 2 w Sobieszynie spełniał wymogi, co do jakości ścieków oczyszczonych w odniesieniu do BZT₅.

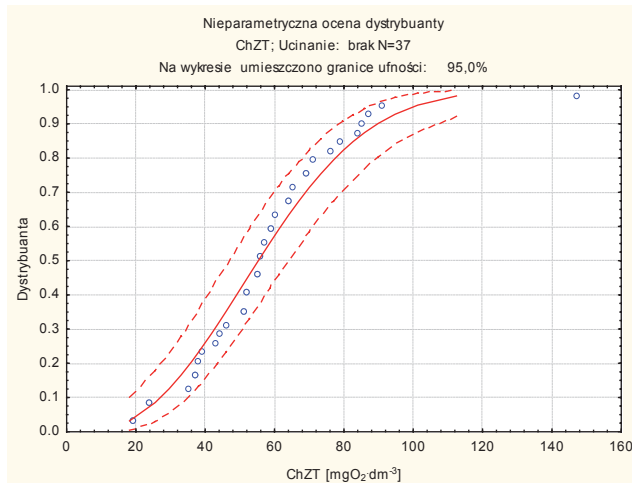
Na rysunku 78 przedstawiono dystrybuantę rozkładu Weibulla dla ChZT z wyznaczonymi przedziałami ufności na poziomie 95%. Przyjmując, że zgodnie z Rozporządzeniem MŚ [2006] dopuszczalna wartość ChZT wynosi

150 $\text{mgO}_2 \cdot \text{dm}^{-3}$ można stwierdzić, że analizowana oczyszczalnia w okresie badań (lata 2001-2010) pracowała z niezawodnością ponad 99%. Świadczy o tym, iż przez ponad 361 dni w roku obiekt nr 2 w Sobieszynie spełniał wymogi, co do jakości ścieków oczyszczonych określone dla ChZT.



Rysunek 77. Dystrybuanta rozkładu Weibulla dla BZT_5 w ściekach oczyszczonych w obiekcie nr 2 w Sobieszynie

Figure 77. Weibull distribution function for the distribution of BOD_5 in treated sewage in object No. 2 in Sobieszyn



Rysunek 78. Dystrybuanta rozkładu Weibulla dla ChZT w ściekach oczyszczonych w obiekcie nr 2 w Sobieszynie

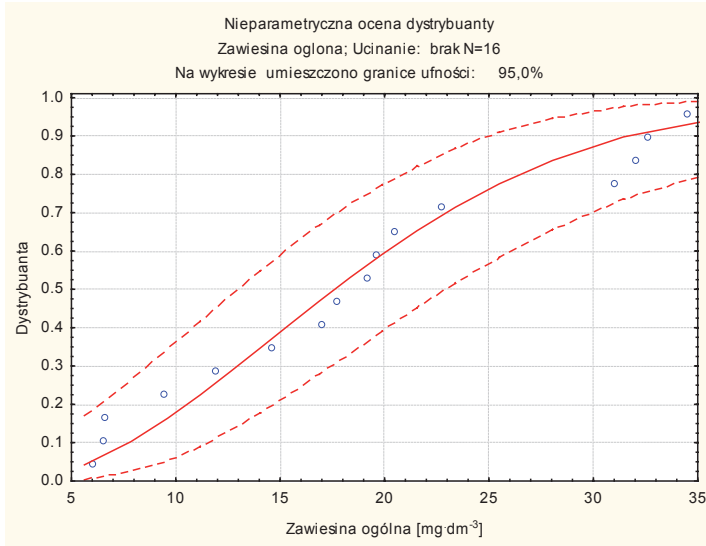
Figure 78. Weibull distribution function for the distribution of COD in treated sewage in object No. 2 in Sobieszyn

Obiekt nr 3 w Dąbrowicy (układ I – HF-VF). Wyniki zawarte w tabeli 44, zawierają estymowane metodą największej wiarygodności wartości parametrów kształtu i skali rozkładu Weibulla, przy założeniu znajomości parametru położenia dla obiektu nr 3 – układ I. W oparciu o szereg symulacji, uzyskano optymalną wartość parametru położenia, na podstawie analizy współczynnika determinacji R^2 , charakteryzującego jakość dopasowania danych pomiarowych do funkcji Weibulla, przy różnych wartościach parametru położenia. W przypadku zawiesiny ogólnej dla parametru położenia 2,151 uzyskano maksymalne R^2 równe 0,946, w przypadku BZT₅ dla parametru położenia -0,20 max R^2 wynosiło 0,975, a dla ChZT max $R^2=0,937$. Wyniki testu Hollandera-Porshana sugerują, że wszystkie analizowane wskaźniki w odpływie z oczyszczalni można opisać rozkładem Weibulla na poziomie istotności $\alpha=0,05$ (wartości prawdopodobieństwa testowego p są większe od przyjętego α).

Tabela 44. Wartości parametrów rozkładu Weibulla wraz z weryfikacją dobroci jego dopasowania do danych empirycznych dla obiektu nr 3 – w Dąbrowicy (układ I)
Table 44. Weibull distribution parameter values along with verification of the goodness of its fit to empirical data for the object No. 3 - in Dąbrowica (configuration I)

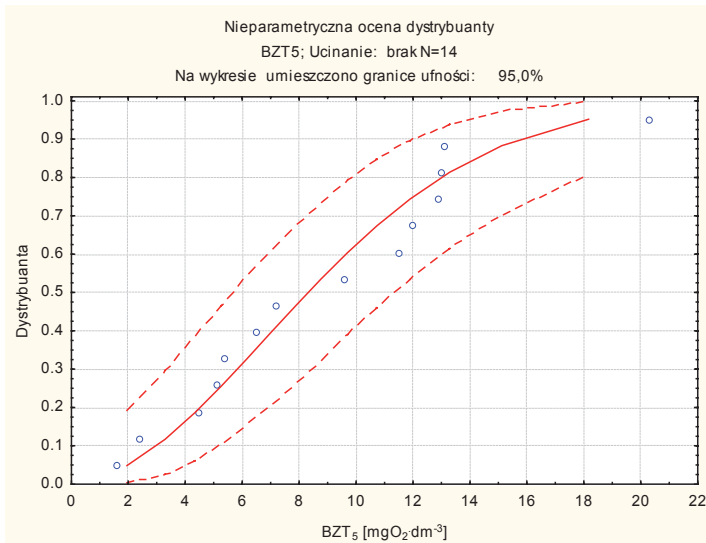
Wskaźniki; Indicators	Parametr położenia Location parameter	Parametr kształtu Shape parameter	Parametr skali Scale parameter	Test Hollandera-Porshana	Prawdopodobieństwo testowe p Probability test p
Zaw. og.; TSS	2,151	1,853	18,843	-0,030	0,976
BZT ₅ ; BOD ₅	-0,20	1,917	10,309	-0,0168	0,987
ChZT; COD	-1,00	2,627	45,244	-0,169	0,866

Na rysunkach 79-81 przedstawiono dystrybucję rozkładu Weibulla dla zawiesiny ogólnej, BZT₅ i ChZT z wyznaczonymi przedziałami ufności na poziomie 95%. Przyjmując, że zgodnie z Rozporządzeniem MŚ [2006] dopuszczalne wartości 3 omawianych wskaźników wynoszą odpowiednio: 50 mg·dm⁻³ oraz 40 i 150 mgO₂·dm⁻³ można stwierdzić, że analizowany system w okresie badań (lata 2007-2010) pracował z niezawodnością ponad 99%. Świadczy to o tym, iż przez ponad 361 dni w roku, układ I (typu HF-VF) obiektu nr 3 w Dąbrowicy spełniał wymogi, co do jakości ścieków oczyszczonych określone dla zawiesiny ogólnej, BZT₅ i ChZT.



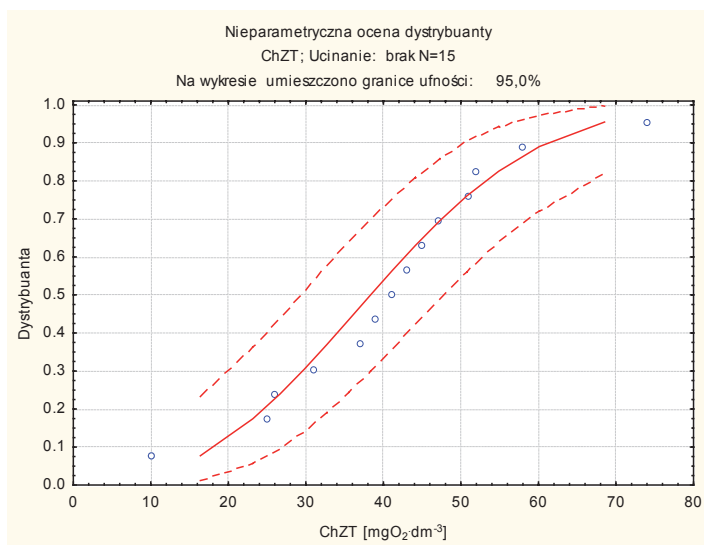
Rysunek 79. Dystrybuanta rozkładu Weibulla dla stężeń zawiesiny ogólnej w ściekach oczyszczonych w obiekcie nr 3 w Dąbrowicy (układ I)

Figure 79. Weibull distribution function for the distribution of total suspended solids concentrations in treated sewage in object No. 3 in Dąbrowica (configuration I)



Rysunek 80. Dystrybuanta rozkładu Weibulla dla BZT₅ w ściekach oczyszczonych w obiekcie nr 3 w Dąbrowicy (układ I)

Figure 80. Weibull distribution function for the distribution of BOD₅ in treated sewage in object No. 3 in Dąbrowica (configuration I)



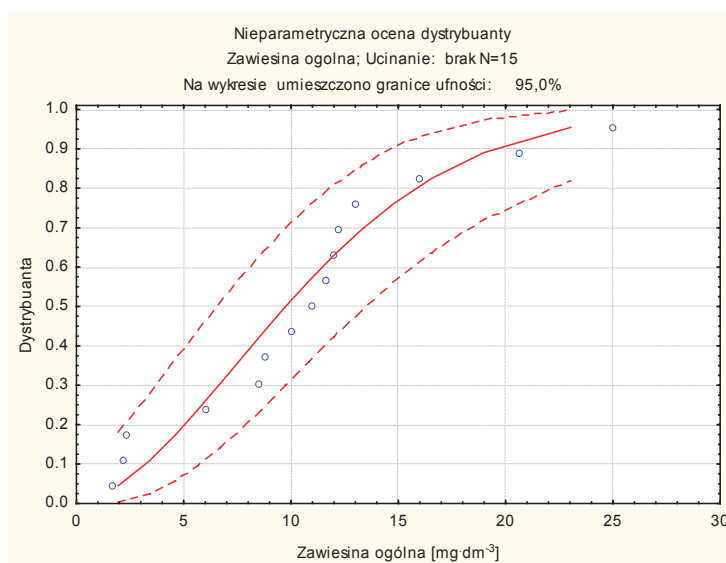
Rysunek 81. Dystrybuanta rozkładu Weibulla dla ChZT w ściekach oczyszczonych w obiekcie nr 3 w Dąbrowicy (układ I)
Figure 81. Weibull distribution function for the distribution of COD in treated sewage in object No. 3 in Dąbrowica (configuration I)

Obiekt nr 3 w Dąbrowicy (układ II – VF-HF). Wyniki zawarte w tabeli 45, zawierają estymowane metodą największej wiarygodności wartości parametrów kształtu i skali rozkładu Weibulla, przy założeniu znajomości parametru położenia dla obiektu nr 3 – układ II. W oparciu o szereg symulacji, uzyskano optymalną wartość parametru położenia, na podstawie analizy współczynnika determinacji R^2 , charakteryzującego jakość dopasowania danych pomiarowych do funkcji Weibulla, przy różnych wartościach parametru położenia. W przypadku zawiesiny ogólnej dla parametru położenia $-0,20$ uzyskano maksymalne R^2 równe $0,929$, w przypadku BZT_5 dla parametru położenia $0,00$ max R^2 wynosiło $0,912$, a dla ChZT max $R^2=0,95$. Wyniki testu Hollandera-Porshana sugerują, że wszystkie analizowane wskaźniki w odpływie z oczyszczalni można opisać rozkładem Weibulla na poziomie istotności $\alpha=0,05$ (wartości prawdopodobieństwa testowego p są większe od przyjętego α).

Na rysunkach 82-84 przedstawiono dystrybuantę rozkładu Weibulla dla zawiesiny ogólnej, BZT_5 i ChZT z wyznaczonymi przedziałami ufności na poziomie 95%. Przyjmując, że zgodnie z Rozporządzeniem MŚ [2006] dopuszczalne wartości 3 omawianych wskaźników wynoszą odpowiednio: $50 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$ oraz 40 i $150 \text{ mgO}_2 \cdot \text{dm}^{-3}$ można stwierdzić, że analizowany system w okresie badań (lata 2007-2010) pracował z niezawodnością ponad 99%. Świadczy to o tym, iż przez ponad 361 dni w roku, układ II (typu VF-HF) obiektu nr 3 w Dąbrowicy (podobnie jak układ I) spełniał wymogi, określone dla zawiesiny ogólnej, BZT_5 i ChZT.

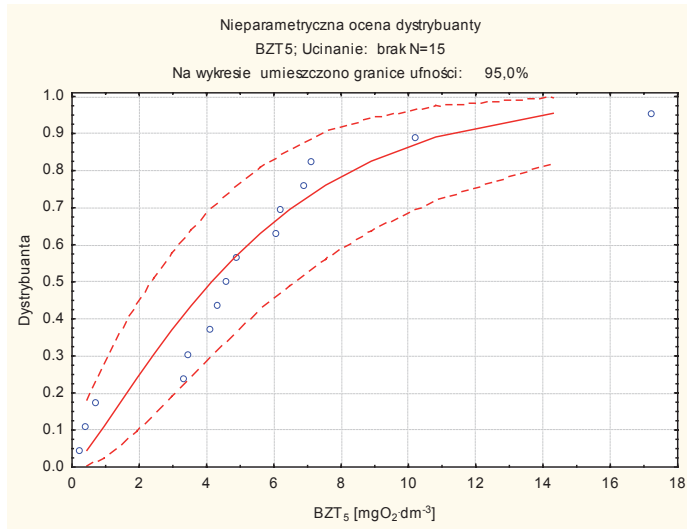
Tabela 45. Wartości parametrów rozkładu Weibulla wraz z weryfikacją dobroci jego dopasowania do danych empirycznych dla obiektu nr 3 – w Dąbrowicy (układ II)
Table 45. Weibull distribution parameter values along with verification of the goodness of its fit to empirical data for the object No. 3 - in Dąbrowica (configuration II)

Wskaźniki; Indicators	Parametr położenia Location parameter	Parametr kształtu Shape parameter	Parametr skali Scale parameter	Test Hollandera-Porshana	Prawdopodobieństwo testowe p Probability test p
Zaw. og.; TSS	-0,20	1,763	12,250	-0,106	0,916
BZT ₅ ; BOD ₅	0,00	1,208	5,62	-0,218	0,827
ChZT; COD	7,485	1,487	16,02	-0,083	0,934

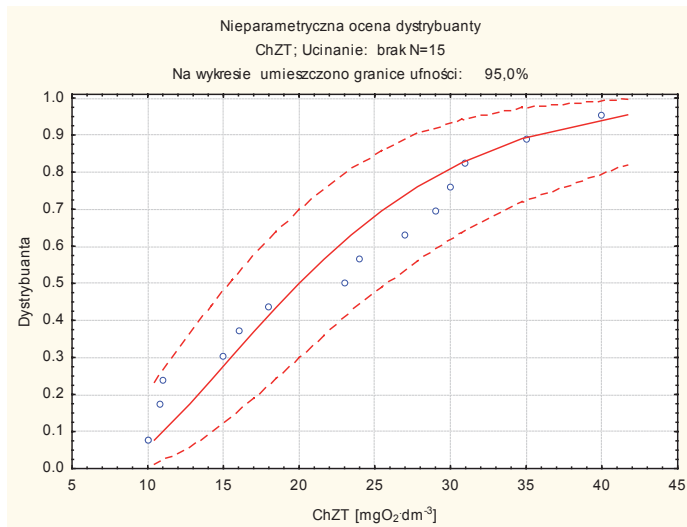


Rysunek 82. Dystrybuanta rozkładu Weibulla dla stężeń zawiesiny ogólnej w ściekach oczyszczonych w obiekcie nr 3 w Dąbrowicy (układ II)

Figure 82. Weibull distribution function for the distribution of total suspended solids concentrations in treated sewage in object No. 3 in Dąbrowica (configuration II)



Rysunek 83. Dystrybuanta rozkładu Weibulla dla BZT₅ w ściekach oczyszczonych w obiekcie nr 3 w Dąbrowicy (układ II)
Figure 83. Weibull distribution function for the distribution of BOD₅ in treated sewage in object No. 3 in Dąbrowica (configuration II)



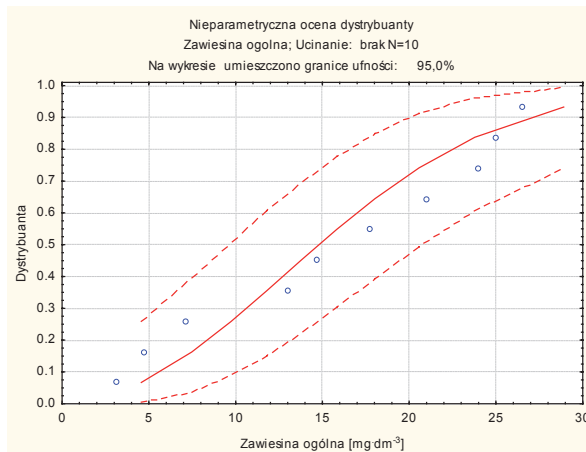
Rysunek 84. Dystrybuanta rozkładu Weibulla dla ChZT w ściekach oczyszczonych w obiekcie nr 3 w Dąbrowicy (układ II)
Figure 84. Weibull distribution function for the distribution of COD in treated sewage in object No. 3 in Dąbrowica (configuration II)

Obiekt nr 4 w Janowie (układ VF-HF). Wyniki zawarte w tabeli 46 zawierają estymowane metodą największej wiarygodności wartości parametrów kształtu i skali rozkładu Weibulla, przy założeniu znajomości parametru położenia dla obiektu nr 4. W oparciu o szereg symulacji, uzyskano optymalną wartość parametru położenia, na podstawie analizy współczynnika determinacji R^2 , charakteryzującego jakość dopasowania danych pomiarowych do funkcji Weibulla, przy różnych wartościach parametru położenia. W przypadku zawiesiny ogólnej dla parametru położenia -0,5 uzyskano maksymalne R^2 równe 0,953, w przypadku BZT₅ dla parametru położenia 0,538 max R^2 wynosiło 0,985, a dla ChZT max $R^2 = 0,979$. Wyniki testu Hollandera-Porshana sugerują, że wszystkie analizowane wskaźniki w odpływie z oczyszczalni można opisać rozkładem Weibulla na poziomie istotności $\alpha=0,05$ (wartości prawdopodobieństwa testowego p są większe od przyjętego α).

Tabela 46. Wartości parametrów rozkładu Weibulla wraz z weryfikacją dobroci jego dopasowania do danych empirycznych dla obiektu nr 4 – w Janowie

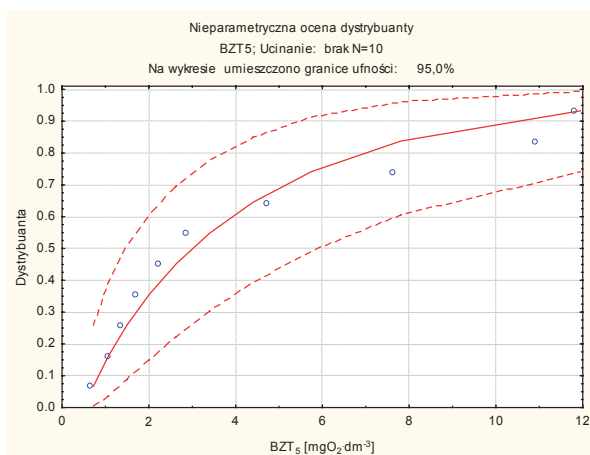
Table 46. Weibull distribution parameter values along with verification of the goodness of its fit to empirical data for the object No. 4 – in Janów

Wskaźniki; Indicators	Parametr położenia Location parameter	Parametr kształtu Shape parameter	Parametr skali Scale parameter	Test Hollandera-Porshana	Prawdopodobieństwo testowe p Probability test p
Zaw. og.; TSS	-0,5	2,079	18,246	-0,165	0,869
BZT ₅ ; BOD ₅	0,538	0,885	3,716	0,058	0,954
ChZT; COD	-0,348	1,827	22,747	0,089	0,929

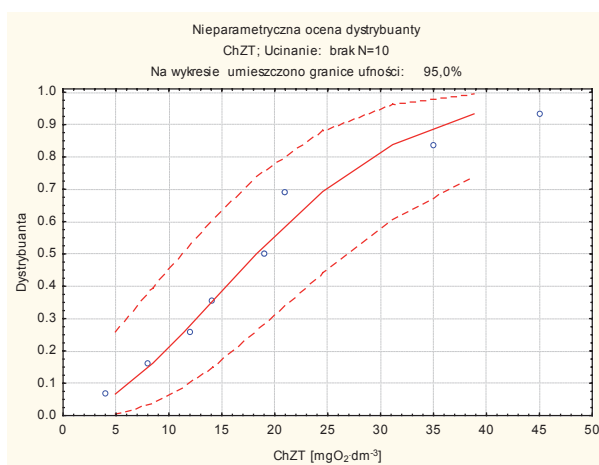


Rysunek 85. Dystrybuanta rozkładu Weibulla dla stężeń zawiesiny ogólnej w ściekach oczyszczonych w obiekcie nr 4 w Janowie

Figure 85. Weibull distribution function for the distribution of total suspended solids concentrations in treated sewage in object No. 4 in Janów



Rysunek 86. Dystrybuanta rozkładu Weibulla dla BZT₅ w ściekach oczyszczonych w obiekcie nr 4 w Janowie
Figure 86. Weibull distribution function for the distribution of BOD₅ in treated sewage in object No. 4 in Janów



Rysunek 87. Dystrybuanta rozkładu Weibulla dla ChZT w ściekach oczyszczonych w obiekcie nr 4 w Janowie
Figure 87. Weibull distribution function for the distribution of COD in treated sewage in object No. 4 in Janów

Na rysunkach 85-87 przedstawiono dystrybuantę rozkładu Weibulla dla zawiesiny ogólnej, BZT₅ i ChZT z wyznaczonymi przedziałami ufności na poziomie 95%. Przyjmując, że zgodnie z Rozporządzeniem MŚ [2006] dopuszczalne wartości wymienionych wskaźników wynoszą odpowiednio: 50 mg·dm⁻³ oraz 40 i 150 mgO₂·dm⁻³ można stwierdzić, że analizowany system w okresie

badania (lata 2008-2010) pracował z niezawodnością ponad 99%. Świadczy to o tym, iż przez ponad 361 dni w roku, układ typu VF-HF obiektu nr 4 w Janowie (podobnie, jak układy hybrydowe I i II w obiekcie nr 3) spełniał wymogi, co do jakości ścieków oczyszczonych w odniesieniu do zawiesiny ogólnej, BZT₅ i ChZT. Podobny poziom niezawodności dla wymienionych wskaźników – powyżej 99%, stwierdzili Krzanowski i in. [2005] w wielostopniowej gruntowo-roślinnej oczyszczalni ścieków zlokalizowanej we wsi Muszynka, w gminie Krynica. Analiza niezawodnościowa, wykonana przez tych autorów wykazała również lepszą pracę badanej oczyszczalni w okresie powegetacyjnym.

Według Andraki i Dzienisa [2003] przy poziomie ryzyka $\alpha = 0,05$ i dla oczyszczalni poniżej 2000 RLM dopuszczalny poziom niezawodności technologicznej wynosi 97,3%, co odpowiada 9 dniom wadliwej pracy oczyszczalni w ciągu roku. Biorąc pod uwagę wyniki analizy niezawodności funkcjonowania badanych oczyszczalni oraz kryterium niezawodności według Andraki i Dzienisa [2003] można stwierdzić, że systemy hybrydowe nr 3 i 4 należy zakwalifikować do oczyszczalni charakteryzujących się bardzo wysokim poziomem niezawodności. Wykonana analiza statystyczna wskazała natomiast, że obiekty nr 1 i 2 nie spełniały wymaganego poziomu niezawodności.

Badania nad możliwością zastosowania metody Weibulla do określenia niezawodności działania przydomowej oczyszczalni ścieków typu Biocompact BCT S-12, o średnim dopływie ścieków na poziomie $5,15 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$, wykonywali także Bugajski i in. [2012]. Autorzy ci wykazali, że w przypadku ChZT obiekt ten spełniał wymogi przez 321 dni, w przypadku BZT₅ przez 248 dni, a dla zawiesiny ogólnej przez 226 dni w każdym roku badań.

4.4. SKUTECZNOŚĆ USUWANIA FOSFORU ZE ŚCIEKÓW W ZŁOŻACH Z OPOKĄ

Zaprezentowane wcześniej wyniki badań wskazują, że rozwiązania technologiczne stosowane w gruntowo-roślinnych oczyszczalniach ścieków nie zawsze zapewniają zadowalającą skuteczność eliminacji fosforu. W związku z tym w ściekach oczyszczonych, odpływających z tych obiektów problem wysokiej zawartości tego wskaźnika jest dość powszechny. W niektórych przypadkach (np. na obszarach chronionych lub w okolicy jezior) stosowanie dodatkowego stopnia oczyszczania, ukierunkowanego na eliminację fosforu może się okazać konieczne. Wysokie koszty inwestycyjne i eksploatacyjne konwencjonalnych instalacji do chemicznego strącania fosforu w małych oczyszczalniach ścieków zmuszają do poszukiwania innych, tańszych metod. Dobrym rozwiązaniem, służącym do usuwania fosforu ze ścieków w systemach przydomowych, wydaje się stosowanie sorbentów pochodzenia naturalnego, np. opoki [Karczmarczyk 2000].

Opoka jest skałą węglanowo-krzemionkową. W stanie naturalnym cechuje ją wysoka zawartość CaCO_3 (34,5–50,4%) i SiO_2 (37,5–52,1%), a także stosunkowo duża porowatość – 44,5% (tab. 47) [Brogowski, Renman 2004]. Z badań tych autorów wynika również, że wraz ze wzrostem temperatury podgrzewania opoki zwiększa się jej porowatość i pojemność sorpcyjna. W temperaturze 1000°C stwierdzono prawie 71% porowatość opoki, a jej pojemność sorpcyjną na poziomie 119 g $\text{P}\cdot\text{kg}^{-1}$ (tab. 48). Także wcześniejsze badania wykazały, że opoka najskuteczniej sorbuje fosfor po poddaniu jej dekarbonizacji w temperaturze 900-1000°C [Brogowski, Gworek 1996].

W ostatnich latach opoka wypalona w temperaturze 1000°C znajduje coraz większe zastosowanie w oczyszczalniach ścieków (głównie w Szwecji) i najczęściej, jako produkt handlowy znana jest pod nazwą Polonite® [Brogowski, Renman 2004]. Według tych autorów opoka nie jest niebezpieczna dla środowiska glebowego, dlatego może być stosowana jako sorbent do oczyszczania ścieków, jak również jako wieloskładnikowy nawóz w rolnictwie.

Szczegółowe badania na temat mechanizmu usuwania fosforanów przez opokę wykonali Johansson i Gustafsson [2000]. Stwierdzili oni, że usuwanie fosforu w złożach z opoką następuje głównie na skutek interakcji, jakie zachodzą między Ca i P. Cucarella i in. [2007] zbadali, że skuteczność eliminacji fosforu w złożach z opoką może dochodzić nawet do 95-100%. Podobną efektywność usuwania fosforu (>95%) uzyskano w kolumnach z opoką (Polonite®) w badaniach modelowych w Szwecji [Gustafsson i in. 2008]. Również Albright i Waterfield [2010] w badaniach laboratoryjnych odnotowali ponad 90% skuteczność usuwania fosforu w kolumnach z materiałem filtracyjnym Polonite®.

Tabela 47. Skład chemiczny opoki naturalnej i podgrzewanej w temperaturze 1000°C pobranej z miejscowości Bełzec (Roztocze Środkowe) [Brogowski i Renman 2004]

Table 47. The chemical composition of natural and heated limestone at 1000 °C taken from the village of Bełzec (Central Roztocze) [Brogowski i Renman 2004]

Związek chemiczny [% suchej masy]; Compound [% dry weight]	Opoka naturalna; Natural limestone		Opoka wypalona w 1000°C Limestone heated at 1000°C		
	OPN-1	OPN-2	OPC-1	1 OPC-2	2 OPC-3
SiO_2	52,10	37,20	52,50	40,20	25,40
CaO	19,30	28,20	32,30	42,60	51,30
MgO	0,69	0,58	0,78	0,71	0,70
Al_2O_3	5,75	3,82	5,67	4,25	3,08
Fe_2O_3	1,80	1,79	2,34	1,88	1,80
K_2O	1,05	0,71	1,14	0,70	0,35
Na_2O	0,13	0,12	0,19	0,09	0,05
TiO_2	0,37	0,24	0,35	0,27	0,18
P_2O_5	0,03	0,04	0,05	0,06	0,05
MnO_2	0,01	0,02	0,03	0,02	0,03

Tabela 48. Średnie wartości niektórych właściwości fizycznych opoki naturalnej i podgrzewanej w różnych temperaturach [Brogowski i Renman 2004]**Table 48.** Mean values of some physical properties of natural limestone and as heated at different temperatures [Brogowski i Renman 2004]

Właściwości Properties	Opoka naturalna; Natural limestone	Temperatura podgrzewania [°C] Heating temperature			
		250	500	750	1000
Utrata zapłonu [%]; Loss of ignitron	-	2,40	3,40	4,40	20,00
Gęstość; Density [g·cm ³]	2,52	2,58	2,64	2,72	2,94
Gęstość objętościowa; Bulk density [g·cm ³]	1,34	1,30	1,26	1,20	0,86
Porowatość; Porosity (%)	44,5	49,6	52,4	55,9	70,7
pH [H ₂ O]	7,20	7,20	7,40	7,60	12,6
pH [KCl]	6,80	7,00	7,20	7,30	12,1
Pojemność sorpcyjna; Sorption capacity P-PO ₄ [g·kg ⁻¹]	19,6	60,5	72,0	86,8	119,6

Autorzy Ci stwierdzili jednocześnie, że w dłuższym okresie czasu opoka nasycona ściekami zapewniła efektywność usuwania fosforu większą niż opoka nienasycona. Nieznacznie niższe, około 91-92% efekty usuwania fosforu ogólnego i jego stężenie poniżej 1 mg·dm⁻³ uzyskiwano w Norwegii w kolumnach wypełnionych materiałem filtracyjnym typu Filtralite P[®] o średnicy 0,5-4,0 mm (podobnym do wypalanej opoki – Polonite[®]) w ciągu 303 dni badań [Ádám i in. 2007]. Również wyniki własnych badań laboratoryjnych, przeprowadzonych na modelu małej oczyszczalni z opoką, wykazały, że analizowany system zapewniał efekty usuwania fosforu ogólnego na poziomie 89-92% [Józwiakowski 2006].

Obecnie, nadal niewiele jest jednak wyników badań, na temat skuteczności usuwania fosforu w złożach z opoka, podczas ich wieloletniej eksploatacji w pełnej skali technicznej. Dlatego na bazie informacji z literatury oraz dotychczasowych własnych doświadczeń, postanowiono przeprowadzić 3-letnie badania nad skutecznością usuwania fosforu w trzech złożach z opoką, zainstalowanych przy obiektach nr 1, 3 i 4, analizowanych w tym opracowaniu.

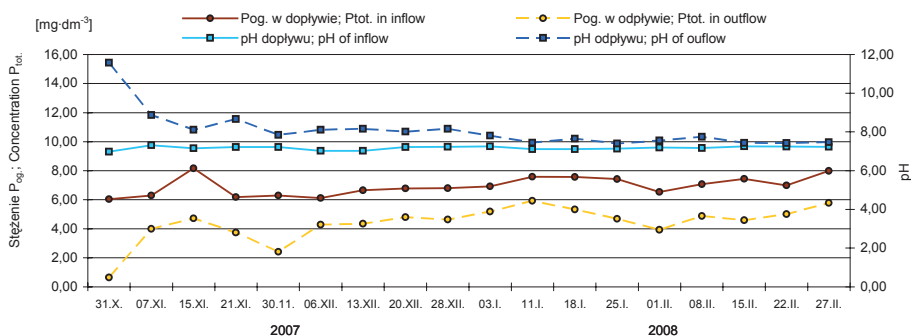
4.4.1. Efekty usuwania fosforu w złożach z opoką w pierwszych 4 miesiącach eksploatacji

W tabeli 49 oraz na rysunkach 88-90 przedstawiono wyniki badań nad skutecznością usuwania fosforu ogólnego w złożach z opoką w obiektach nr 1 i 3 od listopada 2007 r. do lutego 2008 r.

Tabela 49. Stężenie fosforu ogólnego i pH w ściekach dopływających i odpływających ze złóż z opoką w obiektach nr 1 i 3 oraz efekty usuwania fosforu w okresie XI.2007–II.2008
Table 49. Concentration of total phosphorus and pH in inflow and outflow sewage from beds with limestone in objects No. 1 and 3 and efficiency of phosphorus removal between XI.2007 and II.2008

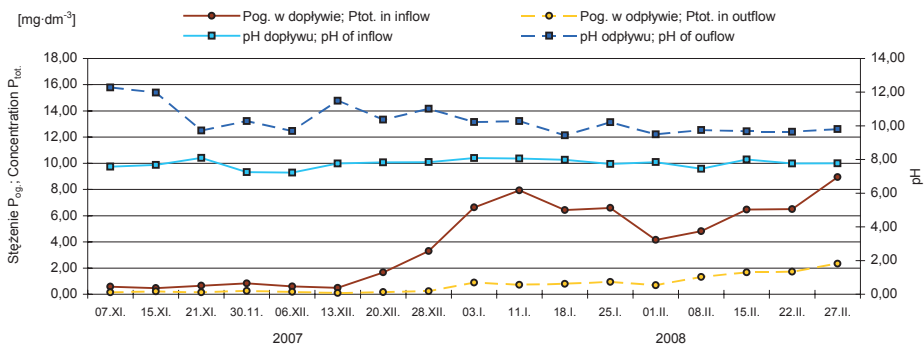
Parametry; Parameters	Obiekt nr 1; Object No. 1 Jastków (n=18)				Obiekt nr 3; Object No. 3 Dąbrowica (n=17)			
	min	max	\bar{x}	σ	min	max	\bar{x}	σ
Stężenie P _{og.} w dopływie; Concentration of P _{tot.} in inflow [mg·dm ⁻³]	6,04	8,16	6,93	0,64	0,47	8,95	3,94	3,04
Stężenie P _{og.} w odpływie; Concentration of P _{tot.} in outflow [mg·dm ⁻³]	0,65	5,92	4,38	1,23	0,09	2,34	0,74	0,68
Efekty usuwania P _{og.} Effect of P _{tot.} removal [%]	21,9	89,2	37,4	15,6	53,2	92,7	78,7	10,3
pH w dopływie pH of inflow	6,98	7,31	-	-	7,22	8,10	-	-
pH w odpływie pH of outflow	7,40	11,58	-	-	9,43	12,28	-	-

Z danych przedstawionych w tabeli 49 wynika, że w badanym okresie w ściekach doprowadzanych do złóż z opoką (po wcześniejszym biologicznym oczyszczaniu w złożach gruntowo-roślinnych) w obiektach nr 1 i 3 – w Jastkowie i w Dąbrowicy stężenie fosforu ogólnego wahało się odpowiednio od 6,04 do 8,16 mg·dm⁻³ i od 0,47 do 8,95 mg·dm⁻³. Z kolei odczyn w ściekach poddawanych oczyszczaniu w złożach z opoką wynosił od 6,98 do 7,31 pH (obiekt nr 1) i od 7,22 do 8,10 pH (obiekt nr 3) (tab. 49).



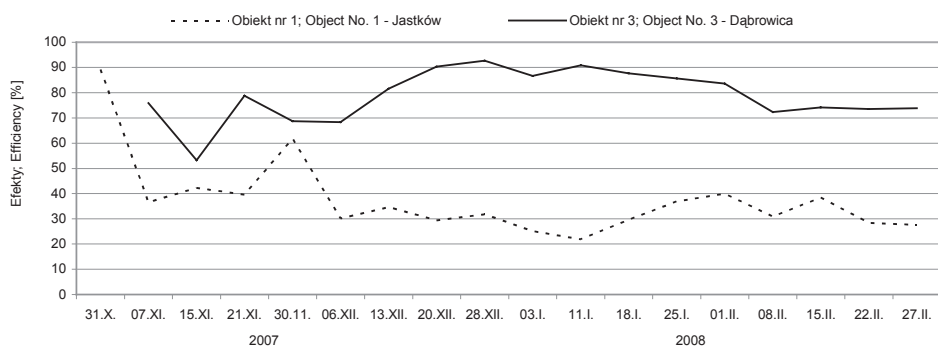
Rysunek 88. Stężenie fosforu ogólnego i wartości pH w ściekach dopływających i odpływających ze złoża z opoką w obiekcie nr 1 (w Jastkowie) w okresie XI.2007 – II.2008 r.

Figure 88. Concentration of total phosphorus and pH values in inflow and outflow sewage from the bed with limestone in object No. 1 (in Jastków) between XI.2007 and II.2008



Rysunek 89. Stężenie fosforu ogólnego i wartości pH w ściekach dopływających i odpływających ze złoża z opoką w obiekcie nr 3 (w Dąbrowicy) w okresie XI.2007 – II.2008 r.

Figure 89. Concentration of total phosphorus and pH values in inflow and outflow sewage from the bed with limestone in object No. 3 (in Dąbrowica) between XI.2007 and II.2008



Rysunek 90. Efekty usuwania fosforu ogólnego w złożach z opoką obiektach nr 1 i 3 w okresie od XI.2007 do II.2008 r.

Figure 90. Effects of total phosphorus removal in beds with limestone in objects No. 1 and 3 between XI.2007 and II.2008

W pierwszych dwóch tygodniach eksploatacji badanych złóż z opoką obserwowano bardzo wysokie wartości odczynu w ściekach oczyszczonych – powyżej 11 pH (rys. 88, 89). W ciągu kolejnych 14 tygodni badań stwierdzono jednak stopniowy spadek odczynu w ściekach odprowadzanych ze złóż – w obiekcie nr 1 z 11,58 do 7,40 pH, natomiast w obiekcie nr 3 z 12,28 do 9,43 pH (rys. 88, 89). Podobną tendencję zaobserwowali Albright i Waterfield [2010] oraz Renman i Renman [2010], którzy podczas 68-tygodniowych badań modelowych w kolumnach z opoką (Polonite) o średnicy 0,3 m i wysokości 0,6 m stwierdzili stopniowy spadek odczynu od 12,8 do 8,9 pH. Przy tak wysokich wartościach pH (szczególnie w pierwszych miesiącach funkcjonowania złóż z opoką) powinna być stosowana redukcja odczynu w ściekach odpływających.

Efektywność usuwania fosforu ogólnego podczas pierwszych 16 tygodni badań w omawianych złożach była bardzo zróżnicowana. W obiekcie nr 1 wahała się od 21,9 do 89,2%, a średnio wynosiła 37,4%, natomiast w obiekcie nr 3 była znacznie wyższa – wahała się od 53,2 do 92,7%, a średnio wynosiła 78,7% (tab. 49, rys. 90). Niższa efektywność usuwania fosforu w obiekcie nr 1 była prawdopodobnie spowodowana zbyt dużym obciążeniem hydraulicznym złoża z opoką. W obiekcie tym planowane obciążenie hydrauliczne złoża wynosiło $1,2 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$, natomiast średnia ilość ścieków dopływających do niego w badanym okresie była o 30-50% wyższa.

Na podstawie badań przeprowadzonych w pierwszych 4 miesiącach eksploatacji złóż z opoką w obiektach nr 1 i 3 można stwierdzić, że stężenie fosforu ogólnego w odpływie ze złoża z opoką w obiekcie nr 1 wahało się od $0,65$ do $5,92 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$, a w obiekcie nr 3 od $0,09$ do $2,34 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$. Średnie stężenie fosforu ogólnego w ściekach odpływających z badanych obiektów wynosiło odpowiednio $4,38$ i $0,74 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$ (tab. 49).

4.4.2. Efekty usuwania fosforu w złożach z opoką w latach 2008-2010 (3 lata eksploatacji)

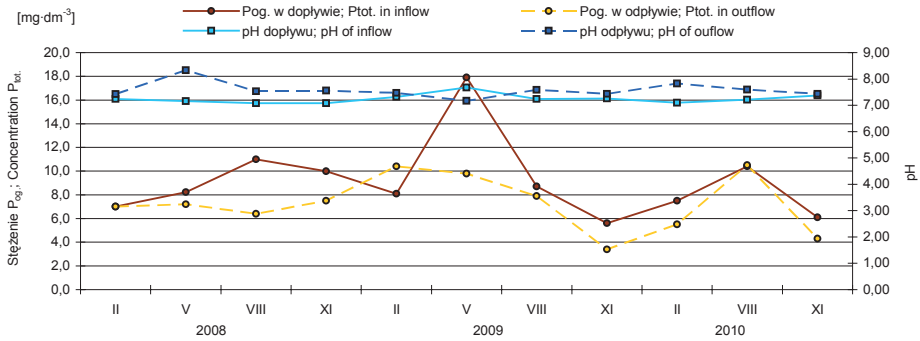
W tabeli 50 i na rysunkach 91-94 przedstawiono wyniki badań nad efektywnością usuwania fosforu ogólnego w złożach z opoką w obiektach nr 1, 3 i 4 od lutego 2008 r. do listopada 2010 r.

Tabela 50. Stężenie fosforu ogólnego i pH w ściekach dopływających i odpływających ze złóż z opoką w obiektach nr 1, 3, 4 oraz efekty usuwania fosforu w latach 2008-2010

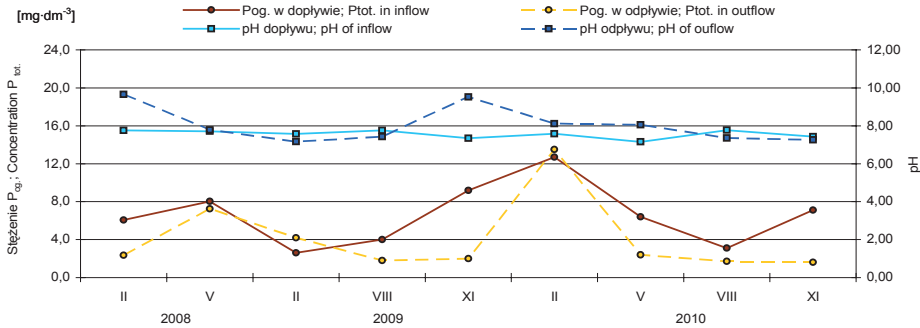
Table 50. Concentration of total phosphorus and pH in inflow and outflow sewage from beds with limestone in objects No. 1, 3, 4, and effectiveness of phosphorus removal in 2008-2010

Parametry; Parameters	Obiekt nr 1; Object No. 1 Jastków (n=11)				Obiekt nr 3; Object No. 3 Dąbrowica (n=9)				Obiekt nr 4; Object No. 4 Janów (n=11)			
	min	max	\bar{x}	σ	min	max	\bar{x}	σ	min	max	\bar{x}	σ
Stężenie P_{og} w dopływie; Concentration of P_{tot} in inflow [$\text{mg} \cdot \text{dm}^{-3}$]	5,6	17,9	9,1	3,4	2,6	12,7	6,6	3,2	0,08	3,3	1,4	1,1
Stężenie P_{og} w odpływie; Concentration of P_{tot} in outflow [$\text{mg} \cdot \text{dm}^{-3}$]	3,4	10,5	7,3	2,3	1,6	13,5	4,1	4,0	0,05	3,1	1,0	1,0
Efekty usuwania P_{og} . Effect of P_{tot} removal [%]	28,4 ⁺	45,3	18,2	22,3	61,5 ⁺	78,3	35,7	46,5	4,8	78,1	34,7	26,0
pH w dopływie pH of inflow	7,08	7,68	-	-	7,15	7,77	-	-	6,79	7,12	-	-
pH w odpływie pH of outflow	7,17	8,33	-	-	7,17	9,65	-	-	7,08	9,45	-	-

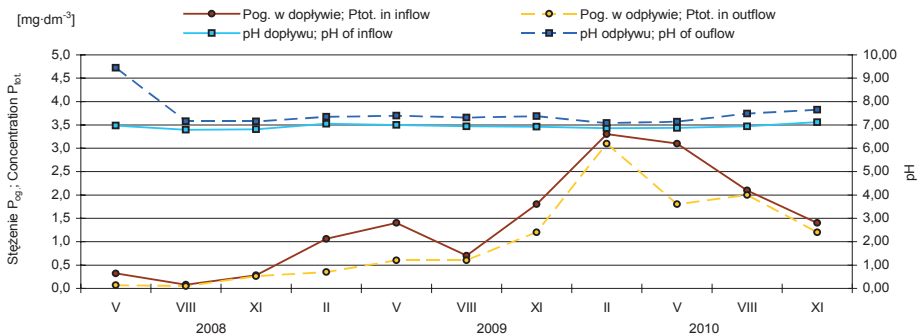
⁺ - wzrost stężenia fosforu ogólnego w ściekach; ⁺ - increase of concentrations of total phosphorus in the sewage



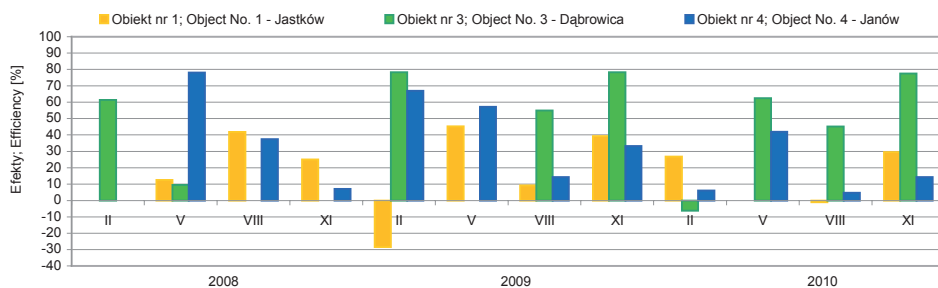
Rysunek 91. Stężenie fosforu ogólnego i wartości pH w ściekach dopływających i odpływających ze złoża z opoką w obiekcie nr 1 (w Jastkowie) w latach 2008-2010
Figure 91. Concentration of total phosphorus and pH values in inflow and outflow sewage from the bed with limestone in object No. 3 (in Jastków) in 2008-2010



Rysunek 92. Stężenie fosforu ogólnego i wartości pH w ściekach dopływających i odpływających ze złoża z opoką w obiekcie nr 3 (w Dąbrowicy) w latach 2008-2010
Figure 92. Concentration of total phosphorus and pH values in inflow and outflow sewage from the bed with limestone in object No. 3 (in Dąbrowica) in 2008-2010



Rysunek 93. Stężenie fosforu ogólnego i wartości pH w ściekach dopływających i odpływających ze złoża z opoką w obiekcie nr 4 (w Janowie) w latach 2008-2010
Figure 93. Concentration of total phosphorus and pH values in inflow and outflow sewage from the bed with limestone in object No. 4 (in Janów) in 2008-2010



Rysunek 94. Efekty usuwania fosforu ogólnego w złożach z opoką w obiektach nr 1, 3, 4 w latach 2008–2010

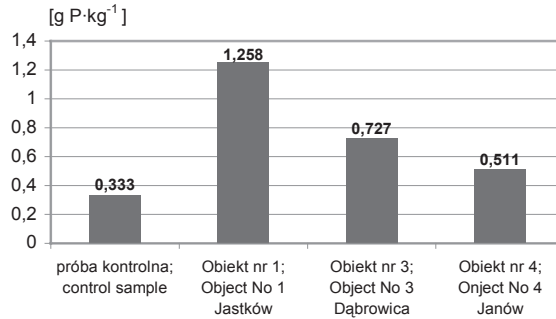
Figure 94. Effects of total phosphorus removal in beds with limestone in objects No. 1, 3 and 4 in 2008–2010

Z danych przedstawionych w tabeli 50 wynika, że w latach 2008-2010 ścieki doprowadzane do badanych złóż z opoką w obiektach nr 1, 3 i 4 zawierały średnio odpowiednio 9,1; 6,6 i 1,4 mg P_{og}·dm⁻³. W przypadku obiektów nr 1 i 3 były to stężenia znacznie wyższe od tych, które uzyskano podczas pierwszych czterech miesięcy funkcjonowania złóż z opoką (tab. 49). Z kolei wartości pH w ściekach doprowadzanych do analizowanych złóż były podobne do tych, które notowano wcześniej i wahały się od 6,79 do 7,77 pH (tab. 50).

Zastosowanie dodatkowego elementu technologicznego, w postaci złoża z opoką na odpływie ze złóż gruntowo-roślinnych w badanych obiektach przyniosło pozytywne efekty. Stwierdzono jednak, że efektywność usuwania fosforu ogólnego podczas 3 lat badań w omawianych złożach była zróżnicowana (tab. 50, rys. 94). W obiektach nr 1 (w lutym 2008 r.) i nr 3 (w lutym 2009 r.) stwierdzono jednorazowy wzrost zawartości fosforu w ściekach odpływających ze złóż z opoką. Prawdopodobnie mogło to być spowodowane częściowym zamrożeniem tych złóż podczas zimy. W obiektach nr 1 i 3, w niektórych miesiącach badań, obserwowano również okresowy zanik odpływu ścieków, co uniemożliwiło określenie efektów usuwania fosforu ogólnego.

Na podstawie wykonanych badań stwierdzono, że średnia skuteczność usuwania fosforu w obiektach nr 1, 3 i 4 w latach 2008–2010 (144 tygodnie) wynosiła odpowiednio 18,2; 35,7 i 34,7 %, a jego średnie stężenie w ściekach oczyszczonych wynosiło 7,3; 4,1 i 1,0 mg·dm⁻³. Uzyskane wyniki wskazują zatem, że średnie efekty usuwania fosforu w złożach z opoką, w obiektach nr 1 i 3, podczas ich trzyletniej eksploatacji są znacznie niższe od tych, które uzyskiwano w nich podczas pierwszych czterech miesięcy ich funkcjonowania. Wyraźnie niższa efektywność usuwania fosforu w obiekcie nr 1 w latach 2008-2010, podobnie jak na przełomie 2007/2008 roku, była prawdopodobnie spowodowana zbyt dużym obciążeniem hydraulicznym złoża z opoką – o około 30–50% wyższym niż planowano.

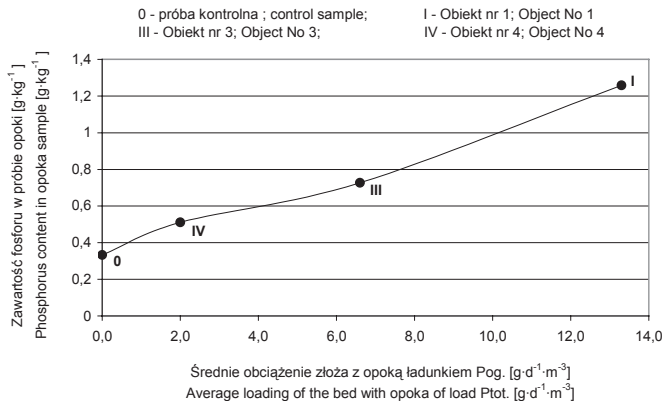
Na podstawie badań przeprowadzonych na próbach opoki, pobranej ze złóż w obiektach nr 1, 3 i 4, po ich 3 letniej eksploatacji stwierdzono wzrost zawartości fosforu w skale wapiennej (rys. 95).



Rysunek 95. Zawartość P w próbce kontrolnej i próbach opoki pobranych ze złóż po 3 letniej eksploatacji

Figure 95. Content of P in the control and limestone samples taken from the beds after 3 years of operation

W obiekcie nr 1 stwierdzono prawie 4-krotny wzrost zawartości fosforu w opoce pobranej ze złoża po 3-letniej eksploatacji w stosunku do tego, który odnotowano w próbce kontrolnej (z 0,333 do 1,258 g·kg⁻¹). W pozostałych obiektach stwierdzono podobne zjawisko, choć przyrost zawartości fosforu był wyraźnie mniejszy. W obiektach nr 3 i 4 zawartość fosforu w opoce ze złóż wynosiła odpowiednio 0,727 i 0,511 g·kg⁻¹ (rys. 95).



Rysunek 96. Zależność zawartości fosforu w opoce ze złóż od obciążenia ich ładunkiem fosforu ogólnego

Figure 96. Dependence of phosphorus content in limestone from the beds to their loading with a load total phosphorus

Uzyskane wyniki badań wskazują, że ilość fosforu związanego w złożach z opoką zależała bezpośrednio od ładunku tego pierwiastka w ściekach do nich dopływających. W obiekcie nr 1 średnie obciążenie 1 m^3 złoża z opoką ładunkiem fosforu ogólnego wynosiło $13,3 \text{ g}\cdot\text{d}^{-1}$, a w obiektach nr 3 i 4 odpowiednio $6,6$ i $2,0 \text{ g}\cdot\text{d}^{-1}$ (rys. 96). Można zatem stwierdzić, że im większe jest obciążenie złoża ładunkiem fosforu, tym większą ilość tego pierwiastka opoka akumuluje. Jednocześnie wykonane badania wykazały, że wysokie obciążenie złoża z opoką ładunkiem fosforu wpływało na obniżenie skuteczności eliminacji tego wskaźnika – sytuację taką stwierdzono w obiekcie nr 1 (tab. 50).

Otrzymane wyniki 3-letnich badań (144 tygodnie), przeprowadzonych w obiektach terenowych wskazują, że złoża z opoką (przy odpowiednim obciążeniu hydraulicznym) pozwalają zazwyczaj na dodatkową (około 35%) eliminację fosforu. Jest ona jednak niższa od tej, którą uzyskiwano dotychczas w warunkach laboratoryjnych i terenowych w krótszym okresie czasu. Dla porównania, w badaniach wykonanych w Szwecji podczas 92-tygodniowej eksploatacji filtra z opoką w pełnej skali technicznej wykazano średnią skuteczność usuwania PO_4^{3-} na poziomie 89%, a ich stężenie na odpływie wynosiło $0,1 \text{ mg}\cdot\text{dm}^{-3}$ [Renman i Renman 2010]. Być może przyczyną stosunkowo niskiej skuteczności usuwania fosforu w badanych obiektach terenowych (1, 3 i 4) był skład granulometryczny zastosowanej opoki (10-50 mm). Dotychczasowe doświadczenia z własnych badań laboratoryjnych [Jóźwiakowski 2006] oraz informacje z literatury [Gustafsson i in. 2008; Albright, Waterfield 2010; Renman, Renman 2010] wskazują, że najlepsze efekty usuwania fosforu (ponad 90%) uzyskiwano w złożach z opoką (Polonite®) o średnicy ziaren w zakresie 1-5 mm.

Według Vohla i in. [2011] skuteczność usuwania fosforu przy zastosowaniu różnych materiałów filtracyjnych zależy nie tylko od rozmiaru i składu stosowanego medium, ale również od obciążenia hydraulicznego i czasu retencji ścieków. Badania przeprowadzone w obiekcie nr 1 wykazały, że zbyt duże obciążenie hydrauliczne wpływa niekorzystnie na wielkość efektów usuwania fosforu. Natomiast Liira i in. [2009] wykazali, że również zbyt długi czas retencji ścieków może przyczyniać się ograniczania zdolności usuwania fosforanów.

Ostatnio trwa dyskusja na temat żywotności materiałów filtracyjnych stosowanych do usuwania fosforu. Wielu autorów stwierdza, że materiały, które wykazują bardzo wysoki stopień usuwania fosforu w laboratorium, nie dają podobnych rezultatów w warunkach terenowych [Arias i in. 2001; Drizo i in. 2002; Ádám i in. 2006], szczególnie podczas wieloletniej eksploatacji. Sytuacja taka potwierdziła się także w przypadku badanych złóż z opoką w obiektach nr 1, 2, 3. Vohla i in. [2011], na podstawie przeglądu literatury stwierdzili, że większość stosowanych materiałów filtracyjnych zapewnia wysokie efekty usuwania fosforu w ciągu pierwszych 4-5 lat eksploatacji, ale zdarzają się również materiały, które umożliwiają jego skuteczną eliminację w krótszym okresie czasu. Według Vohla i in. [2011] nadal niezbędne są badania nad możliwością zasto-

sowania różnych mediów w celu uzyskania optymalnych efektów usuwania fosforu, podczas wieloletniej eksploatacji. Badania te powinny głównie skupiać się na analizie ich parametrów hydraulicznych oraz na tym, w jaki sposób unikać problemu ich zatykania się.

4.5. ZMIANY WYBRANYCH WŁAŚCIWOŚCI FIZYKOCHEMICZNYCH MATERIAŁU ZE ZŁÓŻ GRUNTOWO-ROŚLINNYCH OCZYSZCZALNI ŚCIEKÓW

Właściwości fizyczne materiału wypełniającego złoża gruntowo-roślinnych oczyszczalni ścieków, takie jak: uziarnienie, gęstość i przepuszczalność wodna, jak również jego właściwości chemiczne, w głównym stopniu decydują o prawidłowym przebiegu podstawowych procesów usuwania zanieczyszczeń w tych systemach, a jednocześnie o skuteczności ich funkcjonowania [Haberl i in. 1995]. Eliminacja zanieczyszczeń dopływających ze ściekami, w złożach gruntowo-roślinnych zachodzi dzięki procesom sorpcji oraz unieruchamiania pierwiastków i związków chemicznych, jak również przebiega przy udziale różnych zespołów mikroorganizmów oraz roślin porastających złoża gruntowe.

Wieloletnie funkcjonowanie systemów gruntowo-roślinnych prowadzi do gromadzenia się substancji organicznej i składników pokarmowych [Mausbauch, Richardson 1994], w wyniku czego wzrasta żyzność materiału wypełniającego złoża, która z kolei wpływa na rozwój i plonowanie roślin [Czyżyk 1994; Tanner 2000]. Ścieki bytowe oczyszczane w sztucznym środowisku gruntowo-roślinnym powodują ciągłą zmianę jego właściwości chemicznych oraz fizycznych, podobnie jak w środowisku naturalnym [Paluch 1984]. Zmiany właściwości chemicznych materiału wypełniającego złoża systemów gruntowo-roślinnych zależą przede wszystkim od dawek i składu doprowadzanych ścieków, jak również od czasu funkcjonowania danego systemu [Geller 1997; Schönborn i in. 1997].

Obecnie niewiele jest prac na temat zmian składu fizyko-chemicznego materiału wypełniającego złoża gruntowo-roślinnych oczyszczalni ścieków podczas ich wieloletniej eksploatacji. W tabeli 51 przedstawiono procentową zawartość frakcji granulometrycznych w materiale ze złóż badanych obiektów w 2008 r., natomiast w tabelach 52–56 podano wyniki badań wybranych właściwości fizyko-chemicznych materiału ze złóż w obiektach nr 1 i 2 – w latach 2003 i 2010 oraz w obiektach nr 3 i 4 – w latach 2008 i 2010. Miejsca poboru próbek gruntu ze złóż przedstawiono na rysunkach 9–12.

4.5.1. Właściwości fizyczne materiału ze złóż

Obiekt nr 1. Przeprowadzone badania wykazały duże zróżnicowanie poszczególnych warstw gruntu ze złoża oczyszczalni w Jastkowie pod kątem ich właściwości fizycznych, zarówno na dopływie, jak i na odpływie. Jego

powierzchniową warstwę (tzw. nadkład próchniczny) w miejscu dopływu ścieków stanowiła glina lekka o miąższości około 20 cm, natomiast w miejscu odpływu stwierdzono występowanie gliny zwykłej w warstwie o miąższości około 15 cm. Skład frakcyjny dolnych warstw, zarówno na wlocie, jak i na wylocie ze złoża wskazuje na wyraźną przewagę piasku luźnego (tab. 51).

Tabela 51. Procentowa zawartość frakcji granulometrycznych w materiale ze złóż w 2008 r.
Table 51. Percentage content of granulometric fractions in the material from the beds in 2008

Miejsce poboru prób Place of sampling	Warstwa Layer (cm)	Części szkieletowe Coarse fraction > 2 mm	Części ziemiste; Earthy particles			Nazwa utworu Texture	
			Frakcja piaskowa Sand fraction 0,05–2mm	Frakcja pyłowa Dust fraction 0,002–0,05mm	Frakcja ilowa Clay fraction <0,002mm		
Obiekt nr 1; Object No. 1 – Jastków							
Wlot na złożo; Inflow to the bed	I (0-20)	0	57	26	17	gl	
	II (20-40)	0	100	0	0	pl	
	III (40-100)	0	99	1	0	pl	
Wylot ze złoża; Outflow from the bed	I (0-15)	0	37	37	26	gz	
	II (15-30)	0	99	1	0	pl	
	III (30-100)	0	99	1	0	pl	
Obiekt nr 2; Object No. 2 – Sobieszyn							
Złożo A; Bed A	I (0-20)	0	87	11	2	pg	
	II (20-40)	0	89	9	2	ps	
Złożo B; Bed B	I (0-20)	0	63	25	12	gl	
	II (20-40)	5	94	1	0	pl	
Złożo C; Bed C	I (0-20)	0	86	12	2	pg	
	II (20-40)	3	96	1	0	pl	
Złożo D; Bed D	I (0-20)	4	95	1	0	pl	
	II (20-40)	0	88	9	3	ps	
Obiekt nr 3; Object No. 3 – Dąbrowica							
Złożo A; Bed A	Wlot; Inflow	I (0-15)	0	29	50	21	pyi
		II (15-80)	13	86	1	0	pg
	Wylot; Outflow	I (0-15)	0	88	1	11	pg
		II (15-80)	12	87	1	0	pg
Złożo B; Bed B	I (0-15)	14	84	2	0	pg	
Złożo C; Bed C	I (0-15)	12	87	1	0	pg	
Złożo D; Bed D	Wlot; Inflow	I (0-15)	20	79	1	0	pg
		II (15-80)	16	83	1	0	pg
	Wylot; Outflow	I (0-15)	15	84	1	0	pg
		II (15-80)	11	87	2	0	pg
Obiekt nr 4; Object No. 4 – Janów							
Złożo I; Bed I	I (0-20)	1	49	43	7	gp	
	I (20-80)	0	96	3	1	pl	
Złożo II; Bed II	I (0-20)	1	49	43	7	gp	
	II (20-120)	0	96	3	1	pl	

Objaśnienia; Explanation: **pl** – piasek luźny; loose sand, **pg** – piasek gliniasty; loamy sand, **ps** – piasek słabo gliniasty; weakly loamy sand, **gl** – glina lekka; light loam, **gp** – glina piaszczysta, sandy loam, **gz** – glina zwykła; common clay, **pyi** – pył ilasty; clayey dust.

Gęstość gruntów stanowiących wypełnienie złoża obiektu nr 1 była uzależniona od głębokości ich zalegania i składu mechanicznego. Od 2003 do 2010 r. zaobserwowano zwiększenie się gęstości gruntu stanowiącego nadkład próchniczny od 1,14 do 1,43 Mg·m⁻³ na wlocie do złoża oraz od 1,24 do 1,52 Mg·m⁻³ na wylocie. Sytuacja taka świadczy o wzroście zagęszczenia powierzchniowej warstwy złoża obiektu nr 1. Na przestrzeni 7 lat nie odnotowano natomiast wyraźnych zmian gęstości objętościowej gruntu w warstwach piasku luźnego – II i III. Wynosiła ona odpowiednio od 1,54 do 1,63 Mg·m⁻³ na dopływie do złoża i od 1,64 do 1,70 Mg·m⁻³ na odpływie. W poszczególnych latach badań obserwowano zazwyczaj wzrost gęstości poszczególnych warstw gruntu wraz z głębokością (tab. 52).

Przepuszczalność gruntów w znacznym stopniu była uzależniona od ich składu granulometrycznego. Stwierdzono, że w obiekcie nr 1 najniższym współczynnikiem przepuszczalności charakteryzowała się warstwa nadkładu próchnicznego, w której udział frakcji pyłowej i ilowej był najwyższy. Przepuszczalność warstwy I w miejscu dopływu ścieków do złoża zmniejszyła się nieznacznie z 0,0025 cm·s⁻¹ w 2003 r. do 0,0012 cm·s⁻¹ w 2010 r., natomiast w miejscu odpływu zanotowano wzrost przepuszczalności w warstwie I z 0,0021 cm·s⁻¹ w 2003 r. do 0,0116 cm·s⁻¹ w 2010 r. W warstwach leżących głębiej (II i III), zbudowanych niemal wyłącznie z piasku przepuszczalność była znacznie wyższa, szczególnie w 2003 r. i wynosiła od 0,0331 do 0,0573 cm·s⁻¹ na dopływie do złoża i od 0,0323 do 0,0428 cm·s⁻¹ na odpływie. Od 2003 do 2010 roku odnotowano spadek przepuszczalności dolnych warstw filtracyjnych. W 2010 r. przepuszczalność warstwy II i III na dopływie wynosiła 0,0291 i 0,0240 cm·s⁻¹, natomiast na odpływie odpowiednio 0,0061 i 0,0273 cm·s⁻¹ (tab. 52). Wyniki te świadczą o stopniowej kolmatacji materiału filtracyjnego wypełniającego złożo oczyszczalni w Jastkowie na wskutek jej wieloletniej eksploatacji.

Obiekt nr 2. Powierzchniowe warstwy złóż gruntowych A, B, C i D obiektu w Sobieszynie (0-20 cm) wypełniają różne utwory. Warstwy próchniczne w złożach A i C zbudowane są z piasku gliniastego, natomiast I warstwa w złożu B wypełniona jest gliną lekką, a w złożu D piaskiem luźnym. Głębsze warstwy wszystkich złóż w obiekcie nr 2 (20-40 cm) składają się już wyłącznie z piasku. W przypadku złóż A i D ich II warstwa jest wypełniona piaskiem średnim, a w złożach B i C piaskiem luźnym (tab. 51).

Na podstawie przeprowadzonych badań zauważono, że poszczególne warstwy materiału wypełniającego 4 złoża obiektu nr 2 charakteryzują się dużym zróżnicowaniem pod względem gęstości. Zaobserwowano jednak ogólną tendencję wzrostu gęstości wraz z głębokością złoża oraz niewielki jej spadek we wszystkich warstwach, na przestrzeni 7 lat eksploatacji oczyszczalni – od 2003 do 2010 r. (tab. 52). W 2003 r. w warstwie nadkładu próchnicznego (0-20 cm) złóż A, B, C i D stwierdzono gęstość w granicach od 1,60 do 1,74 Mg·m⁻³, natomiast w 2010 r. od 1,35 do 1,56 Mg·m⁻³.

Tabela 52. Gęstość objętościowa i przepuszczalność materiału ze złóż analizowanych gruntowo-roślinnych oczyszczalni ścieków
Table 52. The bulk density and permeability of the material from the beds of analyzed constructed wetland systems

Miejsce poboru prób; Place of sampling	Warstwa; Layer (cm)	Gęstość objętościowa; Bulk density [Mg·m ⁻³]		Przepuszczalność; Permeability [cm·s ⁻¹]	
Obiekt nr 1; Object No. 1 – Jastków					
Rok; Year		2003	2010	2003	2010
Wlot na złożo; Inflow to the bed	I (0-20)	1,14	1,43	0,0025	0,0012
	II (20-40)	1,54	1,63	0,0573	0,0291
	III (40-100)	1,63	1,61	0,0341	0,0240
Wylot ze złoża; Outflow from the bed	I (0-15)	1,24	1,52	0,0021	0,0116
	II (15-30)	1,68	1,66	0,0323	0,0061
	III (30-100)	1,64	1,70	0,0428	0,0273
Obiekt nr 2; Object No. 2 – Sobieszyn					
Rok; Year		2003	2010	2003	2010
Złożo A; Bed A	I (0-20)	1,74	1,42	0,0460	0,0086
	II (20-40)	1,76	1,70	0,0847	0,0168
Złożo B; Bed B	I (0-20)	1,70	1,35	0,0010	0,0030
	II (20-40)	1,76	1,62	0,0218	0,0243
Złożo C; Bed C	I (0-20)	-	1,56	-	0,0052
	II (20-40)	-	1,62	-	0,0401
Złożo D; Bed D	I (0-20)	1,60	1,50	0,0092	0,0189
	II (20-40)	1,63	1,61	0,0339	0,0632
Obiekt nr 3; Object No. 3 – Dąbrowica					
Rok; Year		2008	2010	2008	2010
Złożo A; Bed A	Wlot; Inflow	I (0-15)	1,54	1,73	0,0153
		II (15-80)	1,59	1,65	0,0383
	Wylot; Outflow	I (0-15)	1,50	1,66	0,0001
		II (15-80)	1,68	1,82	0,0544
Złożo B; Bed B	I (0-15)	1,76	1,79	0,0930	0,0114
Złożo C; Bed C	I (0-15)	1,79	1,79	0,0421	0,0302
Złożo D; Bed D	Wlot; Inflow	I (0-15)	1,74	1,76	0,0442
		II (15-80)	1,67	1,71	0,0359
	Wylot; Outflow	I (0-15)	1,68	1,69	0,0151
		II (15-80)	1,69	1,72	0,0146
Obiekt nr 4; Object No. 4 – Janów					
Rok; Year		2008	2010	2008	2010
Złożo I; Bed I	I (0-20)	1,51	1,84	0,0066	0,0034
	II (20-80)	1,57	1,72	0,0241	0,0230
Złożo II; Bed II	Wlot; Inflow	I (0-20)	1,51	1,78	0,0066
		II (20-60)	1,57	1,71	0,0241
		III (60-120)	1,57	1,74	0,0241
	Wylot; Outflow	I (0-20)	1,51	1,79	0,0066
		II (20-40)	1,57	1,72	0,0241
		III (60-120)	1,57	1,69	0,0241

Gęstość warstw piasku leżących od 20-40 cm była nieznacznie wyższa i wynosiła od 1,63 do 1,76 $\text{Mg}\cdot\text{m}^{-3}$ w 2003 r. oraz od 1,61 do 1,70 $\text{Mg}\cdot\text{m}^{-3}$ w 2010 r. (tab. 52). Warstwy powierzchniowe (0-20 cm) charakteryzuje znaczny udział frakcji organicznej w postaci częściowo zmineralizowanych resztek roślinnych i systemów korzeniowych, które wpływają na rozluźnienie gruntu i obniżenie gęstości. W warstwach leżących głębiej (20-40 cm) dominuje frakcja mineralna, składająca się z piasku i części szkieletowych. W porównaniu do nadkładu próchnicznego powoduje to wzrost gęstości, jednak stwarza lepsze warunki hydrauliczne dla ścieków infiltrujących w dół złoża.

Z badań wynika, że zazwyczaj przepuszczalność I warstwy w czterech złożach obiektu nr 2 była niższa niż warstwy II i to zarówno w 2003, jak i w 2010 roku. Przepuszczalność wodna warstw piasku (20-40 cm) w analizowanych złożach wynosiła od 0,0218 do 0,0847 $\text{cm}\cdot\text{s}^{-1}$ w 2003 r. i od 0,0168 do 0,0632 $\text{cm}\cdot\text{s}^{-1}$ w 2010 r., podczas gdy nadkładu próchnicznego od 0,0010 do 0,0460 $\text{cm}\cdot\text{s}^{-1}$ w 2003 r. i od 0,0030 do 0,0189 $\text{cm}\cdot\text{s}^{-1}$ w 2010 r. (tab. 52).

Porównując wyniki badań z 2003 i 2010 roku można stwierdzić, iż gęstość objętościowa oraz przepuszczalność wodna gruntów ze złóż A, B i C obiektu nr 2 uległa zmniejszeniu. Jedynie w materiale ze złoża D odnotowano nieznaczny wzrost przepuszczalności. Zmniejszająca się przepuszczalność w analizowanych złożach jest prawdopodobnie spowodowana kolmatacją przestrzeni filtracyjnej przez zanieczyszczenia (głównie tłuszcze), doprowadzane podczas wieloletniej eksploatacji oczyszczalni. Sytuacja taka może powodować spowalnianie pionowego przepływu ścieków i okresowe stagnowanie ich na powierzchni złoża. Zjawisko takie okresowo obserwowano podczas badań prowadzonych w obiekcie nr 2.

Obiekt nr 3. Wyniki zaprezentowane w tabeli 51 wskazują, że skład granulometryczny materiału wypełniającego złoża A, B, C i D w obiekcie w Dąbrowicy jest dość jednolity. Zarówno powierzchniowe warstwy (0-15 cm), jak i głębsze (15-80 cm) zbudowane są z piasku gliniastego, w którym dominują frakcje o wymiarach 0,1-2,0 mm. Jedynie na wlocie do złoża A, w jego wierzchniej warstwie (0-15 cm) stwierdzono obecność cząstek pylastych i ilastych w ilości ponad 70%, co świadczy o tym, że składa się ona z pyłu ilastego (tab. 51). Jednocześnie zwraca uwagę dość wysoka zawartość części szkieletowych (> 2 mm) prawie we wszystkich analizowanych próbach gruntu. Kształtowała się ona na poziomie 11-20 %, za wyjątkiem wierzchniej warstwy złoża A, gdzie obecności części szkieletowych nie stwierdzono (tab. 51).

Na podstawie przeprowadzonych badań, od 2008 do 2010 r. zauważono nieznaczny wzrost gęstości gruntów wypełniających złoża w obiekcie nr 3. W 2008 r. w poszczególnych złożach i warstwach gęstość wahała się od 1,54 do 1,79 $\text{Mg}\cdot\text{m}^{-3}$, natomiast w roku 2010 od 1,65 do 1,82 $\text{Mg}\cdot\text{m}^{-3}$. Nie zaobserwowano natomiast wyraźnej zależności między gęstością gruntu a głębokością złoża (tab. 52).

Przepuszczalność wodna materiału wypełniającego złoża w obiekcie nr 3 w 2008 r. była dosyć wysoka, zarówno w warstwach powierzchniowych, jak i głębszych. Wynosiła ona odpowiednio $0,0151\text{--}0,0930\text{ cm}\cdot\text{s}^{-1}$ w warstwach 0-15 cm oraz $0,0146\text{--}0,0544\text{ cm}\cdot\text{s}^{-1}$ w warstwach 15-80 cm (tab. 52). Najmniejszą przepuszczalność ($0,0001\text{ cm}\cdot\text{s}^{-1}$) stwierdzono w warstwie nadkładu próchnicznego złoża A, co bezpośrednio jest związane ze składem granulometrycznym tej warstwy – dominują w niej frakcje pylaste i ilaste, a brakuje części szkieletowych. Badania wykonane w 2010 r. wykazały znaczny spadek przepuszczalności materiału wypełniającego wszystkie złoża obiektu nr 3, zarówno w warstwach powierzchniowych (0-15 cm), jak i głębszych (15-80 cm). W skrajnych przypadkach spadek przepuszczalności był kilkudziesięciokrotny. Ponieważ w analizowanym okresie nie odnotowano znaczącego wzrostu gęstości gruntów, można przypuszczać, że przyczyną spadku ich przepuszczalności jest nagromadzenie zanieczyszczeń doprowadzanych ze ściekami w przestworach międzycząsteczkowych.

Obiekt nr 4. Warstwa nadkładu próchnicznego (0-20 cm) w dwóch złożach oczyszczalni w Janowie wytworzona jest z gliny piaszczystej o znacznej zawartości frakcji pyłowej (43%). Natomiast warstwy filtracyjne złóż I (20-80 cm) i II (20-120 cm) w obiekcie nr 4 zostały wypełnione piaskiem luźnym – bardzo grubym i grubym o średnicy 0,5–2,0 mm (tab. 51).

Badania wykonane w 2008 r. wykazały, że materiał który został zastosowany do wypełnienia powierzchniowej warstwy złóż I i II obiektu nr 4 cechował się gęstością na poziomie $1,51\text{ Mg}\cdot\text{m}^{-3}$, natomiast warstwy filtracyjne zostały wykonane z gruntu o gęstości na poziomie $1,57\text{ Mg}\cdot\text{m}^{-3}$. Po dwóch latach eksploatacji – w 2010 r., zarówno w I, jak i w II złożu oraz we wszystkich jego badanych warstwach stwierdzono wzrost gęstości. W warstwach nadkładu próchnicznego (0-20 cm) wynosiła ona od 1,78 do $1,84\text{ Mg}\cdot\text{m}^{-3}$, natomiast w warstwach głębszych od 1,69 do $1,72\text{ Mg}\cdot\text{m}^{-3}$. Jednocześnie w 2010 r. zaobserwowano nieznaczny spadek gęstości wraz z głębokością – szczególnie w złożu I oraz II – na wylocie (tab. 52).

Na podstawie badań wykonanych w 2008 r. można stwierdzić, że materiał którym wypełniono złoża w obiekcie nr 4 cechował się dosyć dobrą przepuszczalnością – w przypadku warstwy filtracyjnej wynosiła ona $0,0241\text{ cm}\cdot\text{s}^{-1}$, a dla warstwy próchnicznej – $0,0066\text{ cm}\cdot\text{s}^{-1}$. Po dwóch latach eksploatacji przepuszczalność zmniejszyła się, szczególnie w warstwach filtracyjnych – wynosiła ona od $0,0018$ do $0,0230\text{ cm}\cdot\text{s}^{-1}$ (tab. 52). Spadek przepuszczalności był prawdopodobnie spowodowany zagęszczeniem się gruntu w poszczególnych warstwach złóż I i II.

4.5.2. Właściwości chemiczne materiału ze złóż

Obiekt nr 1. W tabeli 53 przedstawiono wybrane właściwości chemiczne materiału ze złoża oczyszczalni w Jastkowie w latach 2003 i 2010.

Tabela 53. Wybrane właściwości chemiczne materiału ze złoza obiektu nr 1 w Jastkowie
Table 53. Selected chemical properties of the material from the bed of object No. 1 in Jastków

Miejsce poboru prób Place of sampling	Poziom Layer (cm)	pH w KCl		N mg N·kg ⁻¹		P mg P·kg ⁻¹		K mg K·kg ⁻¹	
		Rok; Year		Rok; Year		Rok; Year		Rok; Year	
		2003	2010	2003	2010	2003	2010	2003	2010
Wlot na złoże; Inflow to the bed	0-20	6,9	7,6	4200	2380	118	1570	2360	1700
	20-40	6,8	7,6	200	420	53	660	145	607
	40-100	6,5	7,8	200	440	187	559	177	558
Wylot ze złoza; Outflow from the bed	0-15	6,9	7,4	5100	2670	67	1254	896	2360
	15-30	6,8	8,2	300	410	59	226	157	608
	30-100	5,9	8,0	200	460	37	217	111	570

Zakres zmian odczynu materiału wypełniającego złoże obiektu nr 1 w 2003 r. nie był zbyt szeroki i oscylował wokół wartości charakterystycznych dla odczynu słabo kwaśnego (5,9–6,9 pH). Najwyższe wartości odczynu notowano w warstwie nadkładu próchnicznego, a wraz z głębokością obserwowano jego spadek. W 2010 r. stwierdzono alkalizację gruntu na wszystkich poziomach złoza – pH wahało się od 7,4 do 8,2, co świadczy o słabo zasadowym charakterze badanego materiału (tab. 51). Wzrost odczynu gruntu ze złoza w obiekcie nr 1 w okresie 7 lat prawdopodobnie był spowodowany tym, że dopływały do niego ścieki o pH w zakresie od 7,03 do 8,10. Również z badań Licznara i in. [2010] wynika, że pH gleb pól irygacyjnych zależało od odczynu dopływających ścieków.

Przeprowadzone badania wykazały wyraźne zróżnicowanie warstwowe zawartości azotu w materiale ze złoza obiektu w Jastkowie. Jego przejawem była znacznie wyższa zawartość pierwiastka w warstwach nadkładu próchnicznego w stosunku do warstw położonych niżej, zarówno w 2003, jak i 2010 roku. W 2003 r. w warstwie powierzchniowej odnotowano zawartość azotu na poziomie 4200 mg N·kg⁻¹ (na wlocie) i 5100 mg N·kg⁻¹ (na wylocie), podczas gdy na głębokości 20-100 cm wynosiła ona 200–300 mg N·kg⁻¹ (tab. 53). W 2010 r. w warstwie nadkładu próchnicznego stężenie azotu spadło prawie dwukrotnie i wynosiło 2380 mg N·kg⁻¹ w miejscu dopływu ścieków i 2670 mg N·kg⁻¹ na odpływie ze złoza. Natomiast w warstwach głębszych sytuacja była odwrotna. Zawartość azotu w 2010 r. była dwukrotnie wyższa niż w 2003 i wahała się od 410 do 460 mg N·kg⁻¹ (tab. 53).

Na przestrzeni 7 lat stwierdzono znaczne różnice zawartości fosforu w materiale ze złoza z obiektu nr 1. W 2003 r. stężenie fosforu na poszczególnych poziomach wahało się od 37 do 187 mg P·kg⁻¹, natomiast w 2010 r. wzrosło znacznie i wynosiło od 217 do 1570 mg P·kg⁻¹ (tab. 53). Tak duże nagromadzenie fosforu było prawdopodobnie spowodowane wieloletnią eksploatacją obiektu, do którego ciągle dopływały ścieki zawierające wysokie ładunki tego pierwiastka. Najwyższą zawartość fosforu notowano zazwyczaj w warstwie

próchnicznej – zarówno na wlocie, jak i na wylocie ze złoża, a wraz ze wzrostem głębokości złoża zawartość fosforu spadała.

Rozkład zawartości potasu wraz z głębokością złoża nie odbiegał znacząco od tendencji stwierdzonej w przypadku dwóch wcześniej omawianych wskaźników. Pod względem zasobności w potas warstwa nadkładu próchnicznego wyraźnie wyróżniała się spośród warstw piasku leżących głębiej. W 2003 r. stężenie potasu w wierzchniej warstwie wynosiło 2360 mg K·kg⁻¹ na wlocie na złożo i 896 mg K·kg⁻¹ na wylocie (tab. 53). Po siedmiu latach sytuacja się odwróciła, za sprawą spadku zawartości potasu w miejscu dopływu ścieków do 1700 mg K·kg⁻¹ i jednoczesnego wzrostu jego stężenia na odpływie ze złoża do 2360 mg K·kg⁻¹. Wraz z głębokością złoża koncentracja potasu zazwyczaj systematycznie spadała. W 2003 r. zawartość potasu w warstwach piasku (II i III) wahała się od 111 do 177 mg K·kg⁻¹, a w roku 2010 wynosiła od 558 do 608 mg K·kg⁻¹ (tab. 53). W okresie 7 lat stwierdzono zatem kilkakrotny wzrost stężenia potasu i jego znaczne nagromadzenie w materiale filtracyjnym z obiektu nr 1, co można bezpośrednio powiązać z jego wieloletnią eksploatacją.

Obiekt nr 2. W tabeli 54 przedstawiono wybrane właściwości chemiczne materiału ze złoża oczyszczalni w Sobieszynie w latach 2003 i 2010.

Tabela 54. Wybrane właściwości chemiczne materiału ze złoża obiektu nr 2 w Sobieszynie
Table 54. Selected chemical properties of the material from the bed of object No. 2 in Sobieszyn

Miejsce poboru prób Place of sampling	Poziom Layer (cm)	pH w KCl		N mg N·kg ⁻¹		P mg P·kg ⁻¹		K mg K·kg ⁻¹	
		Rok; Year		Rok; Year		Rok; Year		Rok; Year	
		2003	2010	2003	2010	2003	2010	2003	2010
Złoże A; Bed A	0-20	6,2	6,0	700	1480	176	1185	500	840
	20-40	6,8	7,8	200	420	48	342	140	658
Złoże B; Bed B	0-20	6,3	6,4	200	1730	125	880	800	972
	20-40	6,8	7,9	200	540	30	320	160	675
Złoże C; Bed C	0-20	-	5,8	-	1180	-	1003	-	905
	20-40	-	7,9	-	470	-	322	-	778
Złoże D; Bed D	0-20	6,4	7,8	300	2520	165	1583	340	917
	20-40	6,6	5,9	600	560	33	348	210	675

Odczyn gruntu wypełniającego złoża obiektu w Sobieszynie w 2003 r. był słabo kwaśny i zawierał się w granicach od 6,2 do 6,8 pH (tab. 54). Natomiast w 2010 r., podobnie jak w przypadku obiektu nr 1 stwierdzono wzrost pH do wartości 7,8–7,9 (w złożach A, B i C), ale głównie w warstwach na głębokości 20-40 cm. W 2010 r. w złożach A, B i C, w warstwach przypowierzchniowych (0-20 cm) wartości odczynu oscylowały w granicach 6,0 pH i były podobne do tych, które stwierdzono w 2003 r. Odwrotną sytuację odnotowano w złożu D – w jego przypadku w 2010 r., w powierzchniowej warstwie pH wyniosło 7,8, a w warstwie 20-40 cm – 5,9 pH (tab. 54).

Stwierdzono, że zawartość azotu w badanych próbach gruntu była parametrem zmiennym w czasie, a do tego wykazującym znaczne zróżnicowanie warstwowe. W 2003 r. zawartość azotu w poszczególnych warstwach złóż A, B i D wahała się od 200 do 700 mg N·kg⁻¹. Uzyskane wyniki nie pozwalają na określenie jednoznacznej tendencji spadku lub wzrostu stężenia azotu wraz z głębokością złoża w 2003 r. Natomiast w roku 2010 we wszystkich złożach zaobserwowano kilkukrotny spadek zawartości azotu w warstwie II, w stosunku do tej którą stwierdzono w warstwie I. Ponadto w ciągu siedmiu lat eksploatacji oczyszczalni w warstwach przypowierzchniowych odnotowano wielokrotny wzrost zawartości azotu. Jego stężenie w 2010 r. w poziomach 0-20 cm wynosiło od 1180 do 2520 mg N·kg⁻¹, a w poziomach 20-40 cm wahało się od 420 do 560 mg N·kg⁻¹ (tab. 54). Wysoką zawartość azotu w warstwach nadkładu próchnicznego można tłumaczyć obecnością części organicznych, głównie zaś korzeni i kłączy roślinnych, które mogą zawierać znaczne ilości tego składnika.

Przeprowadzone badania wykazały znaczne różnice zawartości fosforu w materiale ze złóż obiektu nr 2 w 2003 i 2010 r. W 2003 r. stężenie fosforu w warstwach przypowierzchniowych wahało się od 125 do 176 mg P·kg⁻¹, natomiast w 2010 r. od 880 do 1583 mg P·kg⁻¹, czyli było od 7-9 razy większe niż 7 lat wcześniej (tab. 54). Również w materiale z warstw głębszych, podczas wieloletniej eksploatacji oczyszczalni, zaobserwowano wielokrotny wzrost stężenia tego wskaźnika (od 30 do 48 mg P·kg⁻¹ w 2003 r. do wartości w zakresie od 320 do 348 mg P·kg⁻¹ w 2010 r.). Fosfor należy do składników ulegających silnej sorpcji na stałej frakcji gruntu, stąd równomierny przyrost jego stężenia w analizowanych próbach był prawdopodobnie wynikiem 7-letniej eksploatacji złóż i jego kumulacji w materiale ze złóż.

Również w przypadku potasu zaobserwowano tendencję wzrostu jego stężenia w materiale ze złóż podczas wieloletniej eksploatacji oraz spadku jego zawartości wraz z głębokością, o czym mogą decydować większe zdolności sorpcyjne nadkładu próchnicznego. W 2003 r. stężenie tego wskaźnika wahało się od 340 do 800 mg K·kg⁻¹ w warstwach przypowierzchniowych i od 140 do 210 mg K·kg⁻¹ w warstwach złóż na głębokości 20-40 cm. Natomiast w 2010 r. jego stężenie wynosiło od 840 do 972 mg K·kg⁻¹ w warstwach 0-20 cm i od 658 do 778 mg K·kg⁻¹ w warstwach złóż na głębokości 20-40 cm (tab. 54).

Obiekt nr 3. W tabeli 55 przedstawiono wybrane właściwości chemiczne materiału ze złoża oczyszczalni w Dąbrowicy w latach 2008 i 2010. Z badań wynika, że grunt stanowiący wypełnienie złóż obiektu nr 3 wykazywał odczyn słabo zasadowy. Zarówno w 2008, jak i w 2010 r. jego wartości kształtowały się na podobnym, dość ustabilizowanym poziomie i wahały się odpowiednio od 7,4 do 8,0 oraz od 7,6 do 8,2 pH (tab. 55). Nieznacznie większe wartości odczynu odnotowano w 2010 r. W złożach A i D zaobserwowano tendencję nieznacznego wzrostu odczynu wraz z głębokością.

Tabela 55. Wybrane właściwości chemiczne materiału ze złoża obiektu nr 3 w Dąbrowicy
Table 55. Selected chemical properties of the material from the bed of object No. 3 in Dąbrowica

Miejsce poboru prób; Place of sampling		Poziom Layer (cm)	pH w KCl		N mg N·kg ⁻¹		P mg·kg ⁻¹		K mg K·kg ⁻¹	
			Rok; Year		Rok; Year		Rok; Year		Rok; Year	
			2008	2010	2008	2010	2008	2010	2008	2010
Złoże A; Bed A	Wlot; Inflow	0-15	7,5	7,6	310	1330	220	572	1550	2750
		15-80	7,9	8,2	490	550	260	593	400	1900
	Wylot; Outflow	0-15	7,4	7,6	100	870	170	1118	1350	2600
		15-80	8,0	8,2	130	520	260	671	350	1600
Złoże B; Bed B		0-15	7,8	8,0	560	560	310	674	550	1910
Złoże C; Bed C		0-15	7,9	8,1	200	570	260	520	550	1910
Złoże D; Bed D	Wlot; Inflow	0-15	7,8	8,1	460	600	310	415	450	1710
		15-80	7,9	8,2	330	420	220	341	350	1390
	Wylot; Outflow	0-15	7,9	8,1	130	510	260	390	400	1470
		15-80	7,9	8,1	140	430	220	311	350	1290

W 2008 r. stwierdzono zróżnicowane stężenia azotu w poszczególnych poziomach wszystkich badanych złóż – wahały się one od 100 do 560 mg N·kg⁻¹. W trakcie 2-letniej eksploatacji oczyszczalni odnotowano wzrost jego zawartości prawie na wszystkich poziomach analizowanych złóż. W 2010 r. największe stężenia azotu stwierdzono w powierzchniowych warstwach złóż z wierzbą (A i D) od 510 do 1330 mg N·kg⁻¹, a znacznie mniejsze w warstwach filtracyjnych od 420 do 550 mg N·kg⁻¹. Uzyskane wyniki wskazują również, że większe stężenie azotu notowano na wlocie do złóż A i D, a mniejsze na wylocie. Natomiast w złożach z trzciną – B i C zawartość azotu była podobna i wynosiła odpowiednio 560 i 570 mg N·kg⁻¹ (tab. 55).

Również w przypadku fosforu stwierdzono duże zróżnicowanie jego zawartości w poszczególnych poziomach złóż obiektu nr 3. W 2008 r. jego stężenie wahało się od 170 do 310 mg P·kg⁻¹, natomiast w 2010 r. znacznie wzrosło i wynosiło od 311 do 1118 mg P·kg⁻¹, prawdopodobnie na skutek jego akumulacji podczas 2-letniej eksploatacji. W 2010 r. w złożach A i D zazwyczaj większe stężenia fosforu obserwowano w warstwie powierzchniowej (tab. 55).

Jeszcze bardziej wyraźne skutki eksploatacji złóż gruntowych można zauważyć w przypadku analizy wyników zawartości potasu. Stężenia tego wskaźnika w 2008 r. w poszczególnych poziomach badanych złóż nie przekraczały zazwyczaj 600 mg K·kg⁻¹. Jedynie w przypowierzchniowej warstwie złoża A, zarówno na wlocie, jak i wylocie stężenie potasu było wyraźnie wyższe i wynosiło odpowiednio 1550 i 1350 mg K·kg⁻¹ (tab. 55). Badania przeprowadzone w 2010 r. wykazały znaczący wzrost zawartości potasu we wszystkich złożach i poziomach. W dolnych partiach złoża A wzrost jego stężenia był blisko pięciokrotny, a w złożach z trzciną B i C – ponad czterokrotny. W 2010 r. zanotowane stężenia potasu wahały się w granicach od 1290 do 2750 mg K·kg⁻¹, przy czym

wyższe jego wartości stwierdzono w warstwach powierzchniowych złóż, utworzonych z nadkładu próchnicznego.

Obiekt nr 4. W tabeli 56 przedstawiono wybrane właściwości chemiczne materiału ze złoża oczyszczalni w Janowie w latach 2008 i 2010.

Odczyn materiału wypełniającego złoża gruntowe w obiekcie nr 4 wykazywał wyraźną zmienność warstwową. W 2008 r. wartości pH w gruncie z powierzchniowych warstw (0-40 cm) złoża I i II były charakterystyczne dla odczynu słabo zasadowego (8,6 pH), natomiast na głębokości 60-120 cm wartość odczynu była wyraźnie niższa – wynosiła 6,9 pH, i świadczyła o słabo kwaśnym charakterze tych utworów. W 2010 r. stwierdzono odwrotną sytuację. W złożu II najniższe wartości pH, charakterystyczne dla odczynu słabo kwaśnego (6,0-6,8) stwierdzono w warstwie powierzchniowej, a na większych głębokościach odczyn gruntu był słabo zasadowy 7,2-7,8 pH. Z kolei w materiale pobranym z całego profilu I złoża odnotowano odczyn słabo kwaśny – 6,2-6,8 pH (tab. 56).

Tabela 56. Wybrane właściwości chemiczne materiału ze złoża obiektu nr 4 w Janowie
Table 56. Selected chemical properties of the material from the bed of object No. 4 in Janów

Miejsce poboru prób Place of sampling	Poziom Layer (cm)	pH w KCl		N mg N·kg ⁻¹		P mg P·kg ⁻¹		K mg K·kg ⁻¹		
		Rok; Year		Rok; Year		Rok; Year		Rok; Year		
		2008	2010	2008	2010	2008	2010	2008	2010	
Złoże I; Bed I	0-20	8,6	6,2	130	900	205	724	1480	1390	
	20-80	6,9	6,8	110	570	409	281	1880	1150	
Złoże II; Bed II	Wlot; Inflow	0-20	8,6	6,8	130	770	205	736	1480	1790
		20-40	8,6	7,2	130	540	205	226	1480	1250
		60-120	6,9	7,8	110	510	409	249	1880	1110
	Wylot; Outflow	0-20	8,6	6,0	130	1190	205	442	1480	1380
		20-40	8,6	7,3	130	490	205	366	1480	1220
		60-120	6,9	7,3	110	380	409	189	1880	817

Zawartości wskaźników chemicznych – azotu, fosforu i potasu w materiale wypełniającym złoża obiektu nr 4 podlegały podobnym regułom, jakie stwierdzono w innych badanych obiektach. Zawartość azotu w materiale wypełniającym złoża I i II w 2008 r. była bardzo zbliżona i wynosiła od 110 do 130 mg N·kg⁻¹ (tab. 56). Nieco wyższe jego stężenia notowano w warstwach powierzchniowych – do 40 cm głębokości. Po dwóch latach eksploatacji oczyszczalni, w 2010 r. zawartość azotu w poszczególnych miejscach badanych złóż wzrosła kilkukrotnie. Największe jego stężenia stwierdzono w warstwach nadkładu próchnicznego – w złożu trzcinowym I – 900 mg N·kg⁻¹, a w złożu wierzbowym II – 770 mg N·kg⁻¹ na wlocie i 1190 mg N·kg⁻¹ na wylocie (tab. 56). Na głębszych poziomach złóż I i II odnotowano znacznie niższe zawartości azotu od 380 do 570 mg N·kg⁻¹ i spadek jego stężenia wraz z głębokością.

Przeprowadzone badania wykazały, że w 2008 r. zawartość fosforu w materiale wykorzystanym do wypełnienia dolnych partii złóż obiektu w Janowie wynosiła $400 \text{ mg P}\cdot\text{kg}^{-1}$, podczas gdy w warstwach nadkładu próchnicznego $205 \text{ mg P}\cdot\text{kg}^{-1}$ (tab. 54). W drugim roku po uruchomieniu oczyszczalni zaobserwowano istotne zmiany polegające na wzroście stężenia fosforu (z 442 do $736 \text{ mg P}\cdot\text{kg}^{-1}$) w gruntach tworzących nadkład próchniczny obydwu złóż. Jednocześnie stwierdzono spadek zawartości fosforu w poziomach położonych najgłębiej. Zawartość potasu w pierwszym roku funkcjonowania obiektu nr 4 wynosiła od $1480 \text{ mg K}\cdot\text{kg}^{-1}$ w warstwach powierzchniowych do $1880 \text{ mg K}\cdot\text{kg}^{-1}$ w warstwach głębszych (tab. 56). W 2010 r. w oczyszczalni tej odnotowano natomiast zmiany w kierunku odwrotnym niż w innych obiektach. Po dwóch latach eksploatacji obiektu nr 4 stwierdzono niewielkie obniżenie zawartości potasu prawie we wszystkich analizowanych próbach gruntu (do 817 do $1390 \text{ mg K}\cdot\text{kg}^{-1}$), za wyjątkiem próby pobranej z nadkładu próchnicznego na wlocie do złoża nr II, gdzie jego stężenie wynosiło $1790 \text{ mg K}\cdot\text{kg}^{-1}$.

Uzyskane wyniki badań potwierdzają dużą rolę materiału wypełniającego złoża gruntowo-roślinnych oczyszczalni ścieków w akumulacji zanieczyszczeń, która nie ograniczała się jedynie do zapewnienia odpowiednich warunków fizycznych dla rozwoju mikroflory i roślinności wyższej. Analiza porównawcza dwóch serii badań przeprowadzonych w odstępie siedmiu lat w obiektach nr 1 i 2 (w Jastkowie i Sobieszynie) oraz w odstępie dwóch lat w obiektach nr 3 i 4 (w Dąbrowicy i Janowie) wykazała, że materiał wykorzystywany jako wypełnienie złóż bierze znaczny udział w przechwytywaniu zanieczyszczeń dopływających ze ściekami. Wynika z niej wyraźny wzrost zawartości składników chemicznych w gruntach wypełniających złoża wraz z wydłużaniem okresu ich eksploatacji. Również badania innych autorów wykazały, że wieloletnie nawadnianie gleb ściekami przyczynia się do zwiększenia zawartości składników biogennych w tych glebach [Paluch 1984; Czyżyk 1994; Mausbauch, Richardson 1994; Licznar i in. 2010].

Azot, fosfor i potas w systemach gruntowo-roślinnych ulegają głównie sorpcji chemicznej na cząstkach stałych gruntu, prowadzącej do ich czasowego unieruchomienia. Wykonane badania potwierdzają również, że większe zdolności w tym względzie wykazują warstwy przypowierzchniowe złóż, zbudowane z nadkładu próchnicznego. Wiąże się to z obecnością związków próchnicowych, które posiadają większą pojemność sorpcyjną i zdolność wiązania składników. Konsekwencją kumulacji pierwiastków i związków chemicznych w gruncie może być utrata jego zdolności sorpcyjnych i nasilenie procesów odwrotnych, polegających na uwalnianiu składników chemicznych z gruntu do ścieków. Osiągnięcie tej fazy oznacza konieczność wymiany materiału wypełniającego złoża. Dlatego też badania właściwości chemicznych tego materiału powinny być prowadzone cyklicznie i równocześnie z badaniami jakości ścieków odpływających ze złóż. Tylko wtedy możliwe będzie przybliżone określenie momen-

tu, gdy złoża gruntowo-roślinne przestaje spełniać swoje funkcje. W przypadku obiektów nr 1 i 2 można stwierdzić, że pomimo wieloletniej eksploatacji i akumulacji zanieczyszczeń (15 lat) systemy te nadal spełniają swoją funkcję i zapewniają skuteczne oczyszczanie ścieków. Jednak zaprezentowane wyniki badań wskazują, że wraz z upływem lat zmniejsza się przepuszczalność materiału wypełniającego złoża oraz obserwuje się coraz większe stężenia azotu, fosforu i potasu w badanym materiale. Prawdopodobnie w najbliższych latach konieczna będzie modernizacja tych obiektów i wymiana materiału filtrującego, w celu utrzymania wysokich efektów usuwania zanieczyszczeń.

4.6. PRODUKCJA BIOMASY ORAZ WYBRANE WŁAŚCIWOŚCI CHEMICZNE ROŚLIN ZASIEDLAJĄCYCH ZŁOŻA GRUNTOWYCH

Jedną z najważniejszych cech ekologicznych roślin, wykorzystywanych do unieszkodliwiania ścieków, w tym trzciny i wierzby jest wysokie tempo wzrostu, połączone z wytwarzaniem biomasy. Aby wzrost ten mógł być realizowany, konieczna jest odpowiednia podaż składników pokarmowych i wody. Jej wielkość na złożach gruntowo-roślinnych, ze względu na ich uszczelnienie zależy przede wszystkim od przebiegu warunków pogodowych: temperatury i wysokości opadów atmosferycznych oraz od obciążenia hydraulicznego ściekami i ładunkiem zanieczyszczeń [Obarska-Pempkowiak 2002]. Zróżnicowanie ilości i składu dopływających ścieków może w znacznym stopniu wpływać na produkcję biomasy roślin porastających złoża oraz na zawartość związków biogenych w tych roślinach. Według innych autorów wielkość produkcji biomasy roślin w systemach tego typu uzależniona jest również od składu gatunkowego roślinności oraz warunków środowiskowych [Frankowski i in. 1961; Białkiewicz 1969; Perttu 1992].

Szczegółowe badania produkcji biomasy oraz wybranych właściwości chemicznych wierzby i trzciny ze złóż gruntowych analizowanych obiektów prowadzono na początku 2008, 2009 i 2010 r., po zakończonej wegetacji roślin w latach 2007-2009.

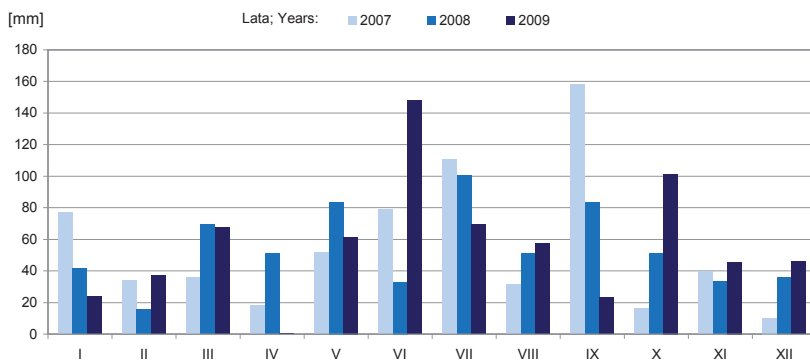
4.6.1. Produkcja biomasy roślin ze złóż gruntowych

Opady atmosferyczne oraz obciążenie hydrauliczne i ładunkiem zanieczyszczeń w okresie badań

Na podstawie danych meteorologicznych zaprezentowanych w rozdziale 3.3. można stwierdzić, że w latach 2007-2009 roczne sumy opadów atmosferycznych wahały się od 649 do 681 mm i były wyższe od średniej rocznej sumy opadów atmosferycznych w Lublinie w okresie wielolecia 2001–2010 (615 mm) (rys. 16). Dane z IMiGW [2011] wskazują też, że w latach 2007–2009 także opady w okresach wegetacyjnych były dosyć wysokie – wynosiły 461–465 mm

(rys. 18). Zaprezentowane dane wskazują, iż wielkości rocznych sum opadów atmosferycznych w poszczególnych latach badań i okresach wegetacyjnych mogły mieć pozytywny wpływ na wielkość produkcji biomasy roślin na złożach gruntowych w analizowanych obiektach. Szczegółowa analiza sum opadów atmosferycznych w poszczególnych miesiącach (rys. 97) wskazuje jednak, że brak opadów w kwietniu 2009 r. mógł mieć negatywny wpływ na rozwój roślin i produkcję ich biomasy na złożach.

W latach 2007-2009 średnia dobowa ilość ścieków, dopływających do obiektu nr 1 stopniowo wzrastała od 1,12 do 1,46 $\text{m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$, a doprowadzanych do obiektu nr 2 była bardzo zmienna i wahała się od 6,9 do 17,6 $\text{m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$ (tab. 57). W obiekcie nr 3 (ze względu na brak wodomierza) założono stały dopływ ścieków – w wysokości 0,3 $\text{m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$, zaś w obiekcie nr 4 w latach 2008 i 2009 ich ilość określono na poziomie 0,45 i 0,65 $\text{m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$.



Rysunek 97. Miesięczne sumy opadów atmosferycznych w Lublinie-Radawcu w latach 2007-2009 [IMiGW w Warszawie 2011]

Figure 97. Total monthly precipitation in Lublin-Radawiec in 2007-2009 [IMiGW w Warszawie 2011]

W tabeli 57 podano średnie wartości obciążenia hydraulicznego i ładunkiem zanieczyszczeń złóż w latach 2007–2009, które poprzedzały zbiór roślin.

Obciążenie hydrauliczne badanych złóż ściekami w poszczególnych obiektach i latach badań było zróżnicowane – wahało się od 5,36 do 13,67 $\text{dm}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$. Dodatkowo w latach 2007-2009 do analizowanych złóż gruntowo-roślinnych dopływały wody opadowe w ilości od 1,78 do 1,87 $\text{dm}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ (tab. 57). Z uzyskanych danych wynika, że udział wód opadowych w całkowitym obciążeniu hydraulicznym złóż był niezbyt duży i wynosił od 13 do 33%. Podobne obciążenie hydrauliczne wodami opadowymi – średnio na poziomie 21%, odnotowali Kuczewski i Paluch [1997] w roślinno-glebowej oczyszczalni ścieków w Szewcach.

Tabela 57. Obciążenie hydrauliczne i ładunkiem zanieczyszczeń złoź w latach poprzedzających zbiór roślin
Table 57. Hydraulic load and the load of pollution of beds in the years preceding the harvest of plants

Numer obiektu Number of object		Obiekt nr 1; Object No. 1			Obiekt nr 2; Object No. 2			Obiekt nr 3; Object No. 3			Obiekt nr 4; Object No. 4				
Rok; Year		2007	2008	2009	2007	2008	2009	2007	2008	2009	2008	2009			
Średni dopływ ścieków; Average inflow of sewage [m ³ ·d ⁻¹]		1,12	1,41	1,46	17,6	6,9	11,1	0,30	0,30	0,30	0,45	0,65			
Obciążenie hydrauliczne Hydraulic load [dm ³ ·m ⁻² ·d ⁻¹]	Ścieki; Sewage	6,02	7,58	7,85	13,67	5,36	8,62	12,5	12,5	12,5	9,37	13,54			
	Opady precipitation	1,81	1,78	1,87	1,81	1,78	1,87	1,81	1,78	1,87	1,78	1,87			
	Razem Total	7,83	9,36	9,72	15,48	7,14	10,49	14,31	14,28	14,37	11,15	15,41			
Średni ładunek zanieczyszczeń w ściekach dopływających do obiektu; The average pollution load in sewage inflowing to the object															
Parametry; Parameters		Jedno złoże; One bed			Złóża; Beds A, B, C, D			Złóża; Beds A i C			Złoże I; Bed I				
N [g·m ⁻² ·d ⁻¹]		0,409	0,553	0,533	0,755	0,409	0,719	1,500	1,537	1,625	2,175	2,672			
P [g·m ⁻² ·d ⁻¹]		0,174	0,212	0,235	0,288	0,145	0,190	0,500	0,537	0,500	0,825	0,902			
K [g·m ⁻² ·d ⁻¹]		0,861	1,114	1,444	1,442	0,974	1,377	3,125	1,787	2,712	3,825	4,875			
Parametry; Parameters								Złoże B; Bed B			Złoże II; Bed II				
N [g·m ⁻² ·d ⁻¹]								-			0,400	0,387	0,425	0,330	0,498
P [g·m ⁻² ·d ⁻¹]								-			0,087	0,112	0,087	0,010	0,065
K [g·m ⁻² ·d ⁻¹]								-			0,762	0,475	0,725	0,330	0,823
Parametry; Parameters								Złoże D; Bed D							
N [g·m ⁻² ·d ⁻¹]								-					0,250	0,225	0,175
P [g·m ⁻² ·d ⁻¹]								-					0,037	0,037	0,025
K [g·m ⁻² ·d ⁻¹]								-					0,312	0,137	0,275

Wyniki badań zaprezentowane w tabelach 57–60 wskazują, że zmiany wielkości obciążenia hydraulicznego w latach poprzedzających zbiór roślin nie miały prawdopodobnie wpływu na wielkość produkcji biomasy na złożach w analizowanych obiektach.

Dane przedstawione w tabeli 57 świadczą o tym, że obciążenie złoź ładunkiem azotu, fosforu i potasu w obiektach nr 1 i 2 w latach 2007–2009 było bardzo podobne i zmieniało się w niewielkim zakresie. Obciążenie 1m² powierzchni złoź ładunkiem azotu w oczyszczalniach tych wahało się od 0,409 do 0,755 g·m⁻²·d⁻¹, fosforu od 0,145 do 0,288 g·m⁻²·d⁻¹, a potasu od 0,861 do 1,444 g·m⁻²·d⁻¹. Znacznie wyższe obciążenie 1m² powierzchni złoź ładunkiem badanych wskaźników odnotowano w obiektach w Dąbrowicy i Janowie, w których do złoź A i C (obiekt nr 3) oraz do złoź I (obiekt nr 4) dopływało średnio od 1,500 do 2,672 g·m⁻²·d⁻¹ azotu, od 0,500 do 0,902 g·m⁻²·d⁻¹ fosforu oraz od 1,787 do 4,875 g·m⁻²·d⁻¹ potasu. Obliczono ponadto, że złoź występujące jako drugie w obiektach nr 3 (złóża B i D) oraz nr 4 (złoże II) obciążone były znacznie mniejszym

ładunkiem zanieczyszczeń. Średnie ładunki zanieczyszczeń dopływające na 1m² złoża B w obiekcie nr 3 w latach 2007-2009 wynosiły 0,387-0,425 g·m⁻²·d⁻¹ w przypadku azotu, 0,087-0,112 g·m⁻²·d⁻¹ w przypadku fosforu oraz 0,475-0,762 g·m⁻²·d⁻¹ dla potasu. Jeszcze mniejsze ładunki N, P, K stwierdzono w ściekach doprowadzanych na 1m² złoża D w obiekcie nr 3 oraz złoża II w obiekcie nr 4 – odpowiednio od 0,175 do 0,498 g·m⁻²·d⁻¹ dla azotu, od 0,010 do 0,065 g·m⁻²·d⁻¹ dla fosforu oraz od 0,137 do 0,823 g·m⁻²·d⁻¹ dla potasu (tab. 57).

Produkcja biomasy roślin w obiektach nr 1 i 2. Wyniki badań zaprezentowane w tabeli 58 wskazują na stopniowy spadek produkcji biomasy roślin w jednostopniowych systemach gruntowo-roślinnych od 2008 do 2010 r.

Tabela 58. Produkcja biomasy roślin na złożach w obiektach nr 1 i 2 w latach 2008-2010
Table 58. Biomass production of plants on the beds of objects No. 1 and 2 in 2008-2010

Parametry; Parameters	Obiekt; Object							
	Nr 1; No. 1 – Jastków (wierzba; willow)				Nr 2; No. 2 – Sobieszyn (trzcina; reed)			
Rok; Year	2008	2009	2010	\bar{x}	2008	2009	2010	\bar{x}
Objętość; Volume [m ³ (p)·ha ⁻¹]	156	161	56	124	365	303	272	313
Świeża masa; Fresh matter [Mg·ha ⁻¹]	20,7	17,3	8,5	15,5	7,0	5,5	5,1	5,9
Sucha masa; Dry matter [Mg·ha ⁻¹]	10,6	10,2	4,8	8,5	5,8	5,0	4,5	5,1

W badanym okresie objętość wierzby ze złoża obiektu nr 1 (A=186 m²) wahała się od 56 do 161 m³(p)·ha⁻¹, a plon świeżej masy spadał z 20,7 do 8,5 Mg·ha⁻¹. Natomiast produkcja suchej masy wierzby zmniejszała się z 10,6 do 4,8 Mg·ha⁻¹, a średnio w latach 2008–2010 wynosiła 8,5 Mg·ha⁻¹ (tab. 58). Uzyskany średni plon biomasy wierzby w badanym okresie w obiekcie nr 1 był niższy od tego, który uzyskano w nim w latach 2003-2007 (10,9 Mg·ha⁻¹) [Józwiakowski i in. 2010] pomimo tego, że w obiekcie tym w każdym roku badań od 2001 r. (na przełomie lutego i marca) wykonywano zabieg wycinania i usuwania wierzby ze złóż (tab. 5).

Podobną tendencję spadku produkcji biomasy trzciny zaobserwowano w przypadku obiektu nr 2. W analizowanym okresie (lata 2008-2010) objętość trzciny z 4 złóż oczyszczalni w Sobieszynie (A=1287 m²) zmniejszała się z 365 do 272 m³(p)·ha⁻¹, a plon świeżej masy z 7,0 do 5,1 Mg·ha⁻¹. Z kolei produkcja suchej masy trzciny obniżała się z 5,8 do 4,5 Mg·ha⁻¹, a średnio w latach 2008–2010 wynosiła 5,1 Mg·ha⁻¹ (tab. 58). Uzyskany średni plon biomasy trzciny w badanym okresie w obiekcie nr 2 był niższy od tego, który uzyskano w nim w latach 2002-2003 (6,4 Mg·ha⁻¹) [Józwiakowski 2005b] pomimo tego, że w obiekcie tym w dwóch porównywanych okresach badawczych (lata 2002-2003 i 2008-2010 r.), na przełomie lutego i marca wykonywano zabieg wycina-

nia i usuwania trzciny ze złóż (tab. 5). Zebraną, zeschniętą trzcinę następnie kompostowano.

Prawdopodobnie negatywny wpływ na wielkość produkcji biomasy w obiektach nr 1 i 2 na początku 2010 r. (tab. 58) miał brak opadów atmosferycznych w kwietniu 2009 r. (rys. 97). Wcześniej Lindroth i Båth [1999] oraz Hasselgren [2003] wykazali, że deficyt opadów jest ważnym czynnikiem, który może ograniczać wzrost wierzby na plantacjach energetycznych. Ponadto tendencja zmniejszania się produkcji biomasy roślin w obiektach nr 1 i 2 mogła być spowodowana wieloletnią eksploatacją tych systemów.

Produkcja biomasy roślin w obiektach nr 3 i 4. Przeprowadzone badania wskazują (tab. 59, 60), że produkcja roślin na złożach wielostopniowych systemów gruntowo-roślinnych była bardzo zróżnicowana, na co bezpośredni wpływ miał prawdopodobnie krótki czas eksploatacji tych oczyszczalni.

Od początku funkcjonowania systemów hybrydowych, w każdym roku badań, w lutym lub w marcu wycinano i usuwano wierzbę – w obiekcie nr 3 w latach 2008-2010, a w obiekcie nr 4 w latach 2009-2010. Trzcina w tych obiektach była wycinana i usuwana w lutym lub w marcu – w latach 2009-2010 (tab. 5).

Według Obarskiej-Pempkowiak [2002] rozwój roślin w tego typu systemach trwa zazwyczaj około 3 lat. W poszczególnych złożach obiektów nr 3 i 4 dość znaczne różnice objętości i masy zebranych roślin mogą wynikać także z tego, że istnieją w nich konfiguracje podwójnych złóż gruntowo-roślinnych, w których ścieki początkowo zasilają tylko pierwsze złoża, a dopiero potem trafiają na kolejne. W skrajnie niekorzystnych warunkach (wysokie temperatury powietrza i parowanie, niedobór opadów), złoża występujące jako drugie w obiektach nr 3 i 4 mogą być zupełnie pozbawione dopływu ścieków. Sytuacje takie mogą być bezpośrednią przyczyną niższej produkcji biomasy roślin na tych złożach.

Wyniki przedstawione w tabeli 57 wskazują, że przyczyną niższej produkcji biomasy roślin na złożach B i D w obiekcie nr 3 oraz na złożu II w obiekcie nr 4 było prawdopodobnie również ich mniejsze obciążenie ładunkiem azotu, fosforu i potasu, w stosunku do tego, które określono dla złóż występujących jako pierwsze w tych systemach.

Uzyskane wyniki badań potwierdzają powyższe rozważania (tab. 59, 60). W obiekcie nr 3, składającym się z 4 złóż o powierzchni – 24 m² każde (rys. 11) największą objętość i masę roślin uzyskiwano w pierwszych złożach dwóch równoległych układów (A i C). W układzie I od 2008 do 2010 r. objętość wierzby ze złoża A wahała się od 94 do 325 m³(p)·ha⁻¹, a plon świeżej masy od 17,1 do 39,7 Mg·ha⁻¹. Natomiast produkcja suchej masy wierzby wahała się od 8,8 do 23,7 Mg·ha⁻¹, a średnio w analizowanym okresie wynosiła 14,2 Mg·ha⁻¹ (tab. 59). W układzie II w latach 2009 i 2010 r. objętość trzciny ze złoża C (w 2008 r. trzciny nie wycinano) wynosiła odpowiednio 31 i 104 m³(p)·ha⁻¹, a plon jej

świeżej masy 1,0 i 1,7 Mg·ha⁻¹. Z kolei produkcja suchej masy trzciny wynosiła 1,0 i 1,5 Mg·ha⁻¹, a średnio 1,2 Mg·ha⁻¹ (tab. 59).

Tabela 59. Produkcja biomasy roślin na złożach w obiekcie nr 3 w latach 2008-2010
Table 59. Biomass production of plants on the beds of object No. 3 in 2008-2010

Parametry; Parameters	Obiekt nr 3; Object No. 3 – Dąbrowica													
	Układ I; Configuration I							Układ II Configuration II						
	Złoże A; Bed A (wierzba; willow)			Złoże B (trzcina; reed)				Złoże C (trzcina; reed)			Złoże D (wierzba; willow)			
Rok; Year	2008	2009	2010	\bar{x}	2009	2010	\bar{x}	2009	2010	\bar{x}	2008	2009	2010	\bar{x}
Objętość; Volume [m ³ (p)·ha ⁻¹]	94	325	94	171	13	83	48	31	104	68	28	120	104	84
Świeża masa Fresh matter [Mg·ha ⁻¹]	17,1	39,7	18,9	25,2	0,8	1,4	1,1	1,0	1,7	1,4	5,0	16,3	20,2	13,8
Sucha masa Dry matter [Mg·ha ⁻¹]	8,8	23,7	10,2	14,2	0,7	1,2	1,0	1,0	1,5	1,2	2,2	9,8	11,7	7,9

Tabela 60. Produkcja biomasy na złożach w obiekcie nr 4 w latach 2009-2010.
Table 60. Biomass production of plants on the beds of object No. 4 in 2009-2010

Parametry; Parameters	Obiekt nr 4; Object No. 4 – Janów					
	Złoże I; Bed I (trzcina; reed)			Złoże II; bed II (wierzba; willow)		
Rok; Year	2009	2010	\bar{x}	2009	2010	\bar{x}
Objętość; Volume [m ³ (p)·ha ⁻¹]	28	510	269	27	103	65
Świeża masa; Fresh matter [Mg·ha ⁻¹]	1,7	8,4	5,0	6,2	29,6	17,9
Sucha masa; Dry matter [Mg·ha ⁻¹]	1,5	7,3	4,4	3,8	16,1	9,9

Znacznie niższe objętości i masy roślin uzyskiwano na złożach B i D obiektu nr 3, które były zasilane ściekami odpływającymi ze złóż A i C. W układzie I w latach 2009 i 2010 r. objętość trzciny ze złoża B (w 2008 r. trzciny nie wycinano) wynosiła odpowiednio 13 i 83 m³(p)·ha⁻¹, a plon jej świeżej masy 0,8 i 1,4 Mg·ha⁻¹. Natomiast produkcja suchej masy trzciny wynosiła 0,7 i 1,2 Mg·ha⁻¹, a średnio 1,0 Mg·ha⁻¹ (tab. 59). Z kolei w układzie II od 2008 do 2010 r. objętość wierzby ze złoża D wahała się od 28 do 120 m³(p)·ha⁻¹, a plon świeżej masy od 5,0 do 20,2 Mg·ha⁻¹. Natomiast produkcja suchej masy wierzby wahała się w granicach 2,2–11,7 Mg·ha⁻¹, a średnio w analizowanym okresie wynosiła 7,9 Mg·ha⁻¹ i była prawie o połowę niższa niż w złożu A (tab. 59).

W trakcie dwuletniej eksploatacji obiektu nr 4 stwierdzono znaczny wzrost objętości i masy roślin porastających złoża nr I i II. W 2009 r. objętość trzciny

na I złożu (18 m^2) wynosiła zaledwie $28 \text{ m}^3(\text{p})\cdot\text{ha}^{-1}$, podczas gdy w roku 2010 – aż $510 \text{ m}^3(\text{p})\cdot\text{ha}^{-1}$. Również świeża i sucha masa trzciny w drugim roku eksploatacji obiektu nr 4 wzrosła dość znacznie – z 1,7 do $8,4 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$ (świeża masa) oraz z 1,5 do $7,3 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$ (sucha masa). Podobną tendencję zaobserwowano w przypadku wierzby porastającej II złożo oczyszczalni w Janowie. W latach 2009-2010 objętość wierzby na tym złożu ($A=30 \text{ m}^2$) zwiększyła się z 27 do $103 \text{ m}^3(\text{p})\cdot\text{ha}^{-1}$, a plon świeżej masy z 6,2 do $29,6 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$. Z kolei produkcja suchej masy wierzby wzrosła z 3,8 do $16,1 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$, a średnio w latach 2009-2010 wynosiła $9,9 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$ (tab. 60).

Z badań wynika, że produkcja biomasy wierzby w pierwszym roku eksploatacji wielostopniowych systemów gruntowo-roślinnych (obiekt nr 3 – złoża A i D, obiekt nr 4 – złożo II) była stosunkowo niewielka i wynosiła $2,2\text{--}8,8 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$. Znacznie niższe plony w pierwszym roku funkcjonowania złoża z wierzwą ($1,2\text{--}1,4 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$) stwierdzili Amofah i Hanæus [2006] w warunkach chłodnego klimatu w Szwecji. Natomiast podobną produkcję wierzby ($1,2\text{--}5,3 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$) w innych systemach tego typu zanotowali Hasselgren [1984], Mortensen i in. [1998] oraz Rytter [2001].

Wyniki badań przedstawione w tabelach 59 i 60 wskazują na bardzo duży wzrost produkcji biomasy roślin porastających złoża wielostopniowych oczyszczalni ścieków w drugim i trzecim roku ich eksploatacji. Plony wierzby, które uzyskiwano na złożach w obiektach nr 3 i 4 w drugim i trzecim roku ich funkcjonowania wynosiły od 10,2 do $23,7 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$ i były porównywalne do tych, które osiągnęto na energetycznych plantacjach wierzbowych, gdzie w optymalnych warunkach siedliskowych, ilość rocznie uzyskiwanej biomasy wierzby wynosiła od 10 do $15 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$ [Perttu 1992]. Nieco niższe plony biomasy wierzby ($8,1\text{--}8,8 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$) w drugim roku funkcjonowania złoża stwierdzili Amofah i Hanæus [2006] w warunkach chłodnego klimatu w Szwecji. Inni autorzy podają natomiast, że w drugim roku produkcji biomasa zbieranej wierzby może wynosić od 3,7 do $17,7 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$ [Hasselgren 1984; Mortensen i in. 1998]. Natomiast według Obarskiej-Pempkowiak [2002] roczna produkcja biomasy wikliny (*Salix viminalis* L.) w oczyszczalniach hydrofitowych wynosi zazwyczaj od 12 do $20 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$.

Informacje z literatury wskazują, że w niektórych przypadkach wierzba wycinana jest z plantacji energetycznych raz na dwa lata. Z badań Kowalika i Randerssona [1994] wynika, że biomasa wierzby zbierana z dwuletnich plantacji może wynosić $5 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$ – w przypadku *Salix purpurea*, $7 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$ dla *S. americana*, $8,7 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$ dla *S. viminalis* oraz $14,4 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$ dla wierzby *S. amygdalina*. Dla porównania produkcja drewna z 5 klonów 2-letniej wierzby na plantacjach w Szwecji, stosowanych jako filtry zanieczyszczonych wód drenazowych z terenów rolniczych wynosiła $19\text{--}22 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$ [Elowson 1999].

Z badań, przeprowadzonych w gruntowo-roślinnych oczyszczalniach ścieków w woj. lubelskim wynika, że produkcja biomasy trzciny w systemach wielostopniowych (obiekt nr 3 – złoża B i C, obiekt nr 4 – złożo I) w 2009 r. była

stosunkowo niewielka i wynosiła od 0,7 do 1,5 Mg · ha⁻¹, natomiast w 2010 r. była znacznie wyższa i wahała się od 1,2 do 7,3 Mg · ha⁻¹. Plony trzciny uzyskane w 2 i 3 roku eksploatacji obiektów nr 3 i 4 były niższe od tych, które podawane są zazwyczaj w literaturze (10-30 Mg · ha⁻¹) [Graneli 1984; Kalisz i Sałbut 1996; Ozimek i Renman 1996]. Natomiast z badań Maddisona i in. [2009] wynika, że produkcja biomasy trzciny w seminaturalnej oczyszczalni wynosiła 6,1–13,2 Mg · ha⁻¹.

4.6.2. Wybrane właściwości chemiczne roślin ze złóż gruntowych

W tabelach 61-63 podano średnie zawartości azotu, fosforu, potasu oraz popiołu w prętach wierzby oraz w liściach i łodygach trzciny ze złóż w badanych obiektach w latach 2008-2010.

Wierzba wiciowa *Salix viminalis* L.

Wysokość pędów wierzby na złożach we wszystkich obiektach badawczych dochodziła zazwyczaj do 400 cm. Wyjątkowo w 2009 r. na złożu A, w obiekcie nr 3 stwierdzono pręty wierzby, których wysokość dochodziła do 500 cm. Są to wartości podobne do tych, które uzyskiwał Elowson [1999] w Szwecji, ale wyższe od notowanych przez Frankowskiego i in. [1961] na plantacjach wikliniarskich z corocznie prowadzoną wycinką prętów (około 300 cm).

Azot. Średnia zawartość azotu w pędach wierzby z analizowanych obiektów w latach 2008-2010 zawierała się w granicach 9,1–12,8 g · kg s.m.⁻¹ (tab. 61). Największe ilości azotu akumulowała wierzba ze złoża A w obiekcie nr 3, którego obciążenie ładunkiem tego wskaźnika było dosyć wysokie (1,500-1,625 g · m⁻² · d⁻¹). Najmniejsze ilości azotu stwierdzano natomiast w wierzbie ze złoża II z obiektu nr 4, do którego dopływały ścieki zawierające ładunek azotu na poziomie 0,330-0,498 g · m⁻² · d⁻¹ (tab. 57).

Uzyskane wyniki wskazują, że akumulacja azotu w pędach wierzby w znacznym stopniu uzależniona jest od obciążenia złoża ładunkiem tego pierwiastka. W przypadku większości analizowanych obiektów (oprócz złoża D – obiekt nr 3), w kolejnych latach badań obserwowano spadek zawartości azotu w pędach wierzby.

Badania wykonane w obiektach nr 1, 3 i 4 wykazały wzrost zawartości azotu wraz z wysokością pędów wierzby (tab. 61). Zaobserwowano, że najmniejsze ilości azotu wierzba akumuluje w dolnej części pręta (0–1 m) – 6,3–7,2 g · kg s.m.⁻¹, a największe w sekcji na wysokości 3–4 m – od 12 do 17,4 g · kg s.m.⁻¹. Zależność ta została potwierdzona za pomocą analizy statystycznej, na podstawie której stwierdzono występowanie silnej współzależności dodatniej, istotnej statystycznie, gdyż wartość bezwzględna testu t-Studenta jest wyraźnie wyższa od wartości krytycznej $t_{\alpha_{kr}}$ (tab. 64). Podobną tendencję, wzrostu zawartości azotu wraz z wysokością pędu wierzby odnotowały również Kalisz i Sałbut [1996].

Tabela 61. Zawartość azotu, fosforu, potasu i popiołu w próbach wierzb ze złóż w badanych obiektach w latach 2008-2010
Table 61. The concentration of nitrogen, phosphorus, potassium and ash in shoots of willow from the beds in the studied objects in 2008-2010

Nr obiektu; Number of object	Parameters; Parameters	Azot Nitrogen [g N·kg s.m. ⁻¹]		Fosfor Phosphorus [g P·kg s.m. ⁻¹]		Potas Potassium [g K·kg s.m. ⁻¹]		Zawartość popiołu Ash [% s.m.]									
		2008	2009	2010	\bar{x}	2008	2009	2010	\bar{x}	2008	2009	2010	\bar{x}				
Obiekt nr 1 Object No. 1	Sekcje długości (m) Sections of length																
	0-1	8,4	7,4	5,7	7,2	1,33	0,83	0,63	0,93	2,32	1,37	1,11	1,60	1,1	1,4	1,3	1,3
	1-2	9,5	8,3	7,7	8,5	1,58	0,23	0,67	0,83	3,64	1,15	1,33	2,04	1,8	2,7	1,4	2,0
	2-3	10,8	11,2	11,4	11,1	1,56	0,67	0,38	0,87	3,56	2,00	1,60	2,39	1,4	1,5	2,0	1,7
	3-4	18,5	16,2	-	17,4	2,12	0,90	-	1,51	4,96	3,00	-	3,98	8,5	1,5	-	5,0
\bar{x}	11,8	10,8	8,3	11,1	1,65	0,66	0,56	1,04	3,62	1,88	1,35	2,50	3,2	1,8	1,6	2,5	
Obiekt nr 3 Object No. 3	0-1	7,4	6,4	6,9	6,9	1,06	1,62	0,65	1,11	3,04	1,14	1,13	1,77	3,1	3,5	1,2	2,6
	1-2	14,7	7,4	9,5	10,5	1,49	1,37	0,76	1,21	3,64	1,07	1,12	1,94	3,1	2,1	1,3	2,2
	2-3	19,2	8,8	10,7	12,9	2,13	2,67	0,18	1,66	4,32	1,43	1,47	2,41	3,6	2,3	1,6	2,5
	3-4	-	13,3	15,3	14,3	-	0,62	0,57	0,60	-	2,08	3,50	2,79	-	1,5	2,5	2,0
	4-5	-	19,5	-	19,5	-	1,27	-	1,27	-	3,25	-	3,25	-	3,0	-	3,0
\bar{x}	13,8	11,1	10,6	12,8	1,56	1,51	0,54	1,17	3,67	1,79	1,81	2,43	3,3	2,5	1,7	2,5	
Obiekt nr 3 Object No. 3	0-1	6,9	6,3	5,9	6,4	1,46	0,15	0,75	0,79	3,48	1,13	1,29	1,97	4,1	3,4	1,1	2,9
	1-2	11,9	8,8	7,9	9,5	2,10	2,29	0,18	1,52	4,72	1,40	2,08	2,73	2,8	2,1	1,7	2,2
	2-3	17,6	11,6	9,5	12,9	2,45	0,54	0,29	1,09	5,76	2,06	4,10	3,97	4,0	2,5	2,0	2,8
	3-4	-	-	15,3	15,3	-	-	0,89	0,89	-	-	1,93	1,93	-	-	3,1	3,1
	\bar{x}	12,1	8,9	9,7	11,0	2,00	0,99	0,53	1,07	4,65	1,53	2,35	2,65	3,6	2,7	2,0	2,7
Obiekt nr 4 Object No. 4	0-1	-	6,7	5,8	6,3	-	0,49	0,38	0,44	-	1,35	1,31	1,33	-	1,7	1,3	1,5
	1-2	-	7,7	6,6	7,2	-	0,59	0,45	0,52	-	1,49	1,27	1,38	-	1,7	1,4	1,6
	2-3	-	12,7	8,9	10,8	-	0,36	0,77	0,57	-	2,26	1,53	1,90	-	3,1	2,0	2,5
	3-4	-	-	12,0	12,0	-	-	0,49	0,49	-	-	2,14	2,14	-	-	2,4	2,4
	\bar{x}	-	9,0	8,3	9,1	-	0,48	0,52	0,51	-	1,70	1,56	1,69	-	2,2	1,8	2,0
Wszystkie obiekty All objects	\bar{x}	12,6	9,9	9,2	11,0	1,74	0,91	0,54	0,95	3,98	1,73	1,77	2,32	3,4	2,3	1,8	2,4

Tabela 62. Zawartość azotu, fosforu, potasu i popiołu w łodygach trzciny ze złóż w badanych obiektach w latach 2008-2010
Table 62. The concentration of nitrogen, phosphorus, potassium and ash in stems of reed of beds in the studied objects in 2008-2010

Nr obiektu; Number of object	Parametry; Parameters	Azot Nitrogen [g N/kg s.m. ⁻¹]		Fosfor Phosphorus [g P/kg s.m. ⁻¹]		Potas Potassium [g K/kg s.m. ⁻¹]		Zawartość popiołu Ash [% s.m.]									
		2008	2010	2008	2010	2008	2010	2008	2010								
Obiekt nr 2 Object No. 2	Złóże; Bed	\bar{x}	\bar{x}	\bar{x}	\bar{x}	\bar{x}	\bar{x}	\bar{x}	\bar{x}								
	A	8,0	4,1	4,5	5,5	0,16	0,15	0,41	0,24	1,32	0,77	0,66	0,82	1,3	3,0	3,2	2,5
	B	7,1	4,7	5,8	5,9	0,16	0,41	0,16	0,24	1,66	1,04	0,87	1,19	8,1	5,5	5,2	6,3
	C	7,3	7,8	5,2	6,8	0,2	0,16	0,17	0,18	1,5	0,83	0,9	1,08	7,5	3,6	5,3	5,5
	D	6,3	4,5	5,5	5,4	0,24	0,29	0,14	0,22	2,44	0,91	0,73	1,36	7,7	9,2	5,2	7,4
\bar{x}	7,2	5,3	5,3	5,9	0,19	0,25	0,22	0,22	1,73	0,89	0,79	1,11	6,2	5,3	4,7	5,4	
Obiekt nr 3; Object No. 3	B	-	6,2	3,1	4,7	-	0,17	0,3	0,24	-	0,61	1,01	0,81	-	5,1	4,5	4,8
	C	-	4,8	4,6	4,7	-	0,18	0,18	0,18	-	0,90	1,50	1,20	-	5,9	4,3	5,1
	\bar{x}	-	5,5	3,9	4,7	-	0,18	0,24	0,21	-	0,76	1,26	1,01	-	5,5	4,4	5,0
Obiekt nr 4; Object No. 4	I	-	4,5	3,3	3,9	-	0,47	0,43	0,45	-	1,08	1,80	1,44	-	4,5	3,6	4,0
	\bar{x}	7,2	5,1	4,2	4,8	0,19	0,30	0,30	0,29	1,73	0,91	1,28	1,19	6,2	5,1	4,2	4,8

Tabela 63. Zawartość azotu, fosforu, potasu i popiołu w liściach trzciny ze złóż w badanych obiektach w latach 2008-2010
Table 63. The concentration of nitrogen, phosphorus, potassium and ash in leaves of reed of beds in the studied objects in 2008-2010

Nr obiektu; Number of object	Parametry; Parameters	Azot Nitrogen [g N·kg s.m. ⁻¹]			Fosfor Phosphorus [g P·kg s.m. ⁻¹]			Potas Potassium [g K·kg s.m. ⁻¹]			Zawartość popiołu Ash [% s.m.]						
		2008	2009	2010	2008	2009	2010	2008	2009	2010	2008	2009	2010				
	Złóże; Bed	\bar{x}	\bar{x}	\bar{x}	\bar{x}	\bar{x}	\bar{x}	\bar{x}	\bar{x}	\bar{x}	\bar{x}	\bar{x}	\bar{x}				
Obiekt nr 2 Object No. 2	A	24,9	9,8	22	18,9	0,55	0,45	1,16	0,72	2,16	1,08	0,82	1,35	4,4	6,0	2,0	4,1
	B	27,4	13,8	22,7	21,3	0,59	0,81	0,44	0,61	1,76	1,23	0,72	1,24	1,6	5,4	6,8	4,6
	C	24,1	22,9	23,8	23,6	0,5	0,18	0,47	0,38	2,06	1,07	0,94	1,36	1,2	6,7	6,6	4,8
	D	26,9	18,2	25,8	23,6	0,7	0,68	0,61	0,66	2,72	0,95	0,76	1,48	9,6	1,9	6,0	5,9
	\bar{x}	25,8	16,2	23,6	21,9	0,59	0,53	0,67	0,59	2,18	1,08	0,81	1,36	4,2	5,0	5,3	4,8
Obiekt nr 3; Object No. 3	B	-	22,5	26,7	24,6	-	0,20	0,7	0,45	-	0,91	1,06	0,99	-	9,7	6,8	8,2
	C	-	22,3	25,8	24,1	-	0,23	0,95	0,59	-	0,87	1,61	1,24	-	11,0	11,0	11,0
	\bar{x}	-	22,4	26,3	24,4	-	0,22	0,83	0,52	-	0,89	1,34	1,12	-	10,3	8,9	9,6
Obiekt nr 4; Object No. 4	I	-	19,1	23,5	21,3	-	0,74	0,69	0,72	-	0,76	0,91	0,84	-	11,0	10,6	10,8
Wszystkie obiekty All objects	\bar{x}	25,8	19,2	24,4	22,5	0,59	0,50	0,73	0,61	2,18	0,91	1,02	1,10	4,2	8,8	8,3	8,4

Ponadto jednorazowo w 2009 r. w sekcji pręta wierzby 4–5 m ze złoża A w obiekcie nr 3 zanotowano zawartość azotu na poziomie 19,5 g·kg s.m.⁻¹ (tab. 61). Średnia zawartość azotu (11,1 g·kg s.m.⁻¹), którą stwierdzono w wierzbie ze złoża obiektu nr 1 w latach 2008-2010 była podobna do tej (11,3 g·kg s.m.⁻¹), którą odnotowano w obiekcie tym w latach 2003-2007 [Józwiakowski i in. 2010]. Z kolei z badań Kalisz i Sałbut [1996] wynika, że zawartość azotu w suchej masie wierzby z oczyszczalni modelowych po pierwszym i drugim roku eksploatacji wynosiła 15,2–21,1 g·kg s.m.⁻¹.

Tabela 64. Analiza korelacji wpływu wysokości pręta wierzby na zawartość azotu, fosforu, potasu i popiołu

Table 64. Analysis of correlation of the impact of the height of the shoots of willow on the concentration of nitrogen, phosphorus, potassium and ash

Wskaźniki; Indicators	Liczebność grupy Group size	Współczynnik korelacji Pearsona Pearson coefficient of correlation	Współczynnik determinacji Coefficient of determination	Średnia arytmetyczna Arithmetic mean	Odchylenie standardowe Standard deviation	Wartość testu istotności Value of the significance test	Wartość krytyczna testu (significance level $\alpha=0,05$) Critical value of the test (significance level $\alpha=0,05$)
Oznaczenie Signature	N	R (X,Y)	R ²	SR	S	t	t _{kr}
Korelacja Correlation							
Wysokość pręta [m] The height of the shoots	40	0,82	0,67	2,38	1,13	8,801	2,024
Zawartość azotu [g N·kg s.m. ⁻¹] Nitrogen concentration				10,41	3,97		
Wysokość pręta [m] The height of the shoots	40	0,09	0,008	2,38	1,13	0,545	2,024
Zawartość fosforu [g P·kg s.m. ⁻¹] Phosphorus concentration				1,00	0,69		
Wysokość pręta [m] The height of the shoots	40	0,39	0,15	2,38	1,13	2,642	2,024
Zawartość potasu [g K·kg s.m. ⁻¹] Potassium concentration				2,31	1,26		
Wysokość pręta [m] The height of the shoots	40	0,27	0,07	2,38	1,13	1,756	2,024
Zawartość popiołu [% s.m.] Ash concentration				2,35	1,31		

Według innych autorów zawartość azotu w jednorocznych pętlach wierzby może wynosić 4–11,5 g·kg s.m.⁻¹ [Obarska-Pempkowiak 1994; Mortensen i in. 1998; Rytter 2001], a w 2-letnich 5,3–7,4 g·kg s.m.⁻¹ [Mortensen i in. 1998; Rytter 2001]. Z kolei Elowson [1999] wykazał, że zawartość azotu w pętlach 2-letniej wierzby z plantacji w Szwecji, stosowanych jako filtry zanieczyszczonych wód drenazowych z terenów rolniczych wynosiła 4–6 g·kg s.m.⁻¹. Podobne zawartości azotu (4–5 g·kg s.m.⁻¹) w klonach wierzby Karin i Gudrun stwierdzili Amofah i Hanæus [2006], a Obarska-Pempkowiak [1992] w pętlach wikliny (*Salix viminalis* L.) uzyskała jego zawartość na poziomie 4,0 g N·kg s.m.⁻¹.

Fosfor. Średnia zawartość fosforu w pętlach wierzby z badanych obiektów wynosiła od 0,51 do 1,17 g·kg s.m.⁻¹ (tab. 61). Podobnie jak w przypadku azotu, największe ilości fosforu akumulowała wierzba ze złoza A w obiekcie nr 3, gdzie obciążenie ładunkiem tego wskaźnika było największe. Najmniejsze ilości fosforu notowano natomiast w wierzbie ze złoza II z obiektu nr 4, do którego dopływały ścieki zawierające ładunek fosforu na poziomie 0,010-0,065 g·m⁻²·d⁻¹ (tab. 57). Wyniki te wskazują, że również akumulacja fosforu w pętlach wierzby uzależniona jest od obciążenia złożeń ładunkiem tego składnika.

Na podstawie przeprowadzonych badań w analizowanych obiektach nie stwierdzono wyraźnej, istotnej statystycznie zależności pomiędzy zawartością fosforu i wysokością pęta wierzby. Potwierdza to analiza korelacji liniowej. Wartość bezwzględna testu t-Studenta jest wyraźnie niższa od wartości krytycznej – $t_{\alpha_{kr}}$ co pozwala stwierdzić, że w omawianym przypadku wysokość pędu wierzby i stężenie fosforu nie są parametrami skorelowanymi, współzależnymi (tab. 64). W przypadku obiektów nr 1 i 3 od 2008 do 2010 r. zaobserwowano natomiast stopniowy spadek zawartości fosforu w pętlach wierzby.

Średnie stężenie fosforu (1,04 g·kg s.m.⁻¹), które stwierdzono w wierzbie ze złoza obiektu nr 1 w latach 2008-2010 było ponad dwukrotnie niższe od tego, które odnotowano w obiekcie tym w latach 2003-2007 – 2,8 g·kg s.m.⁻¹ [Józwiakowski i in. 2010]. Dla porównania Kalisz i Sałbut [1996] w suchej masie wierzby odnotowały zawartość fosforu na poziomie 3,2–3,9 g·kg s.m.⁻¹, natomiast Obarska-Pempkowiak [1992] stwierdziła, że wierzba *Salix viminalis* L. z filtrów gruntowo-roślinnych akumuluje zazwyczaj średnio 1,1 g P·kg s.m.⁻¹.

Potas. Średnia zawartość potasu w pętlach wierzby z badanych obiektów w latach 2008-2010 wynosiła od 1,69 do 2,65 g·kg s.m.⁻¹ (tab. 61). Największe ilości potasu akumulowała wierzba ze złoza D w obiekcie nr 3, a najmniejsze ze złoza II w obiekcie nr 4. Uzyskane wyniki wskazują, że akumulacja potasu w pętlach wierzby nie była uzależniona od obciążenia złożeń ładunkiem tego wskaźnika.

Na podstawie wykonanych badań stwierdzono wzrost zawartości potasu wraz z wysokością pędu wierzby (za wyjątkiem wierzby ze złoza D w obiekcie nr 3). Zaobserwowano, że najmniejsze ilości potasu wierzba akumuluje zazwyczaj w dolnej części pęta (0–1 m) – średnio 1,33–1,97 g·kg s.m.⁻¹, a największe

w sekcji na wysokości 3–4 m – średnio 2,14–3,98 g·kg s.m.⁻¹ (tab. 61). Zależność ta została potwierdzona za pomocą analizy statystycznej, na podstawie której stwierdzono występowanie silnej współzależności dodatniej, istotnej statystycznie, gdyż wartość bezwzględna testu t-Studenta jest wyraźnie wyższa od wartości krytycznej $t_{\alpha_{kr}}$ (tab. 64).

Średnie stężenie potasu (2,5 g·kg s.m.⁻¹), które stwierdzono w wierzbie ze złoża obiektu nr 1 w latach 2008-2010 było podobne do tego, które odnotowano w obiekcie tym w latach 2003-2007 – 2,6 g·kg s.m.⁻¹ [Jóźwiakowski i in. 2010].

Popiół. Średnia zawartość popiołu w pędach wierzby z badanych obiektów w latach 2008-2010 wynosiła 2,0–2,7% (tab. 61). Największe ilości popiołu notowano w wierzbie ze złoża D w obiekcie nr 3, a najmniejsze ze złoża II w obiekcie nr 4. We wszystkich badanych obiektach od 2008 do 2010 r. obserwowano stopniowy spadek zawartości popiołu w pętlach wierzby.

Na podstawie przeprowadzonych badań nie stwierdzono wyraźnej tendencji wzrostu lub spadku zawartości popiołu wraz z wysokością pętli wierzby. Potwierdza to analiza korelacji liniowej. Wartość bezwzględna testu t-Studenta jest niższa od wartości krytycznej – $t_{\alpha_{kr}}$ co pozwala stwierdzić, że w omawianym przypadku wysokość pędu wierzby i zawartość popiołu nie są parametrami skorelowanymi współzależnymi, a ich zmienność jest wywołana czynnikami losowymi (tab. 64).

Średnia zawartość popiołu (2,5%), którą stwierdzono w wierzbie ze złoża obiektu nr 1 w latach 2008-2010 była nieznacznie niższa od tej, którą odnotowano w obiekcie tym w latach 2003-2007 – 3,1% [Jóźwiakowski i in. 2010]. Podobne wyniki zawartości popiołu (2,3–3,5%) w pętlach wierzby otrzymały w swoich badaniach Kalisz i Sałbut [1996].

Trzcina pospolita *Phragmites australis* Cav. Trin. Ex Steud.

Wyniki analiz wybranych właściwości chemicznych trzciny ze złóż obiektów nr 2, 3 i 4 wykazują duże różnice w kumulacji badanych składników w poszczególnych częściach tej rośliny (łodygi i liście) (tab. 62, 63).

Azot. Średnia zawartość azotu w łodygach trzciny ze złóż wahała się od 3,9 do 5,9 g·kg s.m.⁻¹, a średnio wynosiła 4,8 g·kg s.m.⁻¹ (tab. 62). Natomiast w liściach trzciny stężenie azotu było ponad 4-krotnie większe i wahało się od 21,3 do 24,4 g·kg s.m.⁻¹, a średnio wynosiło 22,5 g·kg s.m.⁻¹ (tab. 63). Najwyższe zawartości azotu w łodygach trzciny stwierdzano w obiekcie nr 2, zaś w liściach największe jego ilości zanotowano w obiekcie nr 3.

W latach 2002-2003 w obiekcie nr 2 w Sobieszynie średnia zawartość azotu w łodygach trzciny z czterech badanych złóż wynosiła 9,1 g·kg s.m.⁻¹, a w liściach była ponad 3-krotnie większa – 33,1 g·kg s.m.⁻¹ [Jóźwiakowski 2005a]. Dla porównania, z badań Kalisz i Sałbut [1996] wynika, że średnia zawartość azotu w suchej masie łodyg trzciny wynosi 8,2 g·kg s.m.⁻¹, a w przypadku liści 17,2 g·kg s.m.⁻¹. Natomiast Vymazal i in. [1999] podali, że zawartość azotu

w trzcinie zasiedlającej złoża z podpowierzchniowym przepływem w Czechach, zmieniała się od 9,0 do 20,8 g·kg s.m.⁻¹ – w łodygach i od 15,0 do 43,0 g·kg s.m.⁻¹ – w liściach. Z kolei według Gajewskiej i Obarskiej-Pempkowiak [2001] średnia akumulacja azotu w trzcinie z oczyszczalni hydrofitowych w Wiklinie i Sarbsku wynosiła 24,2–25,8 g·kg s.m.⁻¹. Ponadto Ozimek i Renman [1996] podali, że maksymalna zawartość azotu w liściach trzciny może dochodzić do 3,5% s.m., a w łodygach do 0,9% s.m.

Fosfor. Przeprowadzone badania wykazały, że średnia zawartość fosforu w łodygach trzciny ze złożeń wahała się od 0,21 do 0,45 g·kg s.m.⁻¹, a średnio wynosiła 0,29 g·kg s.m.⁻¹ (tab. 62). Z kolei w liściach trzciny stężenie azotu było około 2-krotnie większe i wahało się od 0,52 do 0,72 g·kg s.m.⁻¹, a średnio wynosiło 0,61 g·kg s.m.⁻¹ (tab. 63). Najwyższe zawartości fosforu stwierdzano w łodygach i liściach trzciny ze złożeń I w obiekcie nr 4.

W latach 2002-2003 w obiekcie nr 2 w Sobieszynie średnia zawartość fosforu w badanych łodygach trzciny wynosiła 0,37 g·kg s.m.⁻¹ i była prawie 5-krotnie mniejsza niż w liściach – 1,76 g·kg s.m.⁻¹ [Józwiakowski 2005a]. Z kolei z badań wykonanych przez Kalisz i Sałbut [1996] wynika, że średnia zawartość fosforu w suchej masie łodyg trzciny wynosi 0,90 g·kg s.m.⁻¹, a w przypadku liści 1,54 g·kg s.m.⁻¹. Trzcina jest zatem rośliną, która w niewielkim stopniu akumuluje fosfor w swoich tkankach. Według Ozimek i Renmana [1996] liście trzciny mogą zmagazynować do 0,15% s.m., natomiast łodygi do 0,08% s.m. fosforu.

Potas. Z badań wykonanych w obiektach nr 2, 3 i 4 wynika, że średnia zawartość potasu w łodygach trzciny ze złożeń wahała się od 1,01 do 1,44 g·kg s.m.⁻¹, a średnio wynosiła 1,19 g·kg s.m.⁻¹ (tab. 62). Natomiast w liściach trzciny stężenie potasu było podobne i wahało się od 0,84 do 1,36 g·kg s.m.⁻¹, a średnio wynosiło 1,10 g·kg s.m.⁻¹ (tab. 63). Najwyższe zawartości azotu stwierdzano w łodygach trzciny z obiektu nr 4, zaś w liściach największe jego ilości notowano w obiekcie nr 2.

W latach 2002-2003 w obiekcie nr 2 w Sobieszynie średnia zawartość potasu w łodygach trzciny z czterech badanych złożeń wynosiła 2,7 g·kg s.m.⁻¹, zaś w liściach 1,5 g·kg s.m.⁻¹ [Józwiakowski 2005a]. Badania wykonane przez Ozimek i Renmana [1996] wykazały, że spośród makrofitów wynurzonych trzcina pospolita (*Phragmites australis* Cav. Trin. Ex Steud.) jest rośliną najuboższą w potas. Według tych autorów liście trzciny mogą zmagazynować do 1,22% s.m. potasu, natomiast łodygi do 1,16% s.m.

Popiół. Zawartość popiołu w łodygach trzciny z badanych złożeń wahała się od 4,0 do 5,4%, a średnio wynosiła 4,8% (tab. 62). Natomiast w liściach zawartość popiołu była 2-krotnie większa i wynosiła 4,8–10,8%, a średnio 8,4% (tab. 63). Najwyższe zawartości popiołu w łodygach trzciny stwierdzano w obiekcie nr 2, zaś w liściach największe jego ilości notowano w obiekcie nr 4.

W latach 2002-2003 w obiekcie nr 2 w Sobieszynie średnia zawartość popiołu w łodygach trzciny z czterech badanych złóż wynosiła 5,4%, zaś w liściach 7,7% [Jóźwiakowski 2005a]. Podobne zawartości popiołu w łodygach i liściach trzciny – odpowiednio 3,5–6,2% i 7,4–12,3% odnotowały Kalisz i Sałbut [1996].

Z przeprowadzonych badań wynika, że pręty wierzby wykazują większe zdolności do akumulacji azotu, fosforu i potasu niż łodygi trzciny. Dostatecznie duże ilości pierwiastków biogenych stwierdzano również w liściach trzciny. Odwrotną sytuację odnotowano natomiast w przypadku zawartości popiołu, którego największe ilości stwierdzano w liściach i łodygach trzciny.

Kumulacja pierwiastków w roślinach ze złóż gruntowych analizowanych oczyszczalni ścieków różniła się w kolejnych latach ich eksploatacji. W przypadku wierzby zależała ona w dużym stopniu od ładunku zanieczyszczeń w ściekach dopływających do złóż.

Rośliny nie pobierają pierwiastków biogenych ze ścieków w ciągu całego roku, lecz tylko w okresie wegetacyjnym. Ze względu na znaczną zawartość tych związków w liściach oraz w łodygach, wskazane wydaje się coroczne wycinanie i usuwanie roślin ze złóż. Z badań wykonywanych dotychczas w obiekcie nr 2 (w Sobieszynie) wynika, że usuwanie roślin miało istotny wpływ na skuteczność usuwania zanieczyszczeń, a szczególnie fosforu ogólnego i azotu amonowego [Jóźwiakowski 2004, 2010]. Według Kalisz i Sałbut [1996] przez wykaszanie nadziemnych części trzciny w ciągu roku z 1 m² złóż można usunąć około 50 g N oraz około 6 g P. Również według Kuczewskiego [2001] rośliny w systemach roślinno-glebowych powinny być wycinane i usuwane. Brak ich wycinki przez wiele lat może przyczyniać się do akumulacji biogenów w materiale ze złóż gruntowych, a następnie do uwalniania i wzrostu ich stężenia w ściekach odpływających ze złóż. Zjawisko takie zaobserwowano w latach 1995-2000 w obiekcie nr 2 w Sobieszynie [Orlik i in. 2001]. Podobne sytuacje stwierdziła Obarska-Pempkowiak [1991, 1992] w stawie trzcinowym we Fromborku oraz Sadecka [2001] w obiektach hydrofitowych w Wawrowie, Gralewie, Małszynie i Rokitnie koło Gorzowa.

5. PODSUMOWANIE I WNIOSKI KOŃCOWE

W ostatnich latach, jednym z podstawowych elementów infrastruktury technicznej terenów wiejskich stają się przydomowe oczyszczalnie ścieków. Budowane są one głównie na obszarach o rozproszonej zabudowie, gdzie instalacja kanalizacji i zbiorczej oczyszczalni ścieków jest ekonomicznie nieuzasadniona. Obecnie w Polsce stosowane są różne rozwiązania technologiczne oczyszczalni przydomowych. Są to najczęściej systemy oparte na wykorzystaniu osadnika gnilnego i drenażu rozsączającego, oczyszczalnie ze złożem biologicznym lub z osadem czynnym, jak również systemy hybrydowe (osad czynny + złożo biologiczne). Natomiast mniejszą popularnością cieszą się oczyszczalnie gruntowo-roślinne, prawdopodobnie dlatego, że do ich budowy wymagana jest działka o większej powierzchni.

Systemy gruntowo-roślinne już od wielu lat są przedmiotem badań wielu ośrodków naukowych na świecie i w Polsce, ciągle jednak poszukiwane są takie rozwiązania technologiczne, które umożliwiają uzyskiwanie wysokich efektów usuwania zanieczyszczeń, a szczególnie związków biogenych. Nadal niezbyt liczne są także prace, dotyczące efektywności oczyszczania ścieków w systemach gruntowo-roślinnych podczas ich wieloletniej eksploatacji.

Głównym celem rozprawy była analiza kilkunastoletnich wyników badań nad skutecznością usuwania zanieczyszczeń ze ścieków bytowych w dwóch jednostopniowych gruntowo-roślinnych oczyszczalniach z poziomym i pionowym przepływem, z nasadzeniem wierzby wiciowej *Salix viminalis* L. (obiekt nr 1 typu HF) i trzciny pospolitej *Phragmites australis* Cav. Trin. Ex Steud. (obiekt nr 2 typu VF), jak również kilkuletnich wyników uzyskanych w tym zakresie w dwóch wielostopniowych (hybrydowych) oczyszczalniach gruntowo-roślinnych (obiekt nr 3 – układ I typu HF-VF i układ II typu VF-HF oraz obiekt nr 4 typu VF-HF). Badane obiekty są zlokalizowane na terenie woj. lubelskiego, w miejscowościach Jastków, Sobieszyn, Dąbrowica i Janów koło Garbowa, a zastosowane w nich rozwiązania technologiczne różnią się ilością i kierunkiem przepływu ścieków przez złożo (VF „vertical flow” – pionowy, HF „horizontal flow” – poziomy), ilością i powierzchnią złóż gruntowo-roślinnych, rodzajem zastosowanej roślinności (wierzba i trzcina), jak również objętością złóż ze skałą wapienną – opoką. Funkcjonowanie systemów wielostopniowych analizowano głównie pod kątem określenia konfiguracji złóż gruntowo-roślinnych, która zapewni uzyskiwanie możliwie najwyższych efektów usuwania zanieczyszczeń.

Na podstawie wyników uzyskanych z przeprowadzonych badań można sformułować następujące wnioski końcowe:

1. Badania jednostopniowych systemów gruntowo-roślinnych (obiekt nr 1 i 2) wykonywano przy średnim dopływie ścieków na poziomie 1,4 i 38,3 m³·d⁻¹, a systemów wielostopniowych (obiekt nr 3 i 4) odpowiednio: 0,6 i 0,7 m³·d⁻¹. Odnotowano dużą nierównomierność ilości ścieków dopływających do obiektów nr 1, 2 i 4, dla których współczynniki nierównomierności ich średniego dobowego dopływu wynosiły odpowiednio: 13,9; 7,6 i 5,0.

2. Zaobserwowano tendencję wzrostu ilości ścieków odprowadzanych z gospodarstw domowych w okresie letnim (obiekty nr 1 i 4). Tendencja ta miała pozytywne znaczenie z punktu widzenia funkcjonowania oczyszczalni gruntowo-roślinnych, gdyż zapobiegała nadmiernemu spadkowi uwilgotnienia złoża i pozwalała na rozwój roślinności oraz utrzymanie właściwej aktywności procesów biochemicznych w złożach. Odmienną sytuację odnotowano natomiast w obiekcie nr 2, zlokalizowanym przy szkole. W okresie letnim (podczas wakacji) ilość ścieków dopływających do tej oczyszczalni zazwyczaj malała, co niekorzystnie wpływało na prawidłowe funkcjonowanie złóż gruntowo-roślinnych.

3. Badania wykazały, że osadniki gnilne w obiektach nr 1 i 3 zapewniały średnie efekty usuwania zawiesin ogólnych w zakresie od 39 do 53%, a skuteczność obniżania BZT₅ i ChZT wynosiła odpowiednio od 35 do 39% i od 25 do 32%. Azot ogólny w analizowanych osadnikach usuwany był w około 16%, a fosfor ogólny w zakresie od 13 do 18%.

4. Wieloletnie badania wykazały, że jednostopniowe systemy gruntowo-roślinne typu HF i VF zapewniały średnią skuteczność usuwania zawiesin ogólnych na poziomie 64 i 65%, a średnie ich stężenie w ściekach odpływających z oczyszczalni wynosiło odpowiednio 29,4 i 35,0 mg·dm⁻³. Są to wartości niższe od wielkości dopuszczalnej – 50 mg·dm⁻³, określonej w Rozporządzeniu MŚ [2006]. Podczas wieloletnich badań, w obiekcie nr 1 – trzykrotnie, a w obiekcie nr 2 – dziewięciokrotnie, stwierdzono przekroczenie dopuszczalnej wartości określonej dla zawiesiny ogólnej.

5. Stwierdzono, że w obiektach jednostopniowych nr 1 i 2 średnia skuteczność zmniejszania BZT₅ wynosiła odpowiednio około 85 i 84%, a ChZT – 82 i 78%. Średnie wartości BZT₅ w ściekach odpływających z tych oczyszczalni wynosiły odpowiednio 22,3 i 27,4 mg O₂·dm⁻³, a w przypadku ChZT – 52,7 i 61,8 mg O₂·dm⁻³ i były znacznie niższe od wielkości dopuszczalnych. W okresie badań, w ściekach oczyszczonych w obiekcie nr 1 cztery razy, a w obiekcie nr 2 – pięć razy odnotowano przekroczenie dopuszczalnej wartości dla BZT₅ (40 mg O₂·dm⁻³). Natomiast w przypadku ChZT w obu obiektach, stwierdzono tylko pojedyncze przypadki przekroczenia dopuszczalnej wartości (150 mg O₂·dm⁻³) tego wskaźnika.

6. Stwierdzono, że jednostopniowe oczyszczalnie gruntowo-roślinne typu HF i VF zapewniały niewielką skuteczność eliminacji azotu ogólnego (około 42

i 24%) oraz amonowego (około 54 i 21%), niezależnie od kierunku przepływu ścieków w złożu. Prawie dwa razy większe efekty usuwania azotu ogólnego uzyskano w systemie typu HF. W systemach jednostopniowych, efektywność usuwania azotu na poziomie poniżej 50%, była prawdopodobnie spowodowana, brakiem odpowiednich warunków do jednoczesnego przebiegu procesów nityfikacji i denityfikacji w złożach gruntowo-roślinnych.

7. W obiektach nr 1 i 2 stwierdzono zróżnicowaną skuteczność usuwania fosforu ogólnego – wynosiła ona odpowiednio około 70 i 43%. Znacznie wyższe efekty usuwania fosforu zanotowano w systemie typu HF. Uzyskane wyniki badań mogą świadczyć o stopniowym wyczerpywaniu się zdolności sorpcyjnych materiału wypełniającego złoża w czasie ich wieloletniej eksploatacji.

8. Wielostopniowe systemy gruntowo-roślinne (obiekty nr 3 i 4) zapewniały ponad 20% większą skuteczność usuwania zawiesin ogólnych niż systemy jednostopniowe. Średnia efektywność usuwania zawiesiny ogólnej w systemie typu HF-VF (obiekt nr 3) wynosiła 83%, natomiast w systemach typu VF-HF (w obiektach nr 3 i 4) – 88 i 89%. Wyniki te wskazują, że hybrydowe systemy o konfiguracji złóż VF-HF zapewniały od 5–6% większą skuteczność eliminacji zawiesiny ogólnej niż system typu HF-VF. Ponadto analiza efektów usuwania zawiesiny po każdym stopniu oczyszczania wykazała, że najskuteczniej (w 73–86%) była ona eliminowana w pierwszym złożu każdego z trzech badanych systemów hybrydowych. Podczas 4-letnich badań odnotowano tylko jeden przypadek, gdy w ściekach oczyszczonych zanotowano stężenie zawiesiny ogólnej wyższe od wartości dopuszczalnej określonej w Rozporządzeniu MŚ [2006], co zaobserwowano w początkowym okresie eksploatacji systemu VF-HF w obiekcie nr 3

9. Stwierdzono, że obiekty wielostopniowe zapewniały o około 10–12% większą skuteczność zmniejszania wskaźników, takich jak BZT₅ i ChZT niż systemy jednostopniowe. Średnia skuteczność obniżania BZT₅ w systemach hybrydowych wynosiła od 93 do 96%, a ChZT od 88 do 94%. Ponadto zauważono, że podobnie jak w przypadku zawiesiny ogólnej, układy o konfiguracji złóż VF-HF zapewniały wyższe efekty obniżenia wartości BZT₅ i ChZT niż system typu HF-VF. Z badań wynika również, że złoża typu VF skuteczniej obniżały wartość BZT₅ (w granicach 32–43%) i ChZT (w granicach 36–49%) niż złoża typu HF niezależnie od tego, czy złożo z pionowym przepływem występowało na początku, czy na końcu całego systemu.

10. Odnotowano, że w układzie I i II obiektu nr 3 oraz w obiekcie nr 4 średnie efekty usuwania azotu ogólnego wynosiły odpowiednio 48; 61 i 66%, a w przypadku azotu amonowego: 79; 91 i 88%. Uzyskane wyniki wskazują, że skuteczność usuwania azotu w systemach hybrydowych była znacznie wyższa niż w obiektach jednostopniowych – w przypadku azotu ogólnego o 10–24%, a w przypadku azotu amonowego o 37–58%.

11. Stwierdzono, że w wielostopniowych systemach gruntowo-roślinnych średnie efekty usuwania fosforu ogólnego wynosiły od 77 do 95% i były znacznie wyższe od tych, które uzyskano w systemach jednostopniowych. Najwyższą skuteczność eliminacji fosforu uzyskano w układzie typu VF-HF w obiekcie nr 4, a najniższą w układzie I typu HF-VF w obiekcie nr 3.

12. Na podstawie analizy korelacji stwierdzono występowanie istotnej statystycznie zależności między temperaturą powietrza, a temperaturą oczyszczanych ścieków. We wszystkich badanych systemach odnotowano nieznaczny spadek temperatury ścieków wraz z przepływem przez poszczególne urządzenia oczyszczalni. Stwierdzono również, że prawie we wszystkich miesiącach badań (maj, sierpień, listopad) temperatura ścieków oczyszczonych była znacznie wyższa od 5 °C. Jedynie w lutym odnotowano jej średnią wartość na poziomie 4,8 °C.

13. W analizowanych systemach gruntowo-roślinnych nie stwierdzono statystycznie istotnego wpływu temperatury powietrza na skuteczność usuwania zanieczyszczeń. W półroczu jesiennie-zimowym nie odnotowano istotnego spadku efektów oczyszczania ścieków.

14. Na podstawie przeprowadzonej analizy statystycznej ANOVA, stwierdzono występowanie istotnych różnic w zawartości zawiesiny ogólnej oraz wielkości BZ_{T5} i ChZT w odpływie z oczyszczalni między układami jednostopniowymi i hybrydowymi. W ściekach odpływających z układów hybrydowych stężenia tych wskaźników są istotnie niższe niż w przypadku systemów jednostopniowych. Zauważono, że układach jednostopniowych (obiekt nr 1 i 2) kierunek przepływu ścieków nie miał znaczenia i nie wpływał istotnie na zawartość analizowanych wskaźników w ściekach oczyszczonych – różnice były nieistotne statystycznie. Natomiast w układach hybrydowych obiektu nr 3 kolejność układu złóż miała znaczenie i wpływała istotnie na wielkość tych wskaźników w odpływie, na co wskazują różnice istotne statystycznie. W przypadku systemów hybrydowych niższe wartości badanych wskaźników w ściekach oczyszczonych stwierdzono w układzie typu VF-HF, w porównaniu do HF-VF.

15. Stwierdzono występowanie różnic istotnych statystycznie w zawartości fosforu ogólnego w ściekach oczyszczonych pomiędzy układem jednostopniowym typu VF z obiektu nr 2, a układem hybrydowym typu VF-HF z obiektu nr 3, jak również pomiędzy dwoma systemami hybrydowymi – HF-VF i VF-HF. W przypadku układów hybrydowych stwierdzono, że duży wpływ na zawartość fosforu w odpływie ma kolejność złóż – układ typu VF-HF zapewniał najniższe stężenie fosforu ogólnego w odpływie.

16. Analiza niezawodności przeprowadzona metodą Weibulla wykazała, że obiekty hybrydowe (nr 3 i 4) można zakwalifikować do systemów charakteryzujących się bardzo wysokim – ponad 99% poziomem niezawodności w przypadku usuwania zawiesiny ogólnej i zmniejszenia BZ_{T5} i ChZT. Nieco mniejszą niezawodność – 93,5% stwierdzono w przypadku usuwania zawiesiny

ogólnej w obiekcie nr 1. Najniższe wielkości poziomu niezawodności – 77% dla zawiesiny ogólnej i 83,6% dla BZT₅ odnotowano w przypadku obiektu nr 2.

17. Stwierdzono, że poprawę efektów usuwania fosforu ogólnego w systemach gruntowo-roślinnych można uzyskać, dzięki zastosowaniu dodatkowego elementu w postaci złoża ze skałą wapienną – opoką. Wykazano, że w pierwszych 4 miesiącach eksploatacji dwóch złóż z opoką, zainstalowanych na odpływie z obiektów nr 1 i 3 średnia skuteczność usuwania fosforu ogólnego wynosiła odpowiednio 37 i 79%, a maksymalnie dochodziła do 93%. Natomiast wyniki 3-letnich badań wykonanych w złożach z opoką przy obiektach nr 1, 3 i 4 wykazały średnią skuteczność usuwania fosforu na poziomie od 18 do 36%. Wyniki te wskazują, że złoża z opoką funkcjonujące w pełnej skali technicznej zapewniają znacznie niższe efekty eliminacji fosforu od tych, które uzyskiwano dotychczas w warunkach laboratoryjnych.

18. W pierwszych dwóch tygodniach eksploatacji złóż z opoką obserwowano bardzo wysokie wartości odczynu w ściekach oczyszczonych – powyżej 11. Po 14 tygodniach badań stwierdzono jednak stopniowy spadek odczynu w ściekach odprowadzanych ze złóż do wartości poniżej 9,43.

19. Stwierdzono, że materiał zastosowany do wypełnienia złóż gruntowo-roślinnych bierze duży udział w przechwytywaniu zanieczyszczeń dopływających ze ściekami. Odnotowano wyraźny wzrost zawartości azotu, fosforu i potasu w gruntach wypełniających złoża badanych obiektów wraz z wydłużaniem się czasu ich eksploatacji. Zaobserwowano, że większymi zdolnościami w tym względzie cechowały się zazwyczaj górne warstwy złóż, zbudowane z nadkładu próchnicznego. Największą akumulację badanych składników (N, P, K) zanotowano w 2010 r. w materiale pobranym ze złóż obiektów jednostopniowych nr 1 i 2, eksploatowanych od ponad 15 lat. Uzyskane wyniki badań wskazują, że prawdopodobnie w najbliższych latach konieczna będzie modernizacja tych obiektów i wymiana materiału filtracyjnego w złożu.

20. W obiektach nr 1, 3 i 4 odnotowano znaczne roczne przyrosty wysokości wierzby wiciowej dochodzące do 4-5 m. Podczas 3 letnich badań objętość wierzby w przeliczeniu na 1 ha złoża wynosiła średnio od 65 do 171 m³(p), natomiast plony suchej masy prętów wikliny w granicach od 7,9 do 14,2 Mg·ha⁻¹ były porównywalne z uzyskiwanymi na wierzbowych plantacjach energetycznych. Stwierdzono, że w obiektach nr 2, 3 i 4 objętość trzciny w przeliczeniu na 1 ha złoża wahała się od 48 do 313 m³(p), natomiast plon jej suchej masy był mniejszy niż w przypadku wierzby i wynosił od 1,0 do 5,1 Mg·ha⁻¹.

21. Negatywny wpływ na wielkość produkcji biomasy roślin, zebranych w obiektach nr 1 i 2 na początku 2010 r. miał brak opadów atmosferycznych na początku okresu wegetacyjnego – w kwietniu 2009 r. Ponadto stwierdzono, że w pierwszym roku eksploatacji wielostopniowych systemów gruntowo-roślinnych produkcja biomasy roślin jest niewielka i znacznie wzrasta dopiero po dwóch latach ich pracy.

22. Ze względu na dużą zawartość N, P i K w liściach oraz w łodygach roślin ze złóż wskazane jest ich coroczne wycinanie i usuwanie. Z badań wykonywanych dotychczas w obiekcie nr 2 (typu VF) wynika, że wycinka roślin miała istotny wpływ na skuteczność usuwania zanieczyszczeń, a szczególnie na efekty eliminacji fosforu ogólnego i azotu amonowego.

23. Wyniki badań przedstawione w niniejszej rozprawie mogą znaleźć zastosowanie w praktyce inżynierskiej przy projektowaniu i budowie analizowanych systemów oczyszczania ścieków, jak również przy modernizacji już eksploatowanych obiektów, w celu optymalizacji ich pracy. Z uzyskanych wyników mogą skorzystać inwestorzy, którzy rozpoczęli lub rozpoczynają rozwiązywać problemy gospodarki wodno-ściekowej na swoim terenie, poprzez budowę przydomowych, ale również i małych – zbiorczych oczyszczalni ścieków.

BIBLIOGRAFIA

- Ádám K., Krogstad T., Vråle L., Søvik A. K. and Jenssen P. D. 2007. *Phosphorus retention in the filter materials shellsand and Filtralite P[®]—Batch and column experiment with synthetic P solution and secondary wastewater*. Ecological Engineering 29 (2), 200-208.
- Adám K., Søvik A. K., Krogstad T. 2006. *Sorption of phosphorous to Filtralite-PTM – the effect of different scales*. Water Res. 40, 1143–1154.
- Albright M. F., Waterfield H. A. 2010. *Evaluating phosphorus-removal media for use in onsite wastewater treatment systems (interim report)*. In: 42nd Ann. Rept. (2009). SUNY Oneonta Biol. Fld. Sta., SUNY Oneonta.
- Albuquerque A., Arendacz M., Gajewska M, Obarska-Pempkowiak H., Randerson P., Kowalik P. 2009. *Removal of organic matter and nitrogen in an horizontal subsurface flow (HSSF) constructed wetland under transient loads*. Water Sci. Technol. 60 (7), 1677-1682.
- Amofah L. R., Hanæus J. 2006. *Nutrient recovery in a small scale wastewater treatment plant in cold climate*. Vatten 62, Lund, 355–368.
- Amell B., Chu A., White J. 2004. *Constructed Wetlands for Water Quality Improvement: A Design Primer for the Development Industry*, Report to the City of Calgary, June 2004.
- Andraka D., Dzienis L. 2003. *Wymagany poziomu niezawodności oczyszczalni ścieków w świetle przepisów polskich i europejskich*. Zesz. Nauk. Politechniki Białostockiej, Inżynieria Środowiska, z. 16, t. 2, 24-28.
- Arias C.A., del Bubba M., Brix H. 2001. *Phosphorus removal by sands for use as media in subsurface flow constructed reed beds*. Wat. Res. 35, 1159–1168.
- Arias C.A., Brix H., Johansen N.H. 2003. *Phosphorus removal from municipal wastewater in an experimental two-stage vertical flow constructed wetland system equipped with a calcite filter*. IWA Publishing, Water Science & Technology, Vol. 48, no 5, 51–58.
- Armstrong J., Armstrong W. 1990. *Pathways and mechanism of oxygen transport in Phragmites australis*. In: Constructed Wetlands in Water Pollution Control. Adv. Wat. Pollut. Control, No. 11, Cooper P.F. and Findlater B.C (eds.). Pergamon Press, Oxford, 529-534.
- Armstrong W., Cousins D., Armstrong J., Turner D.W., Beckett P.M. 2000. *Oxygen distribution in wetland plant roots and permeability barriers to gas-exchange with the rhizosphere: a microelectrode and modelling study with Phragmites australis*. Annals of Botany 86, 687-703.
- Aslam M.M., Malik M., Baig, M.A., Qazi I.A. Iqbal J. 2007. *Treatment performance of compost-based and gravel-based vertical flow wetlands operated identically for refinery wastewater treatment in Pakistan*. Ecol. Eng. 30 (1), 34-42.
- ATV Arbeitsblatt A262 1998. *Grundsätze für Bemessung und Betrieb von Pflanzenbeeten für kommunales Abwasser bei Ausbaugrößen bis 1000 Einwohnerwerte*: 2-10.
- Barbera A. C., Giuseppe L., Cirelli G. L., Cavallarod V., Di Silvestro I., Pacifici P., Castiglione P. V., Toscano A., Milani M. 2009. *Growth and biomass production of different plant species in two different constructed wetland systems in Sicily*. Desalination 247, 130–137.
- Behrends L.L., Sikora F.J., Bader D.F. 2000. *Phytoremediation of explosives-contaminated groundwater using constructed wetlands*. In: Wetlands and Remediation. Means J.L., Hinchey R.E. Eds. Battelle Press: Columbus, Ohio, 375-381.
- Bergel T. 2005. *Optymalizacja doboru jednostkowego odpływu ścieków jako warunek prawidłowego funkcjonowania wiejskich systemów kanalizacyjnych*. Gaz, Woda i Technika Sanitarna 11/2005, 23–26.

- Bergier T., Czech A., Czupryński P., Łopata A., Wachniew P., Wojtal J. 2002. *Roślinne oczyszczanie ścieków*. Przewodnik dla gmin. Kraków, 22.
- Bernacka J., Kurbiel J., Pawłowska L. 1995. *Usuwanie związków biogenych ze ścieków miejskich*. Instytut Ochrony Środowiska, Warszawa, 92.
- Białkiewicz F. 1969. *Możliwość wykorzystania ścieków miejskich w produkcji wierzby krzewiastej*. Sylwan, 113 (4), 43-55.
- Billore S.K., Singh N., Ram H.K., Sharma J.K., Singh V.P., Nelson R.M., Das P. 2001. *Treatment of a molasses based distillery effluent in a constructed wetland in central India*. Water Sci. Tech. 44 (11) 441-448.
- Birkedal K., Brix H., Johansen N.H. 1993. *Wastewater treatment in constructed wetlands*. Designers manual. Gdańsk, 270.
- Błażejowski R. 1995. *Indywidualne systemy sanitacyjne a wody podziemne*. Gospodarka Wodna, z 10, 238-240.
- Błażejowski R. 1996. *Hydrobotaniczne oczyszczalnie ścieków. Przegląd systemów i zasad ich projektowania*. W: Materiały II Międzynarodowej Konferencji Naukowo-Technicznej nt. „Oczyszczalnie hydrobotaniczne”, Poznań 1996, 25-32.
- Błażejowski 1999. *Zasady projektowania złóż trzcinowych*. Materiały V Ogólnopolskiego Sympozjum Szkoleniowego pt. Projektowanie i eksploatacja przydomowych oczyszczalni ścieków. Poznań-Kiekrz, 89-100.
- Błażejowski R. 2003. *Kanalizacja wsi*. Polskie Zrzeszenie Inżynierów i Techników Sanitarnych, Oddział Wielkopolski. Poznań, 351.
- Błażejowski R. 2005. *Aktualny status przydomowych oczyszczalni ścieków i perspektywy ich rozwoju*. Wodociągi – Kanalizacja 1/2005.
- Bounds T.R. 1997. *Design and performance of septic tanks. Site characterization and design of onsite septic systems ASTM STP 901*. M.S. Bedinger, A.I. Johnson, and J.S. Fleming, Eds., American Society for Testing Materials, Philadelphia, 21.
- Börjesson P. 1999. *Environmental effects of energy crop cultivation in Sweden: identification and quantification*. Biomass & Bioenergy 16, 137–154.
- Börjesson P., Berndes G. 2006. *The prospects for willow plantations for wastewater treatment in Sweden*. Biomass & Bioenergy 30, 428-438.
- Börner T. 1992. *Einflussfaktoren für die Leistungsfähigkeit von Pflanzenkläranlagen*. Schriftenreihe WAR, TH Darmstadt, 58.
- Brix H. 1987. *Treatment of wastewater in the rhizosphere of wetland plants - the root – zone method*. Water Science Technology. vol. 19, s. 107-118.
- Brix H. 1989. *Gas-exchange through dead culms of reed, Phragmites australis (Cav.) Trin. ex Steudel.*, Aquatic Botany 35 (1), 81-98.
- Brix H. 1990. *Gas exchange through the soil-atmosphere interphase and through dead culms of Phragmites australis in a constructed reed bed receiving domestic sewage*. Water Research, 24, 259-266.
- Brix H. 1993. *Macrophytes -mediated oxygen transfer in wetlands: Transport mechanism and rates*. In G. A. Moshiri (Ed.), *Constructed wetlands for water quality improvement*. Ann Arbor, London: Lewis, Chapter 41, 391-398.
- Brix H. 1994a. *Use of constructed wetlands in water pollution control: Historical development, present status, and future perspectives*. Water Science Technology, vol. 30, no.8: 209–223.
- Brix H. 1994b. *Functions of macrophytes in constructed wetlands*. Water Sci. Technol. 29, 71–78.
- Brix H. 1997. *Do macrophytes play a role in constructed treatment wetlands?* Wat. Sci. Tech. 35 (5), 11–17.

- Brix H. 1999. *Genetic diversity, ecophysiology and growth dynamics of reed (Phragmites australis)*. Aquatic Botany 64, 179-184.
- Brix H., Arias C.A. 2005a. *The use of vertical flow constructed wetlands for on-site treatment of domestic wastewater: New Danish guidelines*. Ecological Engineering 25 (5), 491-500.
- Brix H., Arias C.A. 2005b. *Danish guidelines for small-scale constructed wetland systems for onsite treatment of domestic sewage*. Water Science & Technology, Vol. 51, No 9, 1-9.
- Brix H., Arias C.A. del. Bubba M. 2001a. *Media selection for sustainable phosphorus removal in subsurface flow constructed wetlands*. Water Science and Technology 44 (11-12), 47-54.
- Brix H., Arias, C., Johansen N.H. 2003. *Experiments in a two-stage constructed wetland system: nitrification capacity and effects of recycling on nitrogen removal*. In: Vymazal, J. [Ed.]. Wetlands: Nutrients, Metals and Mass Cycling. Backhuys Publishers, Leiden, The Netherlands, 237-258.
- Brix H, Johansen N. H. 2004. *Guidelines for vertical flow constructed wetland systems up to 30 PE (Retningslinier for etablering af beplantede filteranlæg op til 30 PE)*. Økologisk Byfornyelse og Spildevandsrensning No.52. Copenhagen, Denmark: Miljøstyrelsen, Miljøministeriet, [in Danish].
- Brix H., Koottatep T., Laugesen C.H. 2006. *Re-establishment of wastewater treatment in tsunami affected areas of Thailand by the use of constructed wetlands*. In Proc. 10th Int. Conf. Wetland Systems for Water Pollution Control, Dias V., Vymazal J. Eds. MAOTDR: Lisbon, Portugal.
- Brix H., Schierup H.H. 1989a. *Sewage treatment in constructed wetlands – Danish experience*. Wat. Sci. Tech. 21, 1665-1668.
- Brix H., Schierup H.H. 1989b. *The use of macrophytes in water pollution control*. Ambio 18, 100-107.
- Brix H., Sorrell B.K., Lorenzen B. 2001b. *Are Phragmites – dominated wetlands a net source or net sink of greenhouse gases?* Aquatic Botany 69, 313-324.
- Brogowski Z., Gworek B. 1996. *Próba zastosowania nowego naturalnego sorbentu do oczyszczania ścieków z fosforanów*. Wiadomości Melioracyjne i Łąkarskie, 4/1996, 162-163.
- Brogowski Z., Renman G. 2004. *Characterization of Opoka as a Basis for its Use in Wastewater Treatment*. Polish Journal of Environmental Studies 13, (1), 15-20.
- Budzińska K., Berleć K., Tarczykowski A., Pawlak P. 2007. *Ocena skuteczności usuwania zanieczyszczeń ze ścieków z zastosowaniem drenażu rozsączającego*.
http://wbiis.tu.koszalin.pl/konferencja/konferencja2007/2007/44budzinska_t.pdf
- Bugajski P. 2010. *Ładunki zanieczyszczeń charakteryzujące ścieki pochodzące z budynków szkolnych na terenach wiejskich*. Infrastruktura i ekologia terenów wiejskich 14/2010, PAN Oddział w Krakowie. Komisja Technicznej Infrastruktury Wsi, 137-145.
- Bugajski P., Bergel T. 2009. *Niedociążenia hydrauliczne przydomowych oczyszczalni ścieków*. Infrastruktura i ekologia terenów wiejskich 5/2009, PAN Oddział w Krakowie. Komisja Technicznej Infrastruktury Wsi, 147-154.
- Bugajski P., Wałęga A., Kaczor G. 2012. *Zastosowanie metody Weibulla do analizy niezawodności działania przydomowej oczyszczalni ścieków*. Gaz Woda i Technika Sanitarna (w druku).
- Bulc T.G. 2006. *Long term performance of a constructed wetland for landfill leachate treatment*. Ecol. Eng. 26 (4) 365-374.
- Calheiros C.S.C., Rangel A.O.S.S., Castro P.K.L. 2007. *Constructed wetland systems vegetated with different plants applied to the treatment of tannery wastewater*. Water Res. 41, 1790-1798.

- Chen Z.M., Chen B., Zhou J.B., Li Z., Zhou Y., Xi X.R., Lin C., Chen G.Q. 2008. *A vertical subsurface-flow constructed wetland in Beijing*. Communications in Nonlinear Science and Numerical Simulation, 13 (9), 1986-1997.
- Chmielowski K., Bugajski P. 2008. *Efektywność usuwania zanieczyszczeń w osadnikach gnilnych typu „DUOFILTER”*. Infrastruktura i ekologia terenów wiejskich 5/2008, PAN Oddział w Krakowie. Komisja Technicznej Infrastruktury Wsi, 41-49.
- Chmielowski K., Ślizowski R. 2009. *Ocena skuteczności usuwania zanieczyszczeń w oczyszczalni ścieków w Tarnowie*. Infrastruktura i ekologia terenów wiejskich 5/2009, PAN Oddział w Krakowie. Komisja Technicznej Infrastruktury Wsi, 137-146.
- Christersson L. 1987. *Biomass production by irrigated and fertilized Salix clones*. Biomass 12, 83-95.
- City, State, and Regional Alberta Environment. 2000. *Guidelines for the approval and design of natural and constructed treatment wetlands for water quality improvement*, Alberta Environment Municipal Program Development Branch: Edmonton, Alberta.
- Ciupa R. 1996. *The experience in the operation of constructed wetlands in North-Eastern Poland*. In: Proceedings of Fifth International Conference Wetland Systems for Water Pollution Control, IWA and Universität für Bodenkultur, Vienna, (Chapter IX/6).
- Clevering O. A., Brix H., Lukavská J. 2001. *Geographic variation in growth responses in Phragmites australis*. Aquatic Botany 69, 89-108.
- Comeau Y., Brisson J., Réville J.P., Forget C., Drizo A. 2001. *Phosphorus removal from trout farm effluents by constructed wetlands*. Wat. Sci. Tech. 44 (11-12), 55-60.
- Conley L.M., Dick R.L., Lion L.W. 1991. *An assessment of the root zone method of wastewater treatment*. Research Journal WPCF, 64 (3), 239-247.
- Cooke W.M.B. 1970. *Fungi associated with the activated-sludge process of sewage treatment at the Lebanon, Ohio, sewage-treatment plant*. The Ohio Journal of Science. 70 (3), 129-146.
- Cooper P.F. 1990. *European design and operations guidelines for reed bed treatment systems*. Prepared by the EC/EWPCA Emergent Hydrophyte Treatment Systems Expert Contact Group, Revision.27.
- Cooper P., Green B. 1995. *Reed bed treatment systems for sewage treatment in the United Kingdom – The first 10 years experience*. Water Science and Technology, 32 (3), 317-327.
- Cooper P.F., Job G.D., Green M.B., Shutes R.B.E. 1996. *Reed beds and constructed wetlands for wastewater treatment*. WRc Swindon. 184.
- Cucarella V., Zaleski T., Mazurek R. 2007. *Phosphorus sorption capacity of different types of opoka*. Ann. Warsaw Univ. of Life Sci. – SGGW, Land Reclam. 38, 11-18.
- Cucarella V., Renman G. 2009. *Phosphorus Sorption Capacity of Filter Materials Used for On-site Wastewater Treatment Determined in Batch Experiments – A Comparative Study*. J. Environ. Qual. 38, 381-392.
- Czyżyk F. 1994. *Wpływ wieloletnich nawodnień ściekami na glebę, wody gruntowe i rośliny*. Wyd. IMUZ, Wrocław – Falenty, 77.
- Davies T.H., Cottingham P.D. 1992. *The use of constructed wetlands for treating industrial effluent*. In: Proceedings of the 3rd International Conference on Wetland Systems in Water Pollution Control. IAWQ and Australian Water and Wastewater Association: Sydney, Australia, 531-535.
- Decamp O., Warren A. 2000. *Investigation of Escherichia coli removal in various designs of subsurface flow wetlands used for wastewater treatment*. Ecological Engineering 14 (3), 293-299.
- DIN 4261. *Kleinklaranlagen*. Juni 1994.
- DLWC. 1998. *The Constructed Wetlands Manual* (two volumes), Department of Land and Water Conservation (DLWC) Information Centre: Sydney, New South Wales, Australia.

- Drizo A., Frost C.A., Smith K.A., Grace J. 1997. *Phosphate and ammonium removal by constructed wetlands with horizontal subsurface flow, using shale as a substrate*. Wat. Sci. Tech. 35 (5), 95–102.
- Drizo A., Comeau Y., Forget C., Chapuis R. P. 2002. *Phosphorus saturation potential: a parameter for estimating the longevity of constructed wetland systems*. Environ. Sci. Technol. 36, 4642–4648.
- Drizo A., Twohig E., Weber D., Bird S., Ross D. 2006. *Constructed wetlands for dairy effluent treatment in Vermont: two years of operation*. In: Proceedings of the 10th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control; MAOTDR 2006: Lisbon, Portugal, 1611-1621.
- Drupka S., Sikorski M., Borys K. 1992. *Projekt techniczny korzeniowej oczyszczalni ścieków dla gospodarstwa indywidualnego w Jastkowie*. IMUZ, Falenty, 21.
- DWA-A 262. 2006. *Grundsätze für Bemessung, Bau und Betrieb von Pflanzenkläranlagen mit bepflanzten Bodenfiltern zur biologischen Reinigung kommunalen Abwassers*. Hennef, Germany: DWA - Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V.[in German].
- Dymaczewski Z., Oleszkiewicz J., Sozański M. 1997. *Poradnik eksploatatora oczyszczalni ścieków*. Wyd. PZITS, Poznań, 618.
- Dyrektywa Rady 91/271/EWG z dnia 21 maja 1991 r. w sprawie oczyszczania ścieków miejskich.
- Dyrektywa Komisji 98/15/WE z dnia 27 lutego 1998 r. zmieniająca dyrektywę Rady 91/271/EWG w odniesieniu do niektórych wymogów ustanowionych w jej załączniku I. Dziennik Urzędowy Unii Europejskiej 15, t.4, 27-28.
- EKO-GEO 2004. *Program ochrony środowiska dla powiatu lubelskiego*. Pracownia Geologii i Ochrony Środowiska w Lublinie, 127.
- Elowson S. 1999. *Willow as a vegetation filter for cleaning of polluted drainage water from agricultural land*. Biomass & Bioenergy 16, 281-290.
- Filipkowska Z., Pesta J., Korzeniowska E., Gotkowska-Płachta A. 2004. *Sanitary and microbiological aspects of sewage treatment in soil and plant filters*. Post. Mikrobiol. 43, Supl. 1, 441.
- Finlayson M., Chick A., von Oertzen I., Mitchell D. 1987. *Treatment of piggery effluent by an aquatic plant filter*. Biol. Wastes 19, 179-196.
- Francuskie Ministerstwo Ochrony Środowiska. 1993. *Aseńizacja indywidualna*. Zeszyty Techniczne Nr 1. Wyd. Biuro Współpracy Polsko-Francuskiej w Dziedzinie Ochrony Środowiska, 71.
- Frankowski K., Jeżewski Z., Chodorowski P. 1961. *Wiklina – uprawa i przerób*. PWRiL, Warszawa.
- GUS 2001. *Ochrona Środowiska*. Informacje i opracowania statystyczne. Warszawa, 556.
- GUS 2008. *Rocznik statystyczny rolnictwa i obszarów wiejskich*, 491.
- GUS 2009. *Infrastruktura komunalna w 2008 r.*, 29.
- GUS 2010. *Ochrona Środowiska*. Informacje i opracowania statystyczne. Warszawa, 609.
- Gajewska M., Obarska-Pempkowiak H. 2001. *Retencja i usuwanie związków azotu w hybrydowych systemach hydrofitowych*. Zeszyty Naukowe Politechniki Białostockiej nr 142, Inżynieria Środowiska, z. 15, 183–191.
- Gajewska M., Obarska-Pempkowiak H. 2003. *Efektywność usuwania zanieczyszczeń w okresie wegetacyjnym i poza wegetacyjnym w hybrydowej oczyszczalni hydrofitowej*. Materiały VI Ogólnopolskiej Konferencji Naukowej pt. „Kompleksowe i szczegółowe problemy inżynierii środowiska”, Ustronie Morskie 2003, 365-383.
- Gajewska M., Obarska-Pempkowiak H. 2005. *Wpływ konfiguracji i zasilania obiektów hydrofitowych na efektywność usuwania zanieczyszczeń*. Zeszyty Naukowe Wydz. Budownictwa i Inżynierii Środowiska Politechniki Koszalińskiej nr 22, 503-514.

- Gajewska M., Obarska-Pempkowiak H. 2007. *Sezonowe zmiany skuteczności usuwania zanieczyszczeń w hybrydowych systemach hydrofitowych*. W: *Oczyszczanie ścieków i przeróbka osadów ściekowych*, tom 1., red. Z. Sadecka, S. Myszograj. Oficyna Wydawnicza Uniwersytetu Zielonogórskiego, 85-96.
- Gajewska M., Obarska-Pempkowiak H. 2009. *20 lat doświadczeń z eksploatacji oczyszczalni hydrofitowych w Polsce*. *Rocznik Ochrony Środowiska* 11, 875-888.
- Gajewska M., Tuszyńska A., Obarska-Pempkowiak H. 2004. *Influence of configurations of the beds on contaminations removal in hybrid constructed wetlands*. *Pol. J. Environm. Stud.* 13, III, 149-152.
- Geller G. 1997. *Horizontal subsurface flow systems in the German speaking countries: summary of long-term scientific and practical experiences; recommendations*. *Wat. Sci. Tech.* 35 (5), 157-166.
- George I., Crop P., Servai P. 2002. *Fecal removal in wastewater treatment plants studied by plate counts and enzymatic methods*. *Water Research* 36, 2601-2617.
- Gervin L., Brix H. 2001. *Removal of nutrients from combined sewer overflows and lake water in a vertical-flow constructed wetland system*. *Wat. Sci. Tech.* 44 (11-12) 171-176.
- Gikas G. D., Akrotas C. S., Tsihrintzis V. A. 2007. *Performance monitoring of a vertical flow constructed wetland treating municipal wastewater*. *Global NEST Journal* 9 (3), 277-285.
- Grabińska-Loniewska A., Kornilowicz-Kowalska T., Wardzyńska G., Boryn K. 2007. *Occurrence of fungi in water distribution system*. *Polish J. Environ. Stud.*, 16, 539-547.
- Grabińska-Loniewska A., Siński E. 2010. *Mikroorganizmy chorobotwórcze i potencjalnie chorobotwórcze w ekosystemach wodnych i sieciach wodociągowych*. Wyd. „Seidel Przywecki”, Warszawa, 256.
- Graneli W. 1984. *Reed Phragmites australis (Cav.) Trin. Ex Strudel as an energy source in Sweden*. *Biomass* 4, 183-208.
- Gregersen P., Brix H. 2001. *Zero-discharge of nutrients and water in a willow dominated constructed wetland*. *Water Science and Technology* 44 (11-12), 407-412.
- Griggs J., Grant N. J. 2000a. *Good Building Guide - Reedbeds: Application and Specification (Part 1)* IHS BRE.
- Griggs J., Grant N. J. 2000b. *Good Building Guide - Reedbeds: Design, Construction and Maintenance (Part 2)* IHS BRE.
- Grygorczuk-Petersons E. H. 2011. *Ocena jakości ścieków odprowadzanych do przyzagrodowych oczyszczalni ścieków na przykładzie wybranej wsi w woj. podlaskim*. *Zesz. Probl. Post. Nauk Roln.* nr 560, 85-90.
- Gustafsson J.P., Renman A., Renman G., Poll K. 2008. *Phosphate removal by mineral-based sorbents used in filters for small-scale wastewater treatment*. *Water Res.* 42 (1-2), 189-197.
- Haberl R., Perfler R. 1990. *Seven years of research work and experience with wastewater treatment by a reed bed system*. In: *Constructed wetlands in Water Pollution Control, Advances in Water Pollution Control No. 11*, Cooper P.F. and Findlater B. C. (eds.), Pergamon Press, Oxford, 529-534.
- Haberl R., Perfler R., Mayer H. 1995. *Constructed wetlands in Europe*. *Water Science and Technology*. vol. 32. No. 3, 305-315.
- Hakmaoui A., Barón M, Ater M. 2006. *Environmental Biotechnology Screening Cu and Cd tolerance in Salix species from North Morocco*. *African Journal of Biotechnology* 5 (13), 1299-1302.
- Hasselgren K. 1984. *Municipal wastewater reuse and treatment in energy cultivation*. In: *Water Reuse Symposium 3*, vol. 1, 26-31 August 1984, San Diego, CA. American Waterworks Association Research Foundation, Denver, CO.

- Hasselgren K. 1998. *Use of municipal waste products in energy forestry - highlights from 15 years of experience*. Biomass & Bioenergy 15,71–74.
- Hasselgren K. 1999. *Utilization of sewage sludge in short-rotation energy forestry: a pilot study*. Waste Management and Research 17, 251–262.
- Hasselgren K. 2003. *Use and treatment of municipal waste products in willow biomass plantations*. Licentiate thesis, Report 3242. Department of Water Resource Engineering, Lund University, Lund, Sweden.
- Headley T.R., Huett D.O., Davison L. 2001. *The removal of nutrients from plant nursery irrigation runoff in subsurface horizontal-flow wetlands*. Wat. Sci. Tech. 44, 77-84.
- Heidrich Z. 1998. *Przydomowe oczyszczalnie ścieków*. Poradnik. Centralny Ośrodek Informacji Budownictwa, Warszawa.
- Heidrich Z., Kalenik M., Podedworna J., Stańko G. 2008. *Sanitacja wsi*. Wyd. Seidel-Przywecki, 374.
- Heidrich Z., Stańko G. 2002a. *Dane wyjściowe do projektowania oczyszczalni ścieków*. Gaz, Woda i Technika Sanitarna, nr 7, 248-252.
- Heidrich Z., Stańko G. 2002b. *Ilość i jakość ścieków trafiających do miejskich oczyszczalni ścieków*. EKO-TECHNIKA nr 3 (23). 32-34.
- Heidrich Z., Stańko G. 2007. *Leksykon przydomowych oczyszczalni ścieków*. Wyd. Seidel Przywecki, 128.
- Heidrich Z., Stańko G. 2008. *Kierunki rozwiązań oczyszczalni ścieków dla wiejskich jednostek osadniczych*. Infrastruktura i Ekologia Terenów Wiejskich Nr 5/2008, 169–177.
- Heller M. C., Keoleian G. A., Volk T. A. 2003. *Life cycle assessment of a willow bioenergy cropping system*. Biomass & Bioenergy, 25 (2), 147-165.
- Henze M., Harremoes P., Jansen J., Arvin F. 1995. *Wastewater Treatment. Biological and Chemical Processes*. Springer Verlag.
- Hill D. T., Payton J. D. 1998. *Influence of temperature on treatment efficiency of constructed wetlands*. American Society of Agricultural Engineers, St. Joseph, MI, ETATS-UNIS vol. 41, n°2, 393-396.
- Hoffmann H., Platzer C., v. Muench E., Winker M. 2010. *Technology Review - Constructed Wetlands - Overview of subsurface flow constructed wetlands for greywater and domestic wastewater treatment in developing countries*. Deutsche Gesellschaft für Technische Zusammenarbeit (GTZ) GmbH, Eschborn, Germany, 36.
- Hu H.Y, Cheng Y. L., Lin J. Y. 2007. *On-site treatment of septic tank effluent by using a soil adsorption system*. Practice Periodical of Hazardous, Toxic, and Radioactive Waste Management 11 (3), 197-206.
- Hus S. 1993. *Wpływ gnojowicy oraz gnojówki i ścieków wiejskich na jakość wód niektórych potoków w Sudetach*. Zesz. Nauk. AR Wrocław, nr 113, 85.
- IMiGW w Warszawie 2011. *Średnie miesięczne temperatury powietrza i miesięczne sumy opadów atmosferycznych w latach 2000–2010 w stacji hydrologiczno-meteorologicznej w Radawcu koło Lublina*.
- Imhoff K., Imhoff K.R. 1996. *Kanalizacja miast i oczyszczanie ścieków*. Oficyna Wydawnicza Projprzem-EKO, Bydgoszcz, 450.
- Interstate Technology and Regulatory Council. 2003. *Technical and Regulatory Guidance Document for Constructed Treatment Wetlands*. <http://www.itrcweb.org/WTLND-1.pdf>.
- Iowa DNR 2007. *Sand Mound Technology Assessment and Design Guidance*. Appendix A – Primary Treatment Units – Septic Tanks For Small Community Systems. Iowa Department of Natural Resources 22.

- IWA Specialist Group on Use of Macrophytes in Water Pollution Control 2000. *Constructed Wetlands for Pollution Control: Processes, Performance, Design and Operation*. Kadlec R.H., Knight R.L., Vymazal J., Brix H., Cooper P.F., Habert R. (Eds.), IWA Publishing, London.
- Jamieson T.S., Stratton G.W., Gordon R., Madani A. 2003. *The use of aeration to enhance ammonia nitrogen removal in constructed wetlands*. Canadian Biosystems Engineering 45, 9-14.
- Jarvie H.P., Neal C., Withers P.J.A. 2006. *Sewage-effluent phosphorus: A greater risk to river eutrophication than agricultural phosphorus?* Science of The Total Environment 360, 246-253.
- Ji G., Sun, T., Zhou Q., Sui X., Chang S., Li P. 2002. *Constructed subsurface slow wetland for treating heavy oil-produced water of the Liaohe Oilfield in China*. Ecol. Eng. 18, 459-465.
- Johansen N.H., Brix H. 1996. *Design criteria for a two-stage constructed wetland*. Proceedings of 5th International conference on wetland system for water pollution control, Universitaet fuer Bandenkultur Wien and International Association on Water Quality, Vienna 1996.
- Johansson L., Gustafsson J.P. 2000. *Phosphate removal from wastewaters using blast furnace slags and opoka – mechanisms*. Water Res. 34 (1), 259–265
- Johansson-Westholm L. 2010. *The use of blast furnace slag for removal of phosphorus from wastewater in Sweden – a review*. Water 2, 826-837.
- Jóźwiakowski K. 2001. *Analiza efektywności oczyszczania ścieków w przydomowych oczyszczalniach ze złożem gruntowo-roślinnym*. Annales UMCS, sec. E., vol. LVI, 23, 203–219.
- Jóźwiakowski K. 2003. *Analiza efektów oczyszczania ścieków bytowych w oczyszczalniach przydomowych na terenach wiejskich na przykładzie wybranych obiektów w województwie lubelskim*. Acta Scientiarum Polonorum, ser. Formatio Circumiecetus, 2 (1), 3–14.
- Jóźwiakowski K. 2004. *Problemy gospodarki wodno-ściekowej na przykładzie Zespołu Szkół Rolniczych w Sobieszynie*. Roczniki Akademii Rolniczej w Poznaniu CCCLVII, Melior. Inż. Środ. 25, 185-192.
- Jóźwiakowski K. 2005a. *Właściwości chemiczne trzciny i wierzby ze złóż gruntowych małych oczyszczalni ścieków na terenach wiejskich*. Infrastruktura i ekologia terenów wiejskich 1/2005, PAN Oddział w Krakowie. Komisja Technicznej Infrastruktury Wsi, 5–14.
- Jóźwiakowski K. 2005b. *Produktywność wierzby wiciowej (Salix viminalis L.) i trzciny pospolitej (Phragmites australis Cav. Trin. Ex Steud.) na złożach gruntowych w małych oczyszczalniach ścieków*. Monografia Komitetu Inżynierii Środowiska PAN, 32 (1), 759–765.
- Jóźwiakowski K. 2006. *Próba zwiększenia skuteczności usuwania fosforu w modelu małej oczyszczalni ścieków*. Inżynieria Rolnicza 5 (80), Rok X, Kraków, 249-256.
- Jóźwiakowski K. 2008. *Ocena możliwości stosowania preparatu EM-FarmingTM do optymalizacji pracy osadników wstępnych*. Infrastruktura i ekologia terenów wiejskich 5/2008, PAN Oddział w Krakowie. Komisja Technicznej Infrastruktury Wsi, 159-167.
- Jóźwiakowski K. 2010. *Wpływ wycinki roślin na skuteczność usuwania zanieczyszczeń w oczyszczalni hydrofitowej z pionowym przepływem*. Infrastruktura i Ekologia Terenów Wiejskich. 2/2010, PAN Oddział w Krakowie. Komisja Technicznej Infrastruktury Wsi, 143-153
- Jóźwiakowski K., Goral R., Rachańczyk I. 2006. *Projekt budowlany przydomowej modelowej oczyszczalni ścieków w Dąbrowicy*. Maszynopis. Katedra Melioracji i Budownictwa Rolniczego AR w Lublinie, R-G Projekt Lublin, 16.
- Jóźwiakowski K., Goral R. 2007. *Projekt budowlany przydomowej modelowej gruntowo-roślinnej oczyszczalni ścieków w Janowie*. Maszynopis. Katedra Melioracji i Budownictwa Rolniczego AR w Lublinie, R-G Projekt Lublin, 21.
- Jóźwiakowski K., Kornilowicz-Kowalska T., Iglík H. 2009. *Estimation of sanitary status of sewage treated in constructed wetland systems*. Sewage and waste materials in environment.

- Monograph, ed. by W. Sądej, Contemporary problems of management and environmental protection. University of Warmia and Mazury in Olsztyn, Chapter 1, 7-21.
- Józwiakowski K., Marzec M., Wyrkowski G. 2010. *Produktywność oraz wybrane właściwości chemiczne wierzby ze złoża gruntowego małej oczyszczalni ścieków*. Zeszyty Problemowe Postępów Nauk Rolniczych, z.547, 149-155.
- Józwiakowski K., Orlik T., Fiedurek J., Węgorek T., Marzec M., Grodzieński W., Zubala T. 2004. *Analiza funkcjonowania małych oczyszczalni ścieków na terenach wiejskich oraz próby zwiększania ich skuteczności działania w aspekcie ochrony środowiska przyrodniczego*. Sprawozdanie merytoryczne z realizacji projektu badawczego nr 3 P06S 058 23. Maszynopis. Akademia Rolnicza w Lublinie, 109.
- Józwiakowski K., Pytka A. 2010. *Rozwój gospodarki wodno-ściekowej na terenach wiejskich w Polsce w latach 1990-2008*. Gospodarka Odpadami Komunalnymi. Monografia Komitetu Chemii Analitycznej PAN, tom VI, 31-39.
- Józwiakowski K., Węgorek T., Zubala T. 2001. *Rozwój i produktywność wierzby wiciowej (Salix viminalis L.) na złożach gruntowo-roślinnych przydomowych oczyszczalni ścieków*. Zeszyty Problemowe Postępów Nauk Rolniczych, z. 475, 103-109.
- Józwiakowski K., Wielgosz E. 2010. *Numbers of selected physiological groups of bacteria in domestic sewage after various stages of treatment in multi-stage constructed wetland*. Teka Kom. Ochr. Kszt. Środ. Przynr. – OL PAN, 2010, 7, 119-129.
- Jucherski A., Walczowski A. 2001. *Drenaże rozsączające. Oczyszczanie czy odprowadzanie nieoczyszczonych ścieków do gleby*. Wiadomości Melioracyjne i Łąkarskie Nr 3 (390), 131-132.
- Jucherski A., Walczowski A. 2002. *Oczyszczanie ścieków w zagrodowych instalacjach gruntowo-roślinnych na terenach rolniczych Polski Południowej*. Sanitacja Wsi, Przyzagrodowe Oczyszczalnie Ścieków, IBMER Krynica.
- Jucherski A. 2007. *Ocena jakości oczyszczania ścieków bytowych w quasi technicznej instalacji zagrodowej typu IBMER w warunkach zmiennych na terenach górzystych*. Problemy Inżynierii Rolniczej nr 2/2007, 51-60.
- Junsan W., Yuhua C., Qian S. 2000. *The application of constructed wetland to effluent purification in pig plant*. In: Proc. 7th Int. Conf. on Wetland Systems for Water Pollution Control; University of Florida: Gainesville, FL.
- Kaczorowska Z., 1962. *Opady w Polsce w przekroju wieloletnim*. Prace Geogr. IG PAN, 33, 109.
- Kaczor G., Bugajski P. 2006. *Usuwanie związków biogenych w przydomowych oczyszczalniach ścieków typu Turbojet i Biocompact*. Infrastruktura i Ekologia Terenów Wiejskich 2(2)/2006, Komisja Technicznej Infrastruktury Wsi, PAN Oddział w Krakowie, 65-75.
- Kadlec R. H. 1999. *Constructed wetlands for treating landfill leachates*. In: Constructed Wetlands for the Treatment of Landfill Leachates; Mulamootil G., McBean E. A., Revers F. Eds. CRC Press: Boca Raton, FL.
- Kadlec R. H., Reddy K.R. 2001. *Temperature effects in treatment wetlands*. Water Environment Research 73 (5), 543-557.
- Kadlec R.H., Wallace S.D. 2008. *Treatment wetlands second edition*. Taylor and Francis Group, Boca Raton, USA. ISBN 978-1-56670-526-4.
- Kalisz L., Sałbut J. 1996. *Wykorzystanie makrofitów do oczyszczania ścieków w tzw. oczyszczalniach korzeniowych*. Wyniki badań i zalecenia. Instytut Ochrony Środowiska. Warszawa, 117.
- Karczmarczyk A. 2000. *Influence of some properties of potential sorbent on P-removal from domestic wastewater*. Annals of Warsaw Agricultural University SGGW, Land Reclamation, no 30, 59-65.

- Karpiscak M. M., Gerba C. P., Watt P. M., Foster K. E., Falabi J. A. 1996. *Multi-species plant systems for wastewater quality improvements and habitat enhancement*. Water Sci. Technol. 33, 231–236.
- Karrh J.D., Moriarty J., Kornue J.J., Knight R.L. 2002. *Sustainable management of aircraft anti/de-icing process effluents using a subsurface-flow treatment wetland*. In: Wetlands and Remediation II; Nehring W., Brauning S.E. Eds. Battelle Press: Columbus, OH, USA, 187-195.
- Kaseva M.E. 2004. *Performance of a sub-surface flow constructed wetland in polishing pre-treated wastewater – a tropical case study*. Water Research 38, 681–687.
- Kern J., Brettar I. 2002. *Nitrogen turnover in a subsurface constructed wetland receiving dairy farm wastewater*. In: Treatment Wetlands for Water Quality Improvement. Pries J., Ed. CH2M Hill Canada Limited: Waterloo, Canada, 15-21.
- Kern J., Idler C. 1999. *Treatment of domestic and agricultural wastewater by reed bed systems*. Ecol. Eng. 12 (1), 13–25.
- Kędziora A. 1999. *Podstawy agrometeorologii*, PWRiL, 364.
- Kickuth, R. 1969. *Höhere Wasserpflanzen und Gewässerreinigung*. Schiftenreihe der Vereinigung Deutscher Gewässerschutz EV-VDG 19, 3–14.
- Kickuth R. 1977. *Degradation and incorporation of nutrients from rural wastewaters by plant rhizosphere under limnic conditions*. In: Utilization of Manure by Land Spreading. Comm. Europ. Commun., EUR 5672e, London, UK, 335–343.
- Kinsley C.B., Crolla A.M., Kuyucak N., Zimmer M., Laflèche A. 2007. *Nitrogen dynamics in a constructed wetland system treating landfill leachate*. Water Sci. Technol. 56 (3), 151-158.
- Kluczek J.P. 1999. *Wybrane zagadnienia z ochrony środowiska*. Wyd. Uczelniane ATR Bydgoszcz, 86-87.
- Kołecka K., Obarska-Pempkowiak H. 2008. *The quality of sewage sludge stabilized for a long time in reed basins*. Environment Protection Engineering 34 (3), 13-20.
- Kołodziej J. 2008. *Kształtowanie się klimatycznego bilansu wodnego na terenie Polski w latach 1981–2000*. Infrastruktura i Ekologia Terenów Wiejskich, Komisja Technicznej Infrastruktury Wsi, PAN Oddział w Krakowie, nr 05/2008, 85–97.
- Korkusuz E.A. 2005. *Manual of Practice on Constructed Wetlands for Wastewater Treatment and Reuse in Mediterranean Countries*, Added Value Knowledge Report No. 5 (INCOCT-2003-502453), Agbar Foundation and MED-REUNET (Mediterranean Network on Wastewater Reclamation and Reuse).
- Korniłowicz T. 1994. *The changes in the number and physiological properties of fungi in lakes differing in trophicity*. Acta Mycol., 29, 33-42.
- Korniłowicz-Kowalska T., Józwiakowski K., Iglík H. 2010. *Characterisation of the sanitary status of domestic sewage generated in households in rural areas*. Teka Komisji Ochrony i Kształtowania Środowiska Przyrodniczego OL PAN, 7, 154-162.
- Kowalik P., Obarska-Pempkowiak H. 1994. *Zasady pracy małych hydrobotanicznych oczyszczalni ścieków*. Mat. Inf. nr 28, Falenty, IMUZ, 62.
- Kowalik P., Obarska-Pempkowiak H. 1998. *Polish experience, with sewage purification in constructed wetlands*. Constructed Wetlands for Wastewater Treatment in Europe, ed. J. Vymazal, H. Brix, P.F. Cooper, M.B. Green & R. Haberl, Backhuys Publishers, Leiden, The Netherlands, 217-225.
- Kowalik P. J., Randersson P. F. 1994. *Nitrogen and phosphorus removal by willow stands irrigated with municipal wastewater - a review of the Polish experience*. Biomass and Bioenergy 6 (2), 133-139.
- Kozłowski S. 1992. *Ekologia i wartość wskaźnikowa zbiorowisk roślinności szuwarowej naturalnych zbiorników stojących*. Fragm. Flor. Geobot., 37 (2), 563-595.

- Krzanowski S., Jucherski A., Wałęga A. 2005. *Wpływ pory roku na niezawodność technologiczną wielostopniowej, gruntowo-roślinnej przydomowej oczyszczalni ścieków*. Infrastruktura i Ekologia Terenów Wiejskich Nr 1/2005, PAN O/Kraków – Komisja Technicznej Infrastruktury Wsi, 37 – 55.
- Krzanowski S., Miernik W. 1997. *Wykorzystanie złóż trzcinowych do doczyszczania małych ilości ścieków*. Roczniki AR w Poznaniu, CCXCIV, Melior. Inż. Środ. 19, cz. 2, 281-288.
- Krzanowski S., Wałęga A. 2007. *New technologies of small domestic sewage volume treatment applied in Poland*. Infrastruktura i Ekologia Terenów Wiejskich Nr 3/2007, PAN O/Kraków – Komisja Technicznej Infrastruktury Wsi, 69-78.
- Kuczewski K. 1995a. *Efekty oczyszczania ścieków bytowo-gospodarczych w trzykomorowym osadniku przepływowym*. Zeszyt Problematyczny nr 672. Technika Sanitarna Wsi: Kształtowanie wiejskich systemów zaopatrzenia w wodę oraz usuwania i oczyszczania ścieków, Wrocław.
- Kuczewski K. 1995a. *Przegląd i ocena techniczno-ekonomiczna torfowych gruntowo-korzeniowych oraz roślinno-glebowych oczyszczalni ścieków budowanych na wsi dla zagród wiejskich i wiejskich jednostek osadniczych oraz preferowane kierunki rozwiązań w tym zakresie*. Zadanie 8. „Projekt badawczy „Strategia ochrony zasobów wodnych przed zanieczyszczeniami”. MOŚZNiL, Inst. Meteorologii i Gosp. Wodnej nr 2029/S4/94/02, Wrocław, maszynopis.
- Kuczewski K. 2001. *Wpływ masy roślinnej usuwanej z powierzchni oczyszczalni roślinno-glebowej na efekt oczyszczania ścieków*. Problemy Inżynierii Rolniczej. Nr 3, 67-74.
- Kuczewski K., Kercel J. 1997. *Ocena rzeczywistej skuteczności oczyszczania ścieków bytowo-gospodarczych w wybranych typach zagrodowych oczyszczalni ścieków*. Zesz. Nauk. AR we Wrocławiu. Inżynieria Środowiska IX, nr 314, 137-148.
- Kuczewski K., Kwiecińska K., Kozdraś M. 2004. *Zmiany w usuwaniu biogenów ze ścieków bytowo-gospodarczych po wieloletniej eksploatacji oczyszczalni roślinno-glebowej*. Woda - Środowisko - Obszary Wiejskie, tom 4, z. 2a (11), 547 -557.
- Kuczewski K., Paluch J. 1997. *Oczyszczanie ścieków bytowo-gospodarczych na terenach wiejskich w oczyszczalniach roślinno-glebowych*. Zesz. Nauk AR we Wrocławiu nr 309, Monografie IX, 314.
- Kuzovkina Y.A., Quigley M.F. 2005. *Willows beyond wetlands: uses of Salix L. species for environmental projects*. Water, Air, and Soil Pollution, 162, 183–204.
- Kuzovkina Y.A., Volk T.A. 2009. *The characterization of willow (Salix L.) varieties for use in ecological engineering applications: Co-ordination of structure, function and autecology*. Ecological Engineering 35, 1178–1189.
- KZGW 2007. *Program wyposażenia aglomeracji poniżej 2000 RLM w oczyszczalnie ścieków i systemy kanalizacji sanitarnej*. Krajowy Zarząd Gospodarki Wodnej. Warszawa, 10.
- Laber J., Haberl R., Langergraber G. 2003. *Treatment of hospital wastewater with a 2-stage constructed wetland system*. In: Haberl R., Langergraber G. [Eds]. Achievements and Prospects of Phytoremediation in Europe. University of Natural Resources and Applied Life Sciences, Vienna, Austria, (book of abstracts), 85.
- Labrecque M., Teodorescu T.I. 2001. *Influence of plantation site and wastewater sludge fertilization on the performance and foliar nutrient status of two willow species grown under SRIC in southern Quebec (Canada)*. Forest Ecology and Management 150 (3), 223-239.
- Lalke-Porczyk E., Swiontek-Brzezinska M., Donderski W. 2010. *Rola oczyszczalni hydrobotanicznych w oczyszczaniu ścieków z terenów wiejskich*. Woda-Środowisko-Obszary Wiejskie, t. 10, z. 3 (31), 119-127.
- Lantze I. R., Heritage A. D., Pistillo G., Mitchell D.S. 1998. *Phosphorus removal rates in bucket size planted wetlands with a vertical hydraulic flow*. Wat. Res. 32, 1280–1286.

- Lavigne R.L., Jankiewicz J. 2000. *Artificial wetland treatment technology and its use in the Amazon River Forests of Ecuador*. In: Proceedings of the 7th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control; University of Florida: Gainesville, FL, USA, 813-820.
- Lazdina D., Lazdiņš A., Kariņš Z., Kāpost V. 2007. *Effect of sludge fertilization on short-rotation willow plantations*. Journal of environmental Engineering and Landscape Management 15 (2), 105-111.
- Ledin S. 1998. *Environmental consequences when growing short rotation forests in Sweden*. Biomass and Bioenergy, 15 (1), 49-55.
- Libudisz Z., Kowal K. 2000. *Mikrobiologia techniczna*, t.1. Politechnika Łódzka, Łódź.
- Licznar M., Drozd J., Licznar S. E., Weber J., Bekier J., Tyszcza R., Walenczak K., Szadorski J., Pora W. 2010. *Wpływ wieloletniego stosowania ścieków komunalnych na wybrane właściwości gleb pól irygacyjnych*. Woda – Środowisko - Obszary wiejskie, t. 10 z. 3 (31), 129–137.
- Liira M., Kõiv M., Mander Ü., Mõtsep R., Vohla C., Kirsimäe K. 2009. *Active filtration of phosphorus on Ca-rich hydrated oil-shale ash: does longer retention time improve the process?* Environ. Sci. Technol. 43, 3809–3814.
- Lin Y.F., Jing S.R., Lee D.Y., Wang T.W. 2002. *Nutrient removal from aquaculture wastewater using a constructed wetlands system*. Aquaculture 209 (1-4), 169-184.
- Lin Y.F., Jing S.R., Lee D.Y. 2003. *The potential use of constructed wetlands in a recirculating aquaculture system for shrimp culture*. Environ. Poll. 123, 107-113.
- Lindroth A., Båth A. 1999. *Assessment of regional willow coppice yield in Sweden on basis of water availability*. Forest Ecology and Management 121, 57–65.
- Lindroth A., Cermak J., Kucera J., Cienciala E. and Eckersten H. 1995. *Sap flow by the heat balance method applied to small size Salix trees in a short-rotation forest*. Biomass and Bioenergy, 8 (1), 7-15.
- Litaor M.I., Reichmann O., Haim A., Auerswald K., Shenker M. 2005. *Sorption Characteristics of Phosphorus in Peat Soils of a Semiarid Altered Wetland*. Soil Sci. Soc. Am. J., 69, 1658-1665.
- Luederitz V., Eckert E., Lange-Weber M., Lange A., Gersberg R. M. 2001. *Nutrient removal efficiency and resource economics of vertical flow and horizontal flow constructed wetlands*. Ecological Engineering 18, 157–171.
- Łoszak J., Podlaszewski Z. 2000. *Operat wodno-prawny na eksploatację mechaniczno-biologicznej (trzcinowej) oczyszczalni ścieków i odprowadzanie oczyszczonych ścieków za pośrednictwem rowu śródleśnego do gruntu*. Opracowanie wykonane na zlecenie Zespołu Szkół Rolniczych Sobieszynie. Lublin.
- Maddison M., Soosaara K., Muring T., Mander U. 2009. *The biomass and nutrient and heavy metal content of cattails and reeds in wastewater treatment wetlands for the production of construction material in Estonia*. Desalination 247, 121–129.
- Maehlum T., Jensen P. D., Warner W.S. 1995. *Cold-climate constructed wetlands*. Water Science Technology 32 (3), 95-101.
- Maehlum T., Stålnacke P. 1999. *Removal efficiency of three cold-climate constructed wetlands treating domestic wastewater: effects of temperature, seasons, loading rates and input concentrations*. Water Sci. Technol. 40 (3), 273–281.
- Maehlum T., Warner W.S., Stålnacke P., Jenssen P.D. 1999. *Leachate treatment in extended aeration lagoons and constructed wetlands in Norway*. In: Constructed Wetlands for the Treatment of Landfill Leachates. Mulamootil G., McBean E.A., Revers F. Eds. CRC Press: Boca Raton, FL.

- Malarski R. 2000. *Oczyszczalnie roślinne – alternatywa dla twardych technologii*. http://www.ekofil.gdynia.pl/Oczyszczalnie_roslinne_jako_alternatywna_tehnologia.html
- Mander U., Teiter S., Löhmus K., Mairing T., Nurk K., Augustin J. 2003. *Emission rates of N₂O and CH₄ in riparian alder forest and subsurface flow constructed wetland*. In: *Wetlands, Nutrients, Metals and Mass Cycling*; Vymazal J., Ed.; Backhuys Publishers: Leiden, The Netherlands.
- Mantovi P., Marmiroli M., Maestri E., Tagliavini S., Piccinini S., Marmiroli N. 2003. *Application of a horizontal subsurface flow constructed wetland on treatment of dairy parlor wastewater*. *Bioresour. Technol.* 88, 85-94.
- Marzec M., Józwiakowski K. 2007. *Operational and environmental problems of the functioning of mini-sewage treatment plants with activated sludge*. *Polish Journal of Environmental Studies*, vol. 16, no. 2A, part III, 525-529.
- Marzec M., Józwiakowski K. 2010. *Efektywność i uwarunkowania eksploatacyjne pracy przydomowych oczyszczalni ścieków z osadem czynnym*. *Zeszyty Problemowe Postępów Nauk Rolniczych* z.547, 229-236.
- Masi F., Conte G., Martinuzzi N., Pucci B. 2002. *Winery high organic content wastewaters treated by constructed wetlands in mediterranean climate*. In: *Proceedings of the 8th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control*; University of Dar-es-Salaam: Dar-es-Salaam, Tanzania, 274-282.
- Masi F., Conte G., Lepri L., Martellini T., Del Bubba M. 2004. *Endocrine Disrupting Chemicals (EDCs) and Pathogens removal in an Hybrid CW System for a Tourist Facility Wastewater Treatment and Reuse*. *Proceedings of the 9th IWA International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control*, Avignon (France). 2, 461-468.
- Masi F., Martinuzzi N. 2007. *Constructed wetlands for the Mediterranean countries: hybrid systems for water reuse and sustainable sanitation*. *Desalination* 215, 44–55.
- Mausbauch M. J., Richardson J. L. 1994. *Biogeochemical process in hydric soil formation*. *Current topics in wetland biogeochemistry* 1, 68-128.
- Mayo A.W., Bigambo T. 2005. *Nitrogen transformation in horizontal subsurface flow constructed wetlands I: Model development*. *Physics and Chemistry of the Earth* 30, 658–667.
- McGill R., Basran D., Flindall R., Pries J. 2000. *Vertical-flow constructed wetland for the treatment of glycol-laden stormwater runoff at Lester B. Pearson International Airport*. In: *Proceedings of the 7th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control*; University of Florida and IWA: Lake Buena Vista, FL, USA, 1080-1081.
- McKinlay R. G., Kasperek K. 1999. *Observations on decontamination of herbicide-polluted water by marsh plant systems*. *Water Res.* 33, 505–511.
- Melián J.A. H., Rodríguez A. J. M., Araña J., Díaz O. G., Henríquez J. J. G. 2010. *Hybrid constructed wetlands for wastewater treatment and reuse in the Canary Islands*. *Ecological Engineering* 36, 891–899.
- Metcalf and Eddy 1995. *Wastewater Engineering: Treatment, Disposal and Reuse*. McGraw-Hill Ltd., New Delhi.
- Miernik W. 2007. *Skuteczność oczyszczania ścieków wiejskich w oczyszczalni z reaktorem o działaniu sekwencyjnym*. *Infrastruktura i ekologia terenów wiejskich 2/2007*, PAN Oddział w Krakowie. Komisja Technicznej Infrastruktury Wsi, 71-80.
- Mitterer-Reichmann G.M. 2002. *Data evaluation of constructed wetlands for treatment of domestic wastewater*. In: *Proceedings of Eighth International Conference Wetland Systems for Water Pollution Control*, IWA and University of Dar es Salaam, 40–46.
- Moore B. J., Ross S. D., Gibson D., Callow L. 2000. *Constructed wetlands for treatment of dissolved phase hydrocarbons in cold climates*. In: *Wetlands and Remediation*. Means J. L., Hinchey R.E. Eds., Battelle Press: Columbus, Ohio, 333-340.

- Mortensen J., Hauge Nielsen K., Jorgensen U. 1998. *Nitrate leaching during establishment of willow (*Salix viminalis*) on two soil types and at two fertilization levels*. Biomass and Bioenergy 15 (6), 457–466.
- Mucha Z., Mikosz J. 2009. *Racjonalne stosowanie małych oczyszczalni ścieków z uwzględnieniem kryteriów zrównoważonego rozwoju*. Czasopismo Techniczne. Środowisko, Wyd. Politechniki Krakowskiej. R. 106, z. 2-Ś, 91-100.
- Netter R. 1992. *The purification efficiency of planted soil filters for wastewater treatment*. Wat. Sci. Tech. 26 (10–12), 2317–2320.
- Nielsen S. 2002. *Sludge drying reed beds*. 8th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control, Arusha International Conference Centre (AICC), University of Dar es Salaam I, 24–39.
- Nielsen S. 2003. *Sludge treatment in wetland systems*. International Seminar on the Use Aquatic Macrophytes for Wastewater Treatment in Constructed Wetland, Lisbon, Portugal, 151–185.
- Niżyńska A. 2004. *Analiza występowania wód podziemnych zanieczyszczonych azotanami*. Instytut Ochrony Środowiska, Wrocław.
- Nowak I., Kuczewski K. 2002. *Oczyszczanie ścieków bytowo-gospodarczych w oczyszczalni roślinno-glebowej*, Zeszyty Naukowe Akademii Rolniczej we Wrocławiu nr 453, Monografia XXIX, 92.
- Obarska-Pempkowiak H. 1991. *Seasonal variations in the efficiency of nutrient removal from domestic effluent in quasi - natural field of reed (*Phragmites communis*)*. W: Etnier C., Guterstarm B., (Ed.), Ecological Engineering for Wastewater Treatment, Båskögen, Sweden, Gothenburg, 239-247.
- Obarska-Pempkowiak H. 1992. *Oczyszczanie ścieków metodą hydrobotaniczną z wykorzystaniem filtrów gruntowych i stawów ściekowych*. Zesz. Nauk. Politechniki Gdańskiej, nr 489, Budownictwo wodne 3, 96.
- Obarska-Pempkowiak H. 1994. *Removal of nitrogen and phosphorus from municipal wastewater by willow – a laboratory approach*. In: Aronsson, Pär & Perttu, Kurth. Ed.: Willow vegetation filters for municipal wastewaters and sludges. A biological purification system. Swedish University of Agricultural Sciences. Dept. of Ecology and Env. Res. Section of Short Rotation Forestry. Report 50. Uppsala.
- Obarska-Pempkowiak H. 2002. *Oczyszczalnie hydrofitowe*. Politechnika Gdańska, 214.
- Obarska-Pempkowiak H. 2005. *Oczyszczalnie hydrofitowe w świetle przepisów UE*. Zeszyty Naukowe Wydziału Budownictwa i Inżynierii Środowiska Politechniki Koszalińskiej nr 22, 77-97.
- Obarska-Pempkowiak H., Gajewska M. 1998. *Mechanizmy dopływu tlenu i jego konsumpcja w systemach hydrofitowych*. Wiad. Mel i Łąk. 3/1998, 134-139.
- Obarska-Pempkowiak H., Gajewska M. 2005. *Operation of multistage constructed wetlands systems in temporary climate*. International Symposium on Water Management and Hydraulic Engineering. Ottenstein/ Austria, 4-7.IX.2005, Paper No: VI.05.
- Obarska-Pempkowiak H., Gajewska M., Wojciechowska E. 2007. *Experiences of *Salix viminalis* application to water and sewage treatment*. Ecohydrology and Hydrobiology 7 (3-4), 303-309.
- Obarska-Pempkowiak H., Klimkowska K. 1999. *Distribution of nutrients and heavy metals in constructed wetland system*. Chemosphere 39 (2), 303-312.
- Obarska-Pempkowiak H., Kowalik P., Gajewska M., Muszyńska A. 2003. *Oczyszczalnie hydrofitowe: doświadczenia i perspektywy rozwoju*. Zesz. Nauk. Politechniki Białostockiej, Seria Inżynieria Środowiska, z. 16, 192–202.

- Obarska-Pempkowiak H., Ozimek T., Chmiel W. 2001. *Protection of surface water against contamination by wetland systems in Poland*. Water Science and Technology 44 (11÷12), 325-330.
- O'Hogain S. 2003. *The design, operation and performance of a municipal hybrid reed bed treatment system*. Water Sci. Technol. 48 (5), 119–126.
- Olańczuk-Neyman K. 2003. *Mikrobiologiczne aspekty odprowadzania ścieków do przybrzeżnych wód morskich*. Inżynieria Morska i Geotechnika, 2, 55- 62.
- Oplatka M., Sutherland A. 1995. *Tests of willow poles used for river bank protection*. Journal of hydrology (New Zealand) 33 (1), 35-58.
- Orlik T., Józwiakowski K., Łoszak J. 2001. *Oczyszczanie ścieków na złożu trzcinowym w Sobieszynie*. Inżynieria Środowiska z. 21, Zeszyty Naukowe AR w Krakowie nr 382, 297-303.
- Orlik T., Józwiakowski K. 2003. *Ocena działania dwóch przydomowych oczyszczalni ścieków typu BATEX z drenażem rozsączającym*. Inżynieria Rolnicza, 3 (45), tom 1, 109–119.
- Osek J. 1999. *Escherichia coli O157 – groźny patogen o szerokiej chorobotwórczości*. Med. Wet. 55, 4, 215-221.
- Osmulka-Mróż B. 1995. *Lokalne systemy unieszkodliwiania ścieków*. Poradnik Instytutu Ochrony Środowiska, Warszawa, 128-156.
- Ozimek T., Renman G. 1995. *Wykorzystanie makrofitów w niekonwencjonalnych oczyszczalniach ścieków*. Wiad. Ekol. 4, 239-254.
- Ozimek T., Renman G. 1996. *Rola helofitów w oczyszczalniach hydrobotanicznych*. Materiały II Międzynarodowej Konf. Nauk-Tech. nt. „Oczyszczalnie hydrobotaniczne”, Akademia Rolnicza w Poznaniu, wrzesień 1996 r., 109-118.
- ÖNORM B 2505. 2005. *Bepflanzte Bodenfilter (Pflanzenkläranlagen) - Anwendung, Bemessung, Bau und Betrieb* (Subsurface-flow constructed wetlands — Application, dimensioning, installation and operation). Vienna, Austria: Österreichisches Normungsinstitut, [in German].
- Öövel M., Tooming A., Muring T., Mander Ü. 2007. *Schoolhouse wastewater purification in a LWA-filled hybrid constructed wetland in Estonia*. Ecol. Eng. 29, 17–26.
- Paluch J. 1984. *Oczyszczanie ścieków miejskich w środowisku glebowym*. Zesz. Nauk. AR we Wrocławiu, nr 41, 149.
- Paluch J., Paruch A., Pulikowski K. 2006. *Wstępne wyniki badań oczyszczalni zagrodowej typu ORP*. Woda-Środowisko-Obszary Wiejskie. t. 6, z. 1 (16), 297-305.
- Paluch J., Pulikowski K. 2004. *Wybrane problemy związane z budową zagrodowych oczyszczalni ścieków z drenażem rozsączającym*. Wiad. Mel. i Łąk., z. 4, 191-198.
- Pantano J., Bullock R., McCarthy D., Sharp T., Stilwell C. 2000. *Using wetlands to remove metals from mining impacted groundwater*. In: Wetlands and Remediation. Means J.L., Hinchee R.E. Eds. Battelle Press: Columbus, Ohio, 383-390.
- Pawełek J., Tylek W. 1989. *Częstość mycia pojazdów mechanicznych w gospodarstwach wiejskich*. GWiTS 6/1989, 133–135.
- Pawełek J., Długosz M., Kaczor G. 1996. *Uwzględnienie lokalnych uwarunkowań w kształtowaniu koncepcji usuwania i oczyszczania ścieków z gospodarstw wiejskich na terenach górskich na przykładzie Wierchomli Małej i Wielkiej*. Zeszyty Naukowe AR w Krakowie nr 303, z.46, 109-120.
- Pawełek J., Bergel T. 2003. *Objętość ścieków bytowych a zużycie wody w gospodarstwach wiejskich*. Inżynieria Rolnicza nr 3 (45), tom II, PAN, 81-89.
- Pawełek J., Kaczor G. 2006. *Jednostkowe zużycie wody w gospodarstwie domowym w 8-letnim okresie obserwacji*. Infrastruktura i Ekologia Terenów Wiejskich 2/1/2006, Komisja Technicznej Infrastruktury Wsi, PAN, Oddział w Krakowie, 159–170.

- Pawęska K., Kuczewski K. 2008. *Skuteczność oczyszczania ścieków bytowych w oczyszczalniach roślinno-glebowych o różnej eksploatacji*. Zeszyty Naukowe Uniwersytetu Przyrodniczego we Wrocławiu, Monografie, tom 60, 156.
- Pawęska K., Pulikowski K., Strzelczyk M., Rajmund A. 2011. *Osadnik gnilny – podstawowy element przydomowej oczyszczalni ścieków*. Infrastruktura i Ekologia Terenów Wiejskich Nr 10/2011, PAN O/Kraków – Komisja Technicznej Infrastruktury Wsi, 43-53.
- Perdomo S., Bangueses C., Fuentes J., Castro J., Acevedo H., Michelotti C. 2000. *Constructed wetlands: a more suitable alternative for wastewater purification in Uruguay dairy processing industry*. In: Proceedings of the 7th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control. Reddy K.R., Kadlec R.H. Eds. University of Florida and IWA: Gainesville, FL, USA, 1407-1415.
- Persson G., Lindroth A. 1994. *Simulating evaporation from short-rotation forest: variations within and between seasons*. Journal of Hydrology, 156, 21-45.
- Perttu K.L. 1983. *Temperature restraints on energy forestry in Sweden*. Int J Biometeor 27(3), 189-196.
- Perttu K. L. 1992. *Plantacje energetyczne*. Aura 3/1992, 10-11.
- Perttu K.L. 1994. *Biomass production and nutrient removal from municipal wastes using willow vegetation filters*. Journal of Sustainable Forestry. 1 (3), 57-70.
- Perttu K.L., Kowalik P.J. 1997. *Salix vegetation filters for purification of waters and soils*. Biomass & Bioenergy 12 (1), 9-19.
- Perttu K. 1999. *Environmental and hygienic aspects of willow coppice in Sweden*. Biomass & Bioenergy 16 (4), 291-297.
- Philippi L. S., Rejane H.R. da Costa, Sezerino P. H. 1999. *Domestic effluent treatment through integrated system of septic tank and root zone*. Wat. Scie, and Techn. 40 (3), 125-131.
- Platzer C. 1998. *Entwicklung eines Bemessungsansatzes zur Stickstoffelimination in Pflanzenkläranlagen (Development of a design approach for nitrogen removal in constructed wetlands)*. Berichte zur Siedlungswasserwirtschaft Nr. 6, TU Berlin, Fb. 6, PhD thesis, Technical University of Berlin, Germany (in German).
- Poggi-Varaldo H.M., Gutiérrez-Saravia A., Fernández-Villagómez G., Martínez-Pereda P., Rinderknecht-Seijas N. 2002. *A full-scale system with wetlands for slaughterhouse wastewater treatment*. In: Wetlands and Remediation II, Nehring K.W., Brauning S.E. Eds., Battelle Press: Columbus, OH, USA, 213-223.
- Puigagut J, Vilaseñor J, Salas JJ, Béceras E, García J. 2007. *Subsurface-flow constructed wetlands in Spain for the sanitation of small communities: a comparative study*. Ecol Eng 30, 312-319.
- Prawo wodne z dnia 18 lipca 2001 r., dz. u. nr 115/01, poz.1229, art. nr 36, 39, 42.
- Prawo budowlane z dnia 27 marca 2003 r., dz. u. nr 80/03, poz.718, art.29 ustęp 1, pkt. 3.
- Prystay W., Lo K. V. 1998. *Assessment of constructed wetlands for the reduction of nitrogen and phosphorus from greenhouse wastewaters*. In: Proc. 6th Int. Conf. on Wetlands Systems for Water Pollution Control; Tauk-Tornisielo S. M., Salati Filho E. Eds., Universidade Estadual Paulista: Sao Paulo State, Brazil and IAQW.
- Pucci B., Masi F., Conte G., Martinuzzi N., Bresciani R. 2005. *Linee Guida per la Progettazione e Gestione di Zone Umide Artificiali per la Depurazione dei Reflui Civili, a cura di M. Mazzoni*, APAT – ARPAT, Firenze, Italy [in Italian].
- Pulford I., Riddell-Black D., Stewart C. 2002. *Heavy metal uptake by willow clones from sewage sludge treated soil: the potential for phytoremediation*. International Journal of Phytoremediation 4 (1), 59-72.

- Randerson P. F., Jordan G., Williams H. G. 2007. *The role of willow roots in subsurface oxygenation of vegetation filter beds – mass spectrometer investigations in Wales, U.K.* *Ecology and Hydrobiology* 7 (3-4), 255-260.
- Reddy K. R., Angelo E. M. D. 1997. *Biogeochemical indicators to evaluate pollutant removal efficiency in constructed wetlands.* *Water Sci. Technol.* 35, 1–10.
- Reeb G., Werckmann M. 2003. *Looking at the outlet zone of three constructed wetlands treating wastewaters of small communities.* In: Vymazal, J. (Ed.), *Wetlands—Nutrients, Metals and Mass Cycling.* Backhuys Publishers, Leiden, The Netherlands, 191-199.
- Reeb G., Werckmann M. 2005. *First performance data on the use of two pilot-constructed wetlands for highly loaded non-domestic sewage.* In *Natural and Constructed Wetlands: Nutrients, Metals and Management*; Vymazal J. Ed., Backhuys Publishers: Leiden, The Netherlands, 43-51.
- Renman A., Renman G. 2010. *Long-term phosphate removal by the calcium-silicate material Polonite in wastewater filtration systems.* *Chemosphere* 79 (6), 659-664.
- Revitt D.M., Shutes R.B.E., Jones R.H., Forshaw M., Winter B. 2004. *The performance of vegetative treatment systems for highway runoff during dry and wet conditions.* *Sci. Tot. Environ.* 334-335, 261-270.
- Roman M. 1986. *Kanalizacja t.2. Oczyszczanie ścieków.* Arkady, Warszawa.
- Roman M., Tabernacki J. 1995. *Ilość pobieranej wody wodociągowej jako podstawa do ustalania opłat za odprowadzenie ścieków z gospodarstw domowych.* *GWiTŚ*, 4/1995, 118–120.
- Rozporządzenie Ministra Infrastruktury z dnia 14 stycznia 2002 r. w sprawie określenia przeciętnych norm zużycia wody (Dz. U. Nr 8, poz. 70).
- Rozporządzenie MŚ z dnia 24 lipca 2006 r. w sprawie warunków, jakie należy spełnić przy wprowadzaniu ścieków do wód lub do ziemi oraz w sprawie substancji szczególnie szkodliwych dla środowiska wodnego. Dz. U nr 137, poz. 984.
- Röthlisberger F. 1996. *Kickuth reed bed technology - the situation in Switzerland with a comparison between technical wastewater treatment and Kickuth reed bed technology.* In: Proc. 5th Int. Conf. on Wetland Systems for Water Pollution Control, Universität für Bodenkultur: Vienna, Austria.
- Rytter R. M. 2001. *Biomass production and allocation, including fine-root turnover, and annual N uptake in lysimeter- grown basket willows.* *Forest Ecology and Management*, 140 (2–3), 177–192.
- Sadecka Z. 2001. *Sezonowa redukcja i ucieczka fosforu na oczyszczalniach hydrobotanicznych.* W: (Materiały) *Bewachsene Bodenfilter Grenzübergreifender Informationstransfer.* Internationales Begegnungszentrum. Umwelt Stiftung St. Marienthal – Ostritz 2001, 40.
- Sadecka Z. 2003. *Ocena efektywności pracy wybranych oczyszczalni hydrobotanicznych.* *Ochrona Środowiska*, 25 (1), 13-16.
- Sadecka Z. 2008. *Oczyszczanie ścieków z małych miejscowości.* *Oczyszczanie ścieków i przeróbka osadów ściekowych.* Oficyna Wydawnicza Uniwersytetu Zielonogórskiego, 5-14.
- Samecka-Cymerman A., Stepień D., Kempers A.J. 2004. *Efficiency in removing pollutants by constructed wetland purification systems in Poland.* *Journal of Toxicology and Environmental Health, Part A*, 67 (4), 265-275.
- Sands Z., Gill L.S., Rust R. 2000. *Effluent treatment reed beds: Results after ten years of operation.* In: *Wetlands and Remediation*; Means J.F., Hinchee R.E. Eds., Battelle Press: Columbus, OH, USA, 273-279.
- Schierup H. H., Brix H., Lorenzen B. 1990. *Wastewater treatment in constructed reed beds in Denmark - state of the art.* In: Cooper P.F., Findlater B.C. (Eds.), *Constructed wetlands in water pollution control*, Oxford: Pergamon Press, 495-504.

- Schönborn A., Züst B., Underwood E. 1997. *Long term performance of the sand-plant-filter Schattweid (Switzerland)*. Wat. Sci. Tech., 35 (5), 307–314.
- Schulz C., Gelbrecht J., Rennert B. 2003. *Treatment of rainbow trout farm effluents in constructed wetland with emergent plants and subsurface horizontal water flow*. Aquaculture 217, 207–221.
- Seabloom R.W., Bounds T.R., Loudon T.L. 2005. *Septic tanks text*. In: (M.A. Gross and N.E. Deal, eds.) University Curriculum Development for Decentralized Wastewater Management. National Decentralized Water Resources Capacity Development Project. University of Arkansas, Fayetteville, AR, 68.
- Seidel K. 1955. *Die Flechtbinse Scirpus lacustris*. Ökologie, Morphologie und Entwicklung, ihre Stellung bei den Volkern und ihre wirtschaftliche Bedeutung. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart, Germany, 37–52.
- Seidel K. 1965. *Neue Wege zur Grundwasseranreicherung in Krefeld*, vol. II. Hydrobotanische Reinigungsmethode. GWF Wasser/Abwasser, 831–833.
- Seo D.C., DeLaune R.D., Park W.Y., Lim J.S., Seo J.Y., Lee do J. Cho, J.S., Heo J.S. 2009. *Evaluation of a hybrid constructed wetland for treating domestic sewage from individual housing units surrounding agricultural villages in South Korea*. J Environ Monit. 11 (1), 134–144.
- Seo D.C., Hwang S.H., Kim H.J., Cho J.S., Lee H.J., DeLaune R.D., Jugsujinda A., Lee S.T., Seo J.Y., Heo J.S. 2008. *Evaluation of 2- and 3-stage combinations of vertical and horizontal flow constructed wetlands treating greenhouse wastewater*. Ecol. Eng. 32, 121–132.
- Seo B. S., Park C. M., Song U., Park W. J. 2010. *Nitrate and phosphate removal potentials of three willow species and a bald cypress from eutrophic aquatic environment*. Landscape and Ecological Engineering 6 (2), 211–217.
- Sharma P.K., Inoue T., Kato K., Ietsugu H., Tomita K., Nagasawa T. 2010. *Potential of hybrid constructed wetland system in treating milking parlor wastewater under cold climatic conditions in northern Hokkaido, Japan*. 12th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control. October 4 – 8, 2010, San Servolo Island, Venice, Italy, 929 – 938.
- Shutes R.B.E., Revitt D.M., Lagerberg I.M., Barraud V.C.E. 1999. *The design of vegetative constructed wetlands for the treatment of highway runoff*. Sci. Total Environ. 235, 189–197.
- Sikorski M. 1994. *Charakterystyka ścieków wiejskich i sposobów ich unieszkodliwiania*. Wiadomości Melioracyjne i Łąkarskie, Numer specjalny, 9–16.
- Singh S., Haberl R., Moog O., Shrestha R.R. 2009. *Performance of an anaerobic baffled reactor and hybrid constructed wetland treating high strength wastewater in Nepal – A model for DEWATS*. Ecological Engineering 35, 654–660.
- Skarbek R. 1996. *Wpływ hydraulicznych parametrów zagrodowych oczyszczalni gruntowo-roślinnych na ich skuteczność*. AR we Wrocławiu, maszynopis (rozprawa doktorska).
- Smyła A. 2002. *Analiza sanitarna wody*. Wyd. WSP, Częstochowa.
- Smyła A., Karpińska K., Bawor M. 2003. *Zmiany liczebności bakterii mezofilnych w trakcie oczyszczania ścieków*. Zeszyty Naukowe WSP. Seria Chemia i Ochrona Środowiska, z. 7, 159–170.
- Snyder R.L. 2003. *Selected Hydrophyte Species of New York*. Aquatic Ecology. <http://people.morrisville.edu/~snyderw/courses/Natr250/hydrophytes.PDF>
- Soroko M. 1996. *Oczyszczanie ścieków bytowo-gospodarczych w złożach gruntowo-korzeniowych z przepływem podpowierzchniowym i pionowym*. Zesz. Nauk. AR we Wrocławiu, Konf. 13, 1, 243–251.
- Soroko M. 1997. *Seasonal changes in removal efficiency of horizontal subsurface flow reed bed*. Sewage treatment by means of pine, willow, reed and grass vegetation filters. (Ed) K. Pertu & H. Obarska-Pempkowiak In: Proceedings of a joint Polish–Swedish workshop in Starbienino, Poland May 1997, 99–105.

- Soroko M. 2005. *Treatment of wastewater from small slaughterhouse in hybrid constructed wetlands system*. In: Proceedings of the Workshop Wastewater Treatment in Wetlands. Theoretical and Practical Aspects; Toczyłowska I., Guzowska G. Eds., Gdańsk University of Technology Printing Office: Gdansk, Poland, 171-176.
- Steer D., Fraser L., Boddy J., Seibert B. 2002. *Efficiency of small constructed wetlands for subsurface treatment of single-family domestic effluent*. Ecological Engineering 18 (4), 429-440.
- Stein O.R., Hook P.B. 2005. *Temperature, plants, and oxygen: How does season affect constructed wetland performance?* Journal of Environmental Science and Health, Part A, 40 (6-7), 1331-1342.
- Strusevičius Z., Strusevičiene S.M. 2003. *Investigations of wastewater produced on cattle-breeding farms and its treatment in constructed wetlands*. In: Proceedings of the International Conference on Constructed and Riverine Wetlands for Optimal Control of Wastewater at Catchment Scale. Mander Ü., Vohla C., Poom A., Eds. University of Tartu, Institute of Geography: Tartu, Estonia, 317-324.
- Swiontek-Brzezinska M., Lalke-Porczyk E., Donderski W. 2007. *The bacteriological and sanitary state of sewage in an on-site willow wastewater treatment facility*. Pol. J. Natural Sci., 2, 284-293.
- Szpindor A., Wierzbicki K., Obarska-Pempkowiak H. 1999. *Gruntowo-roślinne oczyszczalnie ścieków*. Wyd. IBMER Warszawa, 94.
- Szumilas T., Michalska M., Bartoszewicz M. 2001. *Charakterystyka bakteryjnego zanieczyszczenia ścieków komunalnych z dużej aglomeracji miejskiej i ocena stopnia redukcji tego zanieczyszczenia w procesie biologicznego oczyszczania ścieków*. Roczniki PZH. 52/2, 155-165.
- Ślizowski R., Chmielowski K. 2008. *Skuteczność zmniejszenia zanieczyszczeń ścieków w oczyszczalni „Kujawy”*. Infrastruktura i Ekologia Terenów Wiejskich Nr 2/2008, PAN Oddział w Krakowie, 195-204.
- Tabernacki J., Heidrich Z., Sikorski M., Kuczewski K., Łomotowski J., Jasiński P., Lipowski K. 1990. *Album wzorcowych rozwiązań odprowadzania i unieszkodliwiania ścieków bytowo-gospodarczych z wiejskich gospodarstw zagrodowych*. IMUZ Falenty.
- Talarko T. 2003. *Technologia i montaż przydomowych oczyszczalni ścieków*. Przegląd Komunalny 139, 4, 53-54.
- Tanner C.C. 1992. *Treatment of dairy farm wastewaters in horizontal and up-flow gravel-bed constructed wetlands*. In: Proc. 3rd Internat. Conf. Wetland Systems in Water Pollution Control. IAWQ and Australian Water and Wastewater Association: Sydney, NSW, Australia.
- Tanner C. C. 2000. *Plants as ecosystem engineers in subsurface –flow treatment wetlands*. Materials of 7th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control, Florida, November 2000, vol. 2, 805-812.
- Tanner C. C., Kloosterman V. C. 1997. *Guidelines for constructed wetland treatment of farm dairy wastewaters in New Zealand*. NIWA Science and Technology Series No. 48, 68.
- Tanner C.C., Kadlec R.H., Gibbs M.M., Sukias J.P.S., Nguyen M.L. 2002. *Nitrogen processing gradients in subsurface-flow treatment wetlands: Influence of wastewater characteristics*. Ecological Engineering 18: 499-520.
- Thut R.N. 1993. *Feasibility of treating pulp mill effluent with a constructed wetland*. In: Constructed Wetlands for Water Quality Improvement. Moshiri G.A. Ed., Lewis Publishers: Boca Raton, FL, USA, 441-447.
- Tiner R.W. 1991. *The concept of a hydrophyte for wetland identification*. Bioscience 41, (4), 236-241.
- Tomlinson T. G., Williams L. L. 1975. *Fungi*. Academic Press. London, 93-152.

- Tuszyńska A., Obarska-Pempkowiak H. 2007. *Influence of oxygenation of constructed wetlands for effectiveness of contaminants removal*. Pol. J. Environm. Stud. 16, 2A, 433-436.
- Tuszyńska A., Obarska-Pempkowiak H., Worst W. 2004. *Efektywność usuwania zanieczyszczeń w filtrach hydrofitowych z sekwencyjnym pionowym i poziomym przepływem ścieków*. Rocznik Ochrony Środowiska, tom 6, 115-129.
- Ulfig K. 1986. *Grzyby keratynofilne w ściekach i wodach*. Ochrona Środowiska, Wyd. PZITS. 48, 3, 29.
- Urbanc-Berčič O. 1997. *Constructed wetlands for the treatment of landfill leachates: the Slovenian experience*. Wetlands Ecol. Manage. 4, 189-197.
- Urbanc-Berčič O., Bulc T. 1994. *Integrated constructed wetland for small communities*. In: Proceedings of Fourth International Conference Wetland Systems for Water Pollution Control. ICWSi94 Secretariat, Guangzhou, PR China, 138-146.
- U.S. EPA 1980. *Design Manual: Onsite Wastewater Treatment and Disposal Systems*, 410.
- U.S. EPA 1988. *Design manual: Constructed wetlands and aquatic plant systems for municipal wastewater treatment*, EPA 625/1-88/022, U.S. EPA Office of Water: Cincinnati, Ohio, 92.
- U.S. EPA 1993a. *Constructed wetlands for wastewater treatment and wild life habitat. 17 case studies*, 832-R-93-005, 219.
- U.S. EPA 1993b. *Subsurface flow constructed wetlands for waste water treatment. A technology assessment*. Office of water 4204. 832-R-93-008.
- U.S. EPA 1994. *A handbook of constructed wetlands. A guide to creating wetlands for agricultural wastewater, domestic wastewater, coal mine drainage, storm water in the Mid-Atlantic Region*. United States. Environmental Protection Agency. Office of Water.
- U.S. EPA 2000a. *Constructed wetlands treatment of municipal wastewaters*, EPA 625/R-99/010, U.S. EPA Office of Research and Development: Washington, D.C.
- U.S. EPA 2000b. *Guiding principles for constructed treatment wetlands: Providing water quality and wildlife habitat*, EPA 843/B-00/003, U.S. EPA Office of Wetlands, Oceans, and Watersheds.
- U.S. EPA 2002. *Onsite wastewater treatment systems design manual*, EPA/625/R-00/008. Office of Water, Office of Research and Development. Washington, D.C. February 2002.
- Veenstra S. 1998. *The Netherlands*. In: Constructed Wetlands for Wastewater Treatment in Europe. Vymazal J., Brix H., Cooper P. F., Green M. B., Haberl R. Eds. Backhuys Publishers: Leiden, The Netherlands, 289-314.
- Venglovsky, Placha I., Vargova M., Sasakova N. 1997. *Viability of Salmonella typhimurium in the solid fraction of slurry from agricultural wastewater treatment plant stored at two different temperatures*. 9th Int. Cong. Anim. Hyg., Helsinki, 2, 805-810.
- Vohla Ch., Köiv M, Bavor H. J., Chazarenc F., Mandera Ü. 2011. *Filter materials for phosphorus removal from wastewater in treatment wetlands – A review*. Ecological Engineering 37, 70-89.
- Vrhovšek D., Kukanja V., Bulc T. 1996. *Constructed wetland (CW) for industrial waste water treatment*. Water Res. 30, 2287-2292.
- Vymazal J. 2001a. *Constructed wetlands for wastewater treatment in the Czech Republic*. Water Science and Technology 44 (11-12), 369-374.
- Vymazal J. 2001b. *Types of constructed wetlands for wastewater treatment: their potential for nutrient removal*. In: Vymazal, J. (Ed.), Transformations on Nutrients in Natural and Constructed Wetlands. Backhuys Publishers, Leiden, The Netherlands, 1-93.
- Vymazal J. 2004. *Removal of phosphorus in constructed wetlands with horizontal sub-surface flow in the Czech Republic*. Water, Air, & Soil Pollution: Focus, 4 (2-3), 657-670.
- Vymazal J. 2005. *Horizontal sub-surface flow and hybrid constructed wetlands systems for wastewater treatment*. Ecological Engineering 25 (5), 478-490.

- Vymazal J. 2007. *Removal of nutrients in various types of constructed wetlands*. Sci. Tot. Environ. 380, 48-65.
- Vymazal J. 2010. *Constructed Wetlands for Wastewater Treatment*. Water 2 (3), 530-549.
- Vymazal J. 2011. *Constructed Wetlands for Wastewater Treatment: Five Decades of Experience*. Environ. Sci. Technol. 45, 61-69.
- Vymazal J., Brix H., Cooper P.F., Haberl R., Perfler R., Laber J. 1998. *Removal mechanisms and types of constructed wetlands*. In: Vymazal J., Brix H., Cooper P.F., Green M.B., Haberl R. (Eds.), *Constructed Wetlands for Wastewater Treatment in Europe*. Backhuys Publishers, Leiden, The Netherlands, 17-66.
- Vymazal J., Dušek J., Květ J. 1999. *Nutrient uptake and storage by plants in constructed wetlands with horizontal sub-surface flow: a comparative study*. In: Vymazal J, editor. *Nutrient cycling and retention in natural and constructed wetlands*. Leiden, The Netherlands: Backhuys Publishers, 85-100.
- Vymazal J. Kröpfelová L. 2005. *Growth of Phragmites australis and Phalaris arundinacea in constructed wetlands for wastewater treatment in the Czech Republic*. Ecological Engineering 25 (5), 606-621.
- Vymazal J. Kröpfelová L. 2008a. *Wastewater treatment in constructed wetlands with horizontal sub-surface flow*. Environmental pollution 14, 556.
- Vymazal J., Kröpfelová L. 2008b. *Is concentration of dissolved oxygen a good indicator of processes in filtration beds of horizontal-flow constructed wetlands?* In: *Wastewater Treatment, Plant Dynamics and Management*; Vymazal, J., Ed.; Springer: Dordrecht, The Netherlands, 311-317.
- Vymazal J. Kröpfelová L. 2009. *Removal of organics in constructed wetlands with horizontal sub-surface flow: A review of the field experience*. Science of the Total Environment 407, 3911 - 3922.
- Vymazal J., Kröpfelová L. 2011. *A three-stage experimental constructed wetland for treatment of domestic sewage: First 2 years of operations*. Ecological Engineering 37, 90-98.
- Wallace S.D. 2002. *On-site remediation of petroleum contact wastes using subsurface-flow wetlands*. In: *Wetlands and Remediation II*; Nehring K.W., Brauning S.E., Eds.; Battelle Press: Columbus, OH, USA, 125-132.
- Wallace S.D., Knight R.L. 2006. *Small-scale constructed wetland treatment systems: Feasibility, design criteria, and O&M requirements*, Final Report, Project 01-CTS-5, Water Environment Research Foundation: Alexandria, Virginia.
- Wierzbicki J. 1958. *Rolnicze wykorzystanie ścieków*. PWN, Wrocław, 164.
- Wilkinson A.G. 1999. *Poplars and willows for soil erosion control in New Zealand*. Biomass & Bioenergy 16 (4), 263-274.
- Wojciechowska E., Obarska-Pempkowiak H. 2008. *Performance of reed beds supplied with municipal landfill leachate*. In: *Wastewater Treatment, Plant Dynamics and Management*. Vymazal J. Ed., Springer: Dordrecht, The Netherlands, 251-265.
- Wittgren H. B., Maehlum T. 1997. *Wastewater treatment wetlands in cold climates*. Water Science Technology 35 (5), 45-53.
- Wood A., Hensman L.C. 1989. *Research to develop engineering guidelines for implementation of constructed wetlands for wastewater treatment in Southern Africa*. In: *Constructed Wetlands for Wastewater Treatment*. Hammer D.A. Ed., Lewis Publishers: Chelsea, MI.
- Wood R.B., McAtamney C.F. 1996. *Constructed wetlands for waste water treatment: the use of laterite in the bed medium in phosphorus and heavy metal removal*. Hydrobiol. 340, 323-331.
- Wytyczna ATV-DVWK-A131P. *Wymiarowanie jednostopniowych oczyszczalni ścieków z osadem czynnym*. Wyd. Seidel-Przywecki, Warszawa 2000.

- Ye F., Li Y. 2009. *Enhancement of nitrogen removal in towery hybrid constructed wetland to treat domestic wastewater for small rural communities*. Ecological Engineering 35, 1043-1050.
- Zachritz W. H. II, Jacquez R. B. 1993. *Treating intensive aquaculture recycled water with a constructed wetlands filter system*. In: *Constructed Wetlands for Water Quality Improvement*. Moshiri G.A. Ed. CRC Press: Boca Raton, FL.
- Zamorska J. 2007. *Organizmy patogenne w osadach ściekowych*. Zeszyty Naukowe Połud.-Wsch. Oddziału Towarzystwa Inżynierii Ekologicznej i Polskiego Towarzystwa Gleboznawczego, Oddział w Rzeszowie. 9, 91-98.
- Zaremba M. L., Borowski J. 1997. *Mikrobiologia lekarska*. Wyd. Lekarskie PZWL Warszawa.
- Zhou M., Li Y. 2001. *Phosphorus-sorption characteristics of calcareous soils and limestone from the southern Everglades and Adjacent Farmlands*. Soil Sci. Soc. Am. J., 65:1404-1412.
- Zhu T., Jenssen P.D., Mchlum T., Krogstad T. 1997. *Phosphorus sorption and chemical characteristics of lightweight aggregates (LWA) – potential filter media in treatment wetlands*. Wat. Sci. Tech. 35 (5), 103–108.
- Zinkiewicz W., Zinkiewicz A. 1973. *Stosunki klimatyczne województwa lubelskiego*. Annales UMCS, s. B, vol. 28, Lublin.
- Zinkiewicz W., Zinkiewicz A. 1975. *Atlas klimatyczny województwa lubelskiego*. Wyd. UMCS, Lublin.

Streszczenie

Zaopatrzenie w wodę oraz właściwe zagospodarowanie ścieków należą do głównych zadań każdej gminy, jak również są warunkiem wielofunkcyjnego rozwoju obszarów wiejskich. Pozytywne zmiany w zakresie wyposażenia gmin w podstawowe urządzenia infrastruktury wodno-ściekowej oznaczają poprawę warunków życia ludności oraz funkcjonowania przedsiębiorstw. W Polsce od wielu lat trwają intensywne prace, mające na celu zapewnienie odpowiedniego stanu środowiska, szczególnie na terenach wiejskich, gdzie zaległości w tym zakresie są nadal bardzo duże. Pod koniec XX oraz na początku XXI wieku na terenach tych wybudowano wiele systemów wodociągowych i kanalizacyjnych oraz zbiorczych i przydomowych oczyszczalni ścieków. Jednym z województw, na terenie którego powstało najwięcej oczyszczalni przydomowych jest woj. lubelskie. Do najczęściej stosowanych rozwiązań technologicznych zalicza się tu systemy oparte na wykorzystaniu osadnika gnilnego i drenażu rozsączającego, oczyszczalnie ze złożem biologicznym lub z osadem czynnym, jak również systemy hybrydowe (osad czynny + złożo biologiczne). Mniejszą popularnością, cieszą się natomiast oczyszczalnie gruntowo-roślinne, prawdopodobnie dlatego, że do ich budowy wymagana jest działka o większej powierzchni. Jednak systemy te, już od około 50 lat z dużym powodzeniem stosowane są w wielu krajach europejskich, jak również na innych kontynentach. Dotychczasowe doświadczenia z funkcjonowania oczyszczalni gruntowo-roślinnych wskazują, że obiekty te cechują się prostą obsługą i eksploatacją oraz dużą odpornością na nierównomierny dopływ ścieków. Również koszty instalacji tych systemów są podobne do tych, które ponosi się przy budowie tradycyjnych rozwiązań.

Oczyszczalnie gruntowo-roślinne od dawna są przedmiotem badań wielu ośrodków naukowych na świecie i w Polsce, ciągle jednak poszukiwane są rozwiązania technologiczne, które umożliwiają uzyskiwanie wysokich efektów usuwania zanieczyszczeń, a szczególnie związków biogenych. Nadal niezbyt liczne są także prace, na temat efektywności oczyszczania ścieków w systemach gruntowo-roślinnych, w okresie ich wieloletniej eksploatacji. Dlatego autor przedmiotowej pracy postanowił podjąć ten temat i przeprowadził badania w tym zakresie.

Głównym celem pracy jest analiza 11 i 10-letnich wyników badań nad skutecznością usuwania zanieczyszczeń ze ścieków bytowych w dwóch jedno-stopniowych gruntowo-roślinnych oczyszczalniach z poziomym i pionowym przepływem, z wierzwą wiciową *Salix viminalis* L. (obiekt nr 1 typu HF) i z trzciną pospolitą *Phragmites australis* Cav. Trin. Ex Steud. (obiekt nr 2 typu VF), jak również kilkuletnich wyników badań, wykonanych w tym zakresie, w dwóch wielostopniowych (hybrydowych) oczyszczalniach gruntowo-roślinnych (obiekt nr 3 – układ I typu HF-VF i układ II typu VF-HF oraz obiekt nr 4 typu VF-HF). Badane oczyszczalnie są zlokalizowane na terenie woj. lubelskiego, w miejscowościach Jastków, Sobieszyn, Dąbrowica i Janów koło Garbowa, a zastosowane w nich rozwiązania technologiczne różnią się ilością i sposobem doprowadzania ścieków (VF „vertical flow” – pionowy, HF „horizontal flow” – poziomy), ilością i wielkością złóż gruntowo-roślinnych, rodzajem zastosowanej roślinności (wierzba i trzcina), jak również objętością złóż ze skałą wapienną – opoką.

Funkcjonowanie systemów wielostopniowych analizowano głównie pod kątem określenia optymalnej konfiguracji złóż grunto-roślinnych, która zapewni uzyskiwanie możliwie najwyższych efektów usuwania podstawowych wskaźników zanieczyszczeń oraz związków biogennych. W trzech analizowanych obiektach przeprowadzono badania nad zastosowaniem złóż ze skalą wapienną – opoką, w celu zwiększenia skuteczności usuwania fosforu. W ramach badań określano także, ilość i skład surowych ścieków bytowych oraz oceniono skuteczność usuwania zanieczyszczeń w osadnikach gnilnych. Wykonywano również badania, mające na celu określenie zmian wybranych właściwości fizykochemicznych, materiału wypełniającego złoża grunto-roślinnych oczyszczalni ścieków, podczas ich wieloletniej eksploatacji, a także przeanalizowano produktywność roślin ze złóż gruntoowych i ich wybrane właściwości chemiczne.

Na podstawie przeprowadzonych badań stwierdzono, że jednostopniowe systemy grunto-roślinne typu VF i HF, podczas wieloletniej eksploatacji, zapewniały skuteczność usuwania zawiesin ogólnych na poziomie około 65%, a efekty zmniejszania BZT₅ i ChZT wynosiły od 78 do 85%. Obiekty te w mniejszym stopniu usuwały związki biogenne – azot i fosfor. Szczególnie wysokie efekty usuwania podstawowych wskaźników zanieczyszczeń (ponad 90%), stwierdzono natomiast w hybrydowych systemach grunto-roślinnych z trzciną i wierzbą, o konfiguracji złóż VF-HF (z pionowym i poziomym przepływem). Obiekty te zapewniały ponadto około 65% skuteczność usuwania azotu ogólnego oraz 85-95% efektywność eliminacji fosforu ogólnego. Na podstawie wykonanej analizy statystycznej, w systemach hybrydowych, nie odnotowano istotnego wpływu niskich temperatur powietrza w okresie jesienno-zimowym, na zmniejszenie efektów usuwania zanieczyszczeń. Mniej odporny na niskie temperatury, okazał się system jednostopniowy typu VF. Ponadto analiza statystyczna wykazała, że systemy hybrydowe typu VF-HF i HF-VF charakteryzują się bardzo wysoką – 99% niezawodnością działania. W okresie badań przez ponad 361 dni w roku w systemach tych spełniane były wymogi określone, co do jakości ścieków oczyszczonych dla zawiesiny ogólnej, BZT₅ i ChZT. Mniejszą niezawodnością cechują się natomiast jednostopniowe systemy grunto-roślinne, szczególnie typu VF.

Uzyskane wyniki badań wskazują, że jednostopniowe systemy grunto-roślinne mogą być wykorzystywane w większej skali na terenach wiejskich o rozproszonej zabudowie. Natomiast obiekty hybrydowe, z dużym powodzeniem mogą być stosowane na terenie ośrodków wypoczynkowych, czy na obszarach chronionych, gdzie ze względów estetycznych i krajobrazowych budowa tradycyjnych oczyszczalni nie jest zazwyczaj zbyt mile widziana.

Wyniki badań zaprezentowane w rozprawie mogą znaleźć zastosowanie w praktyce, przy projektowaniu i budowie wysokoefektywnych systemów oczyszczania ścieków, jak również przy modernizacji już istniejących obiektów, w celu optymalizacji ich pracy. Z wyników i obserwacji zaprezentowanych w rozprawie, mogą skorzystać wszyscy inwestorzy, którzy rozpoczęli lub rozpoczynają rozwiązywać problemy gospodarki wodno-ściekowej na swoim terenie, poprzez budowę przydomowych, ale również i małych – zbiorczych oczyszczalni ścieków.

Słowa kluczowe: tereny wiejskie, ścieki bytowe, systemy grunto-roślinne, skuteczność oczyszczania ścieków, hydrofity

Summary

Ensuring water supply and sewage management are among the primary tasks of every commune, and they are also the condition for multi-functional development of rural areas. Positive changes in the area of providing communes with the basic water mains-sewerage infrastructure mean an improvement in the living conditions for the population and for the functioning of companies. For many years intensive work has been going on in Poland, aimed at ensuring a suitable status of the environment, especially in rural areas where still a lot needs to be done in this respect. At the end of the 20th and the beginning of the 21st centuries numerous water supply and sewerage systems have been built in those areas, as well as many household and collective sewage treatment plants. One of the provinces where the largest number of household sewage treatment systems have been built is the Lublin Province. The technological most frequently applied here include systems based on the use of a septic tank and filtration drainage, systems with a biological bed or active sludge, as well as hybrid systems (biological bed + active sludge). Less popular, on the other hand, are constructed wetland systems, probably because their construction requires plots with a larger area. However, for about 50 years such systems have been successfully used in numerous countries of Europe and on other continents. Experience accumulated so far on the functioning of constructed wetlands indicate that such objects are characterised with simple operation and maintenance, and notable tolerance to non-uniform inflow of sewage. Also, the costs of installation of those systems are comparable to those involved in the construction of conventional sewage treatment systems.

For a long time constructed wetlands have been the object of studies at numerous research centres in the world and in Poland, and still there is ongoing search for technological solutions permitting high effectiveness of elimination of pollutants, and of biogenic compounds in particular. Also rather scarce still are studies on the efficiency of sewage treatment in constructed wetland systems over multi-year periods of their operation. Therefore the author of this work decided to address this subject and performed a study in this field.

The primary objective of the study was analysis of the results of 11 and 10-year research projects concerned with the efficiency of elimination of pollutants from domestic sewage in to single-stage constructed wetland systems with horizontal and vertical flow, with willow *Salix viminalis* L. (object No. 1, HF type) and with common reed *Phragmites australis* Cav. Trin. Ex Steud. (object No. 2, VF type), as well as of the results of similar several-year studies conducted at two multi-stage (hybrid) constructed wetland systems (object No. 3 – configuration I of the HF-VF type and configuration II of the VF-HF type, and object No. 4, VF-HF type). The sewage treatment systems under study are situated in the territory of the Lublin Province, in the localities of Jastków, Sobieszyn, Dąbrowica and Janów near Garbów, and the technological solutions employed there differ in the amounts of sewage treated and in the method of its flow in the systems (VF – vertical flow, HF – horizontal flow), in the number and size of beds, in the kind of vegetation (willow and reed), and also in the volume of beds with limestone.

The functioning of the multi-stage systems was analysed primarily with a view to determine the optimum configuration of soil-plant beds that would ensure the achievement of the highest possible effects of removal of the basic pollution indicators and biogenic compounds.

In three of the objects under analysis experiments were performed on the use of beds with limestone in order to increase the efficiency of phosphorus elimination. Within the scope of the study also the amounts and composition of raw sewage were determined, and an estimation of the efficiency of pollutant elimination in septic tanks was performed. Also, experiments were conducted with the aim of determination of changes in selected physicochemical properties of material filling the beds of constructed wetland systems during their multi-year operation, and analyses were performed concerning the productivity of plants growing on the beds, and their selected chemical properties.

Based on the studies it was found that during multi-year operation the single-stage constructed wetlands of types VF and HF ensured total suspended solids removal efficiency at the level of ca. 65%, and the effects of reduction of BOD₅ and COD were in the range of 78-85%. Those objects were less efficient in terms of removal of biogenic compounds – nitrogen and phosphorus. Whereas, particularly high effects of removal of the basic pollution indicators (above 90%) were observed in the hybrid constructed wetland systems with willow and reed, with VF-HF bed configuration (with vertical and horizontal flow). Moreover, those objects ensured ca. 65% efficiency of removal of total nitrogen and 85-95% effectiveness of elimination of total phosphorus. Based on the statistical analysis performed, in the hybrid systems no significant effect of low temperatures was noted during the autumn-winter seasons that would cause a reduction of the effectiveness of pollution removal. The single stage VF type system proved to be less resistant to low temperatures. Moreover, the statistical analysis revealed that hybrid systems of the VF-HF and HF-VF types are characterised by very high – 99% - reliability of operation. During the period of the study, for over 361 days in a year the systems met the specific requirements concerning the quality of treated sewage in terms of TSS, BOD₅ and COD. Lower reliability was characteristic of the single-stage constructed wetland systems, especially of the VF type.

The results obtained indicate that single-stage constructed wetland systems can be used on a larger scale in rural areas with scattered housing structure. Hybrid systems, on the other hand, can be applied successfully at recreational centres or in protected areas where, for aesthetic and landscape reasons, the construction of conventional sewage treatment plants is not usually welcome.

The results presented herein can find a practical application, in the design and construction of highly effective sewage treatment systems, as well as in projects of upgrading existing systems with the aim of optimising their operation. The results and observations presented in this dissertation can be made available to all investors have begun are at the stage of beginning to solve their problems with water supply and sewage management within their territories, through the construction of either household sewage treatment plants or small collective sewage treatment facilities.

Key words: rural areas, domestic sewage, constructed wetlands, sewage treatment efficiency, hydrophytes

INFRASTRUKTURA I EKOLOGIA TERENÓW WIEJSKICH

Czasopismo naukowe wydawane przez Komisję Technicznej Infrastruktury Wsi Polskiej Akademii Nauk Oddział w Krakowie. Ma charakter ogólnokrajowy i jest otwarte na Autorów z całego świata. Wydawane jest w języku polskim i angielskim. Zgłaszane do publikacji artykuły winny być oryginalnym osiągnięciem Autora, dotychczas niepublikowane, poświęcone problemom technologicznym, projektowym, ekonomicznym lub teoretycznym z tytułowego zakresu czasopisma. Przyjmujemy manuskrypty, w objętości do 10 str. pisma komputerowego (Times New Roman, 12, odstęp 1,5) napisane w języku polskim lub angielskim. Autorów spoza Polski prosimy o nadsyłanie manuskryptów w języku angielskim. Każdy artykuł winien być zaopatrzone w wyczerpujące streszczenie ze słowami kluczowymi (w języku manuskryptu) do 3000 znaków (jedna strona), wraz z załączonym tłumaczeniem angielskim. Drukujemy również w kolorze, w przypadku istotnej konieczności (fotografie, skomplikowane rysunki, mapy). Manuskrypt, w dwóch egzemplarzach należy przesłać pocztą na adres Redakcji, dołączając tekst na dyskietce lub CD, z oddzielnymi ilustracjami.

INFRASTRUCTURE AND ECOLOGY OF RURAL AREAS

Scientific journal published by the Commission of Technical Infrastructure of Polish Rural Areas of the Academy of Letters - Krakow Branch. It is a nation wide journal, which accepts contributions from Authors from all over the world. It is published in Polish and English. Submitted contributions should be original scientific papers, so far unpublished, dealing with technological, design, economic or theoretical issues within the scope of the journal.

Submitted manuscripts should not exceed 10 typewritten pages (Times New Roman, font 12, 1.5 line spacing). The Authors from abroad may submit their papers in English. Each article must have a summary and keywords of not more than 3000 characters (one page). Color reproductions are possible only in special cases (photographs, complicated figures or maps). The manuscripts, in duplicate, should be sent by post to the editorial office. Electronic version on a diskette or CD with illustrations provided separately should accompany the hard copies

INFARSTRUKTUR UND ÖKOLOGIE DES LÄNDLICHEN RAUMS

Die neue Forschungszeitschrift der Kommission der Technischen Infrastruktur an der Polnischen Wissenschaftsakademie, Abteilung in Krakau, hat ein nationaler Charakter und publiziert gern die Arbeiten von Autoren aus Polen sowie auch aus der ganze Welt. Die Forschungszeitschrift wird in Polnisch und Englisch verlegt.

Die vorgelegten Artikel sollen Originalarbeiten sein und dürfen nicht gleichzeitig an anderer Stelle zur Publikation eingereicht werden. Die Forschungsarbeiten sollen den Technologischen, Wirtschaftlichen, Planungs- sowie auch den theoretischen Problemen gewidmet sein, die eng der Titelbereich der Zeitschrift behandeln. Zugesandte Manuskripte sollen mit dem Umfang von höchstens 10 Druckseiten (Times New Roman, Schriftgröße: 12 pt, Zeilenabstand: 1.5-fach) sein. Für die Autor/innen ausserhalb Polens wird es zugelassen die Manuskripten in Englisch zuschicken.

Dem Text wird im Manuskript eine Zusammenfassung mit den Schlussworten vorangestellt, die eine Länge von 3000 Zeichen (1 Druckseite) nicht übersteigen sollte.

Nach Bedarf drucken wir auch in Farbe (Aufnahmen, Karten, komplizierte Bildern).

Die zwei ausgedruckte Exemplare eines Manuskripts mit der Diskettenversion (die Abbildungen getrennt) bitte zur Redaktion senden.

