



**WSPÓŁCZESNE PROBLEMY
INŻYNIERII ŚRODOWISKA**

**Katarzyna Pawęska
Krzysztof Kuczewski**

**SKUTECZNOŚĆ OCZYSZCZANIA ŚCIEKÓW
BYTOWYCH W OCZYSZCZALNIACH
ROŚLINNO-GLEBOWYCH
O RÓŻNEJ EKSPLOATACJI**

IX



Wrocław 2008

Autorzy:

Katarzyna Pawęska, Krzysztof Kuczewski

Opiniodawca

dr hab. inż. Mikołaj Sikorski, prof. nadzw.

Redaktor merytoryczny

dr hab. inż. Krzysztof Pulikowski, prof. nadzw.

Opracowanie redakcyjne

mgr Elżbieta Winiarska-Grabosz

Korekta

Janina Szydłowska

Łamanie

Halina Sebzda

Projekt okładki

Krzysztof Wyszatycki

Monografie LX

© Copyright by Uniwersytet Przyrodniczy we Wrocławiu, Wrocław 2008

ISSN 1898-1151

ISBN 978-83-60574-34-8

WYDAWNICTWO UNIWERSYTETU PRZYRODNICZEGO WE WROCŁAWIU

Redaktor Naczelny – prof. dr hab. Andrzej Kotecki

ul. Sopocka 23, 50-344 Wrocław, tel. 071 328-12-77

e-mail: wyd@up.wroc.pl

Nakład 100 + 16 egz. Ark. druk. 9,75

Druk i oprawa: Wydawnictwo Tekst Sp. z o.o.

ul. Kossaka 72, 85-307 Bydgoszcz

Spis treści

1. WSTĘP	5
2. WPROWADZENIE DO PROBLEMATYKI ZWIĄZANEJ Z PROCESAMI OCZYSZCZANIA ŚCIEKÓW W ŚRODOWISKU NATURALNYM	7
3. OCZYSZCZALNIE ROŚLINNO-GLEBOWE	15
3.1. Cel badań.....	15
3.2. Tezy badawcze	15
3.3. Obiekty badań.....	16
3.3.1. Oczyszczalnia roślinno-glebowa w Brzeźnie.....	16
3.3.1.1. Lokalizacja obiektu	16
3.3.1.2. Warunki klimatyczne na terenie obiektu badawczego	16
3.3.1.3. Warunki wodno-glebowe na terenie obiektu badawczego.....	17
3.3.1.4. Schemat działania oczyszczalni roślinno-glebowej	18
3.3.2. Oczyszczalnia roślinno-glebowa w Mroczeniu.....	19
3.3.2.1. Lokalizacja obiektu	19
3.3.2.2. Warunki klimatyczne na terenie obiektu badawczego	20
3.3.2.3. Warunki wodno-glebowe na terenie obiektu badawczego.....	21
3.3.2.4. Schemat działania oczyszczalni roślinno-glebowej	21
3.3.3. Eksploatacja obiektów badawczych w Brzeźnie i Mroczeniu	23
3.4. Metodyka i zakres badań	24
4. WYNIKI BADAŃ	27
4.1. Charakterystyka ścieków surowych doprowadzanych na oczyszczalnię roślinno-glebowa w okresie badawczym XI 2002–V 2005	27
4.1.1. Oczyszczalnia w Brzeźnie	27
4.1.2. Oczyszczalnia w Mroczeniu	34
4.2. Obciążenie oczyszczalni.....	37
4.2.1. Obciążenie oczyszczalni w Brzeźnie	37
4.2.2. Obciążenie oczyszczalni w Mroczeniu	39
4.3. Wody gruntowe zalegające pod powierzchnią oczyszczalni	44
4.3.1. Oczyszczalnia w Brzeźnie	44
4.3.2. Oczyszczalnia w Mroczeniu	56
4.4. Charakterystyka ścieków oczyszczonych odpływających z terenu oczyszczalni roślinno-glebowych w Brzeźnie i Mroczeniu	65
4.4.1. Ścieki oczyszczone odpływające z oczyszczalni w Brzeźnie	65
4.5. Dynamika odpływu i ładunków zanieczyszczeń po nawodnieniu kwatery ściekami	74
4.5.1. Współczynnik odpływu ścieków oczyszczonych (Brzeźno).....	74

4.5.2. Dynamika stężeń i ładunków zanieczyszczeń odpływających z obiektu po nawodnieniu kwatery	77
4.5.3. Sprawność oczyszczania po nawodnieniu kwatery	93
4.6. Charakterystyka gleb	98
4.6.1. Skład granulometryczny	98
4.6.2. Skład fizykochemiczny gleb	106
4.7. Charakterystyka roślinności.....	111
4.7.1. Charakterystyka drzewostanu	111
4.7.2. Skład chemiczny biomasy roślinnej.....	112
5. DYSKUSJA WYNIKÓW	119
5.1. Ocena sprawności oczyszczania ścieków	119
5.2. Wpływ wybranych czynników na skuteczność oczyszczania	133
5.3. Rola środowiska glebowego w procesie oczyszczania	139
5.4. Ocena wpływu roślinności na skuteczność oczyszczania	141
6. WNIOSKI	143
PIŚMIENNICTWO	144
FOTOGRAFIE.....	153

1. WSTĘP

Oczyszczanie ścieków w środowisku naturalnym ma długoletnią tradycję. W Polsce po raz pierwszy świadome wprowadzenie ścieków na powierzchnię gleby w celu ich oczyszczenia miało miejsce w Bolesławcu nad rzeką Bóbr w 1559 roku. Od roku 1881 zaczęto oczyszczać ścieki pochodzące z miasta Wrocławia na Polach Osobowickich.

Prace badawcze dotyczące współpracy środowiska roślinnego i glebowego w całorocznym oczyszczaniu ścieków zostały zapoczątkowane w Niemczech w drugiej połowie XX wieku.

Pierwsze obiekty bazujące na oczyszczaniu ścieków bytowych w środowisku quasi-naturalnym powstawały w Wielkiej Brytanii i Niemczech [25, 26, 52, 53, 111]. Technologia ta, krytykowana przez sceptyków za spadek efektów oczyszczania w warunkach zimowych, znalazła wielu zwolenników w Danii, Szwecji, Norwegii, nie potwierdzających zarzutów o niekorzystnym wpływie niskich temperatur na pracę tego typu obiektów [49, 83, 110].

W Polsce pierwsze takie oczyszczalnie powstawały w woj. gdańskim, elbląskim i poznańskim [24, 85, 94]. Były to faktycznie typowe obiekty gruntowo-roślinne oparte na niemieckiej technologii prof. Kickutha. Systemy te na polskim rynku znalazły zastosowanie nie tylko jako lokalne przydomowe oczyszczalnie ścieków bytowych [55, 79, 101].

Ze względu na gwałtowny rozwój systemów oczyszczania ścieków w środowisku quasi-naturalnym w Polsce powstawało wiele obiektów projektowanych i wykonywanych niezgodnie ze sztuką inżynierską. Większość oczyszczalni budowanych w latach 90. ubiegłego stulecia w Polsce zaliczała się do obiektów gruntowych z nasadzeniami roślinnością bagienną. Podstawą tego typu złożeń była sztucznie przygotowana mieszanka gruntu wypełniająca nieckę odizolowaną od naturalnego środowiska glebowego.

W 1996 roku w Polsce, w miejscowości Brzeźno, powstał pierwszy obiekt bazujący całkowicie na naturalnym złożu (glebowym), nie przekształconym fizycznie oraz bez chemicznych środków wspomagających procesy oczyszczania – oczyszczalnia roślinno-glebowa. Eksploatowana jest ona nieprzerwanie do chwili obecnej i oczyszcza ścieki bytowe z wysoką skutecznością. W 2000 roku powstał kolejny obiekt z naturalnym złożem, w miejscowości Mroczeń, charakteryzujący się również wysoką sprawnością pracy [60, 61, 62, 63, 64, 65].

Ze względu na dużą ilość powstających oczyszczalni ścieków przy udziale gruntu, gleby i roślin pojawiło się nowe, szeroko używane nazewnictwo mające charakteryzować takie obiekty.

W literaturze naukowej dość powszechnie stosowane są zamiennie określenia takie jak: oczyszczalnie roślinno-gruntowe, roślinno-glebowe, hydrobotaniczne, korzeniowe, złoża gruntowe i inne. W odniesieniu do rzeczywistych oczyszczalni roślinno-glebowych nazwy te nie oddają zasady budowy złoża oraz istoty jego działania. Tak nieuporządkowana systematyka wprowadza również uogólnienia dotyczące sprawności oczyszczania,

uzyskiwanych efektów pracy oraz okresu eksploatacji złoza (wieku oczyszczalni). Powszechne jest również poddawanie analizie pierwszych (najbardziej efektywnych) lat pracy oczyszczalni gruntowo-roślinnych i wydawanie opinii o ich całkowitej sprawności oczyszczania w dalszych latach eksploatacji.

Oczyszczalnie roślinno-glebowe natomiast są to złożone obiekty, w których współpraca kilku środowisk pozwala na skuteczne oczyszczanie ścieków. Główną zasadą oczyszczania ścieków w tych obiektach jest zamknięcie obiegu materii. Odpowiednie sterowanie procesami pozwala na bezosadową gospodarkę na obiektach roślinno-glebowych. Niezwykle istotną sprawą jest uzyskiwanie wysokiej skuteczności oczyszczania ścieków w tego typu obiektach, dzięki której uzyskuje się odpływy wód zaliczane do klas czystości I i II [61, 62, 64, 92].

W 2003 roku Ministerstwo Środowiska wydało „Krajowy Program Oczyszczania Ścieków Komunalnych”, który podsumował dotychczasowy stan gospodarki ściekami i osadami w Polsce oraz wskazał przedsięwzięcia związane z budową i modernizacją zbiorczych sieci kanalizacyjnych, jak również oczyszczalni ścieków komunalnych wraz z terminami ich realizacji [58]. Krajowy Program Oczyszczania Ścieków [58] oraz Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 24 lipca 2006 roku w sprawie warunków, jakie należy spełnić przy wprowadzaniu ścieków do wód lub do ziemi oraz w sprawie substancji szczególnie szkodliwych dla środowiska wodnego [108], stwarzają korzystne okoliczności dla rozwoju indywidualnych systemów unieszkodliwiania ścieków.

W przypadku odprowadzania ścieków do ziemi, pochodzących od równoważnej liczby mieszkańców poniżej 2000, powinny być spełnione kryteria dotyczące: BZT₅, ChZT_{Cr} oraz zawiesin ogólnych. Obniżenie wskaźników biogennych, tj. azotu i fosforu ogólnego wymagane jest w przypadku odprowadzania ścieków do jezior i ich dopływów oraz bezpośrednio do sztucznych zbiorników wodnych usytuowanych na wodach płynących.

Przedstawiona rozprawa zawiera wyniki badań dotyczące pracy obiektów roślinno-glebowych w różnej fazie ich eksploatacji, począwszy od etapu początkowego (bezpośrednio po wpracowaniu złoza) jak i po 9 latach nieprzerwanej pracy. Długoletnie badania dają nie tylko pełny obraz funkcjonowania takiego obiektu, ale również zwracają uwagę na właściwą eksploatację, która w znaczący sposób wpływa na uzyskiwane efekty oczyszczania ścieków. Wymiernym i udokumentowanym efektem przeprowadzonych badań i analiz będzie: określenie skuteczności oczyszczania ścieków bytowych w oczyszczalniach roślinno-glebowych o różnej budowie i eksploatacji obejmującej okres letni i zimowy oraz zweryfikowanie opinii o spadku efektywności oczyszczania ścieków w sezonie zimowym.

2. WPROWADZENIE DO PROBLEMATYKI ZWIĄZANEJ Z PROCESAMI OCZYSZCZANIA ŚCIEKÓW W ŚRODOWISKU NATURALNYM

Oczyszczanie ścieków bytowych w środowisku glebowym jest zagadnieniem poruszonym już od wielu lat. Skupiało się ono przede wszystkim na rolniczym aspekcie wykorzystania ścieków. Badania nad rolniczym wykorzystaniem ścieków pochodzących z bytowania ludzi, i nie tylko, prowadzili m.in. Biernacka, Borowiec, Brandyk, Czyżyk, Fotyma, Kutera, Marciłonek, Pałuch, Pulikowski, Talik i inni [9, 18, 19, 33, 38, 80, 86, 102, 124, 125].

Całorocznego oczyszczania ścieków w środowisku naturalnym nie należy zaliczać do rolniczego wykorzystania ścieków, którego głównym zadaniem jest zintensyfikowanie produkcji rolnej, wykorzystując nawadniające i nawozowe właściwości ścieków. Wiele prac naukowych dotyczących rolniczego wykorzystania ścieków udowodniło duży ich potencjał nawozowy, który można wykorzystać dla podniesienia wydajności produkcji rolniczej bez pogorszenia jej jakości [7, 71, 76, 88, 89, 104].

Połączenie środowiska glebowego, gruntowego i roślinnego w pracy oczyszczalni na rzecz całorocznego oczyszczania ścieków jest technologią stosunkowo młodą. Pierwsze prace z dziedziny oczyszczania małych ilości wód i ścieków przy udziale roślin powstawały w latach sześćdziesiątych XX wieku pod kierownictwem Katarzyny Seidel i Ryszarda Kickutha w Niemczech [53, 111]. Od tej pory zaczęto powszechnie w literaturze naukowo-technicznej używać określenia oczyszczalnie roślinne.

Gwałtowny rozwój systemów wykorzystywanych w procesach oczyszczania ścieków spowodował brak jednolitej systematyki zarówno w Polsce, jak i za granicą.

Pierwsze systemy projektowane i wykonywane przez zespół Kickutha były oczyszczalniami roślinnymi i nosiły potoczną nazwę „constructed wetland”. Wykorzystywały procesy oczyszczania, jakie zachodzą w naturalnie podmokłych ekosystemach (bagnach ang. wetland) przy udziale roślinności tego środowiska. Stopniowo do obiektów włączono grunt o znanym uziarnieniu, który wspomagał procesy oczyszczania. Obiekty grunto-roślinne, niecki uszczelnione folią i obsadzone roślinnością bagienną stosowane były jako II i III^o oczyszczania ścieków. Wprowadzane ścieki mechanicznie oczyszczone, poprzez kontakt z wypełniającym złożem materiałem i przy współudziale roślin, były oczyszczane ze znaczną skutecznością w odniesieniu do zawiesin i BZT5 [20, 27, 83, 110, 129, 130, 131].

Roślinności, którą obsadzone było złożenie w tego typu rozwiązaniach, zalecano nie usuwać z powierzchni złoża ze względu na funkcję izolacyjną przed niekorzystnymi warunkami atmosferycznymi oraz traktowaniem jej jako dodatkowe źródło węgla.

Najpopularniejsza klasyfikacja tych systemów wiąże się z rodzajem przepływu ścieków przez złożenie, który może być: poziomy, pionowy lub mieszany. W złożu z poziomym przepływem ścieki płyną bezpośrednio pod powierzchnią złoża. Tylko dno w tego typu

rozwiązaniach wykonane jest ze spadkiem. Przesącz zbierany jest systemem drenarskim oraz odprowadzany do odbiornika lub poddawany dalszym procesom oczyszczania. Zasada pracy złoża o przepływie poziomym opiera się na wykorzystaniu fizycznych właściwości złoża gruntowego wypełniającego nieckę przygotowaną do odbioru ścieków poddawanych procesom oczyszczania. Złoże w takim rozwiązaniu wypełnione jest gruntem o uziarnieniu 3–12 mm [121, 135], dodatkowo uzupełnione chemicznymi dodatkami wspomagającymi usuwanie fosforu.

Złóża z pionowym przepływem ścieków charakteryzują się większą głębokością oraz warstwowym uziarnieniem złoża. Szczegółową charakterystykę tych złóż można spotkać w wielu publikacjach [11, 25, 26, 28, 39, 96].

Złoże gruntowe to pierwszy element składowy „kompleksowego systemu” oczyszczania ścieków w środowisku zbliżonym do naturalnego. Odpowiednia granulometria oraz skład chemiczny pozwalają na równoczesny przebieg złożonych procesów, prowadzących w rezultacie do oczyszczania ścieków. Są to następujące procesy: sorpcja fizyczna, chemiczna, biologiczna, sedimentacja, filtracja, chemiczne strącanie i inne [12, 23, 38, 57, 77, 80, 81, 102, 117, 135].

Najbardziej popularnym wypełnieniem stosowanym w systemach roślinno-gruntowych jest grunt o większej zawartości części splotalnych, będący w układzie luźnym [3, 4] o uziarnieniu 3–16 mm [131, 132, 135]. Często stosuje się wypełnienie piaskiem z dodatkiem marglu, który powoduje lepsze strącanie fosforu w postaci fosforanów wapnia i magnezu [40].

W systemach popularnie stosowanych w latach osiemdziesiątych ubiegłego stulecia w Niemczech (oczyszczalnie trzcinowe systemu Kickutha) wypełnienie złoża stanowiła mieszanka żwiru, wapna, słomy oraz związków wspomagających usuwanie biogenów [117].

Uziarnienie gruntu wykorzystywanego w celu oczyszczania ścieków powinno zapewnić możliwość zachodzenia procesów korzystnych pod względem oczyszczania ścieków, jak również dobre warunki hydrauliczne i tlenowe w złożu [12, 77, 135]. Najważniejszym problemem doboru mieszanki gruntu do systemów oczyszczania ścieków jest dobór takiego uziarnienia, które zapewni jak najdłuższą drożność tego złoża podczas eksploatacji. W literaturze naukowej udowodniono, iż okres najefektywniejszej pracy oczyszczalni roślinno-gruntowych to okres pierwszych 3–5 lat, po których wyczerpują się „właściwości oczyszczające” złoża [32, 45, 91, 135]. Po tym okresie spada efektywność pracy złoża, związana ze skutecznością usuwania ze ścieków bytowych związków fosforu. Ze względu na wysoką zawartość w ściekach surowych zawiesin oraz części stałych, przed wprowadzeniem ścieków na złoże, powinny one zostać oczyszczone mechanicznie, żeby ochronić złoże przed zanoszeniem „piaskiem”, a w rezultacie przed zmniejszeniem przepuszczalności. W każdym przypadku przed złożem gruntowym powinien wystąpić osadnik gnilny [43, 59, 106, 123, 136, 138].

Stosunkowo mało poznanym zjawiskiem jest kolmatacja złoża (zanoszenie, zamulanie) drobnymi cząstkami zawiesin wprowadzanych na złoże wraz ze ściekami [10]. Nieliczne próby podjęcia oszacowania czasu eksploatacji złoża gruntowo-roślinnego [10, 91, 118] nie dają jednoznacznych odpowiedzi na pytanie o długość pracy oczyszczalni gruntowo-roślinnych w normalnych warunkach eksploatacji.

Drugim, równie ważnym elementem składowym, oprócz materiału wypełniającego złoża, są rośliny porastające powierzchnię złoża. Powinny to być gatunki, które dobrze funkcjonują w warunkach wysokiego obciążenia biogenami oraz innymi składnikami występującymi w ściekach. Najczęściej wybierane są rośliny ekosystemów bagiennych, takie jak: trzcina pospolita (*phragmites australis*), sitowie leśne (*scirpus sylvaticus*), pałka wodna (*typha latifolia*), manna mielec (*glyceria maxima*), różne gatunki traw: kupkówka pospolita (*dactylis glomerata*), wiechlina łąkowa (*poa pratensis*), turzyca leśna (*carex sylvatica*) oraz wierzba wiciowa (*salix viminalis*) i topola bujna (*populus robusta*).

Jedne z pierwszych opisywanych systemów oczyszczania ścieków w środowisku zbliżonym do naturalnego opierały się na procesach zachodzących w środowisku bagiennym. Roślinami, które najczęściej wykorzystywano do obsadzania powierzchni tego typu obiektów, były makrofity: trzcina pospolita, pałka wodna, sit, oczeret jeziorny, tatarak zwyczajny, kosaciec żółty, jeżogłówka, manna mielec, rzęsa wodna [1, 90, 99]. Oprócz licznych gatunków makrofitów, w obiektach oczyszczających ścieki w środowisku roślinno-gruntowym, wykorzystuje się również nasadzenia sadzonek drzew: topola niekłańska (oczyszczalnia roślinno-glebową) oraz krzewów: wierzba wiciowa.

Istotą wykorzystywania roślin w procesach oczyszczania ścieków miała być kumulacja pierwiastków zawartych w ściekach w postaci zanieczyszczeń w biomasę roślin. Głównym zadaniem roślin w procesie oczyszczania ścieków jest przede wszystkim [84, 88, 90, 99, 100, 114]:

- jak największe pobranie i wbudowanie w biomasę składników zanieczyszczeń dostarczanych w ściekach na złoża;
- poprawienie hydrauliki złoża;
- dostarczenie tlenu do złoża (napowietrzenie);
- ochrona złoża przed szybką kolmatacją;
- łatwość wkomponowania obiektów roślinnych w krajobraz wiejski.

Z analizy literatury dotyczącej tego problemu wynikają dwa sprzeczne stanowiska. Rośliny zawierają w swoich komórkach niewielką ilość zanieczyszczeń, w tym biogenów (azotu i fosforu) – w stosunku do ilości wprowadzonej ze ściekami. Ogólnie przyjmuje się, że makrofity zawierają w suchej masie około 3% azotu i około 0,3% fosforu [17, 19, 51, 81]. Pomimo stosunkowo niewielkiej zdolności przetwarzania biogenów zawartych w ściekach w tkankę roślinną specyficzna budowa makrofitów pozwala na wykorzystanie ich przy budowie złóż służących do oczyszczania ścieków.

Podobną ilość zgromadzonych biogenów w biomasie roślinnej zaobserwowały Kalisz i Sałbut [51] dla sadzonek wierzby. Dla sadzonek topoli nie przeprowadzono jak dotąd takich analiz.

Ze ścieków surowych w największej ilości przez rośliny pobierany jest azot. Zawartość azotu w suchej masie roślin może nawet przekraczać 5% [116]. Wykorzystując na tych obiektach mieszanki traw próbuje się intensyfikować procesy oczyszczania. Kilka pokosów traw w okresie wegetacji pozwala zwiększyć procent zanieczyszczeń wynoszonych wraz z biomasą roślinną [69, 98, 100]. W przypadku usuwania fosforu w oczyszczalniach roślinno-gruntowych rola roślin jest niewielka [2]. Nie mają one znaczącego wpływu na usuwanie fosforu zawartego w ściekach [12, 113, 116], chociaż jest to jedyny, zdolny do utrzymania na stałym poziomie, proces usuwania fosforu w systemach z nasa-

dzeniem roślinnym [2]. Tego poglądu nie potwierdzają badania Kuczewskiego oraz Pawęski [69, 92].

Opinie badaczy na temat roli roślin w procesach oczyszczania ścieków są podzielone. Nie ulega wątpliwości, że rośliny odgrywają pośrednią rolę w procesach oczyszczania ścieków na złożach roślinno-gruntowych [21, 127]. Odmiana ziół roślinnych wykonana na bazie maty roślinnej [128] zapewnia usuwanie azotu na skutek akumulacji w masie roślin w granicach 9–13%. Jednak w przypadku poboru związków azotowych ze ścieków poddanych oczyszczaniu przeważają opinie, iż rośliny nie wpływają istotnie na pobór tych związków w stosunku do ilości wprowadzanych na złożę [12, 22, 41, 113].

Obsadzanie roślinnością ziół, na które wprowadzane są ścieki bytowe lub pochodzące z przemysłu spożywczego, pozwala na dalsze wykorzystanie roślin jako kompostu lub paszy. Skład tych roślin nie dyskwalifikuje ich w dalszej obróbce [50, 51, 115, 116].

W literaturze naukowej można spotkać także dwie skrajne opinie dotyczące usuwania biomasy z powierzchni ziół. Pierwsza z nich głosi, że ze ziół obsadzonych trzcina nie powinno się zbierać roślinności, która stanowi izolację powierzchni złoża przed niekorzystnymi warunkami klimatycznymi [98, 99, 100, 114]. Druga natomiast mówi, że ze ziół obsianych trawą powinno się usuwać biomasę poprzez kilkakrotne wykaszanie, usuwając w ten sposób ładunek biogenów zgromadzony w biomacie roślin [46, 47, 68]. Niektórzy badacze twierdzą, iż roślinność tę powinno pozostawić się na powierzchni złoża w celu zapewnienia izolacji termicznej w warunkach zimowych [133].

Niskie koszty wykonania oraz eksploatacji spowodowały, że systemy „*constructed wetland*” stały się bardzo popularne w Niemczech, Wielkiej Brytanii, Szwecji, Danii, Czechach, Stanach Zjednoczonych i innych krajach całego świata, jak również w Polsce [8, 11, 26, 45, 48, 56, 83, 85, 94, 99, 110, 131, 132, 135].

Zagadnieniami opisującymi pracę oraz zasady funkcjonowania oczyszczalni gruntowo-roślinnych w Polsce zajmowali się bądź zajmują: Błażejewski, Jucherski, Kalisz i Sałbut, Kowalik, Obarska-Pempkowiak, Osmulska-Mróż, Ozimek, Wierzbicki i inni [11, 47, 51, 56, 93, 96, 98, 135].

Prostota działania, niskie wymagania związane z poborem energii oraz obsługą spowodowały, że systemy roślinno-gruntowe są stosowane do oczyszczania różnego rodzaju ścieków [30, 31, 42, 73, 77, 78, 79, 112]. Niestety, jednym z największych mankamentów systemów roślinno-gruntowych jest ich niska skuteczność oczyszczania, dotycząca w szczególności biogenów oraz ograniczony czas pracy, związany z wyczerpaniem właściwości oczyszczających. Stosunkowo długi czas wpracowania się złoża, jak również szybkie jego wyeksploatowanie powoduje, iż oczyszczalnie takie są rozwiązaniami krótkookresowymi. Niska skuteczność oczyszczania ścieków ze związków azotu oraz fosforu sprawia, że ścieki odpływające z tych obiektów muszą być poddane dalszym procesom doczyszczania. Dlatego też alternatywą dla systemów „*constructed wetland*” są oczyszczalnie roślinno-glebowe, charakteryzujące się stałą i znaczną skutecznością oczyszczania ścieków. Oczyszczalnie roślinno-glebowe to obiekty, w których oczyszczanie ścieków zachodzi na zasadzie zamykania obiegu materii w złożu z naturalnym, nienaruszonym materiałem glebowym [72]. Są one często mylone z oczyszczalniami roślinno-gruntowymi. W oczyszczalniach roślinno-glebowych wykorzystuje się materiał, jaki można znaleźć w miejscu powstawania oczyszczalni, co wpływa wymiennie na obniżenie

kosztów budowy takiego obiektu. Tym tematem zajmowali się bądź zajmują nadal: Boćko, Czyżyk, Jucherski, Kuczewski, Paluch, Nowak, Pawęska [14, 33, 47, 60, 62, 63, 64, 67, 92].

Projektując oczyszczalnie roślinno-glebowe poszukuje się gleby, która miałaby właściwości fizyczne i chemiczne zapewniające jak najlepszą skuteczność oczyszczania ścieków wprowadzanych na złożę, a więc odpowiednią ilość części spławialnych, jak również uziarnienie zapewniające zachodzenie złożonych procesów oczyszczania.

Oprócz zasadniczego celu, który zostaje osiągnięty przy oczyszczaniu ścieków (obniżenie do minimum wartości wskaźników zanieczyszczeń na odpływie), mamy do czynienia z innymi profitami wynikającymi z nawadniania wybranego obszaru gleby ściekami. Potwierdzona przez szereg badaczy [6, 16, 15, 38, 74, 75, 80, 86, 126, 134] wartość nawozowa ścieków powoduje wyraźny wzrost pojemności sorpcyjnej gleby [34, 54, 77], która to odgrywa główną rolę w zatrzymywaniu mineralnych zanieczyszczeń wprowadzanych wraz ze ściekami. Pod wpływem działania ścieków na środowisko glebowe zwiększa się zawartość mikroelementów [9, 34, 54], a także poziom próchniczny (wzrost węgla organicznego) w wierzchnich warstwach gleby [74], maleje natomiast zawartość metali ciężkich [120]. Dodatkowo oczyszczanie ścieków w środowisku glebowym najefektywniej eliminuje bakterie ze ścieków [97]. Bakterie zatrzymywane w glebie nie są, w zasadzie, wypłukiwane [4, 5].

Wpływ nawadniania ściekami profilu glebowego widoczny jest do głębokości 1,0 m [80, 102]. Wypływa stąd wniosek, że aktywne oczyszczanie zachodzi w wierzchniej warstwie gleby, więc efektywna głębokość oczyszczalni roślinno-glebowej nie powinna przekraczać 1,0 m.

Ścieki bytowe pochodzące z obszarów wiejskich doprowadzane do systemów oczyszczania ścieków powinny być tak przetworzone, żeby ich dalsze wprowadzenie do środowiska glebowego, gruntowego bądź wodnego nie powodowało negatywnych skutków. Dlatego też istotnym parametrem każdego układu oczyszczającego ścieki jest ocena jego sprawności (skuteczności oczyszczania).

Efektywność pracy oczyszczalni (zarówno obiektów w środowisku naturalnym, jak i obiektów konwencjonalnych) powinna być stała i możliwie wysoka oraz niezależna od zmiennych warunków pracy obiektu. Elementami, które w wydatny sposób wpływają na zmianę (obniżenie) efektywności oczyszczania „naturalnych obiektów” (pomijając błędy konstrukcyjne i wykonawcze), są między innymi: nierównomierny dopływ ścieków na powierzchnię złoża (duża zmienność), niewłaściwa eksploatacja (przeciążenia oczyszczalni, punktowe zrzuty ścieków, brak wystarczającego oczyszczenia mechanicznego), zależność procesów oczyszczania ścieków od temperatury (zmienna skuteczność w półroczu letnim i zimowym).

Wysoce nierównomierny dopływ ścieków ma bezpośredni wpływ na nierównomierne obciążenie ładunkiem zanieczyszczeń obiektu i uwidacznia się w szczególności na obszarach wiejskich, na których w głównej mierze powstają „naturalne oczyszczalnie ścieków”.

Obiekty glebowo-roślinne i gruntowo-roślinne odznaczają się znaczną bezwładnością (dużą buforowością) związaną z okresami zmniejszonego dopływu ścieków. Oczyszczalnie konwencjonalne reagują obniżeniem skuteczności oczyszczania na zmianę ilości (zmniejszenie) dopływających ścieków [6, 103].

Często w literaturze naukowej można się spotkać z opiniami o niekorzystnej pracy obiektów roślinno-glebowych (powszechnie mylonych z oczyszczalniami roślinno-gruntowymi) w sezonie zimowym, objawiającej się spadkiem efektywności oczyszczania ścieków [13, 32, 85, 109, 114]. Pilotowe badania przeprowadzone przez Kuczewskiego i Palucha na zaprojektowanych i wybudowanych według ich pomysłu oczyszczalniach nie potwierdzają tej opinii. Wykazali oni niezwykle wysoką skuteczność pracy oczyszczalni tego typu [60, 61, 62, 63, 65, 67, 66, 70].

Zasady oczyszczania ścieków pochodzenia bytowego lub wywodzących z małych gospodarstw rolnych w małych oczyszczalniach roślinno-glebowych w chwili obecnej w Polsce reguluje Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 24 lipca 2006 roku w sprawie warunków, jakie należy spełnić przy wprowadzaniu ścieków do wód lub do ziemi, oraz w sprawie substancji szczególnie szkodliwych dla środowiska wodnego [108]. Rozporządzenie nie określa sposobów, w jaki powinno się oczyszczać ścieki, natomiast uzależnia wprowadzenie ich do wód i gleby od maksymalnych dopuszczalnych wartości wskaźników zanieczyszczeń lub minimalnych procentów redukcji zanieczyszczeń dla oczyszczonych ścieków oraz od wielkości oczyszczalni wyrażonej w RLM. Nienormowane wskaźniki biogenne (azot ogólny i fosfor ogólny) dla małych oczyszczalni w przypadku odprowadzania ścieków oczyszczonych do gleby powodują, iż objekty roślinno-glebowo-gruntowe doskonale sprawdzają się na terenach wiejskich i bardzo skutecznie chronią wody powierzchniowe i podziemne przed zanieczyszczeniem ich biogenami.

W przypadku prawodawstwa unijnego zgodnie z Dyrektywą nr 91/271/EEC małe oczyszczalnie powinny zapewnić jedynie oczyszczanie odpowiednie ścieków (niezależnie od rodzaju odbiornika). Natomiast „oczyszczanie odpowiednie” dyrektywa definiuje jako oczyszczanie ścieków miejskich za pomocą każdego procesu ich unieszkodliwiania i usuwania lub sam sposób usuwania ścieków, które po zrzucie pozwalają, że odbiornik spełnia odpowiednie warunki jakościowe i odpowiednie postanowienia tej i innych dyrektyw [37].

Na tle innych państw Unii Europejskiej (tab. 1) standardy, jakie muszą być zachowane, aby małe objekty oczyszczające ścieki na terenach wiejskich mogły funkcjonować w Polsce, są do osiągnięcia przez większość prawidłowo eksploatowanych oczyszczalni roślinno-glebowych. Powoduje to, że systemy oczyszczania ścieków w środowisku naturalnym stają się konkurencyjne dla konwencjonalnych obiektów oczyszczających ścieki.

W literaturze dotyczącej oczyszczania ścieków w środowisku naturalnym jest bardzo wiele wskazówek oraz wytycznych, w jaki sposób zaprojektować złoże roślinno-gruntowe. Parametry technologiczne hydrobotanicznych oczyszczalni ścieków zebrał i przedstawił Błażejewski [11], (tab. 2). Szeroki wybór rozwiązań systemów oczyszczających ścieki w środowisku naturalnym sprawia, iż można zastosować je nawet w bardzo złożonych warunkach eksploatacji, np. przy dużych obciążeniach powierzchni złoża ładunkiem zanieczyszczeń.

W ostatnim czasie w województwach dolnośląskim i wielkopolskim powstały dwie oczyszczalnie roślinno-glebowe, w Brzeźnie i Mroczeniu, różniące się między sobą budową i eksploatacją. Oczyszczalnie te poddane są całorocznej, normalnej eksploatacji. Są to objekty, które mogą być alternatywnym rozwiązaniem oczyszczania ścieków na tere-

nach wiejskich, a także mogą być wykorzystywane do oczyszczania ścieków pochodzących z pojedynczego lub grupy gospodarstw.

Procesy oczyszczania ścieków w oczyszczalniach bazujących na naturalnym środowisku są niezwykle skomplikowane i zależą od wielu czynników, między innymi: rodzaju złoża (jego składu i właściwości fizycznych), klimatu, ewapotranspiracji, rodzaju ścieków dostarczanych na obiekt, gatunków roślin, którymi obsadza się powierzchnię złoża, dawki nawodnieniowej, częstotliwości nawadniania, temperatury i wielu innych. Mimo złożoności tych procesów podstawowym wymogiem dla obiektów oczyszczających ścieki w środowisku naturalnym powinna być utrzymująca się na stałym, wysokim poziomie efektywność oczyszczania.

Tabela 1

Table 1

Standardy jakości ścieków odprowadzanych z oczyszczalni komunalnych w krajach europejskich [95, 108]

The purified wastewater quality standards in sewage treatment plants of European Countries [95, 108]

Lp. No.	Stężenie zanieczyszczeń w mg/dm ³ i % redukcji zanieczyszczenia w ściekach Concentrations in mg/dm ³ and % pollution reduction in sewage	Państwo i wielkość oczyszczalni Country and size of sewage treatment plant					
		Austria >50–500	Niemcy Germany 50–1000	Dania Denmark 2000– –5000	Wielka Brytania Great Britain 200– –10000	Czechy i Słowacja Czech Republic and Slovakia < 50	Polska Poland < 2000
1.	Zawiesiny ogólne Suspension	n.n	n.n	n.n	n.n	65/50	50
2.	BZT ₅ BOD ₅	25	40	< 15	25 70–90%	80/60	40
3.	ChZT COD	90	150	< 75	125 75%	n.n	150
4.	TOC Total organic carbon	30	n.n	n.n	n.n	n.n	n.n
5.	N-NH ₄ Ammonium nitrogen	10*(T > 12 °C)	n.n	n.n	n.n	n.n	n.n
6.	Azot ogólny Total-N	n.n	n.n	n.n	n.n	n.n	30*
7.	Fosfor ogólny Total-P	n.n	n.n	n.n	n.n	n.n	4*

* – w przypadku odprowadzania do wód powierzchniowych – let in surface water

Tabela 2
Table 2Parametry technologiczne hydrobotanicznych oczyszczalni ścieków [11]
The technological parameters of hydrobotanic sewage treatment plants [11]

Parametr Parameter	Jednostka Unit	Złoże z roślinnością zakorzenioną Bed with rooted vegetation				Stawy rzęsowe Duckweed lagoon
		Z powierzchniowym przepływem ścieków Surface sewage flow	Z poziomym przepły- wem ścieków Horizontal sewage flow	Z podpowierzchniowym przepływem ścieków Sub-surface sewage flow	Z pionowym przepływem ścieków Vertical sewage flow	
Stopień oczyszczania Treatment stage	–	III	II	III	II	III
Powierzchnia jednostkowa Unit area	m ² /M	3–20	2–4	1–3	4–5	0,5–2
Obciążenie hydrauliczne powierzchni Hydraulic load	l/(m ² ·d)	10–120 ^a	50–200	40–100	40–80	120–400
Czas przetrzymania hydraulicznego (retencji) Retention time	d	5–40	20–30	2–7	< 1	< 0,1
Obciążenie ładunkiem BZT ₅ BOD ₅ charge load	g/(m ² ·d)	0,1 ^a –7	< 3		10–40	< 3
Głębokość czynna złoże Active depth	m	0,2–0,3 ^b 0,1–0,6 ^c	1,4–4,0	1,4–4,0	0,5–2,0	1,4–4,0
Stosunek długości do szerokości Relation length and width	–	2:1–100:1	1:1–103:1	1:1–103:1	1:1–4:1	1:1–103:1

a – przy nitryfikacji; b – gleba; c – ścieki; d – złoże żwirowe
a – nitrification; b – soil; c – sewage; d – gravel bed

3. OCZYSZCZALNIE ROŚLINNO-GLEBOWE

3.1. Cel badań

Celem badań było:

- ocenienie różnic w skuteczności oczyszczania ścieków bytowych w dwóch oczyszczalniach roślinno-glebowych (obejmujących sezon letni i zimowy) różniących się między sobą budową i sposobem eksploatacji (oczyszczalnia w Brzeźnie i Mroczeniu);
- scharakteryzowanie stężeń wskaźników zanieczyszczeń w ściekach oczyszczonych odprowadzanych z oczyszczalni;
- określenie wpływu nierównomiernego dostarczania ścieków nieoczyszczonych na efektywność oczyszczania;
- zbilansowanie biogenów wprowadzanych na obiekt, pobieranych przez rośliny, odpływających z oczyszczalni, zatrzymywanych w glebie;
- określenie wpływu roślinności porastającej powierzchnię oczyszczalni na skuteczność oczyszczania ścieków;
- określenie wpływu wieloletniego użytkowania oczyszczalni na zmianę skuteczności oczyszczania ścieków.

Długoletnia obserwacja obiektów połączona z analizami fizykochemicznymi ścieków, wód odpływających, środowiska glebowego oraz roślinnego umożliwiła ukazanie pełnego obrazu pracy takiego obiektu. Analiza dynamiki stężeń odpływających ścieków (wielkości odpływu i jego jakości) pozwoli na poszerzenie wiedzy związanej z funkcjonowaniem tych systemów w niekorzystnych warunkach.

3.2. Tezy badawcze

Realizując cele badawcze postawiono następujące tezy:

1. Skuteczność oczyszczania ścieków bytowych w oczyszczalniach roślinno-glebowych jest niezależna istotnie od pory roku.
2. Niewłaściwa eksploatacja obiektów roślinno-glebowych powoduje obniżenie skuteczności oczyszczania ścieków.
3. Oczyszczalnie roślinno-glebowe są wysoce odporne na nierównomierny ładunek zanieczyszczeń obciążający powierzchnię oczyszczalni.
4. Nierównomierne obciążenie obiektów roślinno-glebowych nie wpływa znacząco na pogorszenie się skuteczności oczyszczania ścieków doprowadzanych na oczyszczalnię.

3.3. Obiekty badań

3.3.1. Oczyszczalnia roślinno-glebowa w Brzeźnie

3.3.1.1. Lokalizacja obiektu

Wieś Brzeźno znajduje się w Kotlinie Żmigrodzkiej, która jest częścią składową Obniżenia Milicko-Głogowskiego, wchodzącego w skład Niziny Wielkopolsko-Śląskiej. Położona jest w gminie Prusice, w zachodniej części powiatu trzebnickiego, który zlokalizowany jest w północno-zachodniej części województwa dolnośląskiego. Brzeźno zamieszkuje 342 mieszkańców. Na terenie wsi nie ma zlokalizowanych żadnych zakładów przemysłowych. Gmina Prusice jest gminą typowo wiejską. Jest ona w pełni zwodociągowana. Długość sieci kanalizacyjnej pod koniec 2002 roku wynosiła 2,8 km, a w 2003 roku została rozbudowana do 3,4 km. Kanalizację posiadają częściowo tylko nieliczne wsie. Na terenie gminy działają jedynie dwie oczyszczalnie zlokalizowane w Prusicach oraz w Brzeźnie. Oczyszczalnia w Brzeźnie posiada decyzję na rzut ścieków OŚ-6226/1-2002 z dnia 09.04.2002 roku, która jest ważna do 31.12.2013 roku. W pozostałych miejscowościach gminy budynki posiadają własne zbiorniki bezodpływowe i problem ścieków rozwiązywany jest indywidualnie przez mieszkańców.

3.3.1.2. Warunki klimatyczne na terenie obiektu badawczego

Gmina Prusice charakteryzuje się klimatem oceaniczno-kontynentalnym (przejściowym) o przewadze wpływów morskich. Zimy na tych terenach są łagodne z krótko zalegającą pokrywą śniegową przeciętnie 67 dni, wiosna zaczyna się stosunkowo wcześnie. Lato na tym obszarze jest ciepłe i deszczowe. Roczne sumy opadów wahają się między 600–700 mm. Okres wegetacyjny trwa 240–250 dni. Na terenie obiektu przeważają wiatry zachodnie i południowo-zachodnie [87, 122].

W przypadku okresu badawczego na terenie oczyszczalni w Brzeźnie pokrywa śnieżna zalegała znacznie krócej od średniej ilości dni z pokrywą śnieżną, cechujących ten region. Początek okresu badawczego (grudzień 2002) charakteryzowały małe opady śniegu, dochodzące do 3 cm. W roku 2003 pokrywa śnieżna zalegała najdłużej w obserwowanym okresie badawczym (66 dni). Maksymalny opad śniegu odnotowano w grudniu 2003 roku, wynoszący 6 cm. Pokrywa śnieżna utrzymywała się stale przez dwa miesiące (styczeń, luty).

Rok 2004 charakteryzował się krótszym okresem z pokrywą śnieżną trwającym 49 dni. Również w styczniu i lutym wystąpiło mniej dni z opadem śniegu. Maksymalny opad śniegu 10 cm zaobserwowano w lutym. Początek roku 2005 różnił się znacząco od lat 2002–2004. Pokrywa śnieżna pojawiła się dopiero 22 stycznia. Opady były intensywne i trwały do połowy marca. Maksymalny opad śniegu wystąpił w pierwszych dniach marca (17 cm).

Rok 2002 cechował się najwyższymi opadami w całym okresie badawczym, które wynosiły 524,8 mm (tab. 3). W sierpniu 2002 zaobserwowano najwyższą miesięczną sumę opadów równą 99,7 mm. Pozostałe lata były latami suchymi, z roczną sumą opadów mniejszą od średniej wartości charakterystycznej dla tego obszaru.

W 2002 roku średnia roczna temperatura powietrza była najwyższa dla całego okresu badawczego i wyniosła 10,3°C (tab. 4).

Tabela 3
Table 3

Miesięczne sumy opadów na terenie oczyszczalni roślinno-glebowej w Brzeźnie
(stacja Krościna Mała), mm
The monthly precipitation on plant-soil treatment plant area Brzeźno
(station Krościna Mała), mm

Brzeźno													
Rok Year	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII	Suma Sum
2002	18,5	43,2	20,6	46,5	48,2	52,4	53,8	99,7	27,6	48,2	50,8	15,3	524,8
2003	36,0	2,4	20,8	10,9	75,3	23,7	72,2	4,4	32,1	39,7	11,7	34,6	363,8
2004	36,2	36,6	37,9	22,2	48,9	43,5	79,3	42,8	19,0	40,1	56,5	17,2	480,2
2005	42,9	56,5	11,4	16,1	74,9	–	–	–	–	–	–	–	201,8

Tabela 4
Table 4

Średnie miesięczne temperatury powietrza na terenie oczyszczalni roślinno-glebowej
w Brzeźnie (stacja Krościna Mała), °C
The medium monthly air temperatures on plant-soil treatment plant area Brzeźno
(station Krościna Mała), °C

Brzeźno													
Rok Year	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII	Średnia Mean
2002	0,6	4,6	4,9	8,6	17,2	18,3	20	20,3	12,8	7,8	4,7	-3,4	10,3
2003	-1,7	-3,4	3,3	7,8	16	19,3	19,3	19,6	14	5,5	5,8	1,8	8,94
2004	-3,5	1,2	4,3	9,4	12,9	16,7	18,2	19,2	13,8	10,2	4,3	1,6	9,1
2005	1,7	-2	1,4	9,2	14,1	–	–	–	–	–	–	–	5,7

3.3.1.3. Warunki wodno-glebowe na terenie obiektu badawczego

W celu poznania budowy geologicznej obiektu w Brzeźnie zostały wykonane wiercenia w miejscach zainstalowania piezometrów. Wiercenia wykazały, iż budowa geologiczna terenu pozwala na zaprojektowanie w tym miejscu oczyszczalni roślinno-glebowej. Dodatkowo wiercenia pozwoliły na określenie zalegania wód gruntowych. Wody gruntowe zawieszono w warstwie piasków średnich i drobnych. Zwierciadło wód gruntowych stabilizowało się na głębokości od 1,2–1,4 m pod powierzchnią terenu [119]. Na terenie oczyszczalni w Brzeźnie zalegają gleby utworzone z lekkich i średnich utworów (piaski gliniaste lekkie, gliny piaszczyste) na utworach lekkich (piaskach słabo gliniastych i piaskach luźnych). Gleby te zaliczane są do gleb bielcowych i brunatnych.

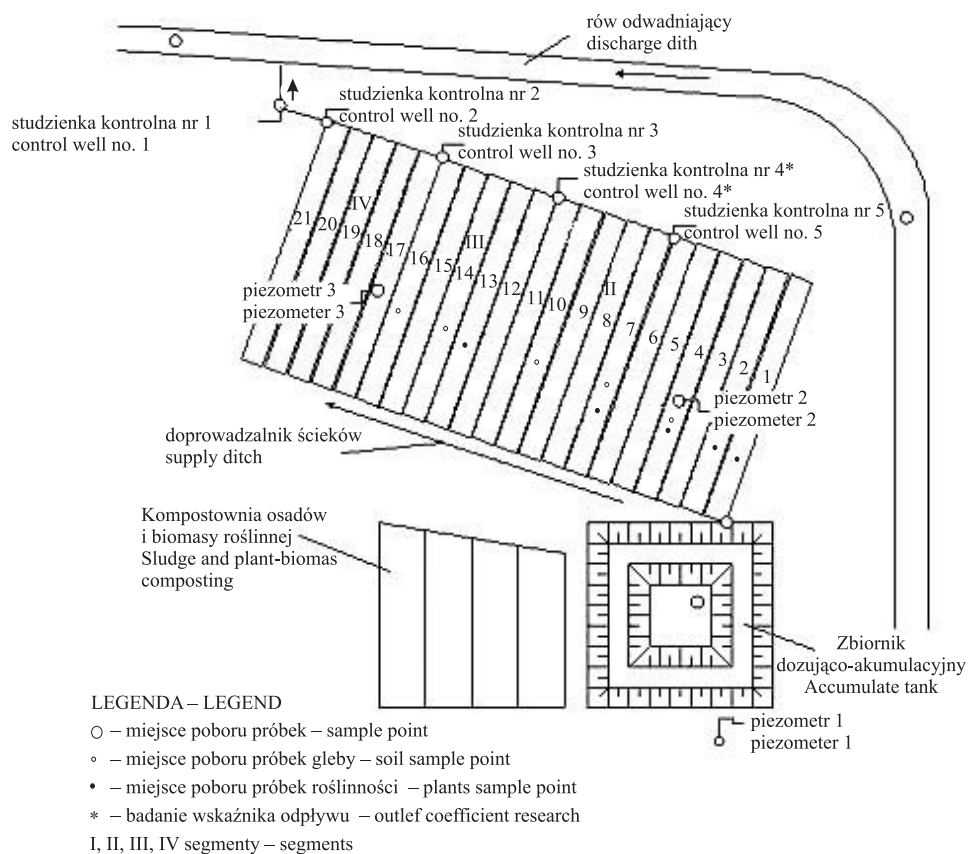
Teren oczyszczalni położony jest w zlewni rzeki Baryczy. W pobliżu obiektu nie występują żadne większe ciek wodne. Ścieki oczyszczone odprowadzane są z terenu oczyszczalni do rowu melioracyjnego, a następnie do potoku Głowiak.

3.3.1.4. Schemat działania oczyszczalni roślinno-glebowej

Oczyszczalnia roślinno-glebowa w Brzeźnie została zaprojektowana do oczyszczania ścieków pochodzących z pobliskiej wsi liczącej 342 mieszkańców. Jej całkowita powierzchnia wynosi 2,52 ha, natomiast dobowa przepustowość 110 m³/d (fot. 1). Schemat oczyszczalni przedstawiono na rysunku 1.

Podstawowym elementem oczyszczalni jest złoże roślinno-glebowe. W przypadku obiektu w Brzeźnie ścieki dopływające na oczyszczalnię poprzez urządzenie lewarowe podawane są do rowu doprowadzającego ścieki, następnie dzięki zastawce kierującej ustawianej na doprowadzalniku wprowadzane są na wybraną kwaterę (fot. 2, 3, 4). Do systematycznego odbioru ścieków wykonano 21 kwater (rys. 1). Powierzchnia pojedynczej kwatery wynosi 0,11 ha [44, 92].

Na części kwater przeznaczonych do całorocznego oczyszczania ścieków zastosowano nasadzenia drzew. Na powierzchni oczyszczalni w Brzeźnie nasadzono trzy gatunki drzew: topolę niekłańską, dąb, jesion [29, 44, 92]. Do chwili obecnej utrzymały się jedynie nasadzenia topoli niekłańskiej oraz jesionu, pozostałe gatunki drzew wypadły z użytkowania. Złoże roślinno-glebowe w Brzeźnie podzielone jest na 4 segmenty. Powierzchnia każdego segmentu składa się z samodzielnych kwater, przystosowanych do systematycznego odbioru ścieków. Dzięki temu, że powierzchnia kwater uformowana jest ze spadkiem, ścieki mogą grawitacyjnie płynąć wzdłuż kwatery, jednocześnie wsiąkając w glebę. Na powierzchni obiektu w Brzeźnie zlokalizowane są trzy piezometry, z których pobierane były próbki wody gruntowej do analiz laboratoryjnych. Każdy z 4 segmentów zakończony jest studzienką zbiorczą, z której pobierano ścieki oczyszczone odpływające z oczyszczalni (fot. 5). Kwatery oddzielone są między sobą sztucznie uformowanymi grobelkami, w których na głębokości około 1,0 m znajdują się rurociągi drenarskie zbierające przesączające się ścieki i odprowadzające je poprzez kolektor do odbiornika, którym jest rów. Według wytycznych projektowych [44] jednorazowe nawadnianie kwatery (110 m³) powinno odbywać się teoretycznie co 21 dni. Początkowo jednorazowe obciążenie kwatery ściekami surowymi (jednorazowa dawka nawodnieniowa) wynosiło 97 mm przypadające na powierzchnię pojedynczej kwatery i odpowiadało całkowitej objętości zbiornika akumulacyjnego. Jednak na przestrzeni lat, podczas eksploatacji obiektu (lata 1998–2001) ilość produkowanych w Brzeźnie ścieków uległa zmniejszeniu. Obniżyła się również jednorazowa dawka nawodnieniowa pojedynczej kwatery [92]. W latach 2002–2005 na skutek niewłaściwej eksploatacji obiektu w Brzeźnie zaobserwowano przeciążenie niektórych kwater. Zwiększyła się ilość ścieków wprowadzanych na oczyszczalnię, a także dawka nawodnieniowa wynosząca średnio 352,3 mm/rok. Ścieki wstępnie oczyszczone w osadnikach przepływowych, nazywane w dalszej części rozprawy ściekami surowymi, pobierane były do analiz ze zbiornika dozująco-akumulacyjnego. Miejsce poboru próbek zaznaczono na schemacie oczyszczalni roślinno-glebowej (rys. 1).



Rys. 1. Schemat oczyszczalni roślinno-glebowej w Brzeźnie
Fig. 1. Diagram of plant-soil treatment plant in Brzeźno

3.3.2. Oczyszczalnia roślinno-glebowa w Mroczeniu

3.3.2.1. Lokalizacja obiektu

Drugim obiektem, na którym prowadzone były badania, jest oczyszczalnia w Mroczeniu (gmina Baranów, woj. wielkopolskie). Wieś Mroczeń leży na pograniczu południowo-wschodniej części Niziny Wielkopolskiej i Niziny Śląskiej.

Wsie gminy Baranów są w 99,8% zwodociągowane. Budowa kanalizacji jest dopiero w początkowym etapie. Łączna długość kanalizacji w gminie Baranów w chwili obecnej wynosi 12,6 km, co zapewnia odbiór ścieków tylko od 16,3% mieszkańców gminy. Jedynie w miejscowości Baranów znajduje się mechaniczno-biologiczna oczyszczalnia ścieków, wybudowana w latach 70., przyjmująca ścieki z miast: Kępno i Baranów.

3.3.2.2. Warunki klimatyczne na terenie obiektu badawczego

Teren oczyszczalni w Mroczeniu charakteryzuje się klimatem umiarkowanym z wyraźnym wpływem morskiego. Średnia roczna temperatura powietrza na tym terenie wynosi 9,4°C. Miesiąc styczeń charakteryzuje się średnimi temperaturami -2,7°C, natomiast średnie temperatury w lipcu wynoszą 17,7°C. Liczba dni z przymrozkiem 110–120. Zima trwa około 50–60 dni. Średnia grubość pokrywy śnieżnej na tym terenie 7–20 cm.

Okres wegetacyjny trwa przeciętnie od 210 do 215 dni. Średnia suma opadów to 510–590 mm.

Rok 2002 charakteryzował się najwyższą sumą opadów atmosferycznych równą 502,7 mm (tab. 5) oraz najwyższą średnią roczną temperaturą powietrza 9,31°C (tab. 6).

Tabela 5

Table 5

Miesięczne sumy opadów na terenie oczyszczalni roślinno-glebowej w Mroczeniu (stacja Rychtal), mm

The monthly precipitation on plant-soil treatment plant area Mroczeń (station Rychtal), mm

Mroczeń													
Rok Year	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII	Suma Sum
2002	27,8	59,3	17,6	44,6	33,4	72,5	47,7	47,8	28,5	54,6	49,3	19,6	502,7
2003	37,0	3,0	21,2	24,1	62,4	28,5	70,6	84,2	27,1	62,4	19,1	48,2	487,8
2004	35,5	37,4	44,9	27,0	34,9	48,9	53,8	47,2	21,2	38,8	62,6	15,5	467,7
2005	43,6	39,8	18,9	21,1	77,9	–	–	–	–	–	–	–	201,3

Tabela 6

Table 6

Średnie miesięczne temperatury powietrza na terenie oczyszczalni roślinno-glebowej w Mroczeniu (stacja Rychtal), °C

The medium monthly air temperatures on plant-soil treatment plant area Mroczeń (station Rychtal), °C

Mroczeń													
Rok Year	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII	Średnia Mean
2002	-0,3	4	4,7	7,6	17,1	17,7	20,4	20,2	12,7	7,5	4,7	-4,6	9,3
2003	-2,9	-4,8	2,9	7,6	15,9	19,6	19,8	19,9	13,8	5,1	5,7	1,5	8,7
2004	-3,9	1,0	3,7	9,4	12,5	16,6	18,3	19,3	13,0	9,5	3,9	0,8	8,7
2005	1	-1,9	0,6	8,7	13,7	–	–	–	–	–	–	–	4,4

W latach 2003–2004 roczne sumy opadów atmosferycznych były zbliżone do siebie i mniejsze od średniej sumy opadów występujących na tym obszarze.

3.3.2.3. Warunki wodno-glebowe na terenie obiektu badawczego

Na terenie oczyszczalni w Mroczeniu, w fazie projektowej, wykonano 15 czerwca 1999 roku dwie odkrywki. Odkrywka numer I znajdowała się w odległości 16 m od cieku, natomiast odkrywka numer II w odległości 9,8 m powyżej istniejącego rowu odwadniającego. Na podstawie badań uznano grunt za średnioprzepuszczalny. Z powodu zalegania iltu, który jest materiałem nieprzepuszczalnym, stwierdzono, że teren ten idealnie nadaje się pod oczyszczalnię roślinno-glebową. Zwierciadło wód gruntowych na terenie oczyszczalni zalega płytko na głębokości 0,55–0,70 m p.p.t. [36]. Na terenie oczyszczalni zalegają gleby powstałe z glin zwałowych i piasków naglinowych. Na terenie gminy Baranów występują gleby aluwialne i bielcowo-brunatne.

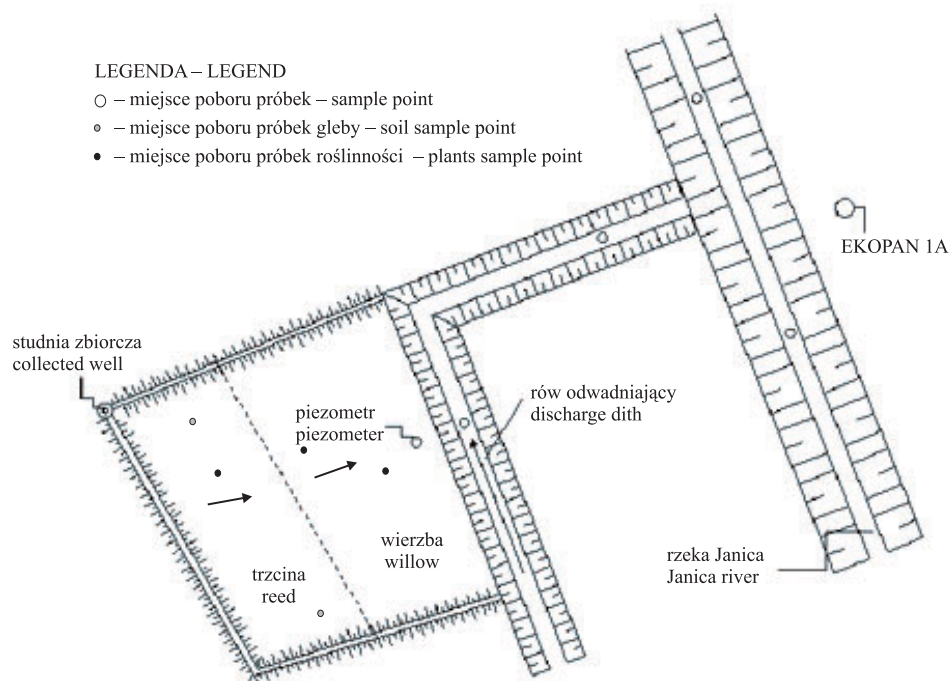
Cały obszar gminy usytuowany jest w dorzeczu rzeki Proсны, a jego główna oś hydrograficzna to rzeka Niesób wraz z dopływami.

3.3.2.4. Schemat działania oczyszczalni roślinno-glebowej

Oczyszczalnia w Mroczeniu (fot. 7) przeznaczona jest do oczyszczania ścieków pochodzących z pobliskiego gimnazjum o łącznej liczbie 300 uczniów oraz budynku mieszkalnego (50 osób).

W skład oczyszczalni roślinno-glebowej w Mroczeniu wchodzi: oczyszczalnia z osadem czynnym EKOPAN 1A oraz złożo roślinno-glebowe. Schemat oczyszczalni przedstawia rysunek 2.

Ścieki surowe, pochodzące ze szkoły i budynku mieszkalnego, odprowadzane są siecią kanalizacyjną do zbiornika przepływowego, jednokomorowego. Zbiornik ten jest usytuowany w odległości 26 m od budynku mieszkalnego. Za zbiornikiem tym wybudowana została oczyszczalnia ścieków typu EKOPAN 1A bazująca na oczyszczaniu ścieków metodą osadu czynnego (fot. 6). Ścieki oczyszczone w EKOPANIE 1A miały być odprowadzane na zmodyfikowaną oczyszczalnię roślinno-glebową, gdzie z kolei podlegały procesom doczyszczania. Oczyszczalnia EKOPAN 1A to obiekt składający się z jednego zbiornika w kształcie walca zagłębionego w ziemi, tak aby zapewnić grawitacyjny dopływ ścieków. Zbiornik podzielony jest na trzy komory. Pierwsza komora pełni funkcję osadnika wstępnego. W dalszej jej części znajduje się złożo anoksydacyjne wykonane z plastiku. Następnie ścieki doprowadzane są do komory nr 2 zwanej reaktorem biologicznym, wyposażonej w złożo zbudowane z plastikowych kulek. Ostatnia część zbiornika to komora 3 pełniąca funkcję osadnika końcowego. Ponad powierzchnią gruntu znajduje się złożo hydroponiczne przykryte osłoną z poliwęglanu. Ścieki dopływające do EKOPANU w komorze 1 ulegają wstępnemu oczyszczeniu. Następnie przepływając przez części komór anoksydacyjną oraz z zatopionym złożem, ulegają oczyszczeniu z biogennów. Oczyszczonymi ściekami w fazie końcowej zraszano uprawę hydroponiczną umieszczoną ponad zbiornikiem. Skuteczność systemu EKOPAN 1A podawana przez producenta dla BZT₅ wynosi 98%, ChZT 89,6%, azotu amonowego 99%, a dla fosforanów 54,5%.



Rys. 2. Schemat oczyszczalni roślinno-glebowej w Mroczeniu
 Fig. 2. The diagram of plant-soil treatment plant in Mroczeń

Z powyższego wynika, że zadaniem oczyszczalni roślinno-glebowej w Mroczeniu miało być doczyszczanie ścieków do poziomu klasy czystości wód. Przeprowadzone badania na tym obiekcie wykazały, że oczyszczalnia EKOPAN 1A nie spełnia swojego zadania i oczyszczalnia roślinno-glebową przejęła funkcje EKOPANu 1A [62, 63, 64].

W trakcie badań okazało się, iż ścieki „po EKOPANie” trafiające na złoże roślinno-glebowe swoimi parametrami odpowiadają ściekom podczyszczonym mechanicznie. W chwili obecnej złoże roślinno-glebowe przejęło zadania EKOPANu i to ono spełnia zadania oczyszczalni biologicznej.

Złoże roślinno-glebowe, które jest zasadniczą częścią oczyszczalni w Mroczeniu, składa się z dwóch sekcji. Powierzchnia pierwszej porośnięta jest trzcina pospolitą a druga wierzbą (fot. 7). Po nawodnieniu pierwszej sekcji ścieki spływają po powierzchni terenu i jednocześnie wsiąkając w glebę, przepływają na drugą sekcję. Ścieki oczyszczone ujmowane są w rowie zbierającym, który odprowadza je do odbiornika (potok Janica). Należy zaznaczyć, że obiekt ten, mimo iż powierzchnia oczyszczalni porośnięta jest trzcina i wierzbą, nie jest oczyszczalnią roślinno-gruntową. Piezometr kontrolny usytuowany jest na końcu sekcji wierzbowej w odległości 1,0 m od rowu odwadniającego.

Analiza składu fizykochemicznego próbek wody gruntowej pobranych z piezometru pozwoliła na ocenę nawadniania ściekami powierzchni oczyszczalni oraz skuteczności pracy obiektu. Miejsce poboru próbek do analizy przedstawiono na rysunku 2.

Ilość dopływających na oczyszczalnię ścieków surowych uzależniona jest od pracy szkoły. W sezonie wakacyjnym dopływ ścieków surowych do oczyszczalni jest praktycznie znikomy. Ścieki surowe pochodzą jedynie z budynku mieszkalnego.

Projektowane obciążenie ściekami surowymi złoża roślinno-glebowego związane było z rytmem pracy szkoły i rozkładać się miało równomiernie na całą powierzchnię złoża. Błąd wykonawcy obiektu objawił się nierównomiernością obciążenia powierzchni złoża. W chwili obecnej wyraźnie przeciążone jest 18,5% powierzchni oczyszczalni.

3.3.3. Eksploatacja obiektów badawczych w Brzeźnie i Mroczeniu

Obiekty w Brzeźnie i Mroczeniu zaprojektowane zostały do całorocznego oczyszczania ścieków pochodzenia bytowego w środowisku glebowym. W tabeli 7 przedstawiono zestawienie podstawowych parametrów obiektów badawczych w Brzeźnie i Mroczeniu.

Tabela 7

Table 7

Zestawienie porównawcze oczyszczalni roślinno-glebowych w Brzeźnie i Mroczeniu
The comparison of plant-soil treatment plants in Brzeźno and Mroczeń

Lp. No.	Cecha charakterystyczna Characteristic	Brzeźno	Mroczeń
1.	Liczba mieszkańców Amount of inhabitant	342	350 (50)
2.	Powierzchnia Area ha	2,52	0,3
3.	Liczba segmentów Number of segments	21	2
4.	Roślinność Vegetation	topola niekłańska – poplar mieszanka traw – grass mix	wierzba – willow trzcina – reed
5.	Podłoże Ground	piasek średni – sand piasek drobny; fine sand	piasek drobny fine sand piasek gliniasty loamy sand
6.	Czas pracy Operating time	od 1996	od 2000
7.	Przepustowość Q_{dmax} Capacity Q_{dmax}	110 m ³ (ze zbiornika – from tank)	7,2 m ³ /d
8.	Gł. wód gruntowych Depth of water-table	1,2–1,4 m p.p.t.	0,6–0,8 m p.p.t.
9.	Lokalizacja Location	woj. – district dolnośląskie	woj. – distric wielkopolskie

(50) – stali mieszkańcy – occupants

Elementem łączącym oba obiekty: oczyszczalnię w Brzeźnie i w Mroczeniu jest złożo glebowe o nienaruszonej strukturze z naturalnym uszczelnieniem z gruntów nieprzepuszczalnych. Istotną różnicą to sposób wprowadzania ścieków surowych na powierzchnię złoża. W Brzeźnie proces ten odbywa się regularnie ze stałą dawką nawodnieniową, natomiast w Mroczeniu ze względu na specyfikę pracy obiektu występują długie okresy bezdopływowe (ferie szkolne i wakacje).

W chwili obecnej największym problemem użytkowania obiektów jest niewłaściwa ich eksploatacja, objawiająca się:

- niekontrolowanym, bezpośrednim zrzutem ścieków dowożonych taborem asenizacyjnym na kwaterę lub na poletko przeznaczone do suszenia osadu (obiekt w Brzeźnie, fot. 8);
- nieuzasadnioną wycinką zdrowych drzew porastających teren oczyszczalni bez nasadzeń nowej roślinności (obiekt w Brzeźnie);
- niesystematycznym usuwaniem masy roślinnej z terenu oczyszczalni bądź pozostawianiem jej na powierzchni kwater (obiekt w Brzeźnie i Mroczeniu – fot. 9);
- brakiem odpowiedniej konserwacji rowów i urządzeń znajdujących się na terenie oczyszczalni (obiekty w Brzeźnie i Mroczeniu – fot. 10);
- wypalaniem traw na powierzchni kwater przystosowanych do odbioru ścieków (obiekt w Brzeźnie – fot. 11);
- wprowadzaniem ścieków na kwaterę niezgodnie z harmonogramem nawodnień;
- brakiem ewidencji dotyczącej udokumentowania nawodnień kwater.

3.4. Metodyka i zakres badań

Prawidłowe funkcjonowanie oczyszczalni roślinno-glebowych zapewnia wysoką i stałą w czasie redukcję zanieczyszczeń. Nie wpływa również negatywnie na otaczające środowisko glebowe i wodne. Oczyszczalnia roślinno-glebową pracuje bez przerwy przez cały rok zarówno w okresie zimowym, jak i letnim. Skuteczność pracy obiektu opartego na oczyszczaniu ścieków w środowisku naturalnym w pierwszych latach eksploatacji była bardzo wysoka [61, 62, 63, 64, 92], dlatego też utrzymanie tak wysokiej efektywności pracy było rzeczą niezwykle istotną. Po dziewięciu latach nieprzerwanej eksploatacji obiektu warunki glebowe, roślinne oraz sama eksploatacja uległy zmianie.

Zakres badań na obu obiektach obejmował oznaczenie wskaźników fizykochemicznych wód gruntowych oraz ścieków pobranych z terenu oczyszczalni w okresie XI 2002–V 2005.

Ścieki surowe pobierane były ze zbiornika dozująco-akumulacyjnego znajdującego się na terenie oczyszczalni w Brzeźnie oraz ze studzienki zbiorczej w przypadku obiektu w Mroczeniu. Częstotliwość poboru próbek wynosiła raz na miesiąc. Ścieki oczyszczone pobierano ze studzienki kontrolnej nr 2 (obiekt w Brzeźnie) oraz z piezometru (obiekt w Mroczeniu). W celu określenia poziomu zwierciadła wód podziemnych i określenia tła hydrogeologicznego oczyszczalni w Brzeźnie pobierano próbki z piezometrów nr 1 (zlokalizowanego przed oczyszczalnią) oraz z piezometrów nr 2 (kwatera 4) i nr 3 (kwatera 17) dla określenia stanu zanieczyszczenia wód gruntowych.

Wyniki analiz fizykochemicznych pobranych próbek ścieków surowych i oczyszczonych pozwoliły na określenie sprawności pracy oczyszczalni w Brzeźnie i Mroczeniu.

Ważnym zagadnieniem związanym z funkcjonowaniem obiektu jest określenie rzeczywistej sprawności, którą oceniano na podstawie analizy składu odcieków z nawadnianej kwatery. Dzięki charakterystycznej budowie oczyszczalni w Brzeźnie (kwatery) było możliwe zamodelowanie badań dotyczących określenia zmian stężenia badanych wskaźników zanieczyszczeń w ściekach odpływających z oczyszczalni po uprzednim nawodnieniu kwatery. Do tej pory badania na tego typu obiektach nie były prowadzone. Pozwoliły one na poznanie rozkładu stężeń i ładunków zanieczyszczeń ścieków odpływających, po nawodnieniu wybranej kwatery. Wielkość odpływu w czasie mierzono na zasadzie naczynia podstawionego o znanej objętości. Badania przeprowadzone były w dwóch etapach eksploatacji obiektu: w pierwszym okresie eksploatacji czerwiec 1997 i maj 1998 [92] oraz po wieloletniej eksploatacji obiektu w miesiącach letnich i zimowych: czerwiec 2004, styczeń 2005, luty 2005, kwiecień 2005.

Analizie fizykochemicznej poddano zarówno ścieki nieoczyszczone wprowadzone na powierzchnię kwatery, jak również ścieki oczyszczone odpływające z nawadnianej kwatery. Znajomość charakterystyki odpływu pod względem stężeń oraz ładunków pozwoliła na określenie efektywności pracy oczyszczalni zarówno w okresach korzystnych dla procesów oczyszczania (miesiące letnie), jak i w miesiącach zimowych, nie sprzyjających procesom oczyszczania w środowisku naturalnym (niskie temperatury).

Uzyskane wyniki pozwoliły poznać rozkład sprawności usuwania zanieczyszczeń podczas trwania odpływu, a także zmiany w charakterystyce odpływu związane z długoletnią eksploatacją oczyszczalni (nie zawsze zgodną z wymogami eksploatacji obiektu). Badania tego typu przeprowadzone były na obiekcie w Brzeźnie.

Jednym z najważniejszych elementów składowych oczyszczalni jest gleba. Niewłaściwa eksploatacja oczyszczalni może spowodować zakolmatowanie się złoża glebowego i zmniejszenie skuteczności oczyszczania. Dzięki analizom glebowym wykonanym we wstępnej fazie pracy oczyszczalni [29] i analizom gleby wykonanym po długoletniej eksploatacji możliwe było określenie wpływu długoletniego nawadniania ściekami na zmianę właściwości gleby. Próbki gleby pobrano 4.12.2004 roku z obiektu w Brzeźnie z sześciu odkrywek wykonanych na kwaterach nr 4, 7, 10, 11, 16, 20 oraz z trzech odkrywek wykonanych w dniu 18.12.2004 roku na oczyszczalni w Mroczeniu.

Powierzchnia obu obiektów obsadzona jest roślinnością trawiastą oraz drzewami. Z analizy literatury naukowej dotyczącej problemu oczyszczania ścieków przy współudziale roślin wyłaniają się dwie przeciwstawne opinie, związane z pośrednim lub bezpośrednim udziałem roślin w usuwaniu zanieczyszczeń ze ścieków nieoczyszczonych. Analiza składu chemicznego roślin porastających powierzchnię oczyszczalni pozwoliła określić ładunek zanieczyszczeń, jaki gromadzą w swojej biomacie rośliny. Materiał roślinny do analiz chemicznych pobierano także w różnych częściach oczyszczalni. Pierwsze próbki do analizy składu chemicznego roślin pobrano 15.02.2003 roku z terenu obu oczyszczalni. Na powierzchni oczyszczalni w Mroczeniu pobrano dwie próbki wierzby, natomiast z obiektu w Brzeźnie pobrano próbki topoli z kwater nr 4, 13 i 17 oraz próbkę jesionu z kwatery nr 7. Kolejną próbę roślinności (topola) pobrano w przypadku obiektu w Brzeźnie 27.10.2004 r. z kwatery nr 1, 4, 13 oraz próbkę trawy z kwatery nr 2.

Natomiast 30.10.2004 r. z terenu oczyszczalni w Mroczeniu pobrano próbkę wierzby oraz trzciny. Dwukrotnie na obiekcie w Brzeźnie dokonano inwentaryzacji drzewostanu w dniu 17.04.2003 oraz 22.04.2005, natomiast inwentaryzację na terenie oczyszczalni w Mroczeniu wykonano w kwietniu 2003 roku.

Do roku 2002 obiekt w Brzeźnie był eksploatowany zgodnie z wymogami przedstawionymi przez projektantów. Od 2002 roku warunki eksploatacji uległy zmianie. Dlatego też można wnioskować, iż taka eksploatacja budząca zastrzeżenia projektantów będzie miała swoje odbicie w skuteczności oczyszczania ścieków na tej oczyszczalni. Oczyszczalnia w Brzeźnie jest jak dotąd najdłużej pracującym obiektem tego typu. Dalsze badania na tej oczyszczalni mogą dać odpowiedź, jak zachowuje się tego typu obiekt w odmiennych od projektowych warunkach eksploatacji.

Analiza fizykochemiczna ścieków nieoczyszczonych, oczyszczonych, wód gruntowych

Analizy fizykochemiczne wód i ścieków wykonywano w laboratorium analitycznym Katedry Budownictwa i Infrastruktury Uniwersytetu Przyrodniczego we Wrocławiu. Analizy obejmowały następujące wskaźniki zanieczyszczeń:

- BZT₅ (metoda respirometryczna za pomocą OxiTop);
- ChZT_{Cr} (spektrofotometrycznie przy użyciu fotometru Photolab Spectral firmy WTW, przed oznaczeniem próbki mineralizowane w termoreaktorze T-20 ECO);
- azot ogólny (spektrofotometrycznie z mineralizacją);
- azot amonowy (metoda bezpośredniej nessleryzacji);
- azot azotanowy (kolorymetrycznie z salicylanem sodu);
- azot azotynowy (metoda kolorymetryczna z alfa-naftyloaminą);
- fosfor ogólny (spektrofotometrycznie z mineralizacją);
- fosforany (kolorymetrycznie z chlorkiem cynowym);
- sucha pozostałość ogólna (odparowanie próbki, a następnie jej wysuszenie w temp. 103–105°C do stałej masy);
- pH (potencjometrycznie, bezpośrednio w analizowanej próbce, potencjometr CPC-501);
- temperatura (termometr elektroniczny).

Analiza fizykochemiczna gleby pobranej z terenu oczyszczalni

Analizę materiału gruntowego wykonano w Laboratorium Mechaniki Gruntów Instytutu Inżynierii Środowiska oraz w Okręgowej Stacji Rolniczo-Chemicznej we Wrocławiu. Analizy dotyczące materiału gruntowego obejmowały:

- oznaczenie składu granulometrycznego metodą areometryczną Casagrande'a w modyfikacji Prószyńskiego,
- odczyn potencjometrycznie w H₂O i w 1n KCl,
- węgiel organiczny (metoda Tiurina);
- azot ogólny (zmodyfikowana metoda Kjeldahla);
- azot mineralny, amonowy, azotanowy (w wyciągu glebowym, z kwasem borowym);
- przyswajalne formy fosforu i potasu (metoda Wegnera-Riehma);
- kwasowość hydrolityczna (metoda Kappena);
- zawartość kationów wymiennych: Mg²⁺, Na⁺, Ca²⁺, K⁺ (metoda Pallmanna).

Analiza materiału roślinnego pobranego z terenu oczyszczalni

Analizę materiału roślinnego pobranego z terenu oczyszczalni wykonano w Uczelnianym Laboratorium Analitycznym Uniwersytetu Przyrodniczego we Wrocławiu. Analizy obejmowały:

- oznaczenie suchej masy (odparowanie próbki, wysuszenie w temp. 105°C);
- azot całkowity (oznaczenie na analizatorze elementarnym CHNS EA 1110 firmy CE Instruments);
- azot amonowy, azotanowy (metoda kolorymetryczna na spektrofotometrze);
- zawartość Na, Ca, Mg, K, P (kolorymetrycznie z mineralizacją próbki).

4. WYNIKI BADAŃ

4.1. Charakterystyka ścieków surowych doprowadzanych na oczyszczalnię roślinno-glebowe w okresie badawczym XI 2002–V 2005

Wskaźniki zanieczyszczeń ścieków surowych doprowadzanych na objekty roślinno-glebowe w Brzeźnie i Mroczeniu charakteryzowały się dużą zmiennością. Skład ścieków bytowych oczyszczanych na obu obiektach różnił się od średniego składu typowych ścieków pochodzenia bytowego (tab. 8). Podstawową charakterystykę statystyczną sporządzono, wykorzystując program z pakietu StatSoft, *Statistica PL*.

4.1.1. Oczyszczalnia w Brzeźnie

Charakterystykę ścieków surowych doprowadzanych na oczyszczalnię roślinno-glebową w Brzeźnie przedstawiono w tabeli 8. Zmianę składu wskaźników zanieczyszczeń pomierzonych w okresie badawczym w ściekach z obiektu w Brzeźnie prezentują rysunki 3–14.

Biochemiczne zapotrzebowanie na tlen (BZT₅)

BZT₅ w ściekach surowych dopływających na oczyszczalnię w Brzeźnie charakteryzowało się dużą amplitudą wahań. W miesiącach zimowych obserwowano niższe wartości BZT₅ aniżeli w miesiącach letnich. Maksymalną wartość BZT₅ zanotowano w czerwcu 2003 roku w wysokości 760 mg O₂/dm³. Minimalna wartość BZT₅ równa 60 mg O₂/dm³ wystąpiła w grudniu 2004 r. (rys. 3).

Chemiczne zapotrzebowanie na tlen (ChZT_{Cr})

W przypadku oczyszczalni w Brzeźnie notowano bardzo wysokie wartości ChZT_{Cr} ścieków surowych, które były zdecydowanie wyższe od średnich wartości dla ChZT_{Cr} typowych ścieków bytowych. Maksymalne ChZT_{Cr} równe 1170 mg O₂/dm³ zanotowano w lipcu 2004 roku. Praktycznie w całym okresie badawczym ChZT_{Cr} w ściekach surowych utrzymywały się na poziomie mniejszym niż 1000 mg O₂/dm³. Najniższa obserwowana wartość ChZT_{Cr} równa 213 mg O₂/dm³ wystąpiła w grudniu 2004 roku (rys. 4).

Charakterystyka ścieków bytowych dopływających na oczyszczalnię roślinno-glebową
w Brzeźnie w okresie badawczym XI 2002–V 2005
The raw sewage characteristic supplied on plant-soil treatment plant in Brzeźno in research period
XI 2002–V 2005

Lp. No.	Wskaźnik zanieczyszczeń Pollutions index	Jednostka Unit	Średnia Mean	Min. Min.	Max. Max.	Odch. stand. Stand. dev.
1.	BZT ₅ BOD ₅	mg O ₂ /dm ³	305,3	60	760	194,9
2.	ChZT _{Cr} COD _{Cr}	mg O ₂ /dm ³	601,8	213	1170	221,9
3.	pH		7,4	6,86	8,1	0,29
4.	Sucha pozostałość, Total solid	mg/dm ³	1167,4	440	2320	364,2
5.	Zawiesina* Suspension	mg/dm ³	550	280	650	105,2
6.	Temperatura Temperature	°C	10,5	0,5	27,8	7,5
7.	Fosfor ogólny Total-P	mg P/dm ³	15,7	4,7	25	5,7
8.	Fosforany* Phosphates	mg PO ₄ /dm ³	42,3	24	87,3	15,1
9.	Azot ogólny Total-N	mg N/dm ³	150,8	41,3	356,3	70,4
10.	Azot amonowy Ammonium nitrogen	mg N-NH ₄ /dm ³	113,7	25	270	66,3
11.	Azot azotanowy Nitrate nitrogen	mg N-NO ₃ /dm ³	0,5	0,001	5	0,93
12.	Azot azotynowy Nitrite nitrogen	mg N-NO ₂ /dm ³	0,12	0,001	0,7	0,21

* – badania prowadzone od 03.2004 – research from 03.2004

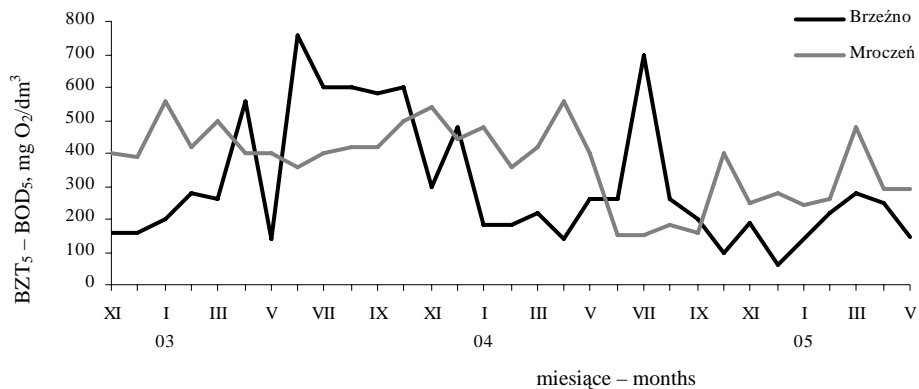
pH

Wartości pH dla ścieków doprowadzanych do oczyszczalni w Brzeźnie utrzymywało się na stałym poziomie. Obserwowane wartości pH zawierały się w przedziale 6,86–8,05 (rys. 5).

Sucha pozostałość ogólna, zawiesina

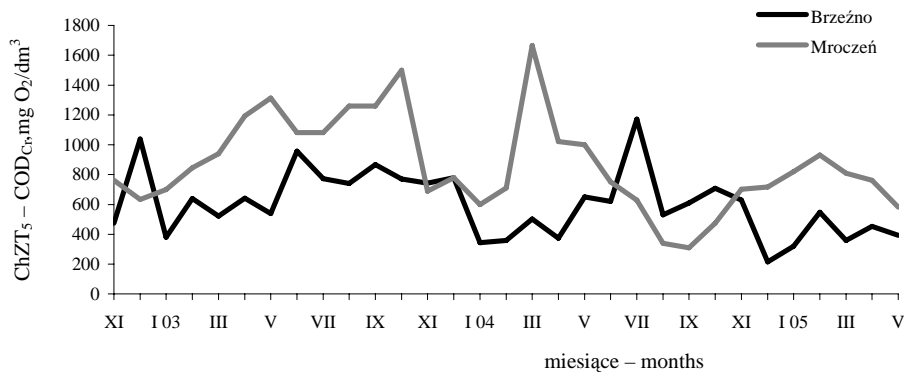
Zawartość **suchej pozostałości ogólnej** w ściekach surowych doprowadzanych na obiekt w Brzeźnie zmieniała się w zakresie 440–2320 mg/dm³. Największe wahania zaobserwowano w 2003 roku. W roku 2004 zawartość suchej pozostałości utrzymywała się na zbliżonym poziomie nie przekraczającym 1500 mg/dm³ (rys. 6).

Zawiesina w ściekach surowych doprowadzanych na obiekt w Brzeźnie charakteryzowała się ciągłym wzrostem w całym okresie badawczym (III 2004–V 2005). Najniższa obserwowana wartość równa 280 mg/dm³ wystąpiła w czerwcu 2004 roku (rys. 7).



Rys. 3. Zmiany BZT₅ w ściekach dopływających do oczyszczalni roślinno-glebowych w Brzeźnie i Mroczeniu w okresie badawczym XI 2002–V 2005

Fig. 3. Changes of BOD₅ in sewage supplied on plant-soil treatment plants in Brzeźno and Mroczeń in research period XI 2002–V 2005



Rys. 4. Zmiany ChZT_{Cr} w ściekach dopływających do oczyszczalni roślinno-glebowych w Brzeźnie i Mroczeniu w okresie badawczym XI 2002–V 2005

Fig. 4. Changes of COD_{Cr} in sewage supplied on plant-soil treatment plants in Brzeźno and Mroczeń in research period XI 2002–V 2005

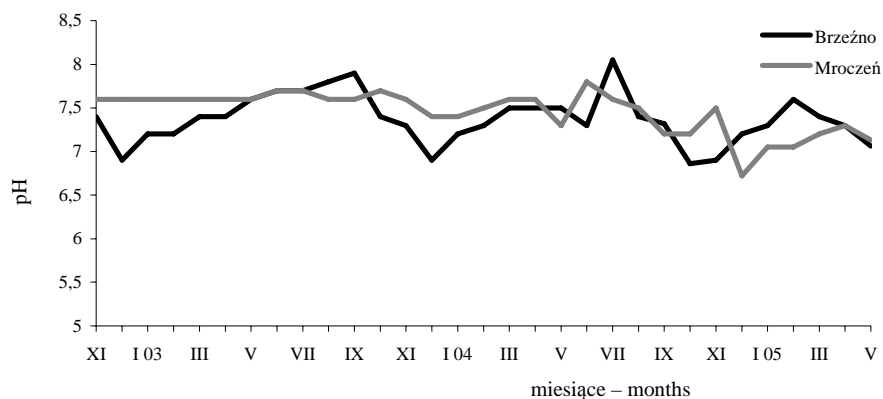
Temperatura

Średnia temperatura ścieków surowych w okresie badawczym wyniosła 10,5°C. Maksymalną wartość temperatury zanotowano w lipcu 2004 r. równą 27,8°C. Najniższa wystąpiła w lutym 2003 r. i była równa 0,5°C (rys. 8).

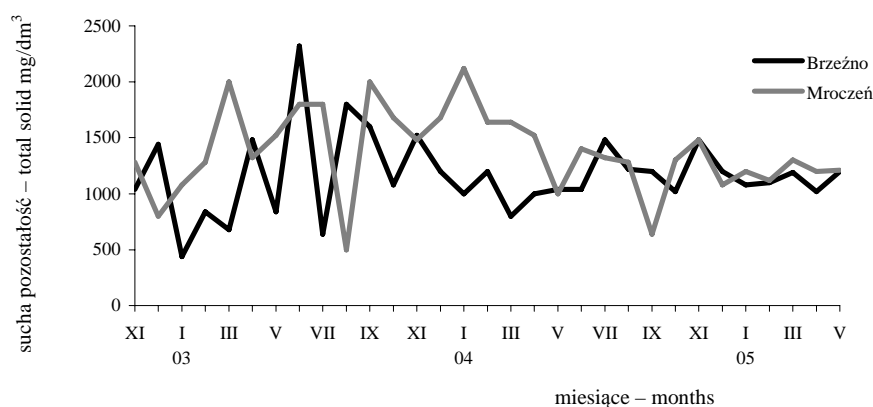
Fosfor ogólny

Fosfor ogólny jest pierwiastkiem, który trudno jest usunąć w procesie oczyszczania ścieków. Średnie stężenie fosforu ogólnego w ściekach poddawanych oczyszczaniu w oczyszczalni w Brzeźnie wyniosło 15,51 mg P/dm³. Najwyższe wartości fosforu ogólnego w 2003 r. wystąpiły w miesiącach letnich. Zaobserwowane maksimum wynoszące

25 mg P/dm³ utrzymywało się nieprzerwanie przez trzy miesiące. W roku 2004 stężenie fosforu było niższe niż w 2003 roku. Wzrost stężenia fosforu ogólnego do wartości 24,9 mg P/dm³ wystąpił dopiero w miesiącu listopadzie 2004 roku (rys. 9).



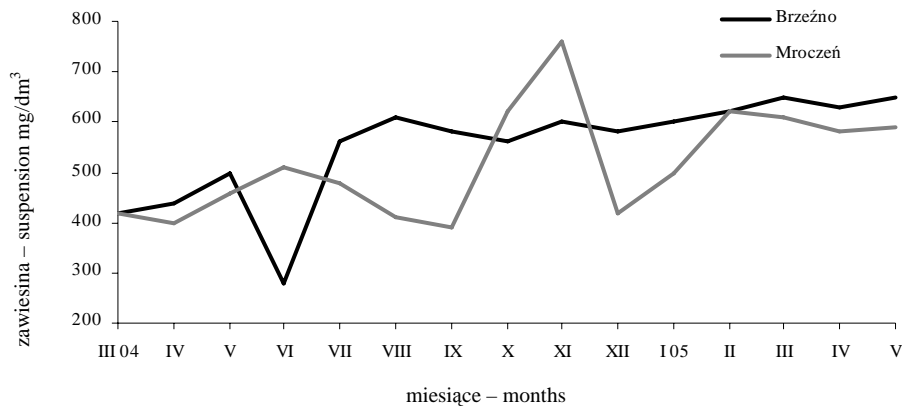
Rys. 5. Zmiany pH w ściekach dopływających do oczyszczalni roślinno-glebowych w Brzeźnie i Mroczeniu w okresie badawczym XI 2002–V 2005
 Fig. 5. Changes of pH in sewage supplied on plant-soil treatment plants in Brzeźno and Mroczeń in research period XI 2002–V 2005



Rys. 6. Zmiany suchej pozostałości ogólnej w ściekach dopływających do oczyszczalni roślinno-glebowych w Brzeźnie i Mroczeniu w okresie badawczym XI 2002–V 2005
 Fig. 6. Changes of total solids in sewage supplied on plant-soil treatment plants in Brzeźno and Mroczeń in research period XI 2002–V 2005

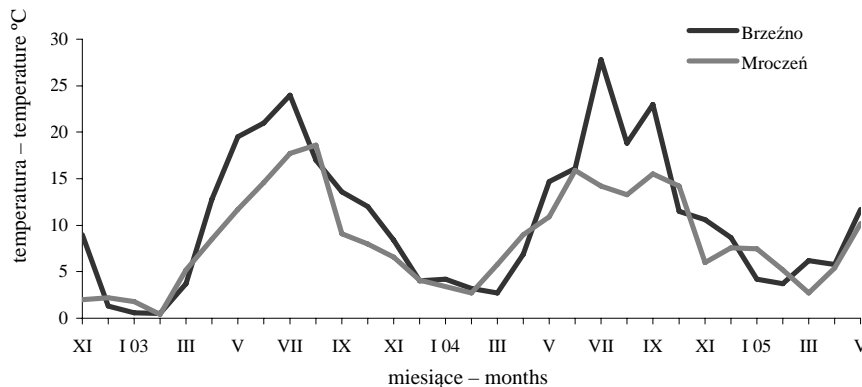
Fosforany

Zawartość fosforanów w ściekach surowych badano od marca 2004 roku. Maksymalna wartość fosforanów równa 87,3 mg PO₄/dm³ wystąpiła w listopadzie 2004 roku. W 2005 roku stężenie fosforanów mało i nie przekraczało 50 mg PO₄/dm³ (rys. 10).



Rys. 7. Zmiany zawiesiny w ściekach dopływających do oczyszczalni roślinno-glebowych w Brzeźnie i Mroczeniu w okresie badawczym III 2004–V 2005

Fig. 7. Changes of suspension in sewage supplied on plant-soil treatment plants in Brzeźno and Mroczeń in research period III 2004–V 2005

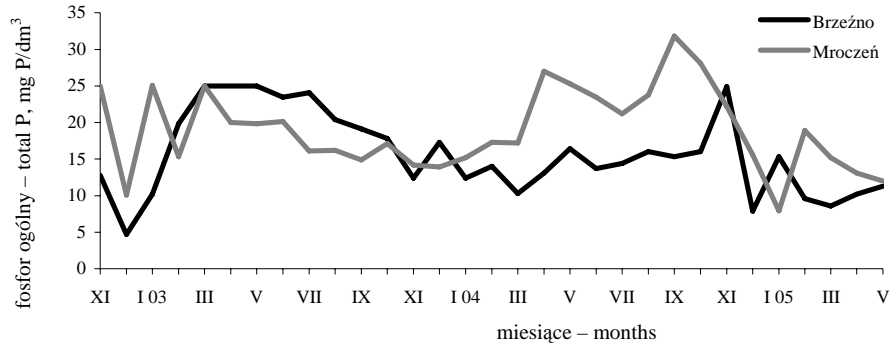


Rys. 8. Zmiany temperatury ścieków dopływających do oczyszczalni roślinno-glebowych w Brzeźnie i Mroczeniu w okresie badawczym XI 2002–V 2005

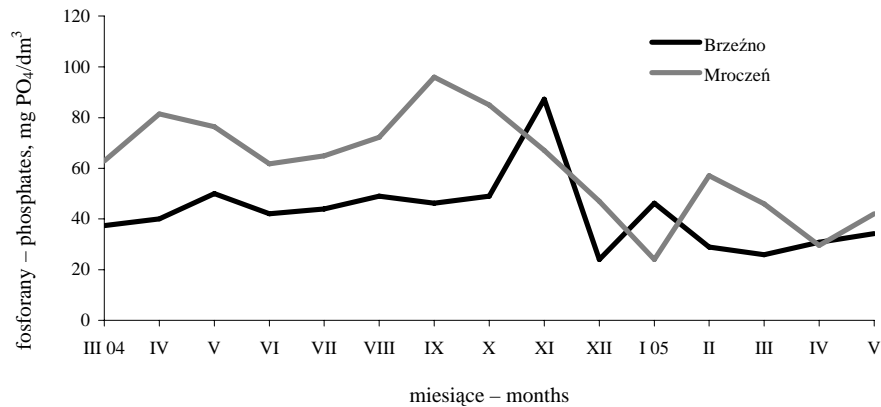
Fig. 8. Changes of raw sewage temperatures in sewage supplied on plant-soil treatment plants in Brzeźno and Mroczeń in research period XI 2002–V 2005

Azot ogólny, amonowy, azotanowy, azotynowy

Stężenia form azotowych w ściekach surowych (azotu ogólnego i azotu amonowego) były nawet kilkakrotnie wyższe od średnich wartości typowych ścieków bytowych. Maksymalna wartość **azotu ogólnego** zanotowana dla obiektu w Brzeźnie wyniosła 356,3 mg N/dm³ w miesiącu październiku 2004 roku. W okresie badawczym, w większości przypadków, stężenie azotu ogólnego było wyższe w miesiącach letnich niż w zimowych. Najniższa wartość stężenia azotu ogólnego wystąpiła w lipcu 2004 r. i była równa 41,3 mg N/dm³ (rys. 11).



Rys. 9. Zmiany stężenia fosforu ogólnego w ściekach dopływających do oczyszczalni roślinno-glebowych w Brzeźnie i Mroczeniu w okresie badawczym XI 2002–V 2005
 Fig. 9. Changes of total phosphorus in sewage supplied on plant-soil treatment plants in Brzeźno and Mroczeń in research period XI 2002–V 2005



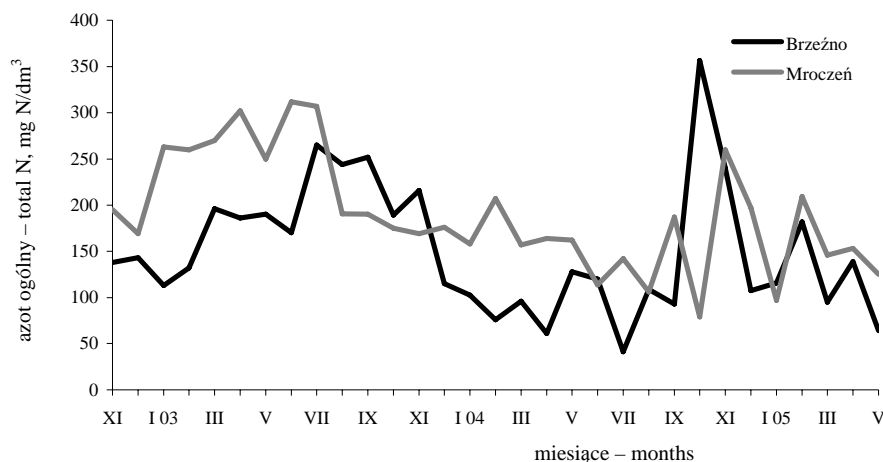
Rys. 10. Zmiany stężenia fosforanów w ściekach dopływających do oczyszczalni roślinno-glebowych w Brzeźnie i Mroczeniu w okresie badawczym III 2004–V 2005
 Fig. 10. Changes of phosphates in sewage supplied on plant-soil treatment plants in Brzeźno and Mroczeń in research period III 2004–V 2005

Podobnie kształtowała się dynamika stężeń **azotu amonowego** w ściekach surowych. Najniższe stężenie azotu amonowego wynoszące 25,1 mg N-NH₄/dm³ zanotowano w Brzeźnie w lipcu 2004 roku. Wartość maksymalną obserwowano również w 2004 r. w październiku równą 270 mg N-NH₄/dm³. W przypadku azotu amonowego wyższe wartości występowały w miesiącach letnich (rys. 12).

Stężenia **azotu azotanowego** przez cały okres badawczy utrzymywały się na poziomie nie przekraczającym 2,0 mg N-NO₃/dm³, poza maksymalną wartością stężenia, która wystąpiła w czerwcu 2003 r. i wyniosła 5,0 mg N-NO₃/dm³ (rys. 13).

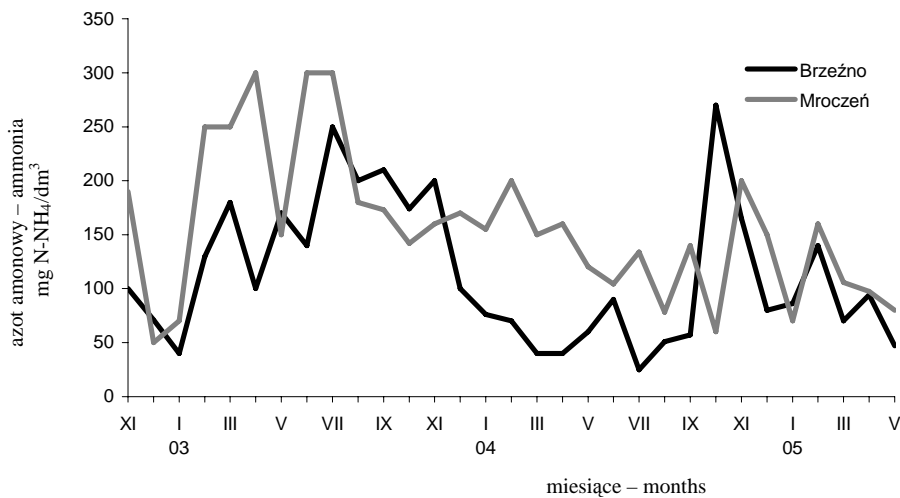
Stężenia **azotu azotynowego** w 2003 r. charakteryzowały się stałym przebiegiem. Średnia wartość stężenia azotu azotynowego w tym okresie wyniosła 0,01 mg N-NO₂/dm³.

W roku 2004 stężenia azotynów charakteryzowały się większymi zmianami. Wówczas wystąpiło również maksymalne stężenie równe $0,7 \text{ mg N-NO}_2/\text{dm}^3$ (czerwiec 2004 – rys. 14).



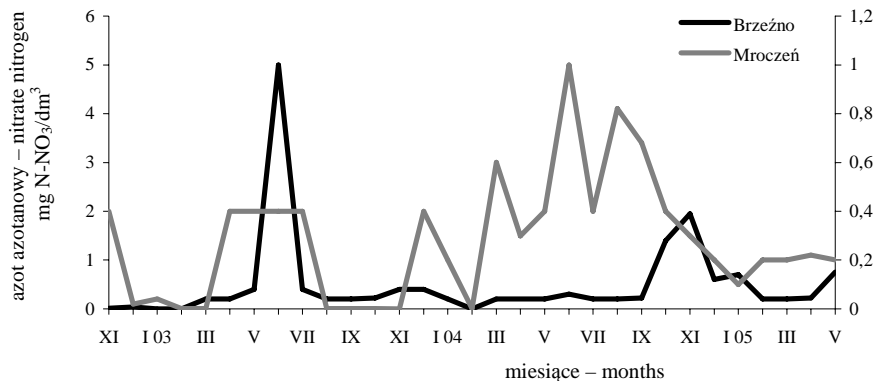
Rys. 11. Zmiany stężenia azotu ogólnego w ściekach dopływających do oczyszczalni roślinno-glebowych w Brzeźnie i Mroczeniu w okresie badawczym XI 2002–V 2005

Fig. 11. Changes of total nitrogen in sewage supplied on plant-soil treatment plants in Brzeźno and Mroczeń in research period XI 2002–V 2005

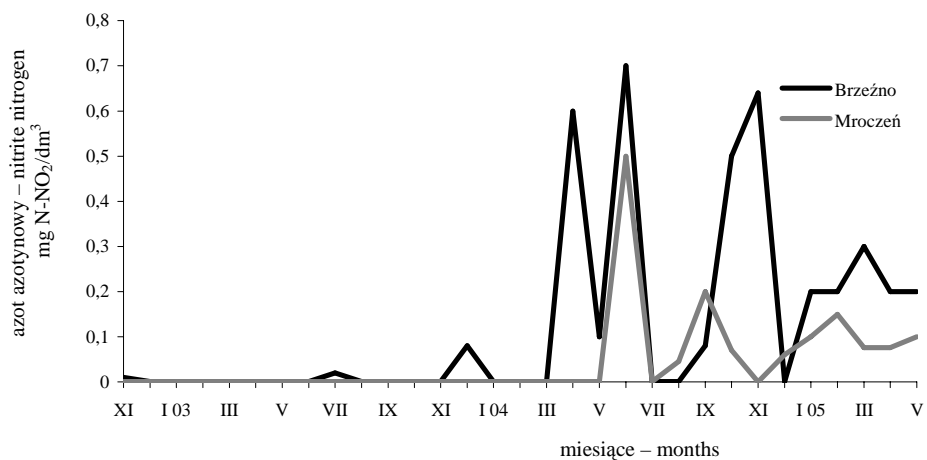


Rys. 12. Zmiany stężenia azotu amonowego w ściekach dopływających do oczyszczalni roślinno-glebowych w Brzeźnie i Mroczeniu w okresie badawczym XI 2002–V 2005

Fig. 12. Changes of ammonium nitrogen in sewage supplied on plant-soil treatment plants in Brzeźno and Mroczeń in research period XI 2002–V 2005



Rys. 13. Zmiany stężenia azotu azotanowego w ściekach dopływających do oczyszczalni roślinno-glebowych w Brzeźnie i Mroczeniu w okresie badawczym XI 2002–V 2005
 Fig. 13. Changes of nitrate nitrogen in sewage supplied on plant-soil treatment plants in Brzeźno and Mroczeń in research period XI 2002–V 2005



Rys. 14. Zmiany stężenia azotu azotynowego w ściekach dopływających do oczyszczalni roślinno-glebowych w Brzeźnie i Mroczeniu w okresie badawczym XI 2002–V 2005
 Fig. 14. Changes of nitrite nitrogen in sewage supplied on plant-soil treatment plants in Brzeźno and Mroczeń in research period XI 2002–V 2005

4.1.2. Oczyszczalnia w Mroczeniu

W tabeli 9 przedstawiono skład ścieków surowych doprowadzanych na oczyszczalnię roślinno-glebową w Mroczeniu w okresie badawczym XI 2002–V 2005.

Charakterystyka ścieków bytowych dopływających na oczyszczalnię roślinno-glebową w Mroczeniu w okresie badawczym XI 2002–V 2005 (po oczyszczalni EKOPAN)
The raw sewage characteristic supplied on plant-soil treatment plant in Mroczeń in research period XI 2002–V 2005 (after treatment plant EKOPAN)

Lp. No.	Wskaźnik zanieczyszczeń Pollutions index	Jednostka Unit	Średnia Mean	Min. Min.	Max. Max.	Odch.stand. Stand. dev.
1.	BZT ₅ BOD ₅	mg O ₂ /dm ³	371	150	560	136,9
2.	ChZT _{Cr} COD _{Cr}	mg O ₂ /dm ³	841,6	310	1666	301,5
3.	pH		7,5	6,7	7,8	0,25
4.	Sucha pozostałość Total solid	mg/dm ³	1376,4	500	2120	375,8
5.	Zawiesina* Suspension	mg/dm ³	518	390	760	108
6.	Temperatura Temperature	°C	8,3	0,4	18,6	5,1
7.	Fosfor ogólny Total-P	mg P/dm ³	19	7,9	31,8	5,6
8.	Fosforany* Phosphates	mg PO ₄ /dm ³	60,8	24	96	20,3
9.	Azot ogólny Total-N	mg N/dm ³	190	79	312	62,1
10.	Azot amonowy Ammonium nitrogen	mg N- NH ₄ /dm ³	156,4	50	300	69,3
11.	Azot azotanowy Nitrate nitrogen	mg N- NO ₃ /dm ³	0,28	0,001	1	0,25
12.	Azot azotynowy Nitrite nitrogen	mg N- NO ₂ /dm ³	0,05	0,001	0,5	0,1

* – badania prowadzone od 03.2004 – research from 03.2004

Biochemiczne zapotrzebowanie na tlen (BZT₅)

W roku 2003 BZT₅ w ściekach nie ulegało znaczącym wahaniom. Średnia wartość BZT₅ w roku 2003 wyniosła 446,67 mg O₂/dm³, natomiast maksymalne BZT₅ zaobserwowano w styczniu 2003 r. o wysokości 560 mg O₂/dm³. W 2004 roku obserwowano sukcesywny spadek BZT₅ do wartości 60 mg O₂/dm³, a następnie ponowny wzrost. W przypadku zmienności BZT₅ nie zaobserwowano wpływu pracy szkoły na zmiany stężenia tego wskaźnika (rys. 3).

Chemiczne zapotrzebowanie na tlen (ChZT_{Cr})

ChZT_{Cr} w ściekach dopływających na obiekt w Mroczeniu utrzymywało się na wysokim poziomie. W roku 2003 wyższą wartość ChZT_{Cr} obserwowano w półroczu letnim niż w zimowym. Maksymalna wartość ChZT_{Cr} – 1666 mg O₂/dm³ wystąpiła w marcu 2004 roku (rys. 4). Również w tym samym roku we wrześniu wystąpiło najniższe ChZT_{Cr} równe 310 mg O₂/dm³. W przypadku zmian wartości ChZT_{Cr} dla ścieków bytowych dopływa-

jących do oczyszczalni roślinno-glebowej w Mroczeniu nie zaobserwowano wpływu pracy szkoły na zmianę jakości ścieków poddawanych oczyszczaniu na złożu roślinno-glebowym.

pH

Wartość pH ścieków surowych w przypadku oczyszczalni w Mroczeniu utrzymywała się w granicach 6,72–7,8 (rys. 5).

Sucha pozostałość ogólna, zawiesina

Zawartość **suchej pozostałości ogólnej** w ściekach surowych doprowadzanych na obiekt w Mroczeniu zmieniała się w zakresie 500–2120 mg/dm³. Największe wahania zaobserwowano w 2003 roku. W 2004 roku zawartość suchej pozostałości obniżała się i w roku 2005 utrzymywała się na stałym poziomie 1200–1300 mg/dm³. Najwyższą wartość suchej pozostałości zaobserwowano w styczniu 2004 r., natomiast najniższą w sierpniu 2003 roku (rys. 6).

Maksymalna wartość **zawiesiny** w ściekach surowych na obiekcie w Mroczeniu wystąpiła w listopadzie 2004 roku (760 mg/dm³). Początek roku 2005 charakteryzował się stałą zawartością zawiesiny w ściekach surowych w granicach 580–620 mg/dm³ (rys. 7).

Temperatura

Średnia temperatura ścieków surowych w okresie badawczym wyniosła 8,33°C. Maksymalną wartość temperatury zanotowano w sierpniu 2004 równą 18,6 °C. Najniższa wystąpiła w lutym 2003 i była równa 0,4°C (rys. 8).

Fosfor ogólny

Stężenia fosforu ogólnego w ściekach surowych na obiekcie w Mroczeniu charakteryzowały się wyższymi wartościami w roku 2004 niż w 2003 (średnia dla 2004 r. 22,35 mg P/dm³). Maksymalna wartość fosforu ogólnego równa 31,8 mg P/dm³ wystąpiła we wrześniu 2004 r., najniższa 7,95 mg P/dm³ w styczniu 2005 roku (rys. 9).

Fosforany

Stężenia fosforanów w ściekach surowych w roku 2004 utrzymywały się na podwyższonym poziomie. We wrześniu 2004 roku wystąpiło maksymalne stężenie fosforanów równe 96 mg PO₄/dm³, następnie wartości fosforanów zaczęły maleć aż do minimum równego 24 mg PO₄/dm³, które wystąpiło w styczniu 2005 roku. Średnie stężenie fosforanów w okresie badawczym kształtowało się na poziomie 60,8 mg PO₄/dm³ (rys. 10).

Azot ogólny, amonowy, azotanowy, azotynowy

Średnie stężenie **azotu ogólnego** w ściekach surowych na obiekcie w Mroczeniu wyniosło 190,05 mg N/dm³. Spadek stężenia obserwowano w miesiącach zimowych a wzrost w miesiącach letnich. Maksymalna wartość stężenia azotu ogólnego równa 312 mg N/dm³ wystąpiła w czerwcu 2003 r., minimalna równa 79 mg N/dm³, w październiku 2004 roku (rys. 11).

Podobny przebieg miały zmiany stężenia **azotu amonowego**. Maksymalne wartości wystąpiły w 2003 r. w miesiącach kwiecień, czerwiec, lipiec (300 mg N-NH₄/dm³). Najniższą wartość stężenia azotu amonowego równą 50 mg N-NH₄/dm³ zaobserwowano w grudniu 2002 roku (rys. 12).

Stężenia **azotu azotanowego** w ściekach dopływających na obiekt w Mroczeniu charakteryzowały się dużą zmiennością. W 2003 roku w okresie letnim utrzymywało się dość

wysokie stężenie azotanów 0,4 mg N-NO₃/dm³. W roku 2004 stężenia azotanów wahały się w granicach 0,001–1,0 mg N-NO₃/dm³. Maksymalną wartość azotanów zaobserwowano w czerwcu 2004 r. (1,0 mg N-NO₃/dm³), minimalne stężenia (0,001 mg N-NO₃/dm³) utrzymywały się w okresie (II–III 2003, VIII–XI 2003). Na początku 2005 roku stężenia azotanów utrzymywały się na poziomie 0,2 mg N-NO₃/dm³ (rys. 13).

Przez większość okresu badawczego stężenia **azotu azotynowego** utrzymywały się na niskim poziomie. W roku 2004 w czerwcu zaobserwowano maksymalne stężenie azotynów równe 0,5 mg N-NO₂/dm³. W tym roku obserwowano również duże wahania stężenia azotynów (rys. 14).

4.2. Obciążenie oczyszczalni

4.2.1. Obciążenie oczyszczalni w Brzeźnie

Ścieki dopływające na oczyszczalnię roślinno-glebową w Brzeźnie, według danych projektowych, powinny pochodzić z przyległej wsi. Do zbiornika dozująco-akumulacyjnego mają dopływać przewodami kanalizacyjnymi, natomiast dobowy wydatek obiektu według założeń projektowych wynosi 110 m³/d. Jednak na przestrzeni ostatnich lat zużycie wody w gospodarstwach wiejskich zmalało, dlatego też na obiekcie w Brzeźnie w chwili obecnej oczyszcza się dwa rodzaje ścieków: bytowe, dopływające kanalizacją ze wsi Brzeźno do zbiornika dozująco-akumulacyjnego, oraz dowożone taborem asenizacyjnym z przyległych budynków mieszkalnych, a także wsi, które nie są podłączone do zbiorczej kanalizacji. Zestawienie roczne ilości ścieków doprowadzonych na obiekt w Brzeźnie przedstawiono w tabeli 10. Dane dotyczące ilości ścieków pochodzą z Zarządu Gospodarki Komunalnej gminy Prusice, która odpowiedzialna jest za eksploatację obiektu.

Tabela 10

Table 10

Zestawienie roczne ilości ścieków doprowadzanych na oczyszczalnię roślinno-glebową w Brzeźnie

Year-long listing of raw sewage amount supplied on plant-soil treatment plant in Brzeźno

Rok Year		1997–2001	2002	2003	2004	2005*
Całkowita ilość ścieków Total volume of sewage	m ³	41640	7398	8857,5	8970	3725,7
Roczna dawka nawodnienia Irrigating dose	mm/rok mm/year	329,2	292,4	350,1	354,5	–

*dane z okresu do 31 V 2005 – data from period to 31 V 2005

Ilość ścieków doprowadzanych na powierzchnię oczyszczalni roślinno-glebowej nie ulegała drastycznym zmianom w okresie badawczym w stosunku do lat wcześniejszych i utrzymuje się na poziomie około 9000 m³/rok.

Na uwagę zasługuje rok 2002, w którym to ilość ścieków znacząco różniła się od pozostałych lat. Różnica ta uwidacznia się również w średniej ilości ścieków, które zostały

doprowadzone na pojedynczą kwaterę (tab. 11) i jest mniejsza o około 70 m³ od wartości wprowadzanych w pozostałych latach [92].

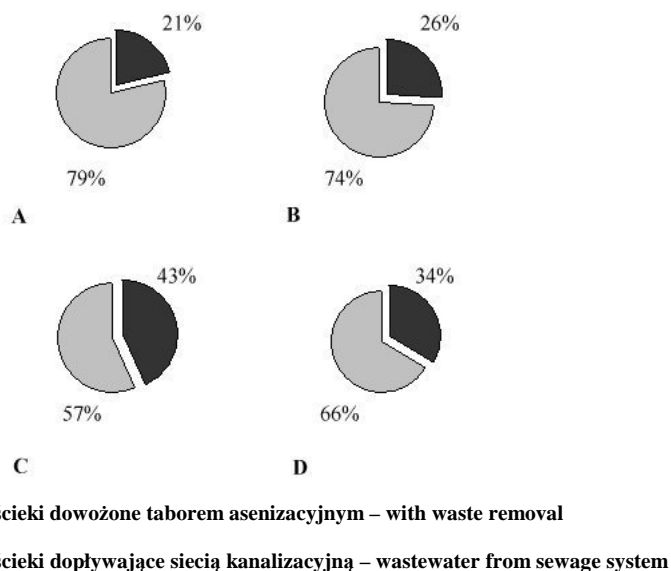
Tabela 11
Table 11

Średnia ilość ścieków doprowadzanych na kwaterę w ciągu roku; Brzeźno, m³
Mean volume of raw sewage supplied on quarter; plant-soil treatment plant in Brzeźno, m³

Rok Year	1997–2000	2002	2003	2004	2005*
Ilość ścieków doprowadzana na pojedynczą kwaterę Raw sewage volume supplied on quarter	396,6	352,3	421,8	427,1	177,4

*– dane z okresu do 31 V 2005 – data from period to 31 V 2005

Na przestrzeni lat wzrastała także ilość ścieków dowożonych na oczyszczalnię roślinno-glebową taborem asenizacyjnym. W roku 2004 ilość ścieków dowożonych taborem wynosiła 43,4% z całej ilości ścieków wprowadzanych na obiekt (rys. 15).



Rys. 15. Udział ścieków dowożonych do oczyszczalni i dopływających kanalizacją:

A – I–XII 2002; B – I–XII 2003; C – I–XII 2004; D – I–V 2005

Fig. 15. Raw sewage supplied on the plant-soil treatment plant, with sewage system and waste removers: A – I–XII 2002; B – I–XII 2003; C – I–XII 2004; D – I–V 2005

Nie można być także pewnym miejsca wprowadzania tych ścieków na obiekcie. W czasie okresu badawczego zdarzały się (zauważone przez autorkę) niekontrolowane zrzuty ścieków z taboru asenizacyjnego poza zbiornik dozująco-akumulacyjny, bezpośrednio na kwaterę lub poletko przeznaczone do suszenia osadów. Trudno ocenić, ile rzeczywiście ścieków trafiło na oczyszczalnię, ponieważ na jej terenie nie jest prowadzona ewidencja dotycząca ilości ścieków wprowadzanych na obiekt.

Należy przypuszczać, że tak niewłaściwie prowadzona gospodarka ściekowa na tym obiekcie przez dłuższy okres czasu – będzie niewątpliwie miała negatywny wpływ na skuteczność oczyszczania ścieków.

Niewłaściwą eksploatację obiektu można zauważyć także w przeciążeniu ściekami poszczególnych kwater. W roku 2004 na kwatery od numeru 10 do 17, według informacji pochodzących z Zarządu Gospodarki Komunalnej Gminy Prusice, wprowadzono ponad 500 m³ ścieków w ciągu roku (tab. 12).

Zjawisko niekontrolowanego zrzutu ścieków poza zbiornik dozująco-akumulacyjny powoduje wydłużenie czasu napełniania się zbiornika ściekami dopływającymi siecią kanalizacyjną, jak również wpływa na zmianę ich składu oraz na punktowe zwiększenie ładunku zanieczyszczeń wprowadzanego na powierzchnię oczyszczalni (tab. 13).

W 2003 roku zaobserwowano największe ładunki zanieczyszczeń, jakie zostały wprowadzone na obiekt w całym okresie badawczym.

Wraz ze zmianą w sposobie eksploatacji zwiększyła się również ilość ładunku wprowadzanego na oczyszczalnię. W latach 1997–2000 średni ładunek BZT₅ wynosił 0,16 g/m²·d, natomiast w latach późniejszych był wyższy o około połowę.

W przypadku oczyszczalni w Brzeźnie ścieki surowe (oczyszczone mechanicznie) trafiają na złożo o powierzchni 23100 m². Odpowiednio zaprojektowane do przyjmowania ścieków kwatery powinny być nawadniane jednorazową dawką ścieków 110 m³ co 21 dni. Taki reżim nawadniania powinien być utrzymywany przez cały rok, niezależnie od pory roku. Na skutek zmian w eksploatacji obiektu zmienia się także całkowity roczny ładunek zanieczyszczeń wprowadzany wraz ze ściekami na powierzchnię oczyszczalni (tab. 14).

4.2.2. Obciążenie oczyszczalni w Mroczeniu

Inaczej przedstawia się proces nawadniania ściekami oczyszczalni w Mroczeniu. Złożo przystosowane do odbioru ścieków, o powierzchni 2278,5 m², podzielone jest na dwa segmenty. Ścieki oczyszczane muszą przepłynąć przez segment porośnięty trzcina, następnie przez drugi obsadzony wierzbą. Ścieki oczyszczone odprowadzane są rowem odwadniającym. Ścieki poddawane oczyszczaniu pochodzą z budynku mieszkalnego zamieszkałego przez 50 osób i z gimnazjum, w którym docelowo będzie się uczyć 320 osób (obecnie 300). Ilość ścieków doprowadzana na powierzchnię oczyszczalni uzależniona jest głównie od pracy szkoły. W sezonie świątecznym i wakacyjnym powierzchnię oczyszczalni zasilają jedynie ścieki pochodzące z budynku mieszkalnego. W założeniach projektowych ścieki „surowe” miały równomiernie obciążać całą powierzchnię oczyszczalni. Na skutek błędu wykonawcy w wykonaniu systemu rozprzewadzającego ścieki po powierzchni złoża obciążona ściekami jest faktycznie tylko część złoża o łącznej powierzchni 420 m², co stanowi 18,5% powierzchni całego złoża.

Tabela 12
Table 12Obciążenie kwater ściekami surowymi; oczyszczalnia w Brzeźnie, m³
Quarters load of raw sewage; Brzeźno, m³

Nr kwatery Quarter number	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	Suma Sum
Rok Year 2002 (I-XII)	352	352	269	243	349	394	394	336	336	336	336	336	336	336	392	392	397	397	340	352	352	7327
Rok Year 2003 (I-XII)	440	440	415	415	415	415	357	356	390	412	412	412	412	453	444	444	444	444	455	441	441	8857
Rok Year 2004 (I-XII)	386	386	319	319	327	327	343	343	343	539	530	530	530	539	534	534	534	443	385	386	386	8963
Rok Year 2005 (I-V)	125	125	252	252	252	252	143	143	199	199	199	199	189	189	189	189	125	125	125	125	125	3721
Suma Sum	1303	1303	1255	1229	1343	1388	1237	1178	1268	1486	1477	1477	1467	1517	1559	1559	1500	1409	1305	1304	1304	28868

Tabela 13
Table 13

Obciążenie ładunkiem zanieczyszczeń powierzchni oczyszczalni roślinno-głębowej w Brzeźnie
Area quarters load of pollution charge; plant-soil treatment plant in Brzeźno

Wskaźnik zanieczyszczeń Pollutions index	Rok 1997-2001		Rok 2002		Rok 2003		Rok 2004		Rok 2005*	
	Średnie stężenie concentration mg/dm ³	Obciążenie ładunkiem Charge loading g/(m ² -d)	Średnie stężenie Mean concentration mg/dm ³	Obciążenie ładunkiem Charge loading g/(m ² -d)	Średnie stężenie Mean concentration mg/dm ³	Obciążenie ładunkiem Charge loading g/(m ² -d)	Średnie stężenie Mean concentration mg/dm ³	Obciążenie ładunkiem Charge loading g/(m ² -d)	Średnie stężenie Mean concentration mg/dm ³	Obciążenie ładunkiem Charge loading g/(m ² -d)
BZT ₅	163,1	0,15	160	0,13	446,7	0,43	239,2	0,23	207	0,22
BOD ₅	328,6	0,3	757	0,61	696,1	0,67	562,4	0,55	415,2	0,43
ChZT _{Cr}	65,2	0,06	140,5	0,11	189	0,18	127,6	0,12	119,2	0,12
Azot ogólny Total-N	9,51	0,01	8,75	0,01	19,5	0,02	14,5	0,01	11	0,01

* - okres badawczy do 31 V 2005 - research period to 31 V 2005

Tabela 14

Table 14

Ładunek zanieczyszczeń wprowadzany na powierzchnię oczyszczalni w Brzeźnie, kg
Pollution charge supplied on plant-soil treatment plant in Brzeżno, kg

Wskaźnik zanieczyszczeń Pollutions index	Rok Year				
	1997–2001	2002	2003	2004	2005*
BZT ₅ BOD ₅	1358,3	1183,7	3956,4	2145,3	771,2
ChZT _{Cr} COD _{Cr}	2736,6	5600,3	6165,5	5044,9	1545,8
Azot ogólny Total-N	543	1039,4	1673,9	1144,3	444,1
Fosfor ogólny Total-P	79,2	64,7	172,5	130,4	41

* – okres badawczy do 31 V 2005 – research period to 31 III 2005

Z uwagi na sposób monitorowania ilości ścieków powstających w gimnazjum i budynku mieszkalnym, polegającym na rozliczeniu kwartalnym zużywanej wody, nie uwiidacznia się dysproporcja związana z pracą szkoły (tab. 15), a która faktycznie istnieje. W okresie wakacyjnym i przerw świątecznych, ścieki dopływające na złożo roślinno-glebowe pochodzą jedynie od 50 osób, podczas gdy w pozostałym okresie – od 350 osób.

Obciążenie hydrauliczne powierzchni złoża, które uległo zmianie na skutek faktycznego zmniejszenia powierzchni nawadnianej ściekami, przedstawiono w tabeli 15. Ze względu na błąd wykonawcy popełniony przy budowie obiektu możemy wyróżnić dwa obciążenia ładunkiem zanieczyszczeń: projektowe (wynikające z założeń projektowych) i rzeczywiste (wynikające z pracy obiektu, uwzględniające błąd wykonawcy obiektu) (tab. 16). Przeciążenie oczyszczalni ładunkiem zanieczyszczeń, który rozkładać powinien się równomiernie na powierzchni obu segmentów, będzie wpływać na efekty pracy tego obiektu. Całkowity ładunek zanieczyszczeń zawarty w ściekach wprowadzanych na oczyszczalnię zestawiony został w tabeli 17.

Tabela 15

Table 15

Ilość ścieków doprowadzanych na obiekt w Mroczeniu – obciążenie hydrauliczne
Raw sewage volume amount supplied on plant-soil treatment plant in Mroczeń – hydraulic load

Rok Year	Jednostka Unit	1998	2002	2003	2004	2005*
Całkowita ilość ścieków Raw sewage volume	m ³	1229	1490	987	1336	230
Obciążenie hydr. (projektowe) Hydraulic load (engineering)	m ³ /(m ² ·d)	0,001	0,002	0,001	0,002	0,0003
Obciążenie hydr. (rzeczywiste) Hydraulic load (real)	m ³ /(m ² ·d)	0,008	0,01	0,006	0,009	0,002

* – okres badawczy do 31 III 2005 – research period to 31 III 2005

Tabela 16
Table 16

Obciążenie powierzchni oczyszczalni roślinno-głębokiej w Mroczeniu (wg założeń projektowych i stanu rzeczywistego)
Plant-soil treatment plant area loading (by project assumption and by reality)

Rok Year	Charakterystyka Characteristic	Jednostka Unit	BZT ₅ BOD ₅	ChZT _{Cr} COD _{Cr}	Azot ogólny Total-N	Fosfor ogólny Total-P
2002	Średnie stężenie Mean concentration	mg/dm ³	395	698	182	17,5
	Obciążenie ładunkiem projektowe Charge loading engineering	g/(m ² ·d)	0,71	1,25	0,33	0,03
	Obciążenie ładunkiem rzeczywiste Charge loading real	g/(m ² ·d)	3,8	6,8	1,8	0,17
2003	Średnie stężenie Mean concentration	mg/dm ³	446,7	998,7	238,7	19,5
	Obciążenie ładunkiem projektowe Charge loading engineering	g/(m ² ·d)	0,53	1,19	0,28	0,02
	Obciążenie ładunkiem rzeczywiste Charge loading real	g/(m ² ·d)	2,9	6,4	1,5	0,13
2004	Średnie stężenie Mean concentration	mg/dm ³	309,2	733,5	161	22,35
	Obciążenie ładunkiem projektowe Charge loading engineering	g/(m ² ·d)	0,5	1,18	0,26	0,04
	Obciążenie ładunkiem rzeczywiste Charge loading real	g/(m ² ·d)	2,7	6,4	1,4	0,19
2005	Średnie stężenie Mean concentration	mg/dm ³	312	143,1	143,1	13,4
	Obciążenie ładunkiem projektowe Charge loading engineering	g/(m ² ·d)	0,34	0,16	0,16	0,01
	Obciążenie ładunkiem rzeczywiste Charge loading real	g/(m ² ·d)	1,9	0,8	0,8	0,08

Tabela 17

Table 17

Ladunki zanieczyszczeń wprowadzanych na powierzchnię oczyszczalni w Mroczeniu, kg
Pollutions charges supplied on plant-soil treatment plant area in Mroczeń, kg

Wskaźnik zanieczyszczeń Pollution index	Rok Year			
	2002	2003	2004	2005*
BZT ₅ BOD ₅	588,5	440,8	413,1	71,8
ChZT _{Cr} COD _{Cr}	1040	985,7	980	179,7
Azot ogólny Total-N	271,2	235,6	215,1	32,9
Fosfor ogólny Total-P	26,1	19,2	29,9	3,1

* – okres badawczy do 31 III 2005 – research period to 31 III 2005

4.3. Wody gruntowe zalegające pod powierzchnią oczyszczalni

4.3.1. Oczyszczalnia w Brzeźnie

W celu określenia wpływu oczyszczalni na zmiany jakości wód podziemnych zainstalowano 3 piezometry, z których dwa znajdują się na terenie oczyszczalni (p2, p3), a jeden przed oczyszczalnią (p1).

Okres badawczy dotyczący analizy składu fizykochemicznego wód gruntowych zawierał się w przedziale czasowym od: XI 2002 do V 2005 roku. W ciągu tego okresu średnio raz w miesiącu pobierano próbkę wody oraz mierzono poziom zwierciadła wody gruntowej. Piezometry na terenie obiektu w Brzeźnie zlokalizowane są w taki sposób, aby możliwe było monitorowanie składu wody przed oczyszczalnią (piezometr nr 1), a także by można było ocenić wpływ wprowadzania ścieków surowych na powierzchnię oczyszczalni (piezometr nr 2 na kwaterze IV, piezometr nr 3 na kwaterze XVII). Położenie piezometrów na terenie oczyszczalni w Brzeźnie przedstawia rysunek 1.

W okresie badawczym występowały takie miesiące, w których zwierciadło wody gruntowej było na poziomie uniemożliwiającym pobór próbki wody do analizy ze względu na obniżenie się zwierciadła do warstwy nieprzepuszczalnej. Zbiorczą charakterystykę składu fizykochemicznego wód gruntowych zalegających pod obiektem przedstawiono w tabelach 18–20.

Poziom zwierciadła wody gruntowej, temperatura wody gruntowej

Skład fizykochemiczny wody w pierwszym piezometrze wskazuje na jakość wód gruntowych dopływających do oczyszczalni. Natomiast, na podstawie składu wody pochodzącej z piezometrów 2 i 3, które znajdują się na nawadnianych kwaterach, można wnioskować o wpływie oczyszczalni na zmianę jakości wody gruntowej.

Położenie zwierciadła wody gruntowej w piezometrze nr 1 charakteryzowało się wysokimi stanami (rys. 16). W 2003 roku średnia głębokość zalegania wody gruntowej

wyniosła 70,7 cm p.p.t., natomiast w piezometrach 2 i 3 wyniosła odpowiednio 112,8 cm p.p.t. oraz 114,2 cm p.p.t. W 2003 roku najniższe położenie zwierciadła wody gruntowej w piezometrach 2 i 3 występowało w okresie czerwiec–październik. Zwierciadło zalegało wówczas 165–170 cm poniżej powierzchni terenu. W roku 2004 średnie głębokości zwierciadła wody gruntowej były zbliżone do wartości występujących w roku 2003 i wyniosły 61,7 cm p.p.t. dla piezometru nr 1, 109,3 cm p.p.t. dla piezometru nr 2 oraz 101,7 cm p.p.t. dla piezometru nr 3. W miesiącu wrześniu w piezometrze nr 3 i nr 2 zanotowano najniższy stan wody gruntowej, który miał odpowiednio 196 cm p.p.t. oraz 180 cm p.p.t. Przez większość okresu badawczego zwierciadło wody gruntowej w piezometrze nr 1 zalegało wyżej niż w piezometrach 2 i 3. W miesiącach letnich w piezometrze nr 2 zwierciadło wody gruntowej obniżało się do spągu warstwy oczyszczającej (nieprzepuszczalnej), dlatego też w tych miesiącach nie przedstawiono wyników badań dotyczących składu wód gruntowych.

Tabela 18

Table 18

Charakterystyka składu fizykochemicznego wody w piezometrze 1 na terenie oczyszczalni w Brzeźnie w okresie badawczym XI 2002–V 2005
The physico-chemical composition of water in piezometer 1 on plant-soil treatment plant area in Brzeźno, in research period XI 2002–V 2005

Wskaźnik Index	Jednostka Unit	Data Time	Średnia Mean	Min. Min.	Max. Max.	Odch. stand. Stand. Dev.
1	2	3	4	5	6	7
Głębokość zalegania Depth of water-table	cm p.p.t. cm under ground level	XI 2002–V 2005	61,9	20	124	25,32
		IV–IX	74,2	38	124	26,2
		X–III	51,8	20	81	20,2
Temperatura Temperature	°C	XI 2002–V 2005	9,2	1,1	18	5,55
		IV–IX	13,2	5,6	18	4,24
		X–III	5,9	1,1	1,1	4,25
pH		XI 2002–V 2005	7	6,5	7,5	0,23
		IV–IX	6,9	6,7	7,2	0,15
		X–III	7,1	6,5	7,5	0,25
Sucha pozostałość Total solids	mg/dm ³	XI 2002–V 2005	709,3	280	1360	250,29
		IV–IX	865	440	1360	252,58
		X–III	581,2	280	880	164,24
Zawiesina* Suspension	mg/dm ³	III 2004–V 2005	350,7	200	580	121,21
		IV–IX	372,5	200	560	127,81
		X–III	325,7	220	580	117,74
BZT ₅ BOD ₅	mg O ₂ /dm ³	XI 2002–V 2005	5,84	0,5	25	6,86
		IV–IX	7,21	0,5	20	6,34
		X–III	4,71	0,5	25	7,26
ChZT _{Cr} COD _{Cr}	mg O ₂ /dm ³	XI 2002–V 2005	69,4	4,4	380	79,15
		IV–IX	59,4	7	205	64,48
		X–III	77,6	4,4	380	90,6
Azot ogólny Total-N	mg N/dm ³	XI 2002–V 2005	5,6	0,3	31	6,01
		IV–IX	7,6	0,3	31	7,9
		X–III	4	0,6	7,8	3,32

Tabela 18 cd.
Table 18 cont.

1	2	3	4	5	6	7
Azot amonowy Ammonium nitrogen	mg NH ₄ /dm ³	XI 2002–V 2005	0,25	0,01	1,03	0,23
		IV–IX	0,37	0,03	1,03	0,27
		X–III	0,15	0,01	0,44	0,15
Azot azotanowy Nitrate nitrogen	mg NO ₃ /dm ³	XI 2002–V 2005	1,22	0,004	5,12	1,14
		IV–IX	1,68	0,004	5,12	1,39
		X–III	0,84	0,09	2,21	0,73
Azot azotynowy Nitrite nitrogen	mg NO ₂ /dm ³	XI 2002–V 2005	0,16	0,001	3,28	0,58
		IV–IX	0,08	0,003	0,2	0,07
		X–III	0,22	0,001	3,28	0,79
Fosfor ogólny Total-P	mg P/dm ³	XI 2002–V 2005	0,42	0,003	2,7	0,59
		IV–IX	0,64	0,003	2,7	0,78
		X–III	0,24	0,01	0,9	0,28
Fosforany* Phosphates	mg PO ₄ /dm ³	III 2004–V 2005	0,35	0,02	1,5	0,35
		IV–IX	0,5	0,12	1,5	0,42
		X–III (X–III)	0,18	0,02	0,33	0,13

* – badania prowadzone od III 2004 – research investigated from III 2004

Tabela 19
Table 19

Charakterystyka składu fizykochemicznego wody w piezometrze 2 na terenie oczyszczalni
w Brzeźnie w okresie badawczym XI 2002–V 2005
The physico-chemical composition of water in piezometer 2 on plant-soil treatment plant area
in Brzeźno, in research period XI 2002–V 2005

Wskaźnik Index	Jednostka Unit	Data Time	Średnia Mean	Min. Min.	Max. Max.	Odch. stand. Stand. dev.
1	2	3	4	5	6	7
Głębokość zalegania Depth of water-table	cm p.p.t. cm under ground level	XI 2002–V 2005	100,9	42	180	46,7
		IV–IX	124,9	58	180	49,52
		X–III	81,2	42	160	34,33
Temperatura Temperature	°C	XI 2002–V 2005	6,9	2,9	11,5	3,03
		IV–IX	8,8	5,2	11,5	2,48
		X–III	6,2	2,9	11,2	2,97
pH		XI 2002–V 2005	7,1	6,6	7,5	0,25
		IV–IX	7,18	6,7	7,5	0,22
		X–III	7,07	6,6	7,5	0,26
Sucha pozostałość Total solids	mg/dm ³	XI 2002–V 2005	973,9	360	1600	377,19
		IV–IX	1031,4	520	1600	337,81
		X–III	948,7	360	1600	401,0
Zawiesina* Suspension	mg/dm ³	III 2004–V 2005	292,5	160	620	159,78
		IV–IX	222,0	160	300	72,25
		X–III	342,86	180	620	190,33
BZT ₅ BOD ₅	mg O ₂ /dm ³	XI 2002–V 2005	2,87	0,5	20	5,79
		IV–IX	2,14	0,5	10	3,51
		X–III	3,19	0,5	20	6,62

Tabela 19 cd.
Table 19 cont.

1	2	3	4	5	6	7
ChZT _{Cr} COD _{Cr}	mg O ₂ /dm ³	XI 2002–V 2005	58,6	7	164	48,68
		IV–IX	42	7	120,7	49,71
		X–III	65,8	8,9	164	48,0
Azot ogólny Total-N	mg N/dm ³	XI 2002–V 2005	18,9	0,6	52	16,15
		IV–IX	26,2	5,8	47	14,95
		X–III	12,4	1,9	36,9	10,94
Azot amonowy Ammonium nitrogen	mg NH ₄ /dm ³	XI 2002–V 2005	0,1	0,01	0,51	0,14
		IV–IX	0,05	0,03	0,1	0,03
		X–III	0,12	0,01	0,51	0,17
Azot azotanowy Nitrate nitrogen	mg NO ₃ /dm ³	XI 2002–V 2005	27,3	0,10	88,6	28,26
		IV–IX	36,1	0,44	88,6	28,09
		X–III	23,5	0,10	88,6	28,35
Azot azotynowy Nitrite nitrogen	mg NO ₂ /dm ³	XI 2002–V 2005	0,23	0,001	3,61	0,74
		IV–IX	0,14	0,01	0,33	0,14
		X–III	0,27	0,001	3,61	0,89
Fosfor ogólny Total-P	mg P/dm ³	XI 2002–V 2005	0,19	0,004	0,84	0,25
		IV–IX	0,18	0,004	0,5	0,22
		X–III	0,2	0,01	0,84	0,28
Fosforany* Phosphates	mg PO ₄ /dm ³	III 2004–V 2005	0,27	0,01	1,51	0,4
		IV–IX	0,44	0,11	1,51	0,6
		X–III	0,14	0,01	0,29	0,1

* – badania prowadzone od III 2004 – research investigated from III 2004

Amplituda wahań temperatury wody w piezometrach na oczyszczalni w Brzeźnie była znaczna. Maksymalna temperatura wody gruntowej w piezometrze nr 1 w miesiącu lipcu w 2003 roku wyniosła 18,0°C, a w piezometrze nr 3 16,0°C (rys. 17).

pH

Odczyn (pH) wody gruntowej w piezometrach na terenie oczyszczalni roślinno-glebowej w Brzeźnie zmieniał się w zakresie od 6,5 do 7,5 (rys. 18). Najmniejsze wahania zmian pH wystąpiły w piezometrze nr 1 oraz w piezometrze nr 3.

Największe zmiany pH zanotowano z piezometrze nr 2 zlokalizowanym na kwaterze nr 4 (I segment oczyszczalni). Mogło to być spowodowane przeciążeniem kwatery oraz niekontrolowanymi zrzutami ścieków (bezpośrednio z wozu asenizacyjnego). Maksymalna wartość pH równa 7,53 wystąpiła w piezometrze nr 1 w marcu 2005 roku. Była to również najwyższa wartość pH zanotowana dla wody gruntowej dla wszystkich piezometrów zlokalizowanych na terenie oczyszczalni w Brzeźnie. Najniższe zaobserwowane wartości pH w wodzie pochodzącej z piezometrów nr 1, 2, 3 wynosiły odpowiednio 6,5, 6,6 i 6,7 (grudzień 2003 r.).

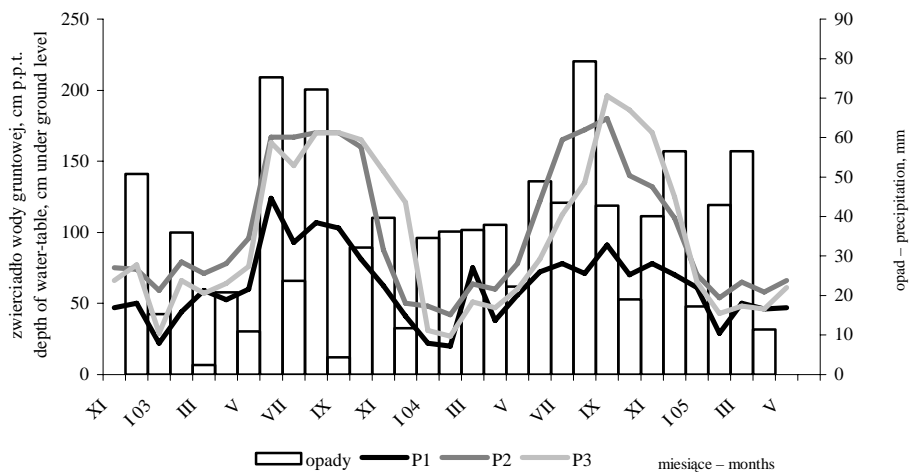
Tabela 20

Table 20

Charakterystyka składu fizykochemicznego wody w piezometrze 3 na terenie oczyszczalni
w Brzeźnie w okresie badawczym XI 2002–V 2005
The physico-chemical composition of water in piezometer 3 on plant-soil treatment plant area
in Brzeźno, in research period XI 2002–V 2005

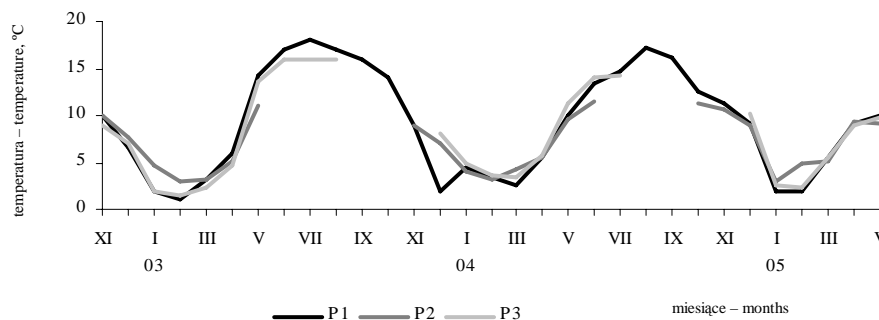
Wskaźnik Index	Jednostka Unit	Data Time	Średnia Mean	Min. Min.	Max. Max.	Odch. stand. Stand. dev.
Głębokość zalegania Depth of water-table	cm p.p.t. cm under ground level	XI 2002–V 2005	96,7	27	196	53,59
		IV–IX	109,2	46	196	52,97
		X–III	86,5	27	186	53,46
Temperatura Temperature	°C	XI 2002–V 2005	8,03	1,5	16	4,96
		IV–IX	11,9	4,7	16	4,08
		X–III	4,8	1,5	10,2	2,91
pH		XI 2002–V 2005	7,01	6,7	7,5	0,23
		IV–IX	6,97	6,7	7,5	0,23
		X–III	7,05	6,7	7,5	0,24
Sucha pozostałość Total solids	mg/dm ³	XI 2002–V 2005	730	280	1360	254,35
		IV–IX	780	400	1360	247,06
		X–III	687,7	280	1120	262,49
Zawiesina* Suspension	mg/dm ³	III 2004–V 2005	251,8	120	360	76,27
		IV–IX	223,3	120	320	78,4
		X–III	286	200	360	64,65
BZT ₅ BOD ₅	mg O ₂ /dm ³	XI 2002–V 2005	4,7	0,5	26	7,39
		IV–IX	6,18	0,5	26	8,2
		X–III	3,54	0,5	25	6,76
ChZT _{Cr} COD _{Cr}	mg O ₂ /dm ³	XI 2002–V 2005	66,5	9	288	72,57
		IV–IX	47,53	9	155	50,82
		X–III	82,56	10,1	288	85,63
Azot ogólny Total-N	mg N/dm ³	XI 2002–V 2005	5,58	0,5	22	6,22
		IV–IX	6,98	0,8	22	6,9
		X–III	6,99	1,6	17,2	5,44
Azot amonowy Ammonium nitrogen	mg NH ₄ /dm ³	XI 2002–V 2005	0,12	0,01	0,51	0,14
		IV–IX	0,11	0,03	0,38	0,11
		X–III	0,12	0,01	0,51	0,14
Azot azotanowy Nitrate nitrogen	mg NO ₃ /dm ³	XI 2002–V 2005	2,81	0,004	44,28	8,96
		IV–IX	0,54	0,004	2,21	0,77
		X–III	4,73	0,10	44,28	12,03
Azot azotynowy Nitrite nitrogen	mg NO ₂ /dm ³	XI 2002–V 2005	0,19	0,001	3,61	0,73
		IV–IX	0,06	0,003	0,33	0,10
		X–III	0,3	0,001	3,61	1,0
Fosfor ogólny Total-P	mg P/dm ³	XI 2002–V 2005	0,22	0,01	1,03	0,29
		IV–IX	0,29	0,03	0,9	0,28
		X–III	0,16	0,01	1,03	0,29
Fosforany* Phosphates	mg PO ₄ /dm ³	III 2004–V 2005	0,23	0,01	1,2	0,33
		IV–IX	0,34	0,09	1,2	0,42
		X–III	0,09	0,01	0,2	0,07

* – badania prowadzone od III 2004 – research investigated from III 2004



Rys. 16. Głębokość zalegania wody gruntowej w piezometrach nr 1, 2, 3 na oczyszczalni w Brzeźnie w okresie badawczym XI 2002–V 2005

Fig. 16. Depth of water table in piezometers 1, 2, 3 on plant-soil treatment plant in Brzeźno in research period XI 2002–V 2005



Rys. 17. Zmiany temperatury w wodzie gruntowej w piezometrach 1, 2, 3 na oczyszczalni w Brzeźnie w okresie badawczym XI 2002–V 2005

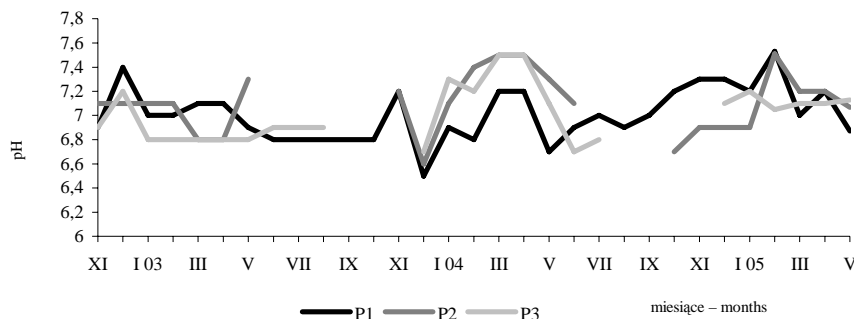
Fig. 17. Changes of ground water temperature in piezometers 1, 2, 3 in plant-soil treatment plant in Brzeźno in research period XI 2002–V 2005

Sucha pozostałość ogólna, zawiesina

Największymi zmianami **suchej pozostałości ogólnej** charakteryzowały się próbki wody pobieranej z piezometru nr 2. Najwyższa wartość suchej pozostałości ogólnej wystąpiła w wodzie pochodzącej z piezometru nr 2 i wyniosła 1600 mg/dm^3 w kwietniu oraz listopadzie 2003 roku. Była to najwyższa notowana wartość dla próbek wody ze wszyst-

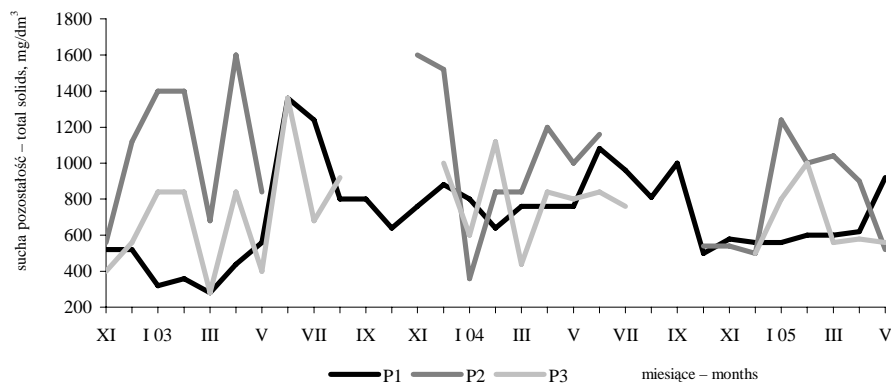
kich piezometrów z terenu tej oczyszczalni. Średnia zawartość suchej pozostałości w całym okresie badawczym kształtowała się następująco: 709,35 mg/dm³ dla piezometru nr 1, 973,91 mg/dm³ dla piezometru nr 2 i 730 mg/dm³ dla piezometru nr 3 (rys. 19).

Zawiesina badana była w okresie badawczym III 2004–V 2005. Najwyższe wartości zawiesiny w wodach gruntowych zanotowano dla piezometru nr 2 w styczniu i lutym 2005 roku, odpowiednio 620 i 600 mg/dm³. Najniższymi wartościami zawiesiny charakteryzowały się próbki wody pobieranej z piezometru nr 3. Średnia wartość zawiesiny w okresie badawczym kształtowała się następująco: 350,67 mg/dm³ dla piezometru nr 1, 292,5 mg/dm³ dla piezometru nr 2, oraz 251,82 mg/dm³ dla piezometru nr 3 (rys. 20).



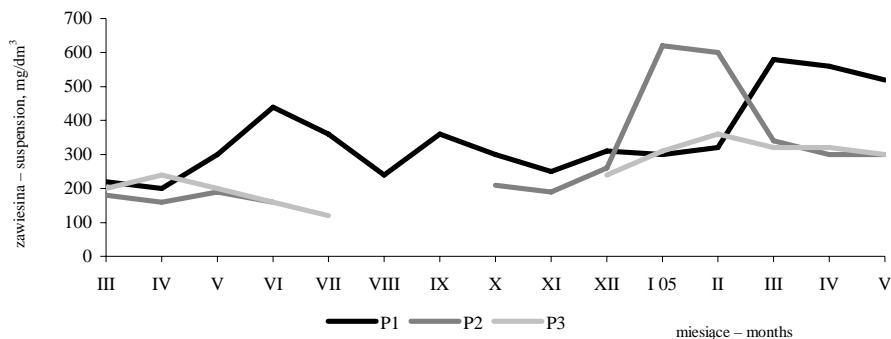
Rys. 18. Zmiany pH w wodzie gruntowej w piezometrach 1, 2, 3 na oczyszczalni w Brzeźnie w okresie badawczym XI 2002–V 2005

Fig. 18. Changes of ground water pH in piezometers 1, 2, 3 in plant-soil treatment plant in Brzeźno in research period XI 2002–V 2005



Rys. 19. Zmiany suchej pozostałości ogólnej w wodzie gruntowej w piezometrach 1, 2, 3 na oczyszczalni w Brzeźnie w okresie badawczym XI 2002–V 2005

Fig. 19. Changes of total solid in ground water in piezometers 1, 2, 3 in plant-soil treatment plant in Brzeźno in research period XI 2002–V 2005



Rys. 20. Zmiany zawiesiny w wodzie gruntowej w piezometrach 1, 2, 3 na oczyszczalni w Brzeźnie w okresie badawczym III 2004–V 2005

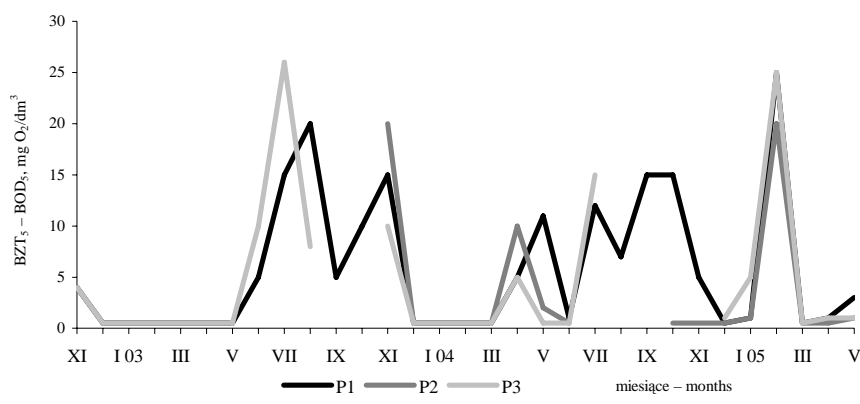
Fig. 20. Changes of suspension in ground water in piezometers 1, 2, 3 in plant-soil treatment plant in Brzeźno in research period III 2004–V 2005

Biochemiczne zapotrzebowanie na tlen (BZT₅)

Przebieg zmian BZT₅ w wodach gruntowych piezometrów nr 1, 2, 3 w 2003 roku w Brzeźnie był zbliżony do siebie. Maksymalne wartości zaobserwowanego wskaźnika występowały w okresie czerwiec–październik i wahały się w granicach 5–26 mg O₂/dm³ (rys. 21). W półroczu letnim 2003 roku w piezometrach nr 1 i 3 w miesiącach lipcu i sierpniu wystąpił gwałtowny wzrost BZT₅. W 2004 roku BZT₅ w wodach wszystkich piezometrów odznaczało się znacznymi wahaniami. W przypadku wartości średnich charakteryzujących cały okres badawczy piezometr nr 1 posiadał wody gruntowe o najwyższych średnich wartościach zarówno w półroczu letnim, jak i zimowym. Może to świadczyć o organicznym zanieczyszczeniu wód gruntowych przed oczyszczalnią substancjami nie pochodzącymi ze ścieków bytowych. Średnie wartości BZT₅ w wodach piezometrów w okresie badawczym kształtowały się następująco: 5,84 mg O₂/dm³ dla piezometru nr 1, 2,87 mg O₂/dm³ dla piezometru nr 2; 4,7 mg O₂/dm³ dla piezometru nr 3.

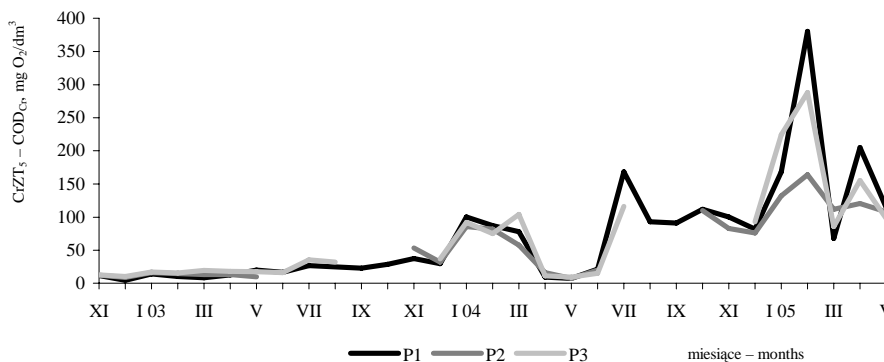
Chemiczne zapotrzebowanie na tlen (ChZT_{Cr})

Zmiany ChZT_{Cr} wód gruntowych badanych w piezometrach nr 1, 2, 3 charakteryzowały się podobną zmiennością w całym okresie badawczym (rys. 22). Podobnie jak w przypadku BZT₅ najwyższe średnie wartości ChZT_{Cr} zaobserwowano w piezometrze nr 1. W 2003 roku stężenie ChZT_{Cr} utrzymywało się w piezometrach na stałym poziomie nie przekraczającym 54 mg O₂/dm³. Pierwsze maksimum wystąpiło na przełomie 2003 i 2004 roku (styczeń, luty) (w przypadku piezometrów nr 1, 2, 3). Następny wzrost wartości ChZT_{Cr} odnotowano w 2004 roku w półroczu letnim (piezometr nr 1 i 3). Kolejne ekstremum wystąpiło w 2005 roku w miesiącach zimowych i było charakterystyczne dla wszystkich piezometrów. Maksymalną wartość ChZT_{Cr} dla piezometrów nr 1, 2, 3 obserwowano w lutym 2005 r. odpowiednio 380 mg O₂/dm³ dla piezometru nr 1, 164 mg O₂/dm³ dla piezometru nr 2, 288 mg O₂/dm³ dla piezometru nr 3.



Rys. 21. Zmiany BZT₅ w wodzie gruntowej w piezometrach 1, 2, 3 na oczyszczalni w Brzeźnie w okresie badawczym XI 2002–V 2005

Fig. 21. Changes of BOD₅ in ground water in piezometers 1, 2, 3 in plant-soil treatment plant in Brzeźno in research period XI 2002–V 2005



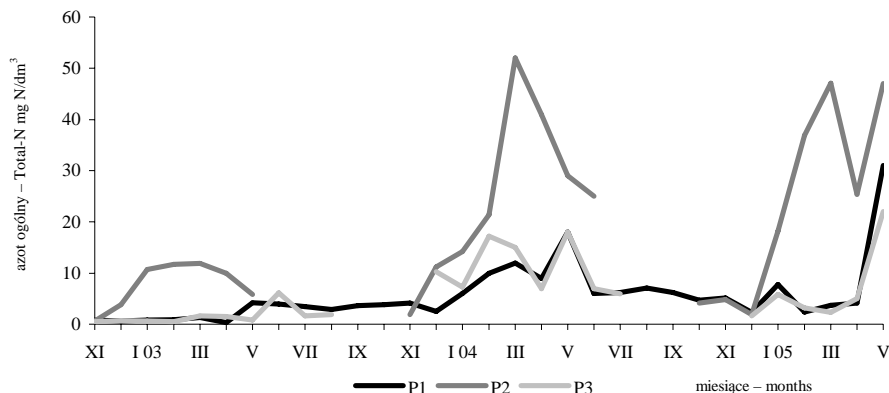
Rys. 22. Zmiany stężenia ChZT_{Cr} w wodzie gruntowej w piezometrach 1, 2, 3 na oczyszczalni w Brzeźnie w okresie badawczym XI 2002–V 2005

Fig. 22. Changes of COD_{Cr} in ground water in piezometers 1, 2, 3 in plant-soil treatment plant in Brzeźno in research period XI 2002–V 2005

Azot ogólny, amonowy, azotanowy, azotynowy

Zmiany stężeń **azotu ogólnego** w przypadku wód pochodzących z piezometrów nr 1 i 3 były zbliżone do siebie. Średnia wartość azotu ogólnego wynosiła 5,64 mg N/dm³ dla piezometru nr 1, natomiast 5,58 mg N/dm³ dla piezometru nr 3. Inaczej przedstawiają się zmiany stężeń azotu ogólnego dla wody gruntowej pobieranej do analizy z piezometru nr 2. Wyraźnie zarysowuje się tu wpływ nawadniania ściekami nieoczyszczonymi (surowymi, tylko po oczyszczeniu mechanicznym) powierzchni kwatery, na której znajduje się piezometr. Wartości średnie były najwyższe ze wszystkich zarówno w półroczu letnim,

jak i zimowym. Kilkakrotnie większe maksimum zanotowano dla piezometru nr 2 w marcu 2004 roku (52 mg N/dm^3) oraz w marcu i maju 2005 roku ($47,1 \text{ mg N/dm}^3$ i 47 mg N/dm^3) (rys. 23). Średnia wartość azotu ogólnego dla wody gruntowej pobieranej z piezometru nr 2 wynosiła $18,94 \text{ mg N/dm}^3$.



Rys. 23. Zmiany stężenia azotu ogólnego w wodzie gruntowej w piezometrach 1, 2, 3 na oczyszczalni w Brzeźnie w okresie badawczym XI 2002–V 2005

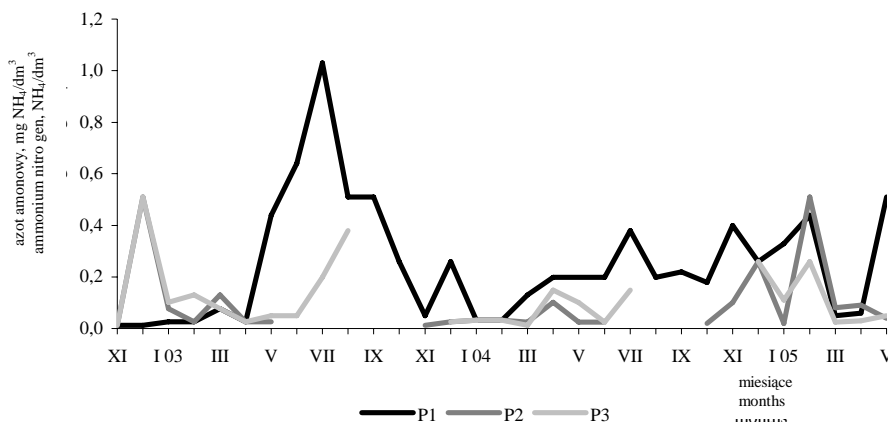
Fig. 23. Changes of total nitrogen in ground water in piezometers 1, 2, 3 in plant-soil treatment plant in Brzeźno in research period XI 2002–V 2005

Zmiany zawartości **azotu amonowego** różnią się od przebiegu azotu ogólnego. Najwyższe stężenia zanotowano w piezometrze nr 1 w 2003 roku w półroczu letnim. Maksymalna zaobserwowana wartość azotu amonowego dla piezometru nr 1 wystąpiła w lipcu i wyniosła $1,03 \text{ mg NH}_4/\text{dm}^3$. Interesującym jest to, że dla piezometru nr 2 notowano najniższe jego wartości (rys. 24). Średnie wartości azotu amonowego w wodzie gruntowej w piezometrach 1, 2, 3 w okresie badawczym kształtowały się następująco: $0,25 \text{ mg NH}_4/\text{dm}^3$ dla piezometru nr 1, $0,1 \text{ mg NH}_4/\text{dm}^3$ dla piezometru nr 2 oraz $0,11 \text{ mg NH}_4/\text{dm}^3$ dla piezometru nr 3.

Największe wahania oraz największe wartości **azotu azotanowego** zanotowano w próbkach wody gruntowej pobieranych z piezometru nr 2 (kwatery IV – segment przeciążony). W przypadku piezometru nr 3 tylko w jednym przypadku zaobserwowano nagły wzrost stężenia azotanów w grudniu 2003 roku. W innych miesiącach wartości azotanów nie przekraczały $10 \text{ mg NO}_3/\text{dm}^3$ (rys. 25). Próbkę wody pobrane z piezometru nr 2 charakteryzowały się wysokimi stężeniami azotu azotanowego. Maksimum zanotowane w przeciągu całego okresu badawczego wynosiło $88,6 \text{ mg NO}_3/\text{dm}^3$. Dla próbek wody pobranych z piezometru nr 2 można zauważyć sezonową zmienność stężenia azotanów. W większości przypadków w półroczu zimowym stężenia azotu azotanowego były większe niż w półroczu letnim.

Stężenia **azotu azotynowego** w próbkach wody pobranej z piezometrów nr 1, 2, 3 charakteryzowały się znacznymi zmianami. Średnie wartości azotynów dla piezometrów w całym okresie badawczym były zbliżone do siebie i wynosiły odpowiednio: $0,05 \text{ mg NO}_2/\text{dm}^3$ dla piezometru nr 1, $0,07 \text{ mg NO}_2/\text{dm}^3$ dla piezometru nr 2, $0,04 \text{ mg NO}_2/\text{dm}^3$

dla piezometru nr 3 (rys. 26). W przypadku piezometru nr 1 maksymalne stężenie azotynów obserwowano w sierpniu i wrześniu 2003 roku – równe $0,20 \text{ mg NO}_2/\text{dm}^3$ oraz w październiku 2004 roku – $0,22 \text{ mg NO}_2/\text{dm}^3$. Dla piezometru nr 2 stężenie azotynów osiągało maksymalne wartości w lutym 2003 r. – $0,29 \text{ mg NO}_2/\text{dm}^3$ i maju 2005 roku – $0,33 \text{ mg NO}_2/\text{dm}^3$. Wartość maksymalną azotynów w wodzie pochodzącej z piezometru nr 3 obserwowano w czerwcu 2004 roku – $0,33 \text{ mg NO}_2/\text{dm}^3$.



Rys. 24. Zmiany stężenia azotu amonowego w wodzie gruntowej w piezometrach 1, 2, 3 na oczyszczalni w Brzeźnie w okresie badawczym XI 2002–V 2005

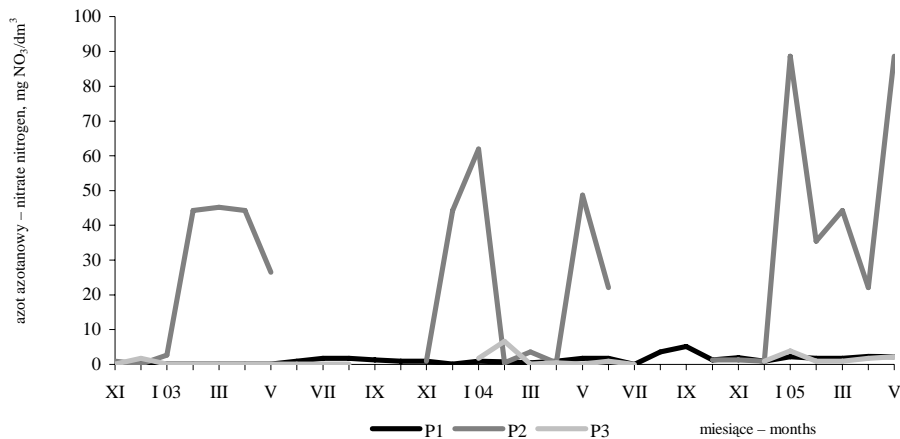
Fig. 24. Changes of ammonium nitrogen in ground water in piezometers 1, 2, 3 in plant-soil treatment plant in Brzeźno in research period XI 2002–V 2005

Fosfor ogólny

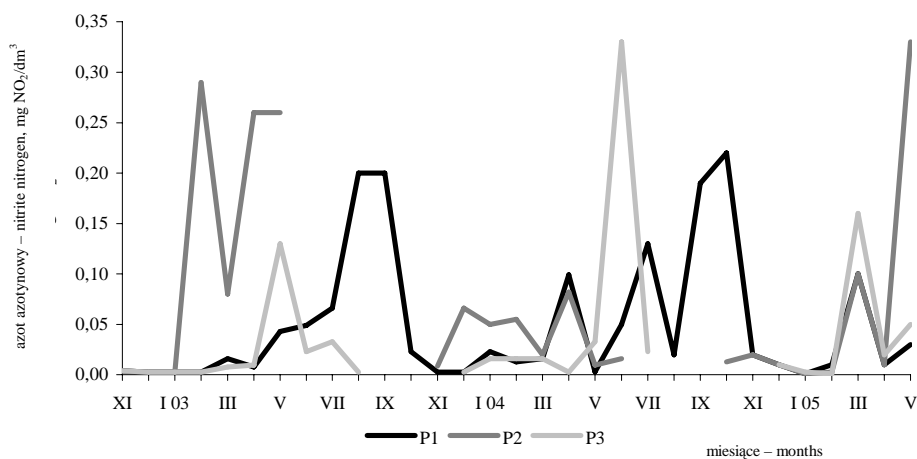
Stężenia fosforu ogólnego dla próbek wody pobieranych z piezometrów na terenie oczyszczalni w Brzeźnie nie różniły się swoim przebiegiem w sposób znaczący. Największe stężenia występowały w 2003 roku w okresie maj–grudzień w piezometrach nr 1, 2, 3 (rys. 27). Przez cały rok 2004 stężenia fosforu ogólnego utrzymywały się na niskim poziomie. W maju 2005 roku zanotowano gwałtowny wzrost stężenia fosforu w próbkach wody pobranych z piezometru nr 1 ($2,7 \text{ mg P}/\text{dm}^3$). Średnie stężenia fosforu ogólnego w okresie badawczym kształtowały się następująco: $0,42 \text{ mg P}/\text{dm}^3$ dla piezometru nr 1; $0,19 \text{ mg P}/\text{dm}^3$ dla piezometru nr 2; $0,22 \text{ mg P}/\text{dm}^3$ dla piezometru nr 3.

Fosforany

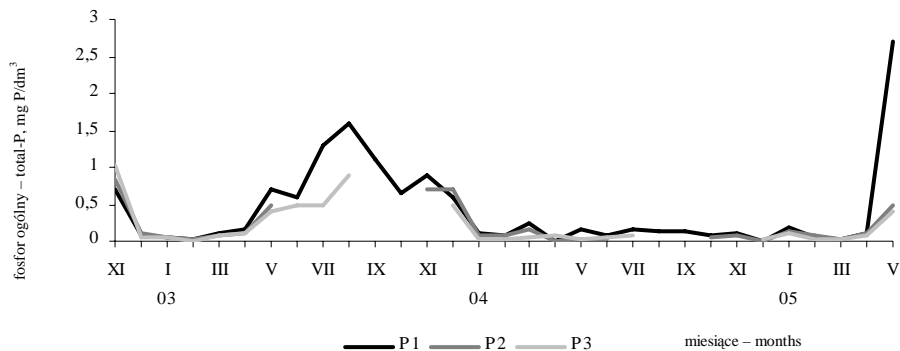
Pomiar stężenia fosforanów w wodach gruntowych na obiekcie w Brzeźnie wykonywany był w okresie III 2004–V 2005. Widoczna jest zależność pomiędzy zmianami stężenia fosforu ogólnego a zmianami stężenia fosforanów. W Brzeźnie okres podwyższonych stężeń fosforanów trwa dłużej (niż w przypadku fosforu ogólnego), jednak również w tym samym miesiącu (maj 2005) zanotowano maksymalną wartość fosforanów w przypadku trzech piezometrów wynoszącą odpowiednio: $1,5 \text{ mg PO}_4/\text{dm}^3$ dla piezometru nr 1, $1,51 \text{ mg PO}_4/\text{dm}^3$ dla piezometru nr 2, $1,2 \text{ mg PO}_4/\text{dm}^3$ dla piezometru nr 3 (rys. 28).



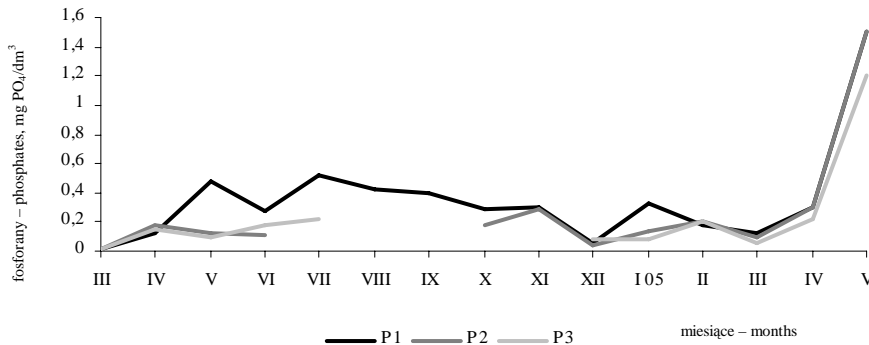
Rys. 25. Zmiany stężenia azotu azotanowego w wodzie gruntowej w piezometrach 1, 2, 3 na oczyszczalni w Brzeźnie w okresie badawczym XI 2002–V 2005
 Fig. 25. Changes of nitrate nitrogen in ground water in piezometers 1, 2, 3 in plant-soil treatment plant in Brzeźno in research period XI 2002–V 2005



Rys. 26. Zmiany stężenia azotu azotynowego w wodzie gruntowej w piezometrach 1, 2, 3 na oczyszczalni w Brzeźnie w okresie badawczym XI 2002–V 2005
 Fig. 26. Changes of nitrite nitrogen in ground water in piezometers 1, 2, 3 in plant-soil treatment plant Brzeźno in research period XI 2002–V 2005



Rys. 27. Zmiany stężenia fosforu ogólnego w wodzie gruntowej w piezometrach 1, 2, 3 na oczyszczalni w Brzeźnie w okresie badawczym XI 2002–V 2005
 Fig. 27. Changes of total phosphorus in ground water in piezometers 1, 2, 3 in plant-soil treatment plant in Brzeźno in research period XI 2002–V 2005



Rys. 28. Zmiany stężenia fosforanów w wodzie gruntowej w piezometrach 1, 2, 3 na oczyszczalni w Brzeźnie w okresie badawczym III 2004–V 2005
 Fig. 28. Changes of phosphates in ground water in piezometers 1, 2, 3 in plant-soil treatment plant in Brzeźno in research period III 2004–V 2005

4.3.2. Oczyszczalnia w Mroczeniu

Na terenie oczyszczalni w Mroczeniu zainstalowany został jeden piezometr, na końcu złoża obsadzonego wierzbą, w odległości około 1,0 m od rowu odwadniającego. Analiza składu wód gruntowych pochodzących z piezometru oczyszczalni w Mroczeniu, oprócz monitoringu jakości wód gruntowych (tab. 21), pozwalała również na określenie skuteczności oczyszczania ścieków bytowych. Okres badawczy dotyczący analizy składu fizykochemicznego wód gruntowych zawierał się w przedziale czasowym: XI 2002–V 2005. Próbkę wody gruntowej pobierane były z częstotliwością raz na miesiąc. Położenie piezometru na terenie oczyszczalni w Mroczeniu przedstawia rysunek 2.

Tabela 21

Table 21

Charakterystyka składu fizykochemicznego wody w piezometrze na terenie oczyszczalni roślinno-glebowej w Mroczeniu w okresie badawczym XI 2002–V 2005
The physico-chemical composition of water in piezometer in plant-soil treatment plant area in Mroczeń, in research period XI 2002–V 2005

Wskaźnik Index	Jednostka Unit	Data Time	Średnia Mean	Min. Min.	Max. Max.	Odch. stand. Stand. dev.
Głębokość zalegania Depth of water-table	cm p.p.t. cm under ground level	XI 2002–V 2005	31,4	5	58	14,46
		IV–IX	37,7	20	58	12,99
		X–III	25,8	5	56	14,05
Temperatura Temperature	°C	XI 2002–V 2005	6,76	0,5	15	4,95
		IV–IX	11,35	5,2	15	3,56
		X–III	3,59	0,5	10,9	2,81
pH		XI 2002–V 2005	7,13	6,8	7,5	0,22
		IV–IX	7,14	6,8	7,5	0,24
		X–III	7,13	6,9	7,5	0,22
Sucha pozostałość Total solids	mg/dm ³	XI 2002–V 2005	1038	120	2040	544,5
		IV–IX	868,9	240	1200	309,7
		X–III	1133,1	120	2040	629,61
Zawiesina* Suspension	mg/dm ³	III 2004–V 2005	406,9	180	610	164,3
		IV–IX	353,3	180	580	179,7
		X–III	452,8	200	610	147,4
BZT ₅ BOD ₅	mg O ₂ /dm ³	XI 2002–V 2005	4,34	0,5	20	5,69
		IV–IX	6,56	1,0	15	5,46
		X–III	3,09	0,5	20	5,9
ChZT _{Cr} COD _{Cr}	mg O ₂ /dm ³	XI 2002–V 2005	93,1	18,4	237	58,2
		IV–IX	82,8	18,4	126	41,98
		X–III	98,9	23,0	237	66,17
Azot ogólny Total-N	mg N/dm ³	XI 2002–V 2005	5,14	0,3	18	4,11
		IV–IX	3,93	1,4	7,1	1,71
		X–III	5,83	0,3	18	4,91
Azot amonowy Ammonium nitrogen	mg NH ₄ /dm ³	XI 2002–V 2005	0,29	0,05	1,03	0,25
		IV–IX	0,51	0,15	1,03	0,29
		X–III	0,17	0,05	0,4	0,08
Azot azotanowy Nitrate nitrogen	mg NO ₃ /dm ³	XI 2002–V 2005	3,86	0,10	39,8	9,4
		IV–IX	0,82	0,10	2,21	0,7
		X–III	5,88	0,10	39,8	11,84
Azot azotynowy Nitrite nitrogen	mg NO ₂ /dm ³	XI 2002–V 2005	0,13	0,0001	0,98	0,3
		IV–IX	0,21	0,0001	0,90	0,39
		X–III	0,08	0,0001	0,98	0,25
Fosfor ogólny Total-P	mg P/dm ³	XI 2002–V 2005	0,36	0,02	1,8	0,43
		IV–IX	0,37	0,023	0,9	0,33
		X–III	0,36	0,02	1,8	0,48
Fosforany* Phosphates	mg PO ₄ /dm ³	III 2004–V 2005	0,89	0,07	5,5	1,52
		IV–IX	0,73	0,07	2,49	0,89
		X–III	1,04	0,14	5,5	1,97

* – badania prowadzone od III 2004 – research investigated from III 2004

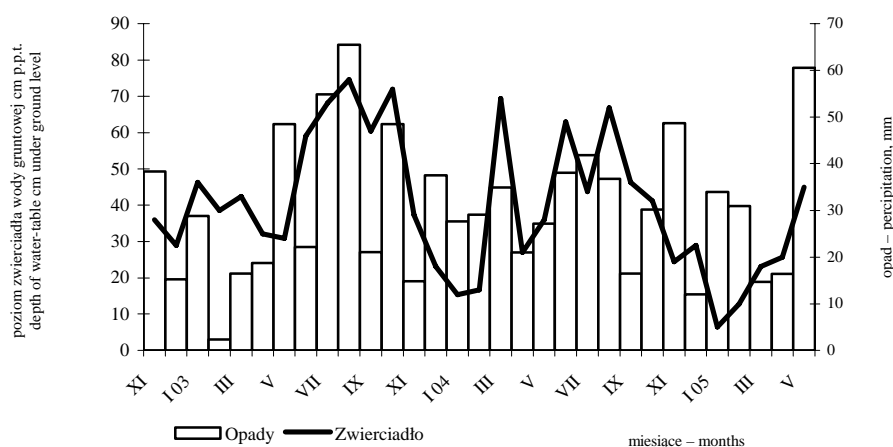
Próbki wody pobranej do analizy z piezometru w Mroczeniu, w dalszej części tekstu, będą traktowane jako ścieki oczyszczone ze względu na bliskie sąsiedztwo rowu odwadniającego oraz płytko zalegające zwierciadło wód gruntowych w piezometrze.

Poziom zwierciadła wody gruntowej oraz jej temperatura

Zwierciadło wody gruntowej na terenie oczyszczalni w Mroczeniu charakteryzowało się płytkimi poziomami zalegania, średnio w roku 2003–37,9 cm p.p.t., w roku 2004 – 31,1 cm p.p.t., w roku 2005 – 21,5 cm p.p.t. (rys. 29). Tak płytko zalegające wody gruntowe są w dużym stopniu narażone na zanieczyszczenia wprowadzane wraz ze ściekami na teren oczyszczalni roślinno-glebowej. Najniższy poziom zwierciadła wody w okresie badawczym wynoszący 56 cm p.p.t. zaobserwowano w miesiącu sierpniu oraz w październiku 2003 roku.

Najpłycej występujące wody gruntowe w 2004 roku zaobserwowano w miesiącach zimowych w styczniu 12 cm p.p.t. i lutym 13 cm p.p.t. oraz w 2005 roku w styczniu 5 cm p.p.t.

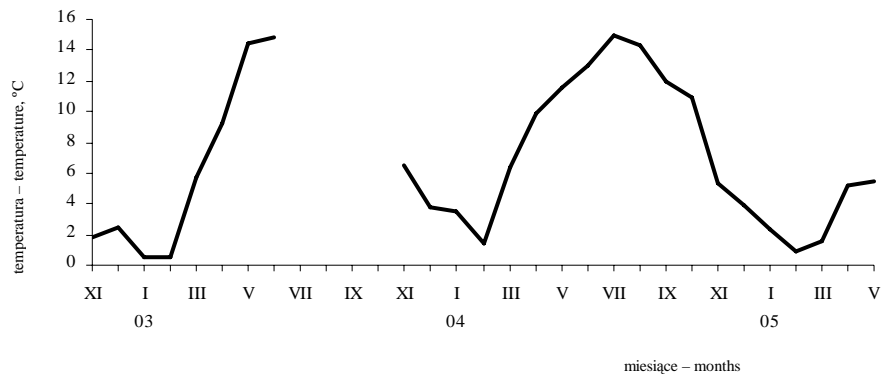
W miesiącach letnich na terenie obiektu w Mroczeniu poziom wody opadał poniżej spągu warstwy oczyszczającej (przepuszczalnej), uniemożliwiając tym samym pobór wody do analiz fizykochemicznych. W roku 2003 sytuacja taka wystąpiła w miesiącach lipiec–październik, a w roku 2004 w miesiącu czerwcu i sierpniu (rys. 29).



Rys. 29. Głębokość zalegania wody gruntowej w piezometrze na oczyszczalni roślinno-glebowej w Mroczeniu w okresie badawczym XI 2002–V 2005

Fig. 29. Depth of water table in piezometer on plant-soil treatment plant in Mroczeń, in research period XI 2002–V 2005

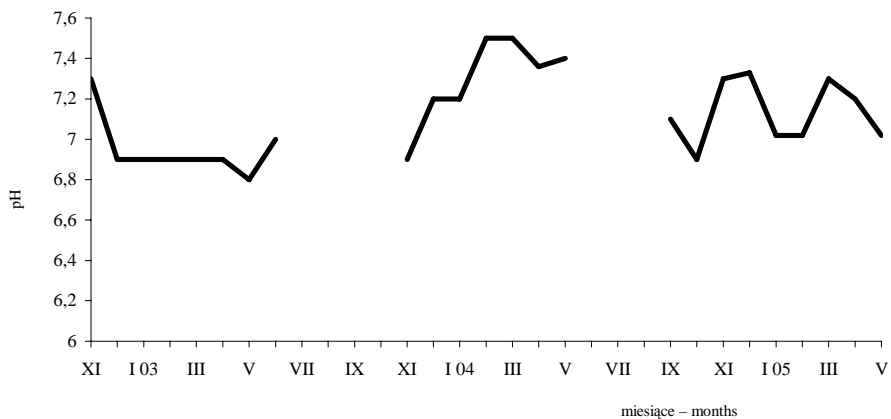
Temperatura wody gruntowej pobieranej do analiz z piezometru wahała się w okresie badawczym w granicach od 0,5 do 15,0°C. Najniższe temperatury zanotowano dla wody pobranej w styczniu i w lutym 2003 roku, a najwyższe wystąpiły w miesiącach letnich 2003 roku (w czerwcu 14,8°C) oraz w lipcu 2004 roku 15,0°C (rys. 30).



Rys. 30. Zmiany temperatury w wodzie gruntowej w piezometrze na oczyszczalni roślinno-glebowej w Mroczeniu w okresie badawczym XI 2002–V 2005
 Fig. 30. Temperature of ground water in piezometer in plant-soil treatment plant in Mroczeń in research period XI 2002–V 2005

pH

Odczyn wód gruntowych (płytko zalegających) zmieniał się w przedziale od 6,8 do 7,5 z maksymalną wartością 7,5 zaobserwowaną w miesiącach luty, marzec, czerwiec 2004 roku. Najniższy odczyn dla wód gruntowych wynoszący 6,8 wystąpił w maju 2003 roku. Średnia wartość pH w okresie badawczym wyniosła 7,13 (rys. 31).



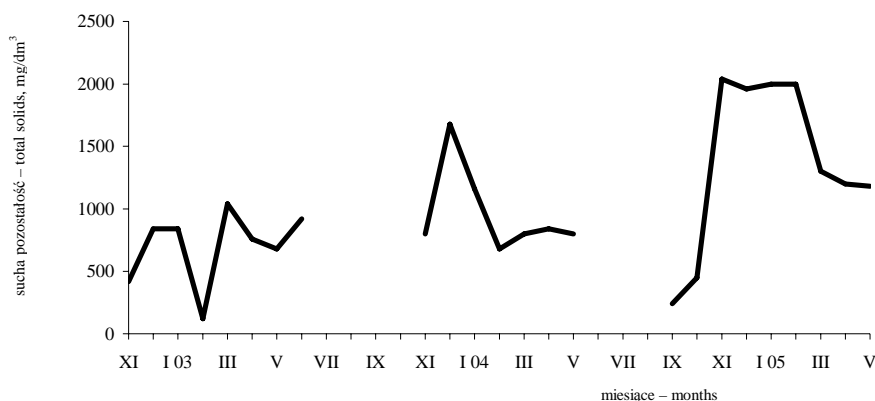
Rys. 31. Zmiany pH w wodzie gruntowej w piezometrze na oczyszczalni roślinno-glebowej w Mroczeniu w okresie badawczym XI 2002–V 2005
 Fig. 31. Changes of pH in ground water in piezometer on plant-soil treatment plant in Mroczeń, in research period XI 2002–V 2005

Sucha pozostałość ogólna, zawiesina

Sucha pozostałość ogólna w próbkach wody zmieniała się w zakresie od 120 mg/dm³ (luty 2003) do 2040 mg/dm³ (listopad 2004). Było to związane z głębokością zalegania

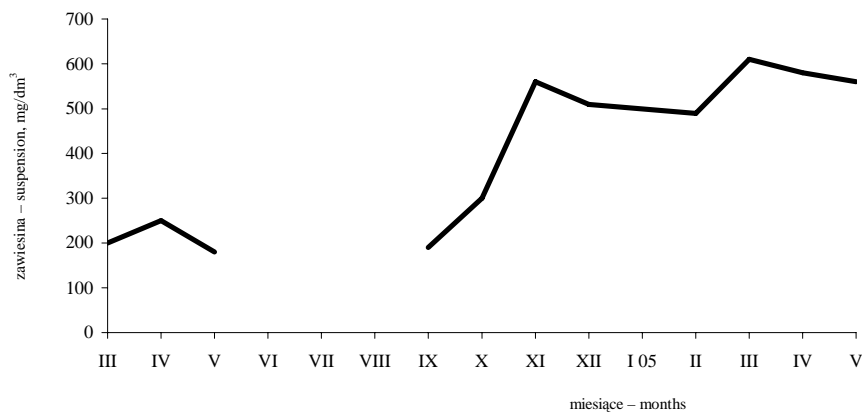
wód gruntowych. Średnia wartość suchej pozostałości dla wody gruntowej na oczyszczalni w Mroczeniu wynosiła 1038 mg/dm³ (rys. 32).

Zawartość zawiesiny w wodach gruntowych w oczyszczalni w Mroczeniu badano w okresie III 2004–V 2005 (rys. 33). Początek okresu badawczego charakteryzował się wzrostem zawiesiny od wartości 200 mg/dm³ do wartości maksymalnej równej 610 mg/dm³, która wystąpiła w marcu 2005 roku, by następnie ustabilizować się na poziomie 550 mg/dm³. Średnia wartość zawiesiny w okresie badawczym wyniosła 406,9 mg/dm³.



Rys. 32. Zmiany suchej pozostałości w wodzie gruntowej w piezometrze na oczyszczalni roślinno-glebowej w Mroczeniu w okresie badawczym XI 2002–V 2005

Fig. 32. Changes of total solid in ground water in piezometer on plant-soil treatment plant in Mroczeń, in research period XI 2002–V 2005

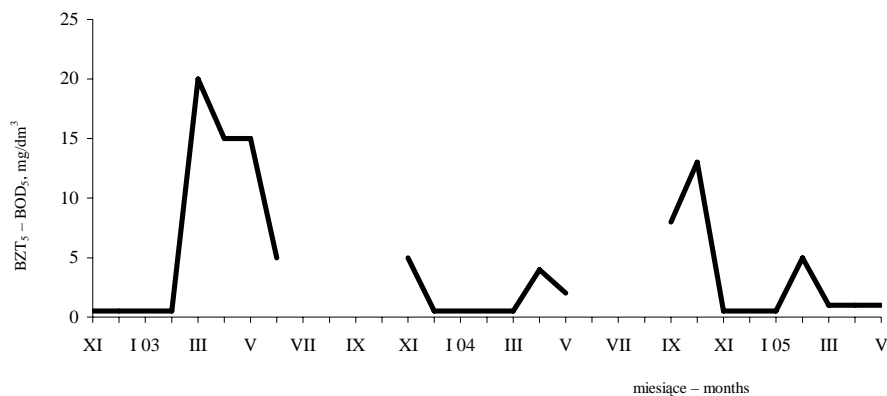


Rys. 33. Zmiany zawiesiny w wodzie gruntowej w piezometrze na oczyszczalni roślinno-glebowej w Mroczeniu w okresie badawczym III 2004–V 2005

Fig. 33. Changes of suspension in ground water in piezometer on plant-soil treatment plant in Mroczeń, in research period III 2004–V 2005

Biochemiczne zapotrzebowanie na tlen (BZT₅)

BZT₅ w wodach gruntowych oczyszczalni charakteryzowało się sezonową zmiennością. W półroczach letnich w latach 2003 i 2004 występowały wyższe wartości BZT₅ niż w półroczach zimowych (rys. 34). BZT₅ w okresie badawczym zawierało się w zakresie od 0,5 do 20 mg O₂/dm³. Maksymalna wartość BZT₅ w wodach gruntowych pobieranych z piezometru wystąpiła w marcu 2003 i wyniosła 20 mg O₂/dm³. Pod koniec okresu badawczego (luty 2005) zaobserwowano kolejne maksimum (5 mg O₂/dm³). Średnia wartość BZT₅ w próbkach wody pobieranych z piezometru miała 4,34 mg O₂/dm³.



Rys. 34. Zmiany BZT₅ w wodzie gruntowej w piezometrze na oczyszczalni roślinno-glebowej w Mroczeniu w okresie badawczym XI 2002–V 2005

Fig. 34. Changes of BOD₅ in ground water in piezometer on plant-soil treatment plant in Mroczeń, in research period XI 2002–V 2005

Chemiczne zapotrzebowanie na tlen (ChZT_{Cr})

ChZT_{Cr} wody gruntowej charakteryzowało się wzrostem w trakcie całego okresu badawczego. Przedział zmienności zawierał się od 18,4 do 237 mg O₂/dm³. Maksimum wystąpiło w lutym 2005 roku (rys. 35), wartość minimalną zaobserwowano w czerwcu 2003, równą 18,4 mg O₂/dm³.

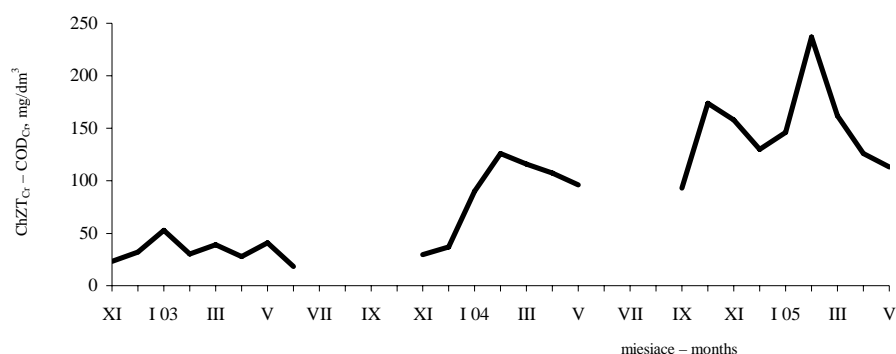
Azot ogólny, amonowy, azotanowy, azotynowy

Stężenie **azotu ogólnego** w wodach gruntowych zawierało się w przedziale od 0,3 do 18 mg N/dm³. Średnie jego stężenie w okresie badawczym wyniosło 5,14 mg N/dm³. Maksymalne stężenie azotu ogólnego 18 mg N/dm³ wystąpiło w marcu 2004 roku (rys. 36), a najniższe zaobserwowano w lutym 2003 – równe 0,3 mg N/dm³.

Wody gruntowe zalegające pod oczyszczalnią w Mroczeniu charakteryzowały się również znacznymi zmianami zawartości **azotu amonowego**. Średnie jego stężenie w całym okresie badawczym wyniosło 0,29 mg NH₄/dm³ (rys. 37), minimalne wartości azotu amonowego 0,05 mg NH₄/dm³ zaobserwowano w lutym 2003, a maksymalne 1,03 mg NH₄/dm³ w kwietniu 2004 roku.

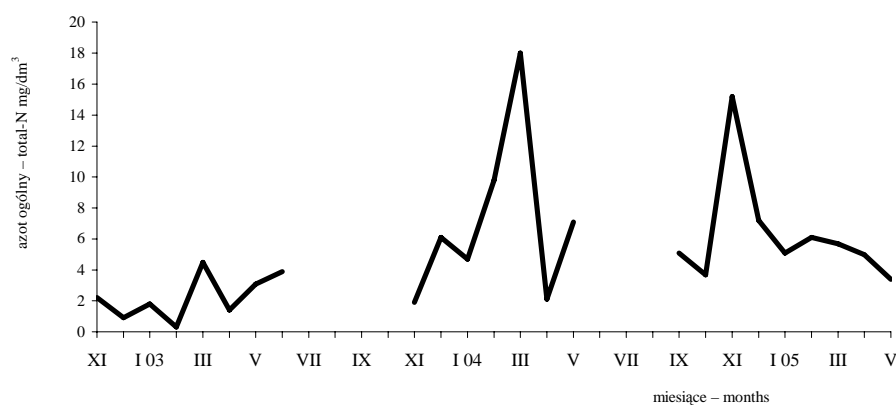
Średnie stężenie **azotanów** w wodzie gruntowej na terenie oczyszczalni w Mroczeniu wynosiło 3,86 mg NO₃/dm³. W czasie całego okresu badawczego wystąpiły trzy ekstrema,

w styczniu, marcu i listopadzie 2004 roku równe odpowiednio 26,6 mg NO₃/dm³, 39,8 mg NO₃/dm³, 13,3 mg NO₃/dm³(rys. 38).



Rys. 35. Zmiany ChZT_{Cr} w wodzie gruntowej w piezometrze na oczyszczalni roślinno-glebowej w Mroczeniu w okresie badawczym XI 2002–V 2005

Fig. 35. Changes of COD_{Cr} in ground water in piezometer on plant-soil treatment plant in Mroczeń, in research period XI 2002–V 2005



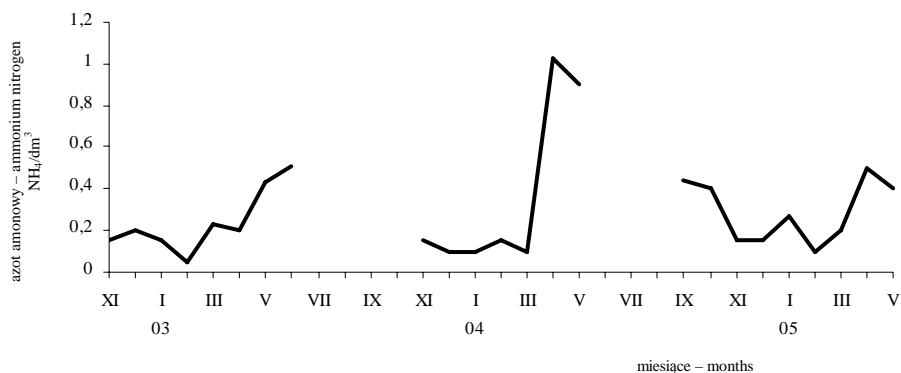
Rys. 36. Zmiany stężenia azotu ogólnego w wodzie gruntowej w piezometrze na oczyszczalni roślinno-glebowej w Mroczeniu w okresie badawczym XI 2002–V 2005

Fig. 36. Changes of total nitrogen in ground water in piezometer on plant-soil treatment plant in Mroczeń, in research period XI 2002–V 2005

Przez cały okres badawczy stężenia **azotu azotynowego** w próbkach wody gruntowej nie przekraczały 0,3 mg NO₂/dm³. Jedynie w lutym 2005 roku nastąpił wzrost azotynów, osiągając wartość maksymalną 0,98 mg NO₂/dm³ (rys. 39).

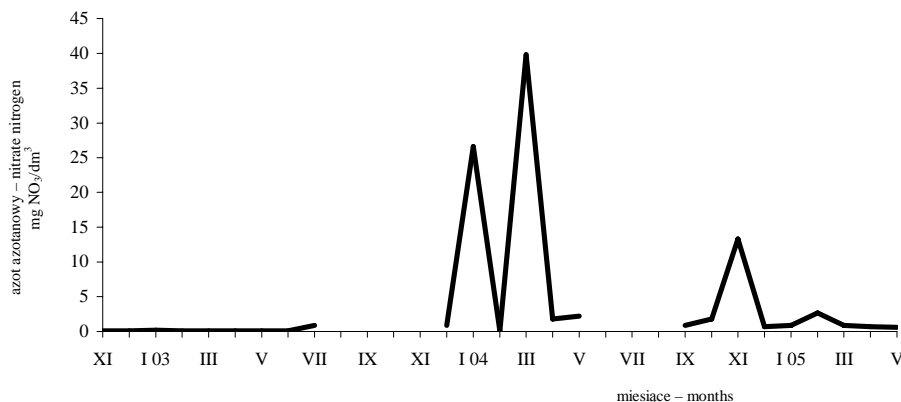
Fosfor ogólny

Fosfor ogólny w wodzie gruntowej zawierał się w przedziale od 0,02 do 1,8 mg P/dm³. Średnie stężenie fosforu ogólnego dla całego okresu badawczego wynosiło 0,36 mg P/dm³. Maksymalną wartość 1,8 mgP/dm³ zanotowano w październiku 2004 r., natomiast minimalną 0,02 mg P/dm³ zaobserwowano w grudniu 2002 i lipcu 2004 roku (rys. 40).



Rys. 37. Zmiany stężenia azotu amonowego w wodzie gruntowej w piezometrze na oczyszczalni roślinno-glebowej w Mroczeniu w okresie badawczym XI 2002–V 2005

Fig. 37. Changes of ammonium nitrogen in ground water in piezometer on plant-soil treatment plant in Mroczeń, in research period XI 2002–V 2005

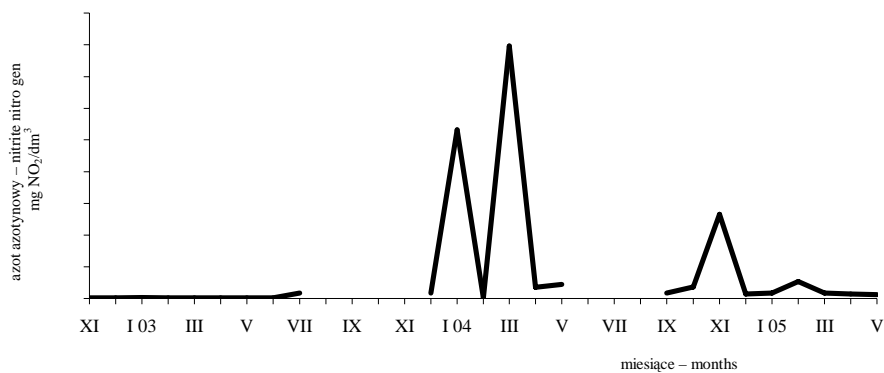


Rys. 38. Zmiany stężenia azotu azotanowego w wodzie gruntowej w piezometrze na oczyszczalni roślinno-glebowej w Mroczeniu w okresie badawczym XI 2002–V 2005

Fig. 38. Changes of nitrate nitrogen in ground water in piezometer on plant-soil treatment plant in Mroczeń, in research period XI 2002–V 2005

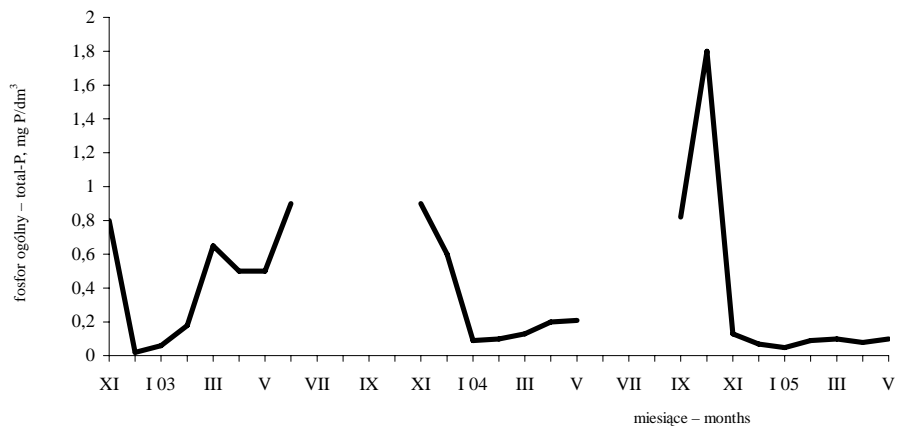
Fosforany

Średnie stężenie fosforanów w okresie badawczym III 2004–V 2005 wyniosło 0,89 mg PO₄/dm³, a maksymalne 5,5 mg PO₄/dm³ zaobserwowano w październiku 2004 r., natomiast minimalne 0,07 mg PO₄/dm³ wystąpiło w lipcu 2004 roku (rys. 41).



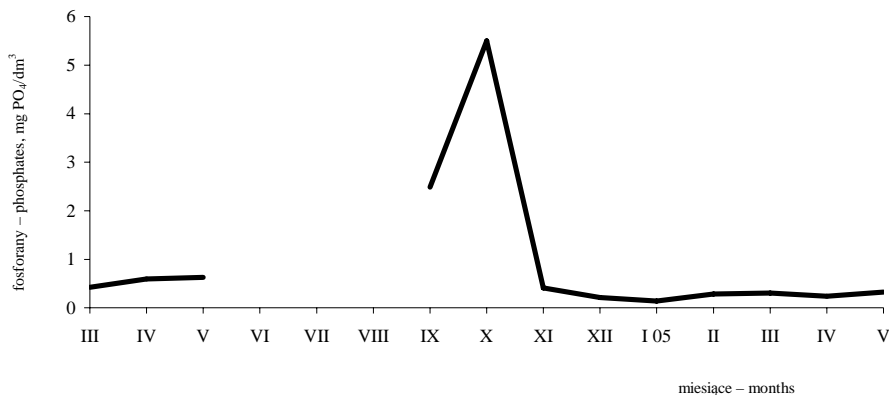
Rys. 39. Zmiany stężenia azotu azotanowego w wodzie gruntowej w piezometrze na oczyszczalni roślinno-glebowej w Mroczeniu w okresie badawczym XI 2002–V 2005

Fig. 39. Changes of nitrite nitrogen in ground water in piezometer on plant-soil treatment plant in Mroczeń, in research period XI 2002–V 2005



Rys. 40. Zmiany stężenia fosforu ogólnego w wodzie gruntowej w piezometrze na oczyszczalni roślinno-glebowej w Mroczeniu w okresie badawczym XI 2002–V 2005

Fig. 40. Changes of total phosphorus in ground water in piezometer on plant-soil treatment plant in Mroczeń, in research period XI 2002–V 2005



Rys. 41. Zmiany stężenia fosforanów w wodzie gruntowej w piezometrze na oczyszczalni roślinno-glebowej w Mroczeniu w okresie badawczym III 2004–V 2005

Fig. 41. Changes of phosphates in ground water in piezometer on plant-soil treatment plant in Mroczeń, in research period III 2004–V 2005

4.4. Charakterystyka ścieków oczyszczonych odpływających z terenu oczyszczalni roślinno-glebowych w Brzeźnie i Mroczeniu

4.4.1. Ścieki oczyszczone odpływające z oczyszczalni w Brzeźnie

Cechą charakterystyczną oczyszczalni roślinno-glebowych jest to, iż w czasie jej eksploatacji mogą występować okresy bez odpływu ścieków oczyszczonych pomimo zasilania powierzchni obiektu ściekami bytowymi. To zjawisko występuje szczególnie latem w okresie bezopadowym i wysokich temperatur.

Do analizy laboratoryjnej ścieków oczyszczonych pobierano próbki z obiektu w Brzeźnie ze studzienki kontrolnej nr 2 zlokalizowanej przy końcu oczyszczalni (rys. 1). Natomiast w przypadku obiektu w Mroczeniu, ze względu na płytko zalegające wody gruntowe oraz trudności związane z pobraniem próbki z rowu odprowadzającego, uznano, iż ścieki oczyszczone mogą mieć skład fizykochemiczny bardzo zbliżony do wody pobieranej z piezometru (rys. 2), scharakteryzowanego w rozdziale 4.3.2, tym bardziej że ułożony był on w odległości 1,0 m od rowu odwadniającego.

Charakterystykę składu fizykochemicznego ścieków oczyszczonych odpływających z oczyszczalni w Brzeźnie zestawiono w tabeli 22.

Lokalizacja studzienki kontrolnej umożliwiła pobór próbki ścieków oczyszczonych odpływających ze wszystkich segmentów oczyszczalni, które są mieszaniną ścieków odpływających z poszczególnych kwater. Podczas całego okresu badawczego na oczyszczalni w Brzeźnie wystąpiło 8 miesięcy bez odpływu ścieków oczyszczonych. Były to miesiące letnie i wczesnojesienne w 2003 i 2004 roku. Średnia temperatura ścieków oczyszczonych odpływających z obiektu wynosiła 7,02°C a minimalna 1,7°C i wystąpiła w lutym 2005 roku (rys. 42).

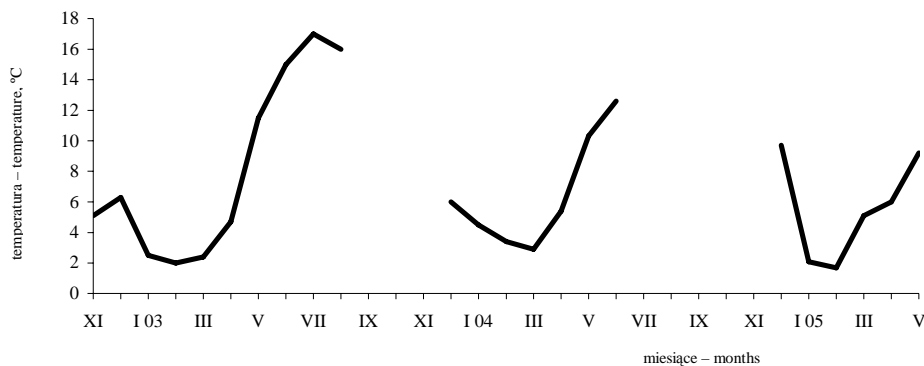
Tabela 22

Table 22

Charakterystyka składu fizykochemicznego ścieków oczyszczonych odpływających z terenu oczyszczalni w Brzeźnie w okresie badawczym XI 2002–V 2005
 The physico-chemical composition of wastewater outflowed from plant-soil treatment plant area in Brzeźno, in research period XI 2002–V 2005

Wskaźnik Index	Jednostka Unit	Data Time	Średnia Mean	Min. Min.	Max. Max.	Odch. stand. Stand. dev.
1	2	3	4	5	6	7
Głębokość zalegania Depth of water-table	cm p.p.t. cm under ground level	XI 2002–V 2005	7,02	1,7	17	4,73
		IV–IX	10,8	4,7	17	4,46
		X–III	4,1	1,7	9,7	2,3
Temperatura Temperature	°C	XI 2002–V 2005	7,21	6,8	7,5	0,2
		IV–IX	7,23	6,8	7,5	0,19
		X–III	7,2	6,8	7,5	0,2
pH		XI 2002–V 2005	691,3	240	1560	315,93
		IV–IX	750	440	1400	289,87
		X–III	646,1	240	1560	338,96
Sucha pozostałość Total solids	mg/dm ³	XI 2002–V 2005	211,4	40	360	103,64
		IV–IX	190,8	40	360	129,09
		X–III	236	150	310	68,04
Zawiesina* Suspension	mg/dm ³	III 2004–V 2005	6,02	0,5	49	11,43
		IV–IX	11,15	0,5	49	15,64
		X–III	2,08	0,5	15	4,17
BZT ₅ BOD ₅	mg O ₂ /dm ³	XI 2002–V 2005	54,9	2,7	134	47,09
		IV–IX	54,3	9,5	132	53,43
		X–III	55,3	2,7	134	43,87
ChZT _{Cr} COD _{Cr}	mg O ₂ /dm ³	XI 2002–V 2005	17,4	0,3	45,3	14,98
		IV–IX	17,6	1,9	43	16,22
		X–III	17,2	0,3	45,3	14,62
Azot ogólny Total-N	mg N/dm ³	XI 2002–V 2005	0,74	0,01	6,46	1,39
		IV–IX	1,31	0,05	6,46	1,95
		X–III	0,3	0,01	1,8	0,47
Azot amonowy Ammonium nitrogen	mg NH ₄ /dm ³	XI 2002–V 2005	18,81	0,19	62	17,79
		IV–IX	15,61	0,10	39,8	14,99
		X–III	21,27	0,62	62	19,92
Azot azotanowy Nitrate nitrogen	mg NO ₃ /dm ³	XI 2002–V 2005	0,41	0,001	4,3	0,92
		IV–IX	0,17	0,001	0,6	0,19
		X–III	0,59	0,001	4,3	1,21
Azot azotynowy Nitrite nitrogen	mg NO ₂ /dm ³	XI 2002–V 2005	0,37	0,01	1,2	0,38
		IV–IX	0,43	0,05	1,2	0,4
		X–III	0,33	0,01	1,04	0,37
Fosfor ogólny Total-P	mg P/dm ³	XI 2002–V 2005	0,53	0,05	1,72	0,55
		IV–IX	0,49	0,150	1,2	0,45
		X–III	0,57	0,05	1,72	0,7
Fosforany* Phosphates	mg PO ₄ /dm ³	XI 2002–V 2005	7,02	1,7	17	4,73
		IV–IX	10,8	4,7	17	4,46
		X–III	4,1	1,7	9,7	2,3

* – badania prowadzone od III 2004 – research investigated from III 2004

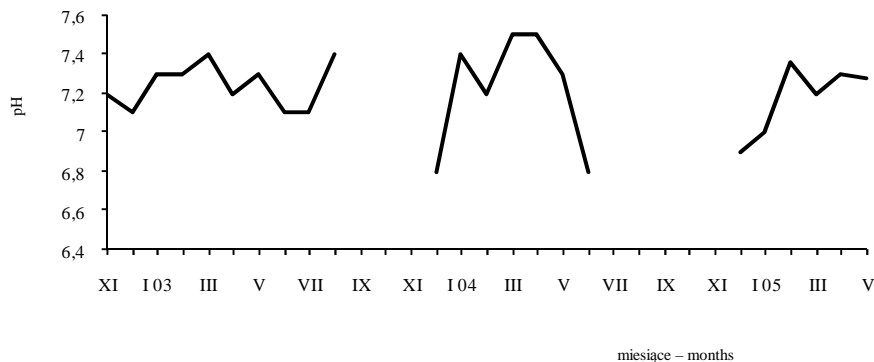


Rys. 42. Zmiany temperatury ścieków oczyszczonych odpływających z oczyszczalni roślinno-glebowej w Brzeźnie w okresie badawczym XI 2002–V 2005

Fig. 42. Changes of temperature in wastewater outflowed from plant-soil treatment plant in Brzeźno, in research period XI 2002–V 2005

pH

Odczyn ścieków oczyszczonych charakteryzował się niewielkimi zmianami (rys. 43). Minimum wynoszące 6,8 wystąpiło w pierwszym miesiącu po okresie bezodpływowym (grudzień 2003) oraz w ostatnim miesiącu przed okresem bez odpływu (czerwiec 2004). Maksimum pH równe 7,5 wystąpiło w marcu i kwietniu 2004 roku.



Rys. 43. Zmiany pH ścieków oczyszczonych odpływających z oczyszczalni roślinno-glebowej w Brzeźnie w okresie badawczym XI 2002–V 2005

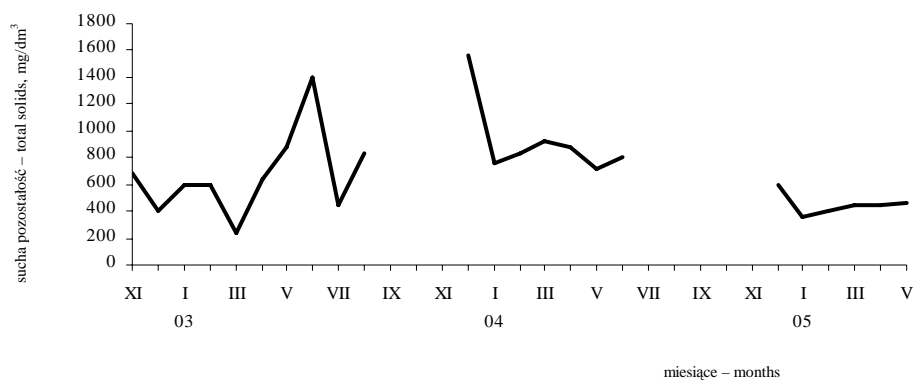
Fig. 43. Changes of pH in wastewater outflowed from plant-soil treatment plant in Brzeźno, in research period XI 2002–V 2005

Sucha pozostałość ogólna, zawiesina

Ścieki oczyszczone odpływające z oczyszczalni charakteryzowały się dużymi zmianami zawartości suchej pozostałości. **Sucha pozostałość ogólna** zawierała się w przedziale od 240 do 1560 mg/dm³ (rys. 44). Najwyższe jej stężenia występowały w miesią-

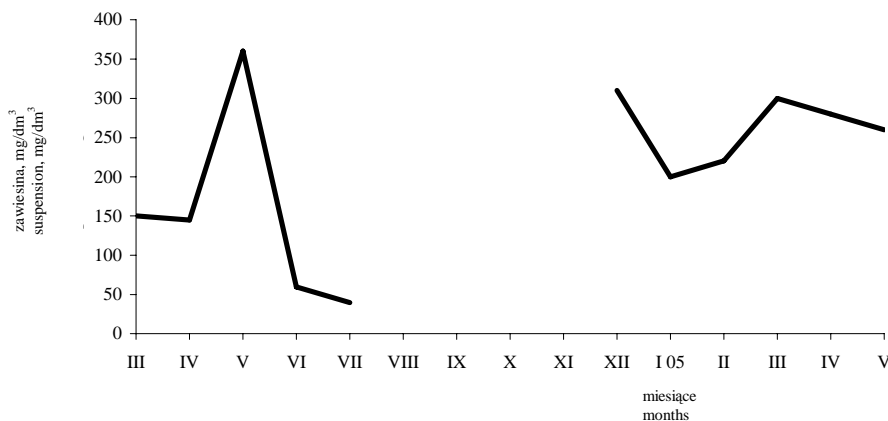
cach letnich oraz w pierwszych miesiącach po okresie bezodpływowym. Średnie stężenie suchej pozostałości ogólnej w okresie badawczym wyniosło $691,3 \text{ mg/dm}^3$, a najniższe 240 mg/dm^3 zaobserwowano w marcu 2003 roku, natomiast najwyższe 1560 mg/dm^3 wystąpiło w grudniu 2003 roku.

Podobna zależność występowała dla **zawiesiny**. Najniższe jej stężenie 40 mg/dm^3 obserwowano przed zaniknięciem odpływu, natomiast w pierwszym miesiącu, w którym pojawił się odpływ ścieków oczyszczonych, następowało jej maksimum (rys. 45).



Rys. 44. Zmiany suchej pozostałości ścieków oczyszczonych odpływających z oczyszczalni roślinno-glebowej w Brzeźnie w okresie badawczym XI 2002–V 2005

Fig. 44. Changes of total solid in wastewater outflowed from plant-soil treatment plant in Brzeźno, in research period XI 2002–V 2005

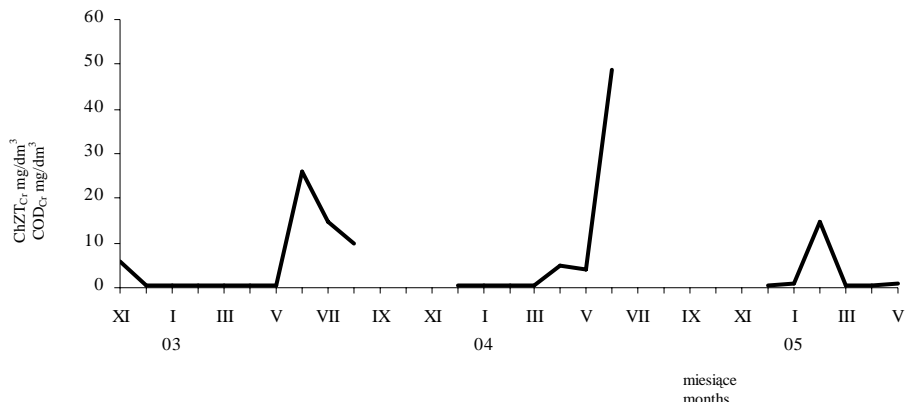


Rys. 45. Zmiany zawiesiny ścieków oczyszczonych odpływających z oczyszczalni roślinno-glebowej w Brzeźnie w okresie badawczym III 2004–V 2005

Fig. 45. Changes of suspension in wastewater outflowed from plant-soil treatment plant in Brzeźno, in research period III 2004–V 2005

Biochemiczne zapotrzebowanie na tlen (BZT₅)

Przez cały okres badawczy BZT₅ utrzymywało się na niskim poziomie (rys. 46). Zaobserwowano tylko trzy przypadki, w których wystąpił nagły wzrost BZT₅. W przypadku lat 2003–2004 maksymalne stężenie BZT₅ wystąpiło w miesiącu czerwcu o wartości odpowiednio 26 mg O₂/dm³ i 49 mg O₂/dm³. Natomiast w roku 2005 gwałtowny wzrost równy 15 mg O₂/dm³ zanotowano w lutym. Średnia wartość BZT₅ ścieków oczyszczonych z całego okresu badawczego wyniosła 6,02 mg O₂/dm³.



Rys. 46. Zmiany BZT₅ ścieków oczyszczonych odpływających z oczyszczalni roślinno-glebowej w Brzeźnie w okresie badawczym XI 2002–V 2005

Fig. 46. Changes of BOD₅ in wastewater outflowed from plant-soil treatment plant in Brzeźno, in research period XI 2002–V 2005

Chemiczne zapotrzebowanie na tlen (ChZT_{Cr})

Średnia wartość ChZT_{Cr} w ściekach oczyszczonych z całego okresu badawczego wyniosła 54,8 mg O₂/dm³. Maksymalne wartości ChZT_{Cr} równe 131 mg O₂/dm³ zaobserwowano w czerwcu 2004 roku, 134 mg O₂/dm³ w marcu 2005 oraz 132 mg O₂/dm³ w maju 2005 roku. Wartość minimalną 2,7 mg O₂/dm³ obserwowano w marcu 2003 roku (rys. 47).

Azot ogólny, amonowy, azotanowy, azotynowy

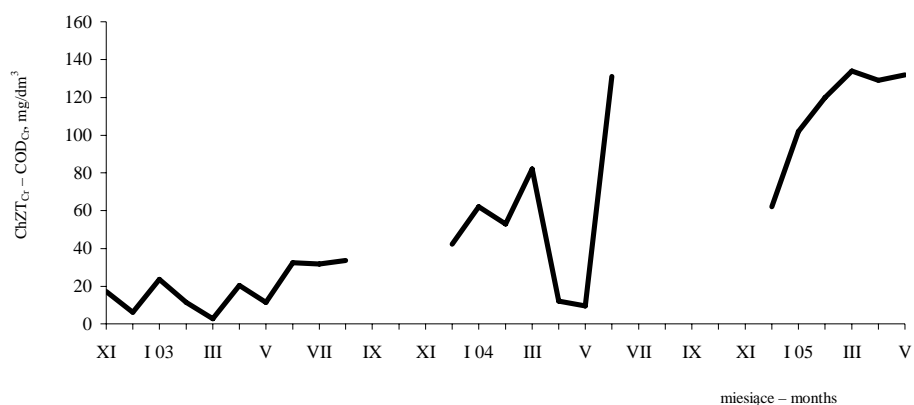
Stężenia **azotu ogólnego** w całym okresie badawczym zawierały się w przedziale od 0,3 mg N/dm³ do 45,3 mg N/dm³. Dwa największe jego stężenia zanotowano w czerwcu i grudniu 2004 odpowiednio 43 mg N/dm³ i 45,3 mg N/dm³ (rys. 48). Minimalne stężenie azotu ogólnego 0,3 mg N/dm³ wystąpiło w listopadzie 2002 roku. Średnia wartość stężenia azotu ogólnego w ściekach oczyszczonych wynosiła 17,37 mg N/dm³.

Średnie stężenie **azotu amonowego** w okresie badawczym kształtowało się na poziomie 0,74 mg NH₄/dm³. Maksymalne stężenie azotu amonowego równe 6,46 mg NH₄/dm³ obserwowano w maju 2005 roku, a najniższe w miesiącach zimowych z wartością ekstremalną równą 0,01 mg NH₄/dm³ w listopadzie 2002 roku (rys. 49).

Stężenia **azotanów** cechowały się dużą zmiennością (rys. 50). Średnie stężenie azotanów w ściekach oczyszczonych pochodzących z oczyszczalni w Brzeźnie wynosiło 18,81 mg

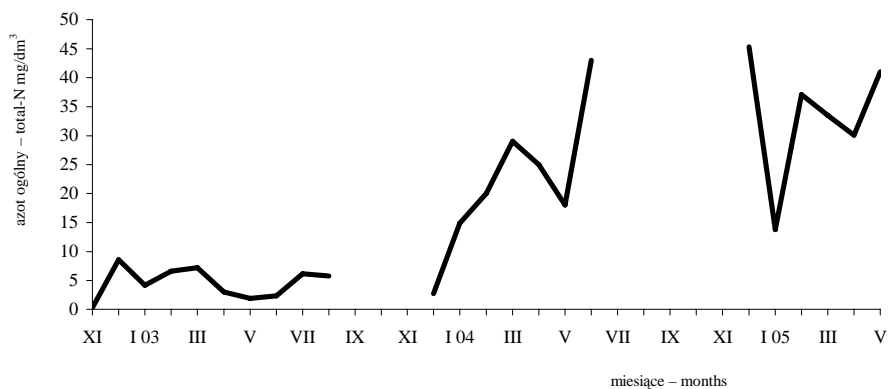
NO_3/dm^3 . Maksymalne równe $62 \text{ mg NO}_3/\text{dm}^3$ obserwowano w styczniu 2004 roku, a najniższe $0,1 \text{ mg NO}_3/\text{dm}^3$ wystąpiło w styczniu 2003 roku. Największymi wahaniami stężeń azotanów w ściekach oczyszczonych charakteryzował się rok 2004.

Średnia wartość stężenia **azotynów** w ściekach oczyszczonych wynosiła w okresie badawczym $0,24 \text{ mg NO}_2/\text{dm}^3$. Maksymalne ich stężenie zaobserwowano w grudniu 2003 roku – $1,64 \text{ mg NO}_2/\text{dm}^3$, a minimalne $0,001 \text{ mg NO}_2/\text{dm}^3$ wystąpiło kilkakrotnie w ciągu całego okresu badawczego (rys. 51).



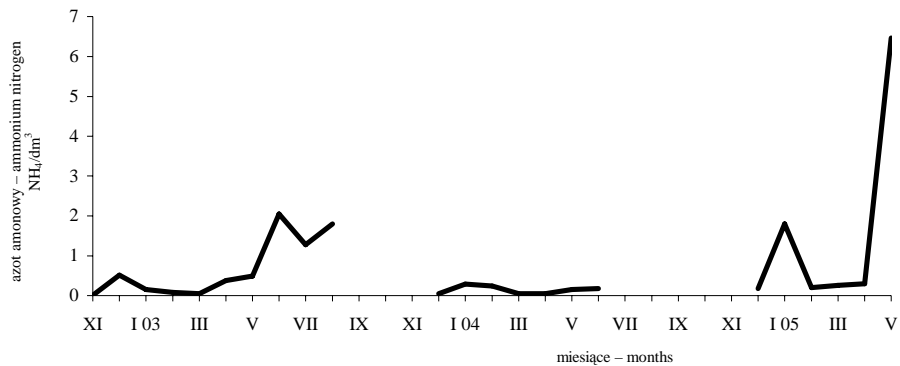
Rys. 47. Zmiany ChZT_{Cr} ścieków oczyszczonych odpływających z oczyszczalni roślinno-glebowej w Brzeźnie w okresie badawczym XI 2002–V 2005

Fig. 47. Changes of COD_{Cr} in wastewater outflowed from plant-soil treatment plant in Brzeźno, in research period XI 2002–V 2005



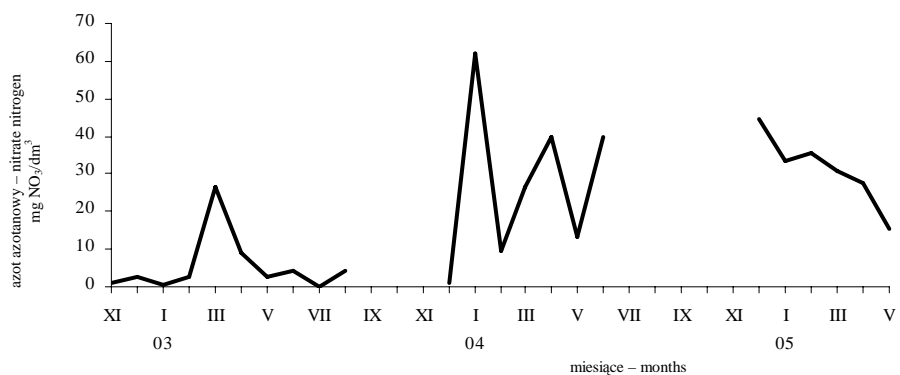
Rys. 48. Zmiany stężenia azotu ogólnego ścieków oczyszczonych odpływających z oczyszczalni roślinno-glebowej w Brzeźnie w okresie badawczym XI 2002–V 2005

Fig. 48. Changes of total nitrogen in wastewater outflowed from plant-soil treatment plant in Brzeźno, in research period XI 2002–V 2005



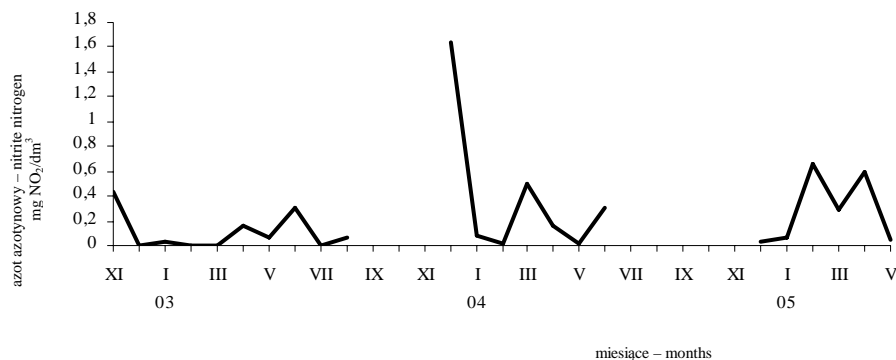
Rys. 49. Zmiany stężenia azotu amonowego ścieków oczyszczonych odpływających z oczyszczalni roślinno-glebowej w Brzeźnie w okresie badawczym XI 2002–V 2005

Fig. 49. Changes of ammonium nitrogen in wastewater outflowed from plant-soil treatment plant in Brzeźno, in research period XI 2002–V 2005



Rys. 50. Zmiany stężenia azotu azotanowego ścieków oczyszczonych odpływających z oczyszczalni roślinno-glebowej w Brzeźnie w okresie badawczym XI 2002–V 2005

Fig. 50 Changes of nitrate nitrogen in wastewater outflowed from plant-soil treatment plant in Brzeźno, in research period XI 2002–V 2005



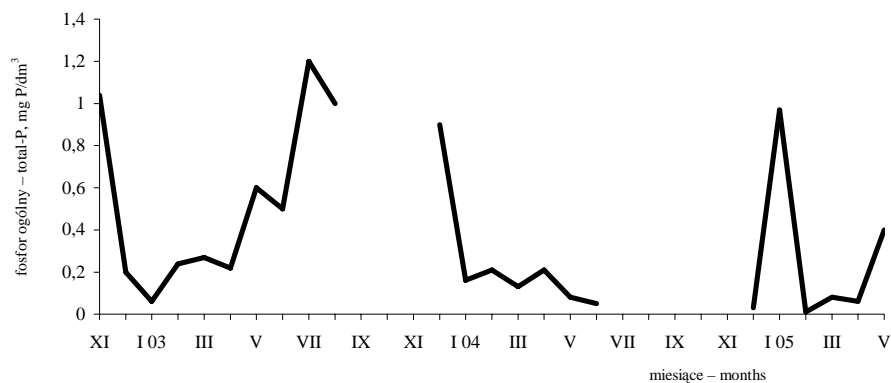
Rys. 51. Zmiany stężenia azotu azotynowego ścieków oczyszczonych odpływających z oczyszczalni roślinno-glebowej w Brzeźnie w okresie badawczym XI 2002–V 2005
 Fig. 51. Changes of nitrite nitrogen in wastewater outflowed from plant-soil treatment plant in Brzeźno, in research period XI 2002–V 2005

Fosfor ogólny

Zakres stężeń fosforu ogólnego w przypadku odpływu zawierał się w granicach od 0,01 mg P/dm³ do 1,2 mg P/dm³. Średnie stężenie kształtowało się na poziomie 0,37 mg P/dm³. Maksymalne stężenie – 1,2 mg P/dm³ obserwowano w lipcu 2003 roku, a minimalne (0,01 mg P/dm³) w lutym 2005 roku (rys. 52).

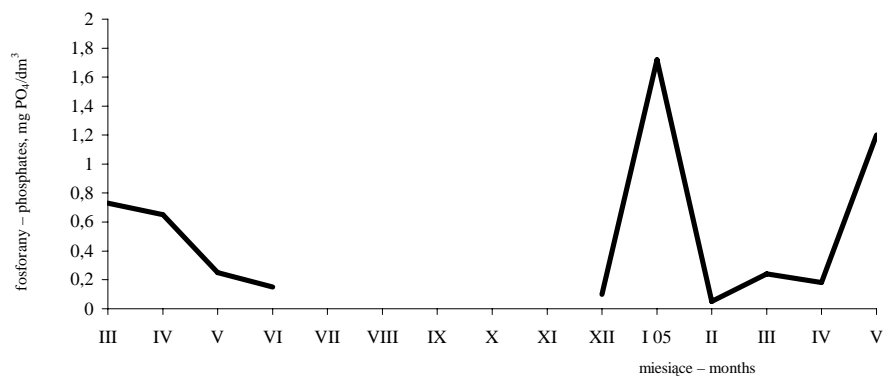
Fosforany

Zmiany stężeń fosforanów w ściekach oczyszczonych były obserwowane od marca 2004 do maja 2005 roku. W okresie tym wystąpiło 5 miesięcy bez odpływu ścieków oczyszczonych. Średnie stężenie fosforanów wyniosło w tym okresie 0,53 mg PO₄/dm³. Maksimum zaobserwowano w styczniu 2005 roku, wynosiło ono 1,72 mg PO₄/dm³, a minimum 0,05 mg PO₄/dm³ zaobserwowano w lutym 2005 roku (rys. 53).



Rys. 52. Zmiany stężenia fosforu ogólnego ścieków oczyszczonych odpływających z oczyszczalni roślinno-glebowej w Brzeźnie w okresie badawczym XI 2002–V 2005

Fig. 52. Changes of total phosphorus in wastewater outflowed from plant-soil treatment plant in Brzeźno, in research period XI 2002–V 2005



Rys. 53. Zmiany stężenia fosforanów ścieków oczyszczonych odpływających z oczyszczalni roślinno-glebowej w Brzeźnie w okresie badawczym III 2004–V 2005

Fig. 53. Changes of phosphates in wastewater outflowed from plant-soil treatment plant in Brzeźno, in research period III 2004–V 2005

4.5. Dynamika odpływu i ładunków zanieczyszczeń po nawodnieniu kwatery ściekami

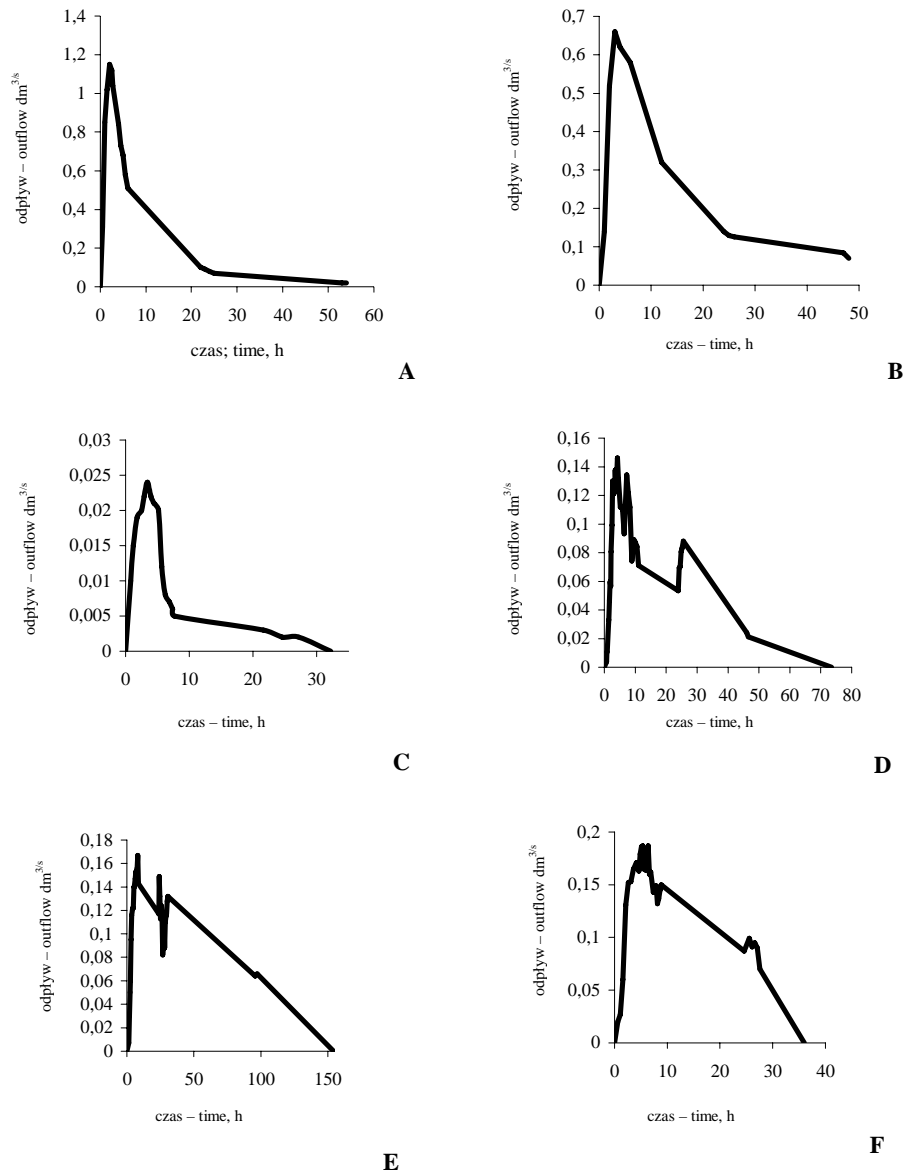
4.5.1. Współczynnik odpływu ścieków oczyszczonych (Brzeźno)

Badania nad określeniem wielkości współczynnika odpływu ścieków oczyszczonych z oczyszczalni roślinno-glebowej w Brzeźnie rozpoczęto w 1997 roku i kontynuowano w latach 1999, 2004–2005.

Kwaterę nr 6 obsadzoną sadzonkami topoli i mieszanką traw nawadniano dawką ścieków równą 97 mm, co odpowiada pojemności zbiornika dozująco-akumulacyjnego 110 m³ (czerwiec 1997, czerwiec 2004, styczeń, luty 2005, kwiecień 2005) oraz dawką ścieków 48 mm (maj 1999) równoważną 55 m³ ścieków surowych znajdujących się w zbiorniku. Ścieki bytowe płynąc przez powierzchnię kwatery wsiąkały w glebę, w której na głębokości około 1,0 m zbierane były rurociągami drenarskim i odprowadzane do odbiornika. Odpływ ścieków oczyszczonych mierzony był za pomocą naczynia podstawionego. Zmiany natężenia odpływu ścieków oczyszczonych dla poszczególnych lat zaprezentowano na rysunku 54.

W czerwcu 1997 roku odnotowano największy chwilowy odpływ z obserwowanych lat, który wynosił 1,15 dm³/s. Maksimum odpływu wystąpiło w drugiej godzinie obserwacji. Po wystąpieniu maksymalnego odpływu ścieków oczyszczonych natężenie odpływu stopniowo malało aż do całkowitego ustania odpływu, które nastąpiło po 54 godzinach od chwili jego pojawienia się. Łącznie z powierzchni nawadnianej kwatery odciekło 44,3 m³ ścieków oczyszczonych. W badaniach przeprowadzonych w maju 1999 roku, uzyskano podobną krzywą odpływu, lecz z mniejszym chwilowym maksymalnym natężeniem odpływu. Przy dawce nawodnieniowej zmniejszonej o połowę maksymalny odpływ wystąpił w trzeciej godzinie i wynosił 0,66 dm³/s. Całkowity czas trwania odpływu wyniósł 48 godzin. Pomimo zmniejszonej dawki nawodnieniowej całkowita objętość odpływających ścieków wyniosła 35,1 m³.

W badaniach przeprowadzonych w czerwcu 2004 roku kształt krzywej odpływu zbliżony był do tych, jakie uzyskano w miesiącach letnich w latach 1997 i 1999, jednak wystąpiła znaczna różnica w wartościach natężenia odpływu. Pojawienie się odcieku wystąpiło dopiero po trzech godzinach od opróżnienia zbiornika. Natężenie odpływu z kwatery sukcesywnie wzrastało i po około 3,5-godzinnej obserwacji maksymalny odpływ wyniósł 0,024 dm³/s (najniższy spośród przeprowadzonych badań). Odpływ ścieków oczyszczonych zakończył się po około 32. godzinach. Najmniejsza objętość ścieków oczyszczonych uzyskana w czerwcu 2004 r. (0,66 m³) była 50 razy mniejsza od maksymalnej wartości, która wystąpiła w czerwcu 1997 roku. Tak duży spadek objętości odpływu może być wynikiem niewłaściwej eksploatacji złoża, która prawdopodobnie mogła doprowadzić do kolmatacji złoża, wysokiej ewapotranspiracji oraz mieć bezpośredni związek z warunkami atmosferycznymi panującymi przed badaniami, które dotyczyły odpływu ścieków oczyszczonych.



Rys. 54. Zmiany natężenia odpływu ścieków oczyszczonych po nawodnieniu kwatery dawką ścieków nieoczyszczonych: **A** – czerwiec 1997 (97 mm), **B** – maj 1999 (48 mm), **C** – czerwiec 2004 (97 mm), **D** – styczeń 2005 (97 mm), **E** – luty 2005 (97 mm), **F** – kwiecień 2005 (97 mm)

Fig. 54. The purified wastewater outflow intensity changes after irrigated quarter raw sewage dose: **A** – June 1997 (97 mm), **B** – Mai 1999 (48 mm), **C** – June 2004 (97 mm), **D** – January 2005 (97 mm), **E** – February 2005 (97 mm), **F** – April 2005 (97 mm)

Następne badania przeprowadzono podczas trwania okresu niekorzystnego dla oczyszczania ścieków na obiektach roślinno-glebowych (warunki zimowe). Odpływ ścieków oczyszczonych z nawadnianej kwatery w styczniu 2005 roku trwał 3 doby, natomiast w lutym zaobserwowany odciek utrzymywał się przez 5 dni. W pierwszej dobie trwania odpływu (styczeń 2005) maksymalne natężenia wystąpiły między 2. a 8. godziną od pojawienia się odpływu. W okresie tym maksymalny zanotowany odpływ wyniósł $0,15 \text{ dm}^3/\text{s}$ i pojawił się po 4,2-godzinnej obserwacji od rozpoczęcia odcieku. Strefa odpływu zbliżona do maksymalnego trwała około 5 godzin. Były to odpływy o charakterze pulsacyjnym, co mogło być związane z warunkami atmosferycznymi. Powierzchnia kwatery, na którą wprowadzano ścieki, była zamrożona. Ścieki surowe o temperaturze $3,7^\circ\text{C}$, wsiąkając w złożę, powodowały stopniowe odmarzanie gleby, co mogłoby tłumaczyć „pulsacyjny odpływ ścieków oczyszczonych”. W 10 godzinie obserwacji wystąpiło kolejne maksimum odpływu równe $0,09 \text{ dm}^3/\text{s}$. Wraz ze spadkiem temperatury powietrza poniżej 0°C ścieki na powierzchni kwatery zaczęły zamarzać, co spowodowało spadek natężenia odpływu. Przebieg drugiej doby obserwacji wyglądał analogicznie do poprzedniej. Jednocześnie ze wzrostem temperatury powietrza od wartości $-0,5^\circ\text{C}$ do wartości dodatniej zaobserwowano wzrost natężenia odpływu. Odciek zanikł po 74 godzinach. W czasie trwania odpływu całkowita pomierzona objętość ścieków oczyszczonych odpływających z nawadnianej kwatery wyniosła $12,2 \text{ m}^3$.

Nieco inne warunki pogodowe panowały w lutym 2005 roku. Wystąpił wtedy najdłuższy z zanotowanych odpływów (ponad 150 godzin). Czynnikiem determinującym wydłużenie się odpływu z kwatery była zalegająca na powierzchni kwatery 17-centymetrowa warstwa śniegu. W pierwszej dobie badań (luty 2005) zanotowano maksimum natężenia odpływu wynoszące $0,167 \text{ dm}^3/\text{s}$, które wystąpiło w 10. godzinie obserwacji. Temperatura ścieków oczyszczonych odpływających z kwatery utrzymywała się na poziomie $2,8\text{--}3,0^\circ\text{C}$. W kolejnej dobie obserwacji zanotowano ujemne temperatury powietrza, które utrzymywały się przez kolejne dni obserwacji na stałym poziomie $-2,4^\circ\text{C}$. Miało to wpływ na pojawienie się w drugiej dobie pulsacyjnego odpływu. Odpływ zakończył się po 150-godzinnej obserwacji. Całkowita objętość odpływających ścieków wyniosła $42,9 \text{ m}^3$.

Badania nad odpływem ścieków oczyszczonych w miesiącach zimowych wskazują na znaczne wydłużenie się czasu odpływu w tym okresie. Cechą specyficzną jest także występowanie pulsacyjnego odpływu związanego z niską temperaturą powietrza.

W badaniach przeprowadzonych w kwietniu 2005 r. czas odpływu ścieków uległ znacznemu skróceniu i wyniósł 36 godzin. Maksimum odpływu wynoszące $0,187 \text{ dm}^3/\text{s}$ wystąpiło po piątej godzinie trwania odpływu. W trakcie badań kwietniowych zaobserwowano odpływ pulsacyjny. Charakterystyczne było także przesunięcie się godziny z maksymalnym odpływem. Całkowita objętość ścieków odpływających z nawadnianej kwatery wyniosła $12,94 \text{ m}^3$.

Na podstawie całkowitej objętości odpływających z nawadnianej kwatery ścieków oczyszczonych V_k i objętości ścieków surowych wpływających na kwaterę V_p obliczono współczynnik odpływu α :

$$\alpha = \frac{Vk}{Vp}$$

gdzie:

α – współczynnik odpływu,

Vk – objętość odpływających ścieków oczyszczonych, m³,

Vp – objętość ścieków doprowadzonych na kwaterę, m³.

Tak obliczony współczynnik odpływu kształtował się następująco: 0,403 (czerwiec 1997), 0,64 (maj 1999), 0,006 (czerwiec 2004), 0,11 (styczeń 2005), 0,39 (luty 2005) 0,12 (kwiecień 2005).

4.5.2. Dynamika stężeń i ładunków zanieczyszczeń odpływających z obiektu po nawodnieniu kwatery

Badając natężenia odpływających ścieków oczyszczonych po nawodnieniu kwatery, równocześnie przeanalizowano zmiany stężeń wybranych wskaźników zanieczyszczeń, pozwalające tym samym określić rzeczywisty ładunek zanieczyszczeń odpływających z nawadnianej kwatery oraz skuteczność oczyszczania. Do określenia rozkładu stężeń zanieczyszczeń ścieków odpływających z nawadnianej kwatery uwzględniono następujące wskaźniki zanieczyszczeń: BZT₅, ChZT_{Cr}, azot ogólny, azot amonowy, azot azotanowy, azot azotynowy, fosfor ogólny.

Na ogół zmiany wielkości stężeń i ładunków zanieczyszczeń ścieków oczyszczonych miały podobny przebieg jak natężenie ścieków odpływających z kwatery. W niektórych przypadkach maksymalne stężenie danego wskaźnika zanieczyszczeń ścieków odpływających nie pokrywało się z maksymalnymi natężeniami odpływu zaobserwowanymi podczas badań.

Chemiczne zapotrzebowanie na tlen (ChZT_{Cr})

W przeprowadzonych badaniach w czerwcu 1997 r. maksymalna wartość ChZT_{Cr} 54,7 mg O₂/dm³ wystąpiła w 150 minucie trwania odpływu. W kolejnych godzinach ChZT_{Cr} obniżyło się do poziomu 17 mg O₂/dm³ (rys. 55A). Maksymalna wartość ładunku ChZT_{Cr} w ściekach oczyszczonych odpływających z kwatery pokryła się z godziną, w której wystąpiła maksymalna wartość tego wskaźnika i wyniosła 220,5 g O₂/h. Już po 5 godzinach, w pierwszej dobie trwania odpływu, wielkość ładunku odprowadzanego wraz ze ściekami zmniejszyła się znacząco i nie przekraczała 50 g O₂/h (rys. 55A).

W okresie badań (maj 1999) maksymalne ChZT_{Cr} wyniosło 52 mg O₂/dm³ i zaobserwowano je w drugiej godzinie trwania odpływu. Wartość ta trwała przez krótki okres czasu, by ustabilizować się na poziomie nie przekraczającym 23 mg O₂/dm³ (rys. 55B). Maksymalny ładunek zanieczyszczeń odprowadzany wraz z odpływającymi oczyszczonymi ściekami wyniósł 94,54 g O₂/h i wystąpił w drugiej godzinie odpływu (rys. 56B).

W próbkach ścieków oczyszczonych w czerwcu 2004 r. maksymalne ChZT_{Cr} 252 mg O₂/dm³ było również krótkotrwałe i wystąpiło po trzeciej godzinie odpływu. Wartość ChZT_{Cr} po zaobserwowanym maksimum obniżyła się w bardzo krótkim czasie do 54,8 mg O₂/dm³ i na tym poziomie utrzymywała się przez pierwszą dobę badań (rys. 55C). Maksymalny ładunek odprowadzany wraz z odpływem o wartości 21,7 g O₂/h wystąpił po trzeciej godzinie trwania odpływu (rys. 56C).

W przypadku badań przeprowadzonych w styczniu 2005 maksymalną chwilową wartość ChZT_{Cr} zanotowano w 382 minucie odpływu (6,5 godz.) równą $162 \text{ mg O}_2/\text{dm}^3$. Następnie zaobserwowano znaczny spadek ChZT_{Cr} , po czym jego wartość na odpływie znowu nieznacznie wzrosła (rys. 55D). ChZT_{Cr} , nieznacznie powyżej $100 \text{ mg O}_2/\text{dm}^3$ utrzymywało się do końca trwania odpływu ścieków z nawadnianej kwatery. Maksymalny ładunek ChZT_{Cr} odprowadzany wraz ze ściekami wystąpił po 4,2 godzinach oberwacji w wielkości $70,5 \text{ g O}_2/\text{h}$ (rys. 56D).

W badaniach przeprowadzonych w lutym 2005 maksymalna wartość ChZT_{Cr} oraz ładunek wystąpiły w 4,2 godzinie obserwacji od pojawienia się odcieku. Maksymalne ChZT_{Cr} wyniosło $128 \text{ mg O}_2/\text{dm}^3$, a maksymalny ładunek $70,5 \text{ g O}_2/\text{h}$. Po 10 godzinie obserwacji ChZT_{Cr} w ściekach odpływających z nawadnianej kwatery wzrosło i utrzymywało się na poziomie powyżej $90 \text{ mg O}_2/\text{dm}^3$ do końca trwania odpływu (rys. 55E).

Przez pierwszą dobę trwania odpływu ładunek utrzymywał się na poziomie powyżej $40 \text{ g O}_2/\text{h}$, by następnie systematycznie obniżyć się (rys. 56E).

W kwietniu 2005 maksymalna wartość ChZT_{Cr} ($138 \text{ mg O}_2/\text{dm}^3$) wystąpiła w około 7 godzinie odpływu. Znamienne było to, iż wraz ze spadkiem natężenia odpływu ścieków oczyszczonych wzrastało ChZT_{Cr} ścieków odpływających (rys. 55F). W drugiej dobie obserwowano ciągły wzrost ChZT_{Cr} do wartości $140 \text{ mg O}_2/\text{dm}^3$. Zmiany ładunku ChZT_{Cr} charakteryzowały się również przesunięciem godziny wystąpienia maksymalnego ładunku (rys. 56F).

Biochemiczne zapotrzebowanie na tlen (BZT_5)

W czerwcu 1997 maksymalną wartość BZT_5 na odpływie zaobserwowano już w pierwszej godzinie trwania odpływu. Wynosiło ono $29,5 \text{ mg O}_2/\text{dm}^3$. Po wystąpieniu maksymalnej wartości BZT_5 nastąpił stały spadek BZT_5 , który po 24 godzinach odpływu utrzymywał się na poziomie $5 \text{ mg O}_2/\text{dm}^3$ (rys. 57A). Podobną dynamiką jak zmiany wartości BZT_5 charakteryzował się ładunek BZT_5 odprowadzany z odpływającymi ściekami. Maksymalny godzinowy ładunek ($110,8 \text{ g O}_2/\text{h}$) wystąpił w chwili maksymalnego odpływu. W drugiej dobie obserwacji ładunek odprowadzany wraz ze ściekami obniżał się do wartości bliskiej zeru (rys. 58A).

Zbliżone wartości BZT_5 zaobserwowano w badaniach przeprowadzonych w maju 1999 roku. Maksymalna wartość BZT_5 wystąpiła również w 1 godzinie obserwacji i wyniosła $27 \text{ mg O}_2/\text{dm}^3$ (rys. 57B). Maksymalny godzinowy ładunek ($40,4 \text{ g O}_2/\text{h}$) był w 3 godzinie odpływu. W dalszych godzinach trwania badań wartość ładunku odprowadzanego wraz ze ściekami sukcesywnie zmniejszała się (rys. 58B).

W badaniach przeprowadzonych w czerwcu 2004 kształt krzywej charakteryzującej zmiany BZT_5 był podobny jak w latach 1997 i 1999. Maksymalna wartość oraz ładunek wystąpiły w trakcie maksymalnego natężenia odpływu. Największa wartość BZT_5 wyniosła $120 \text{ mg O}_2/\text{dm}^3$ (rys. 57C). Maksymalny godzinowy ładunek odprowadzany wraz z odciekiem dla tych badań wyniósł $10 \text{ g O}_2/\text{h}$ (rys. 58C).

W przeprowadzonych badaniach w okresie zimowym w styczniu 2005 roku maksymalne BZT_5 i ładunek zanieczyszczeń wystąpiły o tej samej godzinie. Kształt krzywej obrazującej zmiany BZT_5 uległ zmianom w stosunku do krzywej pochodzącej z wcześniejszych badań. Przez pierwszą dobę trwania odpływu BZT_5 utrzymywało się na poziomie $0,5 \text{ mg O}_2/\text{dm}^3$. Maksymalna wartość BZT_5 wystąpiła w drugiej dobie obserwacji

i wyniosła $20 \text{ mg O}_2/\text{dm}^3$ (rys. 57D). Maksymalna wartość ładunku $6,3 \text{ g O}_2/\text{h}$ pojawiła się po 23 godzinach od wystąpienia odpływu (rys. 58D).

Podobny kształt krzywej charakteryzującej BZT_5 odpływających ścieków oczyszczonych uzyskano w badaniach przeprowadzonych w lutym 2005. Jednak maksymalna wartość $\text{BZT}_5 - 5 \text{ mg O}_2/\text{dm}^3$ – była znacznie mniejsza niż w styczniu i wystąpiła w 4. dobie obserwacji (rys. 57E). Maksymalny ładunek BZT_5 miał miejsce w momencie maksymalnej wartości tego wskaźnika na odpływie i wyniósł $1,08 \text{ g N/h}$ (rys. 58E).

W badaniach kwietniowych 2005 roku odpływ z maksymalnymi wartościami BZT_5 ($40\text{--}45 \text{ mg O}_2/\text{dm}^3$) trwał około 2 godzin i przypadł na największe natężenia odpływu ścieków oczyszczonych. W tej sytuacji maksymalne wartości BZT_5 pokryły się również z maksymalnymi ładunkami BZT_5 odprowadzanym ze ściekami oczyszczonymi. Krzywe obrazujące zmiany BZT_5 były podobne do siebie (rys. 57F, 58F).

Azot ogólny

W badaniach przeprowadzonych w czerwcu 1997 roku stwierdzono maksymalne chwilowe stężenie azotu ogólnego $9,5 \text{ mg N}/\text{dm}^3$ w pierwszej godzinie trwania odpływu. W tej samej godzinie również wystąpiła największa wartość ładunku odpływającego ze ściekami oczyszczonymi, która wyniosła $29,07 \text{ g N/h}$ (rys. 59A, 60A).

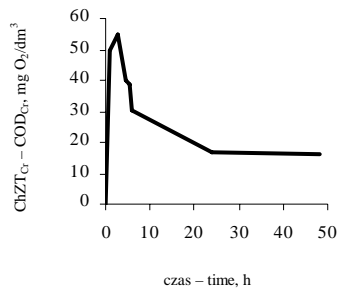
W badaniach przeprowadzonych w maju 1999 roku maksymalne stężenie azotu ogólnego ($15,8 \text{ mgN}/\text{dm}^3$) wystąpiło już w pierwszej godzinie trwania odpływu, a maksymalna wartość ładunku odprowadzanego wraz ze ściekami oczyszczonymi ($17,41 \text{ gN/h}$) w drugiej godzinie trwania odpływu (rys. 59B, 60B).

W eksperymencie przeprowadzonym w czerwcu 2004 r., maksymalne stężenie azotu ogólnego ($16,1 \text{ mg N}/\text{dm}^3$) wystąpiło w 2,5 godzinie obserwacji (przed notowanym szczytem odpływu). W tej samej godzinie zaobserwowano także maksymalny ładunek azotu ogólnego (10 g N/h) wynoszący ze ściekami oczyszczonymi (rys. 59C, 60C).

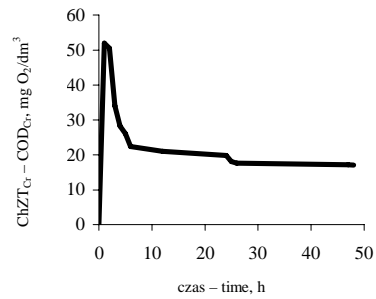
W okresie zimowym, styczeń 2005, stężenia azotu ogólnego utrzymywały się na wyższym poziomie niż w poprzednich badaniach. Najwyższa wartość azotu ogólnego ($24,5 \text{ mg N}/\text{dm}^3$) wystąpiła w drugiej godzinie trwania odpływu. Przez pierwszą dobę odpływu stężenia azotu ogólnego przekraczały $15 \text{ mg N}/\text{dm}^3$ (rys. 59D). Maksymalny ładunek azotu ogólnego ($11,4 \text{ g N/h}$) odprowadzany wraz z oczyszczonymi ściekami stwierdzono dopiero po czwartej godzinie trwania odpływu (rys. 60D).

W lutym 2005 roku odnotowano dwa ekstrema stężeń azotu ogólnego: w 4,2 godzinie obserwacji, $90 \text{ mg N}/\text{dm}^3$ oraz w 27,2 godzinie obserwacji, $77 \text{ mg N}/\text{dm}^3$. Przez cały okres trwania odpływu – stężenia azotu ogólnego były na wysokim poziomie. W ostatnich dobach trwania odpływu stężenie azotu ogólnego utrzymywało się na poziomie $50 \text{ mg N}/\text{dm}^3$ (rys. 59E). Maksymalny ładunek azotu odprowadzanego, tak jak w poprzednich przypadkach, wystąpił wraz z maksymalnym stężeniem i wyniósł $39,53 \text{ g N/h}$ (rys. 60E).

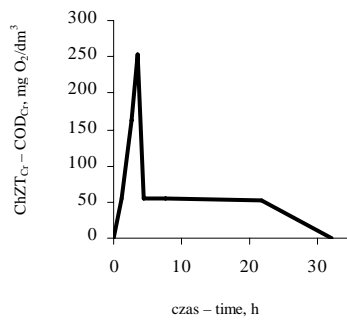
W badaniach przeprowadzonych w kwietniu 2005 roku obserwowano ciągły wzrost stężenia azotu ogólnego. Maksymalne stężenia powyżej $70 \text{ mg N}/\text{dm}^3$ występują w ostatnich godzinach trwania odpływu. Maksymalny ładunek azotu całkowitego odprowadzany wraz z odpływającymi ściekami ($41,9 \text{ g N/h}$) przypadał na największe natężenia odpływu (rys. 59F, 60F).



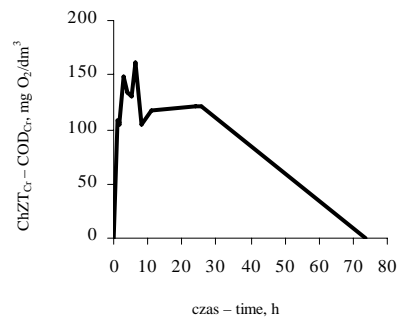
A



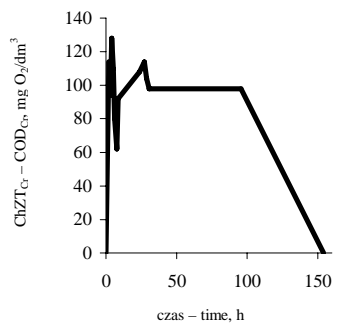
B



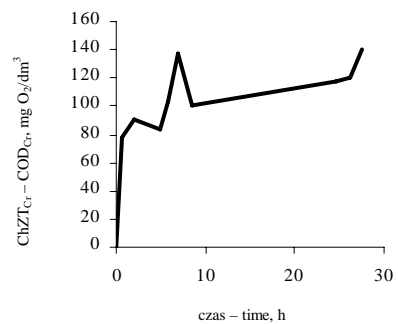
C



D



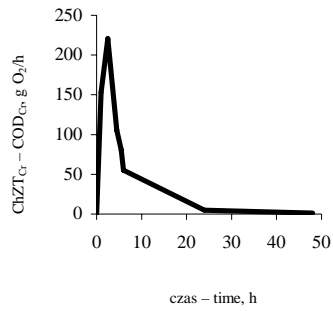
E



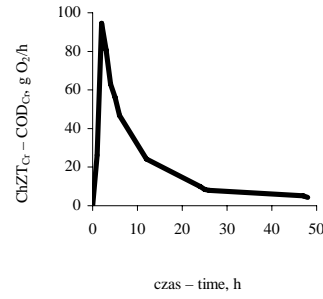
F

Rys. 55. Zmiany ChZT_{Cr} w ściekach oczyszczonych odpływających z kwatery po nawodnieniu dawką ścieków nieoczyszczonych: **A** – czerwiec 1997 (97 mm), **B** – maj 1999 (48 mm), **C** – czerwiec 2004 (97 mm), **D** – styczeń 2005 (97 mm), **E** – luty 2005 (97 mm), **F** – kwiecień 2005 (97 mm)

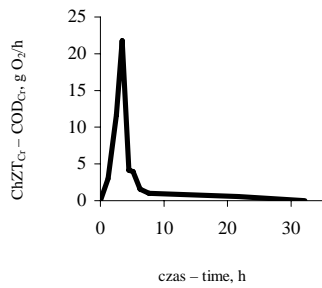
Fig. 55. COD_{Cr} changes in purified wastewater outflowed from quarter after irrigated raw sewage dose: **A** – June 1997 (97 mm), **B** – Mai 1999 (48 mm), **C** – June 2004 (97 mm), **D** – January 2005 (97 mm), **E** – February 2005 (97 mm), **F** – April 2005 (97 mm)



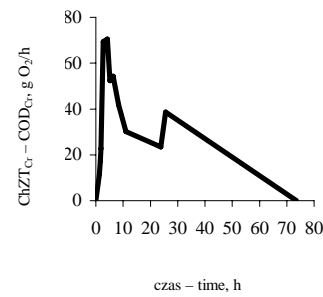
A



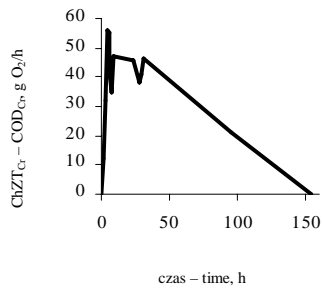
B



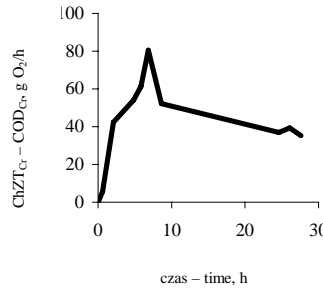
C



D



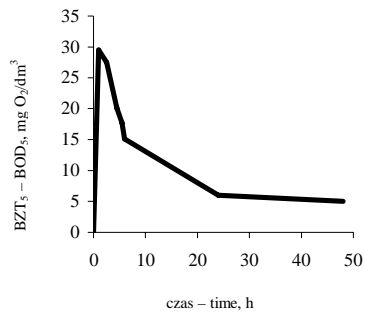
E



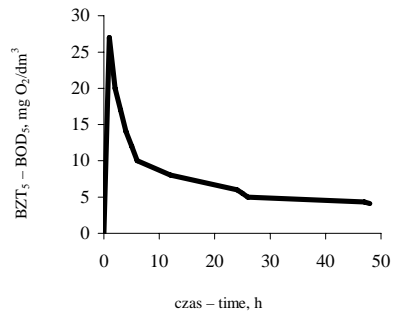
F

Rys. 56. Zmiany ładunku ChZT_{Cr} w ściekach oczyszczonych odpływających z kwatery po nawodnieniu dawką ścieków nieoczyszczonych: **A** – czerwiec 1997 (97 mm), **B** – maj 1999 (48 mm), **C** – czerwiec 2004 (97 mm), **D** – styczeń 2005 (97 mm), **E** – luty 2005 (97 mm), **F** – kwiecień 2005 (97 mm)

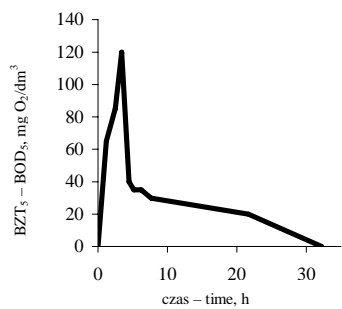
Fig. 56. COD_{Cr} load changes in purified wastewater outflowed from quarter after irrigated raw sewage dose: **A** – June 1997 (97 mm), **B** – Mai 1999 (48 mm), **C** – June 2004 (97 mm), **D** – January 2005 (97 mm), **E** – February 2005 (97 mm), **F** – April 2005 (97 mm)



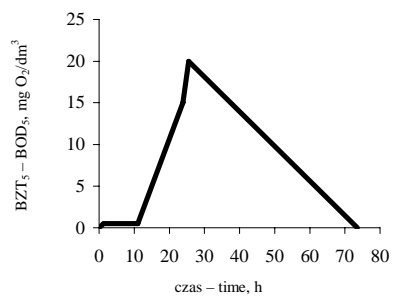
A



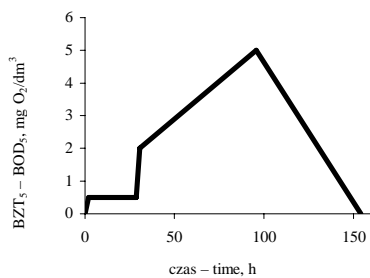
B



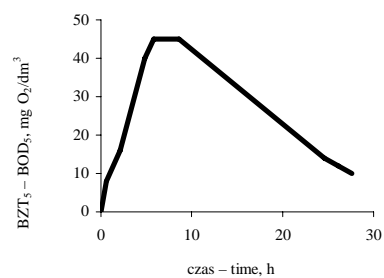
C



D



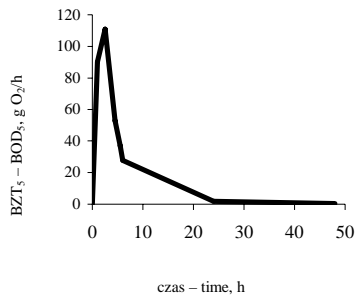
E



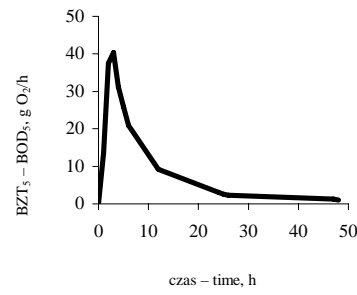
F

Rys. 57. Zmiany BZT₅ w ściekach oczyszczonych odpływających z kwatery po nawodnieniu dawką ścieków nieoczyszczonych: **A** – czerwiec 1997 (97 mm), **B** – maj 1999 (48 mm), **C** – czerwiec 2004 (97 mm), **D** – styczeń 2005 (97 mm), **E** – luty 2005 (97 mm), **F** – kwiecień 2005 (97 mm)

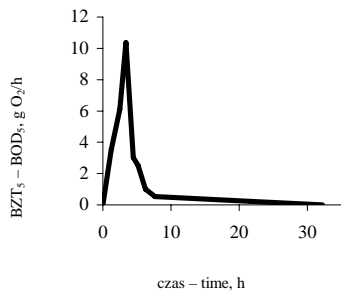
Fig. 57. BOD₅ changes in purified wastewater outflowed from quarter after irrigated raw sewage dose: **A** – June 1997 (97 mm), **B** – Mai 1999 (48 mm), **C** – June 2004 (97 mm), **D** – January 2005 (97 mm), **E** – February 2005 (97 mm), **F** – April 2005 (97 mm)



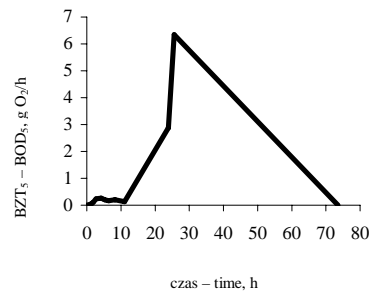
A



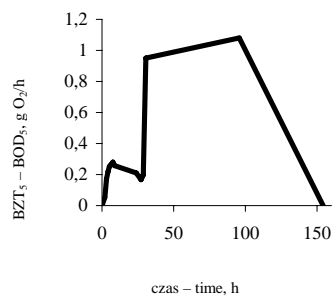
B



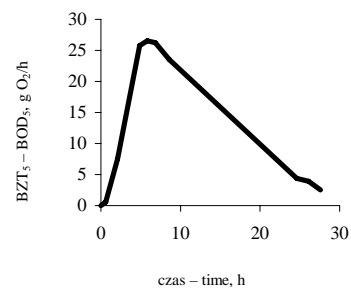
C



D



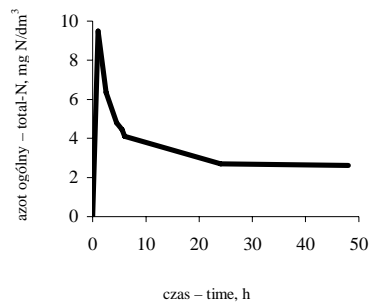
E



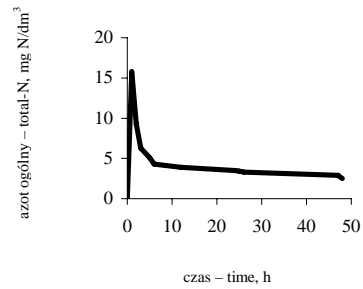
F

Rys. 58. Zmiany ładunku BZT₅ w ściekach oczyszczonych odpływających z kwatery po nawodnieniu dawką ścieków nieoczyszczonych: **A** – czerwiec 1997 (97 mm), **B** – maj 1999 (48 mm), **C** – czerwiec 2004 (97 mm), **D** – styczeń 2005 (97 mm), **E** – luty 2005 (97 mm), **F** – kwiecień 2005 (97 mm)

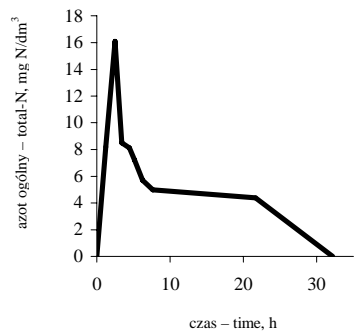
Fig. 58. BOD₅ load changes in purified wastewater outflowed from quarter after irrigated raw sewage dose: **A** – June 1997 (97 mm), **B** – Mai 1999 (48 mm), **C** – June 2004 (97 mm), **D** – January 2005 (97 mm), **E** – February 2005 (97 mm), **F** – April 2005 (97 mm)



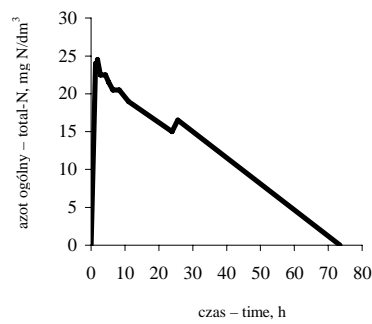
A



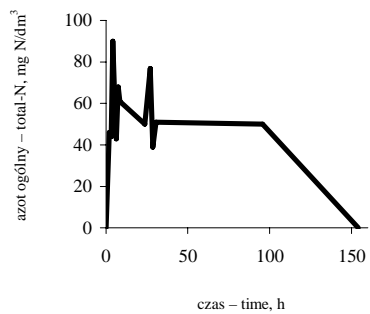
B



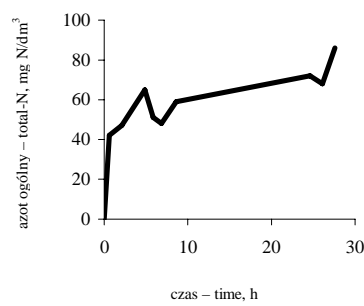
C



D



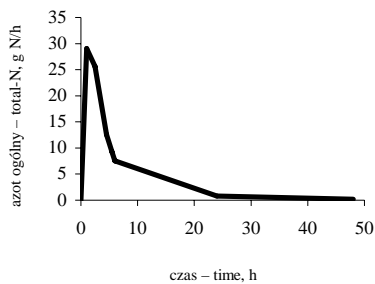
E



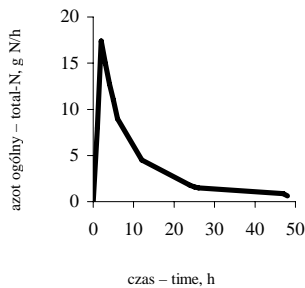
F

Rys. 59. Zmiany stężenia azotu ogólnego w ściekach oczyszczonych odpływających z kwatery po nawodnieniu dawką ścieków nieoczyszczonych: **A** – czerwiec 1997 (97 mm), **B** – maj 1999 (48 mm), **C** – czerwiec 2004 (97 mm), **D** – styczeń 2005 (97 mm), **E** – luty 2005 (97 mm), **F** – kwiecień 2005 (97 mm)

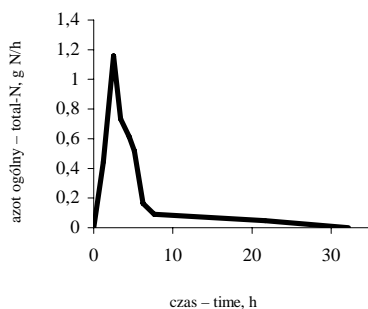
Fig. 59. Total nitrogen changes in purified wastewater outflowed from quarter after irrigated raw sewage dose: **A** – June 1997 (97 mm), **B** – Mai 1999 (48 mm), **C** – June 2004 (97 mm), **D** – January 2005 (97 mm), **E** – February 2005 (97 mm), **F** – April 2005 (97 mm)



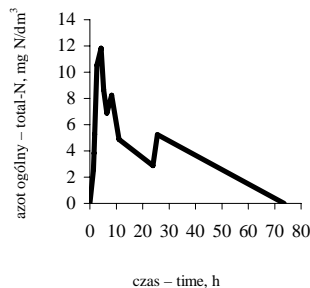
A



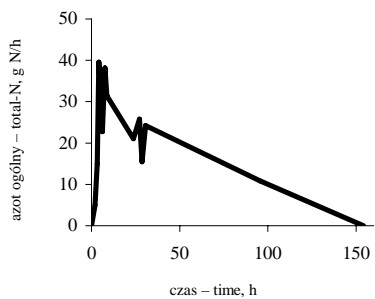
B



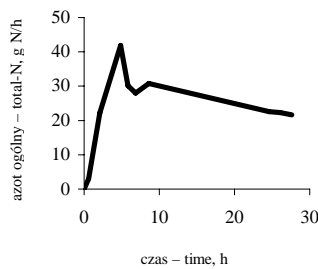
C



D



E



F

Rys. 60. Zmiany ładunku azotu ogólnego w ściekach oczyszczonych odpływających z kwatery po nawodnieniu dawką ścieków nieoczyszczonych: **A** – czerwiec 1997 (97 mm), **B** – maj 1999 (48 mm), **C** – czerwiec 2004 (97 mm), **D** – styczeń 2005 (97 mm), **E** – luty 2005 (97 mm), **F** – kwiecień 2005 (97 mm)

Fig. 60. Total nitrogen load changes in purified wastewater outflowed from quarter after irrigated raw sewage dose: **A** – June 1997 (97 mm), **B** – Mai 1999 (48 mm), **C** – June 2004 (97 mm), **D** – January 2005 (97 mm), **E** – February 2005 (97 mm), **F** – April 2005 (97 mm)

Maksymalne stężenia azotu amonowego oraz ładunku zanieczyszczeń, które zaobserwowano w czerwcu 1997 roku, wynosiły odpowiednio $2,4 \text{ mg N-NH}_4/\text{dm}^3$ oraz $6,31 \text{ g N/h}$ i wystąpiły po 4,5 godzinie trwania odpływu (rys. 61A, 62A).

W badaniach przeprowadzonych w maju 1999 roku stężenia azotu amonowego charakteryzowały się wzrostem w pierwszych godzinach trwania odpływu i gwałtownym obniżeniem w czasie trwania odpływu ścieków oczyszczonych. Maksymalne stężenie ($5,2 \text{ mg N-NH}_4/\text{dm}^3$) oraz godzinowy ładunek azotu amonowego ($2,62 \text{ g N/h}$) zaobserwowano w pierwszej godzinie odpływu (rys. 61B, 62B).

Maksymalne stężenie i ładunek azotu amonowego dla badań przeprowadzonych w czerwcu 2004 roku wystąpiły w trakcie trwania maksymalnego natężenia odpływu i wyniosły odpowiednio $7 \text{ mg N-NH}_4/\text{dm}^3$ oraz 6 g N/h dla ładunku (rys. 61C, 62C).

W eksperymencie przeprowadzonym w styczniu 2005 roku odnotowano maksymalne stężenie tego wskaźnika przed zarejestrowanym szczytem odpływu. Maksimum osiągnęło $2,02 \text{ mg N-NH}_4/\text{dm}^3$ i zaobserwowano je w godzinach 1,5–2. Maksymalny ładunek wystąpił nieco później, bo w 2,7 godzinie obserwacji i wynosił $8,4 \text{ g N/h}$ (rys. 61D, 62D).

W badaniach pochodzących z lutego 2005 maksymalne stężenie azotu amonowego ($0,5 \text{ mg N-NH}_4/\text{dm}^3$) pojawiło się już w widocznym pierwszym odcieku i trwało na niezmiennym poziomie do 5,2 godziny obserwacji. Okres maksymalnych stężeń nie pokrył się z maksymalną wartością ładunku azotu amonowego odprowadzanego ze ściekami oczyszczonymi. Wystąpił on w 5,2 godzinie obserwacji i wyniósł $0,25 \text{ g N/h}$ (rys. 61E, 62E).

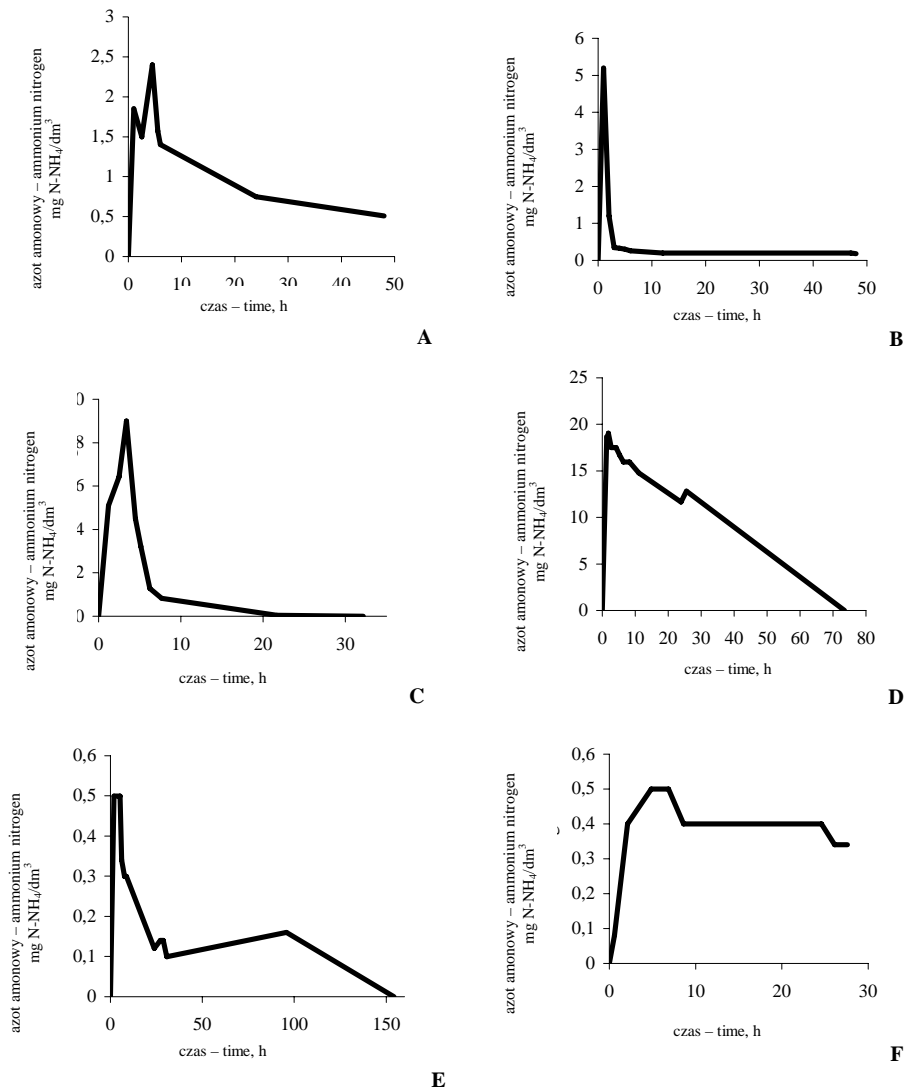
W przypadku badań przeprowadzonych w kwietniu 2005 roku stężenie azotu amonowego o wartości około $0,4 \text{ mg N-NH}_4/\text{dm}^3$ utrzymywało się niemal przez cały czas trwania odpływu. W ostatnich godzinach badań (26. godzina) zanotowano niewielki spadek natężenia azotu amonowego na odpływie (rys. 61F). Podobnie jak w przypadku azotu ogólnego maksymalny ładunek odprowadzanego azotu amonowego $0,32 \text{ g N/h}$ przypada na maksymalne natężenia odpływu ścieków oczyszczonych (rys. 62F).

Azot azotanowy

Badania nad dynamiką odpływu azotanów i azotynów podjęto w czerwcu 2004 roku oraz w miesiącach: styczniu, lutym i kwietniu w roku 2005.

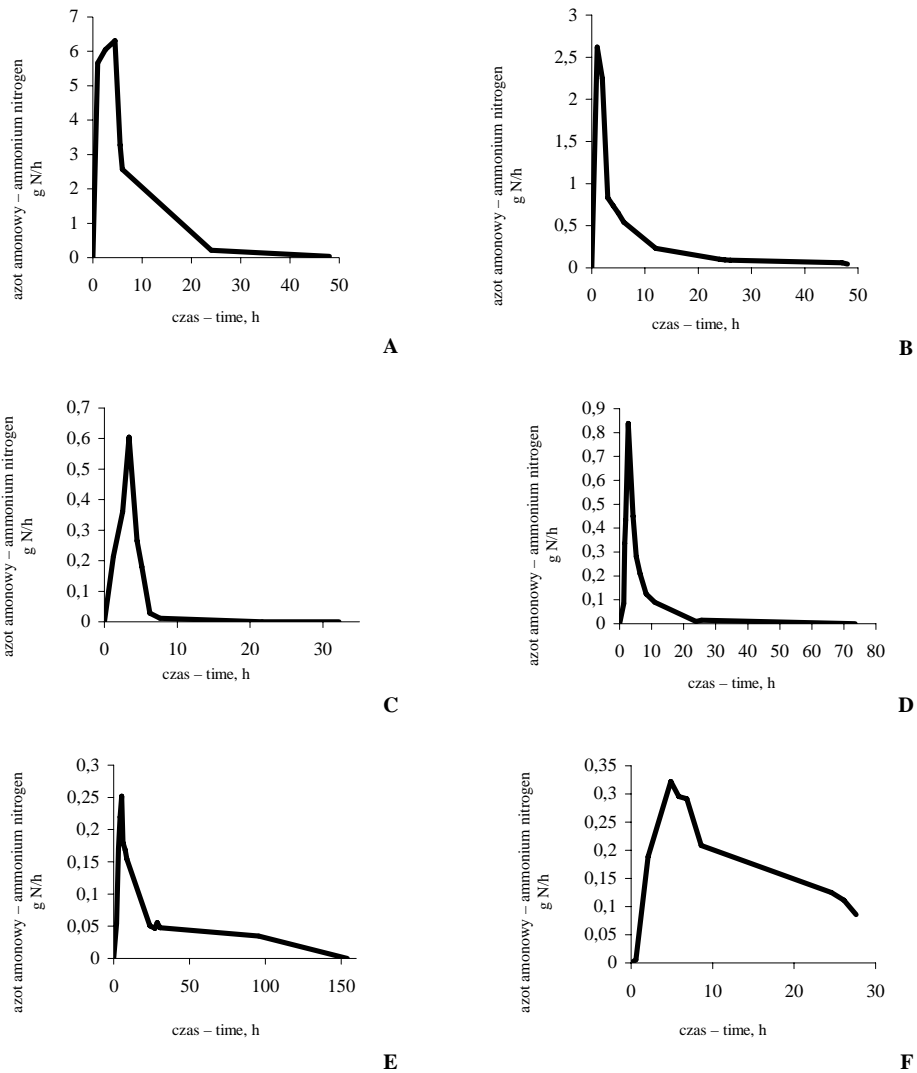
W okresie letnim (czerwiec 2004) stężenia azotanów były wyraźnie niższe od stężeń zaobserwowanych w miesiącach zimowych. Przez okres trwania badań w miesiącu czerwcu stężenie jonów azotanowych utrzymywało się na stałym poziomie $0,5 \text{ mg N-NO}_3/\text{dm}^3$. Maksymalny ładunek zanieczyszczeń $0,033 \text{ g N/h}$ wystąpił przy maksymalnym natężeniu odpływu, tj. w 3,4 godzinie obserwacji (rys. 63A, 64A).

W badaniach przeprowadzonych w styczniu 2005 roku maksymalne stężenie jonów azotanowych $20,01 \text{ mg N-NO}_3/\text{dm}^3$ pojawiło się już w pierwszych godzinach obserwacji i utrzymywało się na poziomie około $15 \text{ mg N-NO}_3/\text{dm}^3$ w pierwszej dobie badań (rys. 63B). Maksymalny godzinowy ładunek 8 g N/h wystąpił razem z maksymalnym odpływem ścieków z kwatery (rys. 64B).



Rys. 61. Zmiany stężenia azotu amonowego w ściekach oczyszczonych odpływających z kwatery po nawodnieniu dawką ścieków nieoczyszczonych: **A** – czerwiec 1997 (97 mm), **B** – maj 1999 (48 mm), **C** – czerwiec 2004 (97 mm), **D** – styczeń 2005 (97 mm), **E** – luty 2005 (97 mm), **F** – kwiecień 2005 (97 mm)

Fig. 61. Ammonium nitrogen changes in purified wastewater outflowed from quarter after irrigated raw sewage dose: **A** – June 1997 (97 mm), **B** – Mai 1999 (48 mm), **C** – June 2004 (97 mm), **D** – January 2005 (97 mm), **E** – February 2005 (97 mm), **F** – April 2005 (97 mm)

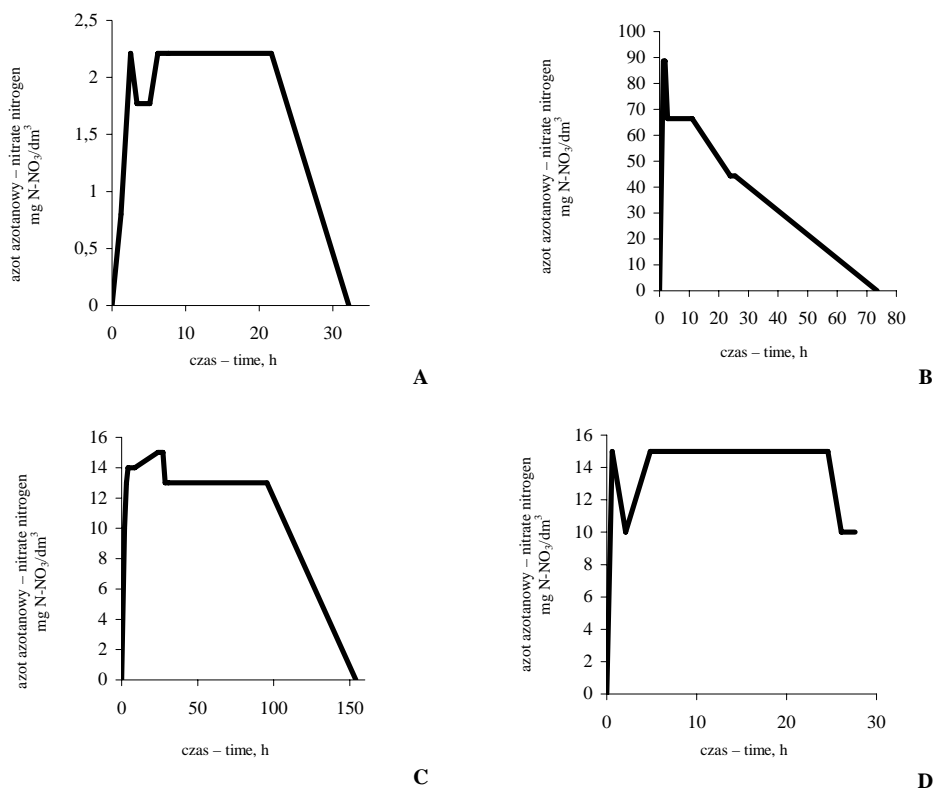


Rys. 62. Zmiany ładunku azotu amonowego w ściekach oczyszczonych odpływających z kwartery po nawodnieniu dawką ścieków nieoczyszczonych: **A** – czerwiec 1997 (97 mm), **B** – maj 1999 (48 mm), **C** – czerwiec 2004 (97 mm), **D** – styczeń 2005 (97 mm), **E** – luty 2005 (97 mm), **F** – kwiecień 2005 (97 mm)

Fig. 62. Ammonium nitrogen load changes in purified wastewater outflowed from quarter after irrigated raw sewage dose: **A** – June 1997 (97 mm), **B** – Mai 1999 (48 mm), **C** – June 2004 (97 mm), **D** – January 2005 (97 mm), **E** – February 2005 (97 mm), **F** – April 2005 (97 mm)

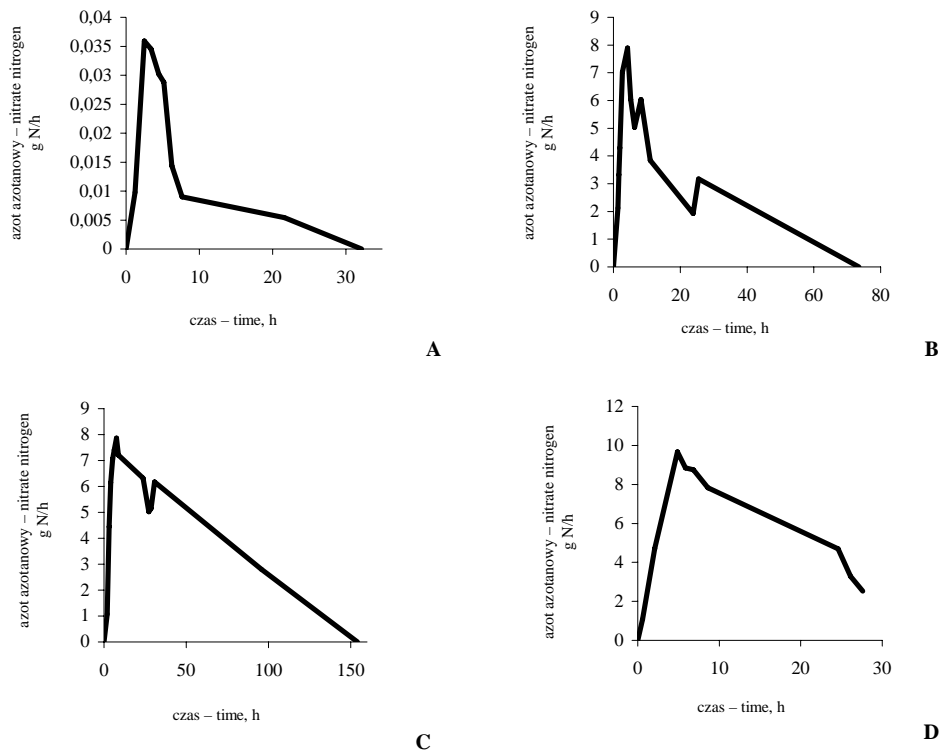
W miesiącu lutym 2005 roku wartości stężeń azotu amonowego przez cały czas trwania odpływu utrzymywały się na zbliżonym poziomie (w granicach 10–15 mg N-NO₃/dm³ – rys. 63C). Tak wysokie stężenie azotanów w sezonie zimowym jest cechą charakterystyczną dla tego typu oczyszczalni. Na maksymalny ładunek odprowadzanych azotanów 7,86 g N/h w tym okresie miał wpływ maksymalny odpływ (rys. 64C).

W kwietniu 2005 roku stężenia azotanów odprowadzanych wraz z odpływem z nawadnianej kwatery były również bardzo wysokie. Praktycznie przez cały czas trwania odpływu stężenie azotanów utrzymywało się na poziomie 15 mg N-NO₃/dm³. Stężenie zaczęło maleć dopiero wraz ze spadkiem natężenia odpływu po 26 godzinie trwania odcieku (rys. 63D). Ładunek odprowadzanych azotanów charakteryzował się wzrostem w pierwszych sześciu godzinach trwania odpływu (do wartości maksymalnej 9,7 g N/h – rys. 64D).



Rys. 63. Zmiany stężenia azotu azotanowego w ściekach oczyszczonych odpływających z kwatery po nawodnieniu dawką ścieków nieoczyszczonych: **A** – czerwiec 2004 (97 mm), **B** – styczeń 2005 (97 mm), **C** – luty 2005 (97 mm), **D** – kwiecień 2005 (97 mm)

Fig. 63. Nitrate nitrogen changes in purified wastewater outflowed from quarter after irrigated raw sewage dose: **A** – June 2004 (97 mm), **B** – January 2005 (97 mm), **C** – February 2005 (97 mm), **D** – April 2005 (97 mm)



Rys. 64. Zmiany ładunku azotu azotanowego w ściekach oczyszczonych odpływających z kwatery po nawodnieniu dawką ścieków nieoczyszczonych: **A** – czerwiec 2004 (97 mm), **B** – styczeń 2005 (97 mm), **C** – luty 2005 (97 mm), **D** – kwiecień 2005 (97 mm)

Fig. 64. Nitrate nitrogen load changes in purified wastewater outflowed from quarter after irrigated raw sewage dose: **A** – June 2004 (97 mm), **B** – January 2005 (97 mm), **C** – February 2005 (97 mm), **D** – April 2005 (97 mm)

Azot azotanowy

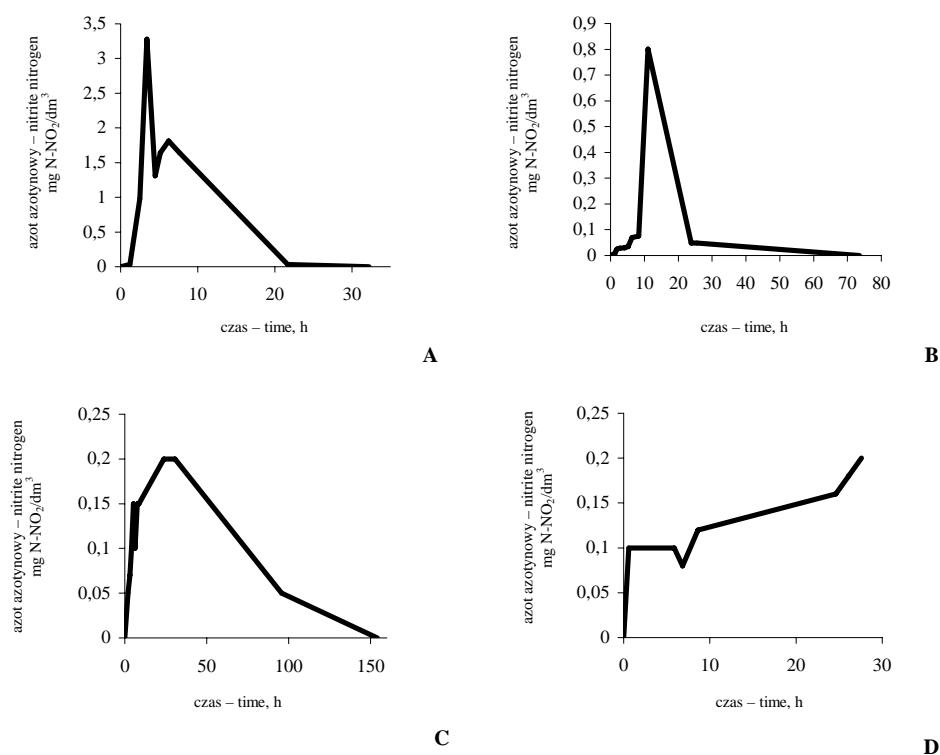
Stężenia azotu azotanowego w badaniach przeprowadzonych w czerwcu 2004 r. były wyższe od zanotowanych w styczniu 2005 roku. Maksymalne stężenie jonów azotanowych i ładunek wyniosły odpowiednio $1 \text{ mg N-NO}_2/\text{dm}^3$ oraz $0,0862 \text{ gN/h}$ (rys. 65A, 66A).

W okresie zimowym (styczeń 2005) stężenia jonów azotanowych utrzymywały się na stosunkowo niskim poziomie. Maksymalna wartość została osiągnięta w 11 godzinie obserwacji i osiągnęła $0,8 \text{ mg N-NO}_2/\text{dm}^3$ (rys. 65B). W tej samej godzinie wystąpił również maksymalny ładunek $0,2 \text{ g N/h}$ w odprowadzanych ściekach (rys. 66B).

W lutym 2005 roku maksymalne stężenie azotu azotanowego zaobserwowano w drugiej dobie trwania odpływu ścieków oczyszczonych, $0,2 \text{ mg N-NO}_2/\text{dm}^3$. Maksymalny

odprowadzany ładunek (0,1 g N/h) zaobserwowano także w drugiej dobie trwania odpływu (w 30,7 godzinie) (rys. 65C, 66C).

W kwietniu 2005 roku stężenia azotynów sukcesywnie wzrastały jednocześnie z upływem czasu trwania odcieku. Maksymalną wartość azotynów pomierzono w ostatniej próbie w 27,6 godzinie trwania odpływu; 0,2 mg N-NO₂/dm³ (rys. 65D). Maksymalny ładunek azotu azotynowego 0,06 g N/h odprowadzany z odciekem wystąpił trzykrotnie w 5., 8. i 26. godzinie trwania odpływu (rys. 66D).



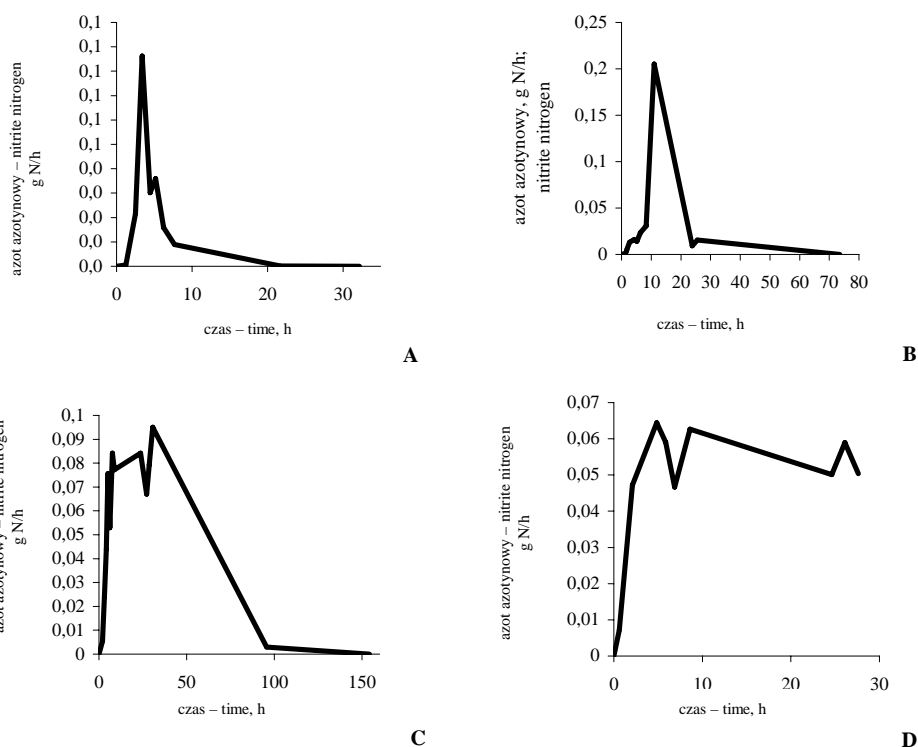
Rys. 65. Zmiany stężenia azotu azotynowego w ściekach oczyszczonych odpływających z kwatery po nawodnieniu dawką ścieków nieoczyszczonych: **A** – czerwiec 2004 (97 mm), **B** – styczeń 2005 (97 mm), **C** – luty 2005 (97 mm), **D** – kwiecień 2005 (97 mm)

Fig. 65. Nitrite nitrogen changes in purified wastewater outflowed from quarter after irrigated raw sewage dose: **A** – June 2004 (97 mm), **B** – January 2005 (97 mm), **C** – February 2005 (97 mm), **D** – April 2005 (97 mm)

Fosfor ogólny

W badaniach przeprowadzonych w czerwcu 1997 roku maksymalne chwilowe stężenie oraz ładunek fosforu odprowadzany wraz z oczyszczonymi ściekami wystąpiły w pierwszej godzinie odpływu i wyniosły odpowiednio 1,1 mg P/dm³ oraz 3,37 g P/h (rys. 67A, 68A).

W maju 1999 roku maksymalne stężenie fosforu ogólnego pomierzone w odpływających ściekach oczyszczonych miało $1,11 \text{ mg P/dm}^3$, natomiast największy ładunek fosforu odprowadzany wraz z odciekem, równy $0,97 \text{ g P/h}$ odnotowano w drugiej godzinie trwania odpływu (rys. 67B, rys. 68B).



Rys. 66. Zmiany ładunku azotu azotynowego w ściekach oczyszczonych odpływających z kwatery po nawodnieniu dawką ścieków nieoczyszczonych: **A** – czerwiec 2004 (97 mm), **B** – styczeń 2005 (97 mm), **C** – luty 2005 (97 mm), **D** – kwiecień 2005 (97 mm)

Fig. 66. Nitrite nitrogen load changes in purified wastewater outflowed from quarter after irrigated raw sewage dose: **A** – June 2004 (97 mm), **B** – January 2005 (97 mm), **C** – February 2005 (97 mm), **D** – April 2005 (97 mm)

W czerwcu 2004 roku maksymalne stężenie oraz maksymalny ładunek pokryły się z maksymalną wartością odpływu i wyniosły odpowiednio $0,57 \text{ mg P/dm}^3$, oraz $0,05 \text{ g P/h}$ dla ładunku (rys. 67C, 68C).

W przypadku miesiąca zimowego (styczeń 2005 roku) maksymalne stężenie fosforu wystąpiło po okresie maksymalnych odpływów i liczyło $0,7 \text{ mg P/dm}^3$ w 8,3 godzinie obserwacji. W tym samym czasie pojawił się maksymalny godzinowy ładunek $0,28 \text{ g P/h}$ odprowadzany ze ściekami oczyszczonymi (rys. 67D, 68D).

W lutym 2005 roku maksymalne stężenie oraz maksymalny ładunek wystąpiły w 4,2 godzinie obserwacji i wyniosły odpowiednio 0,7 mg P/dm³ oraz 0,31 g P/h (rys. 67E, 68E). Od 10 godziny obserwacji aż do ustania odpływu stężenie fosforu ogólnego miało tendencję wzrostową (rys. 68E).

W przypadku badań przeprowadzonych w kwietniu 2005 roku maksymalne stężenie fosforu ogólnego wystąpiło już w 2 godzinie trwania odpływu i wyniosło 0,8 mg P/dm³. Po krótkotrwałym obniżeniu stężenia fosforu ogólnego w odpływających ściekach oczyszczonych nastąpił kolejny wzrost stężenia bliski wartości maksymalnej, który utrzymał się aż do końca trwania odpływu (rys. 67F). Krzywa charakteryzująca zmiany w odpływającym ładunku jest zbliżona do krzywej cechującej stężenia, jednak widoczny jest spadek ilości ładunku odpływającego wraz z upływem czasu oraz spadkiem natężenia odpływu. Maksymalny godzinowy ładunek zanieczyszczeń odprowadzany wraz z oczyszczonymi ściekami wyniósł 0,38 g P/h (rys. 68F).

4.5.3. Sprawność oczyszczania po nawodnieniu kwatery

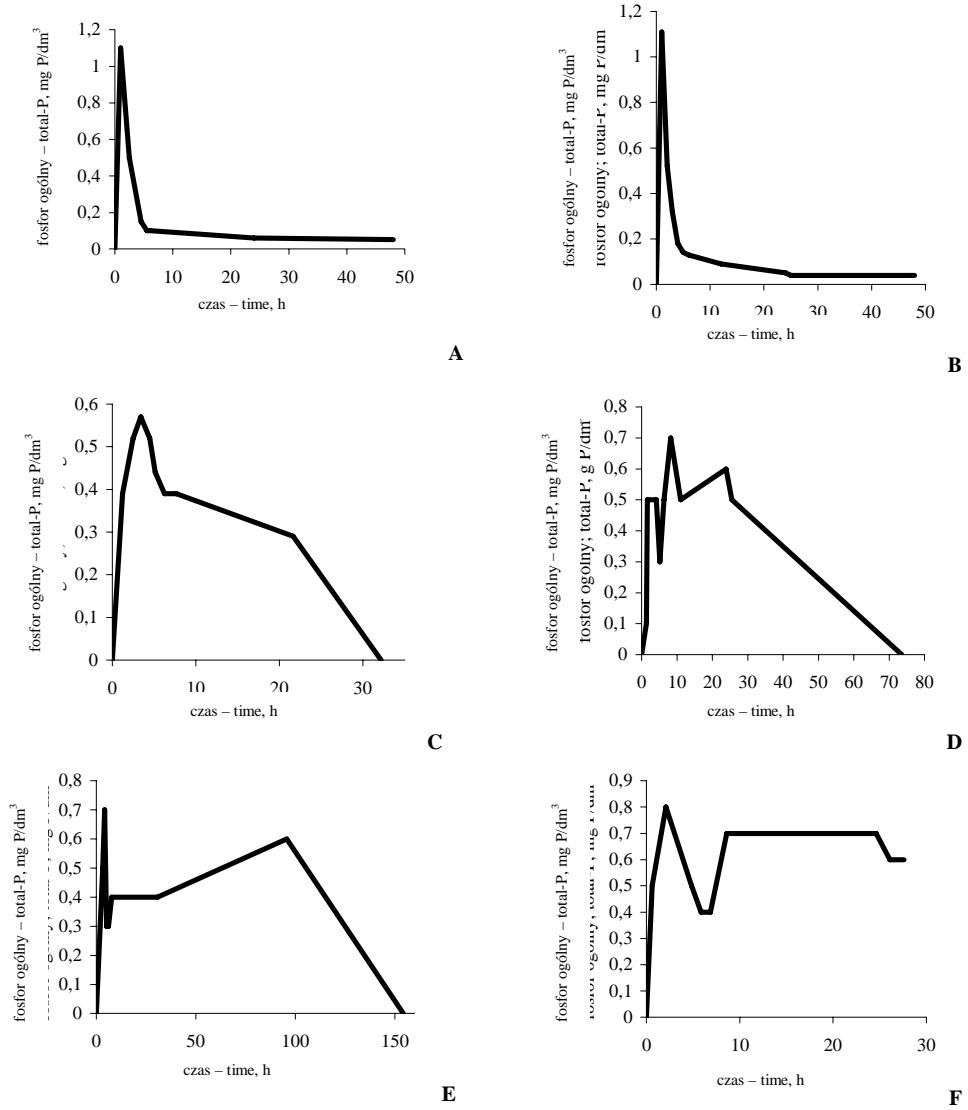
Znajomość kształtowania się natężenia odpływu ścieków oczyszczonych po nawodnieniu kwatery oraz stężeń analizowanych wskaźników zanieczyszczeń umożliwia określenie rzeczywistej sprawności oczyszczania. Skład ścieków surowych doprowadzanych na oczyszczalnię w analizowanych okresach badawczych był zróżnicowany (tab. 23).

Tabela 23

Table 23

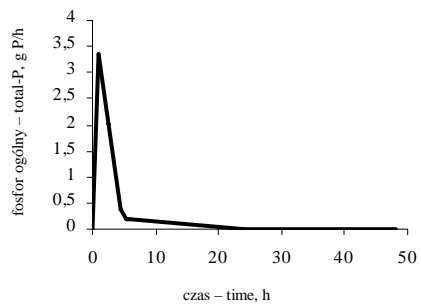
Charakterystyka ścieków surowych wprowadzanych na kwaterę oczyszczalni roślinno-glebowej w Brzeźnie
Characteristic of raw sewage supplied on quarter plant-soil treatment plant in Brzeżno

Wskaźnik zanieczyszczeń Pollution index	Jednostka Unit	Okres badań Research period					
		VI 1997	V 1999	VI 2004	I 2005	II 2005	IV 2005
BZT ₅ BOD ₅	mg O ₂ /dm ³	174	170	520	160	135	208
ChZT _{Cr} COD _{Cr}	mg O ₂ /dm ³	432	409	626	462	392	408
Azot amonowy Ammonium nitrogen	mg N-NH ₄ /dm ³	48,9	80	90	150	150	100
Azot ogólny Total-N	mg N/dm ³	59,7	130	96	156	187	105
Azot azotanowy Nitrate nitrogen	mg N-NO ₃ /dm ³	–	–	0,3	0,2	0,2	0,2
Azot azotynowy Nitrite nitrogen	mg N-NO ₂ /dm ³	–	–	0,1	0,02	0,1	0,1
Azot całkowity Complete nitrogen	mg N/dm ³	–	–	96,4	156,22	187,3	105,3
Fosfor ogólny Total-P	mg P/dm ³	19,1	11,5	18	14,7	8,2	9,8

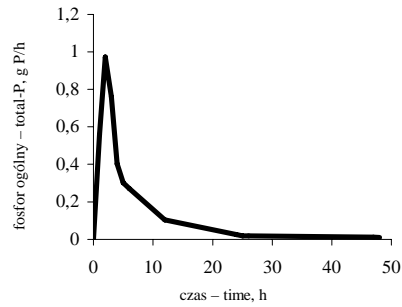


Rys. 67. Zmiany stężenia fosforu ogólnego w ściekach oczyszczonych odpływających z kwatery po nawodnieniu dawką ścieków nieoczyszczonych: **A** – czerwiec 1997 (97 mm), **B** – maj 1999 (48 mm), **C** – czerwiec 2004 (97 mm), **D** – styczeń 2005 (97 mm), **E** – luty 2005 (97 mm), **F** – kwiecień 2005 (97 mm)

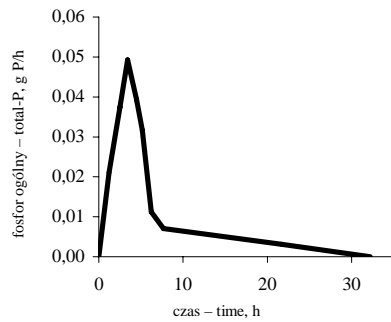
Fig. 67. Total phosphorus changes in purified wastewater outflowed from quarter after irrigated raw sewage dose: **A** – June 1997 (97 mm), **B** – Mai 1999 (97 mm), **C** – June 2004 (97 mm), **D** – January 2005 (97 mm), **E** – February 2005 (97 mm), **F** – April 2005 (97 mm)



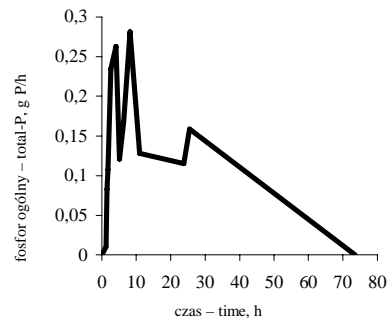
A



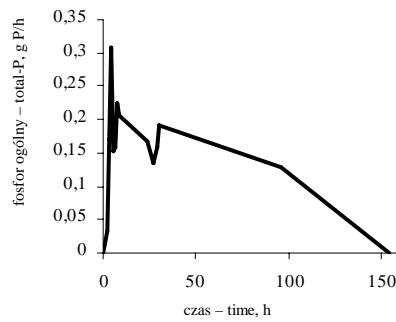
B



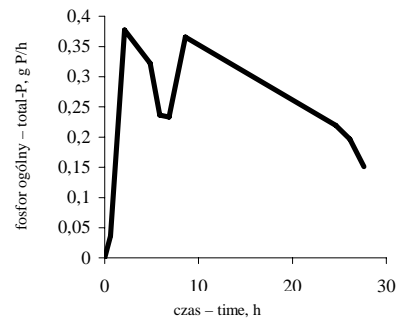
C



D



E



F

Rys. 68. Zmiany ładunku fosforu ogólnego w ściekach oczyszczonych odpływających z kwatery po nawodnieniu dawką ścieków nieoczyszczonych: **A** – czerwiec 1997 (97 mm), **B** – maj 1999 (48 mm), **C** – czerwiec 2004 (97 mm), **D** – styczeń 2005 (97 mm), **E** – luty 2005 (97 mm), **F** – kwiecień 2005 (97 mm)

Fig. 68. Total phosphorus load changes in purified wastewater outflowed from quarter after irrigated raw sewage dose: **A** – June 1997 (97 mm), **B** – Mai 1999 (97 mm), **C** – June 2004 (97 mm), **D** – January 2005 (97 mm), **E** – February 2005 (97 mm), **F** – April 2005 (97 mm)

Dla każdego okresu badawczego określono ładunek zanieczyszczeń doprowadzany wraz ze ściekami surowymi na nawadnianą kwaterę (tab. 24).

Tabela 24
Table 24

Ładunek zanieczyszczeń doprowadzany na nawadnianą kwaterę wraz ze ściekami surowymi
Pollution charge supplied on irrigated quarter with raw sewage

Wskaźnik zanieczyszczeń Pollution index	Jednostka Unit	Okres badań Research period					
		VI 1997	V 1999	VI 2004	I 2005	II 2005	IV 2005
BZT ₅ BOD ₅	g O ₂	19250	9350	46800	17600	14850	30800
ChZT _{Cr} COD _{Cr}	g O ₂	47520	22495	56400	54120	43120	44880
Azot amonowy Ammonium nitrogen	g N	5379	4400	6500	16500	16500	11000
Azot ogólny Total-N	g N	6567	7150	8600	16720	20570	11550
Azot azotanowy Nitrate nitrogen	g N	–	–	33	20	22	22
Azot azotynowy Nitrite nitrogen	g N	–	–	11	2,2	11	11
Azot całkowity Complete nitrogen	g N	–	–	8634	16742,2	20603	11583
Fosfor ogólny Total-P	g P	2024	827,7	130	1620	902	1078

Z przedstawionych danych (tab. 24) widać wyraźny wzrost ładunków zanieczyszczeń wprowadzanych na kwaterę przy takich samych dawkach nawodnienia.

Na podstawie znajomości kształtowania się natężenia odpływających ścieków oczyszczonych i stężeń wskaźników zanieczyszczeń określono sumaryczne ładunki zanieczyszczeń wynoszone ze ściekami oczyszczonymi (tab. 25).

Znając sumaryczny ładunek zanieczyszczeń odprowadzany ze ściekami oczyszczonymi i wprowadzany na kwaterę ze ściekami surowymi, określono rzeczywistą skuteczność oczyszczania w oczyszczalni roślinno-glebowej w Brzeźnie (tab. 26).

Uzyskane wyniki badań dotyczące określenia skuteczności oczyszczania ścieków w oparciu o ładunki zanieczyszczeń odprowadzane ze ściekami oczyszczonymi pokazują, że oczyszczalnia roślinno-glebowa niezależnie od pory roku skutecznie oczyszcza ścieki. Najniższe wartości (89,4%) usunięcia ze ścieków azotu ogólnego uzyskano w lutym 2005 roku. Jest to wartość i tak niezwykle wysoka, biorąc pod uwagę okres zimowy. Dla drugiego wskaźnika biogenego (fosforu) skuteczność oczyszczania niezależnie od pory roku i okresu badań przekraczała każdorazowo 97%. Przeprowadzone badania wykazały, że z upływem czasu oczyszczalnia ta nie zatraciła bardzo wysokiej skuteczności oczyszczania ścieków – w szczególności biogenów.

Tabela 25

Table 25

Sumaryczny ładunek zanieczyszczeń odprowadzany z odciekami z nawadnianej kwatery
Summary pollution charge outflowed from irrigated quarter

Wskaźnik zanieczyszczeń Pollution index	Jednostka Unit	Okres badań Research period					
		VI 1997	V 1999	VI 2004	I 2005	II 2005	IV 2005
BZT ₅ BOD ₅	g O ₂	710,90	366,63	34,21	181,15	104,74	392,83
ChZT _{Cr} COD _{Cr}	g O ₂	1423,41	922,6	61,68	1871,16	4098,63	1389,91
Azot amonowy Ammonium nitrogen	g N	58,45	13,49	1,77	3,98	6,83	5,25
Azot ogólny Total-N	g N	195,18	175,43	5,01	261,05	2188,32	808,75
Azot azotanowy Nitrate nitrogen	g N	–	–	290	140	557,1	178,1
Azot azotynowy Nitrite nitrogen	g N	–	–	260	2,2	5,4	1,68
Azot całkowity Complete nitrogen	g N	–	–	555,01	403,25	2750,82	988,53
Fosfor ogólny Total-P	g P	10,58	5,4	0,28	7,51	19,37	8,21

Tabela 26

Table 26

Rzeczywista sprawność oczyszczania ścieków w stosunku do ładunku odprowadzanego
z nawadnianej kwatery, %

Absolute sewage efficiency in proportion to pollution charge outflowed from irrigated quarter, %

Wskaźnik zanieczyszczeń Pollution index	Okres badań Research period					
	VI 1997	V 1999	VI 2004	I 2005	II 2005	IV 2005
BZT ₅ BOD ₅	96,3	96,1	99,9	98,9	99,3	98,7
ChZT _{Cr} COD _{Cr}	97,1	95,9	99,9	97,0	90,7	96,9
Azot amonowy Ammonium nitrogen	98,9	99,8	99,9	99,9	99,9	99,9
Azot ogólny Total-N	97	97,5	99,9	98,6	89,4	93
Azot azotanowy Nitrate nitrogen	–	–	–	–	–	–
Azot azotynowy Nitrite nitrogen	–	–	–	–	–	–
Azot całkowity Complete nitrogen	–	–	93,6	97,6	86,6	91,5
Fosfor ogólny Total-P	99,5	99,3	99,8	99,4	97,8	99,2

4.6. Charakterystyka gleb

4.6.1. Skład granulometryczny

W dniu 4.12.2004 oraz 21.10.2005 roku na terenie obu oczyszczalni roślinno-glebowych wykonano odkrywki glebowe, w celu określenia zmian, jakie zaszły w profilu glebowym na skutek długotrwałego nawadniania ściekami surowymi. Odkrywki przeprowadzono na kwaterach IV, VII, X, XI, XVI i XX oczyszczalni w Brzeźnie (rys. 1). Próbkę gleby pobierano z różnych głębokości wraz ze zmieniającym się profilem glebowym. Na terenie oczyszczalni roślinno-glebowej w Mroczeniu wykonano odkrywki w trzech miejscach złoża (rys. 2). Próbkę gleby pobrano z segmentu obsadzonego wierzba oraz z segmentu obsadzonego trzcina.

Dla obiektu w Brzeźnie – jako tło glebowe (niezmienione poprzez nawadnianie ściekami) uznano glebę z kwatery nr XXIII, której analizy wykonano w 1999 roku [29]. Gleba z powierzchni tej kwatery nie nawadnianej ściekami to piaski oraz piaski słabogliniaste (rys. 69). Dla próbek pobranych z terenu oczyszczalni w Brzeźnie przeprowadzono analizę składu granulometrycznego (tab. 27) i porównano ją z wynikami uzyskanymi po dwóch latach pracy obiektu (w fazie wpracowania złoża). Dla oczyszczalni w Mroczeniu przed eksploatacją (przed nawadnianiem ściekami) nie wykonano takich analiz.

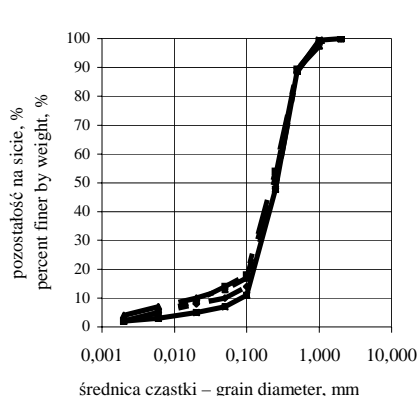
W próbkach gruntu pobranego z kwatery IV, VII, X uwidacznia się zbliżona granulometria. W warstwach płytko zalegających (gł. 5–15 cm) będących w bezpośrednim kontakcie ze ściekami wprowadzanymi na kwaterę nie widać żadnych zmian (rys. 70, 73, 75). Świadczy to o tym, iż przypowierzchniowa warstwa gleby nie brała udziału w zatrzymywaniu części stałych wprowadzanych na powierzchnię kwatery wraz ze ściekami. Zmiany w granulometrii widoczne są dopiero na głębokości powyżej 15 cm, kiedy to drobne frakcje wniesione wraz ze ściekami spowodowały zmianę grupy granulometrycznej przeważnie z piasków średnich na gliny piaszczyste (rys. 71, 72, 74, 77).

Odwrotną tendencję zaobserwować można w składzie granulometrycznym próbek gleby pobranej z kwatery nr XI, XVI, XX. Skutki nawadniania ściekami powierzchni kwatery widoczne są już w wierzchnich warstwach gleby, w których to piaski gliniaste oraz piaski ulegają zmianie w gliny piaszczyste i piaski słabogliniaste (rys. 78, 81, 83). Na większych głębokościach powyżej 15 cm nie widać wyraźnie zaznaczonego wpływu nawadniania powierzchni kwatery ściekami (rys. 79, 80, 84, 76).

Takie zmiany wyraźnie dzielą powierzchnię oczyszczalni na dwa obszary: przeciężony ściekami, w którym powierzchniowa warstwa nie spełnia swojego zadania filtrowania oraz zatrzymywania grubszych zawiesin (kwatery IV, VII, X) i obszar nie przeciężony ściekami, w którym powierzchniowa warstwa spełnia rolę wstępnego filtra (kwatery XI, XVI, XX). Prawdopodobnie taka charakterystyka warstw gleby spowodowana jest zbyt dużą ilością ścieków wpływających na pierwsze kwatery (często z pominięciem osadników i zbiornika akumulacyjnego).

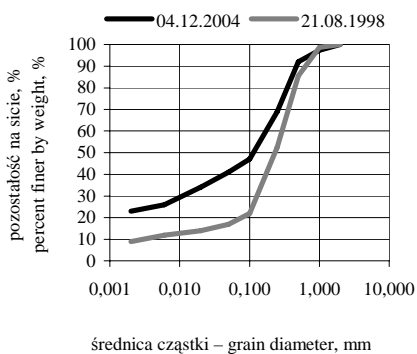
W przypadku próbek gleby pobranej z terenu oczyszczalni w Mroczeniu nie można było dokonać porównania składu granulometrycznego. Wyniknęło to z braku analiz wykonanych przed rozpoczęciem eksploatacji złoża. Z krzywych uziarnienia gruntu zalega-

jącego na obiekcie w Mroczeniu poddanego nawadnianiu ściekami od 2000 roku wynika, iż do głębokości 15 cm zalega piasek gliniasty, natomiast głębiej występuje glina piaszczysta (rys. 85). W Mroczeniu z segmentu obsadzonego trzcina pobrano próbki gleby w dwóch miejscach, z części przeciążonej ściekami oraz z części niedociążonej. Do głębokości 30 cm w tym segmencie zalegała glina piaszczysta. W części przeciążonej w porównaniu do części, na którą ścieki nie dopływają, nie zaobserwowano negatywnych skutków nawadniania ściekami powierzchni segmentu (rys. 86, 87).



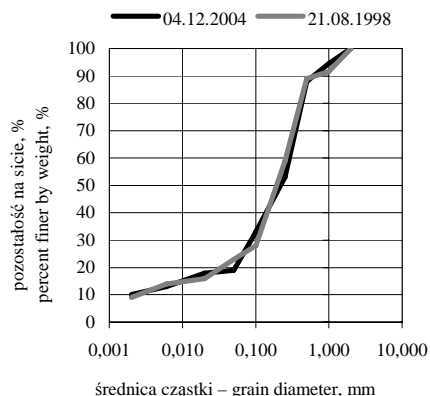
Rys. 69. Wykres uziarnienia gruntu w oczyszczalni roślinno-glebowej w Brzeźnie, kwarta kontrolna nr XXIII (gł. 5–60 cm) za [89]

Fig. 69. Grain-size distribution curve for the sample tooked from plant-soil treatment plant in Brzeźno, control quarter nr XXIII (depth 5–60 cm) [89]



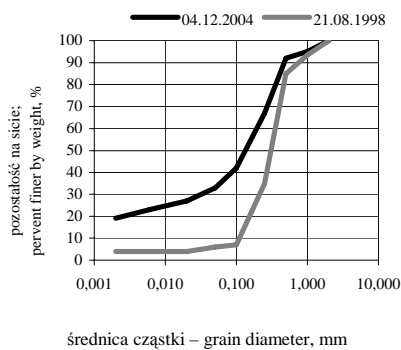
Rys. 71. Wykres uziarnienia gruntu w oczyszczalni roślinno-glebowej w Brzeźnie, kwarta IV (gł. 25–60 cm)

Fig. 71. Grain-size distribution curve for the sample tooked from plant-soil treatment plant in Brzeźno, quarter IV (depth 25–60 cm)



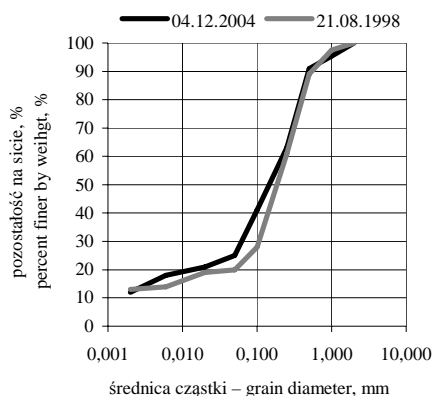
Rys. 70. Wykres uziarnienia gruntu w oczyszczalni roślinno-glebowej w Brzeźnie, kwarta IV (gł. 5–15 cm)

Fig. 70. Grain-size distribution curve for the sample tooked from plant-soil treatment plant in Brzeźno, quarter IV (depth 5–15 cm)



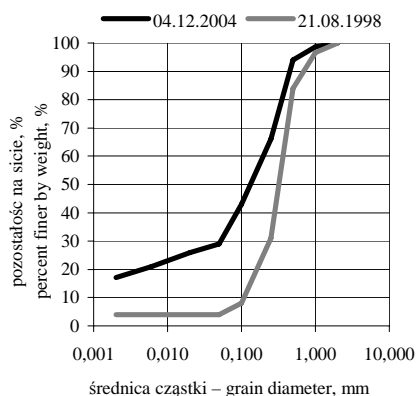
Rys. 72. Wykres uziarnienia gruntu w oczyszczalni roślinno-glebowej w Brzeźnie, kwarta IV (gł. 55–75 cm)

Fig. 72. Grain-size distribution curve for the sample tooked from plant-soil treatment plant in Brzeźno, quarter IV (depth 55–75 cm)



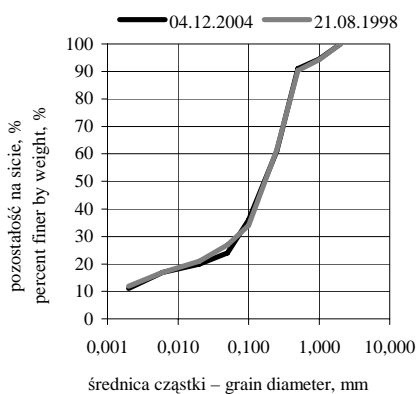
Rys. 73. Wykres uziarnienia gruntu w oczyszczalni roślinno-glebowej w Brzeźnie, kwaterna VII (gł. 5–10 cm)

Fig. 73. Grain-size distribution curve for the sample tooked from plant-soil treatment plant in Brzeźno, quarter VII (depth 5–10 cm)



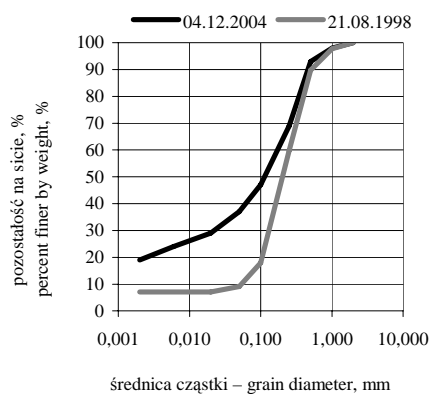
Rys. 74. Wykres uziarnienia gruntu w oczyszczalni roślinno-glebowej w Brzeźnie, kwaterna VII (gł. 40–65 cm)

Fig. 74. Grain-size distribution curve for the sample tooked from plant-soil treatment plant in Brzeźno, quarter VII (depth 40–65 cm)



Rys. 75. Wykres uziarnienia gruntu w oczyszczalni roślinno-glebowej w Brzeźnie, kwaterna X (gł. 5–15 cm)

Fig. 75. Grain-size distribution curve for the sample tooked from plant-soil treatment plant in Brzeźno, quarter X (depth 5–15 cm)



Rys. 76. Wykres uziarnienia gruntu w oczyszczalni roślinno-glebowej w Brzeźnie, kwaterna X (gł. 15–35 cm)

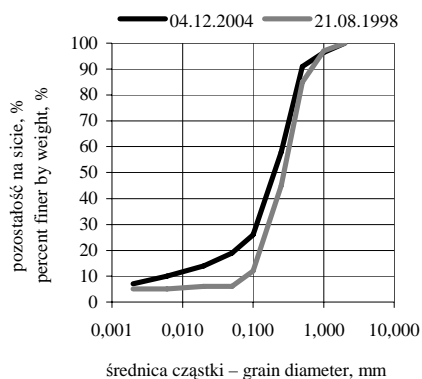
Fig. 76. Grain-size distribution curve for the sample tooked from plant-soil treatment plant in Brzeźno, quarter X (depth 15–35 cm)

Aby określić, jaki wpływ będzie miało nawadnianie ściekami na zmianę składu fizykochemicznego gleby, należy wykonać kolejną analizę składu granulometrycznego gleby po dalszym, kilkuletnim okresie nawadniania ściekami.

Skład granulometryczny gruntu jest niezwykle istotny przy oczyszczaniu ścieków w środowisku glebowym. Głównie on decyduje o przydatności określonego gruntu

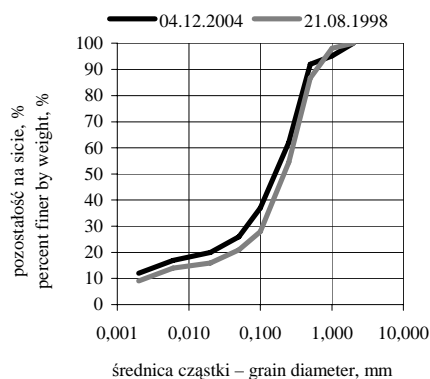
w procesach oczyszczania, oraz daje zarys prawdopodobnych efektów oczyszczania, które można osiągnąć, oczyszczając ścieki na danym podłożu.

W sytuacji oczyszczania ścieków w środowisku glebowym (nawadniania gleby) wpływ takiego postępowania uwidacznia się dopiero po kilkunastu latach [84], jednak w przypadku obiektu w Brzeźnie zmiany w składzie granulometrycznym widoczne są już po 8. latach użytkowania w warunkach przeciążenia złoża (niewłaściwej eksploatacji).



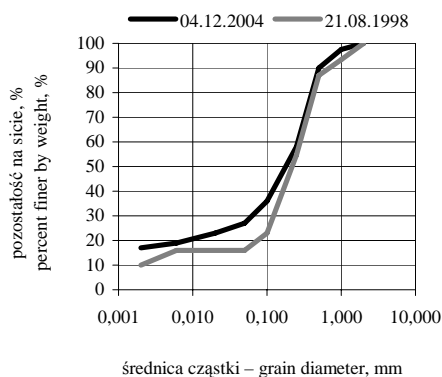
Rys. 77. Wykres uziarnienia gruntu w oczyszczalni roślinno-glebowej w Brzeźnie, kwatera X (gł. 30–60 cm)

Fig. 77. Grain-size distribution curve for the sample tooked from plant-soil treatment plant in Brzeźno, quarter X (depth 30–60 cm)



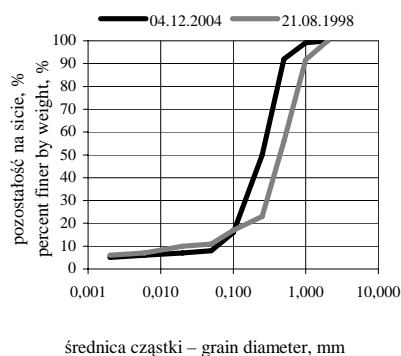
Rys. 78. Wykres uziarnienia gruntu w oczyszczalni roślinno-glebowej w Brzeźnie, kwatera XI (gł. 5–10 cm)

Fig. 78. Grain-size distribution curve for the sample tooked from plant-soil treatment plant in Brzeźno, quarter XI (depth 5–10 cm)



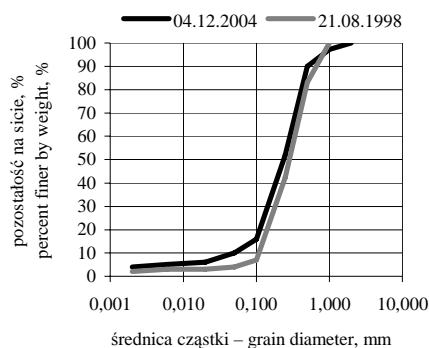
Rys. 79. Wykres uziarnienia gruntu w oczyszczalni roślinno-glebowej w Brzeźnie, kwatera XI (gł. 20–30 cm)

Fig. 79. Grain-size distribution curve for the sample tooked from plant-soil treatment plant in Brzeźno, quarter XI (depth 20–30 cm)



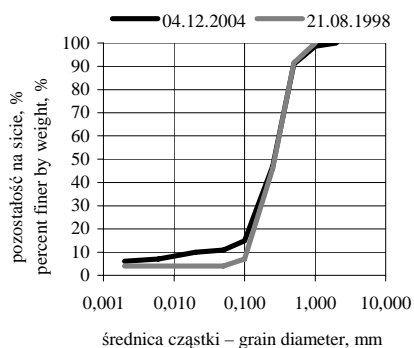
Rys. 80. Wykres uziarnienia gruntu w oczyszczalni roślinno-glebowej w Brzeźnie, kwatera XI (gł. 40–60 cm)

Fig. 80. Grain-size distribution curve for the sample tooked from plant-soil treatment plant in Brzeźno, quarter XI (depth 40–60 cm)



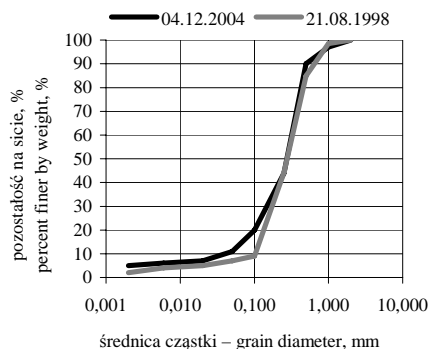
Rys. 81. Wykres uziarnienia gruntu w oczyszczalni roślinno-glebowej w Brzeźnie, kwarta XVI (gł. 5–15 cm)

Fig. 81. Grain-size distribution curve for the sample tooked from plant-soil treatment plant in Brzeźno, quarter XVI (depth 5–15 cm)



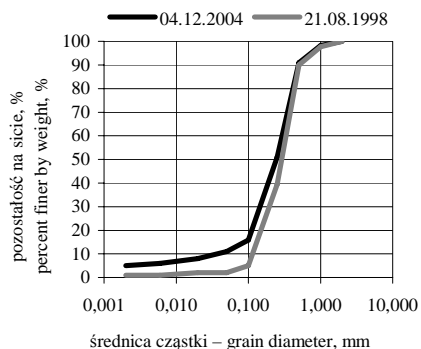
Rys. 82. Wykres uziarnienia gruntu w oczyszczalni roślinno-glebowej w Brzeźnie, kwarta XVI (gł. 15–70 cm)

Fig. 82. Grain-size distribution curve for the sample tooked from plant-soil treatment plant in Brzeźno, quarter XVI (depth 15–70 cm)



Rys. 83. Wykres uziarnienia gruntu w oczyszczalni roślinno-glebowej w Brzeźnie, kwarta XX (gł. 5–15 cm)

Fig. 83. Grain-size distribution curve for the sample tooked from plant-soil treatment plant in Brzeźno, quarter XX (depth 5–15 cm)



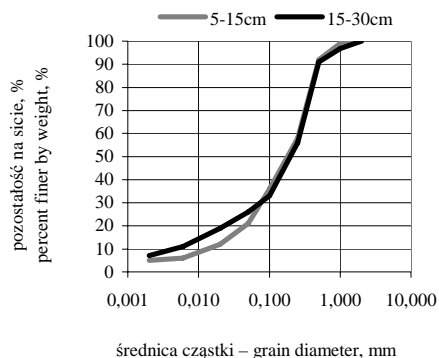
Rys. 84. Wykres uziarnienia gruntu w oczyszczalni roślinno-glebowej w Brzeźnie, kwarta XX (gł. 20–80 cm)

Fig. 84. Grain-size distribution curve for the sample tooked from plant-soil treatment plant in Brzeźno, quarter XX (depth 20–80 cm)

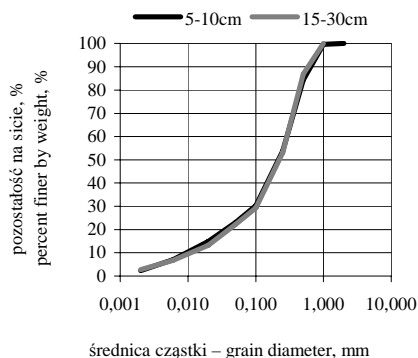
Zjawisko zanoszenia się wolnych przestrzeni między ziarnami złoża nosi nazwę kolmatacji, jednak pomijane jest ono w większości publikacji dotyczących oczyszczalni roślinno-glebowych [105]. Proces ten zachodzi na złożach silnie obciążonych ściekami bogatymi w substancję organiczną. Kolmatacja jest procesem niezwykle ważnym w przypadku oczyszczania ścieków na złożach glebowych w warunkach nieregularnego zasila- nia złożów ściekami, co ma miejsce w środowisku wiejskim. Jednak niewłaściwa eksploata- cja obiektów, stałe przeciążanie tej samej powierzchni złoża (nawadnianie bez wymaga-

nego czasu na osuszenie i przewietrzenie złoża) może powodować pogorszenie warunków hydraulicznych oraz tlenowych i wpłynąć na jakość uzyskiwanych odcieków.

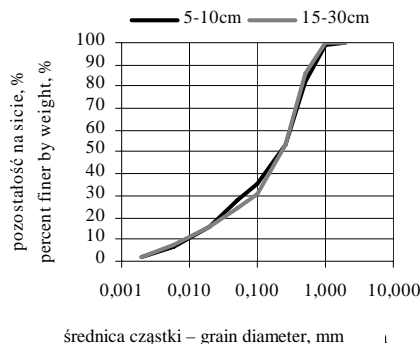
Takie zjawisko wypełniania się porów wierzchniej warstwy gleby materiałem nano-szonym przez surowe ścieki spowoduje prawdopodobnie wydłużenie czasu wsiąkania ścieków w glebę, utrudni przewietrzanie, pogorszy warunki powietrzno-wodne, co zaowocować może obniżeniem skuteczności oczyszczania ścieków bytowych.



Rys. 85. Wykres uziarnienia gruntu, oczyszczalnia roślinno-glebova w Mroczeniu (2004)
Fig. 85. Grain-size distribution curve for the sample tooked from plant-soil treatment plant in Mroczeń (2004)



Rys. 86. Wykres uziarnienia gruntu, oczyszczalnia roślinno-glebova w Mroczeniu (2005), sekcja trzcinowa, początek złoża
Fig.86. Grain-size distribution curve for the sample tooked from plant-soil treatment plant in Mroczeń (2005) – reed section, begin of the bed



Rys. 87. Wykres uziarnienia gruntu, oczyszczalnia roślinno-glebova w Mroczeniu, (2005), sekcja trzcinowa, koniec złoża
Fig. 87. Grain-size distribution curve for the sample tooked from plant-soil treatment plant in Mroczeń (2005) – reed section, end of the bed

Tabela 27
Table 27

Skład granulometryczny gleby pobranej w dniu 4.12.2004 z terenu oczyszczalni roślinno-glebowych w Brzeźnie i Mroczeniu
The granulation of soil samples tooked 4.12.2004 from plant-soil treatment plant area: Brzeźno and Mroczon

Lp. No.	Nr kwatery Quarter no.	Głębokość pobrania Depth of sample taking	Średnice ziaren frakcji granulometrycznych Diameter of granular groups													Grupa granulome- tryczna wg. PN-R-04033 Granular group
			mm													
			> 1,0	1,0-0,5	0,5-0,25	0,25-0,1	0,1-0,05	0,05-0,02	0,02-0,006	0,006-0,002	< 0,002	≥ 2,0-0,05	≥ 0,05-0,002	> 0,002		
cm			4	5	6	7	8	9	0	11	12	13	14	15	16	
1.	2	3	5,5	12,0	35,0	20,0	14,0	1,0	5,0	3,0	10,0	81,0	9,0	10,0		
1.	IV	5-15	2,6	8,0	23,0	22,0	6,0	7,0	8,0	3,0	23,0	59,0	18,0	23,0	Gp	
2.		30-60	9,0	8,0	25,0	25,0	9,0	6,0	4,0	4,0	19,0	67,0	14,0	19,0	Gs	
3.		60-75	2,6	7,0	46,0	29,0	6,0	3,0	3,0	1,0	5,0	88,0	7,0	5,0	Gp	
4.	VII	75-100	4,6	9,0	28,0	22,0	16,0	4,0	3,0	6,0	12,0	75,0	13,0	12,0	Gp	
5.		5-10	1,4	6,0	28,0	23,0	14,0	3,0	5,0	4,0	17,0	71,0	12,0	17,0	Gp	
6.		40-60	1,8	9,0	49,0	28,0	2,0	4,0	1,0	1,0	6,0	88,0	6,0	6,0	Ps	
7.	X	60-90	5,5	9,0	30,0	25,0	12,0	4,0	3,0	6,0	11,0	75,0	14,0	11,0	Gp	
8.		5-10	2,0	7,0	24,0	22,0	10,0	8,0	5,0	5,0	19,0	63,0	18,0	19,0	Gl	
9.		15-30	3,6	9,0	33,0	32,0	7,0	5,0	4,0	3,0	7,0	81,0	12,0	7,0	Pg	
10.	XI	30-60	1,6	7,0	33,0	40,0	7,0	3,0	3,0	2,0	5,0	87,0	8,0	5,0	Ps	
11.		60-80	4,9	8,0	30,0	25,0	11,0	6,0	3,0	5,0	12,0	74,0	14,0	12,0	Gp	
12.		5-10	2,5	10,0	32,0	22,0	9,0	4,0	4,0	2,0	2,0	17,0	83,0	10,0	7,0	Pg
13.	XI	20-30	0,8	8,0	42,0	34,0	8,0	1,0	1,0	1,0	5,0	92,0	3,0	5,0	Ps	
14.		40-60	0,8	6,0	32,0	41,0	13,0	2,0	1,0	1,0	4,0	92,0	4,0	4,0	Ps	
15.		60-85	0,8	6,0	32,0	41,0	13,0	2,0	1,0	1,0	1,0	4,0	92,0	4,0	4,0	Ps

Tabela 27 cd.
Table 27 cont.

1	2	3	4	5	6	7	8	9	0	11	12	13	14	15	16
15.	XVI	5-15	2,7	10,0	38,0	36,0	6,0	4,0	1,0	1,0	4,0	90,0	6,0	4,0	PS
17.		15-70	1,4	9,0	44,0	32,0	4,0	1,0	3,0	1,0	6,0	89,0	5,0	6,0	PS
18.		70-82	0,6	7,0	45,0	35,0	4,0	2,0	1,0	1,0	5,0	91,0	4,0	5,0	PS
19.		82-150	0,7	5,0	35,0	42,0	7,0	2,0	1,0	1,0	7,0	89,0	4,0	7,0	PS
20.	XX	5-15	3,0	10,0	46,0	24,0	9,0	4,0	1,0	1,0	5,0	89,0	6,0	5,0	PS
21.		20-80	1,8	9,0	40,0	35,0	5,0	3,0	2,0	1,0	5,0	89,0	6,0	5,0	PS
22.		80-90	0,9	6,0	11,0	40,0	37,0	2,0	1,0	2,0	1,0	94,0	5,0	1,0	P
23.		90-100	0,0	6,0	38,0	40,0	4,0	3,0	1,0	1,0	7,0	88,0	5,0	7,0	PS
24.	Mroczeń ^{a)}	5-15	3,9	8,0	34,0	22,0	15,0	9,0	6,0	1,0	5,0	79,0	16,0	5,0	Pg
25.		15-30	3,2	9,0	35,0	23,0	7,0	7,0	8,0	4,0	7,0	74,0	19,0	7,0	Gp
26.	Mroczeń ^{b)}	5-15	0,39	15,22	30,56	23,51	7,34	8,06	7,87	4,69	2,36	62,98	15,40	14,92	Gp
27.		15-30	0,00	13,12	33,75	23,75	7,11	8,99	6,51	4,07	2,71	70,61	16,10	13,29	Gp
28.	Mroczeń ^{c)}	5-15	0,51	17,08	29,16	17,62	7,65	11,79	9,67	4,58	1,95	63,86	19,44	16,20	Gp
29.		15-30	0,04	14,30	31,98	22,91	6,07	8,67	8,89	4,96	2,19	69,12	14,74	16,04	Gp

Gp – glina piaszczysta – sandy clay, Gs – glina średnia – medium clay, Gl – glina lekka – light clay, P – piasek – sand, Ps – piasek stabilizowany – light clay sand, Pg – piasek gliniasty – clay sand

^{a)} – Mroczeń – wierzba – willow, ^{b)} – Mroczeń – początek złoża (trzcina) – begin of bed (reed), ^{c)} – Mroczeń – koniec złoża (trzcina) – end of bed (reed)

4.6.2. Skład fizykochemiczny gleb

Skład fizykochemiczny gleby zmieniał się wraz z głębokością i różnił się między sobą w zależności od kwatery, z której pobrano próbki.

Gleba z dwóch pierwszych segmentów oczyszczalni w Brzeźnie (kwatera IV i VII) charakteryzowała się dużą zmiennością pH (tab. 28). W powierzchniowych warstwach gleby pH (mierzone zarówno w KCl, jak i w H₂O) było wyraźnie niższe (lekko kwaśne) od pH zanotowanego w głębszych partiach profilu glebowego.

Podobna tendencja wzrostu pH jednocześnie z głębokością widoczna była także na pozostałych kwaterach. Jednak wzrost pH był niewielki, rzędu 0,1–0,2. Zależność tę zaobserwowano również dla próbek gleby pobranej w dniu 21.10.2005 roku (tab. 29).

W przypadku próbek gleby pobranych z terenu oczyszczalni w Mroczeniu odnotowano spadek pH wraz z głębokością we wszystkich przypadkach z wyjątkiem części segmentu przeciążanego ściekami, gdzie pH przy powierzchni było mniejsze niż w głębszych warstwach.

Oceniając zawartość węgla organicznego pochodzącą z oczyszczalni w Brzeźnie, uwidacznia się wyraźna zmiana wraz z głębokością w próbkach gleby pobranych z kwater IV, VII, X. Natomiast zawartość węgla organicznego w glebie pobranej z kwater XVI, XX utrzymuje się na poziomie od 0,31–do 0,57%. Największe zawartości węgla organicznego zawierały gleby w przypowierzchniowej warstwie. W miarę wzrostu głębokości zawartość węgla organicznego malała. Kwatery, które były najczęściej nawadniane i przyjęły największe ilości ścieków, w wierzchniej warstwie gleby mieściły największe ilości węgla organicznego (tab. 28, 29). Podobną tendencję zaobserwowano w przypadku próchnicy oznaczanej w próbkach gleby pobranej z terenu obu oczyszczalni.

Bardzo ważnym aspektem chemizmu gleby na terenie oczyszczalni roślinno-glebowych jest zawartość form azotowych, które są ściśle związane z nawadnianiem gleby ściekami o wysokiej zawartości azotu ogólnego i amonowego. Największa zawartość azotu amonowego wystąpiła w dniu 4.12.2004 roku w warstwie przypowierzchniowej kwatery IV na głębokości do 10 cm (tab. 28) i wraz z głębokością zmniejszała się. W przypadku kwater VII, X, XI zawartość azotu amonowego wzrastała nieznacznie jednocześnie z głębokością. W ostatnich kwaterach oczyszczalni w Brzeźnie zawartość azotu amonowego malała wraz z głębokością.

Dla próbek gleby pobranych w dniu 21.10.2005 roku zawartość azotu amonowego utrzymywała się na jednakowym poziomie. Jedynie w przypadku kwatery VII i X wartość azotu amonowego w glebie wzrastała jednocześnie z głębokością.

Dla jonów azotanowych oznaczanych we wszystkich próbkach gleby pobranych z obu oczyszczalni utrzymywała się stała tendencja jego spadku wraz z głębokością. Na uwagę zasługuje kwatera XI. Największa ilość azotu azotanowego wystąpiła na głębokości 40 cm i wynosiła 20,67 mg NO₃/kg suchej masy gleby.

Budowa kompleksu sorpcyjnego, jego skład i właściwości fizykochemiczne są niezwykle ważne dla skutecznego oczyszczania ścieków w środowisku glebowym.

Kwasowość hydrolityczna mierzona dla każdej próbki gleby pobranej z terenu obu oczyszczalni charakteryzowała się sukcesywnym spadkiem wartości jednocześnie ze wzrostem głębokości. Była to cecha charakterystyczna dla obu obiektów (tab. 30, 31).

Tabela 28
Table 28

Skład fizykochemiczny gleby pobranej 4.12.2004., z terenu oczyszczalni roślinno-glebowych w Brzeźnie i Mroczeniu
The physico-chemical composition of soil tooked 4.12.2004 from plant-soil treatment plant area in Brzeźno and Mroczeń

Lp. No.	Kwarta Quarter	Głębokość pobrania Depth of sample taking	pH w KCl	pH w H ₂ O	Corg. Organic Carbon, %	Zawartość próchnicy, Humus content, %	N _{og} Total - N, %	C:N	N _{min} kg/ha	N-NH ₄ mg/kg suchej masy gleby mg/kg lean mass of soil	N-NO ₃ mg/kg suchej masy gleby mg/kg lean mass of soil
1.	IV	5-10	5,9	6,7	1,87	3,26	0,159	12:1	85,6	4,15	15,76
2.		30-45	6,6	7,5	0,56	0,98	0,068	8:1	19,3	2,07	2,41
3.		50-60	6,9	7,8	0,45	0,78	0,034	13:1	17,1	1,93	2,05
4.	VII	5-10	5,9	6,8	1,87	3,26	0,165	11:1	45,0	1,67	8,79
5.		40-60	6,4	7,2	0,75	1,31	0,062	12:1	27,6	1,91	4,3
6.	X	5-10	6,5	7,3	1,44	2,51	0,135	11:1	65,1	1,79	13,35
7.		20-40	6,5	7,5	0,75	1,31	0,069	11:1	55,2	1,91	10,92
8.		55-60	6,9	7,7	0,22	0,38	0,019	12:1	47,1	2,05	8,92
9.	XI	5-10	6,3	7,1	1,48	2,58	0,135	11:1	76,9	1,96	15,91
10.		20-40	6,3	7,2	0,71	1,24	0,053	13:1	97,5	2,0	20,67
11.		55-60	6,6	7,4	0,15	0,26	0,007	21:1	40,9	1,97	7,53
12.	XVI	5-15	6,1	6,8	0,57	0,99	0,051	11:1	31,5	3,23	4,1
13.		15-70	6,3	6,9	0,31	0,54	0,025	12:1	24,6	2,48	3,25
14.	XX	5-15	5,8	6,6	0,54	0,94	0,042	13:1	33,5	2,94	4,84
15.		15-80	6,0	6,7	0,35	0,61	0,032	11:1	31,4	2,75	4,55
16.	Mroczeń *	5-15	7,4	7,8	1,46	2,54	0,148	10:1	58,5	4,13	9,49
17.		15-30	7,0	7,6	1,22	2,13	0,109	11:1	39,5	3,7	5,48

* - wierzba – willow

Skład fizykochemiczny gleby pobranej 21.10.2005 z terenu oczyszczalni roślinno-glebowych w Brzeźnie i Mroczeniu
The physico-chemical composition of soil tooked 21.10.2005 from plant-soil treatment plant area in Brzeźno and Mroczeń

Lp. No.	Kwarta Quarter	Głębokość pobrania Depth of sample taking	pH w KCl	pH w H ₂ O	Corg. % Organic Carbon	Zawartość próchnicy % Humus con- tent %	N _{og} Total - N %	C : N	N _{min} kg/ha	N-NH ₄ mg/kg suchej masy gleby mg/kg lean mass of soil	N-NO ₃ mg/kg suchej masy gleby mg/kg lean mass of soil
1.	IV	5-10	6,5	7,1	0,85	1,46	0,087	10:1	38,80	2,68	6,34
2.		30-45	7,1	7,9	0,16	0,27	0,006	27:1	17,23	2,56	1,45
3.		50-60	-	-	-	-	-	-	-	-	-
4.	VII	5-10	6,7	7,3	0,98	1,69	0,096	10:1	54,04	2,43	10,14
5.		40-60	7,0	7,7	0,16	0,27	0,009	18:1	24,13	2,80	2,81
6.	X	5-10	6,9	7,4	0,97	1,67	0,104	9:1	33,33	2,60	5,15
7.		20-40	6,9	7,7	0,58	0,99	0,041	14:1	26,70	2,94	3,27
8.		55-60	7,0	7,8	0,16	0,27	0,005	32:1	15,45	2,36	1,23
9.	XI	5-10	6,1	7,0	1,00	1,72	0,109	9:1	28,60	2,12	4,53
10.		20-40	6,2	7,2	0,42	0,72	0,049	9:1	18,51	2,35	1,95
11.		55-60	6,5	7,3	0,16	0,27	0,007	23:1	18,64	2,37	1,97
12.	XVI	5-15	6,5	6,8	0,39	0,67	0,034	11:1	13,80	2,29	0,92
13.		15-70	6,7	7,2	0,20	0,34	0,006	11:1	13,40	2,49	0,63
14.	XX	5-15	6,3	7,1	0,32	0,55	0,042	8:1	18,27	2,23	2,02
15.		15-80	6,5	7,1	0,17	0,29	0,005	34:1	14,19	2,42	0,88
16.	Mroczeń ^{a)}	5-15	7,4	7,6	1,76	3,03	0,157	11:1	39,08	2,32	6,77
17.		15-30	7,3	7,6	1,51	2,60	0,130	12:1	21,03	2,99	1,90
18.	Mroczeń ^{b)}	5-15	6,8	7,1	1,07	1,84	0,099	11:1	105,21	2,79	21,68
19.		15-30	5,9	6,8	0,30	0,52	0,011	27:1	64,96	2,45	12,66
20.	Mroczeń ^{c)}	5-15	7,5	7,8	1,49	2,57	0,139	11:1	33,67	2,59	5,24
21.		15-30	7,2	7,5	0,93	1,60	0,077	12:1	21,80	2,40	2,67

^{a)} - wierzba - willow, ^{b)} - początek złoża (trzcina) - begin of bed (reed), ^{c)} - koniec złoża (trzcina) - end of bed (reed)

Tabela 30
Table 30
Właściwości kompleksu sorpcyjnego gleby pobranej 4.12.2004. z terenu oczyszczalni roślinno-glebowych w Brzeźnie i Mroczniu
Characteristic of soil ion complex tooked 4.12.2004 from plant-soil treatment plants in Brzeźno and Mroczni

Lp. No.	Kwatera Quarter	Głębokość pobrania Depth of sample taking		Mg ²⁺		Na ⁺		K ⁺		Ca ²⁺		S	T	V
		me/100 g	Hh	Mg ²⁺	%S	me/100 g	%S	me/100 g	%S	me/100 g	%S			
1.	IV	5-10	3,4	1,008	8,36	0,452	3,75	0,497	4,12	10,10	83,77	12,06	15,46	78,00
2.		30-45	1,8	1,658	8,18	1,009	4,98	0,390	1,93	17,20	84,91	20,26	22,06	91,84
3.		50-60	1,3	1,417	1,417	8,91	0,965	6,07	0,313	1,97	13,20	83,04	15,90	17,20
4.	VII	5-10	3,4	1,000	7,6	0,600	4,56	0,451	3,43	11,10	84,4	13,15	16,55	79,46
5.		40-60	1,8	1,300	8,33	8,33	1,052	6,74	0,256	1,64	13,00	83,29	15,61	17,41
6.	X	5-10	2,2	1,042	8,12	0,670	5,22	0,369	2,88	10,75	83,78	12,83	15,03	85,36
7.		20-40	1,7	1,183	9,15	0,696	5,39	0,344	2,66	10,70	82,8	12,92	14,62	88,37
8.		55-60	1,2	0,675	9,57	9,57	0,470	6,66	0,211	2,99	5,70	80,78	7,06	8,26
9.	XI	5-10	2,7	1,150	10,63	0,522	4,82	0,451	4,17	8,70	80,38	10,82	13,52	80,03
10.		20-40	2	1,075	9,62	9,62	0,591	5,29	0,313	2,8	9,20	82,3	11,18	13,18
11.	XVI	55-60	1,5	0,375	11,8	0,235	7,39	0,169	5,32	2,40	75,5	3,18	4,68	67,94
12.		5-15	1,44	0,283	7,68	0,087	2,36	0,313	8,5	3,00	81,46	3,68	5,12	71,89
13.		15-70	1,36	0,233	10,22	10,22	0,096	4,21	0,200	8,78	1,75	76,79	2,28	3,64
14.	XX	5-15	2,26	0,275	9,69	0,130	4,58	0,282	9,94	2,15	75,78	2,84	5,10	55,66
15.		20-80	1,66	0,183	8,3	8,3	0,144	6,53	0,179	8,11	1,70	77,06	2,21	3,87
16.	M*	5-15	1,36	1,483	9,46	0,565	3,6	0,533	3,4	13,10	83,54	15,68	17,04	92,02
17.		15-30	1,71	1,133	9,52	9,52	0,409	3,44	0,262	2,2	10,10	84,85	11,90	13,61

* - Mroczni (wierzba – willow)

Właściwości kompleksu sorpcyjnego gleby pobranej 21.10.2005 z terenu oczyszczalni roślinno-glebowych w Brzeźnie i Mroczeniu
Characteristic of soil ion complex tooked 21.10.2005 from plant-soil treatment plants in Brzeźno and Mroczeń

Lp. No.	Kwatera	Głębokość pobrania Depth cm	Hh me/100 g	Mg ²⁺		Na ⁺		K ⁺		Ca ²⁺		S me/100 g	T me/100 g	V %
				Mg ²⁺ me/100 g	%S	Na ⁺ me/100 g	%S	K ⁺ me/100 g	%S	Ca ²⁺ me/100 g	%S			
1.		5-10	2,1	1,408	10,8	0,713	5,5	0,426	3,3	10,42	80,3	12,967	15,067	86,1
2.	IV	30-45	0,8	0,483	14,1	0,270	7,9	0,164	4,8	2,50	73,2	3,417	4,217	81,0
3.		50-60	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—
4.	VII	5-10	1,5	1,058	11,8	0,548	6,1	0,318	3,5	7,01	78,5	8,934	10,434	85,6
5.		40-60	1,0	0,550	9,1	0,565	9,3	0,144	2,4	4,81	79,2	6,069	7,069	85,8
6.		5-10	1,6	1,333	9,6	1,061	7,6	0,303	2,2	11,22	80,6	13,917	15,517	86,7
7.	X	20-40	1,4	1,717	9,5	1,557	8,6	0,318	1,8	14,43	80,1	18,022	19,422	92,8
8.		55-60	1,0	0,333	9,8	0,374	11,0	0,092	2,7	2,60	76,5	3,399	4,399	77,3
9.		5-10	2,1	0,983	10,2	0,565	5,9	0,328	3,4	7,71	80,4	9,586	11,686	82,0
10.	XI	20-40	1,6	1,208	9,3	0,887	6,8	0,246	1,9	10,62	81,9	12,961	14,561	89,0
11.		55-60	1,0	0,317	9,6	0,270	8,2	0,103	3,1	2,60	79,0	3,290	4,290	76,7
12.		5-15	1,6	0,308	8,0	0,574	14,9	0,272	7,1	2,70	70,0	3,854	5,454	71,0
13.	XVI	15-70	1,0	0,383	11,5	0,400	12,0	0,154	4,6	2,40	71,9	3,337	4,337	76,9
14.	XX	5-15	1,4	0,283	9,7	0,235	8,0	0,205	7,0	2,20	75,3	2,923	4,323	67,6
15.		20-80	1,0	0,083	7,5	0,122	11,0	0,103	9,3	0,80	72,2	1,108	2,108	52,6
16.	M ^{a)}	5-15	1,4	1,392	9,0	0,591	3,8	0,205	1,3	13,32	85,9	15,508	16,908	91,7
17.		15-30	1,5	1,358	9,1	0,748	5,0	0,118	0,8	12,72	85,1	14,944	16,444	90,9
18.	M ^{b)}	5-15	2,4	0,633	8,0	0,609	7,7	0,287	3,6	6,41	80,7	7,939	10,339	76,3
19.		15-30	1,3	0,467	11,3	0,461	11,2	0,185	4,5	3,01	73,0	4,123	5,423	76,0
20.	M ^{c)}	5-15	1,2	0,650	4,7	0,426	3,1	0,195	1,4	12,62	90,8	13,891	15,091	92,0
21.		15-30	1,4	0,600	8,0	0,278	3,7	0,210	2,8	6,41	85,5	7,498	8,898	84,3

M^{a)} – Mroczeń – wierzba – willow, M^{b)} – Mroczeń – początek złoża (trzcina) – begin of bed (reed),

M^{c)} – Mroczeń – koniec złoża (trzcina) – end of bed (reed)

W odniesieniu do zawartości jonów wapnia i magnezu w profilu glebowym w próbach gleby z obiektu w Brzeźnie zaznaczają się dwie strefy. Pierwsza obejmująca kwatery do X, w której poziom jonów wapnia i magnezu jest większy w głębszych częściach profilu w porównaniu z warstwami powierzchniowymi. Druga skupiająca kwatery dalsze (od X do XX), charakteryzująca się spadkiem zawartości jonów wapnia i magnezu wraz z głębokością.

Na terenie oczyszczalni w Mroczeniu większą zawartością jonów wapnia i magnezu odznaczała się gleba pochodząca z segmentu trzcinowego, przeciężanego ściekami bytowymi, natomiast segment obsadzony wierzwą nie wykazywał zwiększonych zawartości jonów wapnia i magnezu. Wymywanie jonów wapnia i magnezu w głąb profilu glebowego (charakterystyczne dla początkowych kwater oraz fragmentu przeciężonej oczyszczalni w Mroczeniu) może dowodzić nadmiernego nawadniania powierzchni kwater (przeciężenie).

Zawartość jonów sodu i potasu w glebie zmniejszała się wraz z głębokością na większości kwater w Brzeźnie. Zależność ta dotyczyła także jonów potasu w profilu glebowym oczyszczalni w Mroczeniu. Na kwaterach XVI i XX w Brzeźnie wystąpiła odwrotna zależność. W wierzchnich warstwach gleby było mniej jonów sodu w porównaniu z zawartością sodu w próbkach pobranych z większej głębokości (dla gleby pobranej w dniu 4.12.2004 roku). W przypadku przeprowadzonych badań 21.10.2005, na pierwszych kwaterach oczyszczalni w Brzeźnie oraz segmencie obsadzonym trzciną na oczyszczalni w Mroczeniu stwierdzono wzrost zawartości sodu i potasu jednocześnie głębokością.

4.7. Charakterystyka roślinności

4.7.1. Charakterystyka drzewostanu

Na powierzchni oczyszczalni roślinno-glebowych w Brzeźnie i Mroczeniu zastosowano dwa różne rodzaje nasadzeń roślinności drzewiastej: wierzbowe (obiekt w Mroczeniu) oraz nasadzenia topolowe, jesionowe, dębowe (obiekt w Brzeźnie) [92]. Dodatkowo powierzchnię oczyszczalni w Mroczeniu obsadzono trzciną, a w Brzeźnie mieszkanką traw. W chwili obecnej na terenie oczyszczalni w Brzeźnie z drzew utrzymały się tylko nasadzenia topolowe oraz jedna kwatera z nasadzeniami jesionowymi.

W kwietniu 2003 roku, na terenie oczyszczalni w Mroczeniu – po dwóch latach jej eksploatacji, wykonano inwentaryzację drzewostanu wierzby. Pomierzono wysokość nasadzeń oraz średnicę pnia. Segment złoza z nasadzeniami wierzbowymi można podzielić pod względem wysokości drzew na trzy części.

Część pierwsza charakteryzuje się wierzbami o średniej wysokości $h_1=3,9$ m. Są to najwyższe drzewa porastające powierzchnię oczyszczalni. W części drugiej i trzeciej występują odpowiednio wierzby o przeciętnej wysokości $h_2=3,0$ m, $h_3=3,3$ m. Nierównomierna wysokość wierzb na terenie oczyszczalni w Mroczeniu związana jest z nierównomiernym obciążeniem złoza roślinno-glebowego ściekami (błędem wykonawcy w trakcie budowy oczyszczalni). Ścieki surowe (oczyszczone mechanicznie) nie są rozprowadzane po całej powierzchni złoza. Powierzchnia nawadniana stanowi w rzeczywistości tylko około 18,5% całej powierzchni złoza i ma to istotny wpływ na wzrost sadzonek wierzby.

Przyrosty wierzbowe z terenu oczyszczalni w Mroczeniu nie są też usuwane mimo zaleceń projektowych. Z badań terenowych i obserwacji autorki wynika, że naturalny ubytek krzewów wierzby jest znikomy.

Drzewostan na kwaterach obiektu w Brzeźnie różni się od drzewostanu złoża roślinno-glebowego w Mroczeniu. W przypadku nasadzeń topolowych w warunkach intensywnego nawadniania czas wycinki drzewostanu powinien nastąpić po 15–20 latach. Na terenie obiektu w Brzeźnie, na którym siedlisko topoli charakteryzuje się łatwym dostępem do składników pokarmowych i wody, drzewa cechuje bardzo intensywny roczny przyrost. W takich warunkach drzewa powinny być szybciej zastąpione przez nowe nasadzenia, już nawet po 10 latach.

W 1997 roku po raz pierwszy na obiekcie w Brzeźnie została wykonana inwentaryzacja drzew charakteryzująca liczbę nasadzeń. W roku 2001 (po 4 latach eksploatacji) dokonano powtórnego przeliczenia drzew [92]. Kolejne dwie inwentaryzacje wykonano w 2003 i następnie w 2005 roku. Były one konieczne w celu określenia ubytku drzew na skutek niewłaściwej eksploatacji obiektu. Stan drzewostanu przedstawiono w tabelach 32, 33, 34.

Wyniki uzyskane z przeprowadzonych badań świadczą o złej gospodarce dotyczącej roślinności na obiekcie w Brzeźnie. W 2003 roku ilość drzew porastających powierzchnię oczyszczalni stanowiła 56,8% ilości nasadzeń z 1997 roku. W okresie między inwentaryzacjami 96 drzew zdrowych zostało wyciętych. Przeciętna średnica drzew pomierzonych na obiekcie w Brzeźnie w roku 2003 wynosiła 13,4 cm. Najwięcej było drzew o średnicy z przedziału 15–20 cm. Największym procentowym ubytkiem drzewostanu charakteryzowały się kwatery XIX – 71,7% i kwatera X – 64,7%.

W roku 2005 po kolejnej inwentaryzacji stwierdzono ubytek kolejnych 110 drzew. Przeciętna średnica topoli wynosiła 16,9 cm, tak więc przyrost pnia drzew na oczyszczalni w Brzeźnie wyniósł 3,52 cm.

4.7.2. Skład chemiczny biomasy roślinnej

W celu określenia roli roślin w procesach oczyszczania ścieków w środowisku roślinno-glebowym (akumulacji biogenów w biomase roślinnej) z powierzchni obu oczyszczalni roślinno-glebowych pobrano próbki materiału roślinnego: wierzby, topoli, trzciny oraz mieszanek porastających traw w dniu 15.02.2003 oraz 27–30.10.2004.

Skład chemiczny roślinności porastającej oczyszczalnię w Mroczeniu przedstawiono w tabeli 35.

Próbki roślinności w przypadku oczyszczalni w Mroczeniu pobierano w miejscach wskazujących na nierównomierne obciążenie złoża ściekami. W miejscu gdzie wystąpiło nadmierne nawadnianie ściekami surowymi powierzchni złoża, pojawiły się znacznie większe zawartości azotu amonowego ($N-NH_4$) w biomase roślin. Pozostałe składniki biomasy nie różniły się znacząco od siebie. Natomiast skład chemiczny gałęzi i pnia wierzby różnił się między sobą zawartością makroelementów (tab. 35). W biomase gałęzi występowała większa zawartość azotu ogólnego, sodu, wapnia, magnezu i potasu niż w pniu wierzby. Trzcina zawierała znacznie więcej azotu niż wierzba (tab. 35).

Tabela 32
Table 32

Inwentaryzacja drzewostanu przeprowadzona w dniu 17.04.2003 na oczyszczalni roślinno-glebowej w Brzeźnie
Trees cataloguing carried out 17.04.2003 on plant-soil treatment plant in Brzeźno

Cały obiekt Object	20	19	18	17	16	15	14	13	12	10	9	8	7	6	5	4	3	2	1	Numer poletka Quarter number	
																				Liczba drzew Trees number (1997)	
2260	120	120	120	120	120	120	120	120	120	120	120	120	120	120	120	115	115	115	115	115	Liczba drzew Trees number (2003)
1283	43	34	82	62	69	47	48	55	81	69	62	73	106	68	90	75	75	73	71	71	Ubytek Loss
878	77	86	30	58	51	73	72	65	35	35	50	40	14	50	19	24	27	32	40	40	Wycięte Cut out
96	-	-	-	-	-	-	-	-	4	16	8	7	-	2	11	16	13	10	1	1	% ubytku % of loss
43,2	64,7	71,7	25	48,3	42,5	60,8	60	54,2	29,2	29,2	41,7	33,3	11,7	41,7	15,8	20,9	23,5	27,8	38,3	38,3	Średnia grubość cm Mean thickness cm
13,4	15,8	13,4	15,6	14,06	13,2	12,2	11,1	11,3	14,8	15,3	11,5	14,6	4,8	14,6	13,6	14,2	13,6	14,05	16,6	16,6	

Tabela 33
Table 33
Zestawienie ilości drzew o określonej grubości na poszczególnych kwaterach na oczyszczalni roślinno-glebowej w Brzeźnie w dniu 17.04.2003
Combination of trees amount with specific thickness on plant-soil treatment plant quarters in Brzeźno in 17.04.2003

Cały obiekt Object	20	19	18	17	16	15	14	13	12	10	9	8	7	6	5	4	3	2	1	Numer poletka Quarter number
	Ilość drzew o określonej grubości, stan z 2003 Trees amount with specific thickness, in 2003																			
120	1	0	1	0	2	2	4	3	3	2	3	5	75	3	3	5	6	2	0	0-5 cm
281	12	11	7	16	17	15	22	22	19	10	26	9	30	7	15	14	12	12	5	5-10 cm
388	7	14	31	20	28	18	10	20	18	20	21	21	1	21	42	19	26	31	20	10-15 cm
412	15	8	32	23	18	10	10	9	28	29	12	34	0	33	28	31	30	26	36	15-20 cm
75	6	1	10	3	4	2	2	1	13	8	0	4	0	4	2	6	1	2	6	20-25 cm
7	2	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	25-30 cm

Tabela 34
Table 34

Inwentaryzacja drzewostanu przeprowadzona w dniu 22.04.2005 na oczyszczalni roślinno-glebowej w Brzeźnie
Trees cataloguing carried out 22.04.2005 on plant-soil treatment plant in Brzeźno

Cały obiekt Object	19	18	17	16	15	14	13	12	10	9	8	7	6	5	4	3	2	1	Numer poletka Quarter number
	Ilość drzew o określonej grubości, stan z 2005 Trees amount with specific thickness, in 2005																		
1164	41	33	82	62	69	46	48	55	78	68	56	64	106	60	64	58	47	70	Liczba drzew Trees amount (2005)
16,9	19,1	15,7	18,1	15,8	15,2	14,7	14,3	13,9	17,8	17,7	15,5	20,5	6,6	19,4	19,2	20,2	19,5	18,7	Średnia grubość cm Mean thickness cm
119	2	1	0	0	1	0	0	3	1	6	9	0	8	26	17	18	26	1	Ubytek, szt. Loss

Tabela 35

Table 35

Skład chemiczny roślin porastających oczyszczalnię roślinno-glebową w Mroczeniu
Chemical content of plant growed on plant-soil treatment plant in Mroczeń

Parametr Parameter	Jednostka Unit	15.02.2003		27-30.10.2004		27-30.10.2004
		Segment II (wierzba) Part II (willow)		Segment II (wierzba) Part II (willow)		Segment I (trzcina) Part I (reed)
		początek złoża ^g bed begin	środek złoża ^g midle bed	środek złoża ^g midle bed	środek złoża ^p midle bed	środek złoża midle bed
Sucha masa Lean mass	%	58,7	39,5	59,11	57,02	47,79
Wilgotność Humidity	%	41,3	60,5	40,89	42,98	52,21
Azot ogólny Total-N	% s.m.	1,35	0,99	0,59	0,3	1,46
Azot ogólny Total-N	g/kg s.m.	13,5	9,9	5,9	3,0	14,6
N-NH ₄	g/kg s.m.	0,03	0,03	0,0290	0,0340	0,1170
N-NO ₃	g/kg s.m.	2,4	3,1	0,2334	0,1015	0,1268
Na	g/kg s.m.	0,261	0,138	0,193	0,127	0,615
Ca	g/kg s.m.	7,33	9,17	6,430	1,254	2,778
Mg	g/kg s.m.	0,91	0,99	0,452	0,302	0,462
K	g/kg s.m.	3,86	4,25	0,452	0,195	3,175
P	g/kg s.m.	1,23	1,17	0,4393	0,4524	0,66

^p – próbka pobrana z pnia wierzby – trunk sample

^g – próbka pobrana z gałęzi wierzby – branch sample

Znajomość składu chemicznego biomasy roślinnej porastającej oczyszczalnię pozwoliła na określenie ładunku zanieczyszczeń w niej zmagazynowanych. W odniesieniu do wierzby, która nie jest usuwana z powierzchni złoża, będzie to całkowity ładunek zmagazynowany w biomacie od chwili posadzenia.

Powierzchnie złoża obsadzonego wierzbą i trzcina są równe, jednak więcej biogenów i makroelementów wprowadzanych ze ściekami na powierzchnię oczyszczalni wbudowały w swoje organizmy wierzby w odniesieniu do całego okresu eksploatacji obiektu (tab. 36).

Kumulacja zanieczyszczeń w biomacie drzew nie przekraczała 2% zanieczyszczeń wprowadzonych wraz ze ściekami nieoczyszczonymi z wyjątkiem azotu azotanowego (powyżej 24%). Odsetek ten byłby znacznie większy, gdyby masę roślinną (trzcinę) co-rocennie jesienią usuwano z powierzchni oczyszczalni, a wierzbę przycinano. Rocznie trzcina w swojej biomacie zatrzymuje ponad 3% azotu ogólnego i ponad 14% azotanowego, co jest wartością porównywalną do tego, co w swojej biomacie zmagazynowały wierzby przez cały okres pracy oczyszczalni. Pozostała ilość biogenów wprowadzanych na powierzchnię złoża prawdopodobnie zatrzymywana zostaje w profilu glebowym, a część odprowadzana jest ze ściekami oczyszczonymi.

Tabela 36

Table 36

Ładunek zanieczyszczeń zgromadzony w wierzbie i trzcinie porastającej oczyszczalnię w Mroczeniu oraz % udział zanieczyszczeń w biomase roślin
Pollution charge accumulated in willow and reed biomass growing on plant-soil treatment plant in Mroczeń and % of pollutions participation in plant biomass

Ładunki zanieczyszczeń Pollution charge	Całe złożo Bed		Sumaryczny ładunek w ściekach (2000–2004) Total charge in sewage (2000–2004)	% ładunku wbudowanego w biomase/wierzba % of charge built in plant biomass/willow	% ładunku wbudowanego w biomase w ciągu roku/trzcina % of charge built in plant biomass/reed
	wierzba willow	trzcina reed			
	kg				
N ogólny Total – N	11,47	6,12	992,34	1,1	3,1
N-NH ₄	0,1	0,05	797,2	0,01	0,030
N-NO ₃	0,41	0,05	1,69	24,3	14,7
Na	0,44	0,026	–	–	–
Ca	7,77	1,16	430,53	1,8	1,34
Mg	1,05	0,19	190,54	0,55	0,5
K	0,8	1,33	–	–	–
P	1,39	0,27	97,29	1,43	1,38

Skład fizykochemiczny biomasy roślinnej pobranej z oczyszczalni roślinno-glebowej w Brzeźnie w lutym 2003 i październiku 2004 różnił się znacznie od siebie (tab. 37). Prawie dla każdego pierwiastka wyższe zawartości notowano dla próbek roślinności pobranych w lutym 2003 roku.

Jedynie na kwaterze IV i XII wystąpiły wyższe zawartości sodu, wapnia i magnezu w porównaniu z wartościami z lutego 2003 roku.

Dodatkowo z powierzchni kwatery nr II pobrano w październiku 2004 próbkę trawy. Na uwagę zasługuje bardzo wysoka zawartość azotu ogólnego 25,4 g/kg s.m. i azotu amonowego 3,0 g/kg s.m. Świadczy to o wysokiej akumulacji tych biogenów w biomase trawy.

W celu określenia ładunku biogenów zawartych w biomase drzewnej topoli – badania przeprowadzono na ściętym drzewie pochodzącym z kwatery I o średnicy 21,4 cm. Zważono pień główny i gałęzie oraz zbadano skład fizykochemiczny masy drzewnej.

Próbki z pnia głównego pobierano w dwóch miejscach: zewnętrzny okrąg (bliżej obwodu) oraz środek pnia. Skład fizykochemiczny próbek przedstawiono w tabeli 38.

Skład drewna topoli pobranego bliżej obwodu i bliżej środka nie różnił się znacznie od siebie. W drewnie części środkowej było więcej sodu, wapnia, magnezu i potasu. Natomiast gałęzie z badanego drzewa zawierały w swej masie więcej form azotowych (azot ogólny, amonowy, azotanowy) oraz miały wyższą zawartość makroelementów niż pień topoli.

W przypadku obiektu w Brzeźnie spodziewać się można większego procentowego udziału roślinności w akumulacji zanieczyszczeń w biomase roślin niż w oczyszczalni

w Mroczeniu. W tabeli 39 zestawiono akumulację zanieczyszczeń w biomase drzew oraz roślin zgromadzonej na całej powierzchni obiektu, a także procentowy udział ładunku wbudowanego w biomasę roślin w stosunku do ładunku wprowadzonego wraz ze ściwkami. Powierzchnia oczyszczalni w Brzeźnie obsadzona jest mieszanką traw, z której w ciągu roku (w regularnych cyklach nawadniania) zbierane są 4 pokosy o średniej zawartości suchej masy równej 1219 g s.m./m² [69]. Biorąc pod uwagę czas pracy oczyszczalni od 1997 do 2004, można określić ładunek zanieczyszczeń, jaki w swojej biomase zawierały usunięte rośliny (tab. 39). Ładunek zanieczyszczeń zgromadzony w biomase topoli (uwzględniając całkowity okres eksploatacji) był mniejszy od ładunku, jaki zgromadziły w swojej biomase trawy. Średnio co roku topole wbudowywały 0,8% ładunku azotu ogólnego, podczas gdy usuwane trawy 87%. Dysproporcje w ilości wbudowanego ładunku zauważyć można także w przypadku fosforu ogólnego. W biomasę drzew rocznie został wbudowany 1% fosforu ogólnego, natomiast trawy rocznie usuwały w swojej biomase około 57,2% fosforu ogólnego.

Tabela 37

Table 37

Skład chemiczny roślin porastających oczyszczalnię roślinno-glebową w Brzeźnie
Plants chemical composition growing on plant-soil treatment plant in Brzeźno

Wskaźnik Index	Jednostka Unit	Kwatera IV ¹ Quarter IV		Kwatera VII ¹ Quarter VII		Kwatera XII ¹ Quarter XII		Kwatera XVII ¹ Quarter XVII	Kwatera II ² Quarter II
		2003	2004	2003	2004	2003	2004	2003	2004
Sucha masa Lean mass	%	61,8	76,82	68,8	73,79	67,1	83,46	64,1	27,67
Wilgotność Humidity	%	38,2	23,18	31,2	26,21	32,7	16,54	35,9	72,33
Azot ogólny Total-N	% s.m.	1,04	0,51	0,93	0,93	0,68	0,34	1,08	2,54
Azot ogólny Total-N	g/kg s.m.	10,4	5,1	9,3	9,3	6,8	3,4	10,8	25,4
N-NH ₄	g/kg s.m.	0,12	0,0740	0,105	0,0540	0,07	0,0599	0,125	3,0
N-NO ₃	g/kg s.m.	1,5	0,3402	3,5	0,4060	1,03	0,1677	1,4	0,2856
Na	g/kg s.m.	0,410	1,04	0,771	0,31	0,233	0,34	0,530	1,698
Ca	g/kg s.m.	16,31	34,150	14,48	7,562	12,87	25,580	16,64	3,128
Mg	g/kg s.m.	1,09	1,520	1,33	0,910	0,89	1,270	1,29	0,614
K	g/kg s.m.	6,0	4,980	7,64	3,602	4,59	3,941	4,77	5,012
P	g/kg s.m.	1,01	0,5105	1,12	0,806	0,67	0,5379	0,87	1,9830

¹ – topola – poplar

² – trawa – grass

Tabela 38

Table 38

Skład fizykochemiczny drewna topoli pochodzącego z terenu oczyszczalni roślinno-glebowej
w Brzeźnie

Poplar phisico-chemical composition growing on plant-soil treatment plant in Brzeźno

Parametr Parametr	Jednostka Unit	27–30.10.2004 (kwatery I) Quarter I		
		pień zewn. trunk outside	pień środek trunk middle	gałęzie branches
Sucha masa Lean mass	%	58,81	37,99	86,72
Wilgotność Humi- dity	%	41,19	62,01	13,28
Azot ogólny Total-N	% s.m.	0,15	0,11	0,39
Azot ogólny Total-N	g/kg s.m.	1,5	1,1	3,9
N-NH ₄	g/kg s.m.	0,0170	0,0160	0,0510
N-NO ₃	g/kg s.m.	0,0840	0,0476	0,1015
Na	g/kg s.m.	0,473	0,653	0,29
Ca	g/kg s.m.	0,839	3,152	32,140
Mg	g/kg s.m.	0,292	0,620	0,872
K	g/kg s.m.	0,322	0,978	1,107
P	g/kg s.m.	0,1954	0,0891	0,6009

Tabela 39

Table 39

Ładunek zanieczyszczeń zgromadzony w topoli i trawie porastającej oczyszczalnię w Brzeźnie oraz
% udział zanieczyszczeń w biomase roślin

Pollutions charge accumulated in poplar and grass growing on plat-soil treatment plant in Brzeźno
and % polutions participation in plant biomas

Ładunki zanieczyszczeń Pollutions charges	Całe złożo Bed		Sumaryczny ładunek ścieków (1997–2004) Total charge of sewage (1997–2004)	% ładunku wbu- dowanego w bio- masę/topola % of charge built in poplar biomas	% ładunku wbu- dowanego w biomase/trawa % of charge built in grass biomas
	topola poplar	trawa grass			
	kg			%	
N ogólny Total – N	406,3	5721,9	6572,6	6,5	87
N-NH ₄	5,1	675,8	4538,6	0,11	15
N-NO ₃	14,73	63,1	27,51	53,54	117,8
Na	63,61	383	–	–	–
Ca	2283,72	705,1	4753,9	48,03	14,8
Mg	85,84	138,3	1878,0	4,6	7,4
K	105,74	1129	–	–	–
P	59,3	437,1	763,7	8,3	57,2

5. DYSKUSJA WYNIKÓW

5.1. Ocena sprawności oczyszczania ścieków

Sprawność oczyszczania ścieków bytowych w oczyszczalniach roślinno-glebowych zależy od wielu czynników. W każdym systemie, w którym oczyszczone ścieki odprowadzane są do odbiornika, pożądane jest, aby oczyszczalnia pracowała skutecznie, niezależnie od pory roku oraz niestabilności dopływu ścieków.

W przypadku obiektów w Brzeźnie i Mroczeniu w przeciągu całego okresu badawczego obserwowano wysoką efektywność pracy tych oczyszczalni. Dla przedstawionych wskaźników zanieczyszczeń na rysunkach 88–94 widać, w jaki sposób zmieniała się skuteczność oczyszczania ścieków w okresie badawczym XI 2002–V 2005 roku.

Średnią skuteczność oczyszczania charakterystyczną dla każdego miesiąca obliczono z zależności:

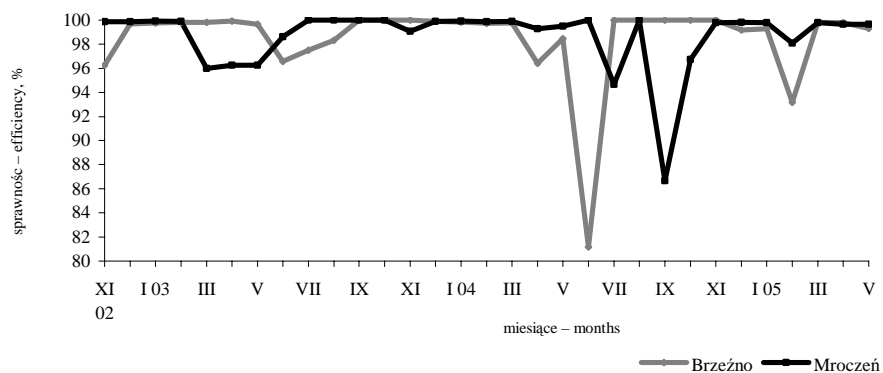
$$\eta = \frac{(C_o - C_k)}{C_o} \cdot 100$$

gdzie:

η – sprawność oczyszczania, %,

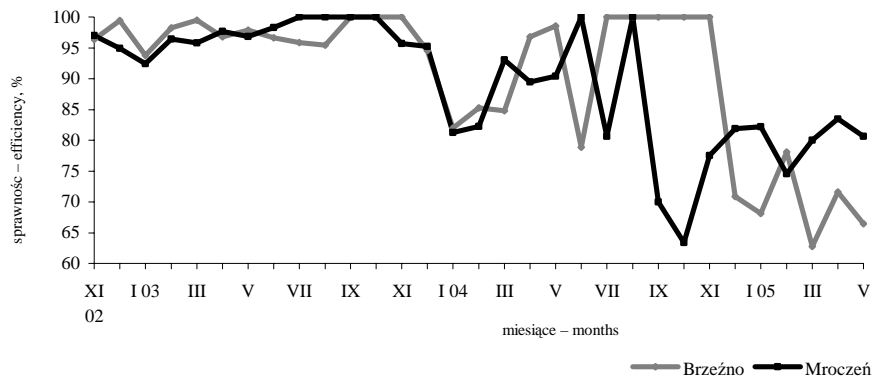
C_o – koncentracja zanieczyszczeń w ściekach dopływających do oczyszczalni, mg/dm³,

C_k – koncentracja zanieczyszczeń w ściekach oczyszczonych odpływających z oczyszczalni, mg/dm³.



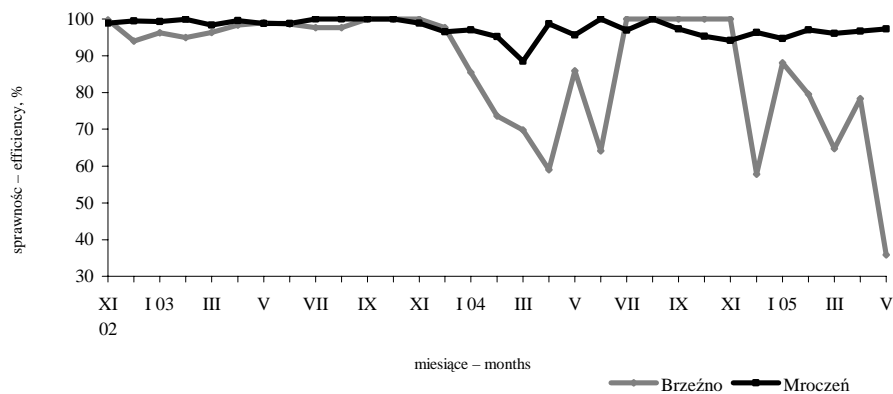
Rys. 88. Sprawność oczyszczania ścieków dla BZT₅ w oczyszczalniach w Brzeźnie i Mroczeniu w okresie badawczym XI 2002–V 2005

Fig. 88. BOD₅ treatment sewage efficiency on plant-soil treatment plant Brzeźno, Mroczeń – research period XI 2002–V 2005



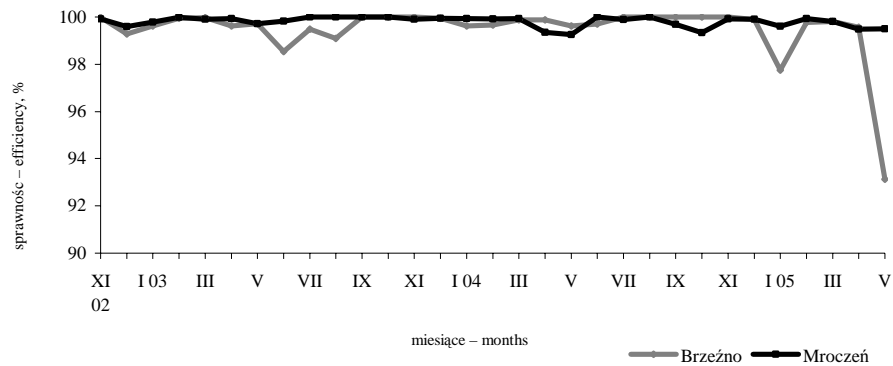
Rys. 89. Sprawność oczyszczania ścieków dla ChZT_{Cr} w oczyszczalniach w Brzeźnie i Mroczeniu w okresie badawczym XI 2002–V 2005

Fig. 89. COD_{Cr} treatment sewage efficiency on plant-soil treatment plant Brzeźno, Mroczeń – research period XI 2002–V 2005



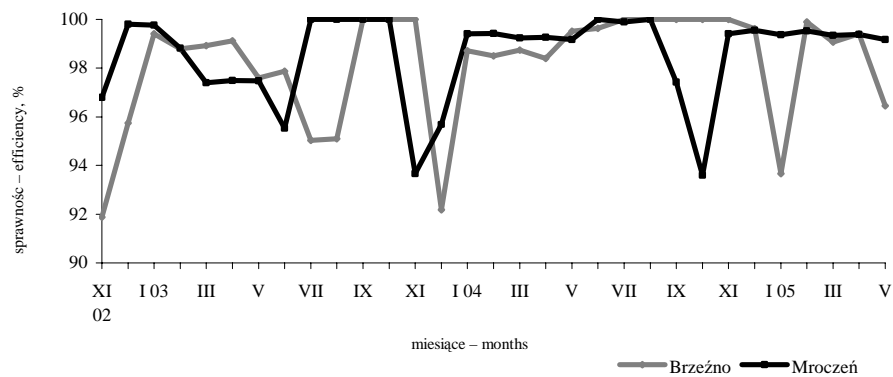
Rys. 90. Sprawność oczyszczania ścieków dla azotu ogólnego w oczyszczalniach w Brzeźnie i Mroczeniu w okresie badawczym XI 2002–V 2005

Fig. 90. Total nitrogen treatment sewage efficiency on plant-soil treatment plant Brzeźno, Mroczeń – research period XI 2002–V 2005



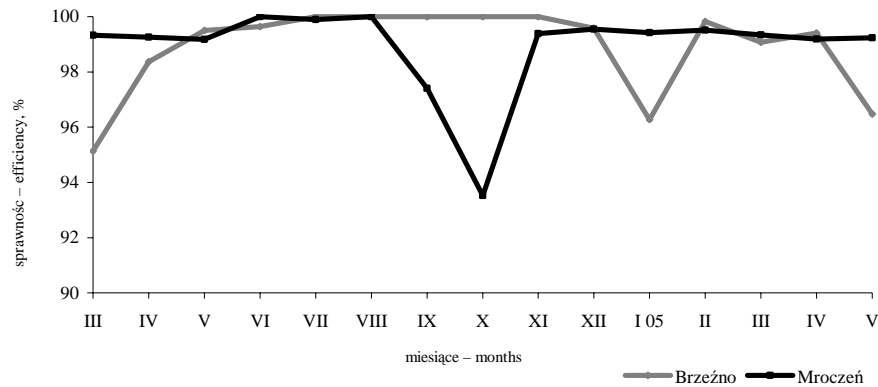
Rys. 91. Sprawność oczyszczania ścieków dla azotu amonowego w oczyszczalniach w Brzeźnie i Mroczeniu w okresie badawczym XI 2002–V 2005

Fig. 91. Ammonium nitrogen treatment sewage efficiency on plant-soil treatment plant Brzeźno, Mroczeń – research period XI 2002–V 2005



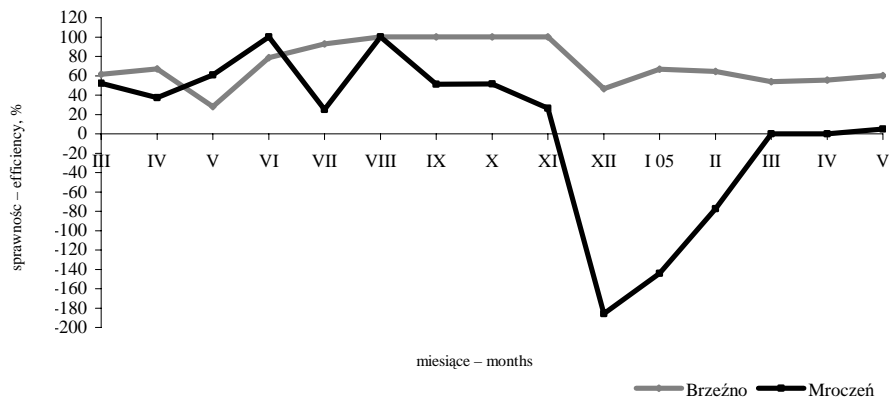
Rys. 92. Sprawność oczyszczania ścieków dla fosforu ogólnego w oczyszczalniach w Brzeźnie i Mroczeniu w okresie badawczym XI 2002–V 2005

Fig. 92. Total phosphorus treatment sewage efficiency on plant-soil treatment plant Brzeźno, Mroczeń – research period XI 2002–V 2005



Rys. 93. Sprawność oczyszczania ścieków dla fosforanów w oczyszczalniach w Brzeźnie i Mroczeniu w okresie badawczym III 2004–V 2005

Fig. 93. Phosphates treatment sewage efficiency on plant-soil treatment plant Brzeźno, Mroczeń – research period III 2004–V 2005



Rys. 94. Sprawność oczyszczania ścieków dla zawiesiny w oczyszczalniach w Brzeźnie i Mroczeniu w okresie badawczym III 2004–V 2005

Fig. 94. Suspension treatment sewage efficiency on plant-soil treatment plant Brzeźno, Mroczeń – research period III 2004–V 2005

Skuteczność oczyszczania ścieków w przypadku obu oczyszczalni była wysoka zarówno w półroczu letnim, jak i zimowym. Bardzo ważne jest to, iż oczyszczalnie roślinno-glebowe w Brzeźnie i Mroczeniu osiągnęły wysoką skuteczność oczyszczania (powyżej 80%) dla biogenów (azot ogólny, fosfor ogólny, fosforany), co jest praktycznie nie do osiągnięcia w przypadku oczyszczania ścieków w oczyszczalniach gruntowo-roślinnych lub gruntowych.

W przypadku azotu amonowego w obu obiektach zanotowano skuteczność oczyszczania powyżej 99% (tab. 40). Niespotykana wysoka skuteczność oczyszczania w tego typu oczyszczalniach powoduje, że powinny być one przede wszystkim wykorzystywane na terenach wiejskich.

Tabela 40

Table 40

Średnia skuteczność oczyszczania ścieków na oczyszczalniach roślinno-glebowych w Brzeźnie i Mroczeniu w okresie badawczym XI 2002 – V 2005

Mean sewage treatment efficiency on plant-soil treatment plant in Brzeźno and Mroczeń in research period XI 2002 – V 2005

Obiekt Research object	Średnia skuteczność oczyszczania, % Mean sewage treatment efficiency, in %						
	BZT ₅ BOD ₅	ChZT _{Cr} COD _{Cr}	Azot ogólny Total-N	Azot amonowy Ammonium nitrogen	Fosfor ogólny Total-P	Fosforany Phosphates	Zawiesina Suspension
Brzeźno	98,5	90,6	87,5	99,5	98,2	99,1	71,8
Mroczeń	98,7	89,4	97,6	99,8	98,6	98,9	34

Chwilowy spadek oczyszczania zaobserwowany dla ChZT_{Cr} do wartości 62% (dla obu oczyszczalni) oraz azotu ogólnego na terenie obiektu w Brzeźnie do 40% należy przypisać niewłaściwej eksploatacji obiektu (przeciążenie I segmentu).

Bardzo wysoka sprawność oczyszczania sprawia, że wskaźniki zanieczyszczeń wód odpływających z oczyszczalni są tak niskie, że można je porównać do klas czystości wód powierzchniowych. W tabelach 41–47 zestawiono klasyfikację wody pobieranej z piezometrów oraz ścieków oczyszczonych według Rozporządzenia Ministra Środowiska [107].

Według tego Rozporządzenia [107], mimo iż z dniem 1 stycznia 2005 roku straciło moc obowiązującą, z braku nowego aktu prawnego, stwierdzono, iż w przypadku BZT₅ przez większość okresu badawczego odpływy kształtowały się jako wody I-klasowe. Jedynie w czterech przypadkach odpływy zawierały się w V klasie.

W przypadku ChZT_{Cr} przez większość okresu badawczego odpływ utrzymywał się jakościowo w V klasie czystości wód. W pozostałych przypadkach odcieki charakteryzowały się jakościowo jako wody od I do IV klasy.

Niezwykle wysoką efektywnością pracy odznaczał się obiekt w Brzeźnie w zestawieniu jakości odcieków dla biogenów, których usunięcie stanowi poważny problem nie tylko dla obiektów roślinno-glebowych. Zawartość azotu amonowego w ściekach oczyszczonych odpływających z oczyszczalni w Brzeźnie powodowała, że można je było porównać do wód I klasy czystości. Jedynie w maju 2005 roku na odpływie zanotowano odciek V klasy czystości.

Wysoką skuteczność oczyszczania ścieków obserwować można również w redukcji azotu azotanowego. W styczniu 2004 roku oraz w miesiącach zimowych 2005 roku obserwowano pogorszenie się jakości odpływu (IV klasa), w pozostałych miesiącach stężenie azotanów na odpływie odpowiadało I klasie czystości wody.

W przypadku fosforu ogólnego odpływy mieszczące się w V klasie czystości wystąpiły tylko dwa razy w całym okresie badawczym. W pozostałych przypadkach odcieki charakteryzowały się jakościowo jako wody od I do IV klasy.

Analiza ścieków oczyszczonych odpływających z oczyszczalni roślinno-glebowej w Brzeźnie charakteryzuje średnią skuteczność oczyszczania ścieków na całym obiekcie. Próbkę odcieków pobieranych ze studzienki kontrolnej nr 2 były mieszaniną odcieków pochodzących z czterech segmentów oczyszczalni. W celu określenia rzeczywistej (chwilowej) sprawności oczyszczania przeprowadzono badania składu odcieku pochodzącego bezpośrednio z nawodnionej kwatery.

Sprawność oczyszczania ścieków wyznaczona bezpośrednio po nawodnieniu kwatery daje obraz, jakie efekty oczyszczania można byłoby uzyskać, gdyby oczyszczalnia składała się z jednej kwatery. Wpływ na jakość odpływu ma wiele czynników, między innymi: wielkość dawki nawodnieniowej, pora roku, stan powierzchni kwatery (występowanie bądź brak roślinności trawiastej), wilgotność gleby, co wiąże się z czynnikami atmosferycznymi występującymi przed i w trakcie trwania nawadniania.

Rzeczywista sprawność oczyszczania ścieków (w odniesieniu do pojedynczej kwatery) była bardzo wysoka zarówno w przypadku stężeń, jak i ładunków. Pomimo tak wysokiej skuteczności oczyszczania klasyfikacja odpływu jako wód powierzchniowych wraz z wydłużającym się okresem eksploatacji również ulegała pogorszeniu. W pierwszych latach funkcjonowania oczyszczalni odpływ z nawadnianej kwatery nie mieścił się w klasyfikacji jedynie dla BZT₅, dla pozostałych badanych wskaźników odcieki były już wodami klasowymi. Dwa lata później (maj 1999) odpływy są już wodami klasy I–III zarówno dla wskaźników tlenowych, jak i dla biogenów. W badaniach przeprowadzonych w maju 1999 roku zastosowano mniejszą o połowę dawkę nawodnienia, co prawdopodobnie wpłynęło na jakość odpływu.

Przy normalnej stosowanej dawce zalewowej 97 mm (co odpowiada 110 m³) po 7 latach eksploatacji odcieki dla wskaźników tlenowych nie mieściły się w klasyfikacji dla BZT₅, natomiast odcieki dla ChZT_{Cr} były w IV klasie jakości wód. W znaczący sposób uległa pogorszeniu jakość odcieku w przypadku azotu amonowego. W czerwcu 2004 roku były to już odcieki V klasy, również azot azotynowy osiągał wyższe stężenia, powodując, że odciek był w V klasie czystości wód.

Badania odpływu przeprowadzone w zimie (styczeń 2005) charakteryzowały się wysoką jakością odcieku pod względem stężenia BZT₅. Podobna sytuacja wystąpiła w lutym 2005. Prawie przez cały czas trwania odpływu stężenia BZT₅ utrzymywały się w I klasie jakości wody. Pogorszeniu uległy odpływy dla ChZT_{Cr} (V klasa) oraz dla azotu ogólnego. Interesujące jest to, iż w miesiącu zimowym lutym 2005 wody odpływające z nawadnianej kwatery były w II klasie czystości w przypadku azotu azotanowego. Najbardziej niekorzystne odcieki pod względem klasowości wystąpiły w kwietniu 2005. Z siedmiu analizowanych wskaźników zanieczyszczeń cztery należały do V klasy. Najgorszą sytuację zaobserwowano w przypadku wszystkich form azotowych (azot ogólny V klasa, azot azotanowy V klasa, amonowy i azotynowy III klasa).

Mimo wysokiej skuteczności oczyszczania ścieków w oczyszczalni roślinno-glebowej w Mroczeniu wody pobierane do analizy z piezometru cechowały się gorszymi wskaźnikami w porównaniu do wody pochodzącej z piezometrów z obiektu w Brzeźnie. Dotyczyło

to wskaźników tlenowych. Wpływ na taki stan miało rzeczywiste obciążenie oczyszczalni, które rozkładało się tylko na około 20% jej powierzchni. Mimo to ścieki oczyszczone w przypadku biogenów w oczyszczalni w Mroczeniu charakteryzowały się wodami klas, które zawierały się od I do IV. W przypadku azotu azotanowego i azotynowego nie zaobserwowano wód V klasy czystości, a w przypadku fosforu ogólnego wody V klasy wystąpiły jedynie w październiku 2004 roku.

Oczyszczalnia roślinno-glebowa w Brzeźnie jest monitorowana od chwili oddania jej do eksploatacji. Pozwala to na określenie wpływu nawadniania ściekami surowymi na wody zalegające pod powierzchnią oczyszczalni oraz na określenia zmian efektywności pracy po wieloletnim okresie nawodnień. Analizie poddawane były nie tylko wody podziemne zalegające pod powierzchnią oczyszczalni, ścieki oczyszczone odpływające z terenu obiektu, lecz także ścieki surowe (po wstępnym mechanicznym oczyszczeniu w osadnikach) doprowadzane do oczyszczalni. Zmieniający się skład ścieków surowych miał wpływ na wielkość ładunku wprowadzanego w ściekach na powierzchnię kwater oczyszczalni, a także na wielkość obciążenia każdego segmentu obiektu. Od chwili oddania oczyszczalni w Brzeźnie do eksploatacji skład ścieków surowych dopływających na obiekt uległ znacznej zmianie (rys. 95A–F). Większość stężeń wskaźników zanieczyszczeń wzrosła ponad dwukrotnie. Średnie stężenie $ChZT_{Cr}$ w latach 1997–2000 wyniosło $328,6 \text{ mg O}_2/\text{dm}^3$, natomiast w latach 2002–2005 wzrosło do $601,8 \text{ mg O}_2/\text{dm}^3$. Jest to ponad dwukrotny wzrost stężenia.

Zmiana składu ścieków surowych jest związana z rodzajem ścieków doprowadzanych na teren oczyszczalni w Brzeźnie, które są mieszaniną ścieków dopływających kanalizacją sanitarną i ścieków dowożonych wozami asenizacyjnymi, jak również niewłaściwą eksploatacją. Uwidacznia się to w sposobie konserwacji zbiornika gromadzącego ścieki, który w sposób niezgodny z wytycznymi projektantów jest czyszczony raz na cztery lata.

Wzrost stężenia ścieków surowych ma wyraźny wpływ na pogorszenie się warunków tlenowych na kwaterach nadmiernie przeciążanych, co znajduje swoje odbicie w efektach oczyszczania ścieków osiągniętych na oczyszczalni w Brzeźnie.

Monitoring składu wód podziemnych (piezometry nr 1, 2, 3 na terenie obiektu w Brzeźnie) zarówno w okresie zimowym, jak i letnim, pozwoliły określić zmiany, jakie zaszły w tych wodach po wieloletnim nawadnianiu ściekami powierzchni oczyszczalni.

Wody w piezometrze 1 charakteryzują tło hydrologiczne oczyszczalni. W porównaniu z badaniami przeprowadzonymi przez Nowak i Kuczewskiego [92] zaobserwowano pogorszenie się jakości wód pochodzących z tego piezometru, dla wszystkich wskaźników zanieczyszczeń, w ujęciu całorocznym, a także w półroczu letnim i zimowym.

Tabela 41
Table 41

Klasy czystości wód podziemnych i powierzchniowych dla BZT₅
Quality of underground and surface water for BOD₅

Punkt poboru Sample setting	2002												2003												2004												2005				
	XI	XII	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII	I	II	III	IV	V										
p1*																																									
p2*																																									
p3*																																									
Sk.*																																									
pM*																																									

* - dla wód powierzchniowych – surface water [107]

Tabela 42
Table 42

Klasy czystości wód podziemnych i powierzchniowych dla ChZT_{Cr}
Quality of underground and surface water for COD_{Cr}

Punkt poboru Sample setting	2002												2003												2004												2005				
	XI	XII	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII	I	II	III	IV	V										
p1*																																									
p2*																																									
p3*																																									
Sk.*																																									
pM*																																									

* - dla wód powierzchniowych – surface water [107]

Tabela 43
Table 43

Klasy czystości wód podziemnych i powierzchniowych dla azotu ogólnego
Quality of underground and surface water for total nitrogen

Punkt poboru Sample setting	2002												2003												2004												2005				
	XI	XII	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII	I	II	III	IV	V										
p1*	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue				
p2*	Blue	Green	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue			
p3*	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue			
Sk.*	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue			
pM*	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue			

* – dla wód powierzchniowych – surface water [107]

Tabela 44
Table 44

Klasy czystości wód podziemnych i powierzchniowych dla azotu amonowego
Quality of underground and surface water for ammonium nitrogen

Punkt poboru Sample setting	2002												2003												2004												2005				
	XI	XII	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII	I	II	III	IV	V										
p1**	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue				
p2**	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue			
p3**	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue			
Sk.*	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue			
pM*	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue	Blue			

* – dla wód powierzchniowych – surface water [107]

** – dla wód podziemnych – underground water [107]

Tabela 45
Table 45Klasy czystości wód podziemnych i powierzchniowych dla azotu azotanowego
Quality of underground and surface water for nitrate nitrogen

Punkt poboru Sample setting	2002												2003												2004												2005				
	XI	XII	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII	I	II	III	IV	V										
	XI	XII	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII	I	II	III	IV	V										
p1**																																									
p2**																																									
p3**																																									
Sk.*																																									
pM*																																									

* - dla wód powierzchniowych – surface water [107]

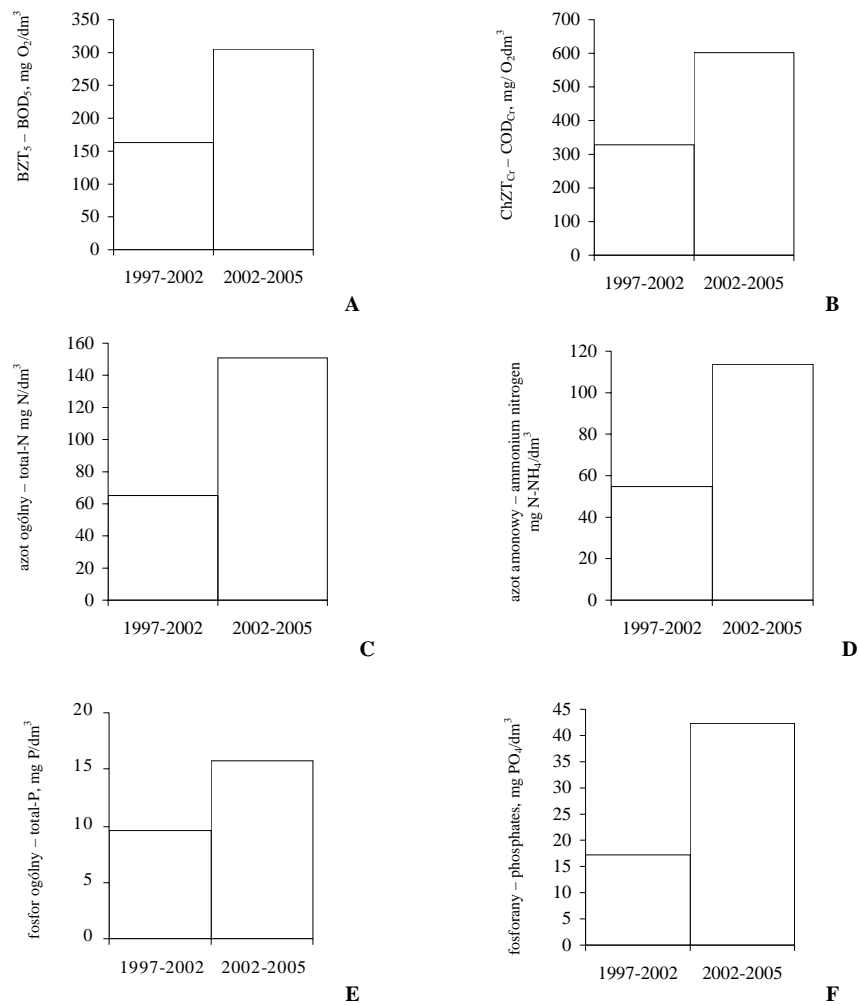
** - dla wód podziemnych – underground water [107]

Tabela 46
Table 46Klasy czystości wód podziemnych i powierzchniowych dla azotu azotanowego
Quality of underground and surface water for nitrite nitrogen

Punkt poboru Sample setting	2002												2003												2004												2005				
	XI	XII	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII	I	II	III	IV	V										
	XI	XII	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII	I	II	III	IV	V										
p1**																																									
p2**																																									
p3**																																									
Sk.*																																									
pM*																																									

* - dla wód powierzchniowych – surface water [107]

** - dla wód podziemnych – underground water [107]



Rys. 95. Zmiany składu fizykochemicznego ścieków surowych doprowadzanych na oczyszczalnię w Brzeźnie, lata 1997–2000 [92], lata 2002–2005: **A** – stężenie BZT₅, **B** – stężenie ChZT_{Cr}, **C** – stężenie azotu ogólnego, **D** – stężenie azotu amonowego, **E** – stężenie fosforu ogólnego, **F** – stężenie fosforanów

Fig. 95. Changes of physico-chemical composition of raw sewage supplied on plat-soil treatment plant Brzeźno in 1997–2000 [92], year 2002–2005: **A** – BOD₅ concentration, **B** – COD_{Cr} concentration, **C** – total-N concentration, **D** – ammonium nitrogen concentration, **E** – total-P concentration, **F** – phosphates concentration

Wieloletni okres eksploatacji miał wpływ na zmianę jakości wody w piezometrze 2 znajdującym się na I segmencie oczyszczalni. Wyraźnie uwidacznia się wpływ przeciążania tego segmentu, czego dowodem jest wzrost stężenia azotu ogólnego oraz azotu azotanowego i azotynowego w wodzie gruntowej (tab. 48). Stężenia fosforu ogólnego kształtowały się na podobnym poziomie co w początkowych latach eksploatacji obiektu.

W piezometrze 3 w porównaniu do lat wcześniejszych również zanotowano nieznaczny wzrost azotu ogólnego i azotanowego, natomiast wartości pozostałych wskaźników utrzymywały się na podobnym poziomie. Obniżeniu uległo stężenie azotu amonowego.

Pogorszeniu uległa także jakość ścieków oczyszczonych odpływających z oczyszczalni w Brzeźnie, pomimo iż obiekt pracował nadal z bardzo wysoką skutecznością. Jakość odcieku pogorszyła się dla ChZT_{Cr} , azotu ogólnego i azotanowego. Wartość ChZT_{Cr} oraz azotu ogólnego utrzymywała się na podobnym poziomie w półroczu letnim i w zimowym. BZT_5 oraz stężenie fosforu ogólnego w półroczu zimowym było niższe niż w letnim. Odwrotną sytuację zaobserwowano w stosunku do azotanów, azotynów i fosforanów (wyższe stężenia występowały w półroczu zimowym). Mimo wzrostu stężeń wskaźników zanieczyszczeń w ściekach oczyszczonych obiekt spełniał wymogi przedstawione w Rozporządzeniu dotyczącym warunków, jakich należy przestrzegać przy wprowadzaniu ścieków do wód lub do ziemi [108]. Wymogi te zostały spełnione także przez obiekt roślinno-glebowy w Mroczeniu.

W porównaniu z innymi oczyszczalniami wykorzystującymi naturalne środowisko oczyszczalnie w Brzeźnie i Mroczeniu charakteryzowały się stałą efektywnością pracy niezależną od zmian temperatury (rys. 96). Jedynie w przypadku ChZT_{Cr} w półroczu zimowym zaobserwowano niewielki spadek skuteczności nieprzekraczający kilku procent.

Również wysoką skuteczność oczyszczania dla większości wskaźników zanieczyszczeń zaobserwował Jucherski [47] na badanym przez siebie obiekcie roślinno-glebowym. Jedynie skuteczność oczyszczania dla azotu ogólnego wahała się w szerokim przedziale (od 35 do 86%). Oczyszczalnie roślinno-gruntowe, często mylnie uważane za roślinno-glebowe, wykazują o wiele niższą efektywność pracy (tab. 49) niż przebadane przez autorkę obiekty.

Z danych przedstawionych w tabeli 49 widać, że efektywność oczyszczania ścieków jest niska w przypadku biogenów (azot ogólny, azot amonowy i fosfor ogólny). Nie przekroczyła ona 65% dla żadnego kraju, w którym prowadzone były badania.

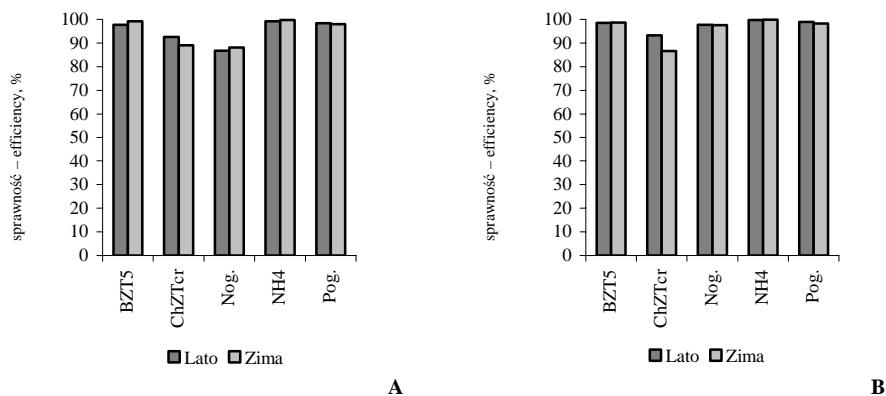
Średnie wartości wskaźników zanieczyszczeń w okresie badawczym 1997–2000 i 2002–2005 na terenie oczyszczalni roślinno-glebowej w Brzeźnie oraz Mroczeniu dla okresu badawczego 2002–2005
Mean values pollutions indexes in research period 1997–2000 and 2002–2005 on plant-soil treatment plant in Brzeżno and Mroczeń in research period 2002–2005

Wskaźnik zanieczyszczeń Pollutions index	p1		p2		p3		Sk		pM
	1997–2000 [92]	2002–2005	1997–2000 [92]	2002–2005	1997–2000 [92]	2002–2005	1997–2000 [92]	2002–2005	
BZT ₅ ; BOD ₅ mg O ₂ /dm ³	1,71	5,84	1,48	2,87	1,67	4,7	3,25	6,02	4,34
ChZT _{Cr} – COD _{Cr} mg O ₂ /dm ³	–	64,41	–	58,58	–	66,5	25,2	54,86	93,13
N _{og} – Total-N mg N/dm ³	3,98	5,64	2,92	18,94	1,31	5,58	7	17,37	5,14
NH ₄ mg N-NH ₄ /dm ³	0,15	0,25	0,09	0,1	0,21	0,12	0,59	0,74	0,29
NO ₃ mg N-NO ₃ /dm ³	0,15	1,22	1,8	27,34	0,16	2,81	3,51	18,81	3,86
NO ₂ mg N-NO ₂ /dm ³	0,002	0,16	0,004	0,23	0,002	0,19	0,01	0,41	0,13
P _{og} – Total-P mg P/dm ³	0,17	0,42	0,21	0,19	0,23	0,22	0,23	0,37	0,36
PO ₄ [*] , mg PO ₄ /dm ³	0,13	0,35	0,12	0,27	0,25	0,23	0,37	0,53	0,89
Ca, mg Ca/dm ³	147,1	157,75	192	186,99	105,4	116,71	139,3	113,16	179,16
Mg, mg Mg/dm ³	24,7	25,55	31,2	25,45	18	25,5	20,4	23,43	29,21
Sucha pozostałość Total solids, mg/dm ³	764,7	709,35	971,7	973,91	601,1	730	162,1	691,3	1038
pH	6,8–7,89	6,5–7,53	6,9–7,6	6,6–7,5	6,4–7,44	6,7–7,5	6,7–7,7	6,8–7,5	6,8–7,5

* – badania prowadzone od III 2004 – research from III 2004

Sk – ścieki oczyszczone – treated sewage

pM – piezometr na terenie obiektu w Mroczeniu – piezometr in Mroczeń



Rys. 96. Sprawność oczyszczania dla obiektów roślinno-glebowych w Brzeźnie i Mroczeniu w półroczu letnim i zimowym w okresie 2002–2005:

A – oczyszczalnia w Brzeźnie, **B** – oczyszczalnia w Mroczeniu

Fig. 96. Treatment efficiency for Brzeźno and Mroczeń in summer and winter period 2002–2005:

A – object in Brzeźno, **B** – object in Mroczeń

5.2. Wpływ wybranych czynników na skuteczność oczyszczania

W celu określenia wpływu temperatury na sprawność oczyszczania (sezonowości) przeprowadzono analizę zależności korelacyjnych. Analizę sprawności oczyszczania ścieków (%) dla BZT₅, ChZT_{Cr}, azotu ogólnego, azotu amonowego oraz fosforu ogólnego przeprowadzono dla obiektów w Brzeźnie i Mroczeniu dla całego okresu badawczego oraz dla sezonów letnich i zimowych. Zależności o rozkładzie normalnym badano w oparciu o program *Statistica Pl*, przyjmując przedział ufności 95%.

W okresie badawczym XI 2002–V 2005 roku na obiekcie w Brzeźnie i Mroczeniu nie stwierdzono w większości przypadków istotnych zależności korelacyjnych pomiędzy temperaturą a sprawnością oczyszczania dla badanych wskaźników zanieczyszczeń.

Istotna zależność korelacyjna pomiędzy temperaturą ścieków surowych a sprawnością oczyszczania wystąpiła w półroczu letnim dla obu obiektów. W Brzeźnie, jednocześnie ze wzrostem temperatury odnotowano wzrost sprawności oczyszczania ścieków dla ChZT_{Cr} oraz azotu ogólnego. Obserwowane zależności przedstawiają rysunki 97, 98 i równania (1), (2):

$$\eta_{\text{ChZT}_{\text{Cr}}}(\text{T}_s) = 77,146 + 0,92349 \cdot (\text{T}_s) \quad (1)$$

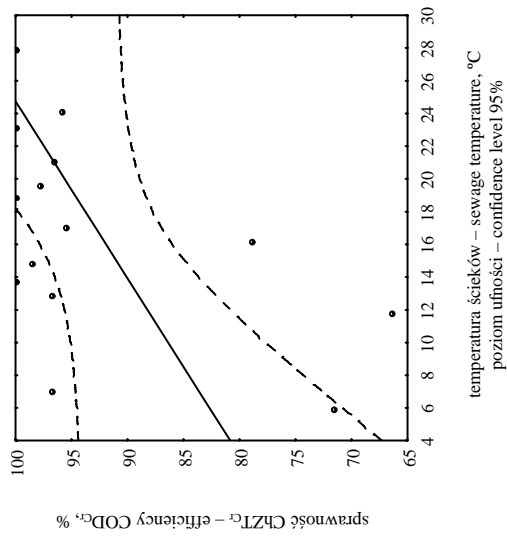
przy: $r^2 = 0,2656$ oraz $r = 0,5143$

$$\eta_{\text{Nog}}(\text{T}_s) = 55,428 + 1,8855 \cdot (\text{T}_s) \quad (2)$$

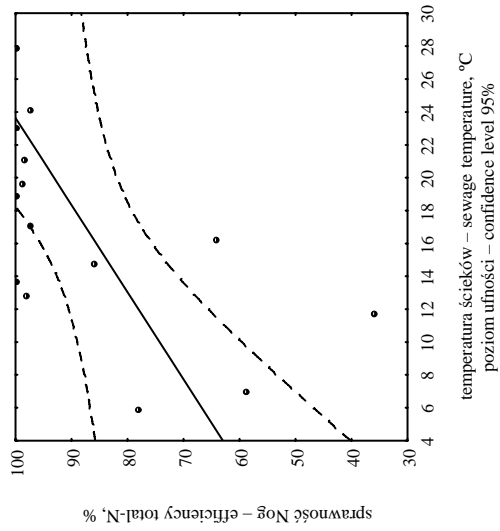
przy: $r^2 = 0,3461$ oraz $r = 0,5882$

Tabela 49
Table 49Skuteczność oczyszczania ścieków w oczyszczalniach roślinno-glebowych [131]
Treatment sewage efficiency in plant-soil treatment plant [131]

Państwo Country	BZT ₅ BOD ₅	ChZT COD	Zawiesina Suspension	%			Azot amonowy Ammonium nitrogen
				Fosfor ogólny Total-P	Azot ogólny Total-N	Azot amonowy Ammonium nitrogen	
Republika Czeska Czech Republic	88	75	84,3	51	41,6	42,7	
Dania i Anglia Denmark and England	86,5	75	86,2	26,7	42,9	32,9	
Ameryka Północna North America	68,5	–	78,6	32,7	55,6	24,6	
Niemcy (Dolna Saksonia) Germany (Lower Saxony)	83	69	–	65	48	54	
Niemcy (Bawaria) Germany (Bawaria)	79,6	70,3	–	–	–	–	
Polska Poland	83,5	64,3	77,4	46,4	24,5	–	
Słowenia Slovenia	89	82	–	–	–	73,2	
Szwecja Sweden	92,7	–	–	58,3	40,3	–	



Rys. 97. Wpływ temperatury ścieków surowych na obniżenie $ChZT_{Cr}$ w okresie letnim – obiekt w Brzeźnie
 Fig. 97. Raw sewage temperature influence on COD_{Cr} reduction in summer period – Brzeźno

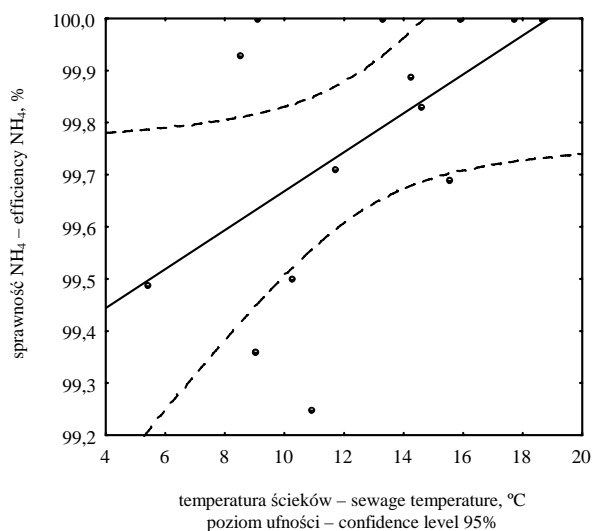


Rys. 98. Wpływ temperatury ścieków surowych na obniżenie azotu ogólnego w okresie letnim – obiekt w Brzeźnie
 Fig. 98. Raw sewage temperature influence on Total-N reduction in summer period – Brzeźno

W Mroczeniu korelacja pomiędzy temperaturą a sprawnością oczyszczania wystąpiła w przypadku azotu amonowego. Zależność opisuje równanie (3). Graficzną interpretację tej zależności przedstawiono na rysunku 99.

$$\eta_{\text{NH}_4}(T_s) = 99,295 + 0,3736 \cdot (T_s) \quad (3)$$

przy: $r^2 = 0,2947$ oraz $r = 0,5429$



Rys. 99. Wpływ temperatury ścieków surowych na obniżenie azotu amonowego w okresie letnim – obiekt w Mroczeniu

Fig. 99. Raw sewage temperature influence on ammonium nitrogen reduction in summer period – Mroczeń

W przypadku oczyszczalni w Mroczeniu zależności pomiędzy temperaturą ścieków oczyszczonych a sprawnością oczyszczania wystąpiły zarówno w półroczu letnim, jak i zimowym. Związki te opisują równania [(4)–(6)]. Graficzną interpretację zależności przedstawiono na rysunkach 100–102.

$$\eta_{\text{NH}_4}(T_s) = 99,256 + 0,0386 \cdot (T_s) \quad (4)$$

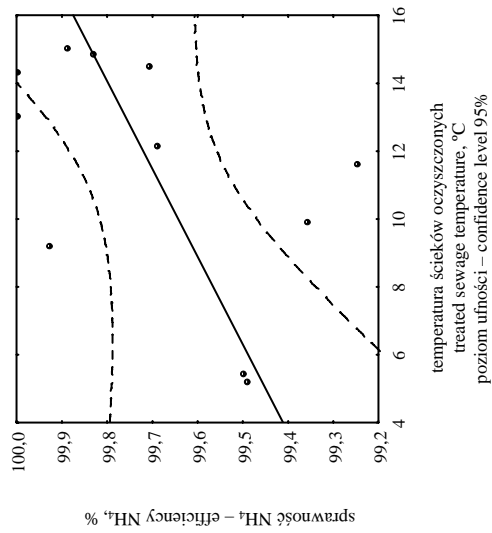
przy: $r^2 = 0,275$ oraz $r = 0,525$,

$$\eta_{\text{Pog}}(T_s) = 99,987 - 0,504 \cdot (T_s) \quad (5)$$

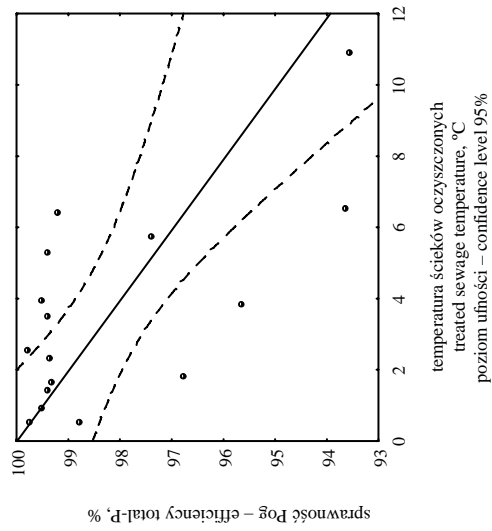
przy: $r^2 = 0,444$ oraz $r = -0,6667$,

$$\eta_{\text{BZT}_5}(T_s) = 100,12 - 0,240 \cdot (T_s) \quad (6)$$

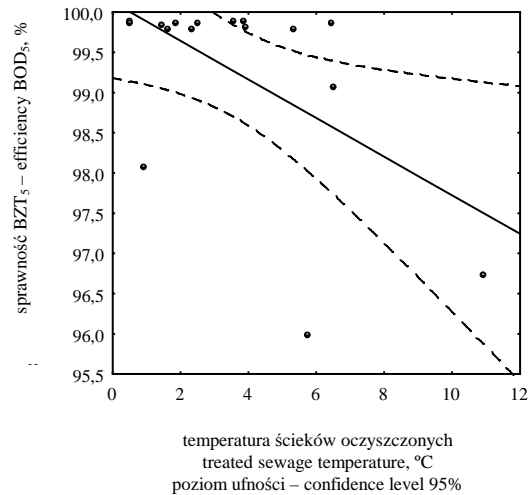
przy: $r^2 = 0,301$ oraz $r = -0,549$



Rys. 100. Wpływ temperatury ścieków oczyszczonych na obniżenie azotu amonowego w okresie letnim – obiekt w Mroczeniu
 Fig. 100. Treated sewage temperature influence on ammonium nitrogen reduction in summer period – Mroczeń



Rys. 101. Wpływ temperatury ścieków oczyszczonych na obniżenie fosforu ogólnego w okresie zimowym – obiekt w Mroczeniu
 Fig. 101. Treated sewage temperature influence on Total-P reduction in winter period – Mroczeń



Rys. 102. Wpływ temperatury ścieków oczyszczonych na obniżenie BZT₅ w okresie zimowym – obiekt w Mroczeniu

Fig. 102. Treated sewage temperature influence on BOD₅ reduction in winter period – Mroczeń

W półroczu zimowym dla analizowanych wskaźników zanieczyszczeń nie wystąpiły żadne istotne zależności korelacyjne na obiekcie w Brzeźnie. Świadczy to o tym, że proces oczyszczania ścieków w środowisku glebowym jest bardzo złożony i zależy od wielu innych czynników, a nie tylko od temperatury.

Przeprowadzona analiza dla zmiennej opisującej zależność między ilością dostarczanych w ciągu roku ścieków na powierzchnię oczyszczalni w Brzeźnie i Mroczeniu a efektem oczyszczania wykazała, że skuteczność oczyszczania była niezależna od ilości ścieków surowych wprowadzanych na powierzchnię złoża.

W okresie letnim na obiekcie w Brzeźnie stwierdzono występowanie zależności pomiędzy ilością ścieków (wyrażoną w m³/miesiąc) a sprawnością oczyszczania dla BZT₅, natomiast na obiekcie w Mroczeniu tę zależność obserwowano dla azotu amonowego. Zależności te opisano równaniami (7) i (8). Graficzną interpretację tych zależności przedstawiono na rysunkach 103–104.

$$\eta_{\text{BZT}_5}(\text{I}) = 109,36 - 0,0162 \cdot (\text{I}) \quad (7)$$

przy: $r^2 = 0,2700$ oraz $r = -0,5197$ dla obiektu w Brzeźnie

$$\eta_{\text{NH}_4}(\text{I}) = 100,41 - 0,0076 \cdot (\text{I}) \quad (8)$$

przy: $r^2 = 0,3514$ oraz $r = -0,5929$ dla obiektu w Mroczeniu

W półroczu zimowym na obu oczyszczalniach nie wystąpiły żadne istotne zależności korelacyjne między ilością ścieków surowych wprowadzanych na powierzchnię oczyszczalni a sprawnością oczyszczania.

Zarówno oczyszczalnia w Brzeźnie, jak i w Mroczeniu charakteryzowały się wysoką sprawnością usuwania fosforu ogólnego, niezależną od temperatury oraz ilości ścieków.

5.3. Rola środowiska glebowego w procesie oczyszczania

Brak właściwej gospodarki dotyczącej reżimu nawadniania powierzchni oczyszczalni ściekami surowymi powoduje znaczące pogorszenie nie tylko jakości odpływu, ale także ma niekorzystny wpływ na zmiany jakości wód gruntowych zalegających pod oczyszczalnią.

Sukcesywne przeciążanie pierwszego segmentu oczyszczalni w Brzeźnie, a także punktowe zrzuty ścieków wpływają również na pogorszenie się warunków wodno-glebowych w złożu.

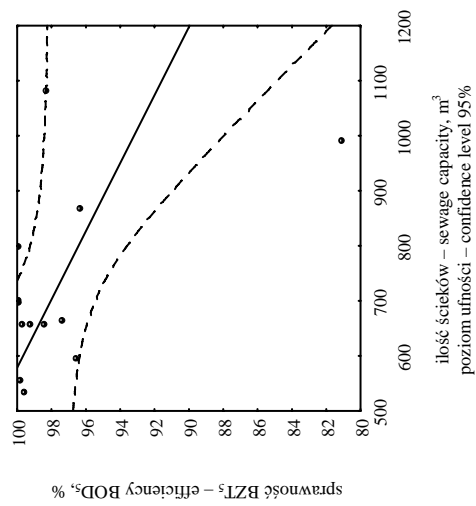
Na początkowych kwaterach obiektu w Brzeźnie doszło do wypełnienia się głębszych warstw profilu glebowego drobnym materiałem wprowadzanym na powierzchnię kwater wraz ze ściekami. Zawartość cząstek mniejszych od 0,1 mm na kwaterach IV, VII i X uległa zwiększeniu o około 10%. Rezultatem niewłaściwego reżimu nawodnień jest wydłużenie się czasu wsiąkania ścieków w złoże. Dochodzi do sytuacji, w której ścieki zaczynają stagnować na powierzchni kwatery. Takie zjawisko zaobserwowali autorzy monografii. Powoduje to pogorszenie warunków tlenowych w złożu, czego efektem w najbliższej przyszłości będzie obniżenie sprawności oczyszczania.

Podwyższoną ilość surowych ścieków wprowadzanych na powierzchnię zaobserwowano także dla ostatnich kwater czwartego segmentu (tab. 12). Mimo to nie zaobserwowano jeszcze pogorszenia się składu fizycznego złoża glebowego.

Na powierzchni oczyszczalni w Mroczeniu, z powodu błędu wykonawcy obiektu, ściekami obciążony jest jedynie fragment złoża. Obserwacje przeprowadzone na terenie oczyszczalni wskazują na stagnację ścieków surowych na części powierzchni segmentu obsadzonego trzcina. Ma to niewątpliwie negatywny wpływ na stosunki tlenowe panujące w złożu oraz pogorszenie efektów oczyszczania. Na podstawie wykonanych analiz składu gleby pobranej z segmentu trzcinowego stwierdzono, że w wierzchniej jej warstwie zalega glina piaszczysta. Przeciążanie stale tego samego fragmentu złoża ściekami spowoduje zakolmatowanie go zawiesinami zawartymi w ściekach i szybkie wyeksploatowanie złoża.

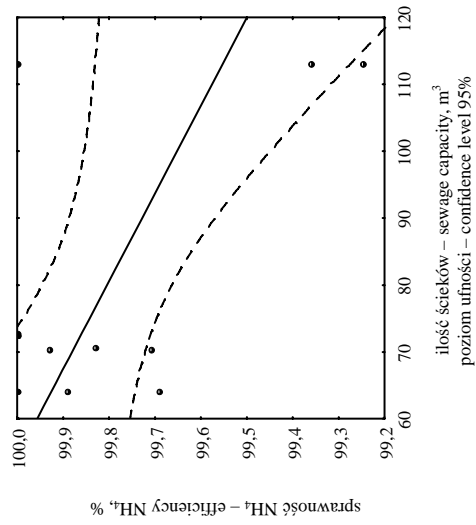
Nawadnianie ściekami powierzchni oczyszczalni w Brzeźnie uwidacznia się w odczynie gleby, który waha się od lekko kwaśnego do obojętnego. Taki odczyn ma wpływ na pobieranie z gleby zarówno jonów amonowych, jak i azotanowych [35, 38, 81, 102].

Na obiekcie w Mroczeniu w miejscu, w którym ścieki nie obciążają powierzchni oczyszczalni, odczyn gleby był zasadowy (od 7,3 do 7,5). Stan ten dotyczy części obsadzonej wierzbą oraz końcowego fragmentu segmentu obsadzonego trzcina. Na powierzchni fragmentu złoża przeciążanego ściekami odczyn gleby wahał się od lekko kwaśnego do obojętnego.



Rys. 103. Zależność efektów oczyszczania od ilości ścieków wprowadzanych na obiekt w okresie letnim – oczyszczalnia w Brzeźnie

Fig. 103. Treated sewage effect relationship with sewage volume supplied on object in summer period – Brzeźno



Rys. 104. Zależność efektów oczyszczania od ilości ścieków wprowadzanych na obiekt w okresie letnim – oczyszczalnia w Mroczeniu

Fig. 104. Treated sewage effect relationship with sewage volume supplied on object in summer period – Mroczon

W wierzchnich warstwach gleby zarówno na obiekcie w Mroczeniu, jak i w Brzeźnie zawartość azotu całkowitego zawierała się w granicach średnich wartości azotu całkowitego charakterystycznego dla gleb Polski, od 0,006% do 0,16% [81].

Przeciążenie pierwszych segmentów oczyszczalni w Brzeźnie ściekami surowymi powoduje znaczne różnice w pojemności sorpcyjnej gleb. Kwatery segmentu pierwszego i drugiego cechują się glebami o pojemności sorpcyjnej od średniej do bardzo silnej [81]. Tylko w głębszych warstwach profilu gleby miały słabą pojemność sorpcyjną. Kwatery segmentu trzeciego i czwartego na całej głębokości charakteryzują się słabą lub małą pojemnością sorpcyjną.

Gleby na terenie oczyszczalni w Mroczeniu cechują się pojemnością sorpcyjną od dużej do bardzo silnej. Jedynie w głębszych warstwach profilu glebowego dotyczących segmentu przeciążanego ściekami pojemność sorpcyjna zaliczana jest do małej.

O korzystnym wpływie nawadniania ściekami powierzchni gleby wypowiedziało się już wielu badaczy [9, 14, 19, 34, 80, 102, 134]. Również w procesie oczyszczania ścieków środowisko glebowe spełnia zasadniczą rolę. Zatrzymuje grubsze zanieczyszczenia w wierzchniej warstwie gleby oraz w przestrzeniach między ziarnami złoza. Dzięki złożonej strukturze chemicznej możliwe jest także zatrzymywanie w glebie związków azotowych, fosforowych oraz metali ciężkich. Istotny jest także udział gleby w procesach oczyszczania, które zachodzą w okresie zimowym w niekorzystnych warunkach atmosferycznych [82, 133, 137]. Przeprowadzone badania dotyczące określenia współczynnika odpływu przeprowadzone w dwóch miesiącach zimowych wykazały, że sprawność oczyszczania pomierzona w momencie nawadniania kwatery ściekami była wysoka dla większości wskaźników zanieczyszczeń. Stwierdzono, że w odciekach występują azotany, podczas gdy w literaturze można spotkać się z poglądem, że przy tak niskich temperaturach nie powinny one występować z powodu ustania procesów nityfikacji. Stwierdzono także, że wraz z upływem czasu stężenie azotanów odprowadzanych jednocześnie z odciekiem rosło zarówno w miesiącach letnich, jak i zimowych.

5.4. Ocena wpływu roślinności na skuteczność oczyszczania

Analizowane obiekty w Brzeźnie i Mroczeniu różnią się nie tylko rodzajem nasadzeń zastosowanych na nawadnianej powierzchni, ale także wiekiem drzewostanu.

Oczyszczalnia w Brzeźnie obecnie posiada 10-letnie nasadzenia topolowe. Inwentaryzacje drzewostanu przeprowadzone w 2003 i 2005 roku wykazały, że w dalszym ciągu na kwaterach segmentu pierwszego i drugiego występują drzewa o największej średnicy (od 18,75 cm do 20,46 cm). Średnia grubość drzew na całym obiekcie (w porównaniu z 2003 rokiem) zwiększyła się o 3,6 cm. Świadczy to o wyraźnym wpływie nawadniania ściekami na szybkość wzrostu drzew, jak również o „intensywnym nawożeniu” pierwszego segmentu oczyszczalni (największe średnice nasadzeń).

Intensywne nawadnianie ściekami oraz płytko zalegające zwierciadło wody gruntowej powoduje, iż topole nie wytwarzają odpowiednio głębokiego systemu korzeniowego, który zapobiegałby niszczeniu drzew przez silne wiatry. Oprócz licznych szkód spowodowanych wiatrami zauważalna jest wycinka zdrowych drzew prowadzona dość inten-

sywnie na kwaterach od numeru 2 do 5. W rzędach poziomych od 1 do 7 wycięto 71,5% drzewostanu (o średnicach od 18 do 22 cm) bez uzupełnienia ubytków nowymi nasadzeniami. Na dalszych kwaterach nie zauważono tak intensywnej wycinki zdrowych drzew.

W 2006 roku minęło 10 lat eksploatacji obiektu. Drzewa nasadzone w 1996 roku powinny zostać zastąpione nowymi sadzonkami. Analizując wówczas skład całego drzewostanu, będzie możliwe dokładne określenie ładunku zanieczyszczeń zgromadzonego w biomase drzew porastających oczyszczalnię w Brzeźnie.

Topole porastające kwatery obiektu w Brzeźnie w małym stopniu biorą udział w oczyszczaniu ścieków ze związków biogenych. Przeciętnie w ciągu roku drzewa te kumulują w swojej biomase około 1% azotu ogólnego wprowadzanego ze ściekami na powierzchnię kwatery. Nieco większy udział występuje w przypadku fosforu ogólnego. Jednak należy zaznaczyć, iż pobór makroelementów oraz biogenów pochodzi z głębszych warstw gleby, do których nie sięga główny system korzeniowy traw.

Zdecydowanie większy efekt kumulacji biogenów w swojej biomase osiąga mieszanina traw porastająca teren obiektu w Brzeźnie. Wartość ładunku azotu ogólnego usuniętego rocznie przez trawy wynosi 87%, a fosforu ogólnego 57,2%.

Złoże roślinno-glebowe w Mroczeniu w chwili obecnej nie jest eksploatowane według wymagań zawartych w instrukcji eksploatacji oczyszczalni. Udział roślinności segmentu trzcinowego i wierzbowego przy takiej eksploatacji ma nieznaczny wpływ na usuwanie biogenów wprowadzanych ze ściekami na powierzchnię oczyszczalni.

Przeciętny roczny ładunek azotu ogólnego wbudowanego w biomasę wierzby wynosi około 0,3%, a przez trzcinę 3,1%. Średnio w roku fosfor ogólny wbudowywany był w biomasę wierzby w ilości około 0,4% w stosunku do ilości wprowadzanego ze ściekami, natomiast trzcina pobierała fosfor w ilości nie przekraczającej 1,3%. Należy zaznaczyć, że sekcja trzcinowa nie jest poddawana żadnym zabiegom pielęgnacyjnym, takim jak odchwaszczanie lub uzupełnianie ubytków. Podobna sytuacja występuje na złożu wierzbowym. W okresie późnojesiennym lub zimowym sucha masa trzciny nie jest usuwana z powierzchni oczyszczalni, także gałęzie wierzby nie są przycinane i usuwane.

Do chwili obecnej naukowcy nie zajęli jednoznacznego stanowiska, dotyczącego wpływu udziału roślinności w usuwaniu biogenów ze ścieków, którymi nawadnia się oczyszczalnię (niezależnie jakiego typu). Do obsadzania powierzchni złóż używa się różnych gatunków roślin, makrofitów, traw, drzew. Według Huang i in. [41] gatunki roślin nie mają wpływu na ilość biogenów usuwanych ze ścieków.

Na podstawie badań przeprowadzonych przez autorów widać, iż trawy najefektywniej wbudowują w swoją biomasę biogeny. Przy właściwie eksploatowanej oczyszczalni są one w stanie w ciągu roku usunąć od 87 do 100% ładunku azotu ogólnego dostarczanego ze ściekami [92]. Wysoką sprawność traw w usuwaniu biogenów potwierdzają także inni badacze [18, 46, 116, 125].

Trzcina zastosowana w przypadku oczyszczalni w Mroczeniu zasadniczo nie wbudowuje w swoją biomasę znaczącej ilości biogenów. Wyniki uzyskane przez autorów znajdują potwierdzenie w publikacji Kalisz i Sałbut [51]. Przez wykaszanie nadziemnych części trzciny w ciągu roku można usunąć około 50 g N z 1 m² oraz około 6 g P z 1 m². Badania Kalisz i Sałbut potwierdzają również niewielki udział wierzby w procesach usuwania biogenów ze ścieków poprzez wbudowywanie ich w biomasę roślin [51].

6. WNIOSKI

Na podstawie obserwacji terenowych oraz przeprowadzonych badań można sformułować następujące wnioski:

1. Oczyszczalnie roślinno-glebowe niezależnie od budowy oraz eksploatacji osiągają wysokie efekty oczyszczania ścieków dla wskaźników tlenowych. Związki biogenne, tj. azot ogólny, fosfor ogólny, fosforany są usuwane w złożach roślinno-glebowych ze skutecznością przekraczającą 90%. Skuteczność eliminacji zanieczyszczeń była wysoka zarówno dla wskaźników tlenowych (przekraczająca 90%), jak i biogenów (przekraczająca 89%).

2. Oczyszczalnie roślinno-glebowe nie wykazują sezonowej zmienności w efektach oczyszczania. Skuteczność oczyszczania ścieków nie jest zależna od zmian temperatury. W okresie zimowym nie obserwowano spadku skuteczności oczyszczania dla biogenów (azotu ogólnego i fosforu ogólnego) w stosunku do półrocza letniego.

3. Oczyszczanie ścieków w środowisku roślinno-glebowym (przy właściwej eksploatacji) nie powoduje pogorszenia jakości wód gruntowych zalegających pod oczyszczalnią.

4. Oczyszczalnie roślinno-glebowe cechuje duża odporność na nierównomierne wprowadzanie ilości ścieków surowych na powierzchnię złoża.

5. W wyniku niewłaściwej eksploatacji oczyszczalni następuje pogorszenie się właściwości fizycznych złoża, objawiające się zanoszeniem złoża drobnym materiałem wprowadzanym na kwaterę wraz ze ściekami.

6. Współczynnik odpływu ścieków oczyszczonych z nawadnianej kwatery może zmieniać się w granicach od 0,006 do 0,64.

7. Maksymalne natężenie odpływu w okresie letnim następowało po 3–4 godzinach. W okresie zimowym czas odpływu ścieków oczyszczonych z nawadnianej kwatery był znacznie dłuższy niż w okresie letnim i trwał ponad 100 godzin.

8. Roślinność drzewiasta porastająca teren oczyszczalni ma niewielki udział w procesach usuwania ze ścieków substancji biogenych.

9. Największy udział w usuwaniu biogenów ze ścieków wprowadzanych na powierzchnię oczyszczalni ma roślinność trawiasta, z którą przeciętnie rocznie usunąć można około 87% azotu ogólnego oraz 57,2% fosforu ogólnego dostarczanego ze ściekami.

PIŚMIENNICTWO

- [1] Araczyńska-Chudy E., Gołdyn H., Michalak A.: 1996. Roślinność wodna i bagienna a neutralizacja zanieczyszczeń. Oczyszczalnie hydrobotaniczne, II Międz. Konf. Nauk.-Techn., Poznań, 9–16.
- [2] Arias C.A., Bubba del M., Brix H.: 2001. Phosphorus removal by sands for use as media in subsurface flow constructed reed beds. *Wat. Res.* Vol. 35, No. 5, 1159–1168.
- [3] Balicka N., Sobieszcański J.: 1957. Gleba jako filtr bakteryjny przy rolniczym wykorzystaniu ścieków miejskich. *Acta Microbiologica, Zesz. 2, Polonica*, 207–210.
- [4] Balicka N., Sobieszcański J.: 1957. Wpływ gleby na *Escherichia coli* wprowadzone ze ściekami. *Acta Microbiologica Polonica, Zesz. 2*, 289–293.
- [5] Balicka N.: 1954. Zagadnienie samooczyszczania się gleb od drobnoustrojów chorobotwórczych. *Podst. Nauk. Rol., Zesz. 1*, 43–50.
- [6] Bartoszewski K., Kempa E., Szpadt R.: 1981. Systemy oczyszczania ścieków. Podstawy technologiczne i projektowe. *Polit. Wroclawska*, s. 510.
- [7] Białkiewicz F.: 1969. Możliwość wykorzystania ścieków miejskich w produkcji wierzby krzewiastej. *Sylwan* 4, 43–45.
- [8] Bielicka M., Grygier J.: 1996. Oczyszczalnia ścieków dla nadleśnictwa Woziwoda w Woziwodzie, woj. bydgoskie. II Międz. Konf. Nauk.-Techn., Poznań, 17–24.
- [9] Biernacka E.: 1970. Wpływ nawadniania wodami ściekowymi na zawartość mikroelementów w glebach mineralnych i torfowych. *Roczniki Nauk Rol., Zesz. 4, t. 7, Seria F*, 35–49.
- [10] Błażejowski R., Błażejowska-Murat S.: 1997. Soil clogging phenomena in constructed wetlands with subsurface flow. *Wat. Sci. Techn. Vol. 35, No. 5*, 183–188.
- [11] Błażejowski R.: 1996. Hydrobotaniczne oczyszczalnie ścieków. Przegląd systemów i zasad ich projektowania. II Międz. Konf. Nauk.-Tech., Poznań, 25–32.
- [12] Błażejowski R., Jaroszyński T.: 1995. Możliwości oczyszczania ścieków w złożach trzcinyowych. *Ekoinżynieria 1 (2)*, 9–13.
- [13] Błażejowski R.: 1997. Wpływ temperatury na pracę roślinnych oczyszczalni ścieków. *Ekoinżynieria 10 (25)*, 13–16.
- [14] Boćko J., Paluch J.: 1970. Oddziaływanie nawodnień ściekami miejskimi na stan sanitarny wód gruntowych. *Zesz. Nauk. Wyższej Szkoły Rolniczej we Wrocławiu, Melioracja XV*, nr 90, 49–58.
- [15] Boćko J.: 1970. Pola nawadniane jako oczyszczalnie ścieków. *Gospodarka Wodna* nr 8–9, 312–315.
- [16] Boćko J.: 1980. Usprawnienie gleb lekkich nawadnianych ściekami w wyniku gromadzenia substancji organicznej. t. XXXI, nr 3/4, *Roczniki Gleboznawcze, Warszawa*, 410–414.
- [17] Borowiec J., Kosienkowski R.: 1985. Efekty systematycznego nawożenia ściekami miejskimi łąk w dolinie Wieprza. *Annales Univeritatis Mariae Curie-Skłodowska, Lublin–Polonia, Sectio E, Vol. XL, 12*, 113–123.
- [18] Borowiec J., Kosienkowski R.: 1979. Zawartość mikroelementów w glebach i roślinności łąki nawożonej ściekami miejskimi Lublina. *Uniwersytet w Lublinie Vol. XXXIV, 17*, 193–210.

- [19] Brandyk T.: 1970. Nawadnianie łąk ściekami cukrowniczymi. Seria F, t. 77, Zesz. 4, Roczniki Nauk Rolniczych, 527–541.
- [20] Brix H.: 1999. How “green” are aquaculture constructed wetlands and conventional waste water treatment system? *Wat. Sci. Techn.* Vol. 40, No. 3, 45–50.
- [21] Brix H.: 1997. Do macrophytes play a role in constructed treatment wetlands? *Wat. Sci. Techn.* Vol. 35, No. 5, 11–17.
- [22] Brix H.: 1994. Functions of macrophytes in constructed wetlands. *Wat. Sci. Techn.* Vol. 29, No. 4, 71–78.
- [23] Buckman H.C., Brady N.C.: 1971. Gleba i jej właściwości. PWRiL, Warszawa, s. 529.
- [24] Ciupa R.: 1995. Porównanie kosztów budowy, eksploatacji i osiągniętych efektów oczyszczania wybranych typów małych oczyszczalni ścieków w północno-wschodniej Polsce. *Mat. z VIII Konf. Nauk.-Techn., Wigry IX*, 143–147.
- [25] Cooper P.F., i in.: 1990. The use of reed bed treatment system in the UK. *Wat. Sci. Techn.* Vol. 22, No. 3/4, 57–64.
- [26] Cooper P.F i in.: 1996. Reed beds and constructed wetlands for wastewater treatment. June, WRC Publications, Medmenham, Marlow, UK, s. 184.
- [27] Craig D.M., Moshiri G.A.: 1994. Nutrient reduction in an in-series constructed wetland system treating landfill leachate. *Wat. Sci. Techn.* Vol. 29, No. 4, 267–272.
- [28] Crites R.W.: 1994. Design criteria and practise for constructed wetlands. *Wat. Sci. Techn.* Vol. 29, No. 4, 1–6.
- [29] Czarny W.: 1999. Zróżnicowanie środowiska glebowego roślinno-glebowej oczyszczalni ścieków w Brzeźnie. Praca magisterska AR Wrocław, s. 58.
- [30] Czyżyk F., Kutera J., Marcjasz S.: 1997. Oczyszczanie i zagospodarowanie ścieków i wywarów z gorzelnicy ziemniaczanych. *Mat. z seminarium „Metody oczyszczania i utylizacji ścieków przemysłu rolno-spożywczego oraz odchodów zwierzęcych z ferm i obiektów inwentarskich”*. Wyd. IMUZ Falenty, 226–230.
- [31] Czyżyk F., Kutera J.: 1997. Unieszkodliwianie i wykorzystanie ścieków w przemyśle spirytusowo-drożdżowym. *Mat. z seminarium „Metody oczyszczania i utylizacji ścieków przemysłu rolno-spożywczego oraz odchodów zwierzęcych z ferm i obiektów inwentarskich”*. Wyd. IMUZ Falenty, 219–225.
- [32] Czyżyk F., Soroko M.: 1997. Wstępne wyniki badań efektywności gruntowo-roślinnych i wodno-roślinnych oczyszczalni ścieków. *Problemy oczyszczania ścieków i ochrony wód w dorzeczu Odry. III Konf. Nauk.-Techn. w Świeradowie Zdroju*, Wyd. PZITS nr 746, 219–225.
- [33] Czyżyk F.: 1996. Wpływ wieloletnich nawodnień ściekami miejskimi na czystość wód gruntowych. *Zesz. Nauk. AR Wrocław nr 293, Konferencje XIII (tom 1)*, 33–41.
- [34] Czyżyk F.: 1994. Wpływ wieloletnich nawodnień ściekami na glebę, wody gruntowe i rośliny. Wrocław–Falenty, IMUZ, Rozprawa habilitacyjna, s. 75.
- [35] Dobrzański B., Zawadzki S.: 1995. Gleboznawstwo. PWRiL, Warszawa, s. 561.
- [36] Dunajski Z.: 2000. Operat wodnoprawny dla oczyszczalni roślinno-glebowej w Mroczeniu, Kępno, s. 46.
- [37] Dyrektywa Rady Wspólnot Europejskich z dnia 21 marca 1991 r. dotycząca oczyszczania ścieków miejskich 91/271/EEC, Warszawa 1992.
- [38] Fotyma M., Marcik J., Faber A.: 1987. Chemiczne podstawy żyzności gleb i nawożenia. PWRiL, Warszawa, s. 319.
- [39] Hammer A.D., Knight R.L.: 1994. Design constructed wetlands for nitrogen removal. *Wat. Sci. Techn.* Vol. 29, No. 4, 15–27.

- [40] House C.H., Broome S.W., Hoover M.T.: 1994. Treatment of nitrogen and phosphorus by a constructed upland-wetland wastewater treatment system. *Wat. Sci. Techn.* Vol. 29, No. 4, 177–183.
- [41] Huang J., Reneau R.B. Jr., Hagedorn C.: 2000. Nitrogen removal in constructed wetlands employed to treat domestic wastewater. *Wat. Res.*, Vol. 34, No. 9, 2582–2588.
- [42] Hus S., Pulikowski K.: 1997. Oczyszczanie i utylizacja ścieków cukrowniczych. Materiały z seminarium „Metody oczyszczania i utylizacji ścieków przemysłu rolno-spożywczego oraz odchodów zwierzęcych z ferm i obiektów inwentarskich. Falenty, Wyd. IMUZ, 167–171.
- [43] Imhoff K., Klaus R.: 1996. Kanalizacja miast i oczyszczanie ścieków. *Poradnik Proj-przem-Eko*, Bydgoszcz, s. 450.
- [44] Instrukcja eksploatacji oczyszczalni roślinno-glebowej w Brzeźnie, s. 27.
- [45] Józwiakowski K.: 2003. Zmiany skuteczności usuwania zanieczyszczeń w gruntowo-roślinnej oczyszczalni ścieków w latach 1995–2002, *Inżynieria Rolnicza* nr 3, 93–106.
- [46] Jucherski A.: 2003. Udział biomasy roślinnej w usuwaniu azotu i fosforu ze ścieków oczyszczanych w stokowych gruntowo-trawistych złożach filtracyjnych. *Problemy Inżynierii Rolniczej*, Rok XI, 2 (40), Warszawa, 45–51.
- [47] Jucherski A.: 1999. Wpływ wybranych czynników technicznych na skuteczność oczyszczania ścieków bytowo-gospodarczych w oczyszczalniach roślinno-gruntowo-glebowych w rejonach górzystych – rozprawa doktorska, IMBER Tylicz, s. 216.
- [48] Juwarkar A.S. i in.: 1995. Domestic wastewater treatment through constructed wetland in India. *Wat. Sci. Techn.* Vol. 32, No. 3, 291–294.
- [49] Kaczmarczyk A., Mosiej J.: 2003. Możliwości wykorzystania metod inżynierii ekologicznej do oczyszczania ścieków na przykładzie obiektów w Szwecji. *Wiad. Melior. i Łąk.* nr 1, 19–22.
- [50] Kalisz L., Sałbut J.: 1996. Wpływ żelaza na efekt oczyszczania ścieków w złożu z trzcina i wierzbą. *II Międz. Konf. Nauk.-Techn.*, Poznań, 73–81.
- [51] Kalisz L., Sałbut J.: 1996. Wykorzystanie makrofitów do oczyszczania ścieków w tzw. oczyszczalniach korzeniowych. Warszawa, s. 110.
- [52] Kickuth R.: 1977. Degradation in corporation of nutrients from rural waste waters by plants rhizosphere under limnic conditions. In *Utilization of manure land spreading. Coordination of Agricultural Research Comission of the European Communities*, London.
- [53] Kikuth R.: 1984. Das Warcel raumverfahren in der Praxis. *Landschaft und Stadt* nr 16.
- [54] Konecka-Bentley K., Białkiewicz F., Czepińska-Kamińska D., Janowska E.: 1980. Wpływ nawodnienia ściekami komunalnymi na zmiany właściwości gleb piaszczystych w doświadczeniach leśnych. *Roczniki Gleboznawcze*, Tom XXXI, Nr 2, Warszawa, 151–173.
- [55] Kowalik P., Białkiewicz F.: 1993. Oczyszczanie i utylizacja ścieków miejskich na plantacjach wierzby krzewiastej połączone z produkcją drewna opałowego. *Zesz. Probl. nr 672, Techn. Sanit. Wsi*, Wrocław, 116–125.
- [56] Kowalik P.: 1996. Efekty oczyszczania ścieków w oczyszczalniach hydrobotanicznych. *Wiad. Melior. i Łąk.* nr 1, 15–20.
- [57] Kowalik P.: 2001. *Ochrona środowiska glebowego*. PWN, Warszawa, s. 257.
- [58] *Krajowy Program Oczyszczania Ścieków Komunalnych*. Ministerstwo Środowiska 2003.
- [59] Kuczewski K.: 1993. Efekty oczyszczania ścieków bytowo-gospodarczych w trzykomorowym osadniku przepływowym. *Zesz. Probl. PZiTS* nr 672, Wrocław, 97–102.
- [60] Kuczewski K., Kercel J.: 1997. Ocena rzeczywistej skuteczności oczyszczania ścieków bytowo-gospodarczych w wybranych typach zagrodowych oczyszczalni ścieków. *Zesz. Nauk. AR Wrocław*, nr 314, 137–148.

- [61] Kuczewski K., Kercel-Cwalińska J.: 1999. Skuteczność oczyszczania ścieków w oczyszczalni roślinno-glebowej w półroczu letnim i zimowym. *Zesz. Nauk. AR Wrocław*, nr 361, 315–321.
- [62] 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*, t. 4, Zesz. 2a (11), 547–557.
- [63] Kuczewski K., Kwiecińska K.: 2004. Ocena skuteczności usuwania fosforu ze ścieków bytowo-gospodarczych w oczyszczalniach roślinno-glebowych. *Prace Nauk. Akademii Ekonomicznej we Wrocławiu*, „Chemia, związki fosforu w chemii, rolnictwie i medycynie” nr 1017, Wrocław, 210–220.
- [64] Kuczewski K., Kwiecińska K.: 2003. Primary assessment of efficiency of a modified plant-soil treatment plant. *Civil Engineering'03, Jelgava*, 105–109.
- [65] Kuczewski K., Nowak I.: 1999. Oddziaływanie oczyszczalni roślinno-glebowej na wody podziemne. *Zesz. Nauk. AR Wrocław* nr 361, 329–337.
- [66] Kuczewski K., Paluch J.: 1997. Azot azotanowy w ściekach oczyszczanych w oczyszczalniach roślinno-glebowych. *Zesz. Nauk. AR Wrocław, Inżynieria Środowiska IX*, nr 314, 87–94.
- [67] Kuczewski K., Paluch J.: 1996. Skuteczność usuwania biogenów w oczyszczalni typu roślinno-glebowego. *Zesz. Nauk. AR Wrocław* nr 293, 77–86.
- [68] Kuczewski K.: 1994. Usuwanie zanieczyszczeń biogenych w zagrodowych oczyszczalniach ścieków. *Zesz. Nauk. AR Wrocław, Inżynieria Środowiska VI*, nr 243, 109–116.
- [69] Kuczewski K.: 2001. Wpływ masy roślinnej usuwanej z powierzchni oczyszczalni roślinno-glebowej na efekt oczyszczania ścieków, *Problemy Inżynierii Rolniczej* nr 3, 67–73.
- [70] Kuczewski K., Nowak I.: 1999. Zmiany bakteriologii i właściwości fizykochemicznych w wodzie podziemnej zalegającej pod oczyszczalnią roślinno-glebową. *Archiwum Ochrony Środowiska Vol. 25, No. 4*, 51–63.
- [71] Kurhański M.: 1996. Urządzenie małych oczyszczalni i oczyszczalni przydomowych do wykorzystania w produkcji roślinnej ścieków bytowych i odpadów organicznych w obiegu zamkniętym. *Zesz. Nauk. AR Wrocław* nr 293, *Konf. XIII (t. 1)*, 173–177.
- [72] Kutera J., Czyżyk F., Soroko M.: 1998. Efektywność technologiczna oczyszczania małych ilości ścieków w środowisku naturalnym. *Problemy oczyszczania ścieków i ochrony wód w dorzeczu Odry. IV Konf. Nauk-Tech. w Kudowie Zdroju*, Wyd. PZTIS nr 768, Kudowa, 235–245.
- [73] Kutera J.: 1995. Efekty oczyszczania ścieków i gnojowicy w naturalnym środowisku glebowo-roślinnym. *Mat. z VIII Konf. Nauk.-Tech., Wigry IX*, 246–253.
- [74] Kutera J., Hus S.: 1998. Rolnicze oczyszczanie i wykorzystanie ścieków i gnojowicy *Zesz. Nauk. AR Wrocław* nr 342, *Monografie XIV*, Wrocław, s. 94.
- [75] Kutera J., Majdowski F.: 1973. Wykorzystanie wody i składników nawozowych w warunkach nawodnienia użytków zielonych ściekami komunalnymi. *Zesz. Probl. Post. Nauk Rol.*, Zesz. 140, 210–214.
- [76] Kutera J., Skwierczyńska K.: 1970. Nawadnianie ściekami krzewów i drzew owocowych. *Rocz. Nauk Rol.*, Seria F, Tom 77, 611–623.
- [77] Kutera J.: 1990. Stan i technologie wykorzystania ścieków i gnojowicy w rolnictwie oraz spodziewane efekty w ochronie wód. *Biblioteczka wiadomości IMUZ* nr 76, PWRiL, Warszawa, s. 65.
- [78] Kutera J., Talik B.: 1997. Możliwość rolniczego oczyszczania i wykorzystania ścieków browarniczych. *Materiały z seminarium „Metody oczyszczania i utylizacji ścieków przemysłu rolno-spożywczego oraz odchodów zwierzęcych z ferm i obiektów inwentarskich”*. Falenty, Wyd. IMUZ, 93–99.

- [79] Kutera J., Talik B.: 1996. Oczyszczanie ścieków z mleczarni ze szczególnym uwzględnieniem metod naturalnych w środowisku glebowo-roślinnym. Zesz. Nauk. AR Wrocław nr 293, Konf. XIII (tom 1), 305–313.
- [80] Kutera J.: 1988. Wykorzystanie ścieków w rolnictwie. Wyd. PWRiL, Warszawa, s. 508.
- [81] Lityński T., Jurkowska H.: 1982. Żyzność gleby i odżywianie się roślin. PWN, Warszawa, s. 642.
- [82] Maehlum T., Jenessen P.D., Warner W.S.: 1995. Cold-climate constructed wetlands. *Wat. Sci. Techn.*, Vol. 32, No. 3, 95–101.
- [83] Maehlum T., Stålnache P.: 1999. Removal efficiency of the three cold-climate constructed wetlands treating domestic wastewater: effects of temperature, seasons, loading rates and input concentrations. *Wat. Sci. Techn.* Vol. 40, No. 3, 273–280.
- [84] Majdowski F.: 1982. Oczyszczanie ścieków przemysłu spożywczego w glebie. Falenty, Rozprawa habilitacyjna, s. 100.
- [85] Makowska M., Kokoszka A.: 1996. Skuteczność usuwania zanieczyszczeń w wybranych złożach trzcinowych na terenie woj. poznańskiego. II Konf. Nauk-Techn., Poznań, 83–94.
- [86] Marcilonek S., Nyc K., Drabiński A.: 1996. Użytkowanie ścieków w systemach wodno-gospodarczych. Zesz. Nauk. AR Wrocław nr 293, Konferencje XIII (tom 1), Wrocław, 87–93.
- [87] Martyn D.: 2000. Klimaty kuli ziemskiej. PWN, Warszawa, s. 359.
- [88] Matys M.: 2003. Uprawa wierzby energetycznej sposobem utylizacji osadów ściekowych. *Ekoproblemy* 1, 8–9.
- [89] Mazur T. i in.: 1993. Nawożenie w rolnictwie biologicznym. Wyd. ART Olsztyn, s. 139.
- [90] Mosiej J.: 1996. Wykorzystanie systemów hydrobotanicznych do oczyszczania małych ilości ścieków. *Ekologia i Ekotechnika* nr 6, 23–28.
- [91] Müller V., Lützner K.: 1999. Kolmatacja oczyszczalni roślinnych. *Gaz, Woda i Tech. Sanit.* nr 9, 1–8.
- [92] Nowak I., Kuczewski K.: 2002. Oczyszczanie ścieków bytowo-gospodarczych w oczyszczalni roślinno-glebowej. Zesz. Nauk. AR Wrocław nr 453, Monografie XXIX, s. 92.
- [93] Obarska-Pempkowiak H.: 1997. Systemy hydrofitowe jako przykład zastosowania inżynierii ekologicznej. *Ekoinżynieria* 7 (22), 11–18.
- [94] Obarska-Pempkowiak H.: 1996. Analiza skuteczności usuwania zanieczyszczeń w oczyszczalniach wodno-roślinnych i gruntowo-roślinnych w województwie gdańskim. II Międz. Konf. Nauk-Techn., Poznań, 95–108.
- [95] Osmulska-Mróż B.: 2000. Warunki odprowadzania ścieków komunalnych do wód w świetle wymogów Unii Europejskiej i niektórych państw europejskich. Warunki odprowadzania ścieków. Monografie Komitetu Gospodarki Wodnej PAN. Zeszyt 16, Warszawa, s. 98.
- [96] Osmulska-Mróż B.: 1995. Lokalne systemy unieszkodliwiania ścieków. *Poradnik*. Warszawa, s. 219.
- [97] Ottova V., Balcarova J., Vymazal J.: 1997. Microbial characteristics of constructed wetlands. *Wat. Sci. Techn.* Vol. 35, No. 5, 117–123.
- [98] Ozimek T.: 1991. Makrofity jako filtry biologiczne w procesie oczyszczania ścieków. *Wiadomości ekologiczne*. t. XXXVII, Zesz. 4, 271–279.
- [99] Ozimek T., Renman G.: 1995. Wykorzystanie makrofitów w niekonwencjonalnych oczyszczalniach ścieków. *Wiadomości ekologiczne*. t. XLI, Zesz. 4, 239–253.
- [100] Ozimek T., Renman G.: 1996. Rola helofitów w oczyszczalniach hydrobotanicznych. II Międz. Konf. Nauk-Techn., Poznań, 109–117.
- [101] Pachuta L. i in.: 1996. Krótka ekspozycja hydrofitów na działanie ścieków zawierających fungicyd Karbendazym. II Międz. Konf. Nauk.-Techn., Poznań, 119–136.

- [102] Paluch J.: 1984. Oczyszczanie ścieków miejskich w środowisku glebowym. Wrocław, s. 151.
- [103] Paluch J.: 1993. Skuteczność oczyszczania ścieków. Artykuł dyskusyjny. *Ochrona Środowiska*, 225–230.
- [104] Perttu K.: 1992. Plantacje energetyczne. Produkcja energii oraz detoksykacja ścieków i osadów ściekowych. *Aura* 3, 10–11.
- [105] Platzer Ch., Mauch K.: 1997. Soil clogging in vertical flow reed beds mechanism, parameters, consequences and solution? *Wat. Sci. Techn.* Vol. 35, No. 5, 175–181.
- [106] Rogiński W.: 1989. Oczyszczanie ścieków na wsi. *Budownictwo rolnicze* XII, 7–10.
- [107] Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 11 lutego 2004 r. w sprawie klasyfikacji dla prezentowania stanu wód powierzchniowych i podziemnych, sposobu prowadzenia monitoringu oraz sposobu interpretacji wyników i prezentacji stanu tych wód. *Dz.U.* Nr 32 poz. 284.
- [108] Rozporządzenie Ministra Środowiska 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.
- [109] Sadecka Z.: 2003. Ocena efektywności pracy wybranych oczyszczalni hydrobotanicznych. *Ochrona Środowiska* 1, 11–16.
- [110] Schierup H-H., Brix H.: 1990. Danish experience with emergent hydrophyte treatment systems (EHTS) and prospects in the light of future requirements on outlet water quality. *Wat. Sci. Techn.* Vol. 22, No. 3/4, 65–72.
- [111] Seidel K., Happel H.: 1983. *Kleine Pflanzen–kläranlage*. *Wasserkalendar*.
- [112] Siuta J., Gawliński St.: 1996. Gruntowo-roślinne unieszkodliwianie odcieków ze składowiska odpadów wełny mineralnej w Małkini. *Zesz. Nauk. AR Wrocław* nr 293, *Konf. XIII* (tom 1), 229–235.
- [113] Siuta J., Ostrowska A.: 1996. Gruntowo-roślinne oczyszczanie ścieków Pruszkowa w doświadczeniu lizymetrycznym. *Zesz. Nauk. AR Wrocław* nr 293, *Konf. XIII* (tom 1), 237–242.
- [114] Siuta J., Wasiak G.: 1995. Gruntowo-roślinne oczyszczalnie ścieków. *Ekoinżynieria* nr 4, 13–17.
- [115] Siuta J.: 1996. Zawartość metali ciężkich w roślinach z podłoża osadowych i gruntowo-ściekowych. *Mat. Terenowej Konf. Nauk. Techn. Puławy–Lublin–Jeziórko*, Lublin, 101–108.
- [116] Siuta J.: 1996. Zawartość N, P, K, Ca, Mg w roślinach z podłoża gruntowo-ściekowych i osadowych. *II Międz. Konf. Nauk-Techn.*, Poznań, 91–99.
- [117] Soroko M.: 2003. Oczyszczanie ścieków z małych przetwórni owocowo-warzywnych w oczyszczalniach hydrofitowych. *Woda–Środowisko–Obszary wiejskie*, t. 3, z. 2(8), IMUZ, Falenty, 119–127.
- [118] Spychała M.: 2003. Kolmatacja i możliwości dekolmatacji filtrów piaskowych i drenaży piaskowych, *VIII Ogólnopolskie Symp. Szkoleniowe, Projektowanie, budowa i eksploatacja przydomowych oczyszczalni ścieków*. *Kiekrz*, 81–97.
- [119] Szczurek J.: 1996. Dokumentacja badań geologiczno-inżynierskich dla oceny stanu podłoża i tła hydrochemicznego glebowo-roślinnej oczyszczalni ścieków, *Geostandard*, Wrocław, s. 22.
- [120] Szerszeń L., Chodak T., Kabała C., Lewandowska M.: 1996. Właściwości gleb nawadnianych ściekami miejskimi we Wrocławiu–Osobowicach. *Zesz. Nauk. AR Wrocław* nr 293, *Konf. XIII* (tom 1), 117–124.

- [121] Szpindor A., Wierzbicki K., Obarska-Pempkowiak H.: 1999. Gruntowo-roślinne oczyszczalnie ścieków. Instytut Budownictwa Mechanizacji i Elektryfikacji Rolnictwa, Warszawa, s.94.
- [122] Szwejkowski Z.: 2004. Pogoda, klimat i środowisko. Wyd. Uniwersytetu Warmińsko-Mazurskiego, Olsztyn, s. 244.
- [123] Talarko T.: 2003. Technologie i montaż przydomowych oczyszczalni ścieków. Przegląd Komunalny 4, 54–55.
- [124] Talik B.: 1985. Dobór gatunków traw na łąki nawożone ściekami miejskimi. Wiad. IMUZ, Zesz. XV, t. 2, 415–418.
- [125] Talik B.: 1980. Możliwości eliminacji azotu i fosforu ze ścieków miejskich przez roślinność łąkową. Wiad. Melior. i Łąk., Nr 12, 310–315.
- [126] Talik B.: 1996. Oczyszczanie ścieków przemysłu ziemniaczanego w środowisku glebowo-roślinnym. Zesz. Nauk. AR Wrocław nr 293, Konf. XIII (tom 1), 1996, 325–333.
- [127] Tanner C.Ch., Clayton S.J., Upsdell P.M.: 1995. Effect of loading rate and planting on treatment of diary farm wastewaters in constructed wetlands–II. Removal of nitrogen and phosphorus. Wat. Res. Vol. 29, No. 1, 27–34.
- [128] Van Oostrom J.A.: 1995. Nitrogen removal in constructed wetlands treating nitrified meat processing effluent. Wat. Sci. Techn. Vol. 32, No. 3, 137–147.
- [129] Vorhoeven J.T.A., Meuleman A.F.M.: 1999. Wetlands for wastewater treatment: Opportunities and limitations. Ecological Engineering No. 12, 5–12.
- [130] Vrhousek D., Kukanja V., Bulc T.: 1996. Constructed wetland (CW) for industrial waste water treatment. Wat. Res. Vol. 30, No. 10, 2287–2292.
- [131] Vymazal J.: 2002. The use of sub-surface constructed wetlands for wastewater treatment in the Czech Republic: 10 years experience. Ecological Engineering No. 18, 633–646.
- [132] Vymazal J.: 1996. The use of subsurface-flow constructed wetlands for wastewater treatment in the Czech Republic. Ecological Engineering No. 7, 1–14.
- [133] Wallace S., Parkin G., Cross C.: 2002. Cold climate wetland: design and performance. International Water Association, 7th International Conference on Wetland System for Water Pollution Control, Florida, s. 11.
- [134] Wierzbicki J.: 1962. Działanie wód ściekowych na glebę. Prace Wrocławskiego Towarzystwa Naukowego, seria B, nr 104, s.149.
- [135] Wierzbicki K.: 1998. Systemy projektowania, budowy i eksploatacji oczyszczalni ścieków na złożach gruntowo-trzcinowych. Wiad. Melior. i Łąk. Nr 3, 131–133.
- [136] Wierzbicki K.: 1999. Wzorcowe układy wiejskich gruntowo-roślinnych oczyszczalni ścieków. Wiad. Melior. i Łąk. Nr 2, 78–81.
- [137] Witgren H.B., Maehlum T.: 1997. Wastewater treatment wetlands in cold climates. Wat. Sci. Techn. Vol. 35, No. 5, 45–53.
- [138] Wytyczna ATV-6262P: 1998. Oczyszczalnie roślinne do 1000 OLM przeznaczone do oczyszczania ścieków komunalnych. Zasady wymiarowania, budowy i eksploatacji.

EFFECTIVENESS OF DOMESTIC SEWAGE PURIFICATION IN PLANT-SOIL TREATMENT PLANTS WITH DIFFER OPERATING

S u m m a r y

The dissertation presents results of detailed monitoring of two plant-soil treatment plants differ in: kind and way of supplying raw wastewaters, plants growing on object area and object operating.

The assessment included quality of raw wastewaters and purified wastewater outflowed from plant-soil treatment plants as well as treatment efficiency in summer and winter periods.

In addition, it was monitored the physico-chemical composition of ground water which are under the plant-soil treatment plants area. The purpose of the monitoring is to characterize influence of the irrigation of raw sewage (pre-treatment in settlers) on ground water quality.

The fundamental component of every plant-soil treatment plants is natural soil bed, which is main barrier for pollution inlet with raw wastewaters and plants accumulated in biomass pollutions charge. The dissertation includes of granular and chemical analysis of soil samples of the bed and plants growing on the object area.

The plant-soil treatment plants are not object of agricultural utilization of treated wastewater. They treat domestic sewage with high treatment efficiency in summer and winter periods (favourable and unfavourable conditions). The values of the treatment efficiency are: for BOD₅ 98 %, for COD_{Cr} 89 % and for biogens: total nitrogen 87 % and total phosphorus 98 %. These objects meet law's requirements [108].

Key words: plant-soil treatment plants, pollutions charge, operating, treatment efficiency

SKUTECZNOŚĆ OCZYSZCZANIA ŚCIEKÓW BYTOWYCH W OCZYSZCZALNIACH ROŚLINNO-GLEBOWYCH O RÓŻNEJ EKSPLOATACJI

Streszczenie

Praca przedstawia wyniki szczegółowego monitoringu dwóch oczyszczalni roślinno-glebowych różniących się między sobą między innymi: rodzajem i sposobem dostarczania ścieków surowych, roślinnością porastającą powierzchnie obiektów oraz sposobem eksploatacji.

Ocenie poddano jakość ścieków surowych doprowadzanych na oba obiekty, jak również jakość ścieków oczyszczonych odpływających z oczyszczalni i związaną z tym skuteczność pracy obiektów w półroczach letnich, a także zimowych. Ponadto monitorowano jakość wód gruntowych zalegających pod powierzchnią oczyszczalni w celu określenia wpływu nawadniania ściekami surowymi (wstępnie mechanicznie oczyszczonymi) powierzchni obiektów na jakość wód gruntowych.

Istotnym elementem każdej oczyszczalni roślinno-glebowej jest naturalne złożo glebowe, które stanowi zasadniczą barierę dla zanieczyszczeń wprowadzanych wraz ze ściekami oraz roślinność akumulującą w swojej biomase ładunek zanieczyszczeń. Rozprawa zawiera analizy składu granulometrycznego i składu chemicznego złoża, a także roślinności znajdującej się na powierzchni obiektów.

Oczyszczalnie roślinno-glebowe nie będące obiektami rolniczego wykorzystania ścieków skutecznie oczyszczają ścieki bytowe zarówno pracując w warunkach sprzyjających (półrocze letnie), jak i niesprzyjających (półrocze zimowe). Osiągają one bardzo wysoką skuteczność oczyszczania przekraczającą 98% dla BZT₅ i 89% dla ChZT_{Cr} oraz dla biogenów, tj. azotu ogólnego 87% i 98% dla fosforu ogólnego i są zgodne z Rozporządzeniem Ministra Środowiska w sprawie warunków, jakie należy spełnić przy wprowadzaniu ścieków do wód lub do ziemi, oraz w sprawie substancji szczególnie szkodliwych dla środowiska wodnego [108].

Słowa kluczowe: oczyszczalnia roślinno-glebowa, ładunek zanieczyszczeń, eksploatacja, skuteczność pracy

FOTOGRAFIE



Fot. 1. Widok oczyszczalni roślinno-glebowej w Brzeźnie
Phot. 1. The view of plant-soil treatment plant in Brzeźno



Fot. 2. Zbiornik akumulacyjny – Brzeźno
Phot. 2. The accumulated tank – Brzeźno



Fot. 3. Zastawka kierująca na rowie doprowadzającym – Brzeźno
Phot. 3. The water gate on supply ditch – Brzeźno



Fot. 4. Nawadniane kwatery – Brzeźno
Phot. 4. Irrigated quarters – Brzeźno



Fot. 5. Studzienka kontrolna nr 2 – Brzeźno
Phot. 5. The control well no.2 – Brzeźno



Fot. 6. Oczyszczalnia ECOPAN 1A
w Mroczeniu
Phot. 6. The treatment plant ECOPAN 1A
in Mroczeń



Fot. 7. Sekcja trzcinowa i wierzbowa
– Mroczeń
Phot. 7. The reed and willow section
– Mroczeń



Fot. 8. Niekontrolowany zrzut ścieków
poza zbiornik dozujący – Brzeźno
Phot. 8. The uncontrolled wastewaters dump
outside accumulated tank – Brzeźno



Fot. 9. Niesystematyczne usuwanie biomasy
z powierzchni kwater – Brzeźno
Phot. 9. The haphazard cropping of biomass
on quarters area – Brzeźno



Fot. 10. Błędna konserwacja doprowadzalnika
– Brzeźno
Phot. 10. The mismaintance supply ditch
– Brzeźno



Fot. 11. Wypalanie traw na powierzchni
kwater – Brzeźno
Phot. 11. The grass burning from quarters area
– Brzeźno