Iwona Skoczko
Janina Piekutin

INŻYNIERIA ŚRODOWISKA - MŁODYM OKIEM

Vol. 1

Białystok 2012

POLITECHNIKA BIAŁOSTOCKA
WYDZIAŁ BUDOWNICTWA
I INZYNIERII ŚRODOWISKA

POLSKIE ZRZESZENIE INŻYNIERÓW
I TECHNIKÓW SANITARNYCH

MONOGRAFIE

Vol. 1

Serdecznie dziękujemy sponsorom i darczyńcom bez których pomocy
nie byłoby możliwe wydanie niniejszej publikacji
ani organizacja uroczystości.

Nadleśnictwo Żednia

POLITECHNIKA BIAŁOSTOCKA
WYDZIAŁ BUDOWNICTWA
I INZYNIERII ŚRODOWISKA

Nadleśnictwo Dojlidy

**Nadleśnictwo Krynki
z/s w Poczopku**

MERCK

ZAKŁAD WYKONAWSTWA
INSTALACJI SANITARNYCH
Andrzej Stepanczenko

AFRISO
instalacje pod kontrolą

Redaktor tomu:

Dr inż. Iwona Skoczko

Zespół redakcyjny:

Iwona Skoczko – Redaktor Naczelny
Janina Piekutin – Redaktor Naczelny
Justyna Iwaniuk - wody powierzchniowe i podziemne
Katarzyna Ziniewicz Aleksandra Zarzecka - oczyszczanie ścieków
Kowalczyk Milena Anna, Kulawczyk Weronika - utylizacja odpadów i osadów ściekowych
Sylwia Wołczuk - ogrzewnictwo i wentylacja
Joanna Jaśko- systemy wodociągowe i kanalizacyjne
Kamila Janowska - uwarunkowania sanitarno – inżynieryjne

Zespół naukowy:

dr inż. Skoczko Iwona - przewodniczący
dr Piekutin Janina - przewodniczący
prof. dr hab. inż. Dzienis Lech
prof. dr hab. inż. Miłaszewski Rafał
prof. dr hab. Rosochacki Stanisław
prof. dr hab. inż. Sorko Sławomir A.
prof. dr hab. inż. Wiater Józefa
prof. dr hab. inż. Jacek Piekarski
dr hab. inż. Kiryluk Aleksander
prof. dr hab. inż. Żukowski Mirosław
prof. Alexiei Adrianow
prof. Dmitry Spitsow
dr hab. Łaska Grażyna
dr hab. inż. Skorbiłowicz Mirosław
dr inż. Biernacka Beata
dr inż. Boruszko Dariusz
dr inż. Dąbrowski Wojciech
dr inż. Grygorczuk-Petersons Elżbieta
dr inż. Ignatowicz Katarzyna
dr inż. Magrel Lech
dr inż. Andrzej Gajewski
dr inż. Katarzyna Gładyszewska-Fiedoruk
dr inż. Krawczyk Dorota
dr inż. Niedzielko Jolanta
dr inż. Siemieniuk Anna
dr inż. Dariusz Andraka
dr inż. Paweł Biedka
dr inż. Tałałaj Izabela
dr Matejczyk Marzena
dr inż. Robert Nowak

Wszystkie zamieszczone w monografii prace są recenzowane

SPIS TREŚCI

WPROWADZENIE……. 7

WODY POWIERZCHNIOWE I PODZIEMNE

Efekty sono-sorpcji związków humusowych z roztworów wodnych……..... 11
M. Kusiak, L. Stępniak

Próby oceny jakości wybranych wód powierzchniowych……... 17
A. Kubala, L. Przywara, M. Popardowska, M. Sońta, S. Torba

Rzeki Warmii i Mazur……. 25
A. Goździewska

Sorpcja związków humusowych na wybranych węglach aktywnych……. 31
P. Olesiak, L. Stępniak

Wpływ zrzutu oczyszczonych ścieków z oczyszczalni „Hajdów" na wybrane parametry rzeki Bystrzycy... 36
M. Strycharczuk, P. Szostak, A. Kozak, G. Łagód

Wpływ zrzutu oczyszczonych ścieków z oczyszczalni Hajdów na zawartość związków azotu wodach odbiornika……. 42
P. Szostak , M. Strycharczuk

OCZYSZCZANIE ŚCIEKÓW

Ocena rozwoju gospodarki wodno- ściekowej wybranych małych miejscowości województwa podlaskiego a dofinansowanie z funduszy Unii Europejskiej……. 49
I. Białomyzy

Koncepcja technologiczna przydomowej oczyszczalni ścieków……. 54
M. Giero

Wykorzystanie wskaźników biocenotycznych do opisu struktury błony biologicznej…… 59
R. Głowienka, K. M. Jaromin, K. Stachurska, G. Łagód

Problem oczyszczania ścieków na terenach wiejskich…… 65
J. Iwaniuk, B. Kaczmarek

Recykling tworzyw sztucznych- metody fizykochemiczne stosowane w oczyszczaniu ścieków z procesu technologicznego…….. 71
I. Kania-Surowiec

Charakterystyka i sposoby postępowania ze ściekami z przemysłu farmaceutycznego…….. 80
M. Klaus

Oczyszczanie hydrobotaniczne…… 85
A. Kozłowska, P. Gawryluk

Intensyfikacja procesu denitryfikacji przy zastosowaniu preparatu Brenntaplus VP1…… 89
D. Kozłowski

Stosowanie przydomowych oczyszczalni ścieków na terenach wiejskich województwa podlaskiego. Wady, zalety i aspekt ekonomiczny……. 94
D. Łapiński

Water treatment plants in Moscow……... 100
V. Babikova, G. Vasilyeva, N. Meshkova

Efektywność usuwania zanieczyszczeń z zastosowaniem biopreparatu w przydomowej oczyszczalni ścieków ze złożem hydrofitowym…… 102
M. Puchlik

Analiza gospodarki wodno – ściekowej wybranego miasta województwa podlaskiego……. 109
G. Siemieniuk, B. Tomczuk

Wykorzystanie testów OUR i SOUR do oceny kondycji osadu czynnego na przykładzie oczyszczalni ścieków komunalnych Guadalhorce w Maladze, w południowej Hiszpanii…… 118
A. Szaja, G. Łagód, J. A. A. Jiménez,

Zastosowanie koagulantów wstępnie zhydrolizowanych do oczyszczania ścieków przemysłowych……. 124
S. Torba, A. Kubala, M. Popardowska, M. Sońta, L. Przywara

Kuryanovskiye wastewater treatment plants…… 128
P. Averin, D.Samsonenko

UTYLIZACJA ODPADÓW I OSADÓW ŚCIEKOWYCH.

Utlenianie osadów nadmiernych odczynnikiem Fentona przed procesem stabilizacji beztlenowej…… 132
K. Brzeska, L. Wolny.

Zastosowanie wierzby energetycznej i trzciny do przetwarzania osadów ściekowych……... 140
G.T. Cylwik, K. Czarkowski
ITPOK – Instalacja Termicznego Przekształcania Odpadów Komunalnych…….. 144
A. Górska
Wpływ składowiska odpadów na środowisko naturalne…….. 149
Marta Gramś
Ocena właściwości osadów pościekowych w aspekcie wykorzystania jako paliwo alternatywne……. 155
K. Jankowska, E. Chomiuk, M. Kędzierawska, G. Łagód.
Ciepło spalania osadu ściekowego po suszarniach fluidalnych Oczyszczalni Ścieków „Hajdów”…… 159
M. Kędzierawska, E. Chomiuk, K. Jankowska, G. Łagód.
Biomasa w Polsce. Potencjał i rozwój……. 164
A. Kisło

OGRZEWNICTWO I WENTYLACJA

Thermodynamic analysis of the handling unit with heat pump……... 171
S. Adomėnaitė, V. Martinaitis
Ventilation heat recovery using air source heat pump analyze..... 175
P. Bareika, V. Martinaitis, V. Misevičiūtė
Analiza techniczno-ekonomiczna systemu wentylacji chłodniczej dla obiektu użyteczności publicznej….. 179
R. Dąbrowa, A. Frosik
Heating load determination for passive buildings Lithuanian climate conditions……... 185
K. Januševičius,.E. Jaraminienė, .V. Misevičiutė
Przegląd dostępnych technologii i materiałów stosowanych w wykonawstwie instalacji centralnego ogrzewania. Wady i zalety……... 190
P. Łopieński
Pompa ciepła – odnawialne źródło energii dla budownictwa jednorodzinnego…….. 195
J. Rycak
Porównanie rozwiązań technicznych, nakładów inwestycyjnych oraz kosztów eksploatacyjnych ogrzewania konwekcyjnego wodnego i elektrycznego w budynku hotelowym…….. 200
M. Siemiończyk

SYSTEMY WODOCIĄGOWE I KANALIZACYJNE

Metody lokalizacji i trasowania przewodów podziemnych w wodociągach i kanalizacji……... 209
M.Kilon, K.Świetochowski
Projekt kanalizacji sanitarnej na terenie o zabudowie jednorodzinnej…… 214
P.Tochwin

UWARUNKOWANIA SANITARNO – INŻYNIERYJNE

Człowiek a warunki mieszkaniowe…….. 223
A. Kosiorek, M. Kosiorek
Zagrożenia powodowane migracją produktów naftowych w środowisku gruntowo- wodnym …… 226
P. Ofman
Wierzba energetyczna w ochronie środowiska. …….. 232
M. Porowska, A. Backiel
Elektrownia jądrowa w Polsce. Problem składowania odpadów. ……... 236
J. Jaśko, K. Janowska
Ciepło spalania osadu ściekowego po suszarniach fluidalnych oraz węgla brunatnego……. 241
E. J. Chomiuk, M. K. Kędzierawska, K. Jankowska, G. Łagód
Jakość ścieków deszczowych wybranego kolektora zbiorczego miasta Lublin na tle jakości wód odbiornika – rzeki Bystrzycy……... 247
……..K. M. Jaromin, A. Girol, R. Głowienka, G. Łagód,

INŻYNIERIA ŚRODOWISKA DLA MŁODYCH?

Dobry inżynier jest na wagę złota.

Dobry inżynier środowiska jest skarbem - szarą eminencją ukrytą za grzejnikiem, w kolanku pod umywalką lub spłuczką w toalecie. Nawet nie zdajemy sobie sprawy, że we wszystko, co widzimy wokół siebie, swój klucz hydrauliczny wkładał inżynier środowiska. Najbliższe dziesięciolecia należą do inżynierów. Perspektywy rozwoju tej branży są bardzo dobre, ponieważ zawsze jest jeszcze jakaś rura do położenia.

Zawód inżyniera powoli staje się najbardziej pożądanym zawodem w kraju i zagranicą. Prawnicy zazdroszczą nam umiejętności obliczenia przekroju walca, a poloniści, ku naszemu obrzydzeniu, wciąż nie odróżniają grzejnika od kaloryfera.

Nowe inwestycje gospodarcze potrzebują absolwentów z wykształceniem technicznym. To właśnie wykształcenie inżynierskie może w przyszłości zapewnić godne życie. Nie każe stać z kredą w ręku przy tablicy przed bandą rozwrzeszczanych małolatów. Pozwoli też unikną nudnego biurka w urzędzie. W naszym kraju zainteresowanie kierunkach technicznymi powoli spada. To zła informacja dla potencjalnych pracodawców, jednak dobra dla samych studentów, którzy nie będą mieli problemu ze znalezieniem pracy. Firmy poszukują pracowników, którzy na bieżąco będą śledzić nowości technologiczne. Ważna jest również umiejętność szybkiego uczenia się, która sprawdzi się przy tworzeniu nowych projektów. Najbardziej cenna jest jednak wyobraźnia przestrzenna i zwykła logika, której poskąpiono humanistom.

Warto starać się o swoją przyszłość. Zawód inżyniera przynosi nie tylko zyski, ale również daje satysfakcję zawodową. Solidne wykształcenie na pewno zostanie docenione przez przyszłych pracodawców. Studiowanie kierunków politechnicznych wcale nie musi być udręką. Przynajmniej już na trzecim roku studiów. Pierwszy i drugi rok pomińmy milczeniem. Warto wykorzystać swoje możliwości i zasoby wiedzy. Umiejętność liczenia oraz tworzenia nowych projektów może okazać się receptą na sukces. Z drugiej jednak strony stawiane są wysokie wymagania, liczy się potencjał i odpowiedzialność. Trzeba jednak pamiętać, że ten zawód nie jest dla każdego. Nie wystarczą same dobre chęci - skończenie uczelni technicznej jest trudne. Odsetek ludzi, którzy zaczynają naukę i nie mogą jej ukończyć jest bardzo duży.

Jakie cechy musi posiadać przyszły inżynier środowiska?

Ponieważ inżynieria sanitarna to w uproszczeniu projektowanie, modyfikowanie i konstruowanie urządzeń i produktów, inżynier musi posiadać wyobraźnię, wiedzę i predyspozycje do nauk ścisłych. Musi być doskonałym specjalistą w swojej dziedzinie. Musi być kreatywny, znać języki i umieć pracować z ludźmi. Coraz częściej pracuje jako fachowiec do konkretnego zlecenia, czyli wykonuje wolny zawód. Dlatego umiejętność znajdowania się w nowych sytuacjach, radzenia sobie z nowymi problemami oraz umiejętność przekonywania do swoich koncepcji innych jest bardzo ważne.

Inżynier środowiska - to zawód zawsze wysoko ceniony. Żeby jednak skończyć studia o tym profilu trzeba mieć specjalne uzdolnienia. Trzeba mieć wyobraźnię przestrzenną, umiejętność rozwiązywania bardzo trudnych zadań i …lubić chemię.

Skończenie studiów nie otwiera drzwi do kariery - to dopiero początek.

Naszą karierę my zaczynamy z własną książką w ręku i podniesionym czołem – bo mieliśmy odwagę i pomysł by wyróżnić się z tłumu studiujących, podnieść rękawicę i zawalczyć na konferencji studenckiej.

Dziękuję wszystkim uczestnikom

Iwona Skoczko

WODY POWIERZCHNIOWE I PODZIEMNE

mgr Magdalena Kusiak, dr hab. inż. Longina Stępniak
Politechnika Częstochowska,
Instytut Inżynierii Środowiska,
ul. Brzeźnicka 60A, 42-200 Częstochowa

Efekty sono-sorpcji związków humusowych z roztworów wodnych

Sono-sorption effects of humic compounds from aqueous solutions

Słowa kluczowe: *oczyszczanie wody, adsorpcja, węgiel aktywny, ultradźwięki, substancje humusowe*
Key words: *water treatment, adsorption, activated carbon, ultrasound, humic substances*

Streszczenie: W artykule opisano badania nad możliwością zastosowania ultradźwięków do poprawy procesu sorpcji substancji humusowych (SH). Proces adsorpcji prowadzono na różnych rodzajach węgli aktywnych: ROW 08 Supra, F-100, F-300, WG-12, WD-extra, Picabiol. Badania prowadzone były dla wodnych roztworów preparatu substancji humusowych (SH). Stężenie roztworu wynosiło 20 mg SH/dm^3. Ultradźwięki generowano z zastosowaniem dezintegratora VCX 750 Sonics&Materials (20 kHz, 750 W). W pierwszej kolejności roztwór poddawany był oddziaływaniom sonochemicznym. Następnie prowadzono sorpcję w warunkach statycznych, w dwóch wariantach różniących się czasem kontaktu. Do oceny skuteczności badanego procesu sono-sorpcji przyjęto analizę zmian następujących parametrów: RWO, UV_{254}, utlenialność, barwa.

Abstract: This paper describes studies on the use of ultrasound to improve the process of sorption of humic substances (HS). The adsorption process was tested on several types of activated carbons (AC): ROW 08 Supra, F100, F300, WG-12, WD-extra, Picabiol. The study was conducted on aqueous solutions of humic acid sodium salt. Solution concentration was 20 mg KH/dm^3. Ultrasound was generated using a disintegrator VCX 750 Sonics & Materials (20 kHz, 750 W). First, the solution was subjected sonochemical activities. Then, the sorption was carried out under static conditions in two variants with different contact time. To evaluate the effectiveness of the investigated sono-sorption process assumed analysis of changes parameters: DOC, UV_{254}, oxygen consumption, color.

1. Wprowadzenie

Substancje humusowe (SH) to wielkocząsteczkowe związki organiczne pochodzenia naturalnego. Powstają na skutek humifikacji, czyli rozkładu pierwotnej materii organicznej, która w kolejnym etapie ulega wtórnej syntezie. SH to związki o skomplikowanej budowie, nie posiadające określonego składu. Stanowią domieszki zarówno wód powierzchniowych jak i podziemnych. Ocenia się, że 60-80% całkowitej masy substancji organicznej występującej w wodach i osadach dennych to związki humusowe [1]. Ich obecność w wodzie może być przyczyną specyficznego zapachu, smaku a przede wszystkim ponadnormatywnych wartości barwy. Najczęściej, woda zawierająca te związki charakteryzuje się wysoką utlenialnością [2]. Ponadto SH komplikują proces oczyszczania wody, bowiem same sorbują inne szkodliwe zanieczyszczenia, jak np. pestycydy i metale ciężkie. Szczególnie trudne technologicznie jest usuwanie z wody żelaza i manganu, z którymi SH tworzą metaloorganiczne związki kompleksowe. Obecność SH w wodach podawanych utlenianiu/dezynfekcji jest przyczyną powstawania szkodliwych ubocznych produktów tych procesów (UPU/UPD) [3]. Chociaż czyste formy SH, występujące w wodach w ilości poniżej 100 g/m^3 są dla ludzi i zwierząt nieszkodliwe, to ze względu na ich właściwości sorpcyjne względem innych zanieczyszczeń a także ze względu na potencjał tworzenia UPU/UPD muszą być eliminowane w toku uzdatniania wody [4]. W celu usunięcia SH z wody stosuje się procesy: utleniania, koagulacji czy adsorpcji [2, 4]. Ze względu na wielkocząsteczkową budowę SH, ich sorpcja na węglach aktywnych nie zawsze jest skuteczna. Dotyczy to zwłaszcza sorpcji związków o rozbudowanej strukturze na węglach mikroporowatych o rozwiniętej powierzchni właściwej [5]. Węgle różnią się jednak składem i wielkością porów, co daje możliwość optymalnego doboru adsorbentu względem usuwanego zanieczyszczenia. Spośród badanych

węgli aktywnych strukturą makroporowatą, przy jednocześnie dużej powierzchni sorpcyjnej charakteryzował się węgiel aktywny – WG-12. Węgle F-300 i WD-extra to węgle mezoporowate, natomiast do mikroporowatych można zaliczyć: węgiel Picabiol oraz F-100. Najbardziej zróżnicowaną strukturę porową wykazuje ROW 08. Szczegółową charakterystykę wskaźników technicznych węgli aktywnych przedstawiono w pracach [6-10].

W literaturze opisywane są różne kombinacje procesów jednostkowych z czynnikami chemicznymi lub fizycznymi, mające na celu podniesienie skuteczności procesu, jego kinetyki, czy ograniczenie ilości stosowanych reagentów [11-14]. Proces sono-sorpcji to modyfikacja klasycznego procesu sorpcji czynnikiem fizycznym – ultradźwiękami. Założono, że dzięki zainicjowaniu zjawiska kawitacji w roztworze adsorbatu, powstają w nim wysoce reaktywne rodniki hydroksylowe, które mają zdolność nieselektywnego utleniania materii organicznej. Dostarczanie energii ultradźwiękowej do układu może również skutkować zmianami w strukturze tych wielkocząsteczkowych związków [15]. W efekcie mechanicznej destrukcji mogą powstawać mniejsze molekuły, nie powodujące blokowania porów węgla i bardziej podatne na pełną sorpcję z wykorzystaniem mikroporów.

Celem badań była ocena możliwości zastosowania ultradźwięków o wybranych parametrach do intensyfikacji procesu sorpcji SH. W toku analizy wyników porównano skuteczność usuwania SH w procesie sorpcji klasycznej i wspomaganej ultradźwiękami. Zmiany stężenia SH w badanych roztworach wyrażono poprzez wskaźniki przyjmowane dookreślania zawartości związków organicznych: RWO, absorbancję UV_{254}, utlenialność.

2. Metodyka badań

Modelowe zanieczyszczenie wód materią organiczną uzyskano poprzez sporządzenie wodnych roztworów SH. W tym celu wykorzystano komercyjny preparat firmy Acros Organics (Humic Acid, Sodium Salt., Tech., 50-60% as Humic Acid). Roztwór SH o zadanym stężeniu 20 mg/dm^3 został przesączony w celu usunięcia nierozpuszczonej frakcji preparatu. Badane roztwory SH poddawano sonifikacji. Objętość nadźwiękawianego roztworu wynosiła 250 cm^3. Ultradźwięki (UD) generowano z zastosowaniem dezintegratora wysokiej mocy VCX750 Sonics&Materials (20 kHz, 750 W). Wstępne badania pozwoliły na wybór parametrów nadźwiękawiania – amplituda 100% (114 µm) oraz dwa czasy ekspozycji – 1 i 5 minut. Zastosowanie czasów dłuższych niż 5 minut skutkowało znacznym podniesieniem temperatury próbki wody, zatem zrezygnowano z dłuższego oddziaływania sonochemicznego. W badaniach wykorzystano formowane węgle aktywne (WA): F-300, F-100 (belgijskiej firmy Chemviron), Picabiol, WG-12 i WD-extra (polskiej firmy Gryfskand), ROW 08 Supra (francuskiej firmy NORIT). W celu odpopielenia węgle zostały przepłukane wodą destylowaną, a następnie wysuszone (temp. 145°C).

Testy sorpcji prowadzono w warunkach statycznych. Do kolb stożkowych zawierających po 0,5 g węgla dodawano stałą objętość (V=0,125 dm^3) roztworu SH poddanego nadźwiękawianiu, a następnie prowadzono sorpcję w dwóch wariantach różniących się czasem kontaktu statycznego. W pierwszym wariancie sorpcji (2h) próbki roztworu z węglem aktywnym poddano dwugodzinnemu mieszaniu/wytrząsaniu (140 obr./min.). Część z nich pozostawiono w kontakcie statycznym z WA na 22h – wariant drugi (2h+22h). Po wyznaczonym czasie sorpcji, wynoszącym odpowiednio 2h lub 2h+22h, roztwór sączono na sączkach twardych w celu rozdzielenia roztworu od WA.

Ze względu na fakt, że badania prowadzono dla modelowych wodnych roztworów SH, o znanym stężeniu początkowym, do oznaczania zawartości związków organicznych, zastosowano przyjęte w analityce wody podstawowe wskaźniki zanieczyszczenia organicznego, tj. RWO, UV_{254}, utlenialność oraz barwę [3].

Ogólny węgiel organiczny (OWO) jest parametrem najdokładniej określającym ilościowo stężenie związków organicznych. Ponieważ w analizie OWO (metodą różnicową) oznaczany jest również węgiel nieorganiczny, a próbki przebywały w kontakcie z WA, badano zawartość frakcji rozpuszczonej. W związku z tym, w celu usunięcia cząsteczek węgla, które pozostały po sączeniu, roztwory przygotowywano filtrując je przez sączki (octan celulozy) o średnicy porów 0, 45 µm a wyniki analiz podano jako stężenie rozpuszczonego węgla organicznego (RWO). Oznaczenie wykonano na analizatorze Multi N/C 2000 Analytik Jena, zgodnie z PN-EN ISO 7887:2002. Absorbancję w nadfiolecie przy długości fali λ=254 nm (UV_{254}), mierzono w próbkach roztworów z zastosowaniem kuwety o długości drogi optycznej 1 cm. Dodatkowo oznaczano metodą spektrofotometryczną barwę roztworów SH ($Barwa_{436}$), określając absorbancję przy długości fali λ=436 nm (kuweta 5 cm) zgodnie z PN-EN ISO 7887:2002. Pomiary spektrofotometryczne wykonywano z zastosowaniem aparatu Helios α. W badanych próbkach mierzono utlenialność (metodą oznaczania indeksu nadmanganianowego) zgodnie z PN-EN ISO 8467:2001.
Efektywność procesu sorpcji (E_S) i sono-sorpcji (E_{S-S}) określano dla każdego z badanych parametrów (RWO, UV_{254}, utlenialność) według zależności:

$$E_{s,s-s} = \frac{X_0 - X_k}{X_0} \cdot 100\%$$

gdzie:
X_0 – wartość parametru początkowa,
X_K – wartość parametru końcowa.

Intensywność wspomagania ultradźwiękami procesu sorpcji podano jako wzrost skuteczności ΔE (%), według zależności:

$$\Delta E = E_{s-s} - E_s$$

3. Wyniki badań i ich omówienie

W analizie przedstawionych wyników badań skoncentrowano się na ustaleniu wzrostu skuteczności procesu sono-sorpcji względem sorpcji klasycznej, zależnie od parametrów określających zawartość związków organicznych, jak również czasu nadźwiękawiania i czasu sorpcji. Zwrócono także uwagę na zależność uzyskanych efektów od struktury porowej badanych węgli aktywnych. Na rysunkach 1, 2, 3 pokazano zmiany RWO, absorbancji UV_{254} i utlenialności w próbkach roztworów SH poddawanych wariantowym testom procesu sorpcji.

RWO

Przyjmując RWO za parametr najdokładniej określający zawartość badanych związków organicznych w roztworach można stwierdzić (Rys. 1), że najlepszą skuteczność sorpcji SH wykazywały węgle ROW 08 (ponad 40%), WD-extra i WG-12. Wydłużenie czasu kontaktu statycznego, nieznacznie tylko poprawiło skuteczność sorpcji na węglu F300. Sorpcja w tym układzie na Picabiolu dała efekt odwrotny, to znaczy wzrost RWO. Ten i podobne wyniki mogą być związane z blokowaniem porów sorbenta przez wielkocząsteczkowe SH. W celu osiągnięcia przez układ stanu równowagi chemicznej, mogło zachodzić też zjawisko desorpcji zanieczyszczeń organicznych sorbenta i konkurencyjnego procesu sorpcji na SH. Wyjaśnienie przyczyny tego efektu może dać oznaczenie zawartości SH metodą bezpośrednią, eliminujące dodanie zawartości węgla spoza adsorbatu, co przewidują dalsze badania. Wyłączając

powyższe niekorzystne rezultaty, potwierdzono że wielkocząsteczkowe SH lepiej sorbowały węgle o dużym udziale makro- i mezoporów.

Analizując skuteczność ultradźwiękowego wspomagania sorpcji SH dla badanych węgli aktywnych, należy zwrócić uwagę, na wyniki uzyskane dla węgli o zróżnicowanej strukturze porowej z przewagą mezoporów – F300, ROW 08 i WD-extra. W przypadku sono-sorpcji z zastosowaniem F-300 (o niskiej skuteczności sorpcji SH), tylko 1- minutowa sonifikacja pozwoliła uzyskać wzrost skuteczności procesu o prawie 30% (układ 2h). Efekt nadźwiękawiania na poziomie ΔE=30% odnotowano dla węgla ROW 08 i niższy – 17%, dla WD-extra, ale przy jednoczesnym wydłużeniu czasu sorpcji i sonifikacji. Podane wartości RWO wskazują, że jedynie dla węgla WG-12, o dużym udziale makroporów, stosowanie dezintegracji ultradźwiękowej nie wpływa korzystnie na przebieg sorpcji SH.

Absorbancja UV_{254}

W większości wykonanych testów sono-sorpcji nie potwierdzono wzrostu skuteczności sono-sorpcji wyrażonego absorbancją UV_{254} (Rys. 2). Odnotowane podwyższenie UV_{254} może wynikać ze zmian w strukturze SH. Ultradźwiękowa modyfikacja materii organicznej prowadzi bowiem do powstania i agregacji związków o specyficznej budowie z wiązaniami wielokrotnymi (obecność ruchliwych elektronów π), które w zakresie tej długości fali (254 nm) absorbują promieniowanie, zwiększając tym samym wartość tego parametru. Efekt ten związany jest bardzo często z jednoczesnym wzrostem mętności wody [15].

Utlenialność

Wyniki utlenialności (Rys. 3), niezależnie od stosowanego sorbentu, wskazują na niewielkie obniżenie tego parametru w wyniku dodatkowego nadźwiękawiania roztworów i po wydłużonym czasie sorpcji. Wartości te dla węgla WD-extra i ROW 08 potwierdzają korzystne efekty sono-sorpcji, określone wcześniej parametrem RWO. Dłuższy czas sonifikacji dodatkowo intensyfikował usuwanie SH wyrażonych utlenialnością.

Barwa

Zmiany barwy testowanych roztworów poddawanych sono-sorpcji wskazywały na skuteczność węgli WD-extra, F-300 i WG-12 (Rys. 4). Największą efektywność UD uzyskano dla WG-12 (2h+22h) i wynosiła ona 33% (1 min.) i 16% dla (5 min.). Natomiast w próbkach wytrząsanych z pozostałymi węglami (niezależnie od parametrów procesu) wartości barwy były wyższe od barwy początkowej.

Czas ekspozycji próbek

Na podstawie uzyskanych wyników można stwierdzić, że dłuższe oddziaływanie ultradźwięków na roztwory SH poddawane sorpcji najczęściej uwidoczniły się w zmianach utlenialności i RWO. Poza tym w wystąpiła pewna zależność pomiędzy strukturą porową węgla a uzyskanym dla niego wzrostem skuteczności sono-sorpcji w zależności od czasu UD. Mianowicie dla węgli, w których budowie dominują mikropory (Picabiol, WD-extra), efektywność ultradźwiękowej intensyfikacji sorpcji była większa dla prób dłużej nadźwiękawianych. Natomiast dla WG-12 (57% makropory) na skuteczność sono-sorpcji nie wpływają w zasadniczy sposób czasy nadźwiękawiania.

Czas kontaktu statycznego w procesie sorpcji

Czas kontaktu statycznego w procesie sono-sorpcji SH wynoszący (2h+22h), był zasadniczo bardziej korzystny. Wskazywałoby to, że dłuższy czas kontaktu węgla z roztworem, w którym po UD znajdują się cząstki o różnych rozmiarach, daje możliwość ich migracji w głąb wielkościowo odpowiednich porów, dzięki czemu nie są blokowane mniejsze pory i wzrasta skuteczność prowadzonego procesu. W związku z tym korzystne jest pozyskiwanie mniejszych wymiarów przestrzennych. Można przypuszczać, że takie

cząsteczki powstają w roztworze najdłużej nadźwiękawianym, podczas gdy w roztworze niemodyfikowanym pozostają w postaci wielkocząsteczkowej.

4. Podsumowanie i wnioski

Jak wspomniano na wstępie, węgle różnią się powierzchnią właściwą i strukturą porową, co m.in. decyduje o ich własnościach sorpcyjnych. Uzyskana poprawa skuteczności sorpcji może świadczyć o procesach zachodzących podczas nadźwiękawiania roztworów SH. Oddziaływania natury mechanicznej, skutkujące dekompozycją cząsteczek, mogły przyczynić się do intensyfikacji procesu sorpcji na węglach o dużym udziale procentowym mikro- i mezoporów. Korzystne efekty uzyskane dla sorbentu, w którego strukturze dominują makro- i mezopory, mogą być skutkiem sonochemicznych procesów, w których związki organiczne są utleniane w reakcjach rodnikowych. Oba rodzaje oddziaływań wtórnych, zachodzących w polu kawitacji ultradźwiękowej, zapewniają stosowane parametry ultradźwięków, przy których przekroczone jest natężenie progowe wynoszące ok. 1 W/cm^2. Ich udział w procesie sonosorpcji nie został jednoznacznie określony, jednak zaznaczyły się wspomniane w analizie zależności, które będą wzięte pod uwagę przy wyborze węgli aktywnych do dalszych badań w tym przedmiocie. Przedstawione wyniki badań pozwalają na sformułowanie następujących wniosków:

- Parametry UD zapewniały wzbudzenie procesu kawitacji, jednak wartości porównywanych wskaźników sugerują wyłącznie mechaniczną dekompozycję SH.
- Wspomaganie sorpcji SH ultradźwiękami okazało się skuteczniejsze dla węgli, charakteryzujących się dużą zawartością procentową mikroporów, lub podobną zawartością mezo- i mikroporów. Wskazuje to na efekty oddziaływań mechanicznych, dekompozycji cząsteczek SH. Dla węgla WG-12 (przewaga makroporów), niewielkie obniżenie utlenialności, wskazujące na oddziaływania sonochemiczne, nie związane było z usuwaniem RWO. Efekty sonochemiczne nie miały zatem istotnego wpływu na wyniki sorbowania SH.
- Najkorzystniejszy efekt (wzrost skuteczności 30%) uzyskano w sono-sorpcji SH wyrażonych RWO przy zastosowaniu węgli F-300 (2h, 1 min) i ROW 08 (2h+22h, 5 min).
- Sonifikacja roztworów sorbowanych w układzie 2h+22h pozwoliła uzyskać wzrost skuteczności sono-sorpcji względem klasycznego procesu oraz względem sorpcji 2h.
- Wyniki badań wskazują, że Picabiol ze względu na swoją budowę jest słabym sorbentem SH, a ultradźwięki nieznacznie poprawiają efekty sorpcji określonej RWO i utlenialnością.

Literatura:

1. Gomółka E., Szaynok A.: *Chemia wody i powietrza*. Politechnika Wrocławska, Wrocław 1993.
2. Kowal A. L., Świderska-Bróż M.: *Oczyszczanie wody.* Wydawnictwa Naukowe PWN, Warszawa 2005
3. Kaleta J., S*ubstancje humusowe w środowisku wodnym*, Zeszyty naukowe Politechniki Rzeszowskiej Nr 218 Budownictwo i Inżynieria Środowiska, 2004, z. 38
4. Nawrocki J., *Uboczne produkty dezynfekcji wody*, „Instal", 2006, 4-5
5. Nawrocki J., *Uzdatnianie wody. Procesy fizyczne, chemiczne i biologiczne*. Część 1; Wydawnictwo Naukowe UAM, Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa 2010
6. Lach J., Dębowski Z., *Wykorzystanie węgli aktywnych do usuwania organicznych kompleksowych związków chromu z wody,* „Uzdatnianie, odnowa i ochrona wód", 1998

7. Lach J., Ociepa E., *Wpływ prowadzenia procesu modyfikacji węgla aktywnego WG-12 z udziałem ciepła Joule'a i powietrza na sorpcję Cr(III)"*, „Proceedings of ECOpole", 2009, Vol.3, No 1.
8. J. Lach, E. Ociepa, E. Okoniewska, *Wpływ jonów metali ciężkich na adsorpcję Cr(VI) roztworów wodnych na węglach aktywnych WG-12 i F-300,* „Nauka Przyroda Technologie", 2011, Tom 5, Zeszyt 4
9. http://www.zwicky.dk/ny/datablade/W-2050%20-%20Filtrasorb%20100%20&%20200%20-%2003.04.03.pdf (stan na dzień 14.IV. 2012r.)
10. Madeła M., *Sorpcja i biodegradacja fenolu na węglach aktywnych, ,,* Inżynieria i Ochrona Środowiska", 2000, T. 3, nr 3/4
11. Kusiak M., Okoniewska E., Stępniak L., Stańczyk – Mazanek E., *The effect of ultrasounds on the effectiveness of organic compounds adsorption from water,* „Polisch Journal of Enviromental Studies", 2011, Vol. 20, No. 4A
12. Chemat F., Teunissen P. G. M., Chemat S., Bartels P.V., *Sono-oxidation treatment of humic substances in drinking water* „Ultrasonics Sonochemistry'' 2001, 8,
13. Breitbach M., Bathen D." *Influence of ultrasound on adsorption processes"*, Ultrasonics Sonochemistry", 2001, 8
14. Juang R.-S., Lin S.-H., Cheng Ch.-H., *"Liquid-phase adsorption and desorption of phenol onto activated carbons with ultrasound*", "Ultrasonics Sonochemistry", 2006, 13
15. Naddeo V., Belgiorno V., Napoli R. M. A. *Behaviour of natural organic matter during ultrasonic irradiation,* Desalination 210, 2007

Anna Kubala, Lucyna Przywara, Martyna Popardowska, Magdalena Sońta, Sylwia Torba
Koło Naukowe Inżynierów Środowiska
Akademia Techniczno-Humanistyczna w Bielsku Białej

Próby oceny jakości wybranych wód powierzchniowych i podziemnych południowej części Polski
Attempts to assess the quality of selected surface and groundwater's Southern Poland

***Słowa kluczowe**: wody powierzchniowe, wody gruntowe, jakość wód.*
***Kay words:** surface and groundwater, water quality.*

Streszczenie: Powszechnie wiadomo, że woda nie występuje jako czysty chemicznie związek tlenu i wodoru. Często jest to rozcieńczony roztwór kwasów, zasad czy soli. W wodzie zawarte mogą być substancje rozpuszczone, zawieszone jak i koloidalne. Niezmiernie istotna jest więc ochrona źródeł wody przed zanieczyszczeniami oraz ich stała kontrola. Dlatego też przeprowadzono badania jakości wód powierzchniowych i podziemnych w południowej części Polski.
W wyniku badań stwierdzono, że w Polsce nadal często występują ujęcia wody pitnej na terenach bez kanalizacji, czy w pobliżu upraw rolnych. Nierzadko ścieki wypuszczane są do wód powierzchniowych czy na pola. Analiza fizykochemiczna i kontrola jakości wód są bardzo ważnym elementem naszego zdrowego funkcjonowania.

Abstract: It is well known that water does not occur as a pure chemical compound of oxygen and hydrogen. Often this is a dilute solution of acids, bases and salts. The water contained substances can be dissolved, suspended and colloids. Extremely important is the protection of water resources from pollution and the constant control. Therefore, studies of quality of surface and groundwater the southern Poland. The results showed that in Poland there are still a lot of drinking water in areas without sewage systems, or near agricultural crops. Often sewage are released into surface waters or on the field. Physico-chemical analysis and monitoring of water quality are very important part of our healthy functioning.

1. Wstęp

Szybki rozwój przemysłu, duży przyrost ludności na globie ziemskim, rozrost miast powodują powstawanie coraz większych ilości rozmaitych opadów, które z konieczności odprowadzane są do środowiska zewnętrznego, wywołując jego zanieczyszczenie [2]. Woda, jako jeden z podstawowych składników środowiska, obecnie jest najbardziej zanieczyszczana i narażana na zanieczyszczanie. Wymaga ścisłej ochrony, by zapewnić ludności wodę dobrą do picia, a przemysłowi wodę odpowiednią na jego potrzeby.
Woda jest decydującym czynnikiem istnienia życia biologicznego na ziemi. Wody zużyte na potrzeby bytowo-gospodarcze, cele przemysłowe i inne są zwykle zanieczyszczone wszelkiego rodzaju substancjami [2]. Zasoby wody na kuli ziemskiej stają się coraz mniejsze, więc zachodzi pilna potrzeba ochrony źródeł wody przed zanieczyszczeniem [2].

Powszechnie wiadomo, że woda nie występuje jako czysty chemicznie związek tlenu i wodoru. Często jest to rozcieńczony roztwór kwasów, zasad czy soli. W wodzie zawarte mogą być substancje rozpuszczone, zawieszone jak i koloidalne [1]. Niezmiernie istotna jest więc ochrona źródeł wody przed zanieczyszczeniami oraz ich stała kontrola. Wodę ze względu na pochodzenie można podzielić na 3 grupy: wody opadowe, wody powierzchniowe i wody podziemne.

Wody powierzchniowe są to wody ogólnie występujące na powierzchni Ziemi. Skład wód powierzchniowych jest zmienny i zależy od rodzaju gleby, pory roku, sposobu

zagospodarowania zbiornika. Najczęściej źródłem zanieczyszczenia wód powierzchniowych są odprowadzane ścieki komunalne, przemysłowe i te związane z działalnością rolniczą. Wody powierzchniowe mają zdolność samooczyszczania dzięki mikroorganizmom, włączającym toksyczne substancje do swojego łańcucha pokarmowego.
Wody podziemne można podzielić w zależności od warstwy wodonośnej na podskórne, gruntowe i głębinowe. W badaniach wykorzystano wody głębinowe, które często jednak nie zawsze przydatne są do spożycia bez uzdatniania [1]. Występują na głębokościach poniżej 20 m. Przedmiotem badań były również wody gruntowe, które znajdują się na głębokości od 8 do 10 m, a spożywane mogą być pod warunkiem stałej kontroli jakości.

2. Cele badań

2.1 Badania przeprowadzono w celu:

- ✓ charakterystyki podstawowych parametrów fizykochemicznych wód podziemnych takich jak pH, temperatura, potencjał oksydacyjno – redukcyjny (ORP), przewodność elektryczna, fosforany, azot azotanowy, jony amonowe, żelazo, chlorki, twardość ogólna, twardość wapniowa, twardość magnezowa, utlenialność, mętność,
- ✓ określenia klasy czystości wód powierzchniowych w miejscowościach województwa śląskiego na podstawie **Rozporządzenia Ministra Środowiska** z dnia 9 listopada 2011 *w sprawie sposobu klasyfikacji stanu jednolitych części wód powierzchniowych* [6]
- ✓ określenia przydatności wód głębinowych i gruntowych do picia na podstawie **Rozporządzenia Ministra Zdrowia** z dnia 20 kwietnia 2010 r. *w sprawie jakości wody przeznaczonej do spożycia przez ludzi* [7].

Pomiaru temperatury, pH, potencjału oksydacyjno-redukcyjnego i przewodnictwa dokonano za pomocą odpowiednich elektrod, tj. pomiary pH zostały wykonane za pomocą pH – Metru WTW inoLab Oxi Level 2, sonda Electrode SenTix K1; oznaczanie ORP zostało wykonane przy użyciu WTW inoLab Oxi Level 2, electrode SenTix ORP; a pomiar przewodnictwa za pomocą WTW inoLab Level 2, elektroda kombinowana typ SenTix ORP.
Oznaczanie stężeń fosforanów odbywało się metodą z kwasem askorbinowym na spektrofotometrze HACH/ DR – 4000. Oznaczenie zawartości azotu azotanowego, jonów amonowych, żelaza, chlorków i mętności wykonano również przy pomocy spektrofotometru HACH/ DR – 4000. Twardość ogólną, wapniową i magnezową oznaczano metodą wersenianową zgodnie z normą PN-ISO 6059:1999 Jakość wody. Oznaczanie sumarycznej zawartości wapnia i magnezu (twardości ogólnej) metodą miareczkową z EDTA [4], PN-ISO 6058:1999 Jakość wody. Oznaczanie zawartości wapnia metodą miareczkową z EDTA [5].

Badania przeprowadzone zostały trzykrotnie, a podane wartości w artykule są średnią z trzech przeprowadzonych analiz.

2.2 Do badań użyto:

- ✓ Próbki wód powierzchniowych z następujących miejscowości województwa śląskiego: Bielsko-Biała (rzeka Biała), Dankowice (rzeka Dankówka), Drogomyśl (rzeka Wisła), Świnna (rzeka Koszarawa), Żabnica (rzeka Żabnica).
- ✓ Próbki wód podziemnych:
- gruntowe z województwa śląskiego z miejscowości: Dankowice, Drogomyśl, Kowale, Międzyświeć, Świnna, Żabnica i z województwa małopolskiego z miejscowości: Skawica, Zawoja.

- głębinowe z miejscowości: Górki Wielkie, Roztropice, Rudzica.

W województwie małopolskim wody pobierano ze studni z miejscowości Skawica i Zawoja. Pozostałe próbki pochodziły z województwa śląskiego.

3. Wyniki badań

3.1. Wody powierzchniowe

Określenie klasy czystości wód powierzchniowych w miejscowościach województwa śląskiego dokonano na podstawie **Rozporządzenia Ministra Środowiska** z dnia 9 listopada 2011 *w sprawie sposobu klasyfikacji stanu jednolitych części wód powierzchniowych*. W tabeli 1 przedstawiono normy klasyfikacji jakości wód powierzchniowych [6]. Otrzymane wyniki badań jakości wód powierzchniowych zestawiono w tabeli 2.

Tabela1. Normy jakości wód powierzchniowych[4]
Table 1. Surface water quality standards[4]

Parametr	Jednostka	I Klasa jakości	II Klasa jakości	III Klasa jakości	IV Klasa jakości	V Klasa jakości
Odczyn	pH	6 - 8,5	6 - 9	Wartości granicznych nie ustala się		
Azot azotanowy	mg N_{NO3}/ dm^3	≤ 2,2	≤ 5,0	Wartości granicznych nie ustala się		
Tlen rozpuszczony	mg O_2/ dm^3	≥ 7	≥ 5	Wartości granicznych nie ustala się		
Przewodność	µS/ cm	≤ 1000	≤ 1500	Wartości granicznych nie ustala się		
Wapń	mg Ca/ dm^3	≤ 100	≤ 200	Wartości granicznych nie ustala się		
Magnez	mg Mg/ dm^3	≤ 50	≤ 100	Wartości granicznych nie ustala się		

Źródło: opracowanie własne

Tabela 2. Wyniki jakości wód powierzchniowych
Table 2. The results of surface water quality

Parametr	Jednostka	Bielsko – Biała (rzeka Biała)	Dankowice (rzeka Dankówka)	Drogomyśl (rzeka Wisła)	Świnna (rzeka Koszarawa)	Żabnica (rzeka Żabnica)
Odczyn	pH	7,1	9,5	8,7	8,9	12,5
Azot azotanowy	mg N_{NO3}/ dm^3	0,8	1,3	2,0	1,6	1,9
Tlen rozpuszczony	mg O_2/ dm^3	7,8	9,8	7,6	10,0	8,0
Przewodność	µS/ cm	1230	708	231	330	801
Wapń	mg Ca/ dm^3	90,7	18,3	98,8	66,3	90,1
Magnez	mg Mg/ dm^3	22,3	26,0	87,1	12,2	49,7

Źródło: opracowanie własne

Na podstawie otrzymanych wyników badań dokonano klasyfikacji jakości wód do odpowiedniej klasy czystości i przedstawiono poniżej w tabeli 3.

Tabela 3. Jakość wód powierzchniowych
Table 3. Quality of surface water

Parametr	Jednostka	Bielsko – Biała (rzeka Biała)	Dankowice (rzeka Dankówka)	Drogomyśl (rzeka Wisła)	Świnna (rzeka Koszarawa)	Żabnica (rzeka Żabnica)
Odczyn	pH	I	III-V	II	I	III - V
Azot azotanowy	mg N_{NO3}/ dm^3	I	I	I	I	I
Tlen rozpuszczony	mgO_2/ dm^3	I	I	I	I	I
Przewodność	µS/ cm	II	I	I	I	I
Wapń	mg Ca/ dm^3	I	I	I	I	I
Magnez	mg Mg/ dm^3	I	I	II	I	I
Klasa czystości wody		**II**	**III - V**	**II**	**I**	**III - V**

Źródło: opracowanie własne

Na podstawie przeprowadzonych badań wody powierzchniowe z południowej części województwa śląskiego zostały sklasyfikowane głównie do I klasy czystości, lecz ze względu na wartość odczynu większość badanych prób wód powierzchniowych zakwalifikowano do II lub III – V klasy czystości (klasy czystości III – V nie można dokładnie sprecyzować gdyż w Rozporządzeniu Ministra Środowiska [6] nie zostało to określone). O klasie jakości wody zdecydował najgorszy wynik np. zbyt duża zawartość magnezu lub odczyn.

Do klasy I zaliczono wodę ze Świnnej (Koszarawa). Wszystkie badane parametry mieściły się w normach podanych w rozporządzeniu [6].

Do klasy II zaliczono wody z Drogomyśla (Wisła) i Bielska - Białej (Biała). Woda z rzeki z Drogomyśla została zaliczona do II klasy jakości wód ze względu na zawartość magnezu (87,1 mg Mg/dm^3) oraz odczyn (pH 8,7). Natomiast wody rzeki Białej z Bielska – Białej zakwalifikowano do drugiej klasy jakości wód ze względu na przewodność, której wartość była na poziomie 1230 µS/cm.

Klasy jakości wód z rzek z Dankowic (Dankówka) i Żabnicy (Żabnica) nie da się ustalić, ze względu na to, że w Rozporządzeniu Ministra Środowiska[6] wartości powyżej drugiej klasy jakości dla badanych parametrów nie podaje się. Stwierdzić jedynie można, że rzeki ze względu na wartość odczynu (dla rzeki Dankówki pH 9,5 a dla rzeki Żabnica pH 12,5) mają klasę jakości od III do V.

Najlepszą jakością wody pod względem badanych parametrów charakteryzuje się rzeka Koszarawa pochodząca ze Świnnej.

Jakość wody pobranej z rzeki Białej spowodowana jest zapewne rozwiniętym przemysłem, który emituje wiele zanieczyszczeń. Jeśli chodzi o rzeki takie jak Dankówka, Wisła czy Żabnica próbki wody pobierane były z terenów wiejskich, w pobliżu upraw rolnych, gdzie zanieczyszczenia mogą pochodzić z nawożenia pól uprawnych lub wypasu zwierząt.

3.2. Wody gruntowe

Określenia przydatności wód głębinowych i gruntowych do picia dokonano na podstawie **Rozporządzenia Ministra Zdrowia** z dnia 20 kwietnia 2010 r. *w sprawie jakości wody*[7].

W tabeli 4 przedstawiono wartości dopuszczalne jakości wód przeznaczonej do spożycia[7]. Wyniki badań próbek wód gruntowych zostały zestawione w tabeli 5 i 6.

Tabela 4 . Wartości dopuszczalne jakości wód do spożycia
Table 4. The limit values for drinking water quality

Parametr	Jednostka	Wartość dopuszczalna
Odczyn	pH	6,5 – 9
Temperatura	°C	4 – 20
ORP	mV	200 mV
Przewodność	µS/ cm	2500
Fosforany (PO_4)	mg/ dm^3	0,5
Azot azotanowy (NO_3)	mg/ dm^3	10
Jony amonowe (NH_4^+)	mg/ dm^3	0,5
Żelazo (Fe)	mg/ dm^3	0,2
Chlorki	mg/ dm^3	250
Utlenialność	mgO_2/ dm^3	5
Mętność	NTU	1

Źródło: opracowanie własne

Tabela 5 . Parametry fizyko – chemiczne wód gruntowych część 1
Table 5. Physico-chemical parameters of ground water part 1

Parametr	Jednostka	Skawica	Kowale	Międzyświeć	Zawoja
Odczyn	pH	6,47	5,37	5,33	6,52
Temperatura	°C	15,90	14,20	16,20	17,60
ORP	mV	149,00	161,70	171,3	162,60
Przewodność	µS/ cm	135,10	98,50	189,8	134,80
Fosforany (PO_4)	mg/ dm^3	1,10	5,00	1,50	0,60
Azot azotanowy (NO_3)	mg/ dm^3	1,40	1,20	6,40	1,00
Jony amonowe (NH_4^+)	mg/ dm^3	0,26	0,79	1,48	0,11
Żelazo (Fe)	mg/ dm^3	0,20	0,09	0,05	0,08
Chlorki	mg/ dm^3	2,20	4,00	7,40	0,30
Twardość ogólna	mval/ dm^3	1,38	0,88	1,44	1,4
Twardość wapniowa	mval/ dm^3	0,94	0,61	1,13	0,76
Zawartość magnezu	mval/ dm^3	0,44	0,27	0,31	0,64
Utlenialność	mgO_2/ dm^3	-	6,70	6,20	-
Mętność	NTU	36,32	29,51	11,35	6,81

Źródło: opracowanie własne

W wodach podziemnych pochodzących ze studni gruntowych na terenie Kowali i Międzyświecia stwierdzono, że odczyn jest bardzo niski (w granicach 5,3), zdecydowanie poniżej dopuszczalnej normy. Równocześnie badane próbki wody zawierały podwyższone zawartości fosforanów w zakresie od 1,5 do 5 $mgPO_4/dm^3$, oraz jonów amonowych w zakresie od 0,8 do 1,5 $mgNH_4^+/dm^3$. Ponadto ze względu na wartość utlenialności na poziomie powyżej 6 mgO_2/dm^3 zdyskwalifikowano badaną wodę do celów spożywczych. Wartości utlenialności znacząco przewyższa normę jeszcze dla dwóch rozpatrywanych przypadków wód. Dla wody pochodzącej ze studni w Świnnej (7,1 mg O_2/dm^3) oraz w Dankowicach (7,9 mg O_2/dm^3). Zbyt dużą zawartość fosforanów stwierdzono również dla wody ze studni w Skawicy na poziomie 1,1 $mgPO_4/dm^3$.

Tabela 6. Parametry fizyko – chemiczne wód gruntowych część 2
Table 6 Physico-chemical parameters of ground water part 2

Parametr	Jednostka	Dankowice	Drogomyśl	Żabnica	Świnna
Odczyn	pH	5,8	6,8	6,4	7,2
Temperatura	°C	20,3	20,1	18,3	20,1
ORP	mV	175,9	144,1	176,1	144,7
Przewodność	µS/ cm	382	951	418	445
Fosforany (PO_4)	mg/ dm^3	0,45	0,68	0,21	0,37
Jony (NO_3)	mg/ dm^3	8,6	9,6	6,6	2,9
Jony (NH_4^+)	mg/ dm^3	-	-	-	-
Żelazo (Fe)	mg/ dm^3	0,45	0,68	0,21	0,37
Chlorki	mg/ dm^3	-	-	-	-
Tw.ogólna	mval/ dm^3	3,1	6,2	3,36	4,56
Tw. wapniowa	mval/ dm^3	0,544	0,88	0,648	0,925
Zawartość magnezu	mval/ dm^3	2,556	5,32	2,712	3,635
Utlenialność	mgO_2/ dm^3	7,9	5,2	5,9	7,1
Mętność	NTU	2,27	2,27	4,54	6, 81

Źródło: opracowanie własne

Próbki wody pochodzące z Małopolski (Skawica, Zawoja) charakteryzowały się najlepszą jakością pod względem praktycznie wszystkich parametrów. Jedynie w przypadku parametru mętności woda pochodząca ze studni w Skawicy uzyskała najwyższą wartość, bo na poziomie powyżej 36$mgSiO_2/dm^3$.
Jeśli chodzi o mętność to parametr ten spełnia dopuszczalne normy jedynie dla dwóch na osiem badanych próbek wody, a mianowicie w Dankowicach i Drogomyślu. Drugim parametrem, którego wyniki przekraczały obowiązującą normę, zawartą w rozporządzeniu Ministra Zdrowia [7], dla ponad połowy badanych próbek wody było żelazo. Zbyt wysoką zawartość żelaza wykazują: z wód gruntowych – wody z: Dankowic (0,45 mg Fe/dm^3), Drogomyśla (0,68 mg Fe/dm^3), Świnnej (0,37 mg Fe/dm^3) oraz Żabnicy (0,21 mg Fe/dm^3).

Analiza próbek pozwoliła stwierdzić, że najlepsza woda do celów pitnych, pod względem badanych parametrów, zgodnie z Rozporządzeniem Ministra Zdrowia [7] znajduje się w Zawoi.

3.3.Wody głębinowe

Po wykonaniu badań próbek wód głębinowych, otrzymane dane zestawiono w tabeli 7. Przydatność badanej wody do spożycia określono na podstawie **Rozporządzenia Ministra Zdrowia** z dnia 20 kwietnia 2010 r. *w sprawie jakości wody*[7].
Badane próbki wód pochodzących ze studni głębinowych z terenów Rudzicy i Roztropic wykazały średni stopień twardości w zakresie od 5,245 do 6,65 mval/dm^3.

Tabela 7. Parametry fizyko – chemiczne wód głębinowych
Table 7. Physico-chemical parameters of groundwater

Parametr	Jednostka	Górki Wielkie	Roztropice	Rudzica
Odczyn	pH	6,70	6,96	6,72
Temperatura	°C	16,80	14,00	14,70
ORP	mV	154,30	155,70	163,20
Przewodność	µS/ cm	171,70	509,00	684,00
Fosforany (PO_4)	mg/ dm^3	1,60	0,30	0,40
Azot azotanowy (NO_3)	mg/ dm^3	1,90	0,90	6,10
Jony amonowe (NH_4^+)	mg/ dm^3	0,20	0,01	0,05
Żelazo (Fe)	mg/ dm^3	0,34	0,04	0,03
Chlorki	mg/ dm^3	2,00	1,40	11,70
Twardość ogólna	mval/ dm^3	-	6,65	5,765
Twardość wapniowa	mval/ dm^3	-	6,445	5,245
Zawartość magnezu	mval/ dm^3	-	0,205	0,52
Utlenialność	mgO_2/ dm^3	-	0,70	2,50
Mętność	NTU	13,62	2,27	4,54

Źródło: opracowanie własne

Ponadto wszystkie analizowane próbki wód głębinowych charakteryzowały się wartością mętności przekraczającą dopuszczalną normę zawartą w Rozporządzeniu Ministra Zdrowia [7]. Dla wody ze studni głębinowej w Górkach Wielkich stwierdzono zbyt dużą zawartość fosforanów bo na poziomie 1,6 mgPO_4/ dm^3 oraz wysoką zawartość żelaza - 0,34 mg Fe/ dm^3.

Analiza próbek wód głębinowych pozwoliła stwierdzić, że najlepsza woda do celów spożywczych, pod względem badanych parametrów, zgodnie z Rozporządzeniem Ministra Zdrowia [7] znajduje się w Roztropicach i Rudzicy.

4. Podsumowanie

W Polsce nadal często występują ujęcia wody pitnej na terenach bez kanalizacji, czy w pobliżu upraw rolnych. Nierzadko ścieki wypuszczane są do wód powierzchniowych czy na pola. Poprzez przenikanie przez glebę mogą dotrzeć do wód gruntowych, a nawet i głębinowych. Analiza fizykochemiczna i kontrola jakości wód są bardzo ważnymi elementami naszego zdrowego funkcjonowania.

Na podstawie przeprowadzonych badań stwierdzono, ze najlepszą jakością charakteryzuje się woda powierzchniowa ze Świnnej. Została zaliczona do I klasy jakości wód. Analizując jakość wód gruntowych stwierdzono, że najlepsza jest woda pobrana ze studni w Zawoi.

Z wód głębinowych do tych o najlepszych parametrach zaliczyć można wodę pobraną w miejscowości Roztropice i Rudzica, pomimo średniego stopnia twardości.

5. Literatura

[1] Dojlido J., *Chemia wód powierzchniowych*, Wydawnictwo Ekonomia i Środowisko, Białystok 1995.
[2] Hermanowicz W., Dożańska W., Dojlido J., Koziorkowski B., *Fizyczno chemiczne badanie wody i ścieków*, Arkady, Warszawa 1976
[3] Księżyk-Sikora A., Pawlita W., Plegsa J., Sikora J., Sobczyk M., *Chemia wody i ścieków*, Wydawnictwo Politechniki śląskiej, Gliwice 1993
[4] PN-ISO 6059:1999 Jakość wody. Oznaczanie sumarycznej zawartości wapnia i magnezu (twardości ogólnej). Metoda miareczkowa z EDTA.
[5] PN-ISO 6058:1999 Jakość wody. Oznaczanie zawartości wapnia. Metoda miareczkowa z EDTA.
[6] Rozporządzenia Ministra Środowiska z dnia 9 listopada 2011 w sprawie sposobu klasyfikacji stanu jednolitych części wód powierzchniowych.
Dz.U. 2011 nr 257 poz. 1545
[7] Rozporządzenia Ministra Zdrowia z dnia 20 kwietnia 2010 r. w sprawie jakości wody przeznaczonej do spożycia przez ludzi.
Dz.U. 2010 nr 72 poz. 466

Anna Goździewska
Studenckie Koło Naukowe Chemii Środowiska
Uniwersytet Warmińsko- Mazurski w Olsztynie

Rzeki Warmii i Mazur

słowa kluczowe: wody powierzchniowe, zanieczyszczenie wód, sposoby oczyszczania.
key words: surface water, water pollution, methods of purification.

Abstract

The priority of water management is to ensure clean water in consumption purposes and industrial use. The source of these waters are underground water and surface water. Simultaneously, the flowing surface water, having the ability to self-cleaning, is good receiver of waste water. Unfortunately, discharged loads of pollution from the wastewater may exceed the capabilities and thus reduce the usefulness of these waters as a result of deterioration purity of rivers.
This article presents issues concerning the sources of pollution and quality of surface water at the site of Warmia and Mazury.

Streszczenie

Priorytetem gospodarki wodnej jest zapewnienie czystej wody do celów spożywczych i przemysłowych. Źródłem tych wód są wody podziemne i powierzchniowe. Równocześnie wody powierzchniowe płynące, posiadające zdolność do samooczyszczania, stanowią dobry odbiornik wód ściekowych. Niestety zrzucane ładunki zanieczyszczeń z tymi ściekami mogą przekroczyć te zdolności i tym samym ograniczyć przydatność tych wód w wyniku pogorszenia czystość rzek. W niniejszym opracowaniu przedstawiono zagadnienia dotyczące źródeł zanieczyszczeń i jakości wód powierzchniowych znajdujących się na terenie Warmii i Mazur.

1. Wprowadzenie

Rozwój przemysłu i innych dziedzin gospodarki spowodował , że zapotrzebowanie na wodę wzrasta a stan jej czystości jest coraz gorszy. Głównym źródłem zanieczyszczenia są ścieki i odpady stałe. Można stwierdzić, że masy wody w obiegu nie zmieniły się, natomiast zanieczyszczenia ciągle wzrastają. Wskutek tego wody są coraz mniej przydatne dla celów wodociągowych, rekreacyjnych i dla przemysłu. Istnieje zatem potrzeba udoskonalania technologii oczyszczania wody i ścieków, prowadzenie oszczędnej i racjonalnej gospodarki wodnej oraz podniesienie świadomości społeczeństwa na temat „szanujmy czystą wodę".

Woda stanowi bezcenne źródło do życia. Może być żywiołem zagrażającym, trudnym do opanowania, niszczącym człowieka oraz środowisko w jakim funkcjonuje. Priorytetem gospodarki wodnej jest zapewnienie czystej i dobrej wody do picia. Nie wszystkie wody są zdatne do użytku. Zasoby wód są bardzo ograniczone lecz są odnawialne.
Zła jakość wody ogranicza jej użyteczność, może czynić ją niezdatną do spożywczego wykorzystania.

Ponieważ woda jest szczególnym surowcem, na który zapotrzebowanie jest powszechne, dlatego należy dbać o jej dobrą jakość poprzez, ograniczanie dopływu zanieczyszczeń, stały monitoring i skuteczne jej oczyszczanie.

Wody powierzchniowe płynące stanowią bardzo dobry odbiornik wód ściekowych. Wody rzek mają zdolność do samooczyszczania i tym samym utrzymują to środowisko w równowadze. Niestety zrzucane ładunki zanieczyszczeń przekroczyły zdolności samooczyszczania rzek i tym samym pogorszyły ich stan [CHEŁMICKI W., 2001].

2. Podział i źródła zanieczyszczeń rzek

2.1. Zanieczyszczenia komunalne

Należą do nich ścieki miejskie, które są mieszaniną odpadów z gospodarstw domowych, fekaliów, pralni, łaźni, zakładów przemysłowych, odpadów ze szpitali, spływów wód z wysypisk śmieci. Większą ich część stanowią występujące w postaci rozpuszczonych związków organicznych lub zawiesiny , głównie węglowodany, tłuszcze i białka. Zawierają one także chorobotwórcze drobnoustroje, detergenty, które są źródłem chorób takich jak: cholera, tyfus, choroba Heinego Mediny, dur brzuszny. Do innych ważnych składników ścieków należą metale ciężkie (np. rtęć, ołów). Substancje te po wniknięciu do organizmu zwierzęcego, w tym również organizmu ludzkiego, mogą powodować następujące skutki: uszkodzenia naczyń krwionośnych, wątroby, serca, układu nerwowego i kości [HTTP://WWW.WODA.OVH.ORG/ZANIECZYSZCZENIA.HTM].

2.2. Zanieczyszczenia przemysłowe

Powstają między innymi: w trakcie chłodzenia urządzeń, przy wydobywaniu surowców, destylacji, filtracji, podczas wielu innych czynności, które są wykonywane w różnorakiej produkcji. Są to m.in. ścieki powstające przy produkcji, ubytki materiałów na skutek transportu i wydobycia, wysypywanie odpadów powstających przy produkcji do rzek. Skład ich jest bardzo zróżnicowany i zależy od rodzaju produkcji np. ścieki pochodzące z garbarni zawierają związki chromu, wapnia, chlorki, siarczki, związki azotu oraz tłuszcze i inne związki pochodzenia organicznego. Są one bardzo szkodliwe dla organizmów żywych. Działając na nie niszczą wątrobę, układ krążenia i przewód pokarmowy. [HTTP://WWW.WODA.OVH.ORG/ZANIECZYSZCZENIA.HTM].

2.3. Zanieczyszczenia rolnicze

Powstają wskutek nawożenia i opryskiwania pól: azotany, fosforany, pestycydy. Wpływają na nie środki ochrony roślin, których celem jest niszczenie organizmów szkodliwych. W efekcie niszczą również organizmy pożyteczne. Bardzo duże znaczenie mają także nawozy sztuczne, które są tylko częściowo wykorzystywane przez rośliny. Nadmiar ich spływa z wodami gruntowymi i deszczowymi do zbiorników wodnych. Powoduje to gromadzenie się środków odżywczych tylko w pewnych gatunkach roślin. Wynikiem tego jest zakłócenia równowagi ekologicznej [SOLAN M., DMOCH M., 2009].

2.4. Zanieczyszczenia wód pochodzące ze spływów z dróg

Główne zanieczyszczenia pochodzące z dróg i obiektów towarzyszące spływom wód opadowych to: mechaniczne zanieczyszczenia, Ca, chlorki, Mg, Na, zawiesiny, metale ciężkie, substancje ropopochodne, związki nieorganiczne i organiczne , które są określane zawartością węgla organicznego oraz całkowitego oraz chemicznym i biochemicznym pięciodniowym zużyciem tlenu, związki biogenne (węgiel organiczny, fosfor, azot).
Wody, które są spłukiwane z ulic, z innych uszczelnionych powierzchni oraz zanieczyszczenia pochodzące z roztopów lub trwania opadów są źródłami zanieczyszczeń wód. Stanowią zagrożenie dla wodnego środowiska [SADECKA Z., MYSZOGRAJ S., 2007].

3. Łyna i Omulew – reprezentatywne rzeki Warmii oraz Mazur

Łyna to najdłuższa rzeka Warmii i Mazur. Jest lewobrzeżnym dopływem Pregoły. Jej długość wynosi 263,7 km, w tym na terenie Polski płynie około 190 km. Zlewnia w granicach kraju zajmuje obszar blisko 5700 km^2. Nie płynie ona w całości w Polsce. Jest pracowitą

rzeką. Po polskiej stronie woda rzeki napędza turbiny pięciu elektrowni. Źródłami zanieczyszczeń są pola uprawne: substancje mineralne, ścieki miejskie i przemysłowe. Jest ona odbiornikiem ścieków w oczyszczalni: w Olsztynie, Bartoszycach, Lidzbarku-Warmińskim, Dobrym Mieście, Stawigudzie, Sępopolu, Tolku. Dodatkowo istnieje dopływ ścieków z Stawigudy, Smolajn, Gągławek, Rogóża, Pilnika, Sępopola, Lisek i Masun. Dzięki temu, że obiekty te realizują oczyszczanie z podwyższonym usuwaniem biogenów, wody rzeki Łyny w początkowym odcinku znajdują się w I klasie. W odcinku końcowym wody te niosą więcej zanieczyszczeń i są zakwalifikowane do klasy drugiej [RAPORT O STANIE ŚRODOWISKA WOJ. WARMIŃSKO MAZURSKIEGO W 2010 R.].

Omulew jest rzeką III rzędu, prawobrzeżnym dopływem Narwi. Jej długość wynosi 113,7 km. Powierzchnia zlewni zajmuje obszar 2052, 9 km^2. Bezpośrednio do rzeki kierowane są ścieki z oczyszczalni mechaniczno- biologicznej w Wielbarku, wyposażonej w urządzenia do chemicznej redukcji fosforu, w ilości ponad 170m^3/d. Natomiast przez Kanał Szuć odprowadzane są ścieki z mechaniczno- biologicznej oczyszczalni w Jedwabnie ok. 140m^3/d. Większość badanych elementów fizykochemicznych spełnia wymogi I klasy. Jedynie azot Kjeldahla, fosfor ogólny i ogólny węgiel organiczny wskazywały na II klasę [RAPORT O STANIE ŚRODOWISKA WOJ. WARMIŃSKO MAZURSKIEGO W 2010 R.].

3.1 Jakość wód rzeki Łyna i Omulew.

Tabela 1. Ocena wód płynących na przykładzie rzek Łyna i Omulew w woj. warmińsko- mazurskim badanych w 2010 r.[RAPORT O STANIE ŚRODOWISKA WOJ. WARMIŃSKO MAZURSKIEGO W 2010 R. **]**

Parametry	Łyna do dopływu z jeziora Jelguń (Jelguńskie)	Łyna od Pisy do granicy państwa z Rosją	Omulew od źródeł do Czarnej Rzeki	Omulew od Czarnej Rzeki do Sawicy z Sawicą od wypływu z jez. Sasek Mały
Temperatura (°C)	18,4	19,2	13,0	15,0
Tlen rozpuszczony (mg O_2/l)	10,2	8,3	9,1	7,7
BZT_5 (mgO_2/ l)	1,5	2,1	2,0	2,5
OWO (mgC/ l)	7	11,4	4,3	12,0
Przewodność w 20^0 C (uS/cm)	315	469	341	357
Substancje rozpuszczone (mg/l)	239	358	245	272
Chlorki (mg Cl/ l)	------	15,2	------	------
Odczyn	7,8-8	7,9-8	7,7- 7,9	7,5- 8,0
N amonowy (mg N-NH_4/l)	0,12	0,25	0,11	0,60
N Kjeldahla (mgN/l)	0,67	1,60	0,79	1,56
N azotanowy (mgN-NO_3/l)	0,30	3,55	0,25	0,47
N ogólny (mgN/l)	0,70	4,60	0,80	2,00
P ogólny (mgP/l)	0,096	0,176	0,136	0,233

Źródło: opracowanie własne

Według danych WIOŚ dotyczących parametrów znajdujących się w rzece Łyna można zauważyć, że wody rzeki Łyna do dopływu z jeziora Jelguń charakteryzują się niższymi parametrami, co klasyfikuje te wody do I klasy czystości.

Wody rzeki Łyna od Pisy do granicy państwa charakteryzują się wyższymi wartościami parametrów w porównaniu do początkowego biegu tej rzeki. Wody te klasyfikuje się do II klasy czystości wód.

Podobną różnicę można zauważyć w przypadku rzeki Omulew przepływającej przez tereny Warmii i Mazur. Od źródeł do Czarnej Rzeki, wody tej rzeki charakteryzują się niższymi parametrami, zaś Omulew od Czarnej Rzeki do Sawicy z Sawicą od wypływu z jeziora Sasek Mały charakteryzuje się podniesieniem wartości, co klasyfikuje ten odcinek rzeki do klasy II [RAPORT O STANIE ŚRODOWISKA WOJ. WARMIŃSKO MAZURSKIEGO W 2010 R.].

4. Jakość wód rzeki Ełk, Węgorapa oraz Krutynia

Tabela 2. Ocena wód płynących na przykładzie rzek Ełk, Węgorapa i Krutynia w woj. warmińsko-mazurskim badanych w 2010 r.[RAPORT O STANIE ŚRODOWISKA WOJ. WARMIŃSKO MAZURSKIEGO W 2010 R. **]**

Parametry	Ełk z jeziora Litygajno	Ełk z jez. Ełckiego do ujścia	Węgorapa z jez. Mamry	Krutynia do jez. Bełdany
Temperatura (°C)	19,3	20,2	21,9	22,4
Tlen rozpuszczony (mg O_2/l)	6,6	5,2	6,6	9,2
BZT_5 (mgO_2/ l)	1,9	2,4	2,9	2,5
OWO (mgC/ l)	19,1	10,6	15,0	10,8
Przewodność w 20^0 C (uS/cm)	385	419	430	349
Substancje rozpuszczone (mg/l)	286	295	343	246
Chlorki (mg Cl/ l)	------	------	------	8,8
Odczyn	7,7-8,1	7,6-8,5	7,7-7,9	7,5-8,1
N amonowy (mg N-NH_4/l)	0,15	0,07	0,31	0,25
N Kjeldahla (mgN/l)	2,08	293	1,82	1,23
N azotanowy (mgN-NO_3/l)	1,51	1,48	1,56	0,30
N ogólny (mgN/l)	2,89	3,24	3,39	1,30
P ogólny (mgP/l)	0,100	0,087	0,176	0,099

Źródło: opracowanie własne

Ełk jest prawobrzeżnym dopływem Biebrzy, ciekiem IV rzędu. Długość całkowita rzeki wynosi 113,6 km, w tym 86 km płynie w granicach woj. warmińsko mazurskiego. Powierzchnia zlewni wynosi 1524,5 km^2. Oczyszczalnia ścieków dla Ełku odprowadza, zlokalizowana w Nowej Wsi Ełckiej, odprowadza bezpośrednio około 8700 m^3/d ścieków poddawanych oczyszczaniu mechaniczno- biologicznemu z usuwaniem związków fosforu preparatem PIX.

Węgorapa jest lewym, źródłowym ciekiem Pregoły. Długość rzeki wynosi 139,9 km. Powierzchnia zlewni w granicach Polski wynosi 975,6 km^2. Zakład Usług Komunalnych w Węgorzewie odprowadza bezpośrednio do Węgorapy ponad 1900 m^3/d ścieków oczyszczonych. Niewielkie ilości ścieków odprowadzane są ze Szkoły Podstawowej w Sobiechach oraz z oczyszczalni osiedla mieszkaniowego w Ołowniku.

Krutynia jest rzeka IV rzędu o długości 99,9 km i powierzchni zlewni 710,8 km^2. Uchodzi do jeziora Bełdany, leżącego w zlewni Pisy. Do rzeki doprowadzane są ścieki z mechaniczno- biologicznej oczyszczalni w Spychowie (ok.97m^3/d) oraz sezonowo niewielkie

ilości ścieków z Kompleksu Wypoczynkowo- Konferencyjnego „ Mazur – Syrenka" w Krutyni.

Według danych WIOŚ dotyczących parametrów, które znajdują się w rzece Ełk do wypływu z jeziora Litygajno, jak również z wypływu z jeziora Ełckiego do ujścia, wody tej rzeki znajdują się poniżej stanu dobrego. Wskazuje na to ciągły wzrost wskaźników fizykochemicznych takich jak: azot ogólny i węgiel ogólny.

Wody rzeki Krutynia charakteryzują się elementami fizykochemicznymi, które wspierają element biologiczny. Trzy wartości wskaźników fizykochemicznych takich jak: temperatura wody, azot Kjeldahla oraz ogólny węgiel organiczny odpowiadają II klasie czystości wód, które decydują o przynależności rzeki do odpowiedniej klasy. Pozostałe wskaźniki wskazują na I klasę czystości wód.

Podobnie jak w przypadku rzeki Krutynia, wody rzeki Węgorapa odpowiadają II klasie czystości wód dzięki wskaźnikom takim jak: tlen rozpuszczony, ogólny węgiel organiczny, azot Kjeldahla [RAPORT O STANIE ŚRODOWISKA WOJ. WARMIŃSKO MAZURSKIEGO W 2010 R.].

Według danych WIOŚ w Olsztynie wynika, że całkowity pobór wody w województwie warmińsko- mazurskim w 2009 roku wynosił 144,7 hm^3. Zużycie wody w naszym regionie kształtowało się na poziomie 130,2 hm^3 wody, z czego najwięcej wody zostało zużyte na eksploatację sieci wodociągowej – 55,7 hm^3 (stanowiące ok.43% całkowitego zużycia wody w województwie), na potrzeby przemysłu - 27,7 hm^3 (stanowiące ok. .21 %), w tym na cele produkcyjne 12,4 hm^3, a do nawodnień w rolnictwie i leśnictwie oraz uzupełnienia stawów rybnych - 46,8 hm^3 (stanowiące 36%).

W województwie warmińsko- mazurskim odprowadzono ogółem 65,3 hm^3 ścieków, co stanowi zaledwie 0,7 % ilości odprowadzanej z całej Polski, plasując nasze województwo na 14 miejscu w kraju [RAPORT O STANIE ŚROD. WOJ. WARMIŃSKO MAZURSKIEGO W 2010 R.].

4. Podsumowanie

Woda stanowi bogactwo narodowe i podlega szczególnej ochronie. Chemiczne zanieczyszczenia wód powierzchniowych stanowią substancje rozpuszczone w wodzie, które powodują pogorszenie jakości wody i są niebezpieczne dla środowiska. Substancjami, które powodują zagrożenie w funkcjonowaniu człowieka są w dużej ilości metale ciężkie. Na złą jakość wody wpływają duże ilości: pestycydów, nawozów (azot, fosfor), ścieków komunalnych i przemysłowych, spływów z dróg, które dostają się do wód.

Źródłami, które stanowią zagrożenia dla wód są ścieki przemysłowe i komunalne nazywane punktowymi. Biogeny, do których należy głównie fosfor i azot oraz pestycydy, stosowane na terenach rolniczych, są zanieczyszczeniami obszarowymi.

Fosforany i azotany powodują pogorszenie jakości wody, rozwój fitoplanktonu oraz zakwity wód. Źródłem tych zanieczyszczeń jest niewłaściwe stosowanie nawozów naturalnych i mineralnych. Zanieczyszczenia wód azotanami i fosforanami pochodzenia rolniczego występują na obszarach o intensywnej produkcji roślinnej i dużej koncentracji zwierzęcej, gdzie stosuje się duże dawki środków ochrony roślin oraz nawozów.

Metale ciężkie podobnie jak pestycydy prowadzą do skażenia wód oraz stanowią zagrożenie życia biologicznego w wodach. Źródłem zanieczyszczeń jest niewłaściwe stosowanie kompostów przemysłowych i osadów ściekowych.

Nadmierna koncentracja zanieczyszczeń, wywoływanych działalnością rolniczą, wpływa zarówno na pogorszenie jakości wody, jak i na eutrofizację. Zanieczyszczenia wód można zmniejszyć poprzez rozbudowę i poprawę infrastruktury sanitarnej w rejonach wiejskich.

W celu zapewnienia rozsądnego gospodarowania wodami powierzchniowymi, niezbędnym działaniem jest ochrona wód.

Mimo różnych technik uzdatniania i oczyszczania wód nie da się całkowicie usunąć zanieczyszczeń. Woda i jej czystość to problem, który występuje na całym świecie. W szczególności dotyczy on państw wysokorozwiniętych, gdzie nawet woda z kranu budzi zastrzeżenia co do jakości. Rośnie także niebezpieczeństwo zatrucia wód gruntowych, pobieranych do picia.

5. Literatura

1. Dane statystyczne www.stat.gov.pl/olsz (stan na dzień 10 kwietnia 2012)
2. Dane z WIOŚ [Raport o stanie środowiska woj. warmińsko mazurskiego w 2010 r., Biblioteka Monitoringu Środowiska, Olsztyn 2011.
3. CHEŁMICKI W., *Woda zasoby, degradacja, ochrona,*PWN, Warszawa 2001.
4. HERMANOWICZ W., DOŻAŃSKA W., DOJLIDO J., KOZIOROWSKI B, *Fizyczno- chemiczne badania wody i ścieków*, Wyd. Wrocławskie zakłady graficzne, Warszawa 1999.
5. ILNICKI P., *Udział polskiego rolnictwa w eutrofizacji wód powierzchniowych.* Mat. z Konf. Nauk. Problemy zanieczyszczenia i ochrony wód powierzchniowych - dziś i jutro, 1992, s. 99- 111, Wyd. UAM.
6. JASIEWICZ C., BARAN A., *Rolnicze źródła zanieczyszczenia wód – biogeny*, Journal of Elementry , 2006, tom 11, nr.3, s.367- 375.
7. KĘDZIERZAWSKI M., *Stan czystości wód powierzchniowych obszaru zielonych płuc Polski*, Wyd. Białystok 1998.
8. SADECKA Z., MYSZOGRAJ S., 2007, Oczyszczanie ścieków i przeróbka osadów ściekowych, Wyd. Uniwersytetu Zielonogórskiego, Zielona Góra.
9. SOLAN M., DMOCH M., *Zanieczyszczenia wód powierzchniowych substancjami pochodzącymi z rolnictwa*, Gospodarka wodna, 2009, nr.8, s.327- 329.
10. Strona internetowa [HTTP://WWW.WODA.OVH.ORG/ZANIECZYSZCZENIA.HTM] (stan na dzień 2 maja 2012r.)
11. Ustawa Prawo Wodne, 18.VII.2001, http://www.integrum.wroclaw.pl/ustawy_pdf/ustawa_prawo_wodne.pdf

mgr Olesiak Paulina, dr hab. inż., prof. PCz Stępniak Longina
Politechnika Częstochowska
Instytut Inżynierii Środowiska
ul. Brzeźnicka 60A, 42-200 Częstochowa

Sorpcja związków humusowych na wybranych węglach aktywnych
Sorption of humus compounds at selected activated carbon

Słowa kluczowe: *związki humusowe, węgle aktywne, uzdatnianie wody*
Keywords: humic *compounds, acivated carbon, water treatment*

Streszczenie: Kwasy humusowe (KH) są związkami naturalnie występującymi w wodach. Pochodzą z procesów glebotwórczych oraz rozkładu organizmów roślinnych. Ich występowanie w wodach naturalnych w większych stężeniach wpływa niekorzystnie na jej właściwości organoleptyczne, głownie barwę. Dodatkowo związki te łączą się z innymi cząsteczkami i metalami, tworząc toksyczne i trudno degradowalne kompleksy.

W pracy przedstawiono wyniki badań mających na celu wybór węgla aktywnego, który w najbardziej efektywny sposób usuwa KH z wody. Do badań wybrano następujące węgle: WG12, F-100, F-300, Picabiol, WD Extra oraz ROW 08 Supra. Analizę skuteczności procesu kontrolowano poprzez takie parametry jak: rozpuszczony węgiel organiczny (RWO), absorbancja przy długości fali λ=254 nm oraz utlenialność. Oznaczano także mętność, barwę (λ=436 nm) oraz pH roztworów KH.

Abstract: Humic acids (HA) are compounds naturally occurring in the waters. Derived from soil-forming process and the distributiom of plant and animal organisms. Their occurence in the waters at higer concentration adversaly affect its organoleptic properties, mostly in color. Addition, these compounsds combine with other molecules and metals to form toxic and difficult to degrade complex.

In their research conducted a stuidy to the choice of activated carbon, which in the most efficient way to remove the HA of the water. Selected for the tests following the carbon: WG12, F-100, F-300, Picabiol, WD-Extra, and ROW 08 Supra. Analyze the effectiveness of the sorption process was used the following parameters: disolved organic carbon content (DOC), absorbance at λ=254 nm and oxygen consumption determination of organic compounds by permanganate index. Moreover also determined color, turbidity and pH of HA.

1. Wstęp

Zanieczyszczenie wód zarówno podziemnych, jak i powierzchniowych stale się zwiększa. Rośnie także zapotrzebowanie na wodę. Zanieczyszczenia występujące w wodach pochodzą ze źródeł naturalnych i antropogenicznych. Większe trudności, jeśli chodzi o usuwanie jak i wpływ na środowisko, sprawiają związki pochodzące głównie z przemysłu. Od lat prowadzone są badania nad polepszeniem jakości wód i wyeliminowaniem tych związków. Do niedawna sądzono, że obecność naturalnych związków organicznych, jakimi są substancje humusowe (SH) nie jest szkodliwa. SH występują we wszystkich wodach naturalnych, a w większych stężeniach w wodach mających styczność z węglem brunatnym [11]. Są to związki organiczne o rozbudowanej strukturze, których masa w zależności od składu, pH oraz stężenia może wynosić 5 000 – 100 000 jednostek masy atomowej [7]. SH rzadko występują w postaci wolnych kwasów, a częściej w postaci ich soli. Głównie są to sole sodowe, ale dość często spotykane są także sole potasowe. Kwasy humusowe (KH) wraz z kwasami fulwowymi i huminami są nazywane ogólnie jako substancje humusowe lub związki humusowe [7]. Ich występowanie w wodach jest zróżnicowane i zależy m.in. od rodzaju wód, gleb, składu chemicznego czy pH. Obecność SH w wodzie wpływa na pogorszenie jej jakości, a w szczególności cech organoleptycznych, przede wszystkim barwy, ale także smaku i zapachu. Związki humusowe powodują zabarwienie wód od barwy żółtej do brązowej. Dodatkowo związki te łączą się z innymi cząsteczkami, np. pestycydami, metalami ciężkimi czy polichlorowanymi węglowodorami aromatycznymi, powodując powstawanie toksycznych kompleksów stabilnych w wodzie, przez co odpornych na degradację [3, 4]. Wśród metod usuwania SH z wody można wymienić koagulację,

utlenianie chemiczne, procesy membranowe oraz adsorpcję na węglach aktywnych. Proces koagulacji wymaga stosowania dużych dawek koagulantu, procesy membranowe są utrudnione z uwagi na powstawanie tzw. *foulingu* membran, natomiast proces utleniania powoduje powstawanie ubocznych związków utleniania (UPU), które są toksyczne a nawet kancerogenne [8]. Modernizowanie współczesnych układów technologicznych uzdatniania wody, podyktowane koniecznością usuwania z wody związków organicznych, wymaga przede wszystkim włączenia procesu sorpcji na granulowanym węglu aktywnym [14]. Adsorpcja na węglach aktywnych jest bardzo korzystna ze względu na duże powierzchnie właściwe materiałów porowatych, możliwych do regeneracji, stąd też chętnie wykorzystywana w stacjach uzdatniania wody [13]. Dodatkowym atutem jest możliwość wykorzystania węgli do sorpcji zanieczyszczeń zarówno organicznych, jak i nieorganicznych w jednym procesie [1].

Przedstawione badania miały na celu porównanie skuteczności wybranych węgli aktywnych (WA) w procesie usuwania SH. Jak podaje literatura, węgle o dużej powierzchni właściwej i małych porach są nieskuteczne w usuwaniu związków o dużych cząsteczkach [12]. Substancje humusowe są związkami o masie cząsteczkowej > 50 000 oraz posiadają zdolność tworzenia koloidów. Z tego powodu, w przeciwieństwie do takich związków jak: fenol, WWA, czy pestycydy, SH są uznawane za trudno adsorbowalne. Wiązanie się SH z cząsteczkami na powierzchni węgla i przenikanie do wnętrza porów jest w większości przypadków wydłużone w czasie i uzależnione od wielkości porów charakteryzujących węgle aktywne (dla mikroporów niedostępne). Dla analizy porównawczej skuteczności sorpcji SH na stosowanych w technologii wody węglach aktywnych, wybrano węgle o szerokim spektrum powierzchni właściwej i zróżnicowanym udziale mikro-, mezo- i makroporów [2].

2. Metodyka badań

Badania prowadzono dla roztworów sporządzonych na bazie preparatu SH (sól sodowa kwasów humusowych) firmy Acros Organics, o zawartości kwasów humusowych 50-60%. Do badań przygotowano roztwór preparatu humusowego o zadanym stężeniu 20 mg/l. Roztwór ten pozostawiano na 24 h w temperaturze 2°C. Następnie do odmierzonego w kolbach 0,5 g węgla aktywnego dodawano po 125 ml roztworu SH. Do badań wybrano sześć rodzajów węgli aktywnych, z których dwa były pochodzenia polskiego (WG 12 oraz WD Extra), natomiast cztery pochodzenia zagranicznego (F-100, F-300, Picabiol oraz ROW 08 Supra). W tabeli 1 przedstawiono charakterystykę fizyczno-chemiczną badanych węgli. Węglem o największej powierzchni właściwej jest Picabiol, natomiast najmniejszą powierzchnię właściwą ma F-100. W odniesieniu do udziału makroporów w budowie węgla dominuje WG-12, natomiast najwięcej mikroporów posiadają Picabiol i F-100 (Tab.2). Węgle przed badaniami były płukane wodą destylowaną w celu ich odpopielenia oraz suszone w tem. 145°C. Węgiel ROW 08 najpierw był dodatkowo płukany 10% roztworem HCl do obniżenia pH z 8,6 do ok. 7. Tak przygotowane próbki wytrząsano na wytrząsarce (prędkość 140 obrotów/min; amplituda drgań 9,0). Badania prowadzono w warunkach statycznych w dwóch układach: w pierwszym wytrząsanie próbki przez 2 godziny, w drugim układzie próbki wytrząsano przez 2 godziny, po czym pozostawiano je na okres 22 godzin w celu uzyskania pełnej równowagi sorpcyjnej. Po zakończeniu procesu sorpcji, próbki sączono przez sączek twardy i poddawano analizie fizyczno-chemicznej.

Ponieważ badania prowadzono dla modelowych wodnych roztworów SH, o znanym stężeniu początkowym, do oznaczania zawartości związków organicznych, zastosowano przyjęte w analityce wody podstawowe wskaźniki zanieczyszczenia organicznego, tj. RWO, UV_{254}, utlenialność oraz barwę. Mając na względzie, że tylko RWO jest wskaźnikiem

bezpośrednim przy oznaczaniu stężenia związków organicznych (w badanych roztworach SH) określono wstępnie korelację pomiędzy zawartością SH i tym parametrem. Spośród wyznaczonych korelacji dla SH-RWO, SH-UV_{254} i SH–utlenialność, najwyższą wartość ustalono pomiędzy RWO a stężeniem SH (dla danego zakresu stężeń roztworów soli sodowej KH). W próbkach oznaczano: rozpuszczony węgiel organiczny (RWO), PN-EN 1484:1999, za pomocą analizatora węgla multi N/C 2100 firmy Analytik Jena, absorbancję przy długości fali λ=254 nm, za pomocą spektrofotometru Thermo Electron Corporation Helios α SpectroLab, barwę, zgodnie z PN-EN ISO 7887:2002, za pomocą spektrofotometru Thermo Electron Corporation Helios α SpectroLab, pH, metodą elektrometryczną, za pomocą pH-metru Elmetron, mętność, PN-EN ISO 7027, za pomocą mętnościomierza HACH 2100N IS Turbidimeter, utlenialność związków organicznych, metodą oznaczania indeksu nadmanganianowego, zgodnie z PN-EN ISO 8467.

3. Analiza wyników badań

Na podstawie otrzymanych wyników można stwierdzić, że długość kontaktu węgla z sorbatem wpływa na skuteczność prowadzonego procesu sorpcji. Rodzaj testowanego węgla aktywnego miał zróżnicowany wpływ na skuteczność sorpcji SH, zależnie od analizowanego parametru, którym wyrażono zawartość SH. Zmiany absorbancji UV_{254}, parametru związanego ściśle ze strukturą związków organicznych, wyrażają pośrednio efekty sorpcji badanych SH. Wyniki dotyczące procesu w układzie (2h) pozwalają wnioskować, że węglem najlepiej sorbującym SH jest WD Extra. Zmniejszenie absorbancji UV_{254} po sorpcji na WD Extra wyniosło 45%. Bardzo małą zdolność adsorpcji SH wykazywał Picabiol, przy którym absorbancja zmniejszyła się zaledwie o 3%. W przypadku roztworów badanych w układzie (2+22h) największe i najmniejsze zmiany absorbancji UV_{254} obserwowano także dla WD Extra (42%) oraz Picabiolu (4%). Zatem wydłużenie kontaktu statycznego do 24 godzin nie dało widocznej poprawy skuteczności sorpcji.

Ze zmian RWO, parametru najlepiej skorelowanego z zawartością związków organicznych (SH) wynika, że po 2-godzinnym kontakcie węgli z roztworem, najlepiej sorbującym SH jest WG 12 (obniżenie RWO o 38%). Najmniejszą skuteczność wykazywał F-100 – 5%. W układzie drugim (2+22h) dłuższy kontakt statyczny, w większości przypadków nie spowodował poprawy skuteczności sorpcji. Dla węgla WG 12 skuteczność usuwania SH wyrażonych jako RWO wynosiła 10%. Sorpcja na węglu Picabiol w tym układzie była nieskuteczna (Rys.2). Ze względu na RWO dla badanych węgli aktywnych potwierdzono zatem korzystniejszy rezultat procesu sorpcji w układzie z krótszym czasem kontaktu.

Badając utlenialność próbek po sorpcji w układzie (2h) obserwowano największą skuteczność zmniejszenia tego wskaźnika w przypadku węgla F-300 i WD Extra (18% i 16%). Najniższą skuteczność wykazywał ROW 08 – 4%. Analizując próbki poddane wydłużonemu kontaktowi statycznemu (2+22h), największą skuteczność prowadzonego procesu zanotowano w przypadku WD Extra – 22%. Po sorpcji na Picabiolu wyniki były ponownie, jak dla RWO niekorzystne, tj. obserwowano wzrost utlenialności o 13%.

Otrzymane wyniki są zgodne z doniesieniami literaturowymi, które podają, że węgle zawierające w przewadze mikropory są nieskuteczne do usuwania związków wielkocząsteczkowych. Niewielka średnica kapilar nie pozwala na upakowanie usuwanych związków wewnątrz porów, przez co dostępna powierzchnia właściwa węgli zmniejsza się, obniżając skuteczność sorpcji. Taki efekt obserwowano podczas adsorpcji z wykorzystaniem Picabiolu, którego mikropory stanowiły aż 50%, a makropory 13%. Udział procentowy kapilar dla WG 12 to makropory - 57%, mezopory – 17%. To rzutowało na jedną z najlepszych skuteczności prowadzonego procesu. Według wyników badań, efekty sorpcji

uzyskanych dla WD Extra, węgla o większej liczbie mikroporów niż WG 12, były najkorzystniejsze (utlenialność, UV_{254} barwa). Można zatem sądzić, że na skuteczność prowadzonej sorpcji poza wielkością porów mają także wpływ inne czynniki, takie jak charakter powierzchni węglowych sprzyjający badanemu adsorbatowi.

Badania zmian barwy roztworu związanej z zawartością SH wskazują na jej obniżenie zależnie od rodzaju węgla stosowanego do sorpcji. Najkorzystniejsze oddziaływanie odnotowano w obu układach dla WD Extra (34% i 29%) a najmniej korzystne w przypadku F-300 (10% i 9%). W przypadku F-100, Picabiolu oraz ROW 08 zanotowano barwę wyższą niż próby zerowej. Dla tego ostatniego węgla nastąpił największy wzrost wartości wskaźnika (24 i 32%) (Tab.3).

Wszystkie analizowane próbki po procesie charakteryzowały się zwiększoną mętnością względem próby kontrolnej, nie poddanej sorpcji (Tab.1).

Podwyższenie barwy i mętności badanych roztworów mogło być związane ze zróżnicowaną wytrzymałością mechaniczną i zawartością popiołu badanych węgli aktywnych. Możliwe jest przedostawanie się do roztworu węgla cząsteczkowego, popiołu bądź innych składników węgli aktywnych podczas wytrząsania w trakcie prowadzenia procesu, ścierania ziaren węgla w trakcie mieszania próbek, a także zmian zachodzących w roztworze podczas kontaktu statycznego.

4. Podsumowanie i wnioski

W wyniku przeprowadzonych badań uzyskano zróżnicowane efekty sorpcji SH na wybranych węglach aktywnych. Korzystne efekty analizowane na podstawie RWO, głównego ilościowego wskaźnika analitycznego związków organicznych potwierdzono w roztworach poddanych sorpcji na węglach z dużą ilością makroporów (WG-12). Natomiast najmniejszą efektywność sorpcji SH wykazywały węgle o dużej ilości mikro- i mezoporów (F-100, Picabiol, ROW 08). Niekorzystne efekty badań (podwyższenie mętności, dla Picabiolu, ROW 08, F-100 - barwy oraz dla Picabiolu utlenialności i RWO), wskazują na konieczność zmodyfikowania parametrów sorpcji oraz procedury oznaczania wskaźników analitycznych w zależności od rodzaju węgla. W tym celu, jak również w celu zwiększenia efektywności procesu sorpcji SH na węglach aktywnych, należy wydłużyć czas mieszania węgla z sorbatem. Konieczne jest to szczególnie w przypadku węgli o niskiej powierzchni makroporów (jak np. Picabiol). Dla wyeliminowania efektu zwiększania mętności po procesie wytrząsania, należy zmniejszyć prędkość obrotową mieszania, a w roztworach oznaczać barwę rzeczywistą. Dla kontroli przyczyny tego efektu planowane jest także oznaczanie zawartości SH metodą bezpośrednią i porównanie wyników z uzyskanymi za pomocą wskaźników pośrednich.

Poza powyższymi uwagami, dotyczącymi sposobu prowadzenia dalszych badań z zastosowaniem porównywanych węgli aktywnych, przedstawione wyniki badań pozwalają na sformułowanie ogólnych wniosków:

1. Skuteczność sorpcji SH w zależności od parametrów określających zawartość badanych związków organicznych można zapisać w postaci następujących szeregów:
   - na podstawie UV_{254}

WD Extra > ROW 08 > WG 12 > F-300 > F-100 > Picabiol

- na podstawie RWO

WG12 > WD Extra > ROW 08 > F-100 > F-300 > Picabiol

- na podstawie utlenialności

WD Extra > F-300 > WG12 > ROW 08 > F-100 > Picabiol

- na podstawie barwy

WD Extra > WG12 > F-300 > F-100 > Picabiol >ROW 08

2. Skuteczność procesu sorpcji w badanych układach była zróżnicowana, jednak w większości przypadków układ (2h) charakteryzował się większą efektywnością sorpcji SH niż przy wydłużonym kontakcie statycznym (2+22h). Przykładowo, RWO roztworów po sorpcji na WD Extra w układzie (2h) wynosiło ok 5 mgC/l, a w układzie (2+22h) ok. 8 mgC/l.
3. Najmniejszą skuteczność sorpcji wykazano przy zastosowaniu Picabiolu (RWO zmalało o 3%, utlenialność oraz UV_{254} wzrosły), który charakteryzuje się największą powierzchnią właściwą oraz najmniejszym udziałem makroporów spośród badanych węgli. Intensyfikacja procesu adsorpcji SH na węglu Picabiol powinna jednak być uzasadniona ekonomicznie
4. Najwyższe skuteczności sorpcji zaobserwowano przy zastosowaniu węgli WG 12 (RWO – 38%, utlenialność – 9%, UV_{254} - 30%) i WD Extra (RWO – 31%, utlenialność – 26%, UV_{254} - 45%), które charakteryzują się niezbyt dużą powierzchnią właściwą ze zdecydowaną przewagą mezo- i makroporów.

5. Bibliografia

1. Dębowski Z., Lach J., *Usuwanie związków chromu z wody na węglu aktywnym*. Ochrona Środowiska, 1995, nr 4(59), ss.63-64
2. Janosz - Rajczyk M., *Ćwiczenia laboratoryjne z technologii wody*. Wydawnictwo Politechniki Częstochowskiej, Częstochowa 2009.
3. Kowal A., Świderska Bróż M., *Oczyszczanie wody. Podstawy teoretyczne i technologiczne, procesy i urządzenia.* Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa 2009
4. Kusiak M., Okoniewska E., Stępniak L., Stańczyk – Mazanek E., *The effect of ultrasounds on the effectiveness of organic compounds adsorption from water*. Polisch Journal of Environmental Studies, Vol. 20, No. 4A (2011), ss. 195-200
5. Liu F., Xu Z., Wan H., Wan Y., Zheng S., Zhu D., *Enhanced adsorption of humic acids on ordered mesoporous carbon compared with microporus activated carbon.* Environ. Toxicol. Chem., 2011, 30(4):793-800
6. Madeła M., *Sorpcja i biodegradacja fenolu na węglach aktywnych* – rozprawa doktorska. Częstochowa, 2005.
7. Madeła M., *Badania bioregeneracji węgla aktywnego wysyconego fenolem.* Węgiel aktywny w ochronie środowiska i przemyśle – materiały konferencyjne. Wydawnictwo Politechniki Częstochowskiej, Częstochowa 2006.
8. Nawrocki J., *Uzdatnianie wody. Procesy fizyczne, chemiczne i biologiczne. Część 1*. Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa 2010
9. Nawrocki J., *Uzdatnianie wody. Procesy fizyczne, chemiczne i biologiczne. Część 2.* Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa 2010
10. Okoniewska E., *Usuwanie manganu na modyfikowanych węglach aktywnych*. Węgiel aktywny w Ochronie Środowiska – materiały konferencyjne. Wydawnictwo Politechniki Częstochowskiej, Częstochowa 2002.
11. Pąprowicz J. T., *Zastosowanie węgli aktywnych do uzdatniania wód powierzchniowych.* Węgiel aktywny w ochronie środowiska – materiały konferencyjne. Wydawnictwo Politechniki Częstochowskiej, Częstochowa 2002.
12. Perchuć M., Król P., Grąbczewski P., *Badania adsorpcji kwasów humusowych z roztworów wodnych na pylistym węglu aktywnym*. „Ochrona Środowiska", 2009, nr 4(31), ss.43-46
13. Szlachta M., Adamski W., *Wykorzystanie adsorpcji na pylistym węglu aktywnym do usuwania rozpuszczonych substancji organicznych z wody*. Ochrona Środowiska, 2009, nr 2(31), ss.61-66
14. Wilmański K., *Usuwanie substancji organicznych z wód podziemnych na pylistym węglu aktywnym.* Ochrona Środowiska, 2005, nr 3(27), ss.13-16

Magdalena Strycharczuk, Paulina Szostak, mgr inż. Anna Kozak, dr inż. Grzegorz Łagód
Klub Dyskusyjny „For&Against" Politechniki Lubelskiej
Wydział Inżynierii Środowiska, Politechnika Lubelska,

Wpływ zrzutu oczyszczonych ścieków z oczyszczalni „Hajdów" na wybrane parametry rzeki Bystrzycy

Słowa kluczowe: *wskaźniki fizykochemiczne jakości ścieków, biologiczne zapotrzebowanie na tlen, chemiczne zapotrzebowanie na tlen, odczyn pH*
Keywords: *physical-chemical parameters of wastewater, Biochemical Oxygen Demand, Chemical Oxygen Demand, pH*

Streszczenie:

W przypadku oczyszczania ścieków, jak również odprowadzania ich do odbiornika niezbędne jest prowadzenie analiz jakościowych ścieków dopływających do oczyszczalni, oraz ścieków już oczyszczonych. Odpowiedni monitoring procesów realizowanych w oczyszczalni oraz ich końcowego efektu umożliwia szybkie reagowanie na pojawiające się problemy eksploatacyjne w oczyszczalni oraz określenie oddziaływania oczyszczonych ścieków na wody odbiornika, co z kolei zapobiega ich nadmiernemu zanieczyszczaniu.

W pracy omówiona została metodyka prowadzenia analizy parametrów fizyko-chemicznych takich jak: chemiczne zapotrzebowanie na tlen – ChZT, biologiczne zapotrzebowanie na tlen – BZT_5 oraz pH.

Pobieranie próbek prowadzone było w roku 2009 dniach 17.06.; 19.06. Pobór prób do badania odbywał się w trzech punktach rzeki Bystrzycy: w miejscu przed zrzutem oczyszczonych ścieków, w punkcie zrzutu, jak również za punktem zrzutu ścieków poddanych procesowi oczyszczania w mechaniczno biologicznej oczyszczalni ścieków Hajdów w Lublinie. Analizy prowadzono w laboratorium znajdującym się na Wydziale Inżynierii Środowiska.

Abstract:

In the case of sewage treatment and also discharge of purified wastewater into receiver, is necessary to conduct analysis of wastewater, and already cleaned wastewater. Right monitoring of processes implemented in treatment plant, and the final result of purification make possible quick reaction on emerging operational problems in treatment and determine influence of treated wastewater on receiver water which in turn prevents their excessive pollution.

The paper discusses the methodology for the analysis of physical-chemical parameters such as: Chemical Oxygen Demand – COD, Biochemical Oxygen Demand – BOD_5, pH.

Water sampling was conducted in 2009 on 17.06.; 19.06. Sampling took place on Bystrzyca river at three points: in place before discharge treated wastewater, the point of discharge as well as the point of mixing receiver water with wastewater purified in biological treatment plant Hajdów in Lublin. Analyses were carried out in a laboratory located at the Lublin University of Technology.

1. Wprowadzenie

Analizy jakościowe ścieków dopływających do oczyszczalni oraz ścieków oczyszczonych są ważną częścią działalności obejmującej oczyszczanie ścieków i odprowadzanie ich do odbiornika. Wymagany jest również odpowiedni monitoring jakości wód odbiornika, mający na celu kontrolę parametrów regulowanych przez pozwolenie wodnoprawne. Umożliwia to określenie wpływu oczyszczonych ścieków na wody odbiornika, co wiąże się ze sprawnością procesu samooczyszczania wód, a tym samym zapobieganiu ich nadmiernemu zanieczyszczeniu i eutrofizacji. Chemiczne zapotrzebowanie na tlen, biologiczne zapotrzebowanie na tlen, oraz pH są ważnymi parametrami obrazującymi jakość oczyszczonych ścieków oraz stan wód odbiornika.

2. Wskaźniki jakości wód

2.1. Biologiczne zapotrzebowanie na tlen

Biologiczne zapotrzebowanie na tlen, BZT_5, określa ilość tlenu, która jest wyrażona w miligramach na $1dm^3$, niezbędnego do utlenienia związków organicznych w wodzie, przebiegające na drodze biochemicznej, w warunkach aerobowych, przy temperaturze 20°C [5]. Proces obrazuje równanie:

$$\text{związki organiczne} + O_2 \xrightarrow[\text{enzymy}]{\text{bakterie}} CO_2 + H_2O + \text{bakterie}$$

Po upływie określonego czasu następuje całkowita stabilizacja, to znaczy przekształcenie związków organicznych na proste i stabilne związki nieorganiczne (głównie dwutlenek węgla i wodę). Kolejnym etapem jest nitryfikacja związków azotowych, której produktem są azotany. Proces obrazuje równanie:

$$NH_3 \xrightarrow{O_2} NO_2 \xrightarrow{O_2} NO_3$$

Praktycznie całkowita mineralizacja następuje w okresie około 20-dobowym (BZT_{20}), jednak ze względu na szybkość procesów w ciągu pięciu dni (BZT_5), pozwala to na uznanie go za wskaźnik zanieczyszczenia wody substancjami organicznymi, łatwo rozkładalnymi. Oznaczenie to zazwyczaj nie dotyczy procesów nitryfikacji. [1, 2, 5]

Ze względu na ciągle przebiegające procesy biochemiczne, BZT_5 powinno być oznaczone w jak najkrótszym czasie od momentu poboru próbek. Próbki do czasu analizy powinny być przechowywane w chłodni, ze względu na opóźnienie procesu bioutlenienia. Biologiczne zapotrzebowanie na tlen wpływa na ocenę: procesów biochemicznych rozkładu związków organicznych w wodach zanieczyszczonych, oddziaływania ścieków na wody odbiornika, sprawności urządzeń oczyszczania ścieków. [4, 5]

2.2. Chemiczne zapotrzebowanie na tlen

Chemiczne zapotrzebowanie na tlen, ChZT, określa ilość tlenu, która została pobrana z utleniacza, niezbędna do utlenienia związków organicznych i nieorganicznych. Należą do nich: sole żelazowe, siarczki i siarczany, azotyny, heloidki. Stopień utlenienia związków organicznych jest uwarunkowany przez rodzaj i stężenie utleniacza, warunki oznaczania, odczyn pH, temperaturę, skład analizowanej próbki, czas trwania reakcji. Z tego względu istotne znaczenia mają określone warunki dla danej metody. Obecne w wodzie substancje trujące pozwalają na ocenę wielkości ładunku substancji organicznych przy pomocy ChZT, co jest bardzo utrudnione lub wręcz niemożliwe dla BZT_5. [2, 4]

2.3. Odczyn pH

Odczyn pH jest logarytmem ze znakiem ujemnym z stężenia jonów wodorowych, które odgrywają istotną rolę w składzie fizykochemicznym wód naturalnych, takich jak procesy chemiczne i biochemiczne. Odczyn kwaśny występuje w przypadku pH niższego niż 7, obojętny gdy wynosi 7, zaś zasadowy przy pH większym od 7. [3]

3. Metodyka

3.1. Metody oznaczania biologicznego zapotrzebowania na tlen (BZT_5)

Istnieją trzy metody oznaczania BZT_5 wody i ścieków: metoda rozcieńczeń, automatyczna (przy wykorzystaniu sapromatu), manometryczna.

Metoda rozcieńczeń polega na przechowaniu próbki z wodą nierozcieńczoną i próbki wody już odpowiednio rozcieńczonej, w termostacie w 20°C. Analizowana woda znajduje się w szklanych butelkach z doszlifowanym korkiem o pojemności 250 ÷ 300 cm^3. Napełnienie butelki powinno być maksymalne, bez pęcherzyków powietrza na powierzchni. Zawartość tlenu w początkowej i końcowej fazie przetrzymywania wyznacza się za pomocą metody Winklera, bądź mierzy sonda tlenową. [2] Pomiar rozpuszczonego tlenu w wodzie i ściekach, wykorzystywanego w procesach bioutlenienia, umożliwia obliczenia BZT_5. Istotny wpływ na

przebieg bioutlenienia ma pH, temperatura, liczba oraz aktywność biochemiczna mikroorganizmów w rozcieńczonej próbce, substancje toksyczne, pierwiastki biogenne. W celu zminimalizowania rozbieżności podczas pomiarów BZT_5, wynikających ze zmienności biochmicznej powinno się wykonać 2-3 oznaczenia. [2, 4]

Metoda automatyczna z zastosowaniem sapromatu opiera się na pomiarze przy stałym ciśnieniu cząstkowym tlenu w warstwie gazowej. Polega na zmierzeniu ilości wytworzonego elektrolitycznie tlenu, który znalazł zastosowanie w procesach biodegradacji związków organicznych.

Metoda Sierpa lub Warburga znajduje zastosowanie przy oznaczaniu BZT_5 w warunkach obniżającego się ciśnienia. Bezpośredni pomiar zmian objętości warstwy gazowej znajdującej się nad próbką wody lub ścieków prowadzony jest za pomocą metody Sierpa. W drugiej z wymienionych metod określa się ilość zużytego tlenu przez próbkę wody lub ścieków, znajdującej się w zamkniętej kolbie reakcyjnej. Proces przebiega w temperaturze 20°C, zmiany ciśnienia w warstwie gazowej nad próbką prowadzone przy pomocy pomiarów manometrycznych. [2]

3.2.Metody oznaczania chemicznego zapotrzebowania na tlen (ChZT)

Wybór metody oznaczania ChZT jest uzależniony od rodzaju zastosowanego utleniacza, wyróżniamy: metodę nadmanganiową, dwuchromianową, jodanową.
Metoda przy wykorzystaniu nadmanganianu potasu, zwana również utlenialnością oznacza liczbę miligramów tlenu zużytego przez badaną próbkę w ciągu 30 minut, ogrzewane za pomocą wrzącej łaźni wodnej, z roztworem nadmanganianu potasu – środowisko kwaśne. [5]

Metoda wykorzystująca jako utleniacz dwuchromian potasu pozwala na szybką kontrolę pracy oczyszczalni ścieków, jej wybranych urządzeń, jak również wielkość ładunku związków organicznych w ściekach poddanych procesowi oczyszczania oraz kierowanych do odbiornika. Zaletą metody dwuchromianowej jest jej wysoki stopień utlenienia, jak również prostota i powtarzalność. Omawiany proces następuje w warunkach silnie kwaśnych przy stałej temperaturze 135°C. Nadmiar utleniacza określany jest miareczkowo siarczanem żelazowo – amonowym, przy użyciu wskaźnika – ferroiny. [4]

3.3.Metody oznaczania odczyny pH

Urządzeniem stosowanym w metodzie potencjometrycznej do pomiaru pH wód naturalnych jest pH – metr. Jest to odpowiednio wyskalowany woltomierz, pokazujący wartości w jednostkach pH. Metoda opiera się na pomiarze siły elektromotorycznej ogniwa zbudowanego z dwóch elektrod: kalomelowej i szklanej. Zaletą urządzenia jest odporności na wpływ czynników zewnętrznych. [3]

4. Część badawcza

4.1.Pobór i badania laboratoryjne próbek

Próbki pobierano w rzece Bystrzycy z miejsc gdzie mogły nastąpić zmiany jakości wody wywołane oczyszczonymi ściekami z Miejskiej Oczyszczalni Ścieków „Hajdów”. Pobór następował w trzech punktach: 1 – punkt powyżej zrzutu oczyszczonych ścieków do rzeki; 2 – punkt odprowadzania ścieków do rzeki; 3 – poniżej punktu zrzutu ścieków. W celu zapewnienia odpowiedniej jakości wyników, punkty poboru prób były oddalone od siebie. Pobór prób odbywał się w dwóch dniach: 17.06.12 ; 19.06.12 o godzinie 8.00 rano. Próbki pobierano do 1,5-litrowych butek, zabezpieczając je prze zabrudzeniem szyjek i korków, następnie zamykano je unikając pozostawienia pęcherzyków powietrza. Próbki przewożono do laboratorium na Wydziale Inżynierii Środowiska Politechniki Lubelskiej i poddawano analizie fizyko chemicznej.

Rysunek 1. Punkty poboru prób (od lewej): nr 1 - pobór wody rzecznej przed zrzutem ścieków, nr 2 - zrzut oczyszczonych ścieków odprowadzanych z oczyszczalni „Hajdów", nr 3 - pobór wody rzecznej za zrzutem ścieków.

Źródło: zdjęcia Anny Kozak

Oznaczenia biologicznego zapotrzebowania na tlen – BZT_5 wykonywano metodą rozcieńczeń. Próbki inkubowano w butelkach o pojemności 250 cm^3 Ilość tlenu rozpuszczonego oznaczana była metodą Winklera. Wartość BZT_5 stanowiła różnicę między zawartością tlenu przed i po 5-dniowej inkubacji próbki.

Chemiczne zapotrzebowanie na tlen ChZT oznaczane było metodą dwuchromianową.

Odczyn pH badanej wody rzecznej i oczyszczonych ścieków mierzono metodą potencjometryczną przy użyciu pH – metru Elmetron CPC-551. [6]

4.3.Wyniki

Tabela 1. Wybrane parametry fizykochemiczne wody rzeki Bystrzycy i oczyszczonych ścieków z dnia 17.06.2009.

Punkt poboru	Wskaźniki		
	BZT_5 (mg/dm^3)	ChZT (mg/dm^3)	pH
Nr 1 Rzeka - przed zrzutem oczyszczonych ścieków	3	35	8,41
Nr 2 Zrzut oczyszczonych ścieków	7,3	66	7,86
Nr 3 Rzeka - za zrzutem oczyszczonych ścieków	4,3	38	8,29

Źródło: opracowanie własne na podstawie Kozak, 2009 [6]

Tabela 2. Wybrane parametry fizykochemiczne wody rzeki Bystrzycy i oczyszczonych ścieków z dnia 19.06.2009.

Punkt poboru	Wskaźniki		
	BZT_5 (mg/dm^3)	ChZT (mg/dm^3)	pH
Nr 1 Rzeka - przed zrzutem oczyszczonych ścieków	3,7	24	8,23
Nr 2 Zrzut oczyszczonych ścieków	6,7	56	8,07
Nr 3 Rzeka - za zrzutem oczyszczonych ścieków	4,7	21,3	8,16

Źródło: opracowanie własne na podstawie Kozak, 2009 [6]

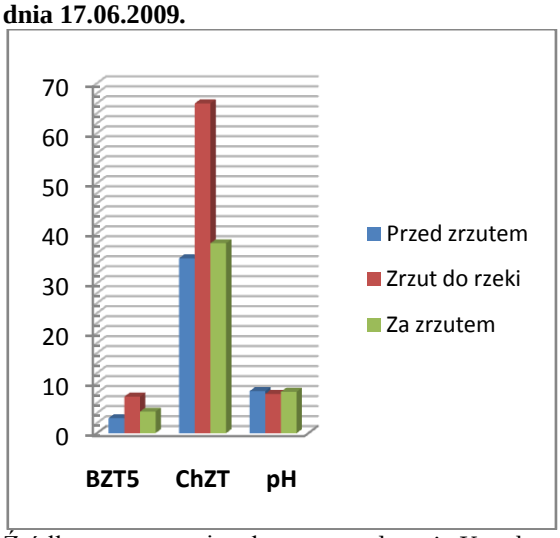
Tabela 3. Stosunek ChZT do BZT_5 w punkcie nr 1- przed zrzutem oczyszczonych ścieków, nr 2 – zrzut oczyszczonych ścieków, nr 3 – za zrzutem oczyszczonych ścieków w dniach: 17.06.2009; 19.06.2009.

17.06.2009	19.06.2009

	BZT_5 (mg/dm^3)	ChZT (mg/dm^3)	$ChZT/BZT_5$	BZT_5 (mg/dm^3)	ChZT (mg/dm^3)	$ChZT/BZT_5$
Nr 1 Rzeka - przed zrzutem oczyszczonych ścieków	3	35	11,67	3,7	24	6,49
Nr 2 Zrzut oczyszczonych ścieków	7,3	66	9,04	6,7	56	8,35
Nr 3 Rzeka - za zrzutem oczyszczonych ścieków	4,3	38	8,84	4,7	21,3	4,53

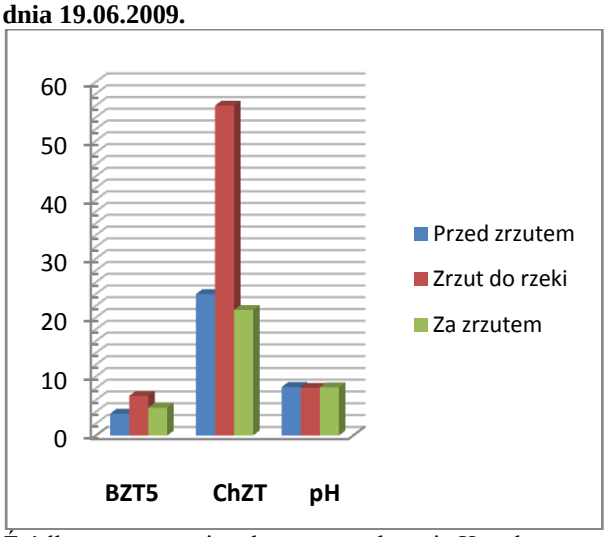
Źródło: opracowanie własne na podstawie Kozak, 2009 [6]

Wykres 1. Wybrane parametry fizykochemiczne wody rzeki Bystrzycy i oczyszczonych ścieków z dnia 17.06.2009.



Źródło: opracowanie własne na podstawie Kozak, 2009 [6]

Wykres 2. Wybrane parametry fizykochemiczne wody rzeki Bystrzycy i oczyszczonych ścieków z dnia 19.06.2009.



Źródło: opracowanie własne na podstawie Kozak, 2009 [6]

4.4. Analiza i omówienie wyników przeprowadzonych badań

Tabela 1 i 2 zawierają wartości wybranych wskaźników tj.:BZT_5,ChZT oraz pH w dniach 17.06.2009; 19.06.2009. Przedstawiają różnice pomiędzy parametrami fizykochemicznymi w trzech punktach – powyżej zrzutu oczyszczonych ścieków do Bystrzycy, w miejscu zrzutu oraz poniżej tego miejsca. Oczyszczone ścieki cechują się najwyższymi wartościami BZT_5,ChZT spośród badanych próbek. Wartości wskaźników nie przekroczyły jednak najwyższych dopuszczalnych wartości regulowanych rozporządzeniem, tj. BZT_5 nie przekracza 15 mg O_2/dm^3, zaś ChZT 125 mg O_2/dm^3, przy liczbie mieszkańców powyżej 100 000. [8] Wartości parametrów BZT_5, ChZT dla wód rzecznych różnią się w punktach przed i za zrzutem oczyszczonych ścieków. Różnice te nie są jednak znaczne, co może świadczyć niewielkim negatywnym wpływie oczyszczonych ścieków na jakość wód odbiornika. Odczyn pH oczyszczonych ścieków jest niższy niż odczyn wody rzecznej. Wskazuje to znaczny wpływ źródeł powierzchniowych – spływu z terenów rolniczych – na wody rzeki Bystrzycy. Zrzut ścieków powodują obniżenie w nich odczynu pH. Tabela 3 przedstawia stosunek chemicznego zapotrzebowania na tlen ChZT do biologicznego zapotrzebowania na tlen BZT_5. Największą wartość ilorazu ChZT do BZT_5 wykazuje woda rzeczna przed zrzutem oczyszczonych ścieków, co może wskazywać, że zawarta jest w niej najmniejsza ilość podatnych na utlenianie związków organicznych. Może na to również wpływać obecność w tych wodach substancji, które hamują proces biochemicznego rozkładu lub redukują związki mineralne, co jest jednak mało prawdopodobne. Zaprezentowane wyniki przedstawiono za pomocą wykresów kolumnowych (wykres 1 i 2), obrazujących różnice

parametrów BZT_5,ChZT oraz pH w trzech punktach: powyżej zrzutu oczyszczonych ścieków do Bystrzycy, w miejscu zrzutu oraz poniżej tego miejsca.

5. Podsumowanie

Jedną z najczęstszych przyczyn zanieczyszczenia wód powierzchniowych stanowią ścieki odprowadzane do rzek, jezior, mórz. Powodują one wiele negatywnych skutków, m.in. niekorzystne oddziaływanie na mikroflorę i mikrofaunę. Odprowadzane ścieki zawierają znaczne ilości zawiesin mineralnych i organicznych, a niekiedy nawet substancje trujące. Z tego względu ścieki powinny być poddane procesowi oczyszczania, do osiągnięcia wymaganego przez rozporządzenia poziomu. Jest to niezbędne do prawidłowego, oszczędnego zarządzania zasobami wodnymi, ochrony wód przed zbyt dużym zanieczyszczeniem, oraz zachowaniem odpowiedniego stanu sanitarnego wód. [7]

Jak wykazały badania prezentowane niniejszej pracy oczyszczone ścieki odprowadzane z Miejskiej Oczyszczalni Ścieków „Hajdów" do rzeki Bystrzycy, mają wpływ na wysokość wskaźników fizykochemicznych wody rzecznej. Parametry tlenowe tj.: BZT_5 oraz ChZT wykazują niewielki wzrost, choć zdarza się że również obniżenie wartości (pH), a w takim wypadku świadczy to o korzystnym wpływie oczyszczonych ścieków na wody rzeczne.

Literatura:

1. Dojlido J. R., *Chemia wód powierzchniowych*, Wydawnictwo Ekonomia i Środowisko, Białystok 1995.
2. Dojlido J., Zerbe J., *Instrumentalne metody badania wody i ścieków*, Wydawnictwo Arkady, Warszawa 1997.
3. Elbanowska H., Zerbe J., Siepak J., *Fizyczno – chemiczne badania wód*, Wydawnictwo Naukowe Uniwersytetu im. Adama Mickiewicza w Poznaniu, Poznań 1999.
4. Gajkowska – Stefańska L., Guberski S., Gutowski W., Mamak Z., Szperliński Z., *Laboratoryjne badanie wody, ścieków i osadów ściekowych – część II*, Wydawnictwo Politechniki Warszawskiej, Warszawa 2001.
5. Hermanowicz W., Dojlido J., Dożańska W., Koziorowski B., Zerbe J., *Fizyczno-chemiczne badanie wody i ścieków*, Wydawnictwo Arkady, Warszawa 1999.
6. Kozak A., *Wpływ zrzutu oczyszczonych ścieków z oczyszczalni „Hajdów" na wybrane parametry fizykochemiczne odbiornika – rzeki Bystrzycy*. Praca magisterska, Lublin 2009.
7. Pawlaczyk – Szpilowa M., *Mikrobiologia wody i ścieków*, Państwowe Wydawnictwo Naukowe, Warszawa 1978.
8. 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.2006.137.984 z póź. zm.]

Paulina Szostak , Magdalena Strycharczuk
Anna Kozak, dr inż. Grzegorz Łagód,
Wydział Inżynierii Środowiska, Politechnika Lubelska,

Wpływ zrzutu oczyszczonych ścieków z oczyszczalni Hajdów na zawartość związków azotu wodach odbiornika

Słowa kluczowe: *ścieki, zanieczyszczenie wód, azot ogólny,*
Key wards: *wastewater, water pollution, nitrogen*

Streszczenie Woda jest podstawową substancją warunkującą życie na Ziemi, jednak jej jakość ulega znacznemu pogorszeniu w wyniku następujących procesów urbanizacyjnych oraz rozwoju przemysłu.

Oczyszczone ścieki, w wypadku nieprawidłowego funkcjonowania oczyszczalni, mogą wprowadzać do środowiska naturalnego szkodliwe substancje. Z uwagi na to, iż rzeki zbierają i niosą substancje zanieczyszczające na duże odległości, bardzo ważna jest kontrola i ocena jakości wód, która daje podstawy do podjęcia działań zmierzających do poprawy ich jakości.

Aby określić oddziaływanie analizowanej w pracy oczyszczalni ścieków na wody odbiornika punkty poboru próbek wody rzecznej i oczyszczonych ścieków ustalono na podstawie badań terenowych.

Próbki zostały ocenione pod względem zawartości azotu ogólnego, azotanów, azotynów i azotu amonowego. Wyniki zostały zestawione w tabelach, oraz zilustrowane na wykresach.

Abstract Water is the primary substance of life on Earth, but its quality is significantly impaired by the processes of urbanization and industrial development.

Treated effluent, in case of malfunctioning of the sewage treatment plant can introduce into the environment of harmful substances. Due to the fact that the rivers collect pollutants over long distances, very important is control and evaluation of water quality, which gives grounds to take action to improve their quality.

To determine the effects analyzed in this work on water treatment plants receiver sampling points of river water and treated wastewater was based on field studies.

The samples were evaluated in terms of total nitrogen, nitrate, nitrite and ammonium nitrogen. The results are summarized in tables and illustrated in the graphs.

1. Wprowadzenie.

Woda jest podstawową substancją warunkującą życie na Ziemi, jednak jej jakość ulega znacznemu pogorszeniu w wyniku następujących procesów urbanizacyjnych oraz rozwoju przemysłu. W wodach powierzchniowych występują często zanieczyszczenia organiczne pochodzenia naturalnego, jednakże głównym powodem znacznego pogorszenia się jakości cieków wodnych są zanieczyszczenia antropogeniczne. Powodowane jest to między innymi przez rozwój przemysłu, a także częste wykorzystanie środków chemicznych w rolnictwie i leśnictwie. Stan, jakości wody wpływa na możliwość jej wykorzystania, a także na koszty jej ujmowania i uzdatniania.

Prezentowana praca porusza temat wpływu zrzutu oczyszczonych ścieków z oczyszczalni Hajdów na zawartość azotanów, azotynów i azotu amonowego oraz fosforu ogólnego i fosforanów w wodach odbiornika –rzeki Bystrzycy. Poruszane zagadnienie jest istotne ze względu na to, że ścieki zrzucane do odbiornika, nawet w wysokim stopniu oczyszczone, wnoszą poza związkami organicznymi znaczące ilości biogenów oraz związków mineralnych, mogących powodować proces eutrofizacji oraz wzrost zasolenia wód. Oczyszczone ścieki, w wypadku nieprawidłowego funkcjonowania oczyszczalni, mogą wprowadzać do środowiska naturalnego metale ciężkie, związki toksyczne, substancje powierzchniowo czynne, związki potencjalnie kancerogenne oraz mikrozanieczyszczenia a także bakterie, wirusy i pasożyty. Z uwagi na to, iż rzeki zbierają i niosą substancje zanieczyszczające na duże odległości, bardzo ważna jest kontrola i ocena jakości wód, która daje podstawy do podjęcia działań zmierzających do poprawy ich jakości.

Oczyszczone ścieki odprowadzane z oczyszczalni „Hajdów" do rzeki Bystrzycy mają zauważalny wpływ na jej stan z uwagi na ich znaczną ilość – około 63 tys. m^3/d. Jednym ze wskaźników służących do oceny jakości wody jest stężenie związków azotu. Innym wskaźnikiem może być zawartość fosforu ogólnego i fosforanów w wodzie.

2. Azot ogólny, azotany, azotyny i azot amonowy.

Azot obecny jest w wodach w nieorganicznych formach: rozpuszczonego gazu, jonów amonowych, azotynów oraz azotanów. Natomiast azot organiczny stanowi składnik martwych oraz żywych organizmów i występuje, jako białko bądź produkty jego rozpadu. Azot ogólny jest sumą azotu amonowego, azotynowego, azotanowego oraz organicznego [1;2;4].

W wodach naturalnych, azotany występują zazwyczaj w niewielkim stężeniu, są one względnie nietoksyczne. W wysokim stężeniu mogą powodować ból brzucha, biegunki, wymioty, oraz porażenie centralnego układu nerwowego. Azotyny powstają zazwyczaj w procesie utleniania amoniaku, bądź redukcji azotanów. Ich obecność w wodach może świadczyć o ich znacznym zanieczyszczeniu, dlatego jest to bardzo przydatny wskaźnik w ocenie jakości wody. Azot amonowy pod wpływem zmian temperatury i pH może ulegać zmianom na formę zjonizowaną lub nie. Występując w formie niezdysocjowanej może powodować toksyczne warunki dla ryb [5].

3. Metodyka oznaczania azotu ogólnego, azotanów, azotynów oraz azotu amonowego

Związki azotu, mogą być oznaczane dwiema metodami. Pierwszą metodą jest test kuwetkowy, w którym organiczne i nieorganiczne związki azotu są utleniane. W obecności pochodnej kwasu benzoesowego następuje przekształcenie azotanów do czerwonofioletowego związku nitrowego, który jest oznaczany fotometrycznie. Metodę tą można stosować w ściekach o zakresie 0,5÷18 mgN/dm^3[4].

Drugą metodą oznaczania związków azotu jest mineralizacja nadtlenodwusiarczanem, która opiera się „na przekształceniu obecnych w próbie związków azotu: amoniaku, jonów amonowych, azotynów, azotanów i części związków organicznych, zdolnych do przekształcenia się do postaci azotanów w wyniku mineralizacji w ściśle określonych warunkach" [4].

Wybór metody do określania zawartości azotanów w wodzie uzależniony jest od przewidywanych stężeń oraz od obecności substancji przeszkadzających. W metodzie z salicylanem sodu stężenie azotanów powinno być większe niż 0,1 mgN/dm^3. Kolorometryczną metodę z p- fluorofenolem stosuje się gdy stężenie azotanów jest większe niż 0,5 mgN/dm^3. Natomiast spektrofotometryczna metoda oznaczania azotu azotanowego po redukcji w kolumnie kadmowej stosowana jest przy stężeniu azotanów z zakresu 0,01 - 1,0 mgN/dm^3 [2;4].

Metodą spektrofotometryczną: z sulfanilamidem w środowisku kwaśnym, z sulfanilamidem i α - naftyloaminą w środowisku kwaśnym bądź z sulfanilamidem i dwuchlorowodorkiem N-(1-naftylo)-etylenodwuamiy oznaczane są azotyny. Natomiast azot amonowy oznaczamy metodą bezpośredniej nessleryzacji [2].

4. Pobór próbek

Aby określić oddziaływanie analizowanej w pracy oczyszczalni ścieków na wody odbiornika punkty poboru próbek wody rzecznej i oczyszczonych ścieków ustalono na podstawie badań terenowych. Pierwszy punkt poboru znajdował się powyżej zrzutu ścieków,

punkt drugi w miejscu zrzutu ścieków, punkt trzeci za zrzutem ścieków oczyszczonych z oczyszczalni „Hajdów” w miejscu ich całkowitego wymieszania z wodami odbiornika – rzeki Bystrzycy.

Rysunek 1. Punkt nr 1 - pobór wody rzecznej przed zrzutem ścieków

Źródło: Anna Kozak

Rysunek 2. Punkt nr 2 - zrzut oczyszczonych ścieków odprowadzanych z oczyszczalni „Hajdów”

Źródło: Anna Kozak.

Rysunek 3. Punkt nr 3 - pobór wody rzecznej za zrzutem ścieków

Źródło: Anna Kozak.

Próbki pobierane były w dniach 17.06 i 19.06 2009 roku, o godzinie 8 rano. Próbki pobierano do 1,5- litrowych butelek, zamykanych korkiem bez pozostawienia powietrza. Następnie poddawane były analizie fizykochemicznej. Jako metodę analizy wybrano metodę spektrofotometryczną na urządzeniu firmy HACH DR 2000. Każdą z form azotu oznaczono zgodnie z instrukcjami producenta. Różniły się one procedurą postępowania, użytymi odczynnikami oraz długością fali ustawianą na spektrofotometrze. Materiał został oceniony

pod względem zawartości azotanów, azotynów i azotu amonowego. Wyniki zostały zestawione w tabelach, oraz zilustrowane na wykresach.

5. Wyniki.

Tabela 1. Stężenia azotu w rzece Bystrzycy i oczyszczonych ściekach z dnia 17.06.2009.

Punkt poboru próbek	Wskaźniki		
	$N\text{-}NO_3$ (mg/l)	$N\text{-}NO_2$ (mg/l)	$N\text{-}NH_4$ (mg/l)
Rzeka- przed zrzutem oczyszczonych ścieków	1,2	0,031	0,17
Zrzut oczyszczonych ścieków	1,9	0,035	0,51
Rzeka - za zrzutem oczszczonych ścieków	1,3	0,032	0,2

Źródło: opracowanie własne.

Tabela 2. Stężenia azotu w rzece Bystrzycy i oczyszczonych ściekach z dnia 19.06.2009.

Punkt poboru próbek	Wskaźniki		
	$N\text{-}NO_3$ (mg/l)	$N\text{-}NO_2$ (mg/l)	$N\text{-}NH_4$ (mg/l)
Rzeka- przed zrzutem oczyszczonych ścieków	1,6	0,023	0,16
Zrzut oczyszczonych ścieków	2,5	0,035	0,65
Rzeka - za zrzutem oczszczonych ścieków	1,8	0,02	0,23

Źródło: opracowanie własne.

Tabele obrazują różnice pomiędzy wartościami wybranych wskaźników fizykochemicznych w trzech punktach - powyżej zrzutu oczyszczonych ścieków do Bystrzycy, w miejscu zrzutu oraz poniżej tego miejsca. Generalnie oczyszczone ścieki cechują się najwyższymi wartościami parametrów fizykochemicznych takich jak $N - NO_3$, $N\text{-}NO_2$ oraz $N - NH_4$.

Wartości parametrów N - NO_3, N - NO_2 oraz N - NH_4 dla wód rzecznych różnią się w punktach przed i za zrzutem oczyszczonych ścieków.

6. Podsumowanie.

Z uzyskanych wyników możemy zaobserwować, że wartości stężenia wskaźników N-NO_3, N-NO_2, N-NH_4 wzrastają za punktem zrzutu oczyszczonych ścieków. Stężenie wyżej wymienionych wskaźników w miejscu zrzutu oczyszczonych ścieków jest zdecydowanie największe, wynika z tego, że mają one negatywny wpływ na stan odbiornika.

Konieczne jest zmniejszenie wartości stężenia azotu ogólnego, gdyż nie spełnia wymagań określonych w Rozporządzeniu Ministra Środowiska z dnia 24 lipca 2006 r. (Dz.U.2006.137.984 z poź. zm) [6].

Z uzyskanych wyników stan jakości rzeki możemy zakwalifikować do II klasy czystości wód zgodnie z Rozporządzenie Ministra Środowiska z 9.11. 2011 r. w sprawie sposobu klasyfikacji stanu jednolitych części wód powierzchniowych oraz środowiskowych norm jakości dla substancji priorytetowych (Dz.U.2011.257.1545) [7].

Literatura:

1. Elbanowska H., Zerbe J., Siepak J., *Fizyczno – chemiczne badania wód*, Wydawnictwo Naukowe Uniwersytetu im. Adama Mickiewicza w Poznaniu, Poznań 1999.
2. Hermanowicz W., Dojlido J., Dożańska W., Koziorowski B., Zerbe J., *Fizyczno-chemiczne badanie wody i ścieków*, Wydawnictwo Arkady, Warszawa 1999.
3. Kułakowski P., Biernacka A., Metody oznaczania związków azotu i fosforu w wodzie i ściekach, *Gaz, Woda i Technika Sanitarna*, 2007.
4. Żeglin - Kurbiel K., Wójcik W., Problematyka występowania i usuwania azotanów z wód, *Gaz, Woda i Technika Sanitarna*, 2007.
5. Rozporządzenie Ministra Środowiska z 24.07.2006 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.2006.137.984 z poź. zm).
6. Rozporządzenie Ministra Środowiska z 9.11. 2011 r. w sprawie sposobu klasyfikacji stanu jednolitych części wód powierzchniowych oraz środowiskowych norm jakości dla substancji priorytetowych (Dz.U.2011.257.1545).

OCZYSZCZANIE ŚCIEKÓW

Inż. Iwona Białomyzy
Studenckie Koło Naukowe Inżynierii Środowiska
Politechnika Białostocka

Ocena rozwoju gospodarki wodno- ściekowej wybranych małych miejscowości województwa Podlaskiego a dofinansowanie z funduszy Unii Europejskiej

Słowa kluczowe: *Unia Europejska, modernizacja, oczyszczalnia ścieków, dofinansowanie*
Key words: *European Union, modernization, sewage treatment plant, funding*

Streszczenie: Unia Europejska kładzie duży nacisk, na jakość środowiska naturalnego, w którym żyjemy. Stan środowiska wodnego zależy w dużej mierze od sprawności systemów oczyszczania ścieków. Wstąpienie Polski do Unii Europejskiej pociągnęło za sobą szereg zmian w funkcjonowaniu oczyszczalni ścieków. Znaczące zmiany zaobserwowano w małych miejscowościach. W wielu małych miejscowościach potrzebna była modernizacja, jednak nie pozwalał na to budżet gmin. Województwo Podlaskie w 2004-2006 roku otrzymało dofinansowania w wysokości 109,89 mln euro. Wsparcie unijnymi dotacjami zmieniło poglądy urzędników na temat oczyszczania ścieków. Do tej pory z funduszy unijnych skorzystała Dąbrowa Białostocka, Kolno, Szepietowo Sztabin. Obecnie trwają przygotowania do modernizacji oczyszczalni ścieków w Siemiatyczach. Wszystkie zmiany nie dokonałyby się bez funduszy Unii Europejskiej.

Abstract: The European Union puts great emphasis on the quality of the environment in which we live. State the aquatic environment depends largely of the efficiency sewage treatment systems. Polish accession to the European Union caused of changes in the functioning of sewage treatment plants. Significant changes were observed in small towns. In many small towns needed modernization sewage treatment plants, but did not allow for a small budget of municipalities. Podlasie region in 2004-2006 received funding of 109.89 million euro. Support for EU subsidies changed the officials views on the sewage treatment. So far from EU funds to use Dąbrowa Białostocka, Kolno, Szepietowo, Sztabin. Currently preparing to modernization sewage treatment plants in Siemiatycze. All the changes would make without the EU funds.

1. Wprowadzenie

Unia Europejska kładzie duży nacisk, na jakość środowiska naturalnego, w którym żyjemy. Stan środowiska wodnego zależy w dużej mierze od sprawności systemów oczyszczania ścieków. Wstąpienie Polski do Unii Europejskiej pociągnęło za sobą szereg zmian w funkcjonowaniu oczyszczalni ścieków. Znaczące zmiany zaobserwowano w małych miejscowościach, ponieważ stan tych obiektów odbiegał od standardów obowiązujących w Unii Europejskiej. Gminy często nie były w stanie wdrożyć nowszych rozwiązań technologicznych ze względów finansowych. Wsparcie unijnymi dotacjami a przede wszystkim kary za nie przestrzeganie rygorystycznych przepisów zmieniły poglądy urzędników na temat oczyszczania ścieków.[2] W latach 2004-2006 Polska otrzymała finansowe wsparcie w wysokości 13 mld euro, które zostało wykorzystane na infrastrukturę i ochronę środowiska. W latach 2007-2013 dofinansowanie wyniesie aż 67,3 mld euro. Dzięki tym dotacjom możliwa była modernizacja wielu oczyszczalni ścieków w małych miejscowościach województwa podlaskiego.[5]

Województwo podlaskie w latach 2004-2006 w ramach Zintegrowanego Programu Operacyjnego Rozwoju Regionalnego otrzymało dofinansowanie w wysokości 109,89 mln euro. W latach 2007-2013 na projekty realizowanie w województwie trafi 1 224,41 mln euro.[9] W ramach Programu Operacyjnego Infrastruktura i Środowisko zostanie zmodernizowana m.in. oczyszczalnia ścieków w Hajnówce, Siemiatyczach. Do tej pory z funduszy unijnych skorzystała m.in. Dąbrowa Białostocka, Kolno, Szepietowo, Sztabin. Oczyszczalnie ścieków w tych miejscowościach wymagały modernizacji od dłuższego czasu.

Jednak koszty remontu były ogromne jak na niewielki budżet gmin województwa podlaskiego. Drugą kwestią pozostaje także postrzeganie ochrony środowiska. W latach 80 i 90 ubiegłego wieku ochrona środowiska nie była priorytetem gmin. Ważniejsza była sieć wodociągowa niż gospodarka ściekowo-osadowa. Obecnie sytuacja ulega zmianie, oczyszczalnie ścieków wyrastają jak grzyby po deszczu, a wszystko dzięki dotacjom unijnym. Nawet wiejskie gminy nie chcą być z tyłu i promują oczyszczalnie przydomowe, jako alternatywę przy braku możliwości wybudowania oczyszczalni ścieków, jak w gminie Nowy Dwór (powiat sokólski). Warto zwracać uwagę na pozytywne aspekty wstąpienia Polski do Unii Europejskiej poprzez zaprezentowanie realnych obiektów, które funkcjonują dzięki funduszom unijnym.

Tabela 1. Zestawienie wybranych miejscowości, w których została uregulowana gospodarka wodno-ściekowa dzięki dotacjom UE

Miejscowość	Termin przeprowadzenia modernizacji	Fundusze Unii Europejskiej
Dąbrowa Białostocka	2006	EkoFundusz, WFOŚiGW, NFOŚiGW
Sztabin	2010	Programu Rozwoju Obszarów Wiejskich
Hajnówka	2008-2011, 2012	Program Operacyjny Infrastruktura i Środ.
Kolno	2012	Program Operacyjny Infrastruktura i Środ.
Siemiatycze	2012-2015	Program Operacyjny Infrastruktura i Środ.

Źródło: Opracowanie własne

2. Dąbrowa Białostocka

Oczyszczania ścieków w Dąbrowie Białostockiej powstała w 1971 roku. W początkowym okresie ścieki oczyszczane były w stawie Kalno wykorzystując procesy samooczyszczania. Następnie w latach 90 zastosowano stawy biologiczne, a w 2006 roku oczyszczalnia przeszła gruntowna modernizację. Obecnie pracuje wykorzystując do oczyszczania ścieków system typu SBR. Stawy biologiczne zostały wyłączone z użytku, obecnie pełnią rolę rekreacyjną. Na terenach przy stawach znajdują się ogródki działkowe. Modernizację oczyszczalni wymusiło wstąpienie Polski do Unii Europejskiej. Oczyszczalnia ścieków musiała spełnić dyrektywę dotyczącą oczyszczania ścieków komunalnych. Nie bez znaczenia była też wcześniejsza nieudana modernizacja (zastosowanie stawów biologicznych). Od 1994 roku oczyszczalnia nie pracowała prawidłowo. Zastosowany zbiornik osadu nadmiernego w oczyszczalni był drugim tego typu urządzeniem w kraju. Osad nadmierny był odwadniany na prasie taśmowej a następnie składowany w specjalnie przygotowanej wiacie.

Rysunek 1. Oczyszczalnia ścieków w Dąbrowie Białostockiej

Źródło: www.dabrowa-bial.pl

Modernizacja oczyszczalni nie odbyłaby się bez pomocy EkoFunduszu, który przekazał gminie prawie połowę środków potrzebnych na ten cel.[4] Całkowity koszt modernizacji wyniósł 5 596 900 zł, w tym dotacja z EkoFunduszu 2 666 600 zł i WFOŚiGW 60 000zł. Resztę potrzebnych środków stanowiły pożyczki z NFOŚiGW i WFOŚiGW. Dzięki modernizacji oczyszczalnia ścieków mogła spełniać dyrektywę Unii Europejskiej odnośnie oczyszczania ścieków komunalnych.[9] Warto zwrócić uwagę na zagospodarowanie osadów ściekowych w oczyszczalni. Osad mógł zostać wykorzystany do celów rolniczych. Nie jest to powszechnie stosowana metoda, ponieważ osad musi posiadać odpowiednie parametry mikrobiologiczne oraz dotyczące zawartości metali ciężkich.[2]

3. Sztabin

Sztabin jest gminną wsią położoną w powiecie augustowskim. Mimo że miejscowość zamieszkuje zaledwie 1000 osób, Sztabin posiada własną oczyszczalnię ścieków. Została ona wybudowana w 1996 roku, jej przepustowość wynosi 200 m^3/d. W 2010 roku ogłoszono przetarg na modernizację oczyszczalni ścieków w Sztabinie. Zakres remontu obejmował zainstalowanie sita spiralnego w miejsce kraty gęstej, budowa zbiornika retencyjno-uśredniającego w celu wyrównania przepływów ścieków do reaktora biologicznego. Inwestycja objęła także budowę stacji mechanicznego odwadniania osadów oraz jej wyposażenie w instalacje technologiczne. Koszt inwestycji określono na 900 tys. zł. Zamówienie zrealizowano w ramach Programu Rozwoju Obszarów Wiejskich na lata 2007-2013 (działanie 321. Podstawowe usługi dla gospodarki i ludności wiejskiej). Z tego samego źródła została również sfinansowana rozbudowa sieci wod-kan w Sztabinie. Do końca października 2010 r. powstało 701 m kanalizacji sanitarnej wraz ze studniami kanalizacyjnymi i rewizyjnymi oraz 835 m sieci wodociągowej wraz z uzbrojeniem w zasuwy i hydranty.[3]

4. Hajnówka

Wybudowana w latach 90 Miejska Oczyszczalnia ścieków w Hajnówce jest oczyszczalnią mechaniczna-biologiczną. Jej przepustowość wynosi 6000 m^3/d. Do oczyszczalni trafiają ścieki z miasta oraz są dowożone przez prywatnych dostawców do stacji zlewnej. Pierwszym elementem systemu oczyszczania jest komora rozprężna. Jest to żelbetowy zbiornik z ustawionymi pionowo rurami ujść kolektorów tłocznych. Następnie ścieki trafiają do części mechanicznej, w której umieszczone jest sito, piaskownik i odtłuszczacz. Po przejściu przez część mechaniczną ścieki trafiają do przepompowni pośredniej ze zbiornikiem buforowym przetrzymującym ścieki w okresie pomiędzy kolejnymi napełnieniami reaktorów biologicznych.[8] W Oczyszczalni ścieków w Hajnówce pierwszy etap modernizacji przypadł na lata 2008-2011. Celem modernizacji było spełnienie dyrektyw UE przez osiągnięcie odpowiedniego stopnia oczyszczania ścieków oraz przeróbki osadów. Inwestycja obejmowała modernizację urządzeń do przeróbki osadów ściekowych. Projekt miasta Hajnówka został wyłoniony w procedurze konkursowej Programu Operacyjnego Infrastruktura i Środowisko, w ramach priorytetu I - gospodarka wodno-ściekowa. Całkowity koszt realizacji projektu wyniósł 8 760 907 zł, z czego dofinansowanie z Funduszu Spójności wyniosło 5 648 142 zł. Zakres projektu obejmował budowę ok. 3 km sieci kanalizacyjnej, nastąpiła modernizacja stacji uzdatniania wody. Spowodowało to ograniczenie ilości zanieczyszczeń przedostających się do wody dostarczanej do sieci wodociągowej miasta Hajnówka oraz pozwoliło na rolnicze wykorzystanie osadów ściekowych.[1]

Rysunek 2. Reaktory biologiczne oczyszczalni ścieków w Hajnówce

Źródło: www.pwik-hajnowka.pl

Rysunek 3. Oczyszczalnia ścieków w Siemiatyczach

Źródło: pksiemiatycze.pl

Obecnie ogłoszono przetarg na modernizację systemów napowietrzania w bioreaktorach. Zastosowane zostaną w nich mieszadła hiperboloidalne. Termin realizacji przedsięwzięcia to 30 sierpnia 2012 roku.

5. Kolno

Oczyszczalnia ścieków w Kolnie uruchomiona została w 2003 roku. Wykorzystuje do oczyszczania ścieków osad czynny. 4 września 2009 roku w Białymstoku podpisana została umowa o dofinansowanie projektu „Kompleksowe rozwiązanie gospodarki wodno-ściekowej miasta Kolno". Nastąpiło to w ramach Programu Operacyjnego Infrastruktura i Środowisko. Umowa została zawarta pomiędzy Wojewódzkim Funduszem Ochrony Środowiska i Gospodarki Wodnej w Białymstoku, a Przedsiębiorstwem Energetyki Cieplnej i Gospodarki Wodno-Ściekowej w Kolnie. Planowany całkowity koszt realizacji projektu wyniósł 44 722 240,11 zł. Maksymalna kwota dofinansowania z Funduszu Spójności dla powyższego przedsięwzięcia to 22 491 796,34 zł. Przedmiotem inwestycji jest kompleksowe uregulowanie gospodarki wodno-ściekowej na terenie miasta Kolno, które bezpośrednio ma służyć poprawie jakości środowiska naturalnego oraz poprawie jakości życia mieszkańców Kolna. W ramach inwestycji wybudowane zostanie 27,7 km sieci kanalizacyjnej sanitarnej, 2,2 km sieci wodociągowej, a także 3,5 km sieci kanalizacji deszczowej. W wyniku realizacji projektu Kolno zostanie zwodociągowane w blisko 100%, natomiast skanalizowanie miasta wzrośnie z 59% do 99,5%. Zakończenie zadania zaplanowane jest na koniec III kwartału 2012 roku.[4]

6. Siemiatycze

Siemiatycze posiadają biologiczną oczyszczalnię ścieków z podwyższonym usuwaniem biogenów. Oczyszcza ona ścieki zarówno dostarczane z miasta poprzez sieć kanalizacyjną jak i dowożone wozami asenizacyjnymi spoza miasta. Przepustowość oczyszczalni wynosi 4730m^3/d.[7] 8 grudnia 2011 roku w siedzibie Wojewódzkiego Funduszu Ochrony Środowiska i Gospodarki Wodnej w Białymstoku podpisano umowę o dofinansowanie inwestycji w zakresie prawidłowej gospodarki wodno-ściekowej na terenie miasta. Umowa została zawarta pomiędzy WFOŚiGW w Białymstoku a Przedsiębiorstwem Komunalnym Sp. z o.o. w Siemiatyczach. Planowany całkowity koszt realizacji inwestycji to 64,3 mln zł, z czego dotacja z Funduszu Spójności wyniesie prawie 28 mln zł. Przedsiębiorstwo Komunalne zamierza uzupełnić wkład własny dzięki pożyczce z WFOŚiGW w Białymstoku oraz poprzez zaciągnięcie bankowego kredytu komercyjnego. Zakres projektu zakłada budowę sieci kanalizacyjnej o długości 28 km oraz sześciu przepompowni ścieków, budowę i modernizację

sieci wodociągowej o długości 9,7 km, w tym podlegającej wymianie o długości 4,2 km oraz modernizację węzła osadowego w oczyszczalni ścieków w zakresie likwidacji uciążliwości odorowych. Termin zakończenia inwestycji zaplanowano na połowę 2015 roku. W wyniku realizacji projektu dostęp do zbiorczego systemu kanalizacji sanitarnej będzie miało ok. 91,7% mieszkańców. Początkowo z uwagi na dużą liczbę zgłoszonych projektów z tego zakresu planowana inwestycja w Siemiatyczach trafiła na listę rankingową ogłaszaną przez Ministerstwo Środowiska i przez długi czas miała status rezerwowej. Jednak we wrześniu 2011 sytuacja uległa zmianie i projekt trafił na listę podstawową, co skutkowało podpisaniem umowy o realizację przedsięwzięcia. Dzięki modernizacjom, które zostały podzielone na trzy etapy zostanie zmniejszona awaryjność sieci kanalizacyjnej poprzez zastosowanie nowoczesnych materiałów i rozwiązań technicznych oraz osiągnie się stopień oczyszczania ścieków zgodny z wymaganiami Dyrektywy UE i prawa polskiego.[6]

7. Podsumowanie

Wstąpienie Polski do Unii Europejskiej wymusiło modernizację wielu oczyszczalni ścieków. Wszystkie zmiany były w pewnym stopniu uzależnione od dotacji unijnych. Gdyby nie finansowy zastrzyk gotówki oczyszczalnie ścieków nadal pamiętałyby lata 70 i 80 ubiegłego wieku. W związku z licznymi modernizacjami powstało wiele firm specjalizujących się w nowych technologiach. Spowodowało to zwiększenie się ilości miejsc pracy dla absolwentów kierunku Inżynieria Środowiska. Mimo że większość oczyszczalni ścieków w podlaskim obecnie spełnia wymagania unijnych dyrektyw to pracy jest nadal dużo. Wiele miejscowości ma nadal braki w kanalizacji i wodociągach. W tych czasach powinno to być minimum sanitarne. Jednak nie wszystkie gminy tak uważają. Dlatego też zadaniem młodych ludzi związanych z Inżynierią Środowiska powinno być propagowanie przedsięwzięć związanych z umiejętnym wykorzystaniem funduszy unijnych. Poprzez prezentację realnych obiektów, które skorzystały z finansowej pomocy wizerunek Unii Europejskiej zyskuje w naszych oczach

Literatura

1. Batóg P.*UE dofinansuje modernizację kanalizacji w Hajnówce* http://budownictwo.wnp.pl (stan na 10 kwietnia 2012 roku)
2. Białomyzy I. *Funkcjonowanie małych oczyszczalni ścieków w świetle zmian prawnych Unii Europejskiej*, Praca inżynierska, Białystok 2012
3. Gmina Sztabin, *Modernizacja oczyszczalni ścieków w Sztabinie wraz z rozbudową kanalizacji sanitarnej i sieci wodociągowej w Sztabinie* http://eprzetargi.org (stan na 12 kwietnia 2012)
4. Klech W**.** *Spotkanie Instytucji Pośredniczącej z Instytucjami Wdrażającymi w Augustowie* http://www.wfosigw.bialystok.pl (stan na 10 kwietnia 2012 roku)
5. Ministerstwo Rozwoju Regionalnego *Fundusze unijne dla województwa Podlaskiego w latach 2007-2015* http://www.funduszestrukturalne.gov.pl/ (stan na dzień 10 kwietnia 2012)
6. Piontkowski M. *Projekt z Siemiatycz dofinansowany - z listy rezerwowej do podpisania umowy* http://www.wfosigw.bialystok.pl/(stan na dzień 10 kwietnia 2012)
7. Przedsiębiorstwo komunalne Spółka z o.o http://pksiemiatycze.pl(stan na dzień 10.04.12)
8. Przedsiębiorstwo Wodociągów i Kanalizacji spółka z o.o *Oczyszczalnia ścieków- Proces technologiczny* http://www.pwik-hajnowka.pl (stan na 10 kwietnia 2012roku)
9. http://www.dabrowa-bial.pl (stan na 12 kwietnia 2012 roku)

inż. Magdalena Giero
Koło Młodych PZiTS
Politechnika Białostocka

Koncepcja technologiczna przydomowej oczyszczalni ścieków

Słowa kluczowe: *oczyszczanie ścieków, przydomowe oczyszczalnie ścieków, oczyszczalnia hydrofitowa*
Key words: *sewage treatment, household wastewater treatment systems, costructed wetland*

Streszczenie: Do opracowania koncepcji technologicznej przydomowej oczyszczalni ścieków dobrano system podpowierzchniowy oparty na złożu hydrofitowym o przepływie pionowym. Oczyszczalnie roślinne mają wiele pozytywnych cech, które skłaniają inwestorów do wyboru właśnie tego typu oczyszczalni. Oprócz tego, iż charakteryzują się niezwykle dużą odpornością na nierównomierności w dopływie, to dodatkowo mają estetyczny, naturalny wygląd, co nie zaburza architektury ogrodu; wręcz przeciwnie, może uatrakcyjnić wygląd działki.

Koncepcję technologiczną przydomowej oczyszczalni ścieków opracowano dla domu jednorodzinnego, znajdującego się w miejscowości Augustów, w województwie Podlaskim, zamieszkałego przez 4 osoby. Powierzchnia rozpatrywanej działki wynosi 1293 m^2. Podstawą opracowania projektowanej oczyszczalni był przede wszystkim wtórnik mapy sytuacyjno – wysokościowej, jak i dokumentacja geotechniczna, która w szczegółowy sposób charakteryzuje warunki gruntowo – wodne na badanej działce. Dodatkowo wykonano test perkolacyjny. Określono przepuszczalność gruntu, jako bardzo dobrą. Rodzaj gruntu według badań to pospółka, żwir oraz gruby piasek.

Doboru osadnika gnilnego, jak i powierzchni złoża gruntowo- roślinnego dokonano na podstawie bilansu ilości ścieków, wykonanego dla budynku mieszkalnego, zamieszkałego przez 4 osoby. Średnie dobowe zużycie wody (równe ilości produkowanych ścieków) określono na 0,6 m^3/d. Ukształtowanie terenu działki umożliwiło grawitacyjny przepływ ścieków przez oczyszczalnię. Jako izolację od gruntu macierzystego dobrano 1 mm warstwę geowłókniny. Na złożu hydrofitowym przewidziano nasadzenie roślinności bagiennej (trzcina pospolita, kosaciec).

Abstract: To prepare technological concept of household wastewater treatment system was selected subsurface system based on constructed wetlands with vertical flow. Hydrophyte treatment plant have many positive features, which is inducing investors to choose that kind of plant. It is characterized by extremely large resistance to unevenness in sewage inflow and also have esthetic and natural look which doesn't perturb garden architecture, on the contrary, it can enhance plots look.

Technological koncept of household wastewater treatment system was designed for detached house, in Augustow, Podlasie, inhabitable by 4 people. The area of the considered plot is 1293 m^2. Elaboration was mainly based on planimetric and contour map duplicate and also geotechnical documentation which describe into the detailed way groundwater conditions of the investigated plot. Additionally, the percolational test was carried out. Ground permeability was described as very good. According to test, types of soil are sand and gravel mix.

Septic tank and constructed wetland area were chosen on the basis of amount of sewage balance, made for residential building inhabitable by 4 people. Mean daily water consumption (equal to amount of sewage produced) was define at 0,6 m^3/d. Natural topography provided gravity-flow through sewage treatment plant. 1 mm layer of geotextile was chosen as a insulation from parent material. On constructed wetland is predicted to plant marsh flora (Common reed, iris).

1. Wprowadzenie

Obecnie coraz częściej poruszany jest problem wody, jej dostępności, czystości oraz nieocenionej roli, jaką spełnia w życiu każdego człowieka. Postęp cywilizacyjny, rozwój gospodarczy oraz poprawa standardu życia przyczyniły się do znacznego pogorszenia się jej jakości. Wraz ze wzrostem świadomości ekologicznej podjęto działania mające na celu ograniczenie zanieczyszczenia wód. Istotną kwestią dotyczącą tego tematu jest gospodarka wodno ściekowa polskich gmin. O ile w większości miast problem odprowadzania i unieszkodliwiania ścieków został rozwiązany poprzez budowę systemów kanalizacyjnych

z lokalną oczyszczalną ścieków, o tyle na obszarach wiejskich, zagadnienie to w wielu przypadkach, nadal pozostaje bez rozwiązania.

Obecnie, alternatywą dla tradycyjnych szamb, jest budowa przydomowej oczyszczalni ścieków. Jest to system urządzeń, umożliwiający oczyszczenie ścieków bytowo-gospodarczych w stopniu pozwalającym na ich odprowadzenie do gruntu, bądź wód powierzchniowych, nie powodując zagrożenia dla środowiska naturalnego.

Celem pracy jest opracowanie koncepcji technologicznej przydomowej oczyszczalni ścieków. Zakres pracy obejmuje charakterystykę przydomowych oczyszczalni ścieków ze złożem hydrofitowym, wybór koncepcji technologicznej oczyszczalni, opracowanie projektu oczyszczalni oraz podsumowanie.

2. Część teoretyczna

Ścieki powstające w gospodarstwach domowych stwarzają zagrożenie dla środowiska jak i dla zdrowia człowieka. Dlatego ich neutralizacja powinna być przeprowadzona w sposób zapewniający bezpieczeństwo.

Przydomowa oczyszczalnia ścieków to urządzenie, umożliwiające oczyszczenie ścieków powstających w obrębie gospodarstwa domowego oraz odprowadzenie ich do gruntu lub wody w wymaganym stopniu oczyszczenia. [6]

Osadnik gnilny

Elementem, który występuje w każdym z rozwiązań technologicznych przydomowych oczyszczalni ścieków jest osadnik gnilny. Zachodzą w nim procesy sedymentacji i flotacji zanieczyszczeń zawartych w ściekach oraz fermentacja osadu. Podstawowym zadaniem osadnika gnilnego jest zredukowanie stopnia zanieczyszczeń ścieków dopływających z budynku. Ilość zanieczyszczeń zmniejsza się po osadniku o ok. 65%. [2, 4]

Ścieki dopływają do osadnika gnilnego przez przewód wlotowy spowalniający przepływ i ograniczający do minimum turbulencję substancji flotujących oraz osadów mineralnych i organicznych. Ścieki początkowo podlegają dekantacji, a następnie fermentacji beztlenowej prowadzącej do częściowego upłynnienia osadów. Ścieki podczyszczone trafiają przez filtr do dalszego oczyszczania biologicznego. [6]

Ścieki odprowadzane z prawidłowo dobranego i właściwie eksploatowanego osadnika gnilnego są klarowne, a ich jakość pozwala na dalsze oczyszczenie w gruncie lub w innych urządzeniach wykorzystujących procesy biologicznego, tlenowego oczyszczania ścieków. [3]

Charakterystyka przydomowej oczyszczalni ścieków ze złożem hydrofitowym

Konstrukcja hydrofitowej oczyszczalni ścieków wzorowana jest na systemach pochodzących z Europy Zachodniej oraz Ameryki Północnej, określanych mianem „constructed wetland", których zasada działania bazuje na odtworzeniu naturalnych warunków bagiennych. W początkowym okresie wprowadzania tego typu oczyszczalni w Polsce problem stanowiło dosłowne tłumaczenie terminu „wetland". Stosowano jednocześnie wiele określeń, m. in. : oczyszczalnie hydrobotaniczne, gruntowo- roślinne, makrofitowe, bagienne, trzcinowe, korzeniowe, itp. Przez wzgląd na istotną rolę hydrofitów w procesie oczyszczania ścieków, postanowiono przyjąć nazwę oczyszczalni hydrofitowej.[5]

Pomysł zastosowania roślin bagiennych i wodnych do oczyszczania ścieków wziął się obserwacji i analizy terenów bagiennych, wykazujących się wysoką efektywnością procesów samooczyszczania. [1]

Praca hydrofitowej oczyszczalni ścieków opiera się na biologicznym procesie, który zachodzi dzięki wykorzystaniu odpowiednio dobranych roślin wodnych i wodolubnych (hydrofitów) zasiedlających specjalnie zaprojektowane obiekty (filtry gruntowe bądź stawy) oraz przy udziale bakterii, żyjących na korzeniach tych roślin. Oczyszczanie ścieków zachodzi dzięki procesom utleniania i redukcji, sorpcji, sedymentacji oraz biologicznej aktywności roślin. [3, 5, 7]

Główne zalety oczyszczalni hydrofitowych:

- łatwa i prosta obsługa,
- odporność na nierównomierny dopływ ścieków, a nawet brak ścieków w dopływie,
- możliwość wykorzystania naturalnej roślinności bagiennej,
- estetyczny, naturalny wygląd,
- nie wytwarzają wtórnych osadów ściekowych,
- bardzo wysoka sprawność- jednocześnie usuwają związki biogenne tj. azot i fosfor oraz inne specyficzne zanieczyszczenia, np. metale ciężkie,
- możliwość gospodarczego wykorzystania oczyszczonych ścieków.

Wady oczyszczalni hydrofitowych:

- stosunkowo duża powierzchnia terenu, niezbędna do budowy oczyszczalni,
- dość wysoki koszt zakupu folii uszczelniającej, pompy, wypełnienia filtra,
- trudności związane z adaptacją roślin w mineralnym podłożu i długi okres zakorzeniania roślin (do 3 lat). [5, 8]

3. Koncepcja technologiczna przydomowej oczyszczalni ścieków

Do opracowania wybrano przydomową oczyszczalnię ścieków ze złożem hydrofitowym. Oczyszczalnie roślinne cechują się dużą odpornością na nierównomierności w dopływie, a nawet ich czasowy brak, co umożliwia użytkownikom komfort pozostawienia systemu bez nadzoru, przykładowo w trakcie urlopu, lub wyjazdu na dłuższy okres czasu.

Dodatkową zaletą jest także estetyczny wygląd oczyszczalni hydrofitowej, gdyż poza przykrywą osadnika na początku systemu oraz studzienki kontrolnej na końcu, wszystkie elementy oczyszczalni można w prosty sposób ukryć pośród roślin, a samo poletko filtracyjne z łatwością wkomponuje się w architekturę ogrodu.

Warto wspomnieć, iż odpływ ścieków z oczyszczalni hydrofitowych jest, w porównaniu z innymi systemami, o wiele mniejszy. Wynika to z konstrukcji złoża roślinnego, które imitując naturalne warunki bagienne, podmokłe zatrzymuje wodę w gruncie. [7]

a. Warunki gruntowo- wodne i opis techniczno- technologiczny

Na podstawie dokumentacji geotechnicznej wykonanej przez przedsiębiorstwo geologiczne oznaczono grunty, jako dobrze przepuszczalne. W ramach prac terenowych wykonano 3 otwory geotechniczne w zakresie głębokości do 5 m. Przeprowadzono badania makroskopowe gruntów, na podstawie których ustalono rodzaj gruntu, stan, wilgotność, barwę oraz obecność części organicznych w gruncie. Określono strefę przemarzania dla danego terenu, wynoszącą 1,4 m ppt. W wykonanych otworach geotechnicznych nie nawiercono poziomu wody gruntowej.

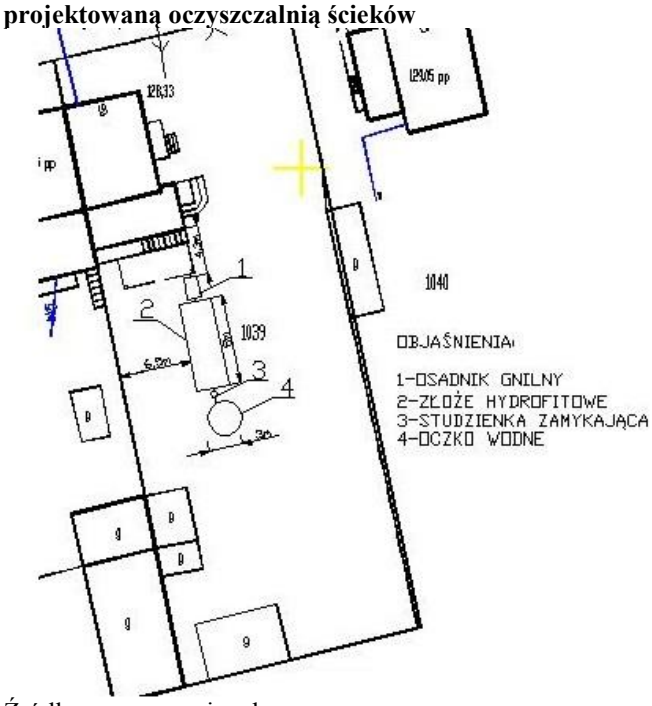
Oczyszczalnię zaprojektowano dla domu jednorodzinnego, zamieszkałego przez 4 osoby. Działka znajduje się nieopodal Jeziora Białego w miejscowości Augustów, w województwie Podlaskim. Powierzchnia działki wynosi 1293,57 m^2. Do posesji woda doprowadzona jest wodociągiem z miejskiej sieci rozdzielczej. Średnia dobowa ilość ścieków

wynosi $0{,}6\frac{m^3}{d}$. Ze względu na ukształtowanie terenu działki, przepływ przez oczyszczalnię następuje grawitacyjnie.

Oczyszczalnia składa się z następujących elementów:

- osadnik gnilny firmy Sotralentz sp. z o. o. typu EPURBLOC 2000 o pojemności 2 m^3,
- przyłącze do projektowanej kanalizacji z rur PCV ϕ 110 mm.
- złoże gruntowo- roślinne: powierzchnia całkowita 24 m^2, szerokość 3 m, długość 8 m,
- drenaż rozprowadzający i zbierający,
- studzienka zamykająca firmy Sotralentz typu SL- RBOU 450,
- oczko wodne - staw doczyszczający.

Rysunek 1. Plan sytuacyjny działki z projektowaną oczyszczalnią ścieków



Źródło: opracowanie własne.

Osadnik gnilny zaprojektowano na 3-dobowy czas przetrzymania ścieków. Zastosowano osadnik Epurblock o pojemności 2 m^3, wykonany z zagęszczonego polietylenu i wyposażony w kosz z materiałem filtracyjnym (puzzolaną) zapobiegającym wypływaniu zawiesin.

Złoże hydrofitowe zaprojektowano, jako system podpowierzchniowy o przepływie pionowym, ze względu na małą liczbę mieszkańców, niewielką wrażliwość na niskie temperatury, mniejszą powierzchnię (w porównaniu z systemem powierzchniowym), lepszy efekt oczyszczania (w porównaniu z przepływem poziomym). Jego izolacją od gruntu macierzystego będzie warstwa geowłókniny o grubości 1 mm. Wypełnienie złoża stanowi:

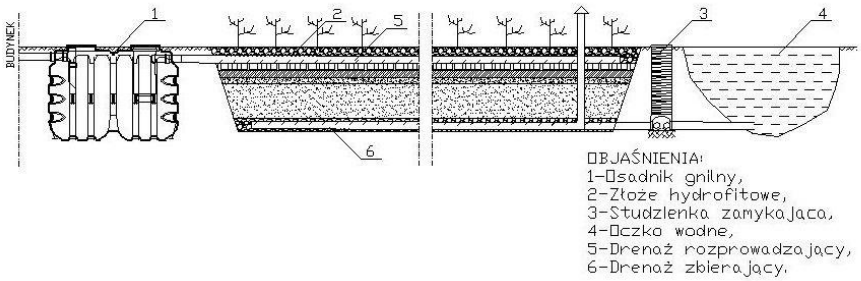
- 20 cm warstwa kruszywa o frakcji 2- 32 mm, którą obsypuje się drenaż zbierający połączony ze studzienką zamykającą szczelnym przejściem przez folię, ze spadkiem nie mniej niż 1%,
- 50 cm warstwa piasku bądź żwiru o granulacji 0,05- 20 mm,
- 10 cm warstwa trocin i kory,
- 10 cm warstwa słomy,
- 10 cm żyznej ziemi,
- obsypka drenażu rozprowadzającego ze żwiru lub piachu użytego w warstwie dennej filtra. Drenaż rozprowadzający układa się ze spadkiem od 0,1 do 0,5%.

Na tak przygotowanym podłożu nasadza się roślinność bagienną (trzcina pospolita, kosaciec) w ilości minimum 4 sztuki na każdy 1 m^2. Przekrój podłużny przez oczyszczalnię znajduje się na rysunku poniżej.

Oczko wodne wykonuje się tuż za filtrem gruntowo- roślinnym i studzienką zamykającą w postaci otworu w ziemi o głębokości 1,5 m. Połączenie rury studzienki kontrolnej

z oczkiem wodnym wykonujemy rurą kanalizacyjną o średnicy 110 mm. Wykop pod staw wykładamy folią uszczelniającą o grubości 0,5 mm, pozostawiając przepuszczalną przestrzeń w celu rozsączenia nadmiaru wody (tzw. strefę rozsączającą). Oczko wodne obsadza się roślinami wodnymi, tj. tatarak, pałka wodna, rzęsa wodna, itp. [9]

Rysunek 2. Przekrój podłużny przez oczyszczalnię



Źródło: opracowanie własne.

4. Podsumowanie

Koncepcję technologiczną przydomowej oczyszczalni ścieków opracowano dla domu jednorodzinnego, znajdującego się w miejscowości Augustów, w województwie Podlaskim, zamieszkałego przez 4 osoby. Doboru osadnika gnilnego, jak i powierzchni złoża gruntowo-roślinnego dokonano na podstawie bilansu ilości ścieków, wykonanego dla budynku mieszkalnego, zamieszkałego przez 4 osoby. Średnie dobowe zużycie wody (równe ilości produkowanych ścieków) określono na 0,6 m^3/d. Ukształtowanie terenu działki umożliwiło grawitacyjny przepływ ścieków przez oczyszczalnię. Jako izolację od gruntu macierzystego dobrano 1 mm warstwę geowłókniny. Na złożu hydrofitowym o powierzchni 24 m^2, przewidziano nasadzenie roślinności bagiennej (trzcina pospolita, kosaciec). Na końcu systemu zaprojektowano oczko wodne.

Literatura:

1. Brzostowski N. i in. *Przydomowe oczyszczalnie ścieków poradnik.* Białystok 2008 http://www.ekoprom.com.pl/poradnik.htm - 10.04.2012r.
2. Dymaczewski Z. i in. *Poradnik eksploatatora oczyszczalni ścieków*. Polskie Zrzeszenie Inżynierów i Techników Sanitarnych, Poznań 1997.
3. Heidrich Z. *Przydomowe oczyszczalnie ścieków: poradnik*. Centralny Ośrodek Informacji Budownictwa, Warszawa 1998.
4. Heidrich Z. i in. *Leksykon przydomowych oczyszczalni ścieków*. Wydawnictwo Seidel - Przywecki, Warszawa 2007.
5. Heidrich Z. i in. *Sanitacja wsi*. Wydawnictwo Seidel - Przywecki, Warszawa 2008.
6. Obarska- Pempkowiak H. i in. *Hydrofitowe oczyszczanie wód i ścieków*. Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa 2010.
7. Rosen P. *Przydomowe oczyszczalnie ścieków*. Centralny Ośrodek Informacji Budownictwa, Warszawa 2002.
8. Ryńska J. *Przydomowe oczyszczalnie ścieków: poradnik*. Wydawnictwo Log InMedia, Warszawa 2006.
9. http://www.przydomowe-oczyszczalnie.pl/rodzaje-oczyszczalni/28-oczyszczalnie-gruntowo-rolinne.html - 10.04.2012r.

Radosław Głowienka, inż. Katarzyna M. Jaromin,
mgr inż. Kinga Stachurska, dr inż. Grzegorz Łagód,
Klub dyskusyjny "For&Against" Politechniki Lubelskiej,
Wydział Inżynierii Środowiska, Politechnika Lubelska

Wykorzystanie wskaźników biocenotycznych do opisu struktury błony biologicznej

Słowa kluczowe: *bioindykacja, indeksy biocenotyczne*
Key words: *bioindication, biocenotic indices*

Streszczenie: Jedną z metod diagnostycznych wykorzystywanych przy opisie i ocenie stanu środowiska naturalnego i sztucznego jest bioindykacja. Wykorzystuje ona informacje na temat mikroorganizmów zarówno w taksonach roślinnych, jak i zwierzęcych. Procedura ta należy do konwencjonalnych metod oceny jakości wód oraz stopnia ich zanieczyszczenia. Wyróżnić można bioindykację w ujęciu klasycznym oraz prowadzoną w oparciu o strukturę zbiorowisk. Strukturę zbiorowisk błony biologicznej lub osadu czynnego można scharakteryzować stosując w tym celu indeksy i wskaźniki biocenotyczne. Celem pracy było przedstawienie zastosowania wskaźników biocenotycznych do opisu struktury błony biologicznej oraz analiza statystyczna otrzymanych wielkości.
Abstract: One of the diagnostic methods used in the description and assessment of natural and transformed environment is bioindication. It uses information about microorganisms in plant and animal taxa. This procedure belongs to the conventional methods of assessing water quality and degree of pollution. There are the classical bioindication methods and methods which are based on the structure of communities. The structure of the biofilm communities or activated sludge can be characterized by the biocenotic indices. The aim of this study was to present the application of biocenotic indices to structure description of biofilm and statistical analysis of obtained values.

5. Wprowadzenie

Popularną metodą diagnostyczną wykorzystywaną przy opisie i ocenie stanu środowiska naturalnego i sztucznego jest bioindykacja. Stosuje ona informacje na temat mikroorganizmów zarówno w taksonach roślinnych, jak i zwierzęcych. Procedura ta należy do konwencjonalnych metod oceniania jakości wód oraz stopnia ich zanieczyszczenia. Bioindykacja stanowi także istotny czynnik monitoringu biologicznego, polegającego na regularnych pomiarach kontrolnych, badaniu własności środowiska w stałych punktach pomiarowych i co najważniejsze określeniu zachodzących zmian [5, 12]. Bioindykacja służy m. in. do określania stabilności procesów zachodzących w jeziorach, rzekach, czy urządzeniach gospodarki wodno-ściekowej. Wyróżnić można bioindykację w ujęciu klasycznym oraz prowadzoną w oparciu o strukturę zbiorowisk.

Błonę biologiczną tworzą mikroorganizmy, które gromadzą się na powierzchni ciał stałych, np.: wypełnieniu złóż biologicznych oraz ściankach przewodów kanalizacyjnych i urządzeń oczyszczalni ścieków. Błona taka istnieje na powierzchni urządzeń zarówno w oczyszczalniach wykorzystujących technologię osadu czynnego jak i złoża biologiczne. Istnieją powiązania oraz wymiana biomasy i organizmów pomiędzy błoną biologiczną osiadłą na ściankach komór bioreakcji oczyszczalni ścieków oraz osadem czynnym. Jednakże błona biologiczna odznacza się większą różnorodnością organizmów w kolejnych ogniwach łańcucha troficznego, z uwagi na jej dłuższy czas przebywania w urządzeniu niż osadu czynnego.

Struktura analizowanej błony biologicznej rozumiana jest jako cecha charakterystyczna tego zespołu. Pojęcie struktury obejmuje różne cechy charakteryzujące zespół organizmów, tj. rozmieszczenie osobników w przestrzeni, ilość poszczególnych osobników oraz gatunków,

stosunek grup ekologicznych oraz troficznych oraz wiele innych. Mogą to być taksony systematyczne uwzględniające gatunki, grupy morfologiczno - funkcjonalne (morfogatunki) itp. Udziały frakcyjne osobników w dowolnych taksonach decydują o strukturze zbiorowisk. Udziały te można pomierzyć i opisać poprzez indeksy i wskaźniki biocenotyczne.

6. Cel pracy

Celem pracy było przedstawienie zastosowania wskaźników biocenotycznych do opisu struktury błony biologicznej oraz analiza statystyczna otrzymanych wielkości. Wyniki badań zostały opracowane w oparciu o następujące wskaźniki biocenotyczne: H, H_{max}, V, E, P, S^* i poddane obróbce statystycznej z wykorzystaniem średniej arytmetycznej i odchylenia standardowego.

7. Bioindykacja w ujęciu klasycznym

Pierwszym sposobem biologicznej oceny jakości wód są systemy saprobów opracowane w latach 1902-1909 przez Kolkwitza i Marssona, które następnie były rozbudowywane przez wielu uczonych. Podzielili oni wody na cztery strefy saprobowe, w których wyróżnić można organizmy wskaźnikowe [2, 4, 7]:

- strefa polisaprobowa (bakterie siarkowe, bakterie z grupy Coli, grzyby),
- strefa α-mezosaprobowa (bakterie nitkowate, glony, larwy owadów),
- strefa β-mezosaprobowa (orzęski, skorupiaki, ryby karpiowate),
- strefa oligosaprobowa (krasnorosty, okrzemki z rodzajów Synedra, ryby łososiowate).

Strefy zostały uszeregowane rosnąco w taki sposób, że strefa polisaprobowa jest strefą wód charakteryzujących się największym zanieczyszczeniem, zaś strefa oligosaprobowa strefą wody najczystszej. Bioindykacja w ujęciu klasycznym wymaga poznania ogromnej ilości mikroorganizmów, których zaklasyfikowanie do konkretnego gatunku jest trudne. Dużym utrudnieniem jest także niemożność przydzielenia danej grupy organizmów tylko do konkretnej strefy czystości wód [7].

8. Bioindykacja w oparciu o strukturę zbiorowisk

Oczyszczanie ścieków jest możliwe dzięki mikroorganizmom, które wchodzą w skład kłaczkowatej zawiesiny zwanej osadem czynnym. Tlenowy rozkład substancji organicznej ma miejsce w specjalnych reaktorach, w których dopływające ścieki są mieszane i jednocześnie napowietrzane, by dostarczyć drobnoustrojom niezbędną ilość tlenu [8, 11]. Znajdujące się w ściekach rozpuszczone substancje są pochłaniane na powierzchni kłaczków, zaś mniejsze cząstki są asymilowane przez bakterie. Z bioreaktora ścieki doprowadzane są do osadnika wtórnego, w którym cząstki osadu sedymentują i zagęszczają osad. Następnie zagęszczony osad kierowany jest powtórnie do reaktora, natomiast ścieki oczyszczone do odbiornika. Istotną wadą powyższej metody jest brak odporności osadu czynnego na negatywny wpływ substancji trujących. Stąd też zmiany zachodzące w strukturze zgrupowań organizmów osadu czynnego lub też współwystępującej z nim na ściankach bioreaktorów błonie biologicznej mogą być obiektem badań bioindykacyjnych.

9. Wskaźniki biocenotyczne

Strukturę zbiorowisk – w oparciu o którą prowadzono bioindykację – można natomiast scharakteryzować stosując w tym celu indeksy i wskaźniki biocenotyczne.

Indeksy i wskaźniki biocenotyczne są wykorzystywane podczas wykonywania charakterystyki bioróżnorodności biocenoz, jak i wzajemnych zależności czy relacji strukturalnych wewnątrz tych biocenoz. Metoda ta nie wymaga więc podziału mikroorganizmów na konkretne gatunki, fachowej wiedzy w dziedzinie mikrobiologii i znacznych nakładów czasu. Wyniki badań zostały opracowane przy użyciu poniższych indeksów i wybranych wskaźników wytypowanych w oparciu o literaturę przedmiotu [3, 6, 9, 10]:

$$\Pi_i = \frac{ni}{nT} \qquad H = -\sum_{i=1}^{S^*} \Pi_i \log_2 \Pi_i \qquad H_{\max} = \log_2 S^*$$

$$V = \frac{H}{H_{\max}} \qquad E = 2^H \qquad P = \frac{E}{S^*} x100$$

gdzie: Π_i - udziały frakcyjne osobników zliczanych w grupach, ni - ilość poszczególnych osobników w danej grupie morfologiczno-funkcjonalnej (m-f), nT - suma osobników we wszystkich badanych grupach m-f, H - indeks Shannona wyznaczony na podstawie grup m-f, S* - liczba grup m-f (dotyczy grup m-f, a nie gatunków), H_{max} - wartość indeksu Shannona, jaką by przyjął, gdyby wszystkie badane grupy m-f odznaczały się jednakową ilością organizmów, V - indeks równości, E - wskaźnik sprawiedliwości MacArthura, P - wskaźnik proporcjonalności.

Wskaźnika P nie pomnożono przez 100 w celu czytelniejszego zaprezentowania go łącznie z innymi indeksami i wskaźnikami na rysunku 2.

10. Wyniki

Badaniom została poddana błona biologiczna pobrana ze ścianek wytypowanych urządzeń w miejskiej oczyszczalni ścieków Hajdów. Były to: I – wylot z osadnika wstępnego, II – wylot z komory beztlenowej bioreaktora, III – wlot na komorę niedotlenioną bioreaktora, IV – wlot na komorę tlenową bioreaktora, V – wylot z komory tlenowej bioreaktora, VI – wylot za osadnikiem wtórnym, VII – recyrkulat, VIII – wylot kanału do rzeki Bystrzycy. Rysunek 1 przedstawia kumulatywne wartości dla udziału mikroorganizmów w kolejnych urządzeniach oczyszczalni. Tabela 1 prezentuje wartości indeksów i wskaźników biocenotycznych uzyskanych w trakcie omawianej serii badań.

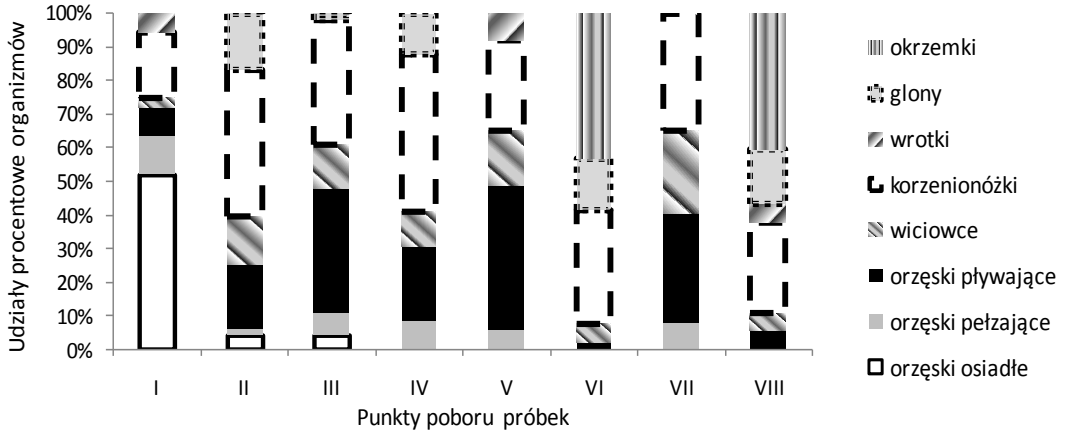
Tabela 1. Wartości indeksów i wskaźników biocenotycznych w dniu 02.12.2009r.
Table 1. Values of biocenotic indices in 02.12.2009

Punkt poboru	Indeksy i wskaźniki biocenotyczne					
	H	**H_{max}**	**V**	**E**	**P**	**S^***
I	1,986	2,585	0,768	3,961	0,660	6
II	2,120	2,585	0,820	4,347	0,725	6
III	2,017	2,585	0,780	4,047	0,675	6
IV	1,997	2,322	0,860	3,992	0,798	5
V	1,979	2,322	0,852	3,942	0,788	5
VI	1,809	2,322	0,779	3,504	0,701	5
VII	1,847	2,000	0,924	3,598	0,900	4

VIII	2,144	2,585	0,830	4,420	0,737	6
$\bar{x}$	1,987	2,413	0,827	3,976	0,748	5,375
s	0,116	0,212	0,052	0,318	0,079	0,744
V_z	0,059	0,088	0,063	0,080	0,105	0,138

Źródło: Opracowanie własne autorów

Rysunek 1. Udziały procentowe organizmów przynależnych do poszczególnych grup morfologiczno-funkcyjnych w kolejnych punktach pomiaru w dniu 02.12.2009r.
Figure 1. The percentages of organisms belonging to different morphological-functional groups in next measurement points in 02.12.2009



Źródło: Opracowanie własne autorów

Na wylocie z osadnika wstępnego oczyszczalni pod względem udziału procentowego dominowały orzęski osiadłe, które stanowiły 52%. W kolejnych dwóch punktach pomiaru ich populacja zmniejszyła się do zaledwie 4%. W całym cyklu oczyszczania ścieków licznie występowały korzenionóżki stanowiące od 20% na wylocie z osadnika wstępnego do 47% na wlocie na komorę tlenową bioreaktora. Orzęski pływające stanowiły drugą po korzenionóżkach najliczniejszą populację mikroorganizmów ciągu technologicznego oczyszczalni. Ich udział wyniósł od 2% na wylocie za osadnikiem wtórnym do 43% na wylocie z komory tlenowej bioreaktora. Na wylocie kanału do rzeki dominującą grupą były okrzemki stanowiące 41%.

Podobne wyniki do zaprezentowanych powyżej uzyskali G. Łagód i H. Sobczuk, autorzy pracy *The number and size of samples required to measure the saprobe population at various pollutant concentrations in sewage*. Jednak we wspomnianej pracy dominującymi liczebnie organizmami, obok orzęsek pływających i okrzemek, były wiciowce zamiast korzenionóżek. Obie prace przedstawiają wyniki badań prowadzonych na tym samym obiekcie – miejskiej oczyszczalni ścieków Hajdów w Lublinie.

Zamieszczony poniżej rysunek 2 ukazuje wartości indeksów i wskaźników biocenotycznych charakteryzujących zbiorowiska organizmów w punktach pomiarowych.

Wskaźniki i indeksy biocenotyczne poddano statystycznej analizie w oparciu o średnią arytmetyczną, odchylenie standardowe i współczynnik zmienności. Średnią arytmetyczną można wyliczyć ze wzoru:

$$\bar{x} = \frac{1}{n}(x_1 + x_2 + x_3 + ... + x_n) = \frac{1}{n}\sum_{i=1}^{n} x_i$$

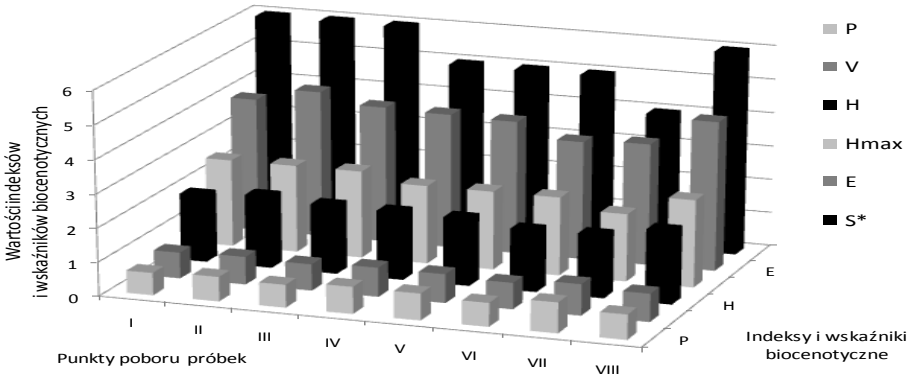
gdzie: $\bar{x}$ – średnia arytmetyczna, n – ilość sumowanych liczb, x_i – sumowane liczby.

Wartość odchylenia standardowego można wyliczyć ze wzoru:

$$s = \sqrt{\left(\frac{1}{n-1}\sum_{i=1}^{n}\left(x_i - \bar{x}\right)^2\right)}$$

gdzie: s – odchylenie standardowe [1].

Rysunek 2. Wartości indeksów i wskaźników biocenotycznych w dniu 02.12.2009r.
Figure 2. Values of biocenotic indices in 02.12.2009



Źródło: Opracowanie własne autorów

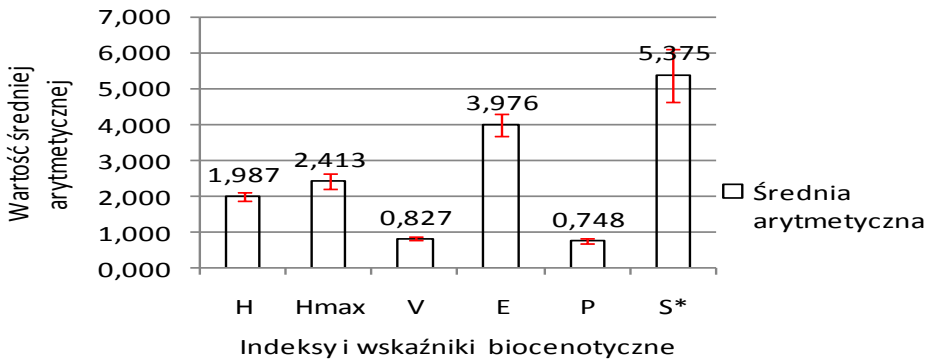
Współczynnik zmienności jest klasyczną miarą zróżnicowania rozkładu cechy. Jest to iloraz odchylenia standardowego i średniej arytmetycznej. Współczynnik zmienności jest wielkością niemianowaną, zazwyczaj podawaną w procentach. Jego wartość można wyliczyć ze wzoru:

$$V_z = \frac{s}{\bar{x}} \qquad \bar{x} \neq 0$$

gdzie: V_z – współczynnik zmienności [13].

Rysunek 3 prezentuje wartości średniej arytmetycznej i odchylenia standardowego indeksów i wskaźników biocenotycznych dla wszystkich punktów poboru próbek błony biologicznej w dniu 02.12.2009r.

Rysunek 3. Opracowanie statystyczne indeksów i wskaźników biocenotycznych dla dnia 02.12.2009r.
Figure 3. Statistics of biocenotic indices for analyzed probes in 02.12.2009



Źródło: Opracowanie własne autorów

11. Podsumowanie

Analizując rysunek 1 przedstawiający udziały procentowe mikroorganizmów można stwierdzić, iż dominującą grupą były korzenionóżki i orzęski pływające. Organizmy te

świadczą o krótkim wieku zbiorowiska organizmów. Z kolei najmniej liczną grupą okazały się wrotki. Ich obecność jest charakterystyczna dla zbiorowisk o długim wieku.

Na podstawie wartości wskaźnika H zauważyć można, że bioróżnorodność grup morfologiczno-funkcjonalnych była największa we wczesnych fazach oczyszczania ścieków i na wylocie z oczyszczalni.

Największą stabilnością spośród wszystkich wskaźników biocenotycznych odznaczał się indeks równości V, zaś najmniejszą wskaźnik ilości grup morfologiczno-funkcjonalnych S*.

Literatura

16. Bethea R. M., Duran B. S., Boullion T. L., *Statistical methods for engineers and scientists*, Marcel Dekker, Inc., New York 1985.
17. Bobrowski M., *Podstawy biologii sanitarnej,* Wydawnictwo Ekonomia i Środowisko, Białystok 2002.
18. Chomczyńska M., Malicki J., Łagód G., Montusiewicz A., *Interpretacja wyników biomonitoringu jakości ścieków z wykorzystaniem mikrofauny saprobiontów,* W: *Monografie Komitetu Inżynierii Środowiska PAN,* tom 2, vol. 33, s. 347-355, Lublin 2005.
19. Czerniawska-Kusza I., Szoszkiewicz K., *Biologiczna i hydromorfologiczna ocena wód płynących na przykładzie rzeki Mała Panew,* Katedra Ochrony Powierzchni Ziemi, Uniwersytet Opolski, Opole 2007.
20. Głowienka R., Stachurska K., Łagód G., *Opis struktury błony biologicznej za pomocą wybranych wskaźników biocenotycznych,* W: *III Lubelski Kongres Studenckich Kół Naukowych TYGIEL 2011 „Czyli jak rozwijać naukę?”* red. Maciąg K., Szala M., Politechnika Lubelska, Lublin 2011.
21. Głowienka R., Stachurska K., Jaromin K. M., Łagód G., *Wskaźniki biocenotyczne możliwe do wykorzystania przy opisie struktury błony biologicznej,* W: *Materiały konferencyjne XXXI Sympozjum AQUA 2011,* Płock 2011.
22. Gorzel M., Kornijów R., *Biologiczne metody oceny jakości wód rzecznych*, „Kosmos - problemy nauk biologicznych”, 2004, Tom 53, Numer 2.
23. Heidrich Z., Roman M., Tabernacki J., *Wodociagi i kanalizacja. T.2,* WSZiP, Warszawa 1980.
24. Łagód G., Chomczyńska M., Malicki J., Montusiewicz A., *Quantitative methods of descritption, estimation and comparison of microorganism communities in urban sewer systems,* „Ecological Chemistry Engineering”, 2006, Vol. 13, No. 3-4.
25. Łagód G., Sobczuk H., *The number and size of samples required to measure the saprobe population at various pollutant concentrations in sewage,* „Archives of Environmental Protection”, 2008, Vol. 34, No. 3, pp. 281-285.
26. Montusiewicz A., Malicki J., Łagód G., Chomczyńska M., *Estimating the efficient of wastewater treatment in activated sludge by biomonitoring,* W: *Environmental Engineering* red. Pawłowski L., Dudzińska M., Pawłowski A., Taylor &Francis Group, London 2007.
27. Turoboyski L., *Hydrobiologia techniczna,* Państwowe Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa 1979.
28. Wardencki W., *Bioanalityka w ocenie zanieczyszczeń środowiska,* Centrum Doskonałości Analityki i Monitoringu Środowiska, Gdańsk 2004.
29. Zgirski A., Gondko R., *Obliczenia biochemiczne,* Państwowe Wydawnictwa Naukowe, Warszawa 1983.

Justyna Iwaniuk, Beata Kaczmarek
Koło młodych PZITŚ
Politechnika Białostocka

Problem oczyszczania ścieków na terenach wiejskich

Słowa kluczowe: *kanalizacja wsi, przydomowe oczyszczalnie ścieków*
Key words: *sewage system in the country, home sewage treatment plants*

Streszczenie: Celem niniejszej pracy jest przedstawienie problemu odprowadzania ścieków na wsi.
Opisano problem oraz stan rzeczywisty w odniesieniu do konkretnych miejsc oraz literatury. Scharakteryzowane zostały indywidualne gospodarstwa we wsiach Sieniewice oraz Podłaźnisko (woj. Podlaskie), których problem dotyczy. Podano możliwe przyczyny takiej sytuacji na wsiach.
Ważnym punktem pracy jest również przedstawienie wpływu nieodpowiednio odprowadzanych ścieków na otaczające środowisko. Przeprowadzono ankietę wśród mieszkańców wsi Sieniewice oraz Podłaźnisko. Wiek badanych osób mieścił się w granicach 30-70 lat. Na podstawie ankiet przedstawiono możliwe rozwiązania oraz kosztorysy przydomowych oczyszczalni ścieków Podsumowując pracę porównano koszty instalacji szamba z kosztami przydomowej oczyszczalni ścieków. Odniesiono się do stanu kanalizacji na wsi sprzed kilku lat oraz porównano go ze stanem istniejącym.
Abstract: The aim of this paper is to present the problem of draining off a sewage. The problem and actual situation was described in regards to specific places and literature. Individual farms has been characterized in Sieniewice and Podłaźniski villages – Podlaskie voivodeship (which problem is related). The possible causes of these situations was given. Significant point of this paper is to present the impact of inadequate draining off the sewage in surrounding environment. Questionare was conducted among rural citizens of Siniewice and Podłaźnisko villiages. The average age of respondents oscillated/was between 30-70 years old. Possible solutions and estimations of home sewage treatment plans were presented according to surveys. In conclusion the costs of installing septic tank with home sewage treatment plants was compared. The presentation is referred to the state of sewage system in the country from past few years and compared to existing ones.

1. Wprowadzenie

Problem kanalizacji na wsi jest tematem aktualnym, ponieważ prawo wymaga odprowadzenia i oczyszczenia ścieków. Ponadto Polska przystępując do Unii Europejskiej zobowiązała się do wypełnienia wymogów dyrektywy Rady 91/271/EWG z dnia 21 maja 1991 r. [1] dotyczącej oczyszczania ścieków komunalnych. Celem poniższego artykułu jest przedstawienie sytuacji kanalizacji w wybranych wsiach oraz podanie możliwych rozwiązań.

W wyniku rozwoju sieci wodociągowej na wsi, zwiększa się zużycie wody, a tym samym ilość odprowadzanych ścieków. Według raportu GUS z 2010r. [2] z sieci kanalizacyjnej w Polsce korzystało łącznie 3,7 mln mieszkańców wsi, co stanowiło 24,8% ogółu ludności obszarów. W układzie przestrzennym największe zagęszczenie sieci [w km na 100 km^2] występuje w województwie śląskim (92,5), podkarpackim (69,6), małopolskim (65,9) oraz pomorskim (42,5). W ciągu 2010 roku na terenach wiejskich przybyło ponad 5 tys. km nowej sieci (przyrost o 10,1%), a w miastach prawie 2 tys. km (tj. o 4,4%). [2]

Dostęp do wodociągu i kanalizacji uważany jest za jeden z nieodłącznych elementów współczesnego życia. Zapewnienia takich warunków życia oczekują mieszkańcy wsi od władz. Jednakże system kanalizacji jest jednym z najdroższych elementów infrastruktury. W Polsce realizowany jest Krajowy Program Oczyszczania Ścieków Komunalnych, który obejmuje dużą część obszarów wiejskich naszego kraju. W ramach programu realizuje się wiele inwestycji kanalizacyjnych, buduje się nowe zbiorcze oczyszczalnie ścieków. [1] [3]

2. Wpływ nieodpowiednio odprowadzanych ścieków na środowisko.

Podstawowym problemem na wsiach jest nieodpowiednie usytuowanie zbiorników bezodpływowych na nieczystości ciekłe, ich nieprawidłowa budowa lub nieszczelność. Wiąże się to z zagrożeniem zarówno dla mieszkańców wsi, jak i otaczającego środowiska. [4]

W Rozporządzeniu Ministra Infrastruktury z dnia 12 kwietnia 2002 r. (Dz. U. Nr 75, poz. 690.) [5] przedstawione zostały warunki techniczne, jakim powinny odpowiadać zbiorniki i ich usytuowanie. W badanych wsiach zauważono duże odstępstwa od wymogów stawianych w rozporządzeniu. Zbiorniki w większości nie posiadają wylotów wentylacyjnych, są usytuowane zbyt blisko domów, często bywają nieszczelne. Mieszkańcy zazwyczaj nie są świadomi zagrożeń, jakie wynikają z takiej sytuacji. [4] [5]

Nieczystości odprowadzane z gospodarstw domowych zawierają wysokie stężenia zanieczyszczeń. Są to m.in. związki fosforu, azotu powodujące wzmożone zużycie tlenu w wodzie, a co za tym idzie zagniwanie wody. Najbardziej niebezpieczne dla zdrowia ludzkiego są jednak bakterie. Odchody zarówno zwierzęce jak i ludzkie często zawierają niebezpieczne wirusy. Są to głównie bakterie Ecoli, czerwonki, duru brzusznego, paraduru, żółtaczki zakaźnej, cholery oraz jaja robaków pasożytniczych, np.: nicieni, tasiemców. Niewłaściwe usytuowanie studni oraz odprowadzanie ścieków lub gnojowicy na pola prowadzi do przenikania niebezpiecznych związków do wód gruntowych i ich skażenia. Przenikające substancje chemiczne z nawozów mogą zawierać metale ciężkie oraz substancje rakotwórcze. Wg. publikacji GUS [2] zużycie nawozów sztucznych, wapniowych w przeliczeniu na czysty składnik wynosiło wśród gospodarstw indywidualnych w roku 2009/10 dla nawozów azotowych63,4 kg/ha, natomiast dla nawozów fosforowych 22,1 kg/ha. W roku 2010/2011 10 dla nawozów azotowych 66,8 kg/ha, natomiast dla nawozów fosforowych 26,2 kg/ha. Oznacza to, iż nawożenie niebezpiecznymi substancjami wzrasta, powinna wzrastać więc świadomość rolników co do wynikających z tego zagrożeń. [6] [7] [8]

3. Teren badawczy

W ramach niniejszej pracy przedstawiono dwie miejscowości, które dotyka problem braku kanalizacji. Terenem badawczym jest wieś Sieniewice oraz Podłaźnisko znajdujące się w województwie podlaskim. Artykuł ma na celu przedstawienie problemu niewłaściwego odprowadzania ścieków w tych wsiach, odpowiedzieć na pytanie, dlaczego występuje taki problem oraz jakie są możliwe rozwiązania?

3.1.Opis wsi Sieniewice

Rysunek 1. Zdjęcie satelitarne wsi Sieniewice

Źródło: http://mapy.eholiday.pl/mapa-sieniewice-drohiczyn-siemiatycze.html [9]

Sieniewice jest to malownicza wieś położona w gminie Drohiczyn w powiecie Siemiatyckim. Liczba mieszkańców wynosi ok 175 osób, są to głównie rodziny z dziećmi posiadający własne gospodarstwa domowe. Ludność zajmuje się głównie hodowlą drobiu oraz bydła. Miejscowość charakteryzuje się rozproszonym typem zabudowy. Odległość poszczególnych gospodarstw od centralnej części wsi wynosi nawet ponad 2 km. Obecnie cała wieś jest zwodociągowana, jednak zdarza się, że część ludności mimo to pobiera wodę ze studni. We wsi nie ma kanalizacji. Większość ludzi odprowadza ścieki do betonowych zbiorników, szamb. Zdarza się, że są to nieszczelne pojemniki lub rzadko opróżniane, z których ścieki wypływają na pobliski ogród oraz studnie. **Skanalizowanie całej wsi jak i gminy było by ogromnym wydatkiem. Dlatego kładzie się nacisk, aby ludność wiejska na własny koszt zakładała przydomowe oczyszczalnie ścieków. Dane dotyczące wsi uzyskano w Urzędzie Miejskim w Drohiczynie.**

3.2. Opis wsi Podłaźnisko

Rysunek 2. Zdjęcie satelitarne wsi Podłaźnisko

Źródło: http://www.zumi.pl/namapie.html?&long=23.503333&lat=53.296111&type=2&scale=6 [10]

Kolejną badaną miejscowością jest wieś Podłaźnisko w gminie Szudziałowo w powiecie Sokólskim. Liczba mieszkańców to ok 10 osób. W większości są to osoby starsze, posiadające gospodarstwa indywidualne nastawione na uprawę zbóż i ziemniaków. Miejscowość z wschodu i zachodu otoczona jest lasem. W promieniu 2 km od zabudowań znajdują się pola uprawne należące do mieszkańców wsi. Podłaźnisko nie jest skanalizowane. Mieszkańcy czerpią wodę z prywatnych studni, nieczystości natomiast głównie odprowadzane są do szamb. W większości przypadków zbiorniki są nieprawidłowo usytuowane na działkach lub nieszczelne. Najbliższa oczyszczalnia ścieków znajduje się w miejscowości gminnej Szudziałowo oddalonej o ok 10 km od Podłaźniska. Podobnie jak w Sieniewicach najlepszym rozwiązaniem w takiej sytuacji jest budowa przydomowych oczyszczalni ścieków.

3.3. Metodyka badań

Przeprowadzono ankietę badawczą w danych miejscowościach. Ankiety miały na celu zbadanie problemu kanalizacji na wsi oraz próby odpowiedzi na nurtujące nas pytania. Poniżej znajdują się pytania zawarte w ankiecie.

1.	Jak do tej pory był rozwiązywany problem kanalizacji na Pan/i działce?
2.	Jak często opróżniane są zbiorniki z nieczystościami?
3.	Czy zauważył/a Pan/i zmiany w szacie roślinnej wokół szamb, jeśli tak to jakie?
4.	Jakie zna Pan/i zagrożenia związane z nieprawidłowym usytuowaniem szamba na działce?
5.	Czy posiada Pan/i studnię z woda pitną? Jeśli tak, to jaka jest odległość między studnią a szambem?
6.	Jaką kwotę mógł by Pan/i przeznaczyć na wybudowanie przydomowej oczyszczalni ścieków?
7.	Jakie zagadnienia powinny być poruszone na spotkaniu dotyczącym kanalizacji na wsi?
8.	Co Pan/Pani wie o innych sposobach oczyszczania ścieków?
9.	Jaki sposób oczyszczania by Pan wybrał dla swojej działki
10.	Czy byli Państwo kiedykolwiek na spotkaniu edukacyjnym dotyczącym problemu kanalizacji na wsi?
11.	Jak odprowadzane są nieczystości z budynków gospodarczych?

60% badanych są to mężczyźni, głównie w wieku 40-69 lat. Mieszkańcy badanych miejscowości udzielali podobnych odpowiedzi. 100% ankietowanych posiada szambo. Natomiast nieczystości wywożone są co 3-6 miesiące. Zbiorniki są nieszczelne, zapychają się, a także zdarza się, że są przepełnione, co powoduje wyciek ścieków na powierzchnie. Obserwując szamba mieszkańców, zauważono również, że wypływające ścieki spływają do pobliskich ogródków, gdzie hodowane są warzywa. 50% ankietowanych w wsi Sieniewice nie zauważyła zmian w szacie roślinnej. Jeden z ankietowanych stwierdził, iż roślinność jest bardziej bujna o intensywnym ciemnozielonym kolorze. W Podłaźnisku wokół zbiorników bezodpływowych zauważa się mniejszy wzrost trawy lub całkowity jej brak. Ścieki są nawozem naturalnym, jednak trzeba pamiętać, że zagrożenie mogą stanowić nie tylko zawarte w nich związki chemiczne, ale przede wszystkim bakterie, grzyby i resztki organiczne. Wszyscy badani nie znają zagrożeń związanych z nieprawidłowym usytuowaniem szamba na działce. W Sieniewicach 50% ankietowanych nie posiada studni, natomiast pozostała część posiada w odległości 50-70m. Większość mieszkańców ma wodociąg i nie korzysta już ze studni. Mieszkańcy Podłaźniska czerpią wodę wyłącznie z indywidualnych studni. Często są one w nieprawidłowej odległości od zbiorników bezodpływowych lub budynków gospodarczych przeznaczonych na pobyt zwierząt. Mieszkańcy tłumaczą taką sytuację brakiem możliwości usytuowania studni w innym miejscu na działce, lub zbyt dużymi kosztami wybudowania nowej studni. Ankietowani w 80% wyrazili chęć podłączenia gospodarstw do sieci wodociągowej, gdyby była taka możliwość. Ludność jest w stanie przeznaczyć 3000-7000 zł na wybudowanie przydomowej oczyszczalni ścieków. Na podstawie ankiety stwierdza się, że 100% badanych nigdy nie uczestniczyła na spotkaniach edukacyjnych dotyczących kanalizacji na wsi. Rolnicy chcieliby brać udział w takich spotkaniach, a także chcieliby, aby były tam poruszane tematy związane z zagrożeniem płynącym z nie prawidło funkcjonowania kanalizacji. Połowa osób biorących w ankiecie słyszała o przydomowych oczyszczalniach ścieków i chciałaby takie wybrać dla swojego gospodarstwa. Rolnicy w obu miejscowościach posiadający hodowle zwierząt, mają zbiornik na gnojowicę, a nieczystości wykorzystywane są jako nawóz.

Mieszkańcy niechętnie uzupełniali ankiety. Związane to było z małą wiedzą na ten temat oczyszczania ścieków oraz strachem przed możliwymi konsekwencjami. Rolnicy zdają sobie sprawę ze źle zainstalowanych, czy też nieszczelnych szamb, a także wiedzą że mogą zapłacić

za to wysokie kary. Mają świadomość ze złego odprowadzania ścieków i eksploatacji zbiorników. Wiedzą, że jest to nie właściwe, jednak nie rozwiązują tego problemu. Wynika to z braku chęci zmian oraz braku wiedzy na temat przydomowych oczyszczalni.
Podczas rozmów z rolnikami, mieszkaniec jednej ze wsi przyznał się, że kilka lat temu gdy zatkało mu się szambo wszedł do zbiornika, aby odetkać rurociąg z drugiej strony. Wiadomo, że mogło to się dla niego zakończyć tragicznie. Mieszkaniec zdaje sobie z tego sprawę, jednak w momencie gdy do tego dochodziło nie wiedział, że zagraża własnemu życiu. Ludność nie zdaje sobie sprawy z możliwości zagrożeń. Dlatego bardzo ważne jest uświadamianie rolników. Gminy powinny organizować spotkania, na których mieszkańcy wsi mogli by się dowiedzieć o zagrożeniach wynikających z nieprawidłowo eksploatowanego szamba, oraz z konsekwencji jakie z tego wynikają. Niestety często nieświadomie człowiek stwarza sobie i swoim rodzinom zagrożenie.

4. Podsumowanie

Krąży przekonanie, że instalacja i eksploatacja przydomowych oczyszczalni ścieków wiąże się ze znacznymi kosztami. Jednak jest to nie prawdą.

Budowa przydomowej oczyszczalni ścieków czy też zbiornika bezodpływowego, wymaga właściwego usytuowania na działce oraz odpowiednich warunków gruntowo-wodnych. Najważniejszymi przepisami jest odległość od studni zlokalizowanej na własnej działce jak i sąsiada. Odległości te określa rozporządzenie Ministra Infrastruktury z dn.12 kwietnia2002r. w sprawie warunków technicznych, jakim powinny odpowiadać budynki i ich usytuowanie (Dz. U. Nr 75, poz. 690) wraz z późniejszymi zmianami. [5]

Część mieszkańców badanych wsi wyraża zainteresowanie przydomowymi oczyszczalniami ścieków. Jednak nie mają wiedzy, jeśli chodzi o koszt.
Koszt wybudowania szamba o pojemności 10 m^3 wynosi ok. 5000zł, jednak koszt robót ziemnych zależy od warunków gruntowych, liczby zatrudnionych osób czy tez użytego sprzętu. Koszt wywozu ścieków wynosi ok 140-160zł, zależne są od regionu. Czteroosobowa rodzina, wywożąca ścieki co dwa tygodnie wydaje ok. 300 zł miesięcznie, a 3600 zł rocznie. Najbardziej korzystną oczyszczalnią, pod względem ekonomicznym i praktycznym jest oczyszczalnia z drenażem rozsączającym ze wstępnym oczyszczaniem w osadniku gnilnym.
Zbiornik z utwardzonego polietylenu lub laminatu poliestrowo-szklanego oraz urządzenia dodatkowe kosztują od 2000 do 5000 zł. Dodatkowym kosztem jest posadowienie zbiornika i rozprowadzenie rur ok 2500 zł. Koszt związany z wywozem osadów ze zbiornika może wynieść 100-350 zł rocznie. Natomiast czyszczenie lub wymiana filtrów to koszt od 20-200 zł rocznie. Podsumowując, koszty inwestycyjne związane z budową oczyszczalni są wyższe, jednak koszty eksploatacyjne są o wiele niższe, co czyni oczyszczalnie bardziej opłacalną pod względem ekonomicznym. Biorąc pod uwagę sytuację mieszkańców badanych wsi, większość z nich posiada szamba, a więc koszt budowy oczyszczalni zmniejsza się, ponieważ posiadają już wybudowany osadnik gnilny. Oczywiście tylko wtedy, gdy zbiornik ten jest prawidłowo usytuowany, zainstalowany oraz szczelny. Oczyszczalnia ścieków jest najlepszym rozwiązaniem nie tylko ze względów ekonomicznych, ale również pod względem przepisów prawnych. Po wybudowaniu sieci kanalizacyjnej gmina ma prawo wymagać od właścicieli działki, na której znajduje się szambo podłączenia do sieci (jeśli taką klauzulę zawierały warunki pozwolenia na budowę – na co warto zwrócić uwagę przy okazji wyboru: szambo czy oczyszczalnia). Gdy na działce znajduje się oczyszczalnia ścieków spełniające wszystkie przepisy, nie ma obowiązku podłączenia do sieci kanalizacyjnej. [11]

Stan kanalizacji na wsiach wymaga dużych zmian. Społeczeństwo ma braki w wiedzy dotyczącej różnych sposobów oczyszczania ścieków. Mieszkańcy wsi nie są też świadomi, jakie zagrożenia płyną z nieodpowiednio odprowadzanych nieczystości. Przekonanie, iż przydomowe oczyszczalnie są drogie i nieopłacalne sprawia, że rolnicy nie zastanawiają się nad ich montażem.

W Polsce w ostatnich latach znacząco zmienia się liczba przydomowych oczyszczalni ścieków. Wg raportu GUS z 2010 r., [2] w 2009 r. w województwie podlaskim odnotowano 3900 szt. indywidualnych przydomowych oczyszczalni ścieków. Natomiast w 2010 r. 5083 szt. Liczba indywidualnych oczyszczalni ścieków wciąż wzrasta, niestety jest ich ciągle za mało. Niezbędne są spotkania z mieszkańcami wsi zwiększające ich świadomość w temacie kanalizacji. [2]

Podsumowując przeprowadzone badania we wsiach Sieniewice i Podłaźnisko stwierdzono, że stan kanalizacji w tych miejscowościach wymaga gruntownych zmian. Wiedza mieszkańców na temat właściwego oczyszczania ścieków i zagrożeń płynących z nieodpowiedniej gospodarki ściekami jest znikoma. Starzejące się społeczeństwo wsi nie widzi sensu ani korzyści z budowy przydomowej oczyszczalni ścieków. Chęć jej budowy wyrażają jedynie młodsi mieszkańcy, jednak mają niedostateczną wiedzę na ten temat. Jednym ze sposobów uświadamiania rolników jest organizacja spotkań informacyjnych, na których poruszane będą tematy właściwego oczyszczania ścieków.

Literatura

1. ChmielW., Dzikiewicz M., Pietrusiak J., i Szczepański P. *Przydomowe Oczyszczalnie Ścieków.* Warszawa: Fundacja Wspomagania Wsi.
2. Haluch R., Wirusy i ich występowanie w wodach i ściekach, Kielce 2002
3. Mikołajczak B., http://www.stow-czystawoda.pl/lekarze_rakwoda.php z dnia 11 kwietnia 2012 r.
4. CDR w Brwinowie, *Ochrona Środowiska w Gospodarstwie Rolnym Poradnik dla doradc*y Radom 2006
5. Dyrektywa Rady 91/271/EWG z dnia 21 maja 1991 roku dotyczącej oczyszczania ścieków komunalnych
6. Główny Urząd Statystyczny, *Infrastruktura Komunalna W 2010 r*. Warszawa 2011 Informacje I Opracowania Statystyczne
7. Rozporządzeniu Ministra Infrastruktury z dnia 12 kwietnia 2002 r. (Dz. U. Nr 75, poz. 690)
8. http://kzgw.gov.pl/pl/Krajowy-program-oczyszczania-sciekow-komunalnych.html 11 kwietnia 2012
9. http://mapy.eholiday.pl/mapa-sieniewice-drohiczyn-siemiatycze.html z dnia 11 kwietnia 2012 r.

Mgr inż. Irena Kania-Surowiec
Katedra Biotechnologii Środowiskowej
Politechnika Śląska

Recykling tworzyw sztucznych- metody fizykochemiczne stosowane w oczyszczaniu ścieków z procesu technologicznego

Słowa kluczowa: *recykling tworzyw sztucznych, ścieki przemysłowe, oczyszczanie ścieków, metody fizykochemiczne w oczyszczaniu, detergenty*
Key words: *recycling of plastics, industrial wastewater, wastewater treatment, methods in the treatment of wastewater, detergents*
Streszczenie: W artykule przedstawiono, gdzie powstają ścieki „porecyklingowe" i krótką charakterystykę jakości. Na linii technologicznej w przetwarzaniu odpadów z tworzyw sztucznych w procesie mycia płatka powstają ścieki, które zawierają detergenty z grupy fosfanianów i inne związki organiczne. Ścieki na skalę przemysłową usuwane są za pomocą metod fizykochemicznych np. metodami koagulacji. Obecnie w przemyśle najczęściej stosuje się koagulenty z grupy związków nieorganicznych polichlorku glinu i jego pochodnych. Analiza parametrów chemicznych stosowanych koagulantów wykazała określoną ekotoksyczność. Okazuje się, że jakość ścieków surowych zwierająca duże obciążenie ładunkiem zanieczyszczeń jest zagrożeniem dla środowiska, tak jak stosowanie koagulantów i detergentów. Koagulanty są zagrożeniem, jeśli dostaną się bezpośrednio do środowiska wodnego, ponieważ mogą powodować eutrofizację oraz zakwaszenie wód. Również pojawia się problem z zagospodarowaniem odpadów powstających w wyniku procesu strącania-koagulacji. Artykuł jest oparty o przegląd literatury oraz na analizie wyników jakości ścieków, która ma zwrócić uwagę na stosowanie głównie tradycyjnych metod oczyszczania w przemyśle. Pod uwagę w trakcie analizy zostały uwzględnione parametry ekotoksykologicze, oraz zestawienie detergentów i przedstawienie wybranych koagulentów najczęściej wykorzystywanych na skalę przemysłu światowego w branży recyklingowej.
Specjalne podziękowanie dla Firmy Euro-Steel Recykling Sp.zo.o, która udostępniła dane technologiczne.
Abstract: Article presents, where sewage after recycling plastics are produced and what is their characteristics. The technological line for processing of plastic waste in the process of cleaning flakes produces sewage, which contain detergents phosphonates group and other organic compounds. Wastewater on an industrial scale are removed by methods of physicochemical methods such as coagulation. Currently in the industry is most often used coagulant the group of inorganic compounds of polychloride aluminum and derivatives. Analysis of the chemical parameters used coagulants showed specific ecotoxicity. It turns out that the quality of raw sewage included a lot of pollution load is a threat to the environment, such as the use of coagulants and detergents. Coagulants are a threat, if they get directly into the aquatic environment can cause eutrophication and acidification. Also, there is a problem with the management of waste resulting from coagulation process. The article is based on a literature review and an analysis of the results of water quality, which is to draw attention to the use of their traditional methods of wastewater treatment in the industry. Into account in the analysis included ecotoxicology parameters, a list of detergents and to present selected coagulants most commonly used industry-wide global recycling industry.
Special thanks to the Company Euro-Steel Recykling Sp.zo.o which provided information of technology.

1. Wprowadzenie

Ścieki przemysłowe definiowane są „jako ścieki nie będące ściekami bytowymi albo wodami opadowymi lub roztopowymi, powstałe w związku z prowadzoną przez zakład działalnością handlową, przemysłową, składową, transportową lub usługową, a także będącą ich mieszaniną ze ściekami innego podmiotu, odprowadzone urządzeniami kanalizacyjnymi tego zakładu" [1]. Typ ścieków związany jest ze specyfiką linii produkcyjnej w danym zakładzie, związanym z konkretną branżą przemysłową. Recykling tworzyw sztucznych przez ostatnie kilkadziesiąt lat stał się koniecznością wynikającą z ekonomicznego aspektu zagospodarowywania odpadów, które nie ulegają rozkładowi biologicznemu. Pierwszy raz tworzywa sztuczne zostały wyprodukowane w 1940r. na skalę przemysłową z ropy naftowej [2, 3]. Od tej pory zastępują papier, drewno, a nawet metale w różnych dziedzinach życia. Najpowszechniejszym produktem są butelki z PET (politereftalan etylenu), zakrętki z *HD-PE – polietylen wysokiej gęstości* produkowany z żywicy, opakowania typu worki foliowe z

LDPE (*polietylen niskiej gęstości)* zabawki z PP (polipropylen) oraz inne sprzęty gospodarcze z PE (polietylen) i PS (polistyren). Około 80% wszystkich opakowań stosowanych do pakowania czy do produkcji włókien to tworzywa termoplastyczne (PET) ([2]). W Polsce produkcją butelek na skalę krajową zajmuje się ELANA, która przyjmuje płatki porecyklingowe do wtórnego przetworzenia na końcowy produkt - butelki. Rocznie w Polsce produkuje się ok.110 000 ton butelek, z których 8,1% poddaje się recyklingowi.
Wpływ na zagospodarowywanie odpadów ma selektywna zbiórka. W 2007 roku w Polsce selektywnie zebrano 67 000 Mg odpadów z tworzyw sztucznych, z czego jedynie 28% poddano recyklingowi [2, 3, 4].
Tworzywa można poddać różnym typom recyklingu: materiałowego, chemicznego i fizycznego. Najprostsza metoda to przetwarzanie za pomocą siły kinetycznej, w wyniku której otrzymuje się różnej gradacji płatek, a w dalszym procesie już termicznym regranulat. Instalacje do odzysku odpadów w ciągu roku w polskich zakładach maksymalnie mogą przetworzyć 1,78mln Mg odpadów opakowaniowych w tym tworzyw sztucznych i metali. Statystyki jednak donoszą, że rzeczywista ilość odpadów poddawanych odzyskowi jest dużo mniejsza pomimo, że na przestrzeni lat rośnie, a w 2003r. wyniosła 564 000 Mg odpadów [4].
Linia technologiczna do recyklingu tworzyw sztucznych składa się z kilku etapów: sortowania, mielenia, mycia, suszenia, zagęszczania oraz wytłaczania. Ważnym elementem po przemieleniu płatków jest mycie. Wykorzystuje się różnicę gęstości polimerów, która wpływa na rozdzielenie rodzajów tworzyw sztucznych w roztworze wody [5]. Cięższe płatki (PET) opadają na dno, natomiast lżejsze LDPE czy HDPE unoszą się na powierzchni. Wykorzystanie tej właściwości fizycznej umożliwia mycie od dwóch do kilku rodzajów płatka w trakcie jednego procesu. Na tym etapie linii technologicznej powstają ścieki w ilości 40m^3 na miesiąc, które posiadają duże obciążenie ładunkiem zanieczyszczeń pochodzących z zabrudzeń tworzyw sztucznych resztkami substancji organicznych. Zabrudzenia to efekt niskiej czystości materiału wsadowego, którą można ograniczyć przez odpowiednie przygotowanie odpadów na etapie selektywnej zbiórki, zależnej od mieszkańców. Pomimo tego mycie jest koniecznością, by płatki osiągnęły czystość w granicy 90%-99% do kolejnego etapu nazywanego regranulacją, gdzie wytłacza się gotowe produkty. W trakcie wytłaczania każde zanieczyszczenie tworzyw sztucznych może powodować zagrożenie zniszczenia wtryskarki w wyniku powstających gazów [5, 6].
Ścieki „porecyklingowe" posiadają dużą zawartość zawiesiny piasków i pyłów, jak również innych substancji organicznych, które powszechnie stosowane są w przemyśle spożywczym, chemicznym oraz kosmetycznym. Oprócz tych środków pojawiają się również detergenty (środki czyszczące, środki myjące), które wspomagają proces czyszczenia płatka.
Procesy oczyszczania ścieków rozłożone są w czasie. Po dodaniu koagulantu następuje szybka reakcja chemiczna, która trwa kilku sekund do momentu utworzenia kłaczka. Druga faza polegająca na strąceniu kłaczka trwa do kilku minut. Koagulację często stosuje się do zawiesin trudno opadających na dno. Reakcja oparta jest na przemianie zol w żel poprzez proces wysalania koloidów. Przykładowo stosowane są koloidy: wodorotlenki magnezu, wodorotlenki glinu, wodorotlenki manganu, wodorotlenki żelaza, wodorotlenki miedzi, żelazocyjanki miedzi i żelaza oraz substancje organiczne np. kauczuk, żywice oraz krochmal. Na skalę przemysłową do usuwania metali ciężkich używa się sole glinu i sole żelaza, dające dobry efekt oczyszczania. Inne metody chemiczne, które są wykorzystywane w mniejszym stopniu to: flokulacja, utlenianie, redukcja, dezynfekcja oraz wymiana jonowa za pomocą zeolitów.
Oprócz tego wyróżniamy metody fizyczne często tańsze i bezpieczniejsze dla środowiska naturalnego, które stosowane są często jako formy wspomagające oczyszczanie lub rzadziej

jako metody samodzielne w przemysłowych instalacjach oczyszczających. Należą do nich: sedymentacja, klarowanie, odwirowanie, flotacje, odparowywanie, destylacje, sorpcje oraz odwrócona osmoza. Procesy fizycznego oczyszczania oparte są na rozdzieleniu ciała stałego od cieczy. Często stosowane są w przypadku ścieków z dużą ilością zawiesiny w postaci pyłów oraz piasków.

Zupełnie odmiennymi metodami, które od kilku lat coraz częściej pojawiają się na rynku przemysłowym to metody biologiczne z zastosowaniem różnych rodzajów bioreaktorów tlenowych i komór beztlenowych.

Dobór metody oczyszczania jest ważny ze względu na ekonomiczny aspekt i powinien być ściśle związany z jakością ścieków, które podlegają oczyszczaniu [6, 7, 8].

2. Charakterystyka ścieków

Ścieki „porecyklingowe" mają bardzo zróżnicowany skład chemiczny. Powstają w wyniku mycia przemielonych tworzyw sztucznych z grupy poliolefin o różnej frakcji od 6mm do kilku cm. Uzyskany płatek poddaje się gorącej kąpieli (w temp 80°C do 95°C) w trakcie której zostaje obmyty w strumieniu gorącej wody z dodatkiem detergentu lub zasady sodowej (o 30% stężeniu) w celu pozbycia się klejów stosowanych do łączenia butelki z etykietą. Wyróżniamy różne rodzaje klejów: kazeinowe, skrobiowe oraz dyspersyjne. Dodatkowo wyróżniamy jeszcze kleje: na bazie polimerów syntetycznych, typu hotmelt (termotopliwe), lateksy syntetyczne (wodne dyspersje polimerów), parafiny (woski) i lakiery dwuskładnikowe (stosowane do folii). Czasem stosuje się kleje beztlenowe, które schną w wyniku działania metalu i braku dostępu powietrza. Klej ten przybiera formę nie kurczącego się polimeru, za pomocą którego łączy się stykające powierzchnie. Większość klejów pod wpływem roztworu sody ulega rozpuszczaniu. Częściej jednak wykorzystuje się kleje kazeinowe lub skrobiowe, które są naturalnego pochodzenia zwierzęcego. Są one odporne na wilgoć i wytrzymałe na inne czynniki fizyko-chemiczne. Składniki tych klejów to: woda, kazeina w proszku, wapno gaszone, niewielkie ilości fluorku, chlorku lub siarczanu miedziowego oraz substancje dodatkowe: kalafonia, nafta, kaolin [3, 9, 10].

Ścieki przemysłowe – „porecyklingowe" przypominają ścieki bytowe, które pochodzą z gospodarstw domowych. Zapach i mętność ścieków może być zależna od danego cyklu produkcyjnego, jak również od stopnia zanieczyszczenia strumienia odpadów wtórnie przesortowanego tzw. wsadu.

To typ ścieków szarych, gdzie w głównej mierze w skład wchodzi woda z dodatkiem substancji organicznych o wysokim stężeniu fosforanów pochodzących z detergentów i środków czyszczących [11].

Ścieki powstają w wannach myjących o pojemności 30-50m^3, gdzie woda wymieniana jest raz na miesiąc. Częstość wymiany wody zależy od jakości materiału wsadowego. Do zanieczyszczeń wchodzące w skład ścieków powstających w trakcie mycia to oprócz detergentów: drobiny soków, napojów, tłuszczów oraz resztki klejów znajdujące się na płatkach PET. Soki i napoje składają się ze związków stosowanych w branży spożywczej, do których należą: stabilizatory, konserwanty, związki emulgujące, barwniki, tłuszcze, białka i cukry. Część tych związków już w trakcie przechowywania ulega częściowej biodegradacji chemicznej i biologicznej.

Tab. 1. Wymywalność zanieczyszczeń z wyciągu wodnego z odpadów z tworzyw sztucznych oraz wyniki oznaczeń składników agresywnych [12].

Lp.	Rodzaj oznaczenia	Jednostka	Wyniki
1.	Chlorki	$mgCl^-/dm^3$	50
2.	Azot azotanowy (V)	$mgNO_3^-/dm^3$	- 0,18
3.	Azotany	mg/dm^3	0,79

4.	Siarczany	$mgSO_4^{2-}/dm^3$	3,80
5.	Ortofosforany(V)	$mgPO_4^{3-}/dm^3$	6,00
6.	Fosfor	mg/dm^3	1,96
7.	pH	-	9,39
8.	Chlorowodór	mg/ kg	137 520
9.	Tritlenek azotu	mg/dm^3	0,4
10.	Ditlenek siarki	mg/kg	Poniżej progu oznaczalności

Wg Rozporządzenia Ministra Środowiska z dnia 24 lipca 2006r. *w sprawie warunków jakie należy spełnić przy wprowadzaniu ścieków do wód lub do ziemi oraz w sprawie substancji szczególnie szkodliwych dla środowiska wodnego*: „Do ziemi i do cieków wodnych mogą być wprowadzane ścieki, jeżeli nie przekraczają między innymi wartości: zawiesina ogólna 50 mg/dm^3, pięciodobowe biochemiczne zapotrzebowanie tlenu 30 mg O_2/dm^3, azot ogólny 30mg N/dm^3, fosfor ogólny 5 mg/dm^3" [1, 12, 13].
Jedynie dwa parametry zanieczyszczeń z wyciągu wodnego (tab.1) takie jak wartości fosforu 2 mg/dm^3 oraz duża ilość HCl (przeliczona na dm^3) 137 520 mg/ dm^3 mogą powodować niekorzystne zjawiska w środowisku naturalnym. Dlatego ścieki wymagają procesu oczyszczania przed wprowadzeniem do odbiorników wodnych. Wprowadzenie ścieków surowych do środowiska wodnego może wywołać zjawisko eutrofizacji oraz spowodować zakwaszenie gleby i wód. Duża zawartość kwasu solnego negatywnie oddziałuje na edafon glebowy zmniejszając jego liczebność i bioróżnorodność. W Polsce większość gleb to piaski oraz bielice, które mają odczyn w granicach 3-5, więc każde dodatkowe zakwaszanie może mieć poważne konsekwencje dla całego ekosystemu. Wg danych z karty charakterystyki kwasu chlorowodorowego kwas ten przy dawce 6 mg/dm^3 wywołuje negatywne działanie na wzrost roślin. Natomiast dla organizmów wodnych (ryb) dawka śmiertelna jest już przy stężeniu 25 mg/dm^3 [14, 15]

2. Metody oczyszczania fizyko-chemiczne stosowane na skale przemysłową

Do metod fizyko-chemicznych stosowanych na skalę przemysłową należą metody fizyczne polegające na procesie oczyszczania ścieków za pomocą: filtracji, separacji, sedymentacji czy sorpcji. Często jednak lepsze efekty pod względem czasu oczyszczania ścieków dają metody chemiczne w tym koagulacja, a następnie flokulacja. Ta metoda jest stosowana w oczyszczaniu ścieków „porecyklingowych", które zwierają domieszkę detergentów, frakcji tłuszczów i innych związków organicznych rozpuszczonych w roztworze wodnym. Wybór tej metody związany jest ze składem ścieków, zwierającym bardzo szeroką gamę różnych związków. W tym przypadku chemiczne zmniejszenie stopnia dyspersji układu koloidalnego doprowadza do łączenia substancji w większe aglomeraty tzw. kłaczki, które łatwo odseparować. Roztwory na bazie wody często oczyszcza się za pomocą koagulantu: siarczanu glinu, siarczanu żelaza, chlorku żelaza czy glinianu sodowego. W trakcie koagulacji roztwór musi być ciągle mieszany, co daje szybsze efekty w czasie strącania chemicznego. Drugi etap to proces flokulacji, który pomaga aglomeratom osiąść na dnie w celu szybkiej separacji. Ważne jest by zachować w trakcie reakcji odpowiedni odczyn w granicach 6-7, by efekt oczyszczania był na wysokim poziomie. Do oczyszczania płatka z zabrudzeń wykorzystuje się organiczne polimery, detergenty takie jak: Tissocyl CSB, który ma odpowiednie właściwości do rozpuszczania tłuszczów i olejów w wodzie. Jest on mieszaniną etoksylantów i alkoholi tłuszczowych, które bardzo dobrze rozpuszczają się w zimnej wodzie, bez względów na twardość wody, a ich struktura jest stabilna w wyniku działania kwasów

organicznych i alkaliów. Ważnymi cechami takich substancji jest zdolność emulgowania oraz możliwość częściowej biodegradacji po zakończeniu działania. Tissocyl stosuje się również we włókiennictwie i różnych pokrewnych gałęziach przemysłu. Umożliwia usuwanie klejonki z płatka tworzyw sztucznych w trakcie mycia w temp 20-110°C, przy różnym pH od 2-12. Często jednak dodaje się substancje pomocnicze takie jak Optavon DCS środek sekwestrująco-dypergujący, który wzmacnia działanie mycia.
Do szerokiej gamy związków rozbijających tłuszcz na małe cząsteczki należy również Tissocyl DLF, który jest powszechnie stosowany do obróbki włókien bawełnianych, jak również Tissocyl RLB, który posiada wysoką zdolność odtłuszczania, nawilżania i wiązania brudu w alkalicznym środowisku (30 % NaOH) [7, 8, 16].
W tabeli 2 zostały zestawione najczęściej stosowane detergenty według: obszaru zastosowania, charakterystyki, jak również właściwości fizyko-chemicznych.

Tab.2 Detergenty stosowane w przemyśle [17].

Produkt	Obszar zastosowania, charakterystyka	Chemiczne składniki	Właściwości fizykochemiczne	Grupa hydrofilowa
SINCAL F	detergent do zwilżania, mielenia, mycia wszystkich rodzajów włókien w zakresie pH od 2 do 12, wysoka wydajność, tworzy mikropianke	etoksylowane kwasy tłuszczowe i alkilosulfoniany	przezroczysty, bezbarwny płyn	anionowa
TISSOCYL CSB	uniwersalny detergent do włókien celulozowych i syntetycznych, nadają się do czyszczenia i usuwania klejonki z tkanin, dobre właściwości rozpuszczające, stosowany do zabrudzeń na bazie oleju i tłuszczy	oksyetylenowane alkohole tłuszczowe		niejonowa
TISSOCYL NEC CONC	środek skoncentrowany stosowany do produkcji gotowych do użycia detergentów (-> TISSOCYL NEC)			
TISSOCYL RLB	środek do celulozowych, wełnianych i syntetycznych włókien, ulega biodegradacji, wysoko skoncentrowany, doskonale emulguje, stosowany do zanieczyszczeń na bazie olejów mineralnych i estrów olejowych, wosków czy smarów.			
TISSOCYL RC 9	specjalny środek do usuwania tłustych smarów w	etoksylowane kwasy		

	szczególności olei silikonowych, dobrze emulguje smary w niskich temperaturach, niskopieniący	tłuszczowe i alkilosulfoniany	przezroczysty, bezbarwny płyn	niejonowa
TISSOCYL TW 2461	środek zwilżający do wstępnej obróbki włókien celulozowych i mieszanek z tworzyw sztucznych, stosowanych w szybkim barwieniu, doskonale myje i ma dobre właściwości emulgujące	oksyetylenowane alkohole tłuszczowe		
TISSOCYL USB	detergent do bawełny i jej mieszanek z syntetykami synergicznymi, dobre właściwości mycia i dyspergujące	etoksylowane alkohole tłuszczowe, związki organiczne, fosfor		

Wykorzystywanie środków kompleksujących na bazie fosfonianów (np. Tissocyl) jest szeroko rozpowszechnione na Świecie. Potrafi wiązać metale, wspierać procesy mycia, zapobiega rozproszeniu substancji stałych i stabilizuje nadtlenek wodoru, który przyśpiesza proces mycia. Czasem te środki są wykorzystywane jako regulatory procesowe wpływające na przyspieszenie bądź opóźnienie procesów chemicznych w cyklach produkcyjnych [16].
Bardzo ważna cecha tych związków to stabilna forma kompleksu chemicznego poprzez odpowiednią strukturę związku w której są wbudowane wielowartościowe metale (miedź, żelazo, mangan). Dodatkowo detergenty mogą być stosowane zarówno w środowisku alkalicznym jak i kwaśnym. Z aspektu praktycznego są również odporne na inne utleniacze i mogą wiązać magnez i wapń, co wpływa na zmniejszenie twardości wody. Oprócz tego stosuję się je do usuwania klejonki. Bardzo dobrze sobie radzi na tym polu Tissocyl DLF, Tissocyl C80 lub Tissocyl RLB [17].
Na rynku spotykane są również Skiantan-NW, który obniża dodatkowo znacznie twardość wody oraz Newazym AM, który umożliwia jednostopniową demineralizację.
W przemyśle nadal do oczyszczania ścieków poprzemysłowych dość często wykorzystywany jest koagulant glinowy (chlorek poliglinianu-PAX18). Wynika to z cechy, że dobrze rozpuszcza się w wodzie. Dzięki zjawisku koagulacji w szybki sposób ze ścieków zostają wytrącone związki, co wpływa na poprawę jakości wody poprzez otrzymanie lepszych parametrów fizyko-chemicznych (mętność, barwa i utlenialność).
PAX 18 wykorzystuje się do oczyszczania ścieków komunalnych, przemysłowych, jak również w innych dziedzinach gospodarki takich jak: produkcja papieru, zwalczanie bakterii nitkowatych, a nawet do uzdatniania wody na cele pitne [18]. Ważną cechą fizyczną tego związku jest dobra rozpuszczalność w wodzie. PAX należy do związków nieorganicznych z wbudowanym strukturalnie trójwartościowym glinem. Dlatego bardzo dobrze działa strącając inne substancje w roztworze. W przemyśle spotyka się również różne inne formy chlorku poliglinu (XL1, XL9, XL60, XL61, XL69, PAX 25), które są modyfikowane poprzez wzbogacenie ich o nowe jony Si, Na, Ca, Mg oraz Fe i SO_4.

Wg. danych literaturowych preparaty glinowe bardzo efektywnie usuwały związki organiczne z wody. Najlepsze parametry wody w krótkim czasie uzyskano przy zastosowaniu koagulantów: PAC, PAX XL-1, PAX XL-3 oraz przy siarczanie glinu w dawce >80g/m^3 [19]

4. Ekotoksyczność ścieków w wyniku stosowania koagulantów i detergentów

Ścieki surowe zawierają bakterie, związki biogenne (fosforany, azotany i azotyny) i inne niebezpieczne substancje (kwas solny, związki metali). Skażenie mikrobiologiczne w wyniku ścieków szarych jest mniej prawdopodobne. Jednak istnieje zagrożenie eutrofizacji zbiorników wody pod wpływem dostania się do wód zbyt dużej ilości związków biogennych. Koagulanty stosowane do oczyszczania np. polichlorek glinu są bardzo niebezpieczne dla środowiska wodnego, ze względu na zawartość w swojej strukturze glinu. Granica dawki toksycznej związku to 0,5- 10 mg/dm^3. Dla poszczególnych organizmów dawki śmiertelne są zróżnicowane. Tabela poniżej przedstawia toksyczność LD_{50} [11, 13, 18].

Tab.3 Toksyczność polichlorku glinu [18].

Lp	Gatunek	Jednostka	Toksyczność
1.	*Escherichia coli*	mg/ dm^3	100
2.	*Daphnia magna*		136
3.	*Scenedesmus*		1,5
4.	Ryby		0,5 - 10

PAX 18 przy odczynie 6,5 działa negatywnie poprzez hamowanie procesów samooczyszczania wód. Jony glinu są rozpuszczalne i szybko wnikają do gleby, gdzie uszkadzają system korzeniowy i wpływają na obniżenie odporności fizjologicznej roślin. Natomiast w zbiornikach wodnych już w ilościach 0,005 do 0,01% uszkadzają strukturę roślin poprzez zaburzenie w asymilacji wody ze związkami mineralnymi. Dla ssaków dawka toksyczna została wyznaczona na poziomie 2000mg/kg masy ciała. W wyniku kontaktu substancji PAX 18 ze skórą mogą wystąpić objawy alergiczne, zaczerwienienie, pieczenie [18, 20].

Środki kompleksujące na bazie fosfonianów w wyniku dostania się do środowiska mogą wywołać negatywne zjawisko – eutrofizacji. Dlatego ważne jest by w procesie koagulacji nastąpiło odseparowanie powstałych kłaczków, wtedy zostaje zmniejszona zawartość związków koagulujących w roztworze. Producenci tych środków szukają alternatywnych produktów, które działały by podobnie jak fosfoniany natomiast byłyby mniej niebezpieczne dla środowiska naturalnego. Związki te można usunąć w wyniku adsorpcji w bioreaktorach, ale wtedy mamy dodatkowe koszty związane z oczyszczaniem ścieków dla linii technologicznej. Dlatego szukana jest alternatywa w oczyszczaniu ścieków na skalę przemysłową.

Związki fosfonianów są dopuszczane przez organizację międzynarodową Global Organic Textile Standard (GOTS) odpowiedzialną za obrót środkami myjącymi na rynku europejskim. Wynika to z korzyści ekonomicznych i uniwersalnego zastosowania tych substancji na skalę przemysłową, ponieważ dają dobre efekty mycia w krótkim czasie.

Metody chemiczne nie są przyjazne dla środowiska. Ścieki przemysłowe po oczyszczeniu chemicznym często poddaje się dodatkowo oczyszczaniu biologicznemu w oczyszczalni ścieków komunalnych, by spełniały normy prawa wodnego. To zwiększa koszty utrzymania linii technologicznej [16].

5. Podsumowanie

Według prawa wodnego ścieki nie powinny być wprowadzane do wód bądź gleby bez uprzedniego oczyszczania [1]. Nawet jeśli ścieki zawierają substancje ulegające

biodegradacji. Ekosystemy gleb i wód posiadają określoną tolerancję i często brakuje odpowiednich badań, które określiły by addytywności czy synergizm zanieczyszczeń. To może spowodować założenie błędnych wniosków i nieść niepożądane negatywne skutki dla środowiska. Ścieki „porecyklingowe" posiadają określoną specyfikę jakości związaną z branżą recyklingu tworzyw sztucznych. Płatki z PET lub innych tworzyw powstające na linii technologicznej charakteryzują się zerową wymywalnością związków ze struktury polimeru, co jest pozytywne. Natomiast zanieczyszczenia pochodzą głównie z powierzchni płatka i są to przeważnie związki organiczne z resztek jedzenia, środków myjących i piorących oraz klejonki. W trakcie użytkowania, zbiórki oraz transportu butelki dodatkowo mogą ulec zanieczyszczeniu pyłami, piaskiem czy ziemią. Również w trakcie oczyszczania wykorzystywane są związki, które mogą powodować negatywne zjawiska w środowisku – eutrofizację, zakwaszenie [21].

W przemyśle podstawowym priorytetem jest ekonomia, dlatego stosowanie koagulantów jest zarówno oszczędne jak i wydajne. Możemy wykorzystać je jako regulatory procesowe, które umożliwiają nam obniżenie twardości wody, czy demineralizację. Obecnie koagulanty umożliwiają prowadzenie reakcji bez względu na odczyn. Nowe ulepszone formuły tych substancji są w stanie strącić większość związków, polepszając klarowność wody [16]. Niestety zawartość jonów metali oraz związki fosforu w detergentach i koagulantach są dużym zagrożeniem dla środowiska wodnego i glebowego. Dlatego poszukuje się nowych rozwiązań technologicznych na skalę przemysłową, by zastąpić tradycyjne metody oczyszczania. Proponuje się zastępowanie metod chemicznych metodami fizycznymi oraz biologicznym, ponieważ stosowanie ich jest bardziej przyjazne dla środowiska.

Literatura:

1. Al-Salem S.M., Lettieri P., Baeyens J., *Recycling and recovery routes of plastic solid waste* (PSW): A review Centre for CO2 Technology, Department of Chemical Engineering, School of Process Engineering, University College London (UCL), Torrington Place, London Waste Management 29, 2009, vol. 2625-2643,
2. Chmiel W., Pietrasiak J., *Przydomowe oczyszczalnie ścieków* Wydawca: Fundacja Wspomagania Wsi, Warszawa, 01-022 Bellottiego 1, wydanie trzecie, 2009
3. Czop M., Kozielska B., *Właściwości fizykochemiczne mieszanki odpadów z grupy poliolefin*, Katedra Technologii i Urządzeń Zagospodarowania Odpadów, Gliwice 2010, Archives of Waste Management and Environmental Protection, vol. 12 iss. 1(2010)55
4. C.W. Hickey, J. M. Quinn, R. J.Davies-Colley, *Effluent characteristics of domestic sewage oxidation ponds and their potential impacts on riverso*, Water Quality Centre Division of Water Sciences Department of Scientific and Industrial Research P. O. Box 11-115, Hamilton, New Zealand, 2010
5. Mehlhorn A. , Wickert N, *Complexing agents made by ZSM for optimizing textile wet processes*, Zschimmer & Schwarz Mohsdorf GmbH & Co KG, 2007
6. Prof. dr hab. inż. Rokicki G., *Zagospodarowanie odpadów poli(tereftalanu etylenu) (PET) pochodzących z butelek po napojach w procesie wytwarzania farb i lakierów.* Etap I i II wg harmonogramu rzeczowo- finansowego zadania wykonanego w ramach umowy nr 8/05/WN50/NE-OZ-TX/D na Wydział Chemiczny Pol. Warszawska, Warszawa 2005
7. Suligowski Z., Tuszyńska A, *Vadecum dla przedsiębiorców- Innowacyjne rozwiązania technologiczne*, Doświadczenie Partnerstwa „Budujmy Razem", Biuro Projektów, Olsztyn, 2010

8. Tissocyl ed., Tissocyl Rc9, Tissocyl RLB, *Concentrated detergent and wetting agent for the pre-treatment of cotton and synthetic fabrics*, Textilhilfsmittel Textile Auxiliaries Produits Auxiliaires Textiles, Zschimmer &Schwarz German, Burgstadt 2011
9. Walker C.H.,*Organic pollutants –an ecotoxicological Perspective* , USA, NW, 2009
10. Wandrasz J.,.Biegańska J, *Odpady niebezpieczne Podstawy teoretyczne*, wyd. Pol. Śląska,Gliwice 2003.
11. Wolbryska A., Zarzycki R., Mętlewiak B., *Wpływ rodzaju koagulantu glinowego na jakość wody uzdatnionej*, (4/75), 1999
12. Dane technologiczne Firmy Euro-Steel Recykling Sp.zo.o z siedzibą w Katowicach
13. Inwentaryzacja potencjału recyklingowego – Raport. „W trosce o Naturą" Kwartalnik Recyklingowy, Zima 2005, Nr4 (13), str.3-5
14. Tworzywa sztuczne odzysk i recykling , Recykling, 9 (129) 2011- str. 32-33
15. Ustawa z dnia 18 lipca 2001 r. Prawo wodne (Tekst jednolity: Dz. U. z 2005 r. Nr 239, poz. 2019) (Zmiany: Dz. U. z 2005 r. Nr 267, poz. 2255; z 2006 r. Nr 170, poz. 1217 i Nr 227, poz. 1658; z 2007 r. Nr 21, poz.125, Nr 64, poz. 427, Nr 75, poz. 493 i Nr 88, poz. 587)
16. http://www.chem.uw.edu.pl/people/AMyslinski/cw13/karty/HCl.pdf, 10.03.2012
17. http://www.jointex-hk.com/product_02c.php?cid=6,10.03.2012
18. http://kleje.roine.pl/kazeinowe.php, 15.03.2012
19. http://www.orangeseven.pl/ogloszenie2.html, 10.03.2012
20. http://www.weglostal.com.pl/pl_koagulanty_glinowe.html, 09.02.2012
21. http://www.zdorganika.pl/opis/kch_pax.pdf, 10.03.2012

Marta Klaus
Studenckie Koło Naukowe Chemii Środowiska
Uniwersytet Warmińsko-Mazurski w Olsztynie

Charakterystyka i sposoby postępowania ze ściekami z przemysłu farmaceutycznego

Słowa kluczowe: *ścieki przemysłowe, ścieki farmaceutyczne , metody oczyszczania,*
Key words*: industrial wastewaters, pharmaceutical wastewaters, methods of purification*

Streszczenie: W artykule przedstawiono zagadnienia dotyczące ścieków przemysłowych z naciskiem na ścieki przemysłu farmaceutycznego. Została omówiona problematyka oczyszczania ścieków zawierających substancje farmakologiczne na przykładzie Zakładów Farmaceutycznych Polpharma S.A. Zaprezentowane zostały technologie wykorzystane do uzdatnienia tych ścieków. Przytoczone zbiorcze wyniki analiz z lat 2008-2010 ścieków trafiających do homogenizatora oraz oczyszczonych ukazują wysoką skuteczność zastosowanych metod oczyszczania dla większości parametrów. Wyjątek stanowią, jak w większości przypadków oczyszczonych ścieków farmaceutycznych, związki azotowe.

Zagadnienia w niniejszym opracowaniu przedstawiono uwzględniając wymogi prawne.

Abstract: The article presents issues concerning industrial sewage with a focus on the pharmaceutical industry wastewaters. Discusses the problems of wastewater containing pharmacological substances on example Polpharma SA Pharmaceutical Plant. Presented are technologies used for the purification of these sewage. Quoted collective results of analyzes from the 2008-2010 of wastewater brought to the homogenizer and purified, shows high effectiveness methods of treatment for most parameters. The exception is, as in most cases of treated pharmaceutical wastewater nitrogen compounds.

The issues in this report are presented having regard to legal requirements.

1. Wprowadzenie

Według najnowszego raportu opublikowanego we wrześniu 2011 przez PwC oraz IMS Health „*Wkład innowacyjnego przemysłu farmaceutycznego w rozwój polskiej gospodarki*” Polska jest szóstym co do wielkości rynkiem farmaceutycznym w Europie. Fakt ten niewątpliwie wiąże się z pogorszeniem się jakości wód polskich pod względem zawartości substancji farmaceutycznych, pozostałości po lekach. Rejestr Środków Farmaceutycznych, dostępny na stronie Ministerstwa Zdrowia podaje ponad 10 000 zarejestrowanych środków farmaceutycznych. Leki trafiają do wód zarówno z przemysłu farmaceutycznego jak i ze ścieków bytowo-gospodarczych, stanowią duży problem w procesach oczyszczania ścieków. Obecnie stosuje się wiele metod oczyszczani ścieków po to by stanowiły one jak najmniejsze obciążenie dla środowiska.

2. Charakterystyka ścieków farmaceutycznych

Ścieki przemysłowe ogółem charakteryzują się wysokim stopniem zanieczyszczenia chemicznego, znaczną różnorodnością i zmiennością składu. Stopień zanieczyszczenia wyrażony w chemicznym zapotrzebowaniu tlenu (ChZT) może wahać się od 3000 do 200 000 mg/dm^3. Zmienność ta dotyczy również zawartości związków biogennych azotu i fosforu.

Ścieki pochodzące z przemysłu farmaceutycznego są trudne do ogólnego scharakteryzowania, ponieważ ich skład i właściwości zależą od specyfiki zakładu. Większość substancji zawartych w takich ściekach jest uciążliwa dla środowiska ze względu na swoja toksyczność i trudności związane z ich biodegradacja. W ściekach farmaceutycznych znajduje się związki takie jak różnego rodzaju rozpuszczalniki, surowce i półprodukty - anilina, salicylamid, bromki, chlorki, siarczany, salicylany, benzen oraz

pozostałości gotowych produktów – leków. [3,7] Te i wiele innych substancji czynią te ścieki niebezpiecznymi i szkodliwymi dla środowiska oraz ludzi, dlatego niedopuszczone są one do oczyszczalni ścieków komunalnych. Należy zaznaczyć, iż zazwyczaj brak wśród nich zanieczyszczeń mikrobiologicznych.

3. Oczyszczanie ścieków farmaceutycznych

Wraz z rozwojem przemysłu i ilości wytwarzanych przez nas ścieków wzrosła też świadomość ich szkodliwości dla środowiska. Zaczęto zauważać potrzebę oczyszczania płynnych odpadów przed włączeniem ich do ponownego obiegu w przyrodzie. Aktualnie istnieje wiele mniej lub bardziej skutecznych metod oczyszczania ścieków przemysłowych, jak i komunalnych.

Ścieki farmaceutyczne przed włączeniem do środowiska najczęściej poddawane są procesom odzyskania rozpuszczalników, usunięcia zawiesin, korekty pH oraz rozcieńczenia. Następnie za pomocą metod biologicznych stara się rozłożyć związki organiczne oraz substancje biogenne- związki azotu i fosforu. Jednak ze względu na bakteriostatyczne i bakteriobójcze właściwości tych ścieków procesy te nie przynoszą zadowalających efektów.[5] Wszystkie ścieki, które zostają włączone ponownie do środowiska muszą odpowiadać normom wyznaczonym w Rozporządzeniu Ministra Środowiska oraz zminimalizować swój wpływ na nie. Warunki jakie musi spełniać oczyszczony ścieknie odnoszą się tylko do zanieczyszczeń organicznych czy nieorganicznych, ale również pH i temperatury. W miejscu gdzie są one włączone do środowiska nie może zostać zachwiana równowaga biologiczna ani chemiczna wody.

Jednak po mimo stosowanych zabiegów w środowisku, w tym w wodzie pitnej ze źródeł powierzchniowych, znajduje się substancje pochodzenia farmakologicznego: antybiotyki, hormony, metabolity leków oraz leki w niezmienionej postaci. Włączenie tych substancji do obiegu w przyrodzie prowadzi za sobą wiele niebezpiecznych skutków.

4. Metody oczyszczenia ścieków przemysłowych oraz ich skuteczność na przykładzie oczyszczalni Zakładów Farmaceutycznych „Polpharma" S.A.

Oczyszczalnia ścieków znajduje się w odległości ok. 800m od Zakładu w miejscowości Owidz (gm. Starogard Gd.).

Podstawowe obiekty technologiczne oczyszczalni to:

- **Homogenizator**, który jest przeznaczony do uśredniania składu dopływających do oczyszczalni ścieków.
- **Neutralizator,** w którym zachodzi neutralizacja kwaśnych ścieków przy pomocy 5% roztworu mleka wapiennego.
- **Studnia mieszania i pomiarowa.**
- **Komory napowietrzania,** przeznaczone do oczyszczania ścieków za pomocą osadu czynnego.
- **Instalacja dozowania PIX-u.** Jest to zbiornik magazynowy z tworzywa kwasoodpornego , pompa dozująca Grundfos oraz instalacja rurowa z zaworami dozującymi na każdą komorę napowietrzania
- **Osadniki wtórne** przeznaczone do przetrzymywania ścieków przez okres dłuższy niż 10 godzin.
- **Komora tlenowej stabilizacji osadu nadmiernego.**
- **Hala dmuchaw.**

- **Budynek odwadniania osadu,** w którym znajduje się prasa Belmera współpracująca ze stacją przygotowania flokulantów.
- **Kanał zrzutowy oczyszczonych ścieków,** jest wyposażony w przepływomierz ultradźwiękowy i automat do pobierania próbek ścieków.
- **Zbiornik ziemny – awaryjny**

Tabela 1. Średni skład ścieków technologicznych dopływających do homogenizatora w latach2008-2010

Wskaźnik zanieczyszczeń	**Stężenia zanieczyszczeń w ściekach dopływających do homogenizatora [mg/dm3]**		
ROK	***2008***	***2009***	***2010***
Przepływ [m^3/rok]	1323414	1009686	1108256
Odczyn	5,8	5,6	5,7
ChZT	1 245,664	1 217,317	1 152,867
BZT_5	766,994	906,642	754,242
Chlorki	554,586	407,733	437,125
Siarczany	106,049	71,625	76,892
Fenol	5,633	8,048	4,300
Zawiesina ogólna	27,617	35,692	38,183
Azot ogólny	81,972	70,917	67,958
Fosfor ogólny	11,142	6,525	13,492

Źródło: Operat wodno-prawny Zakładów Farmaceutycznych Polpharma S.A.

Charakter oraz zawartość zanieczyszczeń ścieków zakładów farmaceutycznych może zmieniać się na przestrzeni lat, co wynika ze zmieniającego się profilu produkcji.

Ścieki, które trafiają do oczyszczalni z Zakładu są zanieczyszczone głównie rozpuszczalnikami, jednak trafiają do nich również substancje takie jak: kwas octowy i siarkowy, fenol, salicylamid, mocznik, salicylany czy inne substancje pochodzące z produkcji farmaceutycznej. Technologie zastosowane w oczyszczalni mają za zadanie:
- uśrednienie składu i jakości dopływających ścieków;
- korektę odczynu pH;
- biologiczne usuwanie zanieczyszczeń organicznych oraz związków azotu i fosforu w jednostopniowym procesie osadu czynnego korektę zawartości fosforu metodą strącania chemicznego (PIX-em)
- separację osadu czynnego od oczyszczonych ścieków w procesie sedymentacji wtórnej;
- stabilizację tlenową osadu nadmiernego;
- odwodnienie nadmiernego osadu czynnego w stacji odwodnienia osadu ze wspomaganiem procesu przy pomocy polielektrolitu [6]

Ścieki po oczyszczeniu zostają włączone ponownie do obiegu w cieku rzeki Wierzycy, z kolei odwodniony osad wywożony jest w sposób ciągły przez firmę, która posiada stosowne pozwolenia i trafia składowisko odpadów, gdzie jest wykorzystany do jego rekultywacji.

Tabela 2. Ilość i średni roczny skład ścieków wprowadzanych do rzeki Wierzycy

Oznaczenie	**J.m.**	**Wartość dopuszczalna**	**2008**	**2009**	**2010**
Przepływ	*m3/rok*	-	*2 611 729*	*2 452 139*	*2 913 299*
Odczyn	-	6,5-8,5	7,9	7,8	7,8
ChZT	mg/dm3	125	92,21	81,57	84,01
BZT_5		25	5,79	5,60	5,18

Chlorki		1000	276,33	207,10	243,82
Siarczany		500	66,25	59,58	71,92
Fenole lotne		0,1	0,023	0,016	0,018
Zawiesina ogólna		35	12,09	11,08	15,28
Azot ogólny		70	25,68	19,57	23,23
Fosfor ogólny		3	1,34	0,71	1,60
Arsen		0,1	0,0	0,0	0,0
Kadm		0,002	0,0	0,0	0,0005
Chrom ogólny		0,5	0,0027	0,0021	0,0035
Miedź		0,5	0,001	0,0016	0,0093
Rtęć		0,0012	0,0003	0,0013	0,0008
Nikiel		0,5	0,0033	0,0018	0,0052
Ołów		0,5	0,0	0,0	0,0
Tal		1	0,001	0,003	0,001
Cynk		2,0	0,238	0,0857	0,5087
Dioksyny i furany	ng/dm3	0,012	0,018	0,0000364	0,02224

Źródło: Operat wodno-prawny Zakładów Farmaceutycznych Polpharma S.A.

5. Podsumowanie

W wyniku zastosowania wyżej wymienionych metod oczyszczalnia Zakład otrzymuje ścieki o parametrach nieprzekraczających norm zawartych w Rozporządzeniu Ministra Środowiska z dnia 24 lipca 2006r. *w sprawie warunków, jakie należy spełnić przy wprowadzeniu ścieków do wód lub do ziemi, oraz w sprawie substancji szczególnie szkodliwych dla środowiska wodnego* (Dz.U. z 2006r. Nr 137, poz. 984).

Lekko kwaśny odczyn ścieków został skutecznie zneutralizowany mlekiem wapiennym do pH równego średnio 7,8. Uzyskano jednocześnie wysoką redukcję ChZT – 93%. Pozostałe parametry również uległy redukcji w stopniu zadowalającym. W przypadku zawartości azotu ogólnego ustawowy wskaźnik dopuszczalnej zawartości jest inny niż w Operacie, została wynegocjowana dopuszczalna podwyższona zawartość azotu (z 30mg/dm^3 na 70mg/dm^3). Stało się tak, ponieważ po mimo dostosowania się do wszystkich warunków zawartych w Rozporządzeniu nie udało się w wystarczającym stopniu zredukować ilości azotu .

Redukcja azotu jest problemem charakterystycznym dla oczyszczalni zakładów farmaceutycznych. Przyczyną takiej sytuacji są zawarte w ściekach związki o działaniu bakteriostatycznym, inhibicji ulegają procesy nitryfikacji, denitryfikacji, a początkowy proces amonifikacji – przebiega z niską wydajnością. [4] Mimo wysokiej skuteczności tego typu oczyszczalni w usuwaniu większości zanieczyszczeń do środowiska wciąż trafiają substancje będące pochodnymi leków bądź surowce, półprodukty do ich wytwarzania. Takie wyniki alarmują o konieczności podjęcia badań i ulepszeniu biologicznych, chemicznych metod oczyszczania ścieków pochodzących z zakładów farmaceutycznych, przede wszystkim odnosi się to do związków azotowych.

Literatura

1. Bartkiewicz B. ,*Oczyszczanie ścieków przemysłowych*, Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa 2002

2. Deneka A., Ignatowicz M., Ostrowski J., Wiśniewski B., *Wkład innowacyjnego przemysłu farmaceutycznego w rozwój polskiej gospodarki – Raport 2011*
3. Halling-Sørensen B, Nors Nielsen S, Lanzky PF, Ingerslev F, Holten Lützhøft HC, Jørgensen SE., *Occurrence, fate and effects of pharmaceutical substances in the environment- A review* Chemosphere 1998; 36(2)
4. *Jamróz* M., *Badanie efektywności biologicznego oczyszczania ścieków farmaceutycznych*, praca dyplomowa, Politechnika Gdańska, Wydział Chemiczny, Gdańsk 2001
5. Meinck F., Stooff H., Kohlschutter H.; tł. z niem., *Ścieki przemysłowe,* Arkady, Warszawa 1975
6. Operat wodno-prawny Zakładów Farmaceutycznych Polpharma SA ,
7. Stuer-Lauridsen F., Birkved M., Hansen LP., Lützhøft HC., Halling-Sørensen B., *Environmental risk assessment of human pharmaceuticals in Denmark after normal therapeutic use.* Chemosphere 2000;40(7)
8. White, J.R., Belmont, M.A., Metcalfe, C.D., *Pharmaceutical compounds in wastewater: wetland treatment as a potential solution.* The Scientific World JOURNAL 2006/6

Anna Kozłowska, Paulina Gawryluk
Koło Młodych PZiTS
Politechnika Białostocka

Oczyszczanie hydrobotaniczne

Słowa kluczowe: *oczyszczanie ścieków, hydrobotaniczne oczyszczanie ścieków*
Key words: *sewage treatment plant, wastewater treatment*

Streszczenie: Na początku prezentacji wyjaśniono pojęcie oczyszczalni hydrobotanicznej. Następnie omówiono wszelkie procesy zachodzące na tego typu oczyszczalni, zasadę na jakiej działa oraz urządzenie które wchodzą w jej skład. Przedstawiono również przykładowe schematy tego typu oczyszczania ścieków. W związku z tym, że oczyszczanie zachodzi dzięki wykorzystaniu biologicznej aktywności odpowiednio dobranych roślin w kolejnej części prezentacji opisano najczęściej wykorzystywane rośliny w tym procesie. W kolejnych punktach prezentacji skupiono się na eksploatacji układu oraz efekcie oczyszczania. Podsumowując wszystkie informacje na temat roślinnej oczyszczalni ścieków wymieniono jej wady i zalety.
Abstract: At the beginning of presentation explained concept of sewage treatment plant. Next presented all processes which occurring on this treatment , principle of its operation and presented all the devices used in sewage treatment. Otherwise showed how this treatment looks like. Therefore, the wastewater treatment occurs through the use of the biological activity of selected plants ,in the next paragraph described most commonly used plants in this process. The following sections of the presentation focused on the exploitation of this sewage treatment plant and its purifying effects. At the end of the presentation summarized all the information about sewage treatment plant and listed the advantages and disadvantages.

1. Wprowadzenie:

W dzisiejszym świecie wiele ludzi szczególnie mieszkających na terenach wiejskich nie ma dostępu do kanalizacji. Szczęście mają ci, których działki znajdują się na terenach skanalizowanych – wystarczy podłączyć się do kanalizacji zbiorczej . Jednak z uwagi na bardzo wysokie koszty prowadzenia sieci kanalizacyjnej oraz budowy oczyszczalni ścieków większość terenów w Polsce jest nieskanalizowana.

Najprostszym i najtańszym inwestycyjnie rozwiązaniem jest budowa szamba. Jest to jednak metoda bardzo droga w eksploatacji, bo każdy z nas produkuje średnio 150 l ścieków w ciągu doby. Co po przeliczeniu dla typowej 4-osobowej rodziny zamieszkującej dom jednorodzinny, daje w efekcie pojemność 8 m3 w ciągu ok. 14 dni. Ta ilość ścieków odpowiada jednemu przyjazdowi wozu asenizacyjnego (jednorazowy przyjazd to wydatek rzędu 160 zł). Pozwala to na oszacowanie rocznych kosztów związanych z wywozem ścieków na poziomie 2400 zł, co jest sumą niebagatelną dla przeciętnego właściciela posesji. Dlatego też warto zainwestować w przydomową **oczyszczalnię ścieków**. Firmy oferujące przydomowe oczyszczalnie ścieków wykonują z reguły kompleksową usługę od projektu, poprzez załatwienie formalności, po wykonanie i odbiór.

2. Przydomowe hydrobotaniczne oczyszczalnie ścieków

Oczyszczalnie hydrobotaniczne (inaczej hydrofitowe) to rodzaj przydomowej oczyszczalni ścieków w której do oczyszczania wykorzystywane są rośliny wodne lub bagienne. Hydrobotaniczne oczyszczalnie ścieków były jednym z pierwszych sposobów na radzenie sobie z osadami i ściekami. Pierwsze takie oczyszczalnie powstały w drugiej połowie XIX wieku. [1]

W oczyszczalniach roślinnych za oczyszczanie odpowiada złożony proces w ,którym swoją role odgrywają wszystkie części składające się na proces oczyszczania: woda, podłoże mineralne, rośliny, mikroorganizmy, bezkręgowce i kręgowce. [1]

Do oczyszczalni hydrobotanicznej można odprowadzić ścieki bytowo - gospodarcze, a także przemysłowe: np. mleczarni, browarów, fabryk papieru, cukrowni. [1]

2.1 Zasada działania oczyszczalni

Oczyszczanie ścieków przebiega w dwóch etapach – mechanicznym i biologicznym. Ścieki charakteryzują się dużym stężeniem związków organicznych, które z mogą być wykorzystane przez bakterie i inne drobnoustroje i ta właśnie cecha, czyli możliwość spożytkowania przez różnego rodzaju organizmy substancji rozpuszczonych w wodzie pozwala na skuteczne oczyszczenie ścieków w filtrach roślinnych. W zależności od etapów oczyszczania redukcja zanieczyszczeń może przebiegać na drodze tlenowej lub beztlenowej. [2]

W pierwszym elemencie oczyszczalni botanicznej jakim jest osadnik gnilny (np. szczelne szambo) zachodzą przede wszystkim reakcje beztlenowego rozkładu zanieczyszczeń. W ich wyniku powstaje szereg bardzo toksycznych gazów jak metan, siarkowodór. W osadnikach gnilnych mają miejsce, również procesy oczyszczania mechanicznego, które powodują usunięcie ze ścieków dużych zanieczyszczeń i substancji łatwo opadających, takich jak ziarnka piasku, fragmenty opakowań, części warzyw itp., oraz magazynowanie tych wytrąconych osadów pod warstwą ścieków, gdzie ulegają fermentacji beztlenowej czyli przechodzą wstępny proces rozkładu biologicznego. Pełni on także rolę separatora tłuszczów, olei oraz zawiesiny mineralnej i organicznej. [6]

Dopiero tak podczyszczone ścieki kierowane są na filtr gruntowo roślinny, który służy jako zbiornik retencyjny dla ścieków podczyszczonych. Tam następuje dalszy, zasadniczy proces oczyszczania ścieków przy pomocy roślin oraz drobnoustrojów. [6]

2.2 Urządzenia wykorzystane w hydrobotanicznej oczyszczalni ścieków

Podstawowymi urządzeniami wykorzystywanymi w tego typu oczyszczalni są: osadnik gnilny oraz przepompownia. W przypadku gdy filtr gruntowo roślinny położony jest wyżej niż osadnik gnilny wtedy ścieki należy przepompować. Niezbędnym też urządzeniem jest studzienka umożliwiająca regulację poziomu ścieków. Rolę regulatora poziomu ścieków spełnia odpowiednia elastyczna rura, której podnoszenie lub opuszczanie będzie powodować pożądaną zmianę. [6]

2.3 Wykorzystywane rośliny

Wszystkie wykorzystywane rośliny w oczyszczalni hydrobotanicznej, w naturalnych warunkach, rozwijają się w miejscach podmokłych, które charakteryzują się ciężkimi warunkami bytowania i są środowiskami bardzo ubogimi w tlen są to między innymi: trzcina pospolita, manna mielec, pałka szerokolistna, kosaciec żółty, rzęsa drobna, wierzba wiciowa i wiele innych.[3]

Rośliny służą przede wszystkim do spulchniania i napowietrzania substratu. Powstaje w ten sposób luźna warstwa, która zapewnia optymalną wymianę gazową i optymalne warunki do życia mikroorganizmów. Rozkładu substancji odżywczych dokonują mikroorganizmy, mineralizując składniki organiczne ścieków. [7]

Każda z wyżej wymienionych roślin radzi sobie doskonale w środowiskach podmokłych z małą ilością tlenu i są dla tych ekosystemów organizmami charakterystycznymi. Wszystko to zawdzięczają tkance powietrznej zwanej aerenchymą. [2]

Tkanka ta zbudowana jest z ogromnych przestworów międzykomórkowych, tworzących wewnętrzne zbiorniki powietrza niezbędnego w procesie oddychania. Są one obecne w całej roślinie, dzięki czemu możliwy jest transport tlenu z części naziemnych do organów znajdujących się pod wodą. W ten sposób cała roślina jest zaopatrywana w ten życiodajny

pierwiastek i może z powodzeniem rozwijać się w tak niekorzystnym dla innych organizmów siedlisku. [2]

Korzenie roślin poprawiają hydraulikę podłoża ułatwiając przepływ ścieków, dzięki czemu nawet po wielu latach eksploatacji ścieki bez przeszkód przepływają przez całe złoże. [3]

Rola roślin jest bardzo ważna, lecz nie one decydują o skuteczności oczyszczania. Ich funkcja polega przede wszystkim na napowietrzaniu filtra oraz na polepszaniu drożności całego filtra. Nie bez znaczenia, jest również fakt zużywania części wody w procesie transpiracji, dzięki czemu zmniejsza się ilość ścieków. Ponadto mogą one brać również udział w eliminowaniu metali ciężkich, które wbudowują w swoje tkanki. [3]

Dzięki temu rośliny są nieodłącznym elementem każdej oczyszczalni hydrobotanicznej, który umożliwia jej dobre funkcjonowanie przez długie lata.

2.4 Eksploatacja

Złoże należy kontrolować poprzez poziomu ścieków i ewentualne jego obniżanie zimą, w celu zapobiegania przemarzaniu ścieków na powierzchni. Ważne jest też, żeby korzenie były przykryte wodą, by rośliny nie obumarły. [2]

Co pewien czas osady z osadnika wstępnego usuwa się na specjalne poletka. Osady powstające w takiej oczyszczalni mogą być odwadniane i unieszkodliwiane również przy użyciu trzciny. Posadzenie roślin bagiennych powoduje trzykrotne zwiększenie ilości odparowywanej wody z powierzchni gruntu, co można wykorzystać do odwadniania osadów. System korzeniowy i kłącza rozrastając się zapewniają dotarcie tlenu do całej warstwy osadu oraz przyśpieszają odpływ cieczy osadowych. Ponadto utrzymuje się drożność warstwy drenażowej, znajdującej się pod osadem. Tak jak w przypadku ścieków, osady ulegają rozkładowi na czynniki pierwsze, dzięki strefom tlenowym i beztlenowym, co powoduje częściowe uwolnienie wody zawartej w strukturze ścieków. Na takich poletkach można osiągnąć nawet dziewięćdziesięciokrotną redukcję objętości osadu. Osad można też wywozić wozem asenizacyjnym do oczyszczalni ścieków. [2]

Trzciny się nie kosi. Po kilku latach ze słomy trzcinowej na powierzchni poletek tworzy się kilkudziesięciocentymetrowa warstwa ocieplająca, doskonale wspomagająca oczyszczanie ścieków.[2]

Oczyszczalnie wymagają szczególnej pielęgnacji jedynie przez pierwsze dwa-trzy lata należy wtedy usuwać chwasty, spulchniać wypełnienie złoża w miejscach zbyt mocno udeptanych i dbać o sadzonki trzciny, gdyż nie są one jeszcze dobrze ukorzenione. [2]

2.6 Lokalizacja

Zaleca się stanowiska nasłonecznione, osłonięte przed wiatrem, gdzie panują nieco wyższe temperatury i rośliny mogą lepiej rosnąć. Oczyszczalnia musi być odpowiednio wypoziomowana, tak aby w okresach wysokiego przepływu wody w odbiorniku oczyszczalni nie dochodziło w oczyszczalni do podpiętrzenia czy nierównomiernego przepływu. Aby uniknąć przenikania ścieków do gruntu i wód gruntowych należy uszczelnić dno zbiornika. Jeżeli nie dysponujemy glebą nieprzepuszczalną, należy zapewnić szczelność stosując np. gliną czy folię z tworzywa sztucznego. Wierzch złoża pokryty zostaje warstwą chroniącą przed zapachami oraz mrozem (keramzyt, koks itp) , a w miejscach szczególnie narażonych na silne mrozy można rozpiąć dodatkowo folie. [7]

2.5 Efekt oczyszczania

Wydajność czyszcząca hydrobotanicznej oczyszczalni ścieków zależy przede wszystkim od poprawnej eksploatacji. Należy poprawnie dobrać ilość dopływających ścieków, co wpływa na powierzchnię złoża. Zbyt mała ilość ścieków może wpływać na usychanie roślin natomiast zbyt duża skraca czas zatrzymania ich na złożu filtracyjnym. Za

oczyszczanie odpowiedzialne są głównie bakterie i drobnoustroje, rośliny udrażniają hydraulicznie złoże oraz dostarczają tlenu i stwarzają środowisko reakcji. Prawidłowo wykonana czyszczalnia hydrobotaniczna może zapewniać przez całe lata bardzo wysokie parametry oczyszczania. Dwa etapy oczyszczania: mechaniczne i bardzo skuteczne oczyszczanie biologiczne, co zapewnia wysoki stopień redukcji BZT5 i zawiesin (95-98%) oraz dość dużą redukcję zawartości azotu i fosforu (50-80%).

3. Wady i zalety oczyszczalni hydrobotanicznej

Niewątpliwą zaletą oczyszczalni hydrobotanicznej jest to iż przy pomocy tej techniki oczyszczania z zastosowaniem roślin oraz różnych technik infiltracji do gruntu woda oczyszczana jest w naturalny sposób i może być wykorzystana powtórnie lub przyczyniać się do odtwarzania lokalnych wód gruntowych. Oczyszczalnia nie wymaga stałego nadzoru oraz jest odporna na ewentualne zakłócenia w dostawie i składzie ścieków. Ponadto należy zwrócić uwagę na niskie koszty wynikające z zastosowania małej ilości urządzeń technicznych, niskie koszty utrzymania, względy estetyczne: wkomponowanie w krajobraz, stabilność procesów zimą i latem, prosta eksploatacja, trwałość technologii (50 - 100 lat), niska (często zerowa) energochłonność, możliwość dostosowania do potrzeb użytkowników oraz to, że w jej sąsiedztwie nie wyczuwa się nieprzyjemnych charakterystycznych dla oczyszczalni tradycyjnych. [2]

Oczyszczone ścieki, mogą być wpuszczone do odbiornika-rzeki lub jeziora (gdy posiadamy pozwolenie wodno-prawne). Mogą też zostać wykorzystane do budowy własnego stawu, lub oczka wodnego w którym znajdą się ozdobne ryby, rośliny. Tak oczyszczone ścieki można wykorzystać rolniczo do nawadniania sadów, trawników itp.

Jednak każdy system posiada także wady należą do nich np. konieczność występowania dużej różnorodność składników fizycznych, chemicznych i biologicznych, aby mogły zachodzić procesy zarówno rozkładu, jak i syntezy. Najbardziej istotną wadą jest to iż przez wszystkie etapy oczyszczania mogą przedostać się bakterie i wirusy. Z tego powodu nie jest możliwe wykorzystanie oczyszczonych ścieków np. do podlewania upraw warzywnych. [2]

Literatura

1. Grzybowski M., 1994, *Przydomowa oczyszczalnia trzcinowa*, "Murator" 3, 86-89
2. Małkowska I., *Oczyszczalnie gruntowo-korzeniowe* http://www.budujemydom.pl/artykuly/69_oczyszczalnie_gruntowo-korzeniowe/
3. Obarska-Pempkowiak H., 1996, *Wykorzystanie roślin ekosystemów bagiennychdo oczyszczania ścieków i unieszkodliwiania osadów ściekowych*, Wiad. Melioracyjne i Łąkarskie 1.
4. Pietrasik S. (red.), 2001, *Hydrobotaniczne metody oczyszczania ścieków*, Ogólnopolskie Towarzystwo Zagospodarowania Odpadów „3R", Tow. na rzecz Ziemi, Woj. Fundusz Ochrony Środowiska i Gosp. Wodnej w Krakowie, UW w Bielsku-Białej, UM w Andrychowie.
5. Skarbek R., 1995, *Oczyszczanie ścieków bytowo-gospodarczych na obszarach wiejskich*, "Aura", 14-16
6. Czuchra K. - *Hydrobotaniczne oczyszczalnie ścieków* BZB nr 22 http://www.zb.eco.pl/bzb/22/
7. Gąsiorowski M. – architekt krajobrazu, *Hydrobotaniczne oczyszczalnie ścieków* http://www.stawy-kapielowe.com.pl/oczyszczalnie-sciekow.html

inż. Dariusz Kozłowski
Politechnika Białostocka
Wydział Budownictwa i Inżynierii Środowiska

Intensyfikacja procesu denitryfikacji przy zastosowaniu preparatu Brenntaplus VP1
Intensification of the denitrification process by using preparation Brenntaplus VP1

Słowa kluczowe: ścieki, biologiczne oczyszczanie, denitryfikacja, zewnętrzne źródło węgla
Keywords: wastewater, biological treatment, denitrification, external carbon source

Streszczenie: Obiektem badań była Oczyszczalnia Ścieków w Białymstoku. Przeprowadzone badania potwierdzają pozytywny wpływ preparatu Brenntaplus VP1 na przebieg procesu denitryfikacji. Zewnętrzne źródło węgla zwiększa ilość usuwanego azotu ze ścieków i pozwala na osiąganie jego stężeń w oczyszczonych ściekach poniżej 10 mgN/dm^3.

Abstract: The object of the study was Wastewater Treatment Plant in Bialystok. The study confirms the positive impact Brenntaplus VP1 on denitrification process. External carbon source increases the amount of nitrogen removed from wastewater and allows to achieve nitrogen concentration in the treated wastewater below 10 mgN/dm^3.

1. Wprowadzenie

Zwiększona ilość azotu i fosforu w naturalnym środowisku wodnym powoduje wystąpienie zjawiska eutrofizacji, które związane jest z nadmiernym rozwojem glonów (tzw. „zakwitem glonów") oraz wyższych form życia roślinnego. Konsekwencją jest rozkład obumarłych glonów oraz wystąpienie deficytu tlenowego, który prowadzić może do zaniku życia w środowisku wodnym oraz pogorszenia wskaźników jakości wody. Usuwając związki biogenne w procesie oczyszczania ścieków, ogranicza się rozwój glonów oraz zapobiega znacznemu pogorszeniu jakości wód odbiornika [1].

Eliminację azotu w technologii oczyszczania ścieków zapewniają jedynie procesy biologiczne, do których zaliczyć można: amonifikację, nitryfikację oraz denitryfikację. Nie ma tu możliwości posiłkowania się strącaniem chemicznym nadmiaru zanieczyszczenia, tak jak to ma miejsce w przypadku fosforu. Procesy te następują tylko w określonych warunkach, w specjalnie przystosowanych układach oczyszczania biologicznego. Parametrami, które warunkują przebieg poszczególnych procesów (nitryfikacji i denitryfikacji) są: temperatura, wiek osadu, stężenie tlenu rozpuszczonego w ściekach, odczyn ścieków, brak substancji toksycznych. Im bardziej zaawansowany technologicznie układ, tym więcej warunków należy spełnić, aby zapewnić prawidłowy przebieg procesu oczyszczania. Dodatkowym problemem jest dostępność łatwo przyswajalnych związków węgla, które są niezbędne dla prawidłowego funkcjonowania mikroorganizmów. Ich deficyt często spotykany jest w układach, w których mamy do czynienia z kompleksowym usuwaniem związków biogennych, a proces denitryfikacji realizowany jest niemalże na końcu ciągu technologicznego. Gdy stopień denitryfikacji jest limitowany z powodu niewystarczającej ilości lub jakości związków organicznych w ściekach, wykorzystuje się dodatkowe (konwencjonalne bądź alternatywne) źródło węgla.

Dobrze znanymi i często stosowanymi substancjami tego typu są między innymi: metanol, etanol (skażony bądź nie), kwas octowy, glikol. Substancje te mogą być stosowane nawet wtedy, gdy ilość węgla niezbędnego do przeprowadzenia denitryfikacji jest wystarczająca, ale jakość substratu nie pozwala na osiągnięcie odpowiednich prędkości procesu. W takich wypadkach, kiedy kubatura istniejącego reaktora jest za mała,

zastosowanie „lepszego” źródła węgla umożliwia właściwą denitryfikację bez konieczności zmiany objętości komory anoksycznej. [2, 3] Wyżej wymienione substancje mają wiele zalet. Zaliczyć do nich można chociażby stały skład, łatwość w aplikacji, stosunkowo łatwą kontrolę procesu. O ile konieczność budowy stacji dozowania reagenta nie jest na tyle poważną wadą aby odstąpić od zamiaru stosowania konwencjonalnych źródeł węgla, o tyle fakt, że mamy do czynienia z substancjami palnymi i niebezpiecznymi może zmusić do głębszego zastanowienia nad zastosowaniem tego typu rozwiązania.

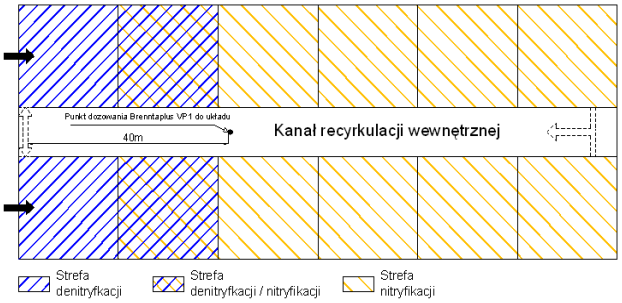
2. Metodyka badań

Obiektem badań była oczyszczalnia w Białymstoku, zlokalizowana przy ulicy Produkcyjnej 102. Odbiornikiem oczyszczonych ścieków jest rzeka Biała. Projektowa przepustowość oczyszczalni wynosiła 176 500 m^3/d przy założeniu, że usuwane będą jedynie zanieczyszczenia organiczne. Zmiany w obowiązującym prawie wymusiły modernizację obiektu i dostosowanie procesu oczyszczania do usuwania związków biogennych. Ograniczono przepustowości oczyszczalni oraz zaadaptowano części osadników wstępnych na potrzeby komór predenitryfikacji i defosfatacji biologicznej. [4, 5] Na dzień dzisiejszy oczyszczalnia przyjmuje ścieki z ponad trzystutysięcznej aglomeracji, a jej średnia przepustowość wynosi około 70 000 m^3/d. Schemat technologiczny oczyszczalni przedstawia rysunek 1.

Decyzja o zastosowaniu zewnętrznego źródła węgla na badanym obiekcie nie została podjęta z dnia na dzień. Poprzedziły ją liczne próby zmian ustawień hydraulicznych oczyszczalni, które nie przyniosły oczekiwanych efektów. W związku z powyższym postanowiono zastosować jedno z konwencjonalnych źródeł węgla [4]. Jako preparat stanowiący zewnętrzne źródło węgla wybrano Brenntaplus VP1. Skład preparatu bazuje na specjalnie dobranej mieszaninie alkoholi, cukrów i protein, które są idealną pożywką dla mikroorganizmów. Dodatkową zaletą jest fakt, że tego typu mieszanina gwarantuje wyższą różnorodność gatunkową w osadzie czynnym, niżeli np. przy stosowaniu samego metanolu czy etanolu [6]. Zdaniem eksploatatora, wybór produktu firmy BRENNTAG podyktowany był przede wszystkim jego właściwościami (niepalny, niewybuchowy, bezpieczny, w pełni biodegradowalny) oraz wysokim stężeniem ChZT. Pierwsze testy rozpoczęto w lipcu 2008 roku prowadzono na jednym z czterech ciągów technologicznych (każdy z nich składa się z dwóch komór osadu czynnego i wspólnego kanału recyrkulacji). Ostatecznie (na podstawie doświadczeń) miejsce dawkowania ustalono w odległości 40 metrów od przelewu do strefy anoksycznej (Rys. 2). [4, 7] Pozytywne doświadczenia ze stosowania produktu podczas testów z porównawczym ciągiem technologicznym, wpłynęły na decyzję o rozszerzeniu testu na wszystkie baseny biologiczne od połowy października 2009 roku. Wspomaganie procesu denitryfikacji zewnętrznym źródłem węgla prowadzone jest przez cały rok z wyłączeniem okresów, kiedy temperatura ścieków w komorach spada poniżej 12°C [7].

Badania prowadzono na jednym z czterech ciągów technologicznych w okresie od połowy kwietnia do końca września 2011 roku (z wyłączeniem miesiąca sierpnia). Dokonano w sumie szesnastu poborów. Próbki ścieków pobierane były ręcznie, bezpośrednio z komór biologicznych. W celu uśrednienia próbek z każdego punktu pobierano około 2 dm^3 ścieków. Próbki pobierano w następującej kolejności: z komory predenitryfikacji, defosfatacji, denitryfikacji, nitryfikacji(I), nitryfikacji(IV). Wszystkie próbki ścieków zaraz po pobraniu poddawano filtracji próżniowej. W filtracie każdorazowo oznaczano: ChZT, BZT_5, NH_4^+, NO_3^-, PO_4^{3-}, TKN, OWO. Wyniki własnych badań zostały dodatkowo wzbogacone o zestawienia parametrów ścieków surowych i oczyszczonych, udostępnionych przez kierownictwo Oczyszczalni Ścieków w Białymstoku.

Rys. 2. Układ stref w komorach osadu czynnego oraz miejsce dawkowania Brenntaplus VP1
Fig. 2. System zones in the chambers of activated sludge and the place dosing Brenntaplus VP1



Źródło: Opracowanie własne.

3. Omówienie wyników badań

W celu wyciągnięcia podstawowych wniosków ograniczono się jedynie do analizy jednej z szesnastu serii przeprowadzonych badań (Tabela1). Stosunek ChZT do BZT_5 w ściekach surowych wynosi 1.54. Świadczy to o tym, iż mamy do czynienia ze ściekami łatwo biodegradowalnymi. Istotnym jest fakt, że podczas mechanicznego oczyszczania (pomiędzy próbką 0 a 1) usuwane jest około 85% zanieczyszczeń organicznych wyrażanych jako ChZT oraz około 95% opisywanych jako BZT_5. Zmniejsza to w znaczący sposób ilość substratu niezbędnego mikroorganizmom do prowadzenia procesu oczyszczania ścieków. Wzrost stężenia ChZT oraz BZT_5 między próbką 1 a 2 może być spowodowany okresowym dopływem odcieków z zagęszczaczy grawitacyjnych do komory defosfatacji, które bogate są w lotne kwasy tłuszczowe (LKT). Ta forma łatwo przyswajalnego źródła węgla jest niemalże natychmiastowo wykorzystywana przez mikroorganizmy prowadzące proces biologicznej defosfatacji, co znajduje odzwierciedlenie w efektywności usuwania fosforanów na poziomie 75% (pomiędzy próbką 2 a 3). Ubytek związków węgla pomiędzy komorą defosfatacji a denitryfikacji wynosi około 52% wyrażanych jako ChZT oraz 75% opisywanych jako BZT_5. W rzeczywistości wartości te są wyższe, a to ze względu na to, że zewnętrzne źródło węgla wprowadzane jest wraz ze ściekami do komory denitryfikacji i poniekąd uzupełnia deficyt substratów. Stosunek $ChZT/N_{og}$ w komorze denitryfikacji wynosi około 3,8, co nie jest wartością, która teoretycznie zapewniałaby sprawny przebieg denitryfikacji. Wysoki stopień recyrkulacji wewnętrznej (300-700%) oraz zasilanie komory dodatkowym, z mikrobiologicznego punktu widzenia lepszej jakości źródłem węgla, powoduje wysoką efektywność denitryfikacji i osiąganie stężenia azotu ogólnego w ściekach oczyszczonych poniżej 10 mgN/dm^3.

Otrzymane wyniki porównano z danymi z roku 2007 (Tabela 2), kiedy jeszcze nie wspomagano procesu denitryfikacji zewnętrznym źródłem węgla. Mimo nieco większego ładunku azotu ogólnego dopływającego do oczyszczalni oraz niższych wartości ChZT niżeli w roku 2007, to wyniki z 2011 roku ukazują większe możliwości oczyszczalni w zakresie usuwania związków azotu. Potwierdzona zostaje tym samym nie tylko skuteczność stosowanego preparatu, ale i wyższość jakości dostępnego substratu nad jego ogólną ilość w ściekach wyrażaną podstawowymi parametrami takimi jak ChZT czy BZT_5.

Tabela 1. Zestawienie danych i wyników badań (13.09.2011)
Table 1. Summary of data and research results (13.09.2011)

Numer próbki	Przepływ: 64 800 m^3/dobę Dawka Brenntaplus VP1: 55 g/m^3 Temperatura w komorach: 20°C											
	Parametr	**ChZT**	**BZT_5**	**OWO**	**$N\text{-}NO_3$**	**$N\text{-}NH_4^+$**	**TKN**	**Nog.**	**Norg.**	**$P\text{-}PO_4$**	**Pog.**	**pH**
	Miejsce poboru	mgO_2/dm^3		mg/l	mgN/dm^3					mgP/dm^3		-
0	ścieki surowe	703.00	458.00	-	0.01	46.60	78.10	78.13	31.50	-	12.40	7.50
1	kom. predenitryfikacji	105.00	25.00	102.64	0.99	17.20	27.00	27.99	9.80	28.80	-	7.38
2	kom. defosfatacji	125.00	40.00	128.69	0.84	25.90	30.00	30.84	4.10	40.00	-	7.40
3	kom. denitryfikacji	72.00	10.00	130.91	1.22	10.50	18.00	19.22	7.50	6.10	-	7.57
4	kom. nitryfikacji(I)	74.00	16.00	121.60	0.99	7.90	15.00	15.99	7.10	2.60	-	6.55
5	kom. nitryfikacji(IV)	70.00	10.00	120.74	1.28	6.00	12.00	13.28	6.00	2.80	-	6.29
6	ścieki oczyszczone	29.90	-	-	5.12	0.82	2.38	7.60	1.56	-	0.22	-

Tabela 2. Porównanie wyników z danymi z 2007 roku
Table 2. Comparison of results with data from 2007

Data/Okres	Przepływ	Parametr				Średni ładunek azotu	
		Ścieki surowe		Ścieki oczyszczone			
		ChZT	Azot og.	ChZT	Azot og.	Dopływający	Usunięty
	[m^3/dobę]	[mgO_2/dm^3]	[mg/dm^3]	[mgO_2/dm^3]	[mg/dm^3]	[kg/dobę]	
IX. 2007	*68 623*	*1093*	*71.60*	*37.00*	*11.62*	*4913*	*4116*
13.IX.2011	64 800	703	78.13	29.90	7.6	5063	4570

Wartości pisane kursywą, są wartościami średnimi uzyskanymi na przestrzeni miesiąca.

Źródło: Zestawienia dokonano w oparciu o dane własne i udostępnione przez Wodociągi Białostockie Sp. z o.o.

4. Wnioski

- Przeprowadzone badania potwierdzają skuteczność zewnętrznego źródła węgla w postaci preparatu Brenntaplus VP1.
- Zastosowanie zewnętrznego źródła węgla pozwala na zwiększenie ilości usuwanego azotu w procesie denitryfikacji, bez konieczności ingerencji w kubaturę komór.
- Na skuteczność procesu denitryfikacji poza ilością związków organicznych, wpływa również ich jakość i możliwość wykorzystania przez mikroorganizmy osadu czynnego.

Literatura

1. Bieniowski M., 2010, *Zewnętrzne źródła węgla oraz Projekt INCAS. Innowacyjne źródło węgla dla wspomagania denitryfikacji w komunalnych oczyszczalniach ścieków*. Forum Eksploatatora, nr 3, str.: 40-42.
2. Kalinowska E., Bonar G., Duma J., 2005, *Zasady i praktyka oczyszczania ścieków.* Wyd. LEMTECH Konsulting, Kraków, str.: 62-63.
3. Kalinowska E., 2006, *Zewnętrzne źródło węgla do denitryfikacji.* Forum Eksploatatora, nr 3, str.:41-42.
4. Partka J., 2008, *Intensyfikacja procesu denitryfikacji poprzez dozowanie preparatu Brenntaplus VP1 – kolejne doświadczenia eksploatacyjne*. Materiały Konferencyjne II Seminarium Naukowo-Technicznego z cyklu biologiczne usuwanie związków biogennych. *Optymalizacja usuwania azotu – doświadczenia krajowe i zagraniczne*. Rozdział 9, Warszawa 5-6 listopada 2008.
5. Rodowicz T. Z., Simson G. , 2006, *Optymalizacja zintegrowanego procesu usuwania związków węgla, azotu I fosforu w Białostockiej Oczyszczalni Ścieków. Gaz, Woda i Technika Sanitarna*, nr 7-8, str.: 15-18.

6. Simson G., 2008, *Pierwsze doświadczenia – test technologiczny z zastosowaniem preparatu Brenntaplus VP1 jako zewnętrzne źródło węgla organicznego do intensyfikacji procesu denitryfikacji w Białostockiej Oczyszczalni Ścieków*. Forum Eksploatatora, nr 6, str.: 24-26.
7. Simson G. , 2009, *Intensyfikacja procesu denitryfikacji w Oczyszczalni ścieków w Białymstoku poprzez dozowanie preparatu Brenntaplus VP1 jako zewnętrznego źródła węgla organicznego – doświadczenia eksploatacyjne* (część 2). Forum Eksploatatora, nr 6, str.: 49-52.

inż. Dawid Łapiński

Stosowanie przydomowych oczyszczalni ścieków na terenach wiejskich województwa podlaskiego. Wady, zalety i aspekt ekonomiczny.

1. Wstęp

Na przestrzeni ostatnich kilku lat można zaobserwować w Polsce wzrost ludności na obszarach nie zurbanizowanych. Coraz więcej ludzi rezygnuje z mieszkania w aglomeracjach miejskich i przeprowadza się na tereny wiejskie. Mieszkańcy wsi stanowią aktualnie około 39% ludności Polski. Podczas zmiany miejsca zamieszkania następuje nie tylko konieczność budowy domu ale także rozwiązanie problemu powstających ścieków. Chociaż ilość ścieków odprowadzanych z pojedynczych domów nie jest wielka, to wymagają one oczyszczenia w takim samym stopniu jak ścieki odprowadzane z dużych jednostek osadniczych.

Niniejszy artykuł przedstawia problemy związane z gospodarką ściekową na obszarach wiejskich województwa podlaskiego, metody gromadzenia i oczyszczalnia ścieków oraz aspekt ekonomiczny stosowania przydomowych oczyszczalni ścieków.

2. Charakterystyka gospodarki wodno ściekowej w województwie podlaskim

Województwo podlaskie jest położone w północno wschodniej część Polski oraz zajmuje obszar 180 km^2 czyli około 6,5% powierzchni całego kraju. Jest obszarem o dużym udziale zabudowy siedliskowej i kolonialnej oraz posada tereny bardzo atrakcyjne przyrodniczo takie jak parki narodowe i krajobrazowe z bogatą fauną i florą. Dlatego bardzo ważne jest przestrzeganie ochrony środowiska na tych terenach a jednym z jej podstawowych zadań jest oczyszczanie ścieków powstałych w gospodarstwach wiejskich.

Według danych statystycznych z Głównego Urzędu Statystycznego na koniec roku 2006 wybudowanych było około 302 km przykanalików do budynków i 905 km sieci kanalizacyjnej zbiorczej podłączonej do 78 zbiorowych oczyszczalni ścieków. Ponadto według GUS w 2006 roku istniało już 2100 przydomowych oczyszczalni ścieków. Pomimo stosunkowo dużej ilości sieci kanalizacyjne na obszarach wiejskich w dalszym stopniu wiele gospodarstw nie ma rozwiązanego problemu gospodarki ściekowej. Tradycyjne rozwiązania oczyszczanie ścieków napotykają szereg trudności ekonomicznych, technicznych jak i społecznych. Dlatego gminy jak i sami mieszkańcy decydują się coraz częściej na zastosowanie w gospodarstwach przydomowych oczyszczalni ścieków. Dzięki temu województwo podlaskie ma szanse stać się wzorcem regionalnym w kraju pod względem porządkowania gospodarki wodno-ściekowej na obszarach wiejskich.[1],[2],[7]

Przy gromadzeniu ścieków na terenach wiejskich które nie są podłączone do sytemu kanalizacyjnego możliwe są dwa rozwiązania. Pierwsze polega na gromadzeniu ścieków w szczelnych zbiornikach , zazwyczaj betonowych, zwanych potocznie „szambami" oraz ich okresowe oczyszczanie i wywóz nieczystości wozami asenizacyjnymi do punktów zlewnych bądź bezpośrednio do komunalnej oczyszczalni ścieków. Drugim sposobem radzenia sobie z problemem odprowadzania ścieków jest budowa na terenie gospodarstwa przydomowej oczyszczalni ścieków.

Oczyszczalnia przede wszystkim jest znacznie bardziej bezpieczna i przyjazna dla środowiska. Tradycyjne zbiorniki ‚szambami, mogą powodować niebezpieczeństwo przedostawania się nieczystości do gruntu i wód gruntowych poprzez nieszczelności powstające w konstrukcji tych zbiorników co zdarza w wielu przypadkach.

Przyczyną są zazwyczaj nie dokładne wykonanie zbiornika oraz niestaranny jego montaż w gruncie. Przydomowe oczyszczalnie charakteryzują się o wiele mniejszą ilością

powstających osadów w porównaniu do szamba co ułatwia eksploatacje, zmniejsza ilość wywozów osadów z gospodarstwa w ciągu oraz znacznie obniża koszty.

Budowa szamba jest korzystna wtedy gdy wiadome jest ze na danym terenie w przeciągu roku do dwóch lat będzie rozpoczęta budowa kanalizacji. Zaletą stosowania szczelnych zbiorników bezodpływowych jest ich małe wymagania co do potrzebnej powierzchni terenu, możliwość posadowienia w prawie każdym gruncie oraz niskim kosztom inwestycyjnym. [3],[4],[5]

Na budowę oczyszczalni przydomowej możliwe jest uzyskanie wielu wsparć finansowych które zostaną szerzej opisane w dalszej części artykułu.

3. Warunki prawne budowy przydomowej oczyszczalni ścieków

Pomimo że przydomowa oczyszczalnia jest nie wielkim obiektem to przy jej budowie należy przestrzegać wielu przepisów prawnych. Do najważniejszych aktów prawnych należą: Ustawa Prawo budowlane, Ustawa Prawo ochrony środowiska, Prawo wodne oraz Rozporządzenie Ministra Infrastruktury z dnia 6 listopada 2008 roku zmieniające rozporządzenie w sprawie warunków technicznych, jakim powinny odpowiadać budynki i ich usytuowanie i Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 28 stycznia 2009 roku zmieniające rozporządzenie w sprawie warunków, jakie należy spełnić przy wprowadzaniu ścieków do wód lub do ziemi, oraz w sprawie substancji szczególnie szkodliwych dla środowiska wodnego.

Według prawa wodnego przydomową oczyszczalnią nazywamy obiekt którego wydatek dobowy nie przekracza 7,5m^3/d. Obiekty takie nie wymagają pozwolenia na budowę ale wymagane jest złożenie zgłoszenia o planie budowy w urzędzie gminy. Na początku planowania budowy gospodarz powinien udać sie do urzędu gminy w celu zapoznania się z Miejscowy Plan Zagospodarowania Przestrzennego. Następnie należy złożyć wniosek w urzędzie. Wniosek powinien zawierać zakres informacji o rodzaju, sposobie wykonania robót budowlanych i terminie ich rozpoczęcia. Należy także dostarczyć – oświadczenie o posiadaniu prawa do dysponowania nieruchomością na cele budownicze – mapę zasadniczą uzyskaną z wydziału geodezji – projekt techniczny oczyszczalni – certyfikaty urządzeń przedstawione rzez firmę dokumentację dowodzącą ze rozwiązanie będzie proekologiczne. Następnie rozpoczynając budowę należy się kierować wytycznymi opisanymi w powyższych rozporządzeniach.[1],[4]

4. Charakter ścieków

Ścieki wytwarzane w gospodarstwach na terenach wiejskich pochodzą głownie z domów jednorodzinnych i maja charakter ścieków bytowo-gospodarczych. Ilość odprowadzanych ścieków jest jednym z elementów który decyduje o sposobie ich unieszkodliwiania. Ścieki odprowadzane z gospodarstw domowych zawierają zdyspergowane w wodzie substancje organiczne i nie organiczne takie jak wydaliny ludzkie i zwierzęce, resztki i odpadki produktów żywieniowych, mydła i inne środki piorące piasek, papie itp. Z sanitarnego punktu widzenia są to ścieki bardzo niebezpieczne gdyż zawierają znaczne ilości gnijących lub fermentujących substancji organicznych, bakterie i wirusy chorobotwórcze ,a także różnego rodzaju mikroorganizmy zwierzęce i roślinne w tym pasożyty.

Przy ocenie ilości ścieków odprowadzanych z gospodarstw domowych najczęściej wykorzystuje się jednostkowa ilość ścieków odprowadzanych od jednego mieszkańca na dobę. W celu ustalenia rodzaju i ilości zanieczyszczeń w ściekach określa się ich skład fizykochemiczny. [2],[5]

5. Wybór typu oczyszczalni przydomowej

Spośród wielu typów rozwiązań technologicznych przydomowych oczyszczalni ścieków nie każdy może być zastosowany na dowolnej działce. Na podjęcie decyzji co do rodzaju oczyszczalni ma wpływ wiele czynników.

Jednym z najistotniejszych jest wielkość działki na której będą wytwarzane i oczyszczane ścieki, warunki gruntowe danej działki. Warunki gruntowe najlepiej sprawdzić zamawiając w firmie geodezyjnej wykonanie odwiertu. Taki zabieg, mimo poniesienia kosztów, zapewnienie dostarczenie dwóch podstawowych informacji , a mianowicie rodzaj gruntu występującego na danej działce oraz głębokość źródła wody podziemnej. Dają one informacje dla projektanta czy możliwe jest wykorzystanie gruntu jako odbiornika oczyszczonych ścieków. Znaczące jest również położenie źródła wody na działce gdyż przepisy nakazują zachować odpowiedni odstęp w celu ochrony wód gruntowych. Należy także zachować odpowiednie odległości od domu jaki i ogrodzenia działki oraz ujęcia wody sąsiada. Te wszystkie wytyczne znacznie ograniczają możliwość zastosowania jednego z najprostszych rozwiązań przydomowego oczyszczania ścieków a mianowicie systemu drenażowego który zostanie omówiony w dalszej części artykułu.

Jak wspomniano wcześniej należy na początku ustalić rodzaj odbiornika ścieków. Jeżeli warunki glebowe uniemożliwiają ich odprowadzenie do gruntu zostaje jeszcze możliwość odprowadzenia ścieków do wód powierzchniowych, rzeki lub jeziora przepływowego, albo do urządzenia wodnego którym zazwyczaj jest staw. [3],[5]

6. Zasada działania przydomowych oczyszczalni ścieków

Głównym zadaniem oczyszczalni przydomowej jest usunięcie z ścieków ,powstających na terenie gospodarstwa, substancji organicznych, zawiesin oraz związków biogennych czyli głównie azotu i fosforu. Typowa oczyszczalnia ma charakter mechaniczno-biologiczny.

Zasadniczo przydomowa oczyszczalnia składa się z 2 głównych bloków technologicznych. Pierwszym z nich jest mechaniczne oczyszczenie ścieków. Następuje tu oddzielenie zawiesiny cięższej od wody, opadającej na dno zbiornika w wyniku procesu sedymentacji , oraz substancji lżejszych od wody czyli głównie tłuszczy które gromadzą się na powierzchni wody i są z niej zbierane. Drugi etap oczyszczania ścieków to poddanie ich procesom biochemicznym umożliwiającym rozkład zanieczyszczeń. [5],[6]

6.1. Rozwiązania techniczne przydomowych oczyszczalni ścieków

Oczyszczalnie przydomowe możemy podzielić w zależności od ilości i rodzaju zastosowanych w nich urządzeń na oczyszczalnie kilku modułowe i oczyszczalnie jedno modułowe. W układzie kilku modłów podstawowym elementem występujących w różnych schematach jest początkowy osadnik gnilny gdzie odbywa się oczyszczanie mechaniczne. Następnie procesy biochemiczne można przeprowadzić poprzez neutralizacje ścieków w gruncie lub zastosowanie stopnia oczyszczania biologicznego. Stopień oszczania biochemicznego może być prowadzony przy wykorzystaniu złóż zraszanych lub zanurzonych, osadu czynnego i oczyszczania na złożach hydrofitowych zwanych potocznie roślinnymi. Układ jedno komorowy możemy podzielić na moduł jedno zbiornikowy i moduł SBR.

Osadnik gnilny jest szczelnym zbiornikiem w którym zachodzą pierwsze procesy oczyszczania ścieków. Zachodzą w nim zarówno procesy fizyczne jak i chemiczne. Na tym etapie usuwane jest około 80% zawiesiny a panujące w nim warunki beztlenowe pozwalają na 40% redukcje substancji organicznych. Procesy fermentacyjne ,zachodzące w osadniku, przygotowują ścieki do dalszych procesów oczyszczania i zmniejszają ilość osadu w zbiorniku. W beztlenowych procesach wydzielają się gazy takie jak metan i siarkowodór dlatego każdy zbiornik powinien być wyposażony w odpowiednią wentylacje umożliwiającą bezpieczne odprowadzenie tych gazów. Osadnik gnilny powinien być umieszczony w dobrze

dostępnym miejscu gdyż osadzające się w nim zanieczyszczenia muszą być regularnie usuwane. Każdy osadnik wyposażony jest także w studzienkę inspekcyjną, filtr cząstek stałych oraz króciec wlotowy i wylotowy. Zazwyczaj przy typowych osadnikach gnilnych zaleca się wydobywanie osadów raz na pół roku.

Do najbardziej popularnych osadników gnilnych należą osadniki prefabrykowane wykonane z tworzyw sztucznych. Cechują się podobną do zbiorników żelbetonowych trwałością i odpornością na korozje są jednak od nich lżejsze, łatwiejsze w montażu oraz mają od razu wbudowane pokrywy włazu oraz koniny wentylacyjne. Występują one w postaci jedno, dwu oraz trzy komorowe. [3],[5]

Następnie podczyszczone ścieki trafiaj do dalszego biochemicznego oczyszczania. Oczyszczanie biochemiczne jest drugim etapem oczyszczania ścieków w oczyszczalniach przydomowych. Procesy te zachodzą w warunkach tlenowych i można wyróżnić dwie główne metody a mianowicie neutralizację ścieków w gruncie lub wykorzystać stopnie biologiczne. Metoda ta polega na rozprowadzeniu ścieków , wstępnie oczyszczonych w osadniku gnilnym, poprzez drenaż rozsączający wykonany zazwyczaj z rur pvc bezpośrednio do gruntu. Charakteryzuje się stosunkowo niskimi kosztami budowy i eksploatacji ale wymaga dużej powierzchni terenu oraz odpowiedniego podłoża gruntowego. Nie ma tutaj możliwości dokładnego sprawdzenia stopnia oczyszczenia ścieków. Układ ten składa się on z studzienek rozdzielczych które zapewniają równomierne rozprowadzenie ścieków do drenaża rozsączającego. Ścieki poprzez otwory w rurach drenażowych trafiają do gleby gdzie następuje ich oczyszczenie. Drenaże kończą się studzienką zamykającą która łączy wszystkie dreny i zapewnia odpowiednią wentylację układu. Może on być stosowany gdy ilość ścieków nie przekracza $20m^3/d$. Należy także ustalić dopuszczalne obciążenie hydrauliczne drenów które jest zależne od przepuszczalności danego gruntu. Ścieki infiltrując poprzez poru gruntowe podają się procesom oczyszczania mechanicznego, biologicznego i chemicznego. Zanieczyszczenia ze ścieków są adsorbowane na powierzchni ziaren gruntu powodując intensywny rozwój mikro organizmów tworząc tak zwaną błonę biologiczną. Powoduje ona rozkład zanieczyszczeń organicznych na stałe i gazowe produkty nieorganiczne i masę komórkową. Jednocześnie w gruncie, w zależności od panujących warunków środowiskowych, zachodzą chemiczne reakcje strącania zanieczyszczeń nieorganicznych które mogą być gromadzone bądź wymywane. [3],[4]

7. Dofinansowanie do budowy przydomowej oczyszczalni

Na budowy przydomowej oczyszczalnie możliwe jest uzyskanie funduszy z trzech źródeł:

Kredyt preferencyjny **-** Kredyt ten jest przyznawany na budowę urządzeń do ochrony środowiska i udziela go Bank Ochrony Środowiska. Charakteryzuje się on znacznie niższym oprocentowaniem i możliwością umorzenia spłaty części kredytu.

Dotacja **-** możliwe jest uzyskanie pieniędzy z Gminnego Funduszu Ochrony Środowiska. Zazwyczaj ma ono formę zwrotu części poniesionych kosztów przez inwestora i jest zależny od tego czy gmina ma środki pochodzące z Wojewódzkiego Funduszu Ochrony Środowiska. Sprawdzić należy zakres dofinansowania, wysokość refundowanej kwoty, termin składania wniosków oraz wymagane dokumenty potrzebne do złożenia wniosku.

Przydomowe oczyszczalnie ścieków są najbardziej opłacalne dla gmin ale o ile gminy rozumieją problem jaki sprawiają ścieki z obszarów nie zurbanizowanych o tyle ich możliwości finansowe nie pozwalają na skuteczne i kompleksowe rozwiązanie tego problemu. Należy również sprawdzić czy w gminie nie będzie wdrażany program budowy sieci oczyszczalni przydomowych zastępujących szamba który zazwyczaj jest

dofinansowywany z Unii europejskiej. Gmina zadba o stronę prawna, projektową i organizacyjną a właściciele posesji poniosą tylko drobne koszty finansowe.

Środki z Unii Europejskiej – Unia ,w ramach programu rozwoju obszarów wiejskich 2007-2013 wdrażanego przez ministra rolnictwa i rozwoju wsi, przeznacza dofinansowanie na budowę przydomowych oczyszczalni ścieków . Całkowita kwota jaką można uzyskać z PROW w zakresie gospodarki wodno - ściekowej dla jednej gminy to 4mln zł przy czym maksymalna wysokość pomocy stanowi 75% kosztów danej inwestycji. Inwestor może złożyć także oddzielny wniosek aby uzyskać fundusze z UE ale wymaga to uzupełnienia szeregu trudnych i precyzyjnych wniosków.[1],[4]

8. Aspekt ekonomiczny

Koszty związane z przydomową oczyszczalnią ścieków można ogólnie podzielić na koszty bodowy i eksploatacji. Koszty budowy wiążą się z zakupem projektu, urządzeń oraz montażem poszczególnych elementów oczyszczalni. W kosztach budowy uwzględnia się także koszty związane z rozruchem oczyszczalni. Koszty eksploatacji uwzględniają zazwyczaj koszty związane z konserwacją urządzeń, opłatami za pobór energii elektrycznej oraz za wywóz osadów.

W tabeli 1 zestawiono koszty budowy i eksploatacji poszczególnych systemów przydomowych oczyszczalni ścieków opisanych w artykule w porównaniu do cen związanych z kanalizacją i szambem. Analizując tabele 1 można zauważyć że budowa przydomowych oczyszczalni jest rozwiązaniem dużo tańszym od systemów zbiorczych. Najtańszymi rozwiązaniami są systemy z drenażem oraz złoża hydrofitowe ponieważ nie zużywają energii elektrycznej (chyba że warunki terenowe wymagają zastosowania pompy do przetłaczania ścieków z osadnika gnilnego), nie trzeba ponosić kosztów związanych z zakupem osadu na rozruch oczyszczalni oraz opłat za wywóz osadu. Także eksploatacja przydomowych oczyszczalni ścieków jest dużo tańsza od opłat za korzystanie z kanalizacji zbiorowej i kilkunasto krotnie tańsze niż gromadzenie ścieków w szambie.

Tabela 2 . Koszty inwestycyjne i eksploatacyjne poszczególnych systemów oczyszczalnia ścieków

Rodzaj technologii	*Koszt inwestycyjny w przeliczeniu na jednego mieszkańca*	*Koszt inwestycyjny w przeliczeniu na 1m^3*	*Koszt eksploatacyjny w przeliczeniu na jednego mieszkańca*	*Koszt eksploatacyjny w przeliczeniu na 1m^3*
Kanalizacja grawitacyjna	7375	202	554	14,92
Kanalizacja grawitacyjna mało średnicowa	4138	113	414	11,35
Kanalizacja ciśnieniowa	3101	85	471	12,91

Kanalizacja podciśnieniowa	6428	176	520	14,25
Oczyszczalnia przydomowa z drenażem	1471	40	120	3,29
Oczyszczalnia przydomowa z osadem czynnym	2452	67	431	11,83
Oczyszczalnia przydomowa ze złożem biologicznym	2207	60	241	6,62
Oczyszczalnia przydomowa ze złożem hydrofitowym	1839	50	112	3,07
Osadnik gnilny (szambo)	2207	60	864	23,69

Źródło: Goleń Marek [i in.], *Ekonomika gospodarki ściekowej na wsi :poradnik dla gmin oraz mieszkańców terenów niezurbanizowanych*

Literatura:

1. Boruszko Dariusz, Dąbrowski Wojciech, *Woda, ścieki i odpady w małych miejscowościach województwa podlaskiego :niskonakładowe systemy oczyszczania ścieków i przeróbki osadów ściekowych* , Agencja Wydawniczo-Edytorska EkoPress, Białystok 2009.
2. Goleń Marek [i in.], *Ekonomika gospodarki ściekowej na wsi :poradnik dla gmin oraz mieszkańców terenów niezurbanizowanych*, Szkoła Główna Handlowa –Oficyna Wydawnicza, Warszawa 2011.
3. Heidrich Zbigniew ,*Przydomowe oczyszczalnie ścieków :poradnik* ,Centralny Ośrodek Informacji Budownictwa, Warszawa 1998.
4. Heidrich Zbigniew, Stańko g., *Leksykon przydomowych oczyszczalni ścieków*, Wydawnictwo „Seidel-Przewecki" Sp. z. o. o., Warszawa 2007
5. *Rocznik statystyczny województwa podlaskiego 2006*
6. Ryńska Joanna ,*Przydomowe oczyszczalnie ścieków :poradnik* , Wydawnictwo Log InMedia, Warszawa 2006.
7. *Kontenerowe i przydomowe oczyszczalnie ścieków oraz stacje uzdatniania wody* :materiały z VIII Ogólnopolskiej Konferencji Naukowo-Technicznej z cyklu "Problemy gospodarki wodno-ściekowej w regionach rolniczo-przemysłowych",

Babikova Victoria, Galina Vasilyeva, Meshkova Natalia
Moscow State University of Civil Engineering, Russia

Water treatment plants in Moscow

Abstract
Moscow is one of the world's most beautiful and most comfortable megapolises, where environmental concerns are of paramount importance. The condition of the city's water supply system is of particular importance from an environmental perspective. The creation of Moscow's water supply system dates back to the 18th century, when Empress Catherine the Great ordered to lay its foundation. Since then, the system's condition and development was the responsibility of the city authorities.
Moscow has been living of two hydrological systems: the Moskva-Vazyza and Volga systems uniting an aggregate total of 15menmade reservoirs in 3 regions – Smolensk, Tver' and Moscow. Labs of Moscow's water supply system are carefully monitoring the quality of water from this sources. Before water makes its' way to the taps in Moscow homes it is purified in five water treatment stations: Rublevo, Eastern, Northern, Western and South-Western plants. In total the plants handle four and a half billion cubic meters of water every day. A huge capacity which becomes possible thanks to the state of the art technology.
Moscow's drinking water meets the requirements of Russian norms, confirmed by the results of water quality control findings broken down into 180 measurements.
Water is supplied to Moscow households in pipes made of super strength cast iron covered in waterproof coating which helps maintain its high quality.
The Moscow government has been taking special care to purify not only tap water, but also water in the city's basins, an important component of the city's image. Dozens of springs and ponds are being regularly purified and replenished, and new fountains are being opened to decorate the capital and provide a bit of coolness on hot summer days.
The river water passes several treatment stages: coagulation, setting, filtering, and neutralization with use of active chlorine containing reagents.
The choice of technological solutions for water treatment depends on the initial quality of the water. The on-line monitoring system of water sources, the state of the water during treatment, and the potable water uses 600 automated analyzer devices. The data are processed in several analytical labs, and then redirected into the unified information system that helps control and manage the water treatment process. A total of 180 water quality indicators are monitored daily, with some 5,000 tests run every day. Here are some of indicators:

turbidity < 1,5 mg/l	rigidity < 7 mg/l
chromaticity < 20 degrees	Total alkalinity not rated
odor < 2 points	chlorides < 350 mg/l
flavor < 2 points	sulfates < 500 mg/l
pH 6-9	fluoride ion 0,7-1,5 mg/l
total iron < 0,3 mg/l	plankton 1000 cells/ml
oxidability < 5 mgO2/l	TDS 1000 mg/l
total microbial count 50	

Rublevo was the first treatment plant in the Moscow water supplying system. The station is preparing water withdrawn from the Moscow River and provides drinking water to the

western and northwestern parts of the city. At present, the capacity of station is 1,68 million cubic meters per day, among them 640 thousand cubic meters per day treated with new method – ozone sorption. Main constructions: 8 mixers; 8 reaction chambers; 42 sections of settlers; 118 sandy filters; 26 coal filters; 8 tanks of drinking water.

In 2002 the Rublevo Station introduced a new ozonation unit which also uses granulated activated coal as sorbent, with the throughput capacity of 240,000 cubic meters a day.

Eastern plant was set to work in 1937 simultaneously with Moscow Canal. The capacity of station is 1,4 million cubic meters per day. It prepares the water withdrawn from the Volga River and provides drinking water to the eastern and southeastern areas of the city. This station is kind of pioneer in massive implementation of ozone treatment for drinking water. The biggest ozone unit for water conditioning in Europe have been working on this station since 1975, total capacity of such unit is 210 kg per hour. Mechanical drying of settlings was digested in 2010, after this industrial wastewater dump into natural basin stopped. It is allowed to use dried settling in construction industry, melioration and production of soil with quality close to a natural one. In 2010-2011 there were prepared more than 150 thousands cubic meters of soil for needs of Moscow and region.

Eastern Station has been using the water ozonation method for more than 30 years. Water conditioning stations on the Moscow River have been using activated coal. Main constructions: 3 mixers; 3 reaction chambers; 16 sections of settlers; 61 sandy filters; 10 tanks of drinking water.Northern treatment plant was set to work in 1952. This station is the first one, which was designed as complex of three independent purification plants blocks, each of them separated into parallel working technical lines. All these offer possibility of combining different ways of treatment without reducing effectiveness of plant work. Moreover we can isolate some structures for reconstruction or repair. Its capacity is 1,92 million cubic meters per day. The station is preparing the water withdrawn from the Volga River and provides drinking water to the northern part of Moscow city and the city of Zelenograd.

Main constructions: 8 mixers; 17 reaction chambers; 29 sections of settlers; 106 sandy filters; 17 tanks of drinking water.

Western station was set up to work in 1964. 2 new technological lines for sanitation water with usage of hypochlorite of sodium were placed in service in 2009. For example because of South-western station start-up constructions of technological line #1 with capacity 200 thousands cubic meters per day, consists of 1 mixer, 4 flocculation tanks, 1 settling tank, 12 sand filters and 2 second chlorine contact chamber, were taken out of service for a long period. Its capacity is 1,7 million cubic meters per day, including 500 thousands cubic meters of water, which is treated by ozonation and membraneous filtration. The station is preparing water withdrawn from the Moscow River and provides drinking water for south-western and southern parts of the city. Main constructions: 6 mixers; 18 reaction chambers; 32 sections of settlers; 107 sandy filters; 8 coal filters; 8 tanks of drinking water.The South - West water plants was commissioned in 2006. With using a complex of the 1st and 2nd liftings of the Western water station (pump stations and conduits) the South- West station prepare drinking water withdrawn from the Moscow River, its capacity is 250 thousand cubic meters per day. On the south-western stations are used ultrafiltration hollow fiber membranes, working under pressure. The membrane system consists of modules grouped in cartridges. Total number of modules – 1344, the area of filtering of each module – 125 sq.m. Thickness of the membrane of 0,1-1,5 microns. The main characteristic of a membrane is porosity which defines the size of detained particles. As a result there is a deep clarification of water, removal of microbiological pollution, phyto - and a zooplankton. This is the only waterworks in Russia where the ozonation treatment method is combined with ultrafiltration membranes.

mgr inż. Monika Puchlik

Efektywność usuwania zanieczyszczeń z zastosowaniem biopreparatu w przydomowej oczyszczalni ścieków ze złożem hydrofitowym

Pollutant removal efficiency in a domestic sewage treatment plants with a wetland using biopreparation

Słowa kluczowe: *oczyszczalnia ścieków, biopreparat*
Key words: *wastewater treatment plant, biopreparat*

Streszczenie: Analizowany układ technologiczny oczyszczalni stanowi złoże gruntowo-trzcinowe. Nietypowym zastosowaniem jest tu wprowadzenie dwóch niezależnych ciągów oczyszczania, gdzie w II-ciągu dawkowany jest dodatkowo biopreparat. Oczyszczalnia hydrofitowa wskazuje na wysokie usunięcie związków organicznych wyrażonych jako BZT_5 oraz ChZT, a także zmniejszenie stężenia azotu amonowego oraz fosforanów.

1. Wstęp

Przydomowe oczyszczalnie ścieków służą ochronie zdrowia, życia, środowiska oraz chronią zasoby czystej wody, która będzie wykorzystana przez przyszłe pokolenia. Stosowany w przydomowych oczyszczalniach ścieków indywidualny system kanalizacji zewnętrznej przeznaczony do oczyszczania ścieków bytowo-gospodarczych dla małego osiedla na peryferiach miasta, zabudowy zagrodowej, kolonijnej, leśniczówek, pensjonatów i hoteli położonych w odosobnieniu pozwala na odprowadzenie ich w stanie oczyszczonym do gruntu, rzeki lub rowu. Przydomowa (zagrodowa) oczyszczalnia ścieków może obsługiwać do 50 mieszkańców. Projektując oczyszczalnię należy dążyć, aby była ona jak najtańsza, niezawodna i spełniała wszystkie wymagane warunki wynikające z prawa wodnego i budowlanego [1, 2]. Istnieje kilka rodzajów przydomowych oczyszczalni ścieków i wiele szczegółowych rozwiązań. Można wyróżnić pięć głównych rodzajów przydomowych oczyszczalni ścieków:

a) z drenażem rozsączającym,
b) z filtrem piaskowym,
c) z filtrem gruntowo - roślinnym,
d) ze złożem biologicznym,
e) z komorą osadu czynnego [3].

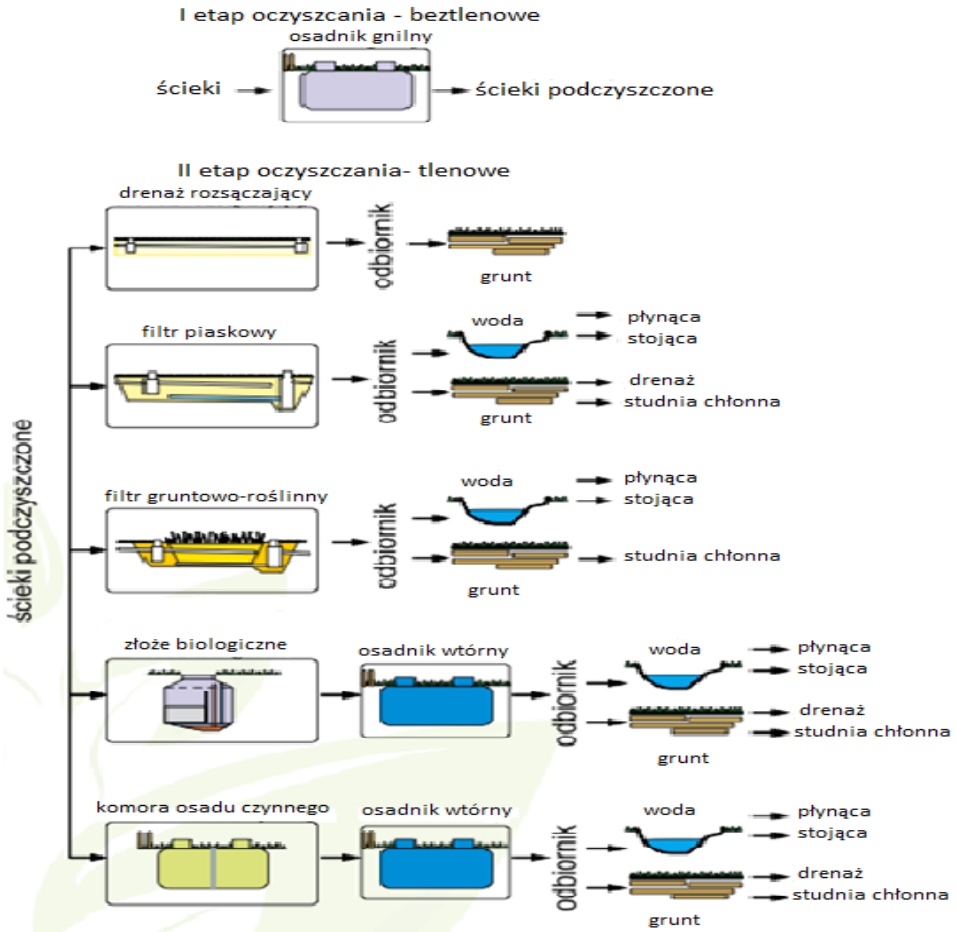
Procesy zachodzące w każdej przydomowej oczyszczalni można podzielić na dwa główne etapy: beztlenowe i z udziałem tlenu. Rysunek 1 przedstawia oba te etapy oczyszczania ścieków oraz zestawia różne rodzaje przydomowych oczyszczalni ścieków wraz z możliwymi odbiornikami [3]

Oczyszczalnie hydrofitowe są to obiekty, w których wykorzystuje się rośliny wodne lub bagienne, czyli tzw. hydrofity. Najczęściej wykorzystywane rośliny to: trzcina pospolita (*Phragmites communis*), turzyce (*Carex*), pałka wodna (*Typha*), sit (*Jancus*) oraz wierzba krzewiasta (*Salix*). Metoda oczyszczania ścieków polega na wykorzystywaniu procesów sorpcji, chemicznych reakcji utleniająco – redukujących oraz biologicznej aktywności roślin. [1,4,5]. Niezależnie od rozwiązania technicznego podstawą działania oczyszczalni jest praca mikroorganizmów.

Oczyszczalnie hydrofitowe mają zdolność do gromadzenia i zatrzymywania substancji organicznej. Akumulacja tych substancji jest rezultatem nadwyżki produkcji pierwotnej w stosunku do oddychania mikroorganizmów heterotroficznych aktywnych w systemie hydrofitowym [6]. Substancja organiczna wyprodukowana w środowisku ekosystemu

bagiennego jest sezonowo akumulowana na powierzchni podłoża, a następnie przetwarzana w procesach mikrobiologicznych w trudno rozkładalne substancje organiczne, takie jak np. związki humusowe, tworzące nową warstwę gleby [7,8]. Praca przydomowych oczyszczalni ścieków często wspomagana jest biopreparatami.

Rys. 1. Rodzaje przydomowych oczyszczalni ścieków oraz możliwe odbiorniki oczyszczonych ścieków [3].



Biopreparaty są to wyselekcjonowane mikroorganizmy głównie bakterie i grzyby oraz enzymy, związane na nośnikach mineralnych, służące do biodegradacji zanieczyszczeń organicznych. Są to środki nietoksyczne dla ludzi, zwierząt i roślin. Dobór kultur bakteryjnych w biopreparatach jest tak dokonany, aby wyeliminować zarazki chorobotwórcze. Celem stosowania biopreparatów jest szybszy rozkład zanieczyszczeń organicznych w ściekach (odchody, papier, resztki roślinne, tłuszcz), lepsza biodegradacja środków piorących i myjących, a także eliminacja przykrych zapachów. Cykliczne stosowanie biopreparatów poprawia jakość oczyszczania ścieków oraz eliminuje nadmiar osadu. Występują one w postaci proszkowej oraz w tabletkach. Dodatkowo biopreparaty zapewniają czystość i drożność wewnętrznej instalacji kanalizacyjnej domu.

Wraz z zastosowaniem biopreparatów część zanieczyszczeń tworzy osad lub zostaje trwale związana z podłożem, a reszta opuszcza złoże z odpływem oczyszczonych ścieków. W rezultacie powstają warunki umożliwiające rozwój mikroorganizmów heterotroficznych, które biorą udział w przemianach biochemicznych doprowadzanych zanieczyszczeń. Biopreparaty mają szerokie zastosowania w dwóch układach zbiorczych i przydomowych układach oczyszczania ścieków. Bezpieczne w stosowaniu, nie powodują korozji metali oraz

nie niszczą ceramiki i tworzyw sztucznych, z których wykonywane są przewody kanalizacyjne. [6,9].

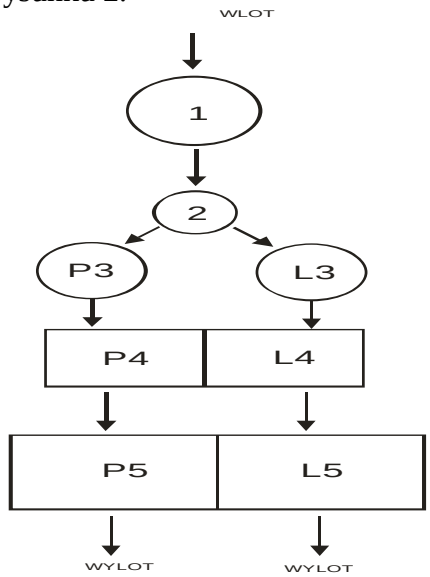
2. Materiały i metody

Badania prowadzono w przydomowej oczyszczalni ścieków ze złożem hydrofitowym w miejscowości Waliły Dwór w gminie Gródek, w województwie podlaskim. Obiekt przeznaczony jest na użytek 10 osób. Zaprojektowano go więc na średni przepływ 1,2 m^3/d. Eksploatację przydomowej oczyszczalni ścieków ze złożem hydrofitowym rozpoczęto w listopadzie 2010 roku. W celu określenia wpływu biopreparatu na efektywność oczyszczania ścieków oczyszczalnia działa w układzie równoległym i składa się z dwóch ciągów działających niezależnie od siebie. [10,11]. Ścieki wstępnie są oczyszczane w osadnikach gnilnych. Ścieki z głównego osadnika gnilnego (1) o objętości 2,3m^3 są rozdzielane za pomocą studzienki rozdzielczej (2) równomiernie do dwóch kolejnych osadników o objętości po 1,5 m^3 pracujących równolegle, z których następnie dwoma niezależnymi od siebie ciągami są dostarczane do dwóch pompowni (P4, L4). Ścieki z przepompowni przepływają na filtr hydrofitowy. Wykonano dwa identyczne filtry (pracujące równolegle) o podstawie kwadratu 4m x 4m i wysokości złoża 90 cm każdy[11]. Filtry gruntowo – roślinne usypano z 3 warstw:

a) warstwa dolna drenażu składa się z:
   - żwiru płukanego o frakcji 2 – 16 mm,
   - miąższości około 20 cm,
   - rur drenażu zbierającego w oplocie z włókna syntetycznego o średnicy 100 mm;
b) warstwa środkowa zbudowana z
   - piasku płukanego o frakcji 0,5 – 2 mm,
   - miąższości około 55 cm;
c) warstwa górna drenażu rozłączającego zbudowana z:
   - żwiru płukanego o frakcji 8 – 16 mm,

na których w lipcu 2011 roku nasadzono trzcinę pospolitą (Phragmites australis). Schemat blokowy oczyszczalni ścieków przedstawiono na rysunku 2.

Rys. 2. Schemat oczyszczalni hydrofitowej[11]: 1 -osadnik gnilny, 2- studzienka rozdzielająca, P3-osadnik gnilny ciąg prawy, L3- osadnik gnilny ciąg lewy, P4- przepompownia ścieków ciąg prawy, L4-przepompownia ścieków ciąg lewy, P5-filtr gruntowo-roślinny ciąg prawy, L5-filtr gruntowo-roślinny ciąg lewy.



Badania prowadzone są od XI 2010 roku. W niniejszej pracy zostaną przedstawione wyniki badań z okresu VIII-IX 2011 roku, kiedy nastąpiło wpracowanie złoża i aklimatyzacja roślin. W trakcie całego okresu badawczego do osadnika gnilnego II ciągu co 14 dni dawkowano biopreparat Biosan KZ 2000.

W skład biopreparatu wchodzi odżywka startowa oraz odpowiednio zestawiona kompozycja, niepatogennych mikroorganizmów o ściśle ukierunkowanym działaniu, powodującym rozpad oraz degradację szkodliwych substancji: amoniaku, azotynów, siarkowodoru, indolu, skatolu, merkaptanów, związków fosforu oraz innych jedno i wielo węglowych związków organicznych. Kompozyt mikrobiologiczny posiada zdolności wiązania metali ciężkich, kierowania pożądanymi procesami fermentacyjnymi, zmiany pH ścieków i płynnych odchodów oraz bardzo silnego hamowania rozwoju patogennych drobnoustrojów, a także niszczenia drogą enzymatyczną jaj oraz form przetrwalnikowych owadów i endopasożytów [6]. Biopreparat BIOSAN KZ 2000 przeznaczony jest do: mikrobiologicznej obróbki ścieków i nieczystości w oczyszczalniach, lagunach, szambach, zbiornikach gnojówki i gnojowicy, mikrobiologicznej obróbki ścieków i nieczystości w innych obiektach i urządzeniach o podobnej uciążliwości i obciążeniach (stopniu zanieczyszczeń, skażeń i zakażeń) oraz likwidacji przykrych zapachów i skażeń mikrobiologicznych w otoczeniu takich obiektów, a także do poprawy parametrów fizyko-chemicznych i sanitarno-higienicznych zanieczyszczonych zbiorników oraz ujęć wodnych, (jezior, stawów, rzek) [6,11]. Biopreparat stosuje się w ilości 20 gramów na 1 m^3 ścieków lub przewidywanych nieczystości płynnych, co 14 dni. Przy oczyszczaniu (remediacji) wód jezior, stawów i ujęć wodnych, dawka biopreparatu wynosi w zależności od stopnia zanieczyszczenia od 2 do 5 gramów na 1 m^3. Preparat może być stosowany w obecności zwierząt w tym także wodnych [6,11].

Drugi ciąg pracował niezależnie bez dodatku preparatów wspomagających jako obiekt kontrolny. W celu oceny wpływu biopreparatu na efektywność oczyszczania ścieków obu ciągów pobierano próbki: z osadnika gnilnego przed rozdzielaczem ścieków (1), osadników gnilnych za rozdzielaczem (2), przepompowni ściekowych (3) i odpływu ze złóż hydrofitowych (4). W pobranych próbkach ścieków zgodnie z obowiązującą metodyką oznaczano zawartość: ChZT, BZT_5, OWO (Ogólny Węgiel Organiczny), stężenie fosforanów (PO_4^{3-}), azotu amonowego (NH_4^+), azotu azotanowego (NO_3^-), azot Kjeldahla (TKN)[11].

Tabela 1. Parametry ścieków podczas procesu oczyszczania w przydomowej oczyszczalni ze złożem hydrofitowym.

Parametr / **Próbka**	**BZT_5 mgO2/dm^3**		**ChZT mgO$_2$/dm^3**		**OWO mg/l**	
ścieki surowe z osadnika gnilnego (1)	400-500 / 450		602-851 / 726		382-423 / 402	
ciąg	I	II	I	II	I	II
studzienka rozdzielcza (2)	400-420 / 410	220-300 / 260	590-703 / 646	381-475 / 428	285-371 / 328	235-414 / 324,5
przepompownia (3)	380-400 / 390	120-230 / 175	539-551 / 545	293-312 / 302	274-398 / 336	108-187 / 147,5
ścieki oczyszczone (4)	18-75 / 46	12-45 / 28,5	43-84 / 127	25-37 / 31	34-73 / 53,5	28-37 / 32,5

min-max średnia

Tabela 2. Parametry ścieków (związki biogenne) podczas procesu oczyszczania w przydomowej oczyszczalni ze złożem hydrofitowym.

Parametr / Próbka	TKN mgN/dm^3		N-NH4$^+$ mgN/dm^3		N-NO$_3^-$ mgN/dm3		P-PO$_4^{3-}$ mgP/dm3	
ścieki surowe z osadnika gnilnego (1)	55-133 94		53-119 86		0,1- 4,4 2,2		24-50 37	
ciąg	I	II	I	II	I	II	I	II
studzienka rozdzielcza (2)	79-156 117,5	53-112 82,5	24-136 80	3-106 54,5	0,1-5 2	0,2-4,8 2,1	23-58 40,5	20- 46 43
przepompownia (3)	52-89 70,5	39-76 57,5	44-108 76	23-82 52,5	0,1-5,3 2,1	0,7-8,3 3	16-52 34	16-31 23,5
ścieki oczyszczone (4)	24-84 66	5-23 14	3-22 12,5	3-4 3,5	0,5-67 33,75	3-37 20	4,9-45 24,95	1,6-26 13,8

min-max
średnia

3. Wyniki i dyskusja

Stosunek ChZT do BZT_5 dla ścieków surowych jest mniejszy od 2, co wskazuje, iż mamy do czynienia ze ściekami łatwo biodegradowalnymi (tabela 1). Największe zmniejszenie obu parametrów zaobserwowano podczas przepływu ścieków przez złoże hydrofitowe. Średni efekt oczyszczania dla BZT_5 wyniósł w ciągu lewym 89,7%, natomiast w ciągu prawym z dodatkiem biopreparatu 93,6%. Całkowity efekt oczyszczania ścieków przez złoże hydrofitowe dla OWO wyniósł 86,7% w ciągu lewym, natomiast spowodował kolejne obniżenie parametru OWO, do 53,5 mgC/dm^3 a co za tym idzie podwyższenie średniego efektu oczyszczania dla ogólnego węgla organicznego w ciągu prawym do 91,9%. Wysoki procentowy efekt oczyszczania dla BZT_5, jak i ChZT oraz OWO świadczy o prawidłowym przebiegu oczyszczania ścieków z zanieczyszczeń organicznych, a osiągnięte stężenia na odpływie do odbiornika odpowiadają wymogom z dnia 24 lipca 2006 roku (ze zmianami w 2009 roku), stawianym przez Rozporządzenie 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.

Ścieki badane poddawane oczyszczaniu posiadają pH= 6,5÷8, dlatego amoniak praktycznie w 95÷100% występuje w nich w postaci zjonizowanej NH_4^+. Ścieki komunalne zawierają azot organiczny nierozkładalny biologicznie w ilości około 2 mgN/m^3 (tabela 2). Pozostaje on w takiej formie i ilości w ściekach oczyszczonych [12]. Zbliżoną ilość azotu organicznego zaobserwowano w badanych próbkach, na podstawie różnic między stężeniem TKN a N-NH_4. Organiczne związki azotu ulegają procesowi amonifikacji już podczas dopływu na oczyszczalnię. W efekcie, średnia ilość azotu amonowego w pierwszej badanej próbce (ścieki surowe z osadnika gnilnego) wyniosła 86mgN/dm^3, natomiast azotu Kjeldahla 94mgN/dm^3. Sprzyjające warunki dla procesu nitryfikacji (dobre natlenienie ścieków, pH zbliżone do 7), podczas przepływu ścieków przez złoże hydrofitowe, przyczyniły się do usunięcia azotu amonowego w ciągu lewym w 83,5% oraz w ciągu prawym z zastosowaniem

biopreparatu w 93,3%. Za sprawą mikroorganizmów, które mogą asymilować azot jedynie w formie nieorganicznej, a łatwo przyswajalną dla nich formą jest amoniak, co miało ogromny wpływ na stężenie NH_4^+ w ściekach odpływających do odbiornika, które ostatecznie wyniosło w ciągu lewym 12,5mgN/dm^3 oraz w ciągu prawym 3,5mgN/dm^3 (tabela 2).

Wartości średnie stężenia azotu Kjeldahla w ściekach oczyszczonych wynoszą w ciągu lewym 66 mgN/dm^3, natomiast w ciągu prawym z zastosowaniem biopreparatu zaobserwowano spadek do 14 mgN/dm^3, wskazuje na obecność niewielkiej ilości azotu w formie organicznej oraz azotu amonowego, który nie uległ nitryfikacji (tabela 2). O aktywności bakterii Nitrosomonas i Nitrobacter świadczy nie tylko ograniczenie ilości azotu amonowego w odpływających ściekach, ale również wzrost stężenia azotanów w końcowym punkcie pomiarowym (po złożach). Porównując uzyskane wartości oraz biorąc pod uwagę fakt, iż bakterie heterotroficzne w walce o substraty wypierają bakterie nitryfikacyjne, można założyć, że znaczna część ładunku organicznego została usunięta na złożu hydrofilowym.

Potwierdzeniem przebiegu denitryfikacji jest obniżenie wartości ChZT na odcinku 2-3 oraz podwyższenie odczynu ścieków, wywołane rozkładem organicznych związków węgla przez bakterie oraz uwolnieniem jonów wodorotlenowych [12,13].

Niewielka ilość ścieków dopływających na oczyszczalnię w ciągu doby, powoduje znaczne stężenia niektórych zanieczyszczeń. Widoczne to jest w przypadku fosforanów w badanych ściekach. Fosforany w ściekach biorą się głównie z syntetycznych środków piorących, detergentów. W badanych ściekach surowych średnia zawartość fosforanów wyniosła 37 mgP/dm^3. Podczas przepływu ścieków przez złoże hydrofilowe w ciągu lewym stężenie fosforanów spadło do 24,95 mgP/dm^3, a w ciągu z zastosowaniem biopreparatu Biosan kz 2000 do 13,8 mgP/dm^3 (tabela 2). Całkowity efekt usuwania fosforanów ze ścieków w okresie badawczym osiągnął w ciągu lewym 32,6% a w ciągu prawym 62,7%. Efekt oczyszczania ścieków z fosforanów miał znaczący wpływ na stężenie oraz na przebieg zmian fosforu ogólnego. W żadnej z badanych próbek nie zaobserwowano wzrostu stężenia fosforanów czy fosforu ogólnego. Brak wtórnego uwolnienia związków fosforu przez bakterie, świadczy o utrzymaniu warunków tlenowych podczas oczyszczania ścieków.

Analiza wykonanych pomiarów oraz obliczeń pozwala na następujące stwierdzenia:

1. Biopreparat BIOSAN KZ 2000 wpływa na efekt oczyszczania ścieków w oczyszczalni hydrofitowej.
2. Efektywność usuwania zanieczyszczeń dla każdego z badanych parametrów jest lepsza w ciągu technologicznym prawym z dodatkiem biopreparatu BIOSAN KZ 2000 niż dla ciągu technologicznego lewego bez biopreparatu.
3. Zawarte w ściekach substancje organiczne dopływające do oczyszczalni są przez mikroorganizmy rozkładane na substancje proste, jak woda, dwutlenek węgla lub azot gazowy. Trzcina Pospolita dostarcza tlen do rozkładu związków organicznych, a pobiera związki biogenne.
4. Przydomowa oczyszczalnia ścieków usuwa zanieczyszczenia na bardzo wysokim poziomie.

Praca powstała w ramach realizacji grantu Narodowego Centrum Nauki N N304 274840 w Katedrze Technologii w Inżynierii i Ochronie Środowiska Politechniki Białostockiej, a także dzięki życzliwości i pomocy Pana Michała Hawryłyszyna z firmy Ekoprom PHU z Białegostoku.

Doktorantka: mgr inż. Monika Puchlik – Katedra Technologii w Inżynierii i Ochronie Środowiska, Politechnika Białostocka
Opiekun naukowy: dr inż. Katarzyna Ignatowicz - Katedra Technologii w Inżynierii i Ochronie Środowiska, Politechnika Białostocka

Literatura

1. Brzostowski N., Hawryłyszyn M.,Karbowski D., Paniczko S.,„Przydomowe oczyszczalnie ścieków", Wydawnictwo Podlaska Stacja Przyrodnicza Narew, publikacja Białystok 2008 r.
2. Brzostowski N., Hawryłyszyn M., Karbowski D., Paniczko S.,: „Przydomowe oczyszczalnie ścieków: poradnik", Centrum Zielonych Technologii, Białystok 2008
3. Grygorczuk-Petersons E. H.,„Kontenerowe i przydomowe oczyszczalnie ścieków oraz stacje uzdatniania wody", Materiały z VII Ogólnopolskiej Konferencji Naukowo-Technicznej z cyklu „Problem gospodarki wodno-ściekowej w regionach rolniczo-przemysłowych", Wigry 1995 r.
4. Heidrich Z.: „Przydomowe oczyszczalnie ścieków poradnik", Wydawnictwo Centralny Ośrodek Informacji Budownictwa, Warszawa 1998 r.
5. Henze M., Harremoes P., Jansen J., Arvin E. Oczyszczanie ścieków. Procesy biologiczne i chemiczne. Wyd. Politechniki Śląskiej, Kielce, 2000.
6. Ignatowicz K., Puchlik M. Wpływ biopreparatu BIOSAN KZ 2000 na efektywność oczyszczania ścieków w przydomowej oczyszczalni ze złożem hydrofilowym, Gaz, Woda i Technika Sanitarna, 2012 (w druku)
7. Kalinowska E., Bonar G., Duma J., Zasady i praktyka oczyszczania ścieków. Wyd. LEMTECH Konsulting, Kraków, 2005
8. Markowski W., 2011, „ Wpływ biopreparatów na efektywność usuwania związków węgla w przydomowej oczyszczalni ścieków ze złożem hydrofitowym". praca magisterska Politechnika Białostocka ss.:76-86.
9. Obarska-Pempkowiak H., Gajewska M., Wojciechowska E.,2010, „ Hydrofitowe oczyszczanie wód i ścieków" Wydawnictwo Naukowe PWN 2010, ss. 1-3.
10. Obarska- Pempkowiak H.; Oczyszczalnie hydrofitowe, Wydawnictwo Politechniki Gdańskiej, Gdańsk 2002
11. Reddy K.R., D'Angelo E.M.: Biochemical indicator to evaluate pollutant removal efficiency in constructed wetland. W: (Materiały) 5thInternational Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control. Universität für Bodenkultur Wien and International Association on Water Quality. Vienna, 1996.
12. Rosen P.: „Przydomowe oczyszczalnie ścieków", Wydawnictwo „Centralny Ośrodek Informacji Budownictwa", Warszawa 2002 r.
13. http://www.ekologia24.biz/oczyszczalnie/biopreparat-biosan-kz-2000- 25.05.2011r.

Grzegorz Siemieniuk, mgr inż. Beata Tomczuk
Politechnika Białostocka

Analiza gospodarki wodno – ściekowej wybranego miasta województwa podlaskiego

Analysis of water and sewage management system in selected town of Podlaskie province

Słowa kluczowe: *gospodarka wodno – ściekowa, wodociąg , kanalizacja , oczyszczalnia ścieków*
Key words: *water and sewage management, water supply system, sewerage system, sewage treatment plant*

Streszczenie: W pracy przedstawiono najważniejsze zagadnienia z zakresu zaopatrzenia w wodę i oczyszczania ścieków w mieście Bielsk Podlaski. Szczegółowej analizie poddano zmiany długości sieci wodociągowej i kanalizacyjnej oraz ilość pobranej wody i oczyszczanych ścieków na przestrzeni ostatniego dziesięciolecia. Przeanalizowano również zmiany w odsetku ludności korzystającej z sieci wodociągowej, sieci kanalizacyjnej i oczyszczalni ścieków.

Szczególną uwagę poświęcono analizie pracy Komunalnej Oczyszczalni Ścieków w Bielsku Podlaskim. Uwzględniono w niej technologię oczyszczania, ilość i rodzaj doprowadzanych ścieków oraz parametry ścieków oczyszczonych. Praca zawiera również aspekt ekonomiczny w postaci analizy zmian cen za pobór wody i odprowadzanie ścieków w mieście Bielsk Podlaski.

Abstract: The article discusses fundamental aspects of water supply and sewage treatment in Bielsk Podlaski. Detailed analysis covers changes of the length of water supply system as well as sewerage system, water intake and quantity of treated sewage for the last decade. Also included are changes in population using water supply system, sewerage system and sewage treatment plant.

Special attention is given to performance of Municipal Sewage Treatment Plant in Bielsk Podlaski. The analysis includes technology of sewage treatment, quantity and kind of sewage, quality of treated sewage.

The article also includes the economic aspect – analysis of change of prices for water intake and sewage disposal in Bielsk Podlaski.

1. Wprowadzenie

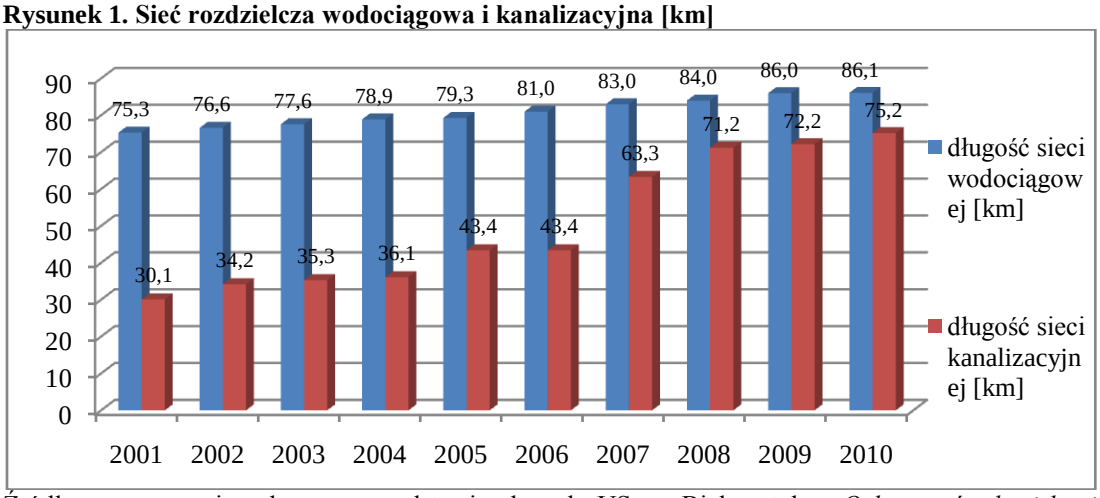
Celem artykułu jest analiza zmian w gospodarce wodno - ściekowej miasta Bielsk Podlaski w ostatnim dziesięcioleciu. Jest ono czwartym pod względem wielkości miastem województwa podlaskiego - w 2010 roku liczyło ponad dwadzieścia sześć tysięcy mieszkańców. Na jego terenie zlokalizowanych jest kilka znaczących zakładów przemysłowych: Suempol Sp. z o.o., HOOP S.A, Bielmlek Spółdzielnia Mleczarska oraz Netter Zakład Mięsny. Dynamiczny rozwój miasta może wymagać przeprowadzenia nowych inwestycji w zakresie zaopatrzenia w wodę i odprowadzania ścieków. Analiza zmian zachodzących w sektorze gospodarki wodno – ściekowej na przestrzeni ostatniego dziesięciolecia pozwala na określenie trendów pomocnych w opracowywaniu przyszłych planów inwestycyjnych.

2. Analiza gospodarki wodno - ściekowej

Kompleksowa analiza gospodarki wodno – ściekowej wymaga uwzględnienia następujących aspektów: długości sieci wodociągowej i kanalizacyjnej, odsetka ludności korzystającej z sieci wodociągowej, kanalizacyjnej i oczyszczalni ścieków, ilości pobranej wody i oczyszczanych ścieków, zmian cen za pobór wody i odprowadzanie ścieków, ilości i rodzaju doprowadzanych ścieków oraz parametrów ścieków oczyszczonych.

Na rysunku 1 przedstawiono zmiany długości sieci wodociągowej i kanalizacyjnej. W latach 2001-2006 długość sieci wodociągowej przekraczała ponad dwukrotnie długość sieci kanalizacyjnej. Stwarzało to istotne zagrożenie jakości środowiska, głównie gleb i wód podziemnych. Dysproporcja ta przyczyniła się do podjęcia inwestycji w zakresie gospodarki ściekowej. W latach 2007-2010 nastąpił gwałtowny wzrost długości sieci kanalizacyjnej.

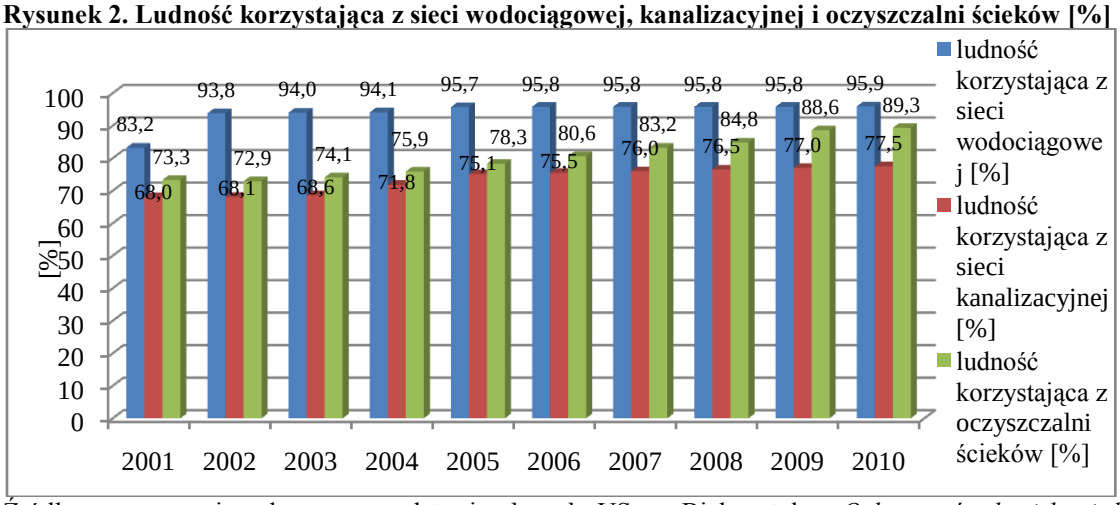
Graph 1. Water supply system and sewerage system [km]
Rysunek 1. Sieć rozdzielcza wodociągowa i kanalizacyjna [km]



Źródło: opracowanie własne na podstawie danych US w Białymstoku: *Ochrona środowiska i leśnictwo w województwie podlaskim (2001-2010)*, Główny Urząd Statystyczny www.stat.gov.pl: *Bank Danych Lokalnych: Gospodarka Komunalna – urządzenia sieciowe (2001-2010)*

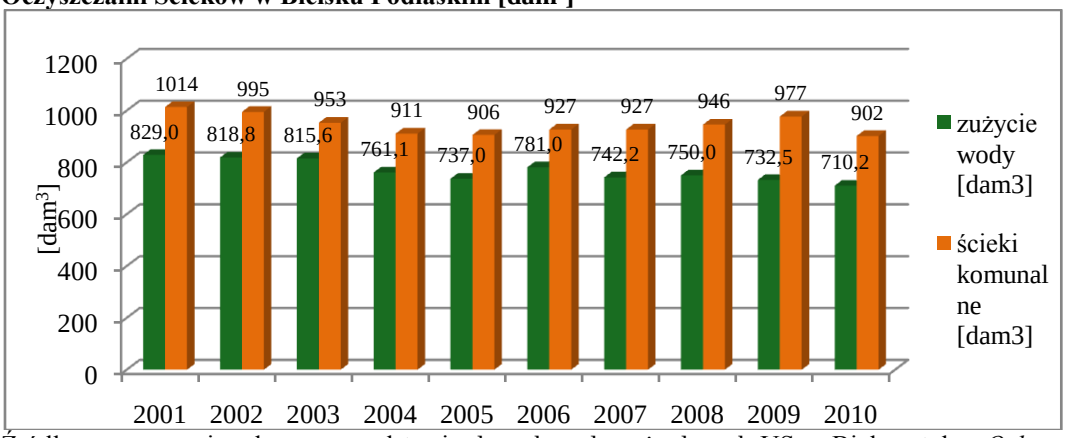
W konsekwencji przeprowadzonych inwestycji znacząco wzrósł odsetek liczby ludności korzystającej z sieci wodociągowej, kanalizacyjnej oraz oczyszczalni ścieków. W przypadku sieci wodociągowej przestrzeni lat 2001 – 2010 wzrósł on z 83,2% do 95,9%, a w przypadku sieci kanalizacyjnej z 68% do 77,5%. Dzięki jej rozbudowie wzrósł również odsetek ludności korzystającej z oczyszczalni z 73,23% do 89,3%. (Rys. 2.)

Graph 2. Population using water supply system, sewerage system and sewage treatment plant [%]
Rysunek 2. Ludność korzystająca z sieci wodociągowej, kanalizacyjnej i oczyszczalni ścieków [%]



Źródło: opracowanie własne na podstawie danych US w Białymstoku: *Ochrona środowiska i leśnictwo w województwie podlaskim (2001-2010)*, Główny Urząd Statystyczny www.stat.gov.pl: *Bank Danych Lokalnych: Gospodarka Komunalna – urządzenia sieciowe (2001-2010)*

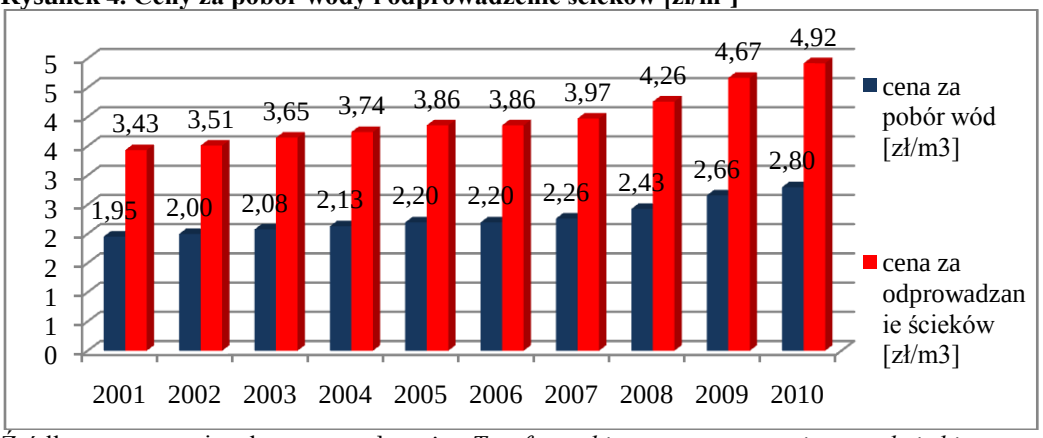
Graph 3. Household mains water consumption and municipal sewage treated at Sewage Treatment Plant in Bielsk Podlaski [dam^3]
Rysunek 3. Zużycie wody z wodociągów w gospodarstwach domowych, ścieki komunalne oczyszczane w Oczyszczalni Ścieków w Bielsku Podlaskim [dam^3]



Źródło: opracowanie własne na podstawie danych podstawie danych US w Białymstoku: *Ochrona środowiska i leśnictwo w województwie podlaskim (2001-2010),* Główny Urząd Statystyczny www.stat.gov.pl: *Bank Danych Lokalnych: Gospodarka Komunalna – urządzenia sieciowe (2001-2010)*

Wzrost długości sieci wodociągowej nie spowodował znaczącego wzrostu ilości pobranej wody. Fakt ten tłumaczyć można stale rosnącą ceną wody, której to zmiany przedstawione zostały na rys. 4. Wraz ze wzrostem ceny za pobór wody, wzrastała również cena za odprowadzanie ścieków. Stosunek ceny odprowadzania ścieków do poboru wody w analizowanym okresie utrzymywał się na stałym poziomie. Odprowadzanie ścieków było niemal dwukrotnie droższe od poboru wody.

Graph 4. Prices for water intake and sewage disposal [zł/m^3]
Rysunek 4. Ceny za pobór wody i odprowadzenie ścieków [zł/m^3]



Źródło: opracowanie własne na podstawie *„Taryfa za zbiorowe zaopatrzenie w wodę i zbiorowe odprowadzanie ścieków na terenie miasta Bielsk Podlaski"*- lata 2001-2010

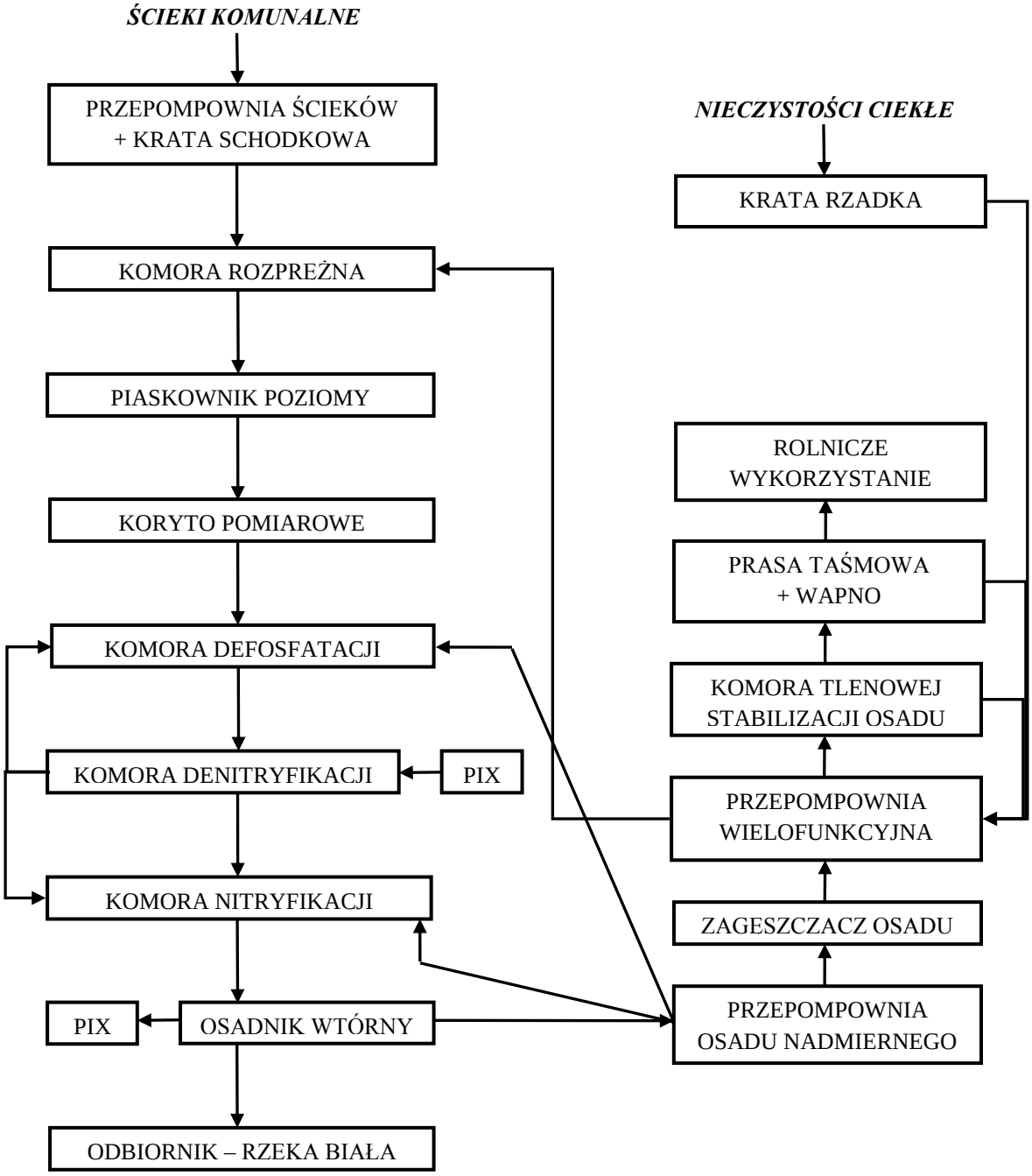
Ilość wody pobranej z sieci wodociągowej jest niższa od ilości odprowadzanych ścieków. Wskazuje to ciągłe korzystanie przez mieszkańców Bielska Podlaskiego z własnych ujęć wody takich jak studnie kopane czy głębinowe. Wskazywać może również na nielegalny pobór wody z sieci wodociągowej. Ilość oczyszczanych ścieków na przestrzeni ostatniego dziesięciolecia znacząco się nie zmieniała, pomimo że pobór wody z sieci wodociągowej obniżył się. Świadczy to również o oszczędności wody. Przyjęcie założenia, że ilość odprowadzanych ścieków jest równa ilości wody pobranej z sieci wodociągowej jest w tym przypadku błędne i powoduje niedoszacowanie realnych kosztów oczyszczania ścieków.

3. Opis technologiczny Komunalnej Oczyszczalni Ścieków w Bielsku Podlaskim

Bielsk Podlaski posiada mechaniczno-biologiczną oczyszczalnię ścieków uruchomioną w 1987 roku a zmodernizowaną w 2002 roku. Została ona zaprojektowana w systemie jednostopniowego osadu czynnego z wydzieloną denitryfikacją i defosfatacją. Obecnie oczyszczalnia odpowiada współczesnym standardom technicznym i technologicznym i jest w pełni zautomatyzowana. Jej projektowa przepustowość wynosi 10000 m^3/d. Aktualnie dobowe wykorzystanie obiektu wynosi ok. 70%, tak więc rozbudowa kanalizacji jest jednym z głównych zadań gminy w dziedzinie ochrony środowiska.

Schemat technologiczny oczyszczalni przedstawiono na rysunku 5.

Graph 5. Technological scheme of Municipal Sewage Treatment Plant in Bielsk Podlaski
Rysunek 5. Schemat technologiczny Komunalnej Oczyszczalni Ścieków w Bielsku Podlaskim



Źródło: opracowanie własne na podstawie danych eksploatatora oczyszczalni ścieków

Ścieki miejskie trafiają do przepompowni znajdującej się przed oczyszczalnią ścieków. W przepompowni zamontowana jest krata schodkowa o przepustowości maksymalnej 1556 m^3/d i rozstawie lamel 4 mm. Krata wyposażona jest w podajnik odwadniający, zasuwę i przenośnik ślimakowy służący do usuwania skratek.

Wstępnie oczyszczone na kracie ścieki trafiają do komory rozprężnej, następnie do komory rozdziału i piaskownika poziomego. Piaskownik podzielony jest na trzy komory – dwie pracujące i jedną rezerwową. Oddzielona zawiesina mineralna, usuwana z piaskownika za pomocą zgarniacza pompowego, trafia do kontenera. Po mechanicznym oczyszczeniu ścieków mierzone jest natężenie ich przepływu, temperatury i pH.

Część biologiczną oczyszczalni ścieków stanowi komora defosfatacji, dwie komory denitryfikacji i dwie komory nitryfikacji. Pojemność komory defosfatacji wynosi 900 m^3. Osad czynny poddawany jest w niej naprzemiennie warunkom beztlenowym i tlenowym. W celu usprawnienia procesu biologicznego usuwania fosforu dozowany jest PIX. Komora defosfatacji wyposażona jest w dwa mieszadła zatapiane oraz sondę pH i sondę potencjału redox.

Proces denitryfikacji, polegający na redukcji azotanów do azotu gazowego, przeprowadzany jest w komora niedotlenionych o łącznej pojemności 1725 m^3. Każda z komór wyposażona jest w mieszadła mechaniczne o osi poziomej. Recyrkulacja wewnętrzna osadu do komór defosfatacji i denitryfikacji odbywa się za pomocą pomp zatapialnych. Proces denitryfikacji przebiega najefektywniej przy odczynie ścieków w zakresie 7,2 – 8,2. Ponadto w ściekach muszą znajdować się azotany, związki węgla, a zawartość tlenu rozpuszczonego nie może przekraczać 0,5 mg O_2/dm^3.

Z komór denitryfikacji ścieki kierowane są do dwóch komór nitryfikacji o następujących wymiarach: długość 51,3 m, szerokość 18,5 m i głębokość 4 m. Proces utleniania azotu amonowego w azotany (III) i (V) prowadzony jest przy stężeniu osadu czynnego w zakresie 3,8 – 4,2 kg/m^3 i stężeniu tlenu 2,2 - 2,5 mg O_2/dm^3. Napowietrzanie i mieszanie w komorach nitryfikacji realizowane jest za pomocą aeratorów turbinowych o średnicy wirnika D = 2m i mocy silnika 45kW. Recyrkulacja wewnętrzna realizowana jest w oparciu o 4 pompy o parametrach pracy: Q = 200 m^3/h i H = 6 m.

Po procesie biologicznego oczyszczania ścieki kierowane są do osadników wtórnych, gdzie następuje oddzielenie osadu od ścieków oczyszczonych. W oczyszczalni pracują dwa osadniki wtórne o łącznej pojemności V = 2700 m^3. Osadniki wyposażone są w zgarniacze radialne. Do zgarniaczy przymocowany jest układ do usuwania ciał stałych flotujących na powierzchni osadnika, szczotki do oczyszczania bieżni i koryt przelewowych.

Ścieki oczyszczone odprowadzane są do rzeki Białej, zaliczanej do III klasy czystości. Średni niski przepływ wody w rzece w przekroju miasta Bielsk Podlaski wynosi 0,113 m^3/s.

Osady z osadników wtórnych doprowadzane są do pompowni osadu nadmiernego. Jej zadaniem jest utrzymywanie stałego stężenia biomasy w komorach biologicznych poprzez zawracanie osadów. Zbiornik pompowni osadu recyrkulowanego składa się z 4 niezależnych komór z zasuwami, które umożliwiają naprzemienne kierowanie osadu do poszczególnych komór. W pompowni zainstalowane są 4 zespoły pompowe oraz 1 pompa odwadniająca halę.

Z przepompowni osady trafiają do zagęszczacza osadów. Zatęża on masę osadu przy pomocy mieszadła obrotowego o konstrukcji prętowej. Następnie osad kierowany jest to komory tlenowej stabilizacji osadu o pojemności 4810 m^3. Napowietrzanie komory realizowane jest za pomocą rusztu napowietrzającego zbudowanego z 568 dyfuzorów talerzowych posadowionych na dnie zbiornika. Mieszanie odbywa się za pomocą trzech mieszadeł śmigłowych o mocy 5 kW każda. Powietrze do dyfuzorów tłoczone jest za pomocą

trzech dmuchaw o mocy silnika 7,5 kW i jednej dmuchawy o wydajności 15m^3/min, które są zainstalowane w budynku dmuchaw.

Z komór tlenowej stabilizacji osad kierowany jest do budynku odwadniania, higienizacji i odbioru osadu. Odwadnianie zachodzi z wykorzystaniem prasy filtracyjnej o następujących parametrach: szerokość taśmy S = 1,5 m, obciążenie taśmy suchą masą osadu – do 150 kg/h m, wydajność prasy 240 m^3/d. Proces odwadniania wspomagany jest poprzez dozowanie polielektrolitu. Prasa pracuje okresowo w zależności od potrzeb. Następnie osad poddawany jest higienizacji wapnem palonym z wykorzystaniem linii technologicznej o wydajności 2-5 m^3/h osadu odwodnionego. Osad czasowo składowany jest na terenie oczyszczalni ścieków, po czym w większości wykorzystywany jest rolniczo.

Do oczyszczalni dowożone są również nieczystości ciekłe z nieskanalizowanych terenów gminy Bielsk Podlaski. Ich wstępne mechaniczne oczyszczenie zachodzi na kracie o prześwicie 5 mm, czyszczonej ręcznie. Następnie trafiają do przepompowni wielofunkcyjnej, skąd łącznie z odciekami z komory tlenowej stabilizacji osadów i odciekami z prasy trafiają one do komory rozprężnej znajdującej się na początku układu oczyszczania.

Oczyszczalnia jest nowoczesnym obiektem, modernizowanym w 2002 roku. W przypadku przeprowadzania kolejnej modernizacji oczyszczalni sugeruje się:

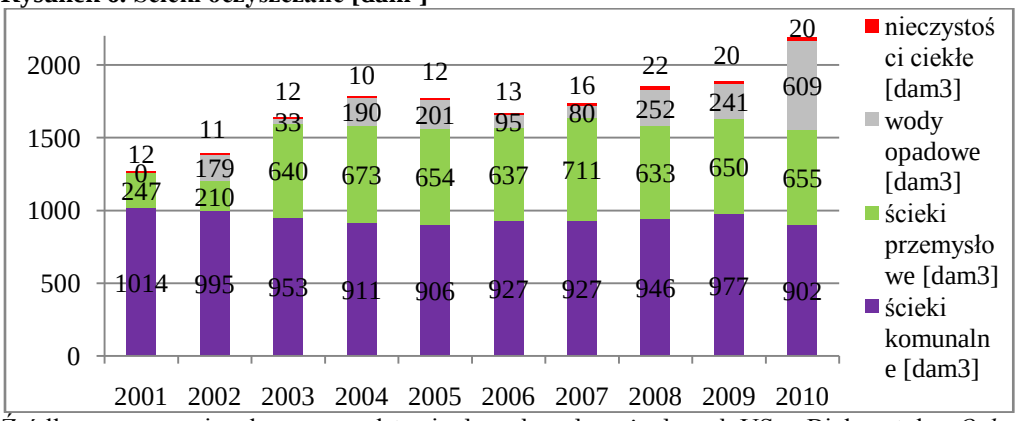
- Zmianę lokalizacji kraty schodkowej. Jej zainstalowanie w przepompowi utrudnia czyszczenie i odbiór skratek. Lepszym rozwiązaniem byłaby wydzielona hala krat na terenie oczyszczalni.
- Wybudowanie nowoczesnej stacji zlewnej nieczystości ciekłych spełniającej wymagania *Rozporządzenie Ministra Infrastruktury z dnia 17 października 2002 roku w sprawie warunków wprowadzania nieczystości ciekłych do stacji zlewnych*. Stacja zlewna powinna umożliwiać hermetyczny zrzut nieczystości ciekłych, pomiar ich ilości oraz wstępne mechaniczne oczyszczenie. Nieczystości ciekłe należałoby dozować do oczyszczalni w godzinach minimalnego obciążenia oczyszczalni, zatem dobudować należałoby zbiornik retencyjno – uśredniający.
- Zmianę sposobu napowietrzania w komorach nitryfikacji z turbin i mieszadeł na napowietrzanie drobnopęcherzykowe, które pozwala na bardziej równomierne i efektywne napowietrzenie ścieków. Dodatkową zaletą napowietrzania drobnopęcherzykowatego jest niemal pięciokrotne niższe zużycie energii w porównaniu z napowietrzaniem za pomocą turbin i mieszadeł.
- Zmianę sposobu działania układu do usuwania ciał pływających, szczotek do oczyszczania bieżni i koryt osadników wtórnych. Pomimo 10 lat od zainstalowanie szczotki wyglądają na nieużywane. Wątpliwa jest skuteczność tego urządzenia ponieważ zanieczyszczenia zmiatane byłyby z powrotem do oczyszczonych już ścieków.
- Umieszczenie zbiornika PIX-u w budynku. Zbiornik zlokalizowany jest w otwartej przestrzeni, a przy wysokich i niskich temperaturach właściwości chemiczne PIX-u ulegają pogorszeniu.

4. Analiza pracy Komunalnej Oczyszczalni Ścieków w Bielsku Podlaskim

Oczyszczalnia miejska przyjmuje ścieki komunalne z terenu miasta i wsi Widowo, Parcewo. Ponadto do oczyszczalni dowożone są nieczystości ciekłe z terenów nieskanalizowanych gminy. Do oczyszczalni trafiają również ścieki przemysłowe z zakładów produkcji napojów, zakładu masarskiego i przetwórstwa rybnego. Jedynie zakład przemysłu mleczarskiego Bielmlek Spółdzielnia Mleczarska posiada własną oczyszczalnię ścieków.

Na rysunku 6 przedstawiono strukturę strumienia ścieków oczyszczanych w Komunalnej Oczyszczalni Ścieków w Bielsku Podlaskim. Największy udział w całkowitym strumieniu oczyszczanych ścieków mają ścieki komunalne. Ich ilość na przestrzeni ostatniego dziesięciolecia, pomimo znacznego wzrostu długości sieci kanalizacyjnej znacząco nie zmieniła się i wynosiła ok. 1000 dam^3 rocznie. Ilość oczyszczanych ścieków przemysłowych znacząco wzrosła po modernizacji oczyszczalni, co wiąże się z powiększeniem jej przepustowości i umożliwieniem przyłączenia do sieci kanalizacyjnej nowych zakładów przemysłowych. Ilość oczyszczanych wód opadowych jest zróżnicowana i zależy od wielości opadów atmosferycznych. Ilość nieczystości ciekłych dowożonych z terenów nieskanalizowanych waha się od 10 do 20 dam^3 rocznie i stanowi około 1% całkowitej ilości oczyszczanych ścieków.

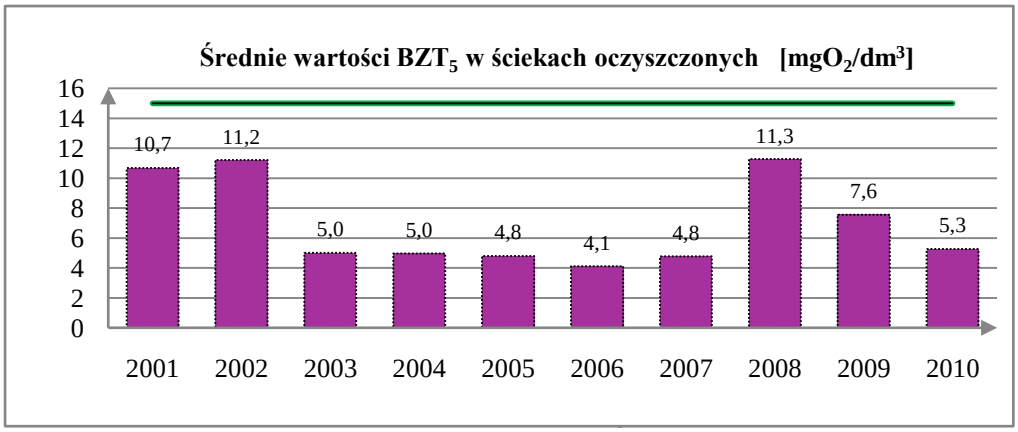
Graph 6. Treated sewage [dam^3]
Rysunek 6. Ścieki oczyszczane [dam^3]

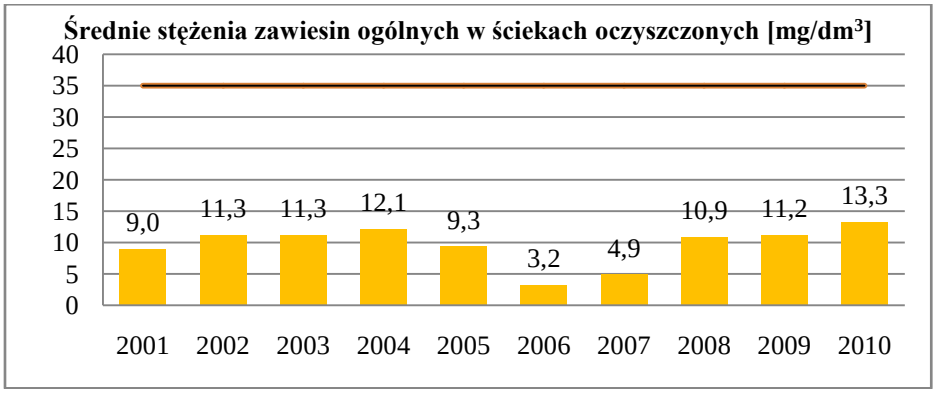


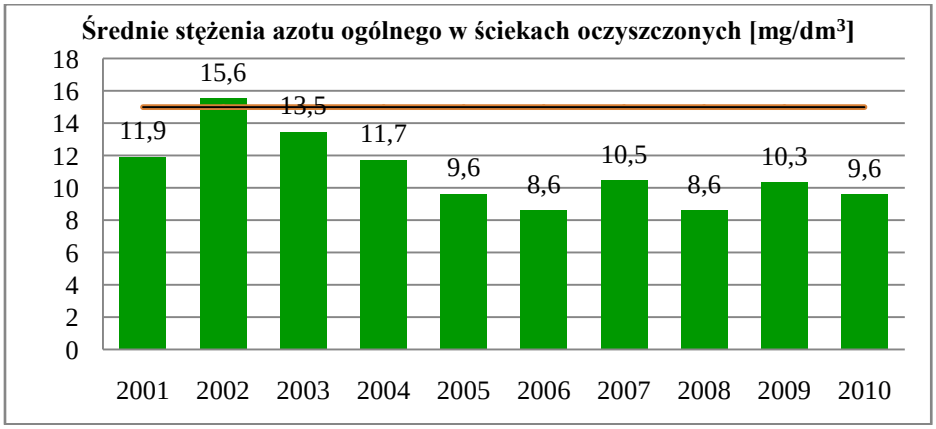
Źródło: opracowanie własne na podstawie danych podstawie danych US w Białymstoku: *Ochrona środowiska i leśnictwo w województwie podlaskim (2001-2010)*

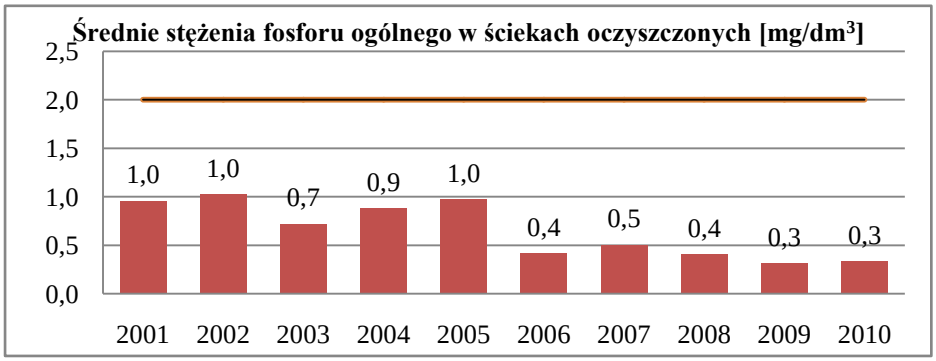
Na rysunku 7 przedstawiono stężenia zanieczyszczeń w ściekach oczyszczonych. Wyniki badań porównano z wymogami *Rozporządzenia Ministra Środowiska z dnia 24 lipca 2006 r. w sprawie warunków, jakie należy spełnić przy wprowadzaniu ścieków do wód lub do ziemi, oraz w sprawie substancji szczególnie szkodliwych dla środowiska wodnego.* Dopuszczalne wartości przekroczone były tylko raz w przypadku azotu ogólnego, w czasie modernizacji oczyszczalni. Na podstawie pozostałych wyników można stwierdzić, że oczyszczalnia spełnia stawiane jej wymagania.

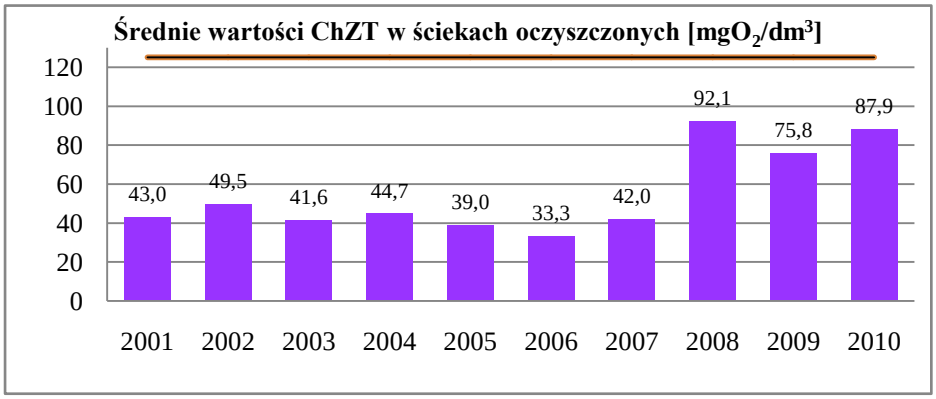
Graph 7. Contaminations concentration in treated sewage
Rysunek 7. Stężenia zanieczyszczeń w ściekach oczyszczonych











Źródło: opracowanie własne na podstawie danych Głównego Urzędu Statystycznego www.stat.gov.pl: *Bank Danych Lokalnych – stan i ochrona środowiska* (2001-2010)

Wnioski:

1. Niepełne skanalizowanie miasta Bielsk Podlaski przy jego niemal 96% zwodociągowaniu stwarza istotne zagrożenie jakości środowiska, w szczególności gleb i wód podziemnych.
2. Rozbudowa sieci wodociągowej i kanalizacyjnej nie spowodowały znacznego wzrostu ilości pobranej wody i odprowadzanych ścieków. Ilość ścieków jest wyższa od ilości pobranej wody, co świadczy o ciągłym powszechnym korzystaniu z własnych ujęć wody, często o niezadowalającej jakości oraz nielegalnym poborze wody z sieci wodociągowej.
3. W sytuacji powszechnego korzystania z własnych ujęć wody i odprowadzania powstałych z niej ścieków do kanalizacji zasadnym będzie wprowadzenie opomiarowania ilość odprowadzanych ścieków. Pozwoli to na obniżenie jednostkowej ceny ich oczyszczania.
4. Komunalna Oczyszczalnia Ścieków w Bielsku Podlaskim spełnia stawiane jej wymagania w zakresie jakości ścieków oczyszczonych.

Literatura:

1. *Program Ochrony Środowiska dla miasta Bielsk Podlaski na lata 2008-2011, z perspektywą na lata 2012-2015,* Bielsk Podlaski 2008.
2. *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. 2006 nr 137 poz. 984)*
3. *Rozporządzenie Ministra Infrastruktury z dnia 17 października 2002 roku w sprawie warunków wprowadzania nieczystości ciekłych do stacji zlewnych* (Dz.U.2002 r. Nr 188 poz. 1576).
4. *Taryfa za zbiorowe zaopatrzenie w wodę i zbiorowe odprowadzanie ścieków na terenie miasta Bielsk Podlaski* –Bielsk Podlaski (2001-2010)
5. Dane uzyskane od eksploatatora Komunalnej Oczyszczalni Ścieków w Bielsku Podlaskim.
6. Główny Urząd Statystyczny, 2001-2010, *Bank Danych Lokalnych – gospodarka komunalna*: www.stat.gov.pl.
7. Główny Urząd Statystyczny, 2001-2010, *Bank Danych Lokalnych – stan i ochrona środowiska*: www.stat.gov.pl.
8. Urząd Statystyczny w Białymstoku, 2001 - 2010, *Ochrona środowiska i leśnictwo w województwie podlaskim.*

inż. Aleksandra Szaja, dr inż. Grzegorz Łagód,
mgr José Alonso Aguilar Jiménez,
Politechnika Lubelska

Wykorzystanie testów OUR i SOUR do oceny kondycji osadu czynnego na przykładzie oczyszczalni ścieków komunalnych Guadalhorce w Maladze, w południowej Hiszpanii

Słowa kluczowe: *szybkość poboru tlenu, specyficzna szybkość poboru tlenu, osad czynny, testy biochemiczne*

Keywords: *oxygen uptake rate (OUR), specific oxygen uptake rate (SOUR), activated sludge, biochemical tests*

Streszczenie: Rosnące wymagania dotyczące kontroli oraz optymalizacji procesu oczyszczania ścieków wymagają coraz dokładniejszej analizy osadu czynnego. Niezbędnym do tego celu stało się opracowanie testów pozwalających na szybką oraz dokładną analizę zgrupowań organizmów stanowiących czynnik procesowy w części biologicznej oczyszczalni. Z tego względu coraz większą popularność zyskuje zastosowanie testów biochemicznych, określających zmiany aktywności mikroorganizmów osadu czynnego w funkcji czasu. Do grupy wspomnianych testów zalicza się OUR (Oxygen Uptake Rate) oraz SOUR (Specific Oxygen Uptake Rate), polegające na pomiarze spadku stężenia tlenu rozpuszczonego w natlenionym i mieszanym osadzie. W niniejszym opracowaniu zostaną przedstawione wyniki analizy osadu czynnego z wykorzystaniem testów OUR i SOUR z reaktorów biologicznych znajdujących się w oczyszczalni ścieków komunalnych Guadalhorce w Maladze, Hiszpania.

Abstract: Increasing demands for control and optimization the wastewater treatment process require more detailed analysis of the activated sludge. For this purpose, have been developed tests for rapid and accurate analysis of the assemblages of organisms representing a factor in the biological treatment process. For this reason, more popular is the use of the biochemical tests, which determining changes in the activity of microorganisms in activated sludge as a function of time. This group may include OUR (Oxygen Uptake Rate) and SOUR (Specific Oxygen Uptake Rate), which measure the decrease in dissolved oxygen in aerated and mixed activated sludge. In this paper are presented results of analysis of activated sludge by OUR and SOUR tests from biological reactors located in the WWTP in Malaga, Spain.

1. Wprowadzenie

Prawidłowa eksploatacja oczyszczalni ścieków, wykorzystujących metodę osadu czynnego, wymaga możliwie szybkiej i dokładnej analizy właściwości organizmów stanowiących czynnik procesowy w części biologicznej oczyszczalni. Z tego względu coraz większą popularność zyskuje zastosowanie testów biochemicznych, określających zmiany aktywności mikroorganizmów osadu czynnego następujące w funkcji czasu. Do podstawowych testów tego typu można zaliczyć:

- test szybkości poboru tlenu przez biomasę (OUR – Oxygen Uptake Rate),
- test szybkości zużycia azotanów (NUR – Nitrate Uptake Rate),
- test szybkości zużycia azotu amonowego (AUR – Ammonia Uptake Rate),
- test uwalniania i poboru fosforu przez biomasę osadu czynnego (PRR – Phosphorus Relase Rate).

Szybkość poboru tlenu stanowi jeden z najistotniejszych parametrów służących do oceny aktywności mikroorganizmów heterotroficznych i nitryfikujących osadu czynnego [1]. Dane uzyskane z testów OUR pozwalają na wykrycie a następnie eliminację wielu problemów pojawiających się w reaktorach biologicznych związanych z pęcznieniem oraz pienieniem się osadu [2]. Szybkość zużywania tlenu przez osad czynny znajduje również zastosowanie

w ocenie aktywności bakterii biorących udział w utlenieniu azotu amonowego i azotynowego w systemie dwustopniowego procesu deamonifikacji [3].

Regularne wykonywanie testów OUR w celu określenia średniej dla danego bioreaktora kondycji osadu czynnego pozwala na szybką reakcję na zmiany zachodzące np. w przypadku wystąpienia czynnika trującego bądź inhibującego. Sytuacje tego typu są możliwe do wykrycia poprzez odnotowanie gwałtownego spadku wartosci omawianego parametru. Dzięki wykorzytaniu informacji uzyskanych za pomocą testów OUR można również prowadzić optymalizację ustawień parametrów związanych z napowietrzaniem komór osadu czynnego [4].

Często w literaturze pojawia się również pojęcie specyficznej szybkości poboru tlenu (SOUR – Specyfic Oxygen Upatake Rate). Pod tym pojęciem należy rozumieć szybkość zużywania tlenu w jednostce czasu, przeliczone na gram suchej masy organicznej [5].

2. Materiały i metody

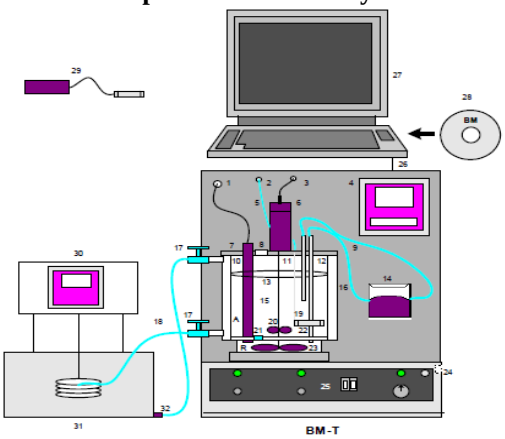
Obiektem badań była oczyszczalnia ścieków komunalnych Guadalhorce w Maladze (południowa część Hiszpanii), o przepustowości wynoszącej $Q_{d\ śr}$ = 130 000 m^3/d. Osad czynny pobierano z 3 rektorów biologicznych oznaczonych symbolami B, C i D.

Do wykonania testu OUR wykorzystywano pobieraną w tym samym dniu porcję osadu czynnego o objętości 1,1 dm^3, z czego objętość 1 dm^3 wprowadzana była do naczynia respirometru, natomiast pozostała część posłużyła do wykonania oznaczenia zawiesiny. Analizę przeprowadzano niezwłocznie po pobraniu próby z bioreaktora.

2.1 Opis urządzeń

W celu określenia szybkości zużycia tlenu przez osad czynny posłużono się respirometrem BM-T hiszpańskiej firmy Surcis (rysunek 1). W skład podstawowych elementów respirometru wchodził reaktor, termostat oraz komputer z programem.

Rysunek 1 Schemat wykorzystanego respirometu w wykonywanych badaniach
Figure 1 Schematic of the respirometric setup used for this study



Źródło: materiały firmy Surcis

Naczynie bioreaktora było podzielone na dwie części. W pierwszej z nich, tzw. komorze napowietrzania, znajdowało się mieszadło oraz dyfuzor wprowadzający sprężone powietrze. Natomiast w drugiej komorze, nazywanej komorą reakcji, nie prowadzono napowietrzano osadu czynnego lecz tylko mieszanie. W opisywanym respirometrze zastosowano również

recyrkulację osadu czynnego z komory reakcji do komory napowietrzania, którą realizowano za pomocą elastycznego przewodu o średnicy 4,8mm oraz pompy perystaltycznej.
Szczególne znaczenie przy prowadzeniu pomiarów OUR posiada temperatura [6]. Utrzymanie jej na stałym poziomie, było możliwe dzięki zastosowaniu odpowiedniego urządzenia termostatującego. Wspomniany termostat był podłączony do naczynia bioreaktora za pomocą dwóch elastycznych przewodów, zasilającego i powrotnego o średnicy 9mm. Podczas realizacji prezentowanych badań temperaturę ustawiano na poziomie 20°C.

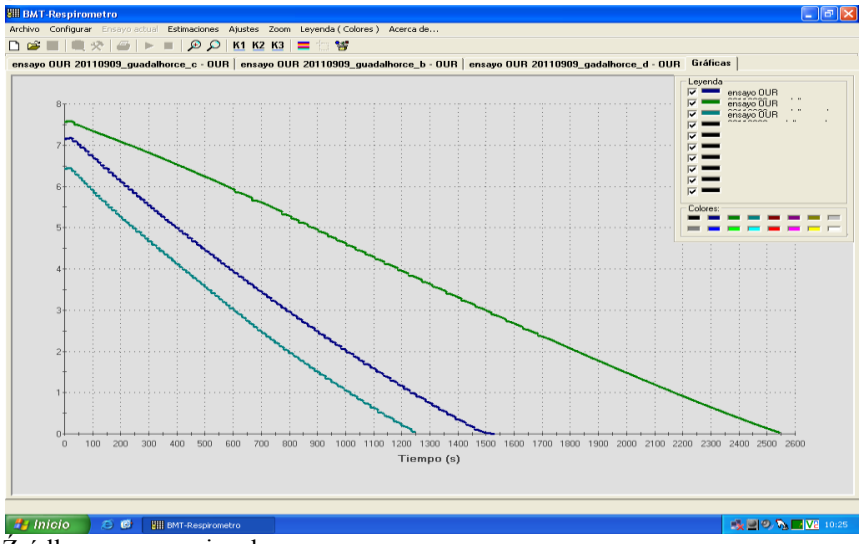
2.2 Dawka inhibitora

W celu zatrzymania procesu nitryfikacji dodano do badanej objętości osadu czynnego odpowiedni inhibitor. W badaniach wykorzystywano n – allilotiomocznik (ATU).
Przed wykonaniem analizy przygotowywany był roztwór ATU. Wymaganą dawkę inhibitora określano na podstawie wartości zawiesiny w komorze napowietrzania, przyjmując, że na każdy gram zawiesiny przypada 1,5 – 2,5 mg ATU. Wyliczoną dawkę inhibitora rozpuszczano w 100ml wody destylowanej. Około dziesięć minut przed rozpoczęciem pomiaru dodawano do naczynia respirometru 10ml przygotowanego roztworu n – allilotiomocznika.

2.3 Pomiar

Osad czynny w naczyniu respirometru był napowietrzany i mieszany do osiągnięcia stężenia tlenu na poziomie wynoszącym ok 6 – 8 mgO_2/l. Następnie napowietrzanie wyłączano i rozpoczynał się pomiar OUR. Odczytane dane były przekazywane do komputera gdzie za pomocą programu Respirometria BM –T na ekranie kreślony był respirogram, przedstawiający zależność stężenia tlenu od czasu (rysunek 2).

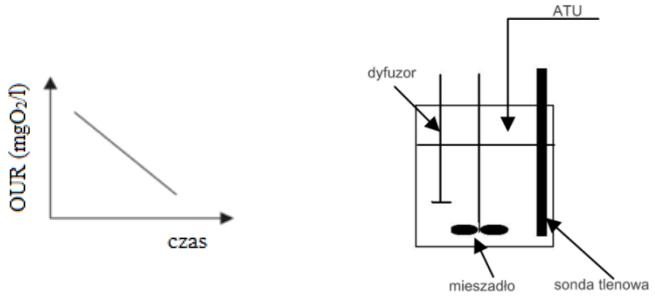
Rysunek 2 Respirogram przedstawiający wynik testów OUR, zielona linia – reaktor B, niebieska – reaktor C, seledynowa – D
Figure 2 Respirogram with the result of OUR tests, green line - reactor B, blue – Reactor C, pale –green D



Źródło: opracowanie własne

Szybkość poboru tlenu przez osad obliczano na podstawie nachylenia krzywej określając ubytek zawartości rozpuszczonego tlenu [7]. Pomiar był kończony w chwili, gdy stężenie tlenu w reaktorze było bliskie zeru.

Rysunek 3 wykonywania pomiaru OUR oraz podstawowe elementy reaktora
Figure 3 Illustration of the principle of the OUR measurements and the basic elements of the reactor



Źródło: opracowanie własne

Specyficzną szybkość zużycia tlenu obliczano dzieląc wartość testu OUR przez wartość organicznych lotnych zawiesin w komorze napowietrzania (MLVSS), zgodnie ze wzorem:

$$SOUR = \frac{OUR}{MLVSS} \left[mgO_2 / gMLVSS \cdot h \right]$$

3. Wyniki i ich dyskusja

Specyficzna szybkość zużycia tlenu dla aktywnego osadu czynnego powinna mieścić się w granicy 20 – 40 mgO_2/(g MLVSS h) [8]. W przeprowadzonej analizie osad czynny ze wszystkich bioreaktorów wykazywał małą aktywność. Szybkość zużycia tlenu we wszystkich przypadkach nie przekroczyła wartości 10 mgO_2/gMLVSS·h.

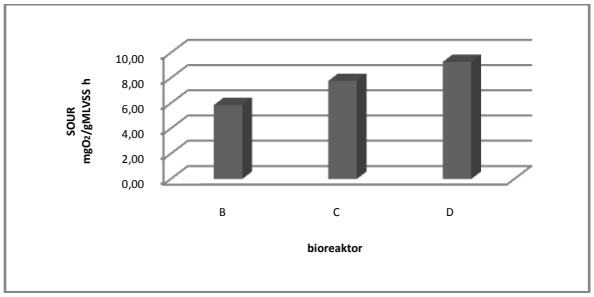
Tabela 1 Wyniki analizy OUR i SOUR
Table 1 The results of the OUR and SOUR tests

Bioreaktor	OUR	SOUR	MLVSS
	mgO_2/l·h	mgO_2/gMLVSS·h	g/l
B	10,65	5,85	1,82
C	16,85	7,76	2,17
D	18,36	9,27	1,98

Źródło: opracowanie własne

Najwyższą wartość wartości testu SOUR otrzymano podczas badań osadu czynnego z reaktora biologicznego D, która wynosiła 9,27 mgO_2/gMLVSS·h. Najniższą wartość uzyskano z kolei w wypadku bioreaktora B, i wynosiła ona 5,85 mgO_2/gMLVSS·h.

Rysunek 4 przedstawiający wyniki testu SOUR w poszczególnych reaktorach
Figure 4 Diagram of the OUR test in the individual reactors



Źródło: opracowanie własne

4. Wnioski

Niskie wartości testu OUR na poziomie 5 – 10 $mgO_2/(g\ MLVSS\ h)$, mogą świadczyć o zatruciu osadu lub jego tlenowej stalilizacji [8]. Jedank z powodu krótkiego wieku osadu można wyeliminować możliwość stabilizacji osadu. Obniżone wyniki tego testu mogą być również spowodowane znaczącym udziału frakcji inertnych w ściekach dopływających do reaktora powodujących i jego wejścia w fazę autolizy komórek. Znaczące wahania w wyniku specyficznej szybkości poboru tlenu mogą być również spowodowane problemami w napowietrzaniu osadu czynnego w reaktorze B. Jest to tym bardziej prawdopodobne, iż temperatura ścieków oczyszczanych w opisywanej oczyszczalni była stosunkowo wysoka co wpływało na proces rozpuszczania tlenu i jego dostępność dla organizmów osadu.

W celu określenia możliwych przyczyn słabej kondycji osadu czynnego można wyznaczyć udział poszczególnych frakcji ChZT (chemicznego zapotrzebowania na tlen) ścieków dopływających do reaktora, które możliwe są do oznaczenia również z wykorzytaniem respirometru.

5. Podsumowanie

Testy biochemiczne, w tym test OUR, stanowią przydatne narzędzie do oceny kondycji osadu czynnego. Pozwalają na wykrycie zaburzeń w przebiegu procesu oczyszczania realizowanego w komorach bioreakcji. Dane uzyskane z tych testów pozwalają na obserwację wpływu substancji trujących bądź inhibujących na organizmy osadu czynnego. Dzięki szybkości zużycia tlenu przez osad czynny można również ocenić warunki tlenowe panujące w bioreaktorze.

Wyniki testów OUR można łatwo i szybko interpretować, dzięki czemu stanowią one przydatne i wygodne w użyciu źródło informacji dla eksploatatorów oczyszczalni ścieków.

Analizy przeprowadzone w ramach prezentowanych badań wskazują na złą kondycję osadu czynnego we wszystkich reaktorach biologicznych. W celu dokładnego określenia przyczyn takiej sytuacji zaleca się przeprowadzenie kolejnych testów OUR powiązanych z określeniem udziału poszczególnych frakcji ChZT.

Literatura

1. Chalasani G., Sun W., *A Report On Measurement of Temperature Effects on Oxygen Uptake Rate in Activated Sludge Treatment*, http://www.egr.msu.edu/~hashsham/courses/ene806/docs/OUR-Activated%20Sludge.pdf (stan na dzień 13.04.2012)
2. Gut, L., Plaza, E. & Hultman, B., *Oxygen uptake rate tests (OUR) for assessment of nitrifying activity in the deammonification system*, KTH Land and Water Resourses Engineering, Royal Institute of Technology, Stockholm 2006

3. Henze M., Harremoës P., Jansen J. and Arvin E, *Wastewater Treatment. Biological and Chemical Processe,* Springer, Berlin 2002
4. Kristensen, H. G., Jřrgensen, P.E. and Henze, M., *Characterization of functional microorganism groups and substrate in activated sludge and wastewater by AUR, NUR and OUR,* „*Water Science and Technology”,* 1992, 25(6), 43–57
5. Richard M., *Activated sludge microbiology problems and their control*, USEPA National Operator Trainers Conference, Buffalo, 2003
6. Spanjers, H. and Vanrolleghem, P., *Respirometry as a tool for rapid characterization of wastewater and activated sludge,* „*Water Science and Technology”,* 1995, 31(2), 105–114
7. Surmacz-Górska J., Gernaey K., Demuynak C., Vahrollegnem P. and Verstraete W., Nitrification *monitoring in activated sludge by oxygen uptake rate (OUR) measurements*, „Water Research”, 1996, 30(5), 1228-1236
8. Young J. C., *Oxygen Uptake Rate* as a *Monitoring* and *Control Parameter For Activated Sludge Processes, ftp://193.205.144.41/Public/Cristina/fiodepurazione/fitorimedio/Oxigen_Uptake_rate.pdf* (stan na dzień 13.04.2012)

Sylwia Torba, Anna Kubala, Martyna Popardowska,
Magdalena Sońta, Lucyna Przywara
Koło Naukowe Inżynierów Środowiska
Akademia Techniczno-Humanistyczna w Bielsku Białej

Zastosowanie koagulantów wstępnie zhydrolizowanych do oczyszczania ścieków przemysłowych

Application of prehydrolized coagulants for the treatment of industrial wastewater

Słowa kluczowe: *ścieki przemysłowe, koagulanty glinowe, koagulacja, strącanie*
Kay words*: industrial wastewater, aluminium coagulants, coagulation, precipitation*

Streszczenie: Celem przeprowadzonych badań było określenie wpływu poszczególnych koagulantów na efektywność oczyszczania ścieków z przemysłu spożywczego (tłuszczowego), głównie usunięcia fosforanów, związków organicznych wyrażonych jako ChZT. Do oczyszczania użyto koagulantów takich jak: PAX -18, SCANPOL 890, PAX –XL19, PAC 16, glinian sodu, siarczan glinowy, różniących się zawartością glinu. Dodatkowo oznaczono indeks objętościowy osadu w celu określenia własności sedymentacyjnych powstałego osadu. Najlepsze rezultaty oczyszczania ścieków przemysłowych otrzymano stosując koagulanty takie jak : PAX 18, PAC 16, SCANPOL 890.
Abstract: The aim of the study was to examine influences of a coagulant type on effectively to treat industrial wastewater coming from edible fats. Six different coagulants containing various amounts of reactive aluminum (PAX -18, SCANPOL 890, PAX –XL19, PAC 16, sodium aluminate, aluminium sulphate) were tested in laboratory conditions. The assessment of various reagents was based on the concentration and degree of phosphate and organic matter (COD) removal. In order verify sedimentation properties of the sludge was analyses sludge volume index. The best results industrial wastewater treatment was obtained in the method, which used coagulands: PAX 18, PAC 16, SCANPOL 890.

1. Wprowadzenie

Ścieki przemysłowe powstają w trakcie procesów technologicznych. Istotny problem podczas oczyszczania ścieków pochodzących z przemysłu tłuszczowego stanowią zawarte w nich wysokie ładunki zanieczyszczeń typu związki organiczne (wyrażanych wskaźnikiem ChZT), siarki i fosforu. Nieoczyszczone ścieki stanowią duże zagrożenie dla odbiorników naturalnych, dlatego poddaje się je oczyszczaniu. Do oczyszczania tego rodzaju ścieków zastosowane mogą być metody biologiczne tlenowe [2], jaki i beztlenowe [3,4]. Zazwyczaj jednak zastosowane są układy beztlenowo – tlenowe [5]. Zastosowanie tylko metod biologicznych bez wstępnego oczyszczania fizyko – chemicznego nie zapewni wymaganej jakości ścieków oczyszczonych. Do wstępnego oczyszczania ścieków z przemysłu tłuszczowego można zastosować proces koagulacji. Koagulacja polega na zjawisku fizyczno – chemicznym określanym jako flokulacja. Zachodzi, gdy dodaje się do niej koloidalny związek chemiczny o dodatnim ładunku micelarnym. W skutek zmniejszenia się potencjału elektrokinetycznego cząstek dodanego koloidu następuje się łączenie cząstek w narastające z biegiem czasu kłaczki. Skoagulowane kłaczki wraz zasorbowanymi zanieczyszczeniami mają właściwości łatwego osiadania, co jest wykorzystywane do oczyszczania ścieków metodą koagulacji. [1] Procesy najczęściej stosowane w praktyce to chemiczne strącanie fosforu i koagulacja. Jest to korzystne rozwiązanie dla istniejących oczyszczalni. W procesach chemicznego strącania i koagulacji objętościowej stosowane są następujące reagenty: siarczan glinowy, wapno, chlorek żelazowy, siarczan żelazawy oraz siarczan żelazowy. Podczas

usuwania fosforanów metodą chemiczną zachodzą równocześnie procesy strącania fosforanów w postaci trudno rozpuszczalnych osadów, ich adsorbcji na powierzchni strąconych, częściowo utlenionych, koloidalnych tlenków i wodorotlenków oraz koagulacji strąconych cząstek. Sole glinu i żelaza dodane do ścieków reagują z fosforanami tworząc nierozpuszczalne związki. Efektywność usuwania fosforu zależy od: pH ścieków, ilości fosforanów, rodzaju i dawki reagenta, jak również miejsca jego dawkowania oraz sprawności działania osadnika końcowego. Można również do strącania fosforanów użyć wapnia, które powoduje zwiększenie pH ścieków i wytracenie się fosforu w postaci związków nierozpuszczonych w wodzie [6].

2. Materiał i Metody

Celem przeprowadzonych badań było określenie wpływu poszczególnych koagulantów na efektywność oczyszczania ścieków z przemysłu spożywczego (tłuszczowego), głównie usunięcia fosforanów, związków organicznych wyrażonych jako ChZT. Dodatkowo oznaczono indeks objętościowy osadu w celu określenia własności sedymentacyjnych osadu.

Do oczyszczania użyto koagulantów różniących się zawartością glinu:
PAX -18, SCANPOL 890, PAX –XL19, PAC 16, glinian sodu, siarczan glinowy. Wszystkie wymienione koagulanty produkowane są przez firmę Kemipol Spółka z.o.o. [7] (Tab. 1)

Tabela 1. Charakterystyka stosowanych koagulantów
Table 1. Characteristics of the coagulants used

Parametry	Koagulanty					
	PAX - 18	SCANPOL 890	PAX – XL19 2,42	PAC 16	Glinian sodu	Siarczan glinowy
Gęstość g/cm^3	1,36	1,37	1,35	1,35	1,50	1,31
pH	3,45	3,77	5,6	3,5	10	8,5
Al, % wag	9	9	12,5	-	-	-
Al_2O_3, % wag	-	-	-	15,5	1,5	8,5

Źródło: opracowanie własne.

Proces koagulacji i wytrącania fosforanów wykonano metodą naczyniową w naczyniach szklanych o objętości 1000 ml. Ilość koagulantów w wykonanych badaniach określono na podstawie zawartości fosforanów. Dawka stosowana w praktyce wynosi ok.1.0-1.7 dawki teoretycznej[8]. W badaniach zastosowano 200 % wyliczonej dawki stechiometrycznej.

Próby ścieków po zadozowaniu reagentów mieszano przy pomocy mieszadła wolnoobrotowego sześciostanowiskowego JLT6 z prędkością 20 obr./min w ciągu 30 minut. Po zakończeniu mieszania próby poddawano procesom sedymentacji przez kolejne 30 minut, po czym po przesączeniu prób wykonano analizy chemiczne, obejmujące oznaczanie pH, zawartości fosforanów, zawartości związków organicznych określonych jako chemiczne zapotrzebowanie tlenu (ChZT), siarczanów, a także indeks objętościowy osadu zgodnie z obowiązującymi normami [1]. Po dodaniu koagulantów powstawały drobne kłaczki o kremowym zabarwieniu, które po zakończeniu mieszania uległy sedymentacji.

3. Wyniki i dyskusja

Badane ścieki przemysłowe charakteryzowały się zawartością fosforanów na poziomie 720 mg PO_4/dm^3, siarczanów 2300 SO_4/dm^{3}oraz wartości ChZT - 5900 mgO_2/dm^3. (Tab.2)

Tabela 2. Efekty oczyszczania ścieków przemysłowych.
Table 2. Effects of industrial wastewater treatment

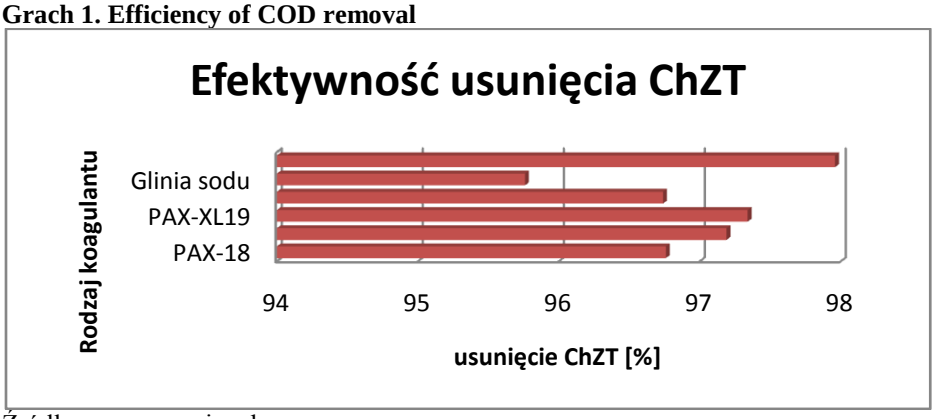
Parametry	Ścieki przem.	Koagulanty					
		PAX – 18 3,32 [ml/dm^3]	SCANPOL 890 3,3 [ml/dm^3]	PAX - XL19 2,42 [ml/dm^3]	PAC 16 3,7 [ml/dm^3]	Glinian sodu 2,9 [ml/dm^3]	Siarczan glinowy 6,94 [ml/dm^3]
Przewodnictwo [μS/cm]	3780	4880	4670	4030	5050	5340	5010
ORP*[mV]	-62	-34	-62	-184	-56	-278	-30
PO_4^{3-} [mg/dm^3]	720	56	14	203	36	344	228
SO_4^{2-} [mg/dm^3]	2300	1700	900	700	800	800	2500
ChZT [mg O_2/dm^3]	5900	191	166	157	189	250	119

Źródło: opracowanie własne.
*ORP – Potencjał Oksydacyjno - Redukcyjny

Po procesie koagulacji i strącania w ściekach uzyskano wartość ChZT w zakresie od 119 do 250 mg O_2/dm^3. Natomiast stężenie fosforanów kształtowało się w zakresie od 14 do 344 mg PO_4/dm^3.

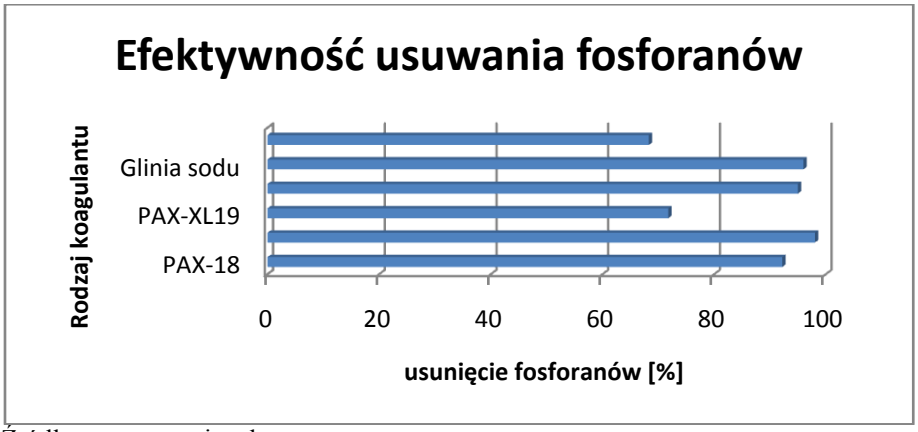
Poniżej przedstawiono efektywność usuwania związków organicznych określonych jako ChZT oraz efektywność usuwania fosforanów odpowiednio na wykresach 1 i 2.

Wykresy 1. Efektywność usunięcia ChZT
Grach 1. Efficiency of COD removal



Źródło: opracowanie własne

Wykres 2. Efektywność usunięcia fosforanów
Grach 2. Efficiency of phosphate removal



Źródło: opracowanie własne

4. Podsumowanie

Analizując wpływ poszczególnych koagulantów na ścieki przemysłowe najlepsze rezultaty otrzymano stosując koagulanty takie jak: PAX 18, PAC 16, SCANPOL 890. Największe usunięcie fosforanów uzyskano stosując koagulant SCANPOL 890 (98%), natomiast najmniejszą skuteczność przy zastosowaniu koagulantu glinianu sodu (52%). Stosując koagulant siarczan glinowy uzyskano usunięcie ChZT w 98%, najmniejszą skuteczność uzyskano przy użyciu glinian sodu 95,8%. Podczas procesu usuwania fosforanów zachodził również proces usuwania siarczanów. Najbardziej efektywnym koagulantem w tym przypadku był PAX – XL19, który usunął siarczany w 65,5%.

Literatura

1. AGGELIS G.G, GAVALA H.N, LYBERATOS G. 2001 *Combined separate aerobic and anaerobic biotreatment of green olive debittering wastewater. J. Agric. Engng. Res., Vol. 80, No. 3, pp. 283-292*
2. Dymaczewski Z., Sozański M.M. 1995 *‚Poradnik Eksploatatora oczyszczalni ścieków'* PZITS, Poznań
3. Hermanowicz W., Dożańska W., Dojlido J., Koziorowski B. 1976, *Fizyczno – chemiczne badanie wody i ścieków'* ARKADY, Warszawa 55-56
4. Łoboś-Moysa E., Bodzek M., Kopytiuk M., Mateja M., 2008.*‚Badania wpływu oleju roślinnego na skuteczność oczyszczania ścieków osadem czynnym'.* Ochrona Środowiska 30, **4**; 35-38.
5. Miksch K. 2007*‚Biotechnologia ściekow',* Gliwice 58-59
6. Mrowiec B., Przywara L. 2009 *‚Biologiczne oczyszczanie ścieków przemysłowych z wykorzystaniem złóż biologicznych.'* Materiały konferencyjne pod red. Więzik B. Przedsiębiorstwa wodociągowo-kanalizacyjne w dobie współczesnych problemów : materiały konferencji naukowo-technicznej Więzik B. ; AQUA S.A Bielsko-Biała, Szczyrk, s. 259-267
7. Saatci Y, Arslan E L, Konar V, 2003. *‚Removal of total lipids and fatty acids from sunflower oil factory effluent'* by UASB reactor. Bioresource Technology, 87, 269-272.
8. Informacje firmowe o produkowanych koagulantach PAX -18, SCANPOL 890, PAX –XL19, PAC 16, glinian sodu, siarczan glinowy, Kemipol Sp.z o.o., Police, 2012

Averin Pavel & Samsonenko Dmitriy
Moscow State University of Civil Engineering, Russia

Kuryanovskiye wastewater treatment plants

Abstract

Wastewater is used water which includes human wastes, food wastes and chemicals. It's purification is essential for public health and hygiene.

All domestic and industrial wastewater after entering the municipal sewer system of Moscow, gets a full cleaning cycle on Kuryanovskiye, Luberetskiye, Yuzhnobutovskiye and Zelenogradskiye sewage treatment plants. This plants prevent discharge of wastewater into a natural bodies.

Modern methods of sludge treatment are used at all of Moscow's treatment plants: sediment thickening on tapethickeners, sedimental compaction and dewatering in filter press.

The applied methods of wastewater treatment plants are similar to a natural self-purification processes in natural water bodies – rivers and lakes. The only difference is that the speed of the processes is increased by a specially developed technology. There is two stages of wastewater treatment:

1) Manual – removing of insoluble impurities, deposition of mineral impurities and suspended solids;
2) Biological – oxidation of organic compounds by oxygen.

Treated water is exposed to ultraviolet light disinfection. Treated and disinfected effluent is discharged into surface water bodies. The high degree of purification of urban waste water ensures a steady decline in the mass of pollutants discharged into water bodies.

The capacity of the Kuryanovskiye wastewater treatment plant (KWTP) is 3.125 million cubic meters per day. It's locater in the south-east of Moscow, in the bend of the Moscow River, and collects sewage from the north-western, western, south-eastern districts of Moscow and some other surrounding areas.

It works on traditional flowsheet full biological treatment:

- the first stage - mechanical treatment, which includes water percolation on lattices, sequestration of mineral impurities in the sand traps and water subsidence in the primary settling tanks;
- the second stage - biological treatment of water in the aeration tanks and secondary clarifiers. Part of the biologically treated waste water is subjected to the advanced treatment of rapid filters and used for industrial purposes rather than tap water.

The composition of the KWTP includes three independently functioning units for wastewater treatment:

1)The Old Station with a design capacity of 1.0 million cubic meters per day;

2)I-th block Novokuryanovskih treatment plants (NACA-1) - 1 million cubic meters per day;

3)II-nd block Novokuryanovskih treatment plants (NACA-2) - 1 million cubic meters per day.

In order to test new layouts of individual structures on the Kuryanovskiye treatment plants was launched a unit of experimental complex purification. Design capacity of that block is 125 thousand cubic meter per day.

A lot of different types of waste arrives with sewage: household items, waste of food industry, plastic packaging and plastic bags, as well as construction and other debris. To remove them in the KWTP used a lattice with mechanized clearance of 6 mm.

The second stage of mechanical treatment of waste water are sand trap - structures that remove mineral impurities contained in the incoming water. For mineral contamination,

located in the wastewater are: sand, clay particles, solutions of mineral salts, mineral oil. The KWTP is operated by different types of sand traps - vertical, horizontal and aerated.

After passing the first two stages of mechanical treatment, waste water flows into the primary settling tanks designed for the deposition of the waste water insoluble impurities. Structurally, all of the primary clarifiers at the WWTP open and have a radial shape with different diameters - 33, 40 and 54 m.

The clarified waste water after primary settling tanks exposed to the full biological treatment in aeration tanks. Aeration - open concrete buildings of rectangular shape, a 4-corridor type. Working depth of aeration of the old unit is 4 m, aeration NACA - 6 m. The biological treatment of wastewater by using activated sludge with forced air supply.

Sludge from the aeration mixture enters the secondary clarifiers, where the process of separation of activated sludge from the treated water. The secondary clarifiers structurally similar to the primary clarifiers.

The bulk of water, purified on CBS dumped into the Moscow River, partly goes to the post-treatment facilities.

Post-treatment of wastewater is carried out in two stages:

- straining through a flat slotted sieve;
- filtering on the rapid filters.

Precipitation formed at different stages of wastewater treatment, are fed to a single set of processing sludge: concentration tank and belt thickeners, digester, the membrane chamber filter presses for sludge dewatering using flocculants, sludge beds and landfill deposition.

Performance Branch of the straining of 3 million cubic meters per day, which allows the entire amount of the biologically treated water to pass through the flat slotted sieve.

In conclusion, Kuryanovskaya treatment plant is not only largest wastewater treatment plant in Europe, but it meets the highest international standards of wastewater purification. It was achieved by combination of efficient wastewater treatment methods and modern equipment, which are used at this station.

UTYLIZACJA ODPADÓW I OSADÓW ŚCIEKOWYCH

mgr Kinga Brzeska, dr hab. inż. Lidia Wolny, prof.P.Cz.
Politechnika Częstochowska
Wydział Inżynierii i Ochrony Środowiska

Utlenianie osadów nadmiernych odczynnikiem Fentona przed procesem stabilizacji beztlenowej

Słowa kluczowe: *osad nadmierny, kondycjonowanie, stabilizacja beztlenowa, odczynnik Fentona*

Streszczenie: Podczas biologicznego procesu oczyszczania ścieków powstaje osad czynny charakteryzujący się wysoką zawartością mikroorganizmów. Zaglomerowane komórki mikroorganizmów posiadają w swoim wnętrzu znaczne ilości związków organicznych niedostępnych w procesach stabilizacyjnych. Odporny na rozkład biologiczny osad należy więc przed procesem stabilizacji poddać dezintegracji. Podczas dezintegracji żywa struktura komórek zostaje zniszczona, a uwolniona materia organiczna staje się substratem pokarmowym mikroorganizmów anaerobowych.

Pogłębione utlenianie z wykorzystaniem odczynnika Fentona jest jedną spośród wielu chemicznych metod dezintegracji osadów ściekowych. Utleniające właściwości tego odczynnika wynikają z generowania silnie utleniających rodników hydroksylowych powstających w reakcjach łańcuchowych z udziałem nadtlenku wodoru oraz jonów żelaza (II) w środowisku kwaśnym.

Celem badań było określenie wpływu zastosowanego odczynnika Fentona na przebieg procesu stabilizacji beztlenowej osadu czynnego. Badania prowadzono na osadzie nadmiernym pobranym z Centralnej Oczyszczalni Ścieków „Warta" w Częstochowie. W pierwszej części doświadczenia stabilizacji beztlenowej poddano osad niekondycjonowany. W drugiej części doświadczenia, natomiast stabilizowano osad kondycjonowany odczynnikiem Fentona.

Osady stabilizowano w temperaturze 37°C przez 28 dni. Podczas pierwszych 10 dni trwania fermentacji oraz w 28 ostatnim dniu procesu wykonywano analizy chemiczne osadów takie jak: sucha masa, sucha masa mineralna, sucha masa organiczna, pH, ChZT, zasadowość, kwasowość, LKT, fosfor ogólny, azot amonowy, azot ogólny Kjeldahla. Wykonano również oznaczenia mikrobiologiczne na obecność bakterii *Escherichia coli*, mikroorganizmów psychrofilnych i mezofilnych.

W wyniku przeprowadzonych badań odnotowano wyższą efektywność procesu stabilizacji osadu utlenionego odczynnikiem Fentona. Osad kondycjonowany po procesie stabilizacji charakteryzował się wyższym stopniem biodegradacji związków organicznych jak również lepszymi parametrami higienizacji w stosunku do stabilizowanego osadu niekondycjonowanego.

Keywords: *excessive sludge, conditioned, anaerobic stabilization, Fenton's reagent*

Abstract: During the process of the biological treatment of sewage arise sludge characterized by high content of microorganisms. Agglomerated cells of microorganisms contain large quantities of organic compounds that are not available in the process of anaerobic stabilization. Therefore, before stabilization resistant to biodegradation sludge should be disintegrated. During disintegration living structure of cells is damaged and released organic matter becomes the substrate of anaerobic microorganisms.

Advanced oxidation process using Fenton's reagent is one of the many chemical methods of sewage sludge disintegration. Oxidizing properties of this reagent are generating strong oxidizing radicals hydroxyl ions produced in reactions of chain with hydrogen peroxide and iron (II) ion in acid medium.

The objective of test was to determine the impact of Fenton reagent to lead of anaerobic stabilization of excessive sludge. The investigations were done on excessive sludge coming from Central Wastewater Treatment Plant "Warta" S.A. in Częstochowa. In the first part of the experiment sludge was stabilized without conditioning. In the second part of the experiment, sludge was stabilized by Fenton's reagent.

Sludge was stabilized in temperature of 37°C for 28 days. During first 10 days of fermentation and in 28 last day of process the following chemical analysis were done: dry matter, mineral dry matter, organic dry matter, volatile fatty acids (VFA), pH, alkalinity, acidity, Kjeldahl general nitrogen, ammonium nitrogen, chemical oxygen demand (COD), general phosphorus. Additionally, microbiological tests of microbes of *Escherichia coli*, psychrophiles and mezophiles microorganisms were done.

As a result of the studies was noticed higher effectiveness of stabilization process of sludge oxidized by Fenton's reagent. After stabilization conditioned sludge is characterized by a higher degree of biodegradation of organic compounds and better parameters of hygienic in relation to the non-conditioned stabilized sludge.

1. Wprowadzenie

Osady powstające w wyniku oczyszczania ścieków charakteryzują się wysoką zawartością związków organicznych skłonnych do zagniwania i wydzielania nieprzyjemnych zapachów. Zastosowanie w ciągu technologicznym oczyszczalni ścieków stabilizacji beztlenowej osadów ściekowych przyczynia się do częściowej redukcji masy organicznej jak również do eliminacji całkowitej bądź częściowej organizmów patogennych. Podczas przebiegu stabilizacji beztlenowej dochodzi do upłynnienia polimerów organicznych do rozpuszczalnych monomerów przy udziale bakterii saprofitycznych. W wyniku stabilizacji beztlenowej uzyskuje się produkty gazowe takie jak metan, dwutlenek węgla, śladowe ilości wodoru czy siarkowodoru oraz ustabilizowany osad [2,7].

Nadmierny osad czynny składający się z aglomerowanych komórek mikroorganizmów jest odporny na rozkład biologiczny. Zastosowanie metody dezintegracji przed procesem stabilizacji przyczynia się do rozerwania błon komórkowych mikroorganizmów i uwolnienia z ich wnętrza części organicznej przyspieszając jednocześnie pierwszy etap fermentacji zwany hydrolizą. Intensywna degradacja związków organicznych oraz uzyskanie wysokiego stężenia LKT podczas dezintegracji osadu warunkuje w konsekwencji uzyskanie lepszych efektów stabilizacji beztlenowej oraz wyższą produkcję gazu fermentacyjnego [4,8].

Coraz częściej w technologii osadów ściekowych stosowane są metody chemicznej dezintegracji z wykorzystaniem odczynników chemicznych takich jak kwasy , zasady jak też środki utleniające w postaci nadtlenku wodoru czy ozonu.
Ideą chemicznej dezintegracji jest wykorzystanie energii chemicznej często powiązanej z odpowiednimi warunkami środowiska na przykład temperatury, ciśnienia [3,5].

W ostatnich latach przedmiotem wielu badań stały się technologie oparte na metodach pogłębionego utleniania z wykorzystaniem wysokoreaktywnych rodników hydroksylowych. Celem pogłębionego utleniania jest przede wszystkim degradacja zanieczyszczeń organicznych, ograniczenie uciążliwości zapachowej, poprawa parametrów higienicznych, jak i redukcja ładunku substancji biogennych w cieczy osadowej.

Jedną spośród wielu metod pogłębionego utleniania jest zastosowanie roztworu nadtlenku wodoru w obecności jonów żelaza zwanego odczynnikiem Fentona.

Przebieg reakcji Fentona można w sposób ogólny przedstawić równaniem [1]:

$$Fe^{2+}+H_2O_2 \rightarrow Fe^{3+} + OH^- + OH^{\cdot}$$

Przy połączeniu H_2O_2 i jonów Fe^{2+} zachodzi reakcja w której generowane są wolne rodniki hydroksylowe $OH^{\cdot}$. Rodniki te wchodzą w reakcję z zanieczyszczeniami.

W obecności związków organicznych w środowisku kwaśnym przy udziale nadmiaru jonów Fe2+ zachodzą dalsze reakcje redox. Rodnik hydroksylowy reaguje z atomem wodoru pochodzącym z organicznego substratu RH tworząc rodnik organiczny $R\cdot$.

$$OH^{\cdot} + RH \rightarrow H_2O + R$$

Rodnik organiczny $R^{\cdot}$ reaguje z zawartym w środowisku tlenem molekularnym tworząc organiczny rodnik nadtlenkowy $ROO^{\cdot}$:

$$R^{\cdot} + O_2 \rightarrow ROO^{\cdot}$$

Rodnik $ROO^{\cdot}$ reaguje następnie z atomem wodoru pochodzącym z organicznego substratu, tworząc organiczny wodoronadtlenek ROOH i rodnik $R^{\cdot}$:

$$ROO^{\cdot} + RH \rightarrow ROOH + R^{\cdot}$$

W obecności soli żelaza rozkład nadtlenku wodoru tworzy ciągły łańcuch rodników i przyspiesza ogólną szybkość reakcji utleniania:

$$ROOH + Fe^{2+} \rightarrow RO^{\cdot} + Fe^{3+} + OH^-$$

$$ROOH + Fe^{3+} \rightarrow RO_2^{\cdot} + Fe^{2+} + H^+$$

Przebieg reakcji Fentona uzależniony jest między innymi od rodzaju, budowy i stężenia utlenianego składnika, zastosowanej dawki utleniacza, obecności katalizatorów, pH, temperatury i czasu prowadzenia reakcji. Reakcja Fentona przebiega najwydajniej w środowisku reakcji pH 2-5. Przy zbyt wysokich wartościach pH żelazo wytrąca się w postaci $Fe(OH)_3$. Zastosowanie z kolei nieodpowiedniego czasu utleniania powoduje, iż proces nie przebiega do końca i powstają pośrednie produkty utleniania. Wpływ na szybkość reakcji utleniania ma również temperatura, stała szybkości reakcji zwiększa się wraz ze wzrostem temperatury zgodnie z funkcją logarytmiczną.

Zaletami stosowania odczynnika Fentona są między innymi wysoka efektywność, prosty sposób prowadzenia reakcji, łatwo dostępne nietoksyczne substraty. Po utlenieniu osadów odczynnikiem Fentona następuje zmniejszenie ich toksyczności, jak również następuje poprawa biodegradacji zawartych w osadzie struktur organicznych [6].

2. Metodyka badań

Badania prowadzono na czynnym osadzie nadmiernym pochodzącym z Centralnej Oczyszczalni Ścieków „Warta" w Częstochowie. Analizowano zmiany zachodzące podczas stabilizacji osadu niekondycjonowanego, jak również kondycjonowanego odczynnikiem Fentona. W pierwszym etapie badań stabilizacji poddano niekondycjonowany osad czynny. W drugim etapie badań stabilizowano natomiast osad po utlenianiu chemicznym.

Utleniany odczynnikiem Fentona osad zakwaszono przy użyciu 2 M H_2SO_4 do pH=3, a następnie dodano odpowiednią dawkę jonów żelaza (II) w postaci $FeSO_4 \cdot 7 H_2O$ wynoszącą 0,626 g/g s.m. i wprowadzono 30% roztwór nadtlenku wodoru w ilości 1,75g/g s.m. Po upływie czasu utleniania wynoszącego 1 godzinę próby alkalizowano 4M NaOH do wartości zbliżonej do odczynu jaki posiadał osad przed procesem kondycjonowania.

Przed przystąpieniem do stabilizacji wykonano mieszaniny fermentacyjne składające się z osadu czynnego oraz osadu przefermentowanego stanowiącego formę zaszczepu.

Osad nadmierny pobrano z rurociągu doprowadzającego osad do zagęszczacza mechanicznego. Osad przefermentowany pobrano natomiast z rurociągu transportującego osad z zamkniętych komór fermentacyjnych. Stabilizację prowadzono w układzie składającym się z komory fermentacyjnej wyposażonej w czujnik temperatury oraz mieszadło umożliwiające równomierne rozprowadzanie mieszaniny fermentacyjnej, cylindra do pomiaru wydzielającego się biogazu, butli zbiorczej i układu grzewczego zapewniającego utrzymanie stałej temperatury procesu. Fermentację prowadzono 28 dni w temperaturze wynoszącej 37ºC±0,1ºC. Każdego dnia procesu wykonywano pomiar objętości wydzielonego biogazu oraz analizowano jego skład. Proces stabilizacji prowadzono jednocześnie w kolbach laboratoryjnych o pojemności 500 ml wyposażonych w rurki fermentacyjne. Przygotowaną mieszaninę fermentacyjną przechowywano w cieplarce laboratoryjnej ustawionej na temperaturę 37ºC. W celu prawidłowego przebiegu stabilizacji kolby mieszano ręcznie dwukrotnie w ciągu doby. Przez 10 kolejnych dni oraz w 28 dniu trwania fermentacji stabilizowany w kolbach osad analizowano pod kątem chemicznym i mikrobiologicznym. Wykonano analizy chemiczne, takie jak:. sucha masa, sucha masa mineralna, sucha masa organiczna, uwodnienie, lotne kwasy tłuszczowe (LKT), ChZT, azot amonowy, azot ogólny Kjeldahla, fosfor ogólny, kwasowość, zasadowość, pH osadu oraz pH cieczy nadosadowej. Badano również zmiany liczebności mikroorganizmów mezofilnych, psychrofilnych jak również gatunków patogennych z rodzaju *Escherichia coli*. Miano *Escherichia coli* oznaczono metodą fermentacyjną probówkową stosując płynne podłoże Ejkmana przy czym próby wątpliwe przeszczepiono na stałe podłoże Endo. Do oznaczenia mikroorganizmów mezofilnych i psychrofilnych zastosowano podłoże stałe z agarem odżywczym. Próby

przechowywano w warunkach odpowiednich dla danych grup mikroorganizmów. Po okresie hodowlanym oszacowano wyrośnięte kolonie bakterii i podano w przeliczeniu na jednostki tworzące kolonie w 1 cm^3.

3. Wyniki badań

Wyniki analizy chemicznej wykonane podczas stabilizacji beztlenowej osadu niekondycjonowanego zestawiono w tabeli 1. W tabeli 2 przedstawiono natomiast wyniki analizy osadu stabilizowanego po chemicznym utlenieniu odczynnikiem Fentona.

Tabela 1. Wskaźniki chemiczne niekondycjonowanych osadów ściekowych poddanych procesowi stabilizacji beztlenowej

		Uwodnienie, %	Sucha masa, g/dm^3	Sucha masa mineralna,, g/dm^3	Sucha masa organiczna, g/dm^3	Kwasowość, $mval/dm^3$	Zasadowość, $mval/dm^3$	ChZT, mg O_2/dm^3	LKT, mgCH3COOH/dm^3	Azot ogólny Kjeldahla, mg N/dm^3	Azot amonowy, mg $N\text{-}NH^{+4}/dm^3$	Fosfor ogólny, mg P/dm^3	pH osadu	pH cieczy nadosadowej
Osad czynny		99,28	7,15	5,09	2,06	2,8	4,4	146	68,6	22,4	11,2	0,34	7,02	6,47
Osad fermentowany		98,39	16,06	9,87	6,19	8,0	56,0	1393	951,4	248,2	261,5	5,87	7,13	7,31
Osad mieszany		99,18	8,23	5,94	2,29	3,0	10,0	245	257,1	33,6	13,2	0,39	7,05	7,16
Czas stabilizacji beztlenowej, doba	**1**	99,21	7,93	5,55	2,38	3,2	13,6	838	462,9	123,2	133,8	2,05	6,85	7,08
	2	99,35	6,46	4,53	1,93	3,2	18,2	860	634,3	168,0	148,0	2,39	6,83	7,06
	3	99,25	7,44	5,03	2,41	3,4	20,8	1155	522,9	175,0	154,0	2,61	6,83	7,05
	4	99,36	6,44	4,15	2,29	3,6	22,8	791	548,6	190,4	179,2	5,65	6,85	7,10
	5	99,36	6,43	4,12	2,31	4,8	24,4	579	342,9	190,4	204,4	5,70	6,94	7,25
	6	99,26	7,36	4,84	2,52	4,4	26,0	683	231,4	210,0	201,6	6,85	6,90	7,26
	7	99,25	7,54	4,69	2,85	3,8	26,8	507	205,7	182,0	207,2	7,33	7,02	7,19
	8	99,36	6,36	3,90	2,46	3,6	27,6	397	188,6	196,0	201,6	7,82	6,98	7,14
	9	99,34	6,58	4,27	2,31	2,8	28,0	567	325,7	176,4	201,6	7,94	7,23	7,39
	10	99,32	6,79	4,52	2,27	3,2	28,4	826	300,0	224,0	212,8	8,64	7,02	7,32
	28	99,41	6,35	4,26	2,09	5,8	34,2	804	317,0	364,0	280,0	14,34	6,97	7,09

Źródło: opracowanie własne

Na podstawie otrzymanych wyników badań dokonano porównania zmian zachodzących podczas stabilizacji beztlenowej osadu niekondycjonowanego oraz osadu kondycjonowanego odczynnikiem Fentona.

Zastosowanie dezintegracji chemicznej osadu czynnego przed procesem stabilizacji beztlenowej wpłynęło na podwyższenie wartości stężenia zawartych w nim związków organicznych wyrażonych za pomocą parametrów LKT oraz ChZT. Zaobserwowano 2-krotny przyrost LKT oraz aż 7-krotny wzrost wartości ChZT.

Dezintegracja osadu czynnego w znacznym stopniu wpłynęła również na zmiany wartości parametrów chemicznych podczas trwania procesu stabilizacji beztlenowej. Osad utleniony odczynnikiem Fentona charakteryzował się intensywniejszym rozkładem związków organicznych do form prostszych w pierwszej fazie procesu stabilizacji zwanej hydrolizą w stosunku do osadu niekondycjonowanego. Intensyfikacja hydrolizy przyczyniła się z kolei do pozyskania wyższych wartości LKT wytworzonych podczas trwania fazy kwaśnej procesu stabilizacji.

Najwyższy przyrost wartości LKT podczas stabilizacji osadu niekondycjonowanego zaobserwowano w 2 dniu procesu, natomiast dla osadu kondycjonowanego najwyższe wartości LKT uzyskano dopiero w 3 i 4 dniu procesu. Uzyskane podczas fermentacji osadu kondycjonowanego wartości LKT były jednak dużo wyższe w porównaniu z wartościami LKT osadu niekondycjonowanego i wynosiły 1543 mg CH_4COOH/dm^3.

Tabela 2. Wskaźniki chemiczne kondycjonowanych osadów ściekowych poddanych procesowi stabilizacji beztlenowej

		Uwodnienie, %	Sucha masa, g/dm^3	Suchamasmineralna, g/dm^3	Sucha masa organiczna, g/dm^3	Kwasowość, $mval/dm^3$	Zasadowość, $mval/dm^3$	ChZT, mg O_2/dm^3	LKT, mgCH3COOH/dm^3	Azot ogólny Kjeldahla, mg N/dm^3	Azot amonowy, mg $N\text{-}NH^{+4}/dm^3$	Fosfor ogólny, mg P/dm^3	pH osadu	pH cieczy nadosadowej
Osad czynny		98,78	12,20	8,55	3,65	1,0	3,8	128	77,1	42,0	39,2	1,30	6,59	6,90
Osad utleniony		98,57	14,26	8,32	5,94	0,6	1,2	931	137,1	114,8	56,0	2,77	6,70	6,87
Osad fermentowany		97,85	21,50	12,91	8,59	7,6	66,8	1181	565,7	602,0	784,0	6,19	7,56	8,57
Osad mieszany		98,52	14,80	8,73	6,07	2,0	6,0	1230	188,6	210,0	106,4	3,99	6,93	7,40
Czas stabilizacji beztlenowej, doba	**1**	98,53	14,68	7,57	7,11	2,4	13,0	2064	805,7	266,0	243,6	4,89	6,68	7,00
	2	98,67	13,26	7,18	6,08	3,1	17,6	2539	1277	344,4	319,2	2,39	6,89	6,95
	3	98,71	12,93	6,88	6,05	3,1	22,0	2716	1543	369,6	341,6	1,96	7,03	7,28
	4	98,70	12,99	7,00	5,99	4,3	26,0	2710	1543	406,0	380,8	1,96	7,02	7,01
	5	98,74	12,65	6,70	5,95	3,0	28,8	2295	1534	352,8	341,6	2,77	7,03	7,32
	6	98,80	12,01	6,37	5,64	2,8	32,8	1938	1097	369,6	386,4	4,89	7,13	7,25
	7	98,80	12,03	6,04	5,99	2,5	34,8	1515	942,9	380,8	392,0	5,70	7,28	7,56
	8	98,81	11,86	5,95	5,91	2,8	40,0	1320	368,6	386,4	366,8	8,15	7,47	7,61
	9	98,84	11,58	5,81	5,77	1,6	43,4	941	222,9	392,0	408,8	8,48	7,58	7,55
	10	98,86	11,45	5,75	5,70	2,3	44,0	850	334,3	397,6	403,2	15,97	7,56	7,79
	28	98,90	11,00	5,32	5,68	2,2	54,0	685	385,7	440,0	476,0	30,64	7,66	7,79

Źródło: opracowanie własne

Podczas trwania procesów stabilizacyjnych osadu kondycjonowanego i niekondycjonowanego analizowano również zmiany stężenia frakcji organicznej za pomocą parametru ChZT. Wartości omawianego parametru w obu procesach wzrastały do pewnej granicznej wartości. Najwyższe stężenie związków organicznych w obu procesach odnotowano w 3 dobie fermentacji. Wartości ChZT podczas stabilizacji beztlenowej osadu kondycjonowanego były jednak ponad dwukrotnie wyższe w porównaniu z wartościami ChZT osadu niekondycjonowanego.

Odczyn osadu w obu procesach (zgodnie z danymi literaturowymi) utrzymywał się w przedziale odpowiednim dla prawidłowego przebiegu stabilizacji beztlenowej.

Wraz z wydłużaniem czasu stabilizacji beztlenowej zaobserwowano stopniowy wzrost stężenia związków azotu w osadzie. Wyraźny wzrost wartości azotu ogólnego jak i amonowego osiągnięto w 1 dobie fermentacji osadu niekondycjonowanego. Ogólne stężenie azotu w 1 dniu procesu wzrosło prawie czterokrotnie, natomiast stężenie związków amonowych aż dziesięciokrotnie. W kolejnych jednak dniach stabilizacji stężenie azotu ogólnego i amonowego wzrastało umiarkowanie. Odmienną sytuację zaobserwowano podczas stabilizacji beztlenowej osadu kondycjonowanego. Stężenie związków azotowych w każdym dniu trwania procesu wzrastało równomiernie jednak w porównaniu z osadem

niekondycjonowanym w ostatnim dniu fermentacji uzyskano wysokie wartości tych parametrów. W trakcie trwania stabilizacji zarówno osadu niekondycjonowanego, jak kondycjonowanego chemicznie część związków azotowych została przekształcona w postać amonową.

Podczas procesów stabilizacyjnych zaobserwowano również wzrastające wartości fosforu ogólnego w osadzie. Decydujący wpływ odczynnika Fentona na osad zaobserwowano przed przystąpieniem do stabilizacji osadu, uzyskano wówczas dwukrotnie wyższe stężenie w stosunku do wartości początkowej. Destrukcja związków organicznych z wydzieleniem związków fosforu przebiegała w obu procesach stabilizacyjnych stopniowo. W efekcie końcowym procesów uzyskano jednak wyższe stężenie fosforu dla osadu kondycjonowanego chemicznie co potwierdziły wyniki przeprowadzonych badań (tabela 1 i 2).

Ilość biogazu wytworzonego podczas 28-dniowej stabilizacji beztlenowej osadu niekondycjonowanego oraz kondycjonowanego chemicznie przedstawiono w tabeli 3.

W tabeli 4 przedstawiono natomiast skład gazu fermentacyjnego uzyskanego podczas procesów stabilizacji beztlenowej osadu niekondycjonowanego i kondycjonowanego odczynnikiem Fentona.

Tabela 3. Ilość uzyskanego biogazu podczas stabilizacji beztlenowej osadu niekondycjonowanego oraz kondycjonowanego odczynnikiem Fentona

	Objętość biogazu , dm^3	
Czas stabilizacji beztlenowej, doba	**Stabilizowany osad niekondycjonowany**	**Stabilizowany osad kondycjonowany odczynnikiem Fentona**
1	0,60	0,10
2	1,90	0,45
3	2,40	1,30
4	2,70	2,05
5	3,00	2,85
6	3,10	4,10
7	2,70	4,25
8	1,40	4,80
9	1,30	2,50
10	1,10	2,10
11	1,00	1,25
12	0,95	1,20
13	0,90	1,15
14	0,90	0,45
15	0,80	0,40
16	0,80	0,35
17	0,70	0,35
18	0,70	0,25
19	0,60	0,25
20	0,60	0,20
21	0,55	0,20
22	0,50	0,20
23	0,40	0,25
24	0,30	0,25
25	0,40	0,25
26	0,30	0,20
27	0,30	0,20
28	0,20	0,15

Źródło: opracowanie własne

Tabela 4. Skład chemiczny biogazu otrzymany podczas stabilizacji osadu niekondycjonowanego oraz kondycjonowanego odczynnikiem Fentona

		Skład chemiczny biogazu podczas stabilizacji beztlenowej , %							
		Osad niekondycjonowany				Osad kondycjonowany			
		CH_4 , %	CO_2 , %	O_2 , %	Pozostałe gazy, %	CH_4 , %	CO_2 , %	O_2 , %	Pozostałe gazy, %
Czas stabilizacji beztlenowej, doba	**2**	33,7	13,8	4,00	48,5	38,8	21,0	3,10	37,2
	4	49,8	25,9	2,30	32,0	40,3	23,8	3,00	32,8
	6	74,1	24,7	0,02	1,4	62,4	32,2	0,05	5,7
	8	76,8	24,0	0,02	0,0	71,0	29,4	0,04	0,0
	10	78,3	22,1	0,01	0,0	72,5	27,1	0,04	0,0
	12	78,9	21,1	0,01	0,0	73,9	26,3	0,06	0,0
	14	78,4	21,5	0,04	0,0	72,8	26,0	0,05	1,2
	16	77,8	22,1	0,02	0,08	70,5	25,9	0,05	3,1
	20	77,3	22,9	0,02	0,0	70,4	25,7	0,04	3,8
	24	76,9	21,3	0,00	1,8	68,7	25,9	0,04	5,3
	28	76,2	21,4	0,06	2,4	68,2	25,9	0,05	6,2

Źródło: opracowanie własne

Podczas stabilizacji osadu niekondycjonowanego najwyższą objętość gazu fermentacyjnego uzyskano w 6 dobie procesu, wartość ta wynosiła 3,1 dm^3. W przypadku stabilizacji osadu kondycjonowanego odnotowano większą objętość biogazu wynoszącą 4,8 dm^3, wartość tą jednak osiągnięto dopiero w 8 dobie procesu stabilizacji. Analizując intensyfikację produkcji biogazu, zaobserwowano gwałtowny przyrost ilości gazu fermentacyjnego w 3 oraz 4 dobie stabilizacji osadu kondycjonowanego. Najwyższy udział metanu 78,9 % odnotowano w trakcie stabilizowania osadu niekondycjonowanego w 12 dniu trwania procesu.

Analizę zmian mikrobiologicznych zachodzących podczas procesów stabilizacji osadu niekondycjonowanego oraz kondycjonowanego odczynnikiem Fentona przedstawiono w tabeli 5.

Tabela 5. Analiza zmian mikrobiologicznych podczas stabilizacji osadu niekondycjonowanego oraz kondycjonowanego odczynnikiem Fentona

		Ilość mikroorganizmów , JTK/cm^3					
		Osad niekondycjonowany			Osad kondycjonowany		
		Mikroorganizmy mezofilne	Mikroorganizmy psychrofilne	Bakterie typu *Escherichia coli*	Mikroorganizmy mezofilne	Mikroorganizmy psychrofilne	Bakterie typu *Escherichia coli*
Czas stabilizacji beztlenowej, doba	**0**	$58 \cdot 10^6$	$43 \cdot 10^6$	10^6	$20 \cdot 10^8$	$28 \cdot 10^7$	10^5
	1	$49 \cdot 10^6$	$38 \cdot 10^6$	10^6	$70 \cdot 10^7$	$17 \cdot 10^7$	10^5
	5	$20 \cdot 10^6$	$15 \cdot 10^6$	10^5	$12 \cdot 10^7$	$16 \cdot 10^7$	10^4
	10	$17 \cdot 10^5$	$22 \cdot 10^3$	10^3	$18 \cdot 10^6$	$25 \cdot 10^6$	10^3
	28	$13 \cdot 10^4$	$10 \cdot 10^2$	10^2	$10 \cdot 10^2$	$50 \cdot 10^1$	10^3

Źródło: opracowanie własne

Na podstawie uzyskanych wyników badań zaobserwowano spadek liczebności mikroorganizmów w kolejnych dniach trwania procesów stabilizacyjnych. Mikroorganizmy mezofilne, psychrofilne jak i bakterie typu *Escherichia coli* w pierwszych dobach stabilizacji

beztlenowej charakteryzowały się wysoką odpornością na zmiany zachodzące podczas procesów. Niszczenie komórek patogenów w warunkach mezofilowych bez wcześniejszego kondycjonowania osadu było ograniczone. Zastosowanie metody dezintegracji przed procesem fermentacji działało niszcząco na mikroorganizmy oraz ich formy przetrwalnikowe. Najwyższy efekt dezaktywacji żywych komórek mikroorganizmów zaobserwowano w przypadku stabilizacji osadu kondycjonowanego chemicznie. Znaczny spadek liczebności mikroorganizmów psychrofilnych i mezofilnych odnotowano w przypadku kondycjonowanych osadów stabilizowanych beztlenowo w ostatnich dniach procesu.

4. Wnioski

Na podstawie uzyskanych wyników badań sformułowano następujące wnioski:

- kondycjonowanie osadów przed procesem stabilizacji wpłynęło na intensyfikację rozkładu wielkocząsteczkowych związków organicznych do form prostszych, czego dowodem był uzyskany wzrost wartości stężenia LKT oraz ChZT
- uzyskanie wysokich wartości stężenia LKT oraz ChZT przed procesem fermentacji miało decydujący wpływ na dalsze procesy biodegradacji frakcji organicznej podczas całego cyklu stabilizacji
- zastosowanie procesu dezintegracji osadu przed stabilizacją beztlenową doprowadziło do uzyskania intensywnej produkcji biogazu w fazie metanogennej stabilizacji beztlenowej
- wstępna dezintegracja osadu wpłynęła na uzyskanie wyższego efektu higienizacji osadu czynnego

Literatura:

1. Anielak A., *Chemiczne i fizykochemiczne oczyszczanie ścieków*, Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa 2002.
2. Bień J.B., *Osady ściekowe – teoria i praktyka*, Wydawnictwo Politechniki Częstochowskiej, Częstochowa 2007.
3. Bień J., Szparkowska I., *Proces fermentacji metanowej osadów nadmiernych kondycjonowanych polem ultradźwiękowym*, Materiały Konferencyjne nt. Aktualne problemy gospodarki wodno-ściekowej, Wydawnictwo Politechniki Częstochowskiej, Częstochowa – Ustroń, 306-316, 2004.
4. Brzeska K., Wolny L., *The influence of ultrasonic field on chemical and mikrobiological parameters of stabilized excessive sludge*, Proceedings of Electrotechnical Institute, Issue 252, 2011,157-168.
5. Myszograj S., *Wpływ dezintegracji chemiczno-termicznej na produkcję lotnych kwasów tłuszczowych z osadów nadmiernych*, Gaz, Woda i Technika Sanitarna nr 7-8, 41—43, 2009.
6. Venkatadri R., Peters R.W, *Chemical oxidation technologies: ultraviolet light/hydrogen peroxide, Fenton´s reagent, and titanium dioxide-assisted photocatalysis,* Hazardous Waste & Hazardous Materials, 10(2),107-149, 1993.
7. *Wybrane procesy jednostkowe w inżynierii środowiska* pod redakcją Marty Janosz-Rajczyk, Wydawnictwo Politechniki Częstochowskiej, Częstochowa 2004.
8. Zawieja I., Wolny L. ,Wolski P., *Wpływ procesu hydrolizy ultradźwiękowej na generowanie lotnych kwasów tłuszczowych w procesie kwaśnej fermentacji osadów nadmiernych*, Inżynieria i Ochrona Środowiska, t.12, nr 3, 207 – 217, 2009.

inż. Grzegorz Tomasz Cylwik, inż. Krzysztof Czarkowski,
Politechnika Białostocka,
Katedra Technologii w Inżynierii i Ochronie Środowiska,

ZASTOSOWANIE WIERZBY ENERGETYCZNEJ I TRZCINY DO PRZETWARZANIA OSADÓW ŚCIEKOWYCH

THE USE OF WILLOW AND REED IN PROCESSING OF SEWAGE SLUDGE

Słowa kluczowe: *niskonakładowe metody, osady ściekowe, wierzba energetyczna, trzcina, wermiklutura.*

Streszczenie: W artykule zostały zaprezentowane niskonakładowe metody unieszkodliwiania osadów. Niskonakładowymi metodami nazywamy takie, które oparte są na naturalnych procesach zachodzących w środowisku, nie wymagają ciągłej kontroli, znacznego zużycia energii i korzystania z urządzeń technicznych. Do analizy poddano unieszkodliwianie osadów na poletkach z trzciną (*Phragmites australis)*, wierzbą energetyczną (*Salix viminalis)* i dżdżownicą kalifornijską *(Eisenia fetida)* usytuowanych na oczyszczalni ścieków w Zambrowie. Zaprezentowano również wyniki badań odcieków powstających w trakcie pracy instalacji.

Key words: *low-input methods, sewage sludge, willow, reed, vermiculture.*
Summary: The article presents low-input methods of processing of sewage sludge. The low-input methods call such methods, which are based on natural processes in the environment, do not require continuous monitoring, considerable energy consumption and use of technical equipment. For the analysis of sewage sludge disposal were plots of reed (*Phragmites australis),* willow (*Salix viminalis)* and Red Hybryd of California (*Eisenia fetida)* located in sewage treatment plant in Zambrow. Also presented results effluent generated during plant operation.

1. Wprowadzenie

W związku z ciągłym rozwojem gospodarki jak i polepszaniem się warunków bytowych ludzkości zwiększa się ilość produkowanych ścieków, a co za tym idzie osadów pościekowych. Pomimo wielu zmian, gospodarka osadowa jest nadal największym problemem eksploatatorów oczyszczalni. Głównym sposobem pozbywania się osadów jest ich wywożenie na składowiska. Po wejściu Polski do Unii Europejskiej znacznie zaostrzyły się przepisy dotyczące odpadów biodegradowalnych do których zaliczane są osady. Z biegiem czasu ilość odpadów organicznych kierowanych na składowiska musi być sukcesywnie zmniejszana. Oznacza to, że osady trzeba zagospodarować w inny sposób, którym może być np. przetwarzanie za pomocą metod niskonakładowych, które opierają się na naturalnych procesach zachodzących w środowisku (niewymagające dużego zużycia energii jak i ciągłej kontroli). Do metod tych zalicza się na przykład: suszenie słoneczne, utylizacja na poletkach osadowych z trzciną lub wierzbą, kompostowanie czy przetwarzanie z użyciem wermikultury [1].

2. Obiekty badań

Wierzba energetyczna *(Salix viminalis)* - gatunek wierzby szybko rosnącej powstałej kilkanaście lat temu poprzez selekcję i krzyżowanie kilku gatunków wierzby. Jest szerokim i rozłożystym krzewem, rosnącym do 10 metrów wysokości i licznymi giętkimi pędami sięgającymi do 7 metrów. Korzenie wierzby są wyposażone w duże między komórkowe przestrzenie powietrzne, dzięki czemu znosi zarówno długie okresy powodziowe jak i zbitą glebę. Charakteryzuje się bardzo szybkim przyrostem biomasy, zwiększoną odpornością na szkodniki i choroby, sporą mrozoodpornością i wysoką wartością energetyczna drewna [2][3]. Dzięki zdolnościom do usuwania trudno degradowanych biologicznie zanieczyszczeń, możliwości pobierania i gromadzenia biogenów, wierzbę coraz częściej wykorzystuje się w

ochronie środowiska [4]. Wierzba wykorzystywana jest również do celów energetycznych. Spalana jest w elektrowniach, ciepłowniach jak i małych gospodarstwach domowych. Praktyczna przydatność wikliny przyczyniła się do pomysłu jej hodowli na plantacjach nawadnianych ściekami komunalnymi. Ścieki zawierające duże stężenia przyswajalnych form fosforu i azotu mogłyby być stosowane do nawadniania i nawożenia plantacji wiklinowych [5]. Do nawożenia plantacji wierzby doskonale nadaje się również osad z oczyszczalni ścieków. Metoda ta rozwiązuje częsty problem osadów z oczyszczalni. Zastosowana została np. w Kucharach k. Kalisza. Wdrożony tam system przyniósł oczekiwane efekty, potwierdził przydatność osadów z procesów oczyszczania ścieków do zasilania gleb wykorzystywanych do produkcji biopaliw, z jednoczesnym osiągnięciem wysokich plonów biomasy [6].

Trzcina pospolita *(Phragmites australis)* - bylina wyrastająca na ponad 4 m, z płożącymi się kłączami i bardzo długimi rozłogami oraz grubym ulistnionym, prostym źdźbłem. Rośnie na różnych podłożach, zarówno piaszczystych, mulistych, jak i torfowych, w środowisku obojętnym, zasadowym i kwaśnym więc jest rośliną o bardzo szerokiej amplitudzie ekologicznej. Bardzo dobrze znosi zarówno trwałe podtopienia, jak i wysuszenia. Należy do gatunków kosmopolitycznych i rośnie wszędzie, z wyjątkiem Antarktydy i Arktyki. Trzcinę charakteryzuje duża zdolność transpiracji, czyli pobierania wody i wydalania jej w postaci pary wodnej. W szczycie sezonu wegetacyjnego w czasie jednego miesiąca z 1 m^2 trzcinowiska może wyparować od 360 do 380 kg wody. U roślin bagiennych w kłączach, korzeniach, łodygach i liściach występuje silnie rozbudowany system przewietrzający. U trzciny system ten, zbudowany z przestworów międzykomórkowych, występuje w formie długich kanałów zlokalizowanych w tkance miękiszowej. Dzięki systemowi przewietrzającemu tlen atmosferyczny dociera do strefy korzeniowej (ryzosfery) rośliny oraz do podłoża, gdzie są zakorzenione rośliny bagienne. Według Hofmanna powierzchnia 1 m^2 trzcinowiska może dostarczyć do układu 5 g tlenu na dzień, co równoważne jest 15 dm^3 powietrza. Za pomocą systemu przewietrzającego usuwany jest także dwutlenek węgla powstający w procesach oddechowych. Intensywny wzrost trzciny, intensyfikacja procesów mineralizacji, znaczna produkcja fitomasy na jednostkę powierzchni, a przede wszystkim szybkie tempo pobierania wody i jej wydalania do atmosfery w postaci pary wodnej, to główne zalety tych roślin, z punktu widzenia stosowania ich do odwadniania osadów ściekowych [7][8].

Dżdżownica kalifornijska *(Eisenia fetida)* - skąposzczet wyhodowany sztucznie poprzez krzyżowanie. Wykorzystywana jest do produkcji biohumusu i wędkarstwie. Rozmnaża się bardzo szybko w stosunku do innych dżdżownic, żyje ok. 15 lat także w dużych skupiskach (większość innych dżdżownic przeżywa około 4 lat). Kompost wytwarzany przez te dżdżownice posiada wysoką wartość nawozową. Długość wynosi 10–12 cm. Masa ciała osobników dorosłych żyjących w warunkach naturalnych wynosi przeciętnie 0,30–0,40 g. W warunkach laboratoryjnych może sięgać 1,6 g. Tempo wzrostu i osiągane rozmiary są zależne od temperatury otoczenia. Jest hermafrodytem zależnym. Jej rozrodczość może przekraczać do dwunastu razy rozrodczość dżdżownicy ziemnej. Wymianę gazową dokonuje przez powłoki ciała, na powierzchni których znajdują się liczne komórki receptorowe odbierające bodźce świetlne. Pobiera półpłynny pokarm, mieszając go w przewodzie pokarmowym z węglanami wapnia – wydzieliną gruczołów Morena, neutralizującą kwasy humusowe [9]. Jedna tona dżdżownic potrafi przeniknąć dziennie ok. 200kg odpadów (30-40% sm) a w ciągu pięciu dni może przetworzyć jedną tonę odpadu w wermikompost z czego około 40% zużyte zostanie na potrzeby dżdżownic. Dzięki temu można osiągnąć szybki przerób odpadów organicznych przy stosunkowo niskich nakładach finansowych [10].

3. Instalacja badawcza

Badania prowadzone były na instalacji badawczej, zaprojektowanej przez dr inż. Dariusza Boruszko, usytuowanej na terenie oczyszczalni ścieków w Zambrowie (Rys.1). W skład instalacji wchodzi 6 poletek w kształcie prostopadłościanów o wysokości 1 metra, długości i szerokości 2 metrów. Cztery kwatery wypełnione są trzema frakcjami o różnej granulacji do wysokości 60 cm i obsadzone wierzbą i trzciną, natomiast w dwóch pozostałych umieszczona jest wermikultura. Każda kwatera posiada drenaż umożliwiający odprowadzanie odcieków poza instalację jak i pobór odcieku do badań laboratoryjnych.

Na poletkach z wierzbą energetyczną posadzono po 16 rocznych sadzonek natomiast z trzciną po 20 sadzonek. W maju 2010 roku rozpoczęto zalewanie poletek osadem mleczarskim pochodzącym z oczyszczalni ścieków w Wysokiem Mazowieckiem o uwodnieniu 98%. Podczas pierwszego zasilenia poletka, na m^2 przypadało 0,5 kg suchej masy osadu. Z biegiem czasu zwiększano częstotliwość zalewania jak i dawkę osadu do 2,0 kg suchej masy osadu na m^2. W dwóch pozostałych kwaterach umieszczono tzw. matecznik z dżdżownicami kalifornijskimi i jednorazowo zasilono osadem mleczarskim o uwodnieniu 80%. Na oba poletka zużyto 3 m^3 osadu, czyli po 1,5 m^3 na jedną kwaterę.

4. Wyniki badań

Od momentu uruchomienia instalacji prowadzone były obserwacje, skupiono się głównie na intensywności wzrostu roślin zasilanych osadem. Po około dwóch miesiącach eksploatacji złóż wysokość trzciny wynosiła średnio 1m. Kolor trzciny był intensywnie zielony, co oznaczało dobrą aklimatyzację w nowym środowisku. W sierpniu, pod wpływem zasilania osadem, zagęszczenie trzciny wzrosło, pędy przy podłożu były grubsze, przez co roślina stała się wytrzymalsza na łamanie powodowane deszczem i wiatrem.

Wysokość wierzby energetycznej pod koniec czerwca 2010r. wynosiła średnio 1,5m. Liście miały kolor intensywnie zielony, pędy dobrze rozwinięte, co również wskazywało na dobrą adaptację. Po 4 miesiącach od uruchomienia instalacji zaobserwowano znaczny przyrost rośliny, pędy stały się grubsze i mniej łamliwe.

W okresie lipca i sierpnia dokonano poboru odcieków ze złóż trzciny i wierzby. Na pobranych próbkach zostały wykonane badania laboratoryjne, oznaczono: amoniak, azotany, ChZT i fosforany. Wyniki zestawiono w tabeli 1. Porównują wyniki badań z obu miesięcy, zaobserwowano spadek wartości każdego z parametrów. Dla przykładu wartość ChZT spadła o ponad 75%, może to świadczyć o tym, że system korzeniowy trzciny i wierzby stale się aklimatyzuje i staje się efektywniejszy.

Tab. 1. Zestawienie wyników badań odcieków w lipcu i sierpniu.
Tab. 1. Summary results of researches effluent in July and August.

Miesiąc	**Lipiec**		**Sierpień**	
Złoże / **Wskaźnik**	**Trzcina** (*Phragmtes australis)*	**Wierzba** (*Salix viminalis)*	**Trzcina** (*Phragmites australis)*	**Wierzba** (*Salix viminalis)*
Amoniak (NH_4 –N) [mg/l]	84	114	37,5	28,9
Azotany (NO_3) [mg/l]	68,8	68	42,2	41,4

ChZT [mg/l]	2580	2145	560	560
Fosforany (PO_4-P) [mg/l]	164	178,2	136,8	160,8

5. Podsumowanie

Wraz z rozwojem różnych gałęzi gospodarki wzrasta ilość wytwarzanych ścieków, co za tym idzie osadów. Wprowadzenie intensywnych biologicznych, chemicznych i biologiczno-chemicznych metod oczyszczania ścieków przyczyniło się do znacznego wzrostu ilości wytwarzania osadów. Po wstąpieniu Polski do Unii Europejskiej zaostrzyły się przepisy dotyczące unieszkodliwiania odpadów organicznych i ich składowania [11].

Dąży się do stosowania bardziej ekologicznych metod przetwarzania osadu, zwanych niskonakładowymi. Są to metody, które wykorzystują rośliny wodne lub bagienne takie jak : trzcina, wierzba oraz działalność dżdżownic kalifornijskich.

Po analizie wyników badań laboratoryjnych i obserwacji wzrostu roślin, stwierdzono poprawny mechanizm działania instalacji i aby potwierdzić tą efektywność, badania należy kontynuować przez kilka kolejnych lat.

Literatura:

1. Boruszko D.: *Intensyfikacja niskonakładowych metod przeróbki komunalnych osadów ściekowych,* Inżynieria Ekologiczna nr 25, 2011, str. 189-201
2. Szczukowski S., Budny J.: *Wierzba krzewiasta – roślina energetyczna*, Biblioteka praktycznego ekologa, Olsztyn, 2003
3. Łajewska E. L.: *Uprawa i wykorzystanie roślin energetycznych - Uprawa wierzby energetycznej*, Centrum Zielonych Technologii, Białystok, 2008
4. Myszograj S.: *Wykorzystanie osadów ściekowych na plantacjach wierzby energetycznej*, Ekotechnika 2002, nr 4, str. 40-43
5. Obarska-Pempkowiak H., Kołecka K.: *Doświadczenia związane z wykorzystaniem wikliny Salix viminalis w usuwaniu zanieczyszczeń z wód i ścieków*, Politechnika Gdańska, 2005
6. Surowiak S.: *Wierzba w zagospodarowaniu osadów,* Czysta Energia nr:4, 2006, str.14-15
7. Kalisz L., Sałbut J., Nechay A.: *Odwadnianie osadów ściekowych na poletkach z trzciną*. Monografia, Instytut Ochrony Środowiska, Warszawa 2002
8. Kalisz L., Sałbut J.: *Wykorzystanie trzciny do odwadniania stabilizowanych osadów ściekowych*. Monografia, Instytut Ochrony Środowiska, Warszawa 1999
9. Jóźwiak A., Rybiński P.: *Wykorzystanie Red Hybryd of California [Eisenia faetida (Sav.)] do procesów bioremediacji piasków morskich zanieczyszczonych związkami ropopochodnymi*, Rocznik Świętokrzyski. Ser. B – Nauki Przyrodnicze 31: 1–10, 2010
10. Kostecka J.: *Doceniajmy nasze dżdżownice*, Chrońmy przyrodę ojczystą, 3, maj-czerwiec, 1993, 106-108
11. Czarkowski K.: *Zastosowanie wierzby energetycznej w przetwarzaniu osadów ściekowych,* praca inżynierska, Katedra Technologii w Inżynierii i Ochronie Środowiska, Politechnika Białostocka, 2011

Aneta Górska
Politechnika Białostocka

ITPOK- Instalacja Termicznego Przekształcania Odpadów Komunalnych
ITPOK- Installation incineration of municipal waste

Słowa kluczowe: *odpad- waste, tTermiczne przekształcanie – incineration*

Streszczenie: Rozwijające się kraje borykają się z wieloma problemami do których należy m.in. gospodarka odpadami, jak również dostarczanie ciepła i energii mieszkańcom. Rozwiązaniem obu tych problemów jednocześnie może być ITPOK. Instalacja Termicznego Przekształcania Odpadów jest to zakład, który nie wpływa negatywnie na środowisko i jest bezpieczny dla ludzi . Główną zaletą zakładu jest wytwarzanie energii w wyniku spalania odpadów nie poddanych wcześniejszej segregacji. Instalacja wytwarza oprócz elektryczności ciepło. Dzięki temu jest w stanie pokryć w 10% zapotrzebowanie na energię cieplną, a co za tym idzie zmniejsza się zużycie surowców naturalnych takich jak węgiel kamienny czy gaz ziemny. Dzięki tym atutom system ITPOK można określić mianem zakładu odzyskiwania energii, a nie zwykłą spalarnią odpadów.
Abstract: Developing countries face many problems which include, among others waste management, as well as providing heat and energy residents. The solution to both problems at once can be ITPOK. Installation of waste incineration is a facility that does not adversely affect the environment and is safe for humans. The main advantage of the installation is to produce energy by burning waste is not subject to prior segregation. The installation generates electricity in addition to heat. This makes it able to cover 10% of heat demand and thus reduce the consumption of natural resources such as coal or natural gas. Thanks to these advantages ITPOK system can be defined as the energy recovery facility, and not mere waste incinerators.

1. Wprowadzenie

Z roku na rok wzrasta zapotrzebowanie na energię, co w konsekwencji powoduje stopniowe wyczerpywanie się surowców naturalnych. Restrykcyjne przepisy ochrony środowiska zmuszają do stosowania nowoczesnych metod oraz doskonalenia dotychczasowych procesów przetwarzania surowców. Równie dużym problemem są odpady komunalne. Problem dotyczy nie tylko ich składowania ale także przetwarzania. Zgodnie z ustawą o odpadach zakazane jest spalanie odpadów w gospodarstwach domowych. Niestety ilość odpadów, które są spalane w takich paleniskach stale rośnie. Jednym z rozwiązań może być instalacja termicznego przekształcania odpadów komunalnych, która nie tylko zminimalizuje problem składowania odpadów ale również pozwoli wytworzyć energię i ciepło, nie wyczerpując surowców naturalnych. ITPOK (instalacje termicznego przekształcania odpadów komunalnych) stanowi istotny element systemu gospodarki odpadami komunalnymi w Europie Zachodniej. Projektuje się je tak, aby przynosiły maksimum korzyści mieszkańcom a jak najmniej szkodziły środowisku. W Polsce instalacje tego typu nie są rozpowszechnione. Na terenie naszego kraju istnieje kilka spalarni odpadów niebezpiecznych, osadów ściekowych, ale tylko jedna spalarnia odpadów komunalnych w Warszawie. W ciągu najbliższych lat ma powstać około 6 tego typu instalacji, z czego jedna w Białymstoku, a po roku 2014 zaplanowano budowę kolejnych czterech m.in. w Gdańsku i Łodzi.

2. ITPOK – Instalacja Termicznego Przekształcania Odpadów Komunalnych

ITPOK jest to zakład, który jest bezpieczny dla środowiska i ludzi. Główną zaletą zakładu jest wytwarzanie energii, która docierać będzie do mieszkań w postaci ciepła i elektryczności w wyniku spalania odpadów. Dla spalarni o wydajności ok. 250 000 Mg/rok ilość ciepła wynosić będzie około 713232 GJ/rok. Instalacja działa nie tylko jako elektrownia, elektrociepłownia ale również jako ciepłownia. Dzięki temu jest wstanie pokryć od około 6% do 10%

zapotrzebowania na energię cieplną a co za tym idzie zmniejsza się zużycie surowców naturalnych takich jak węgiel kamienny czy gaz ziemny. Dzięki tym atutom system ITPOK można określić mianem zakładu odzyskiwania energii, a nie zwykłą spalarnią odpadów.

2.1 Etapy procesu termicznego przekształcania odpadów komunalnych.

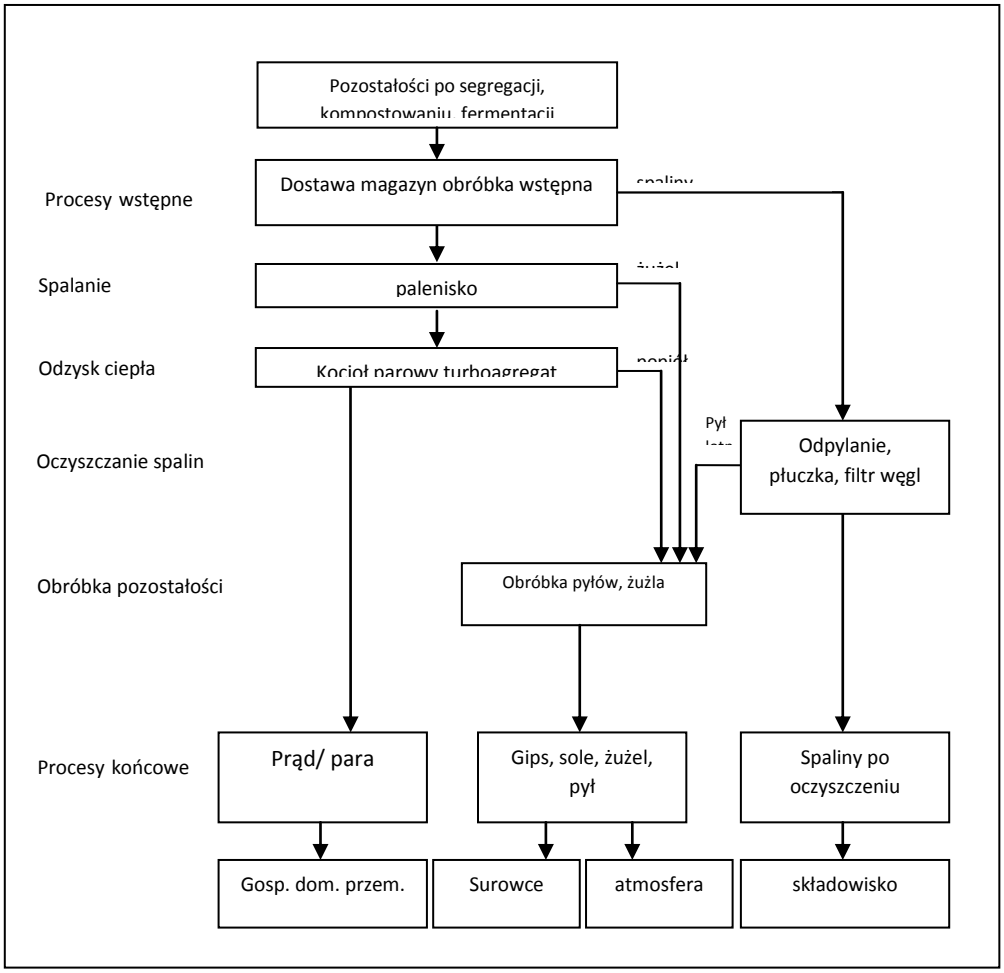
Odpady przywożone do zakładu termicznego przekształcania w piecach rusztowych nie podlegają początkowemu przygotowaniu i mogą bezpośrednio trafiać na ruszt. Klasyfikacja odpadów przeznaczonych do unieszkodliwiania na drodze spalania w spalarniach odpadów komunalnych lub współspalania z paliwami kopalnianymi przedstawiona jest w tabeli nr1.Odpady przywiezione przez specjalistyczne pojazdy trafiają do tzw. fosy czyli zbiornika buforowego znajdującego się w hali rozładunkowej. Odpady składowane w hali rozładunkowej za pomocą suwnic wyposażonych w chwytaki przesuwane są do lejów zasypowych pieca a dozownik powoduje równomierne rozprowadzenie ich na ruszcie. Proces przekształcania odpadów na ruszcie składa się z dwóch etapów: suszenia i spalania. W wyniku spalania powstaje żużel (od 20 do 30% masy wprowadzanych do procesu odpadów komunalnych) i popioły (2 do 3% masy wprowadzanych do procesu odpadów komunalnych). Stałe pozostałości przechodzą przez elektrofiltr, w tym przypadku przez odżużlacz z zamknięciem wodnym. Powietrze znajdujące się w hali rozładunkowej jest zasysane i podawane układem kanałów do pieca w formie powietrza pierwotnego. Taki zabieg zapewnia utrzymanie w hali powietrza w podciśnieniu , a to powoduje brak emisji nieprzyjemnych zapachów w przestrzeń hali. Powietrze pierwotne nie pełni jedynie roli czynnika wymaganego do spalenia, ale również jest wykorzystane do chłodzenia rusztu oraz suszenia odpadów. Powietrze wtórne zasysane jest z obszaru nad kotłem i nie wymaga wstępnego podgrzewania. Odzysk energii odbywa się w kotle odzysknicowym, gdzie ciepło ze spalin wykorzystywane jest do produkcji pary. Procent odzysku energii z termicznego przekształcania odpadów w pełnej kondensacji, czyli przy produkcji samej energii elektrycznej, wynosi od 19 do 25%, natomiast jeśli jest to kogeneracja, czyli produkcja ciepła i energii elektrycznej sprawność odzysku energii wynosi od 74 do 85%. Proces termicznego spalania odpadów powoduje zmniejszenie pierwotnej masy odpadów do około 30%. Ogólnie procesy przebiegające w spalarni można pogrupować na: procesy wstępne, spalanie, odzysk ciepła, oczyszczanie spalin, obróbkę pozostałości oraz procesy końcowe (schemat 1).

Tabela nr 1 Klasyfikacja odpadów przeznaczonych do unieszkodliwiania na drodze spalania w spalarniach odpadów komunalnych lub współspalania z paliwami kopalnianymi.

pochodzenie odpadu	kod odpadu	rodzaj odpadu
odpady komunalne, które w pierwszej kolejności kierowane są na linie sortownicze	kod 20 03 01	nie segregowane odpady komunalne
	kod 20 03 02	odpady z targowisk
	kod 20 03 07	odpady wielkogabarytowe
	kod 20 03 99	odpady komunalne nie wymienione w innych podgrupach
odpady mechanicznej obróbki odpadów nie ujęte w innych grupach	kod 19 12 12	inne odpady z mechanicznej obróbki odpadów inne niż wymienione w 19 12 11-potocznie reszta śmieciowa
	kod 19 12 12	inne odpady z mechanicznej obróbki odpadów inne niż wymienione w 19 12 11 odpady wielkogabarytowe (po obróbce ręcznej, część)
	kod 19 12 10	odpady palne(paliwo alternatywne)
o odpady z tlenowego rozkładu odpadów stałych (kompostownia)	kod 19 05 01	nieprzekompostowane frakcje odpadów komunalnych i podobnych
	kod 19 05 99	inne niewymienione odpady

Źródło M.Redes, S.Zabawa, B.Kabarowska „Termiczne unieszkodliwianie odpadów komunalnych w warunkach krajowych”

Schemat 1 technologiczny nowoczesnej spalarni odpadów.



Źródło http://forum.iios.pwr.wroc.pl/attachment.php?aid=150

2.2 Parametry produkcyjne instalacji termicznego przekształcania odpadów komunalnych.

a) maksymalna roczna zdolność przerobowa instalacji 30 000 Mg,
b) godzinowa zdolność przerobowa instalacji 4 000 kg,
c) roczny czas pracy instalacji 8 000 godzin,
d) przeciętna wartość opałowa mieszania odpadów 16 MJ/lcg,
e) maksymalne obciążenie cieplne komory dopalania 13 MW,
f) dozwolone przeciążenie cieplne pieca obrotowego 110 %,
g) max temperatura w piecu obrotowym 1200 °C,
h) temperatura eksploatacyjna w komorze dopalania min. 850, max. 1250 °C,
i) czas przebywania spalin w komorze dopalania min. 2 sek,
j) wykorzystanie ciepła odpadowego : kocioł odzysknicowy o wydajności 15 Mg pary/h , wymienniki ciepła ogrzewających powietrze technologiczne, pobierające parę w ilości ok. 3 Mg/h oraz turbogenerator o mocy 1,6 MW, produkującego energię elektryczną w ilości 1050-1420 kW, przy zużyciu pary 10 Mg/h.

2.3 Korzyści ekonomiczne, społeczne i środowiskowe Instalacji Termicznego Przekształcania Odpadów.

Jak każda instalacja tego typu powoduje powstawanie wielu wątpliwości wśród mieszkańców i władz z terenów na których dany zakład ma powstać. Społeczeństwo obawia się negatywnego oddziaływania instalacji na zdrowie i środowisko. Jednak po głębszym

przeanalizowaniu całego termicznego procesu przekształcania odpadów wszystkie obawy powinny zniknąć. A zalety tego typu zakładu przewyższają wady instalacji.

Powstanie instalacji termicznego przekształcania odpadów komunalnych da nie tylko nowe miejsca pracy ale również pozwoli uniknąć kar za niespełnienie wymagań dyrektywy Unii Europejskiej i przepisów prawa polskiego w zakresie redukcji składowania odpadów. Inwestycja ITPOK spełnia wszystkie surowe przepisy z zakresu ochrony środowiska obowiązujące w Unii Europejskiej, gdyż inwestorzy zobowiązani są do zastosowania najnowocześniejszych rozwiązań technicznych i technologicznych dostępnych na rynku. ITPOK jest pod stałą kontrolą nadzoru ekologicznego, który będzie miał wgląd w aktualne wyniki dotyczące pracy instalacji oraz emisji zanieczyszczeń. Nie tylko nadzór ekologiczny będzie mógł „kontrolować" zakład, również wszyscy zainteresowani będą mogli obserwować na bieżąco wyniki pomiaru emisji zanieczyszczeń, gdyż zakład codziennie będzie je prezentować w systemie on-line, a dla okolicznych mieszkańców wiele zakładów termicznego przekształcania odpadów prowadzi politykę otwartych drzwi, dzięki czemu mieszkańcy kilka razy do roku mogą odwiedzić pobliską instalację by sprawdzić jak pracuje.

ITPOK umożliwia termiczne przekształcanie zmieszanych odpadów komunalnych, bez konieczności ich kosztownego przygotowania, dzięki temu możliwy jest m.in. odzysk metali. Instalacje termicznego przekształcania odpadów można uznać za „nieuciążliwego sąsiada", gdyż emitują do atmosfery praktycznie całkowicie oczyszczone powietrze przez zastosowanie nowoczesnych odpylaczy a utylizacja odpadów w tym zakładzie jest systemem bezściekowy.

Rozpatrując budowę instalacji należy zwrócić również uwagę na ekonomię. W dobie drożejących naturalnych surowców, których złoża za kilkadziesiąt lat się wyczerpią energia czerpana z odpadów jest rozwiązaniem tego problemu, jednocześnie rozwiązuje problem składowania odpadów. Spalarnie pozwalają na odzyskiwanie energii, która jest zawarta w odpadach. Powstająca energia cieplna i elektryczna zaspakaja potrzeby własne zakładu, a jej nadwyżki mogą a nawet powinny trafić do sieci miejskiej lub gminnej (dlatego tak ważna jest lokalizacja inwestycji). Na podstawie przeprowadzonych badań ITPOK zaoszczędza nawet 70000ton węgla rocznie na produkcji energii i ciepła przetwarzając odpady. Proces ten zaliczany jest do recyklingu energetycznego, dzięki któremu minimalizuje się ewentualne straty energii i maksymalizuje korzyści dla społeczeństwa.

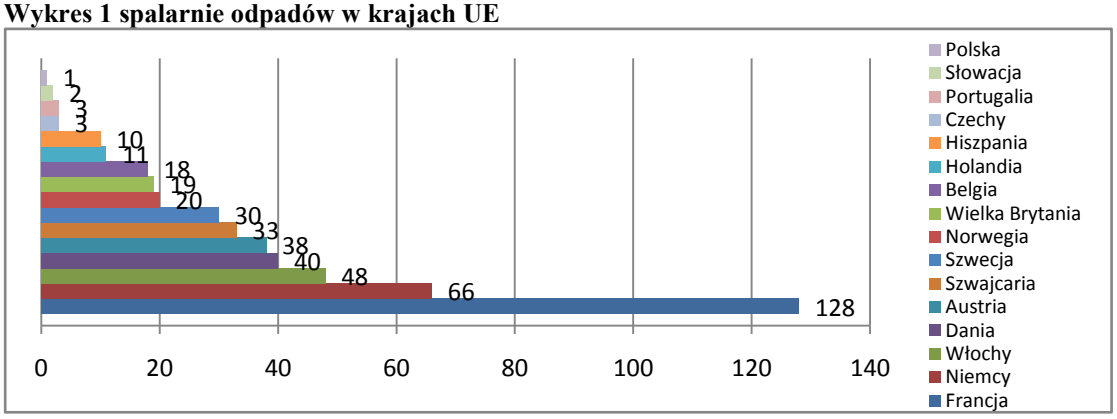
Mimo tylu korzyści jakie daje ITPOK społeczeństwu, środowisku ale również i sferze ekonomii, nie jest instalacją bez wad. Do głównych należy ekonomiczne uzasadnienie budowy inwestycji oraz jej koszt - wynoszący około 150 mln złotych. Wybudowanie instalacji do termicznego unieszkodliwiania odpadów jest ekonomicznie uzasadnione w przypadku, gdy rocznie spala się 100 000 t odpadów. Kolejnym warunkiem jest ciągłość procesu. Materiały ceramiczne, z których wybudowane są piece, pozwalają na podgrzewanie z prędkością tylko 50 stopni na godzinę. Dlatego zaleca się 24 godzinną pracę instalacji.

Mimo tego Instalacja Termicznego Przekształcania Odpadów Komunalnych jest jednym z najlepszych rozwiązań przekształcania odpadów, gdyż nie tylko niweluje problem zwiększającej się ilości odpadów, a przy okazji jest w stanie wytworzyć ciepło i energię.

2.4 Instalacja Termicznego Przekształcania Odpadów Komunalnych w Magdeburgu w Niemczech

W krajach o rozwiniętej świadomości ekologicznej termiczne przekształcanie odpadów komunalnych jest standardem. W Europie działa ponad 470 instalacji opartych na termicznym przetwarzaniu odpadów komunalnych. W Polsce istnieje tylko jedna - w Warszawie, podczas gdy w Niemczech istnieje blisko 66 spalarni(wykres 1).

Wykres 1 spalarnie odpadów w krajach UE



Źródło opracowania KHK S.A.

W niemieckich spalarniach przetwarza się łącznie ok. 19 mln t odpadów rocznie. Liczba spalarni systematycznie wzrasta. Na terenie Niemiec w budowie znajduje się 14 zakładów, a planowana jest budowa kolejnych 10. Niemieccy eksperci podkreślają, że spalarnie posiadają wady i zalety, a przy budowie spalarni należy określić jej wydajność. Niemieccy naukowcy są zgodni, że segregacja i odzysk są lepsze dla środowiska niż składowanie odpadów.

Do najnowocześniejszej instalacji w Niemczech należy spalarnia odpadów MHKW Rothensee w Magdeburgu, powstała ona w latach 2003-2006. Zakład składa się z czterech kotłów rusztowych dających moc przerobową 650 000 Mg/rok. Zakład utylizuje odpady komunalne z Magdeburga oraz z 9 innych powiatów z landu Saksonia Anhalt czyli w sumie od ok. 1,5 mln mieszkańców. Koszt utylizacji odpadów na jednego mieszkańca Magdeburga jest najniższy w Niemczech i wynosi 80 euro za tonę. Zakład zajmuje powierzchnię ok. 3 ha a najbliższe zabudowania mieszkalne znajdują się ok. 500 m od instalacji. Elektrociepłownia stanowi źródło energii dla 44 000 gospodarstw domowych i zatrudnia 82 osoby. Dwa razy w roku odbywają się spotkania z organizacjami pozarządowymi i mieszkańcami, a raz w roku zakład publikuje specjalny raport o działalności, w tym poziomach emisji. W spalarni działa także całodobowy monitoring. Na stronie internetowej są publikowane na bieżąco wielkości emitowanych do atmosfery substancji**.** Współwłaścicielem zakładu jest miasto Magdeburg.

Literatura:

1. *IPOK czysta energia Instalacja Termicznego Przekształcania Odpadów Komunalnych w Łodzi* http://www.energiazodpadow.pl (stan na dzień 29.02.2012r)
2. Nadziakiewicz J., *Instalacje spalania odpadów*, w *Procesy termiczne utylizacji odpadów* Nadziakiewicz J., Wacławiak K., Stelmach S., wyd. Politechniki Śląskiej, Gliwice 2007
3. Pająk T., *Spalarnie odpadów komunalnych- potrzeby, realia, perspektywy*, w *Termiczne unieszkodliwianie odpadów. Restrukturyzacja procesów termicznych*, red. J.W.Wandrasz, PZITS, Poznań 2007
4. Redes M. , Zabawa S., Kabarowska B. *Termiczne unieszkodliwianie odpadów komunalnych w warunkach krajowych*, w *VII Konferencja naukowo-techniczna „termiczne unieszkodliwianie odpadów w rejonach przyrodniczo cennych*, red. J.W.Wandrasz, PZITS, Poznań 2004
5. Skowron H. , *Spalanie odpadów komunalnych w drodze do elektrowni*, „Przegląd komunalny”, marzec 2005, nr 162

Marta Gramś
Studenckie Koło Naukowe Chemii Środowiska
Uniwersytet Warmińsko-Mazurski w Olsztynie

Wpływ składowiska odpadów na środowisko naturalne

Słowa kluczowe: *składowisko odpadów, odpady komunalne, oddziaływanie na środowisko*

Streszczenie: Wytwarzanie odpadów jest nieodłącznym elementem działalności ludzkiej. W Polsce system zarządzania jest typowo ekstensywny, ponieważ odpady są prawie w całości deponowane na składowiskach odpadów. Składowanie odpadów jest najmniej pożądanym sposobem ich unieszkodliwiania. Jest to również najstarsza metoda postępowania z nimi. Ważne przy niej jest to, aby przyjąć odpowiednie technologie, które będą zapewniały bezpieczeństwo składowanych odpadów komunalnych.

W czasie eksploatacji składowiska odpadów komunalnych oddziałują na takie elementy środowiska jak: powietrze, gleby, wody, rośliny i zwierzęta. Szereg wymagań dotyczących lokalizacji obiektu, jego budowy, użytkowania oraz postępowania po zakończeniu eksploatacji ma zapobiec zanieczyszczeniu środowiska oraz zapewnić bezpieczeństwo ludzi

Key words: *waste landfill, communal waste, impact on the environment*

Summary: Waste is inseparable element of human activity. In Poland, the system of it's management is typically extensive because waste is almost entirely deposited in landfills. Landfilling is the oldest method of waste management, but it is also the least desirable method of its neutralization.

It is important in that method to use appropriate technologies that will ensure the secure for stored municipal waste. During the operation of communal waste landfill, waste effects on such environmental elements as air, soil, water, plants and animals. A number of requirements for the location of the facility, its construction, use and handling after operation is supposed to prevent environmental pollution and provide safety for people

1. Wprowadzenie

Nieodłącznym elementem działalności ludzkiej są odpady. W Polsce system gospodarki odpadami jest typowo ekstensywny, gdyż niemal w całości są one składowane na składowiskach odpadów [16]. Jak najmniejsze kierowanie odpadów na składowisko, a największe do powtórnego wykorzystania to zasada jaka, powinna obowiązywać w gospodarce odpadami. Najskuteczniejszą z metod redukcji odpadów jest ich minimalizacja na etapie powstawania. Problem z odpadami, a głównie z ich gospodarczym wykorzystaniem oraz minimalizacją ich szkodliwego oddziaływania na środowisko naturalne, stały się bardzo ważnym zagadnieniem w Polsce i na świecie [2]. Aby dana substancja mogła być uznana za odpad musi spełniać dwa podstawowe warunki [16] substancja musi być nieprzydatna w miejscu w jakim powstała oraz musi być nieprzydatna w danym czasie.

Zgodnie z USTAWĄ Z DNIA 22 STYCZNIA 2010 „*o zmianie ustawy o odpadach oraz niektórych innych ustaw*", jako odpady komunalne rozumie się „*odpady powstające w gospodarstwach domowych, z wyłączeniem pojazdów wycofanych z eksploatacji, a także odpady nie zawierające odpadów niebezpiecznych pochodzące od innych wytwórców odpadów, które ze względu na swój charakter lub skład są podobne do odpadów powstających w gospodarstwach domowych*".

Nowoczesna gospodarka odpadami komunalnymi opiera się przede wszystkim na redukcji powstających odpadów już u źródła ich powstawania, a powstające odpady powinny być ponownie wykorzystane [7]. Jest to również jedna z ważniejszych zasad tzw. *„Czystej Produkcji"*, której przestrzeganie zasad prowadzi do ograniczenia negatywnego oddziaływania danych produktów, w tym odpadów na środowisko naturalne [15]. Ograniczenie powstających odpadów można dokonać poprzez szczegółową analizę procesów

technologicznych w przedsiębiorstwach [5]. Odpady komunalne składają się z około 50% odpadów, które ulegają biodegradacji. Zamiast unieszkodliwiać je na składowiskach, można poddać je kompostowaniu i w ten sposób zwiększyć poziom odzyskiwanych odpadów [8].

Dzięki zastosowaniu nowych technologii utylizacji odpadów uzyskać możemy nie tylko odzysk surowców, ale również i energii. Do zalet nowych metod utylizacji odpadów należy: odzysk metali zarówno kolorowych jak i szlachetnych, wysoka sprawność procesu połączona z niskim zużyciem energii, całkowity rozkład substancji organicznych [14].

Składowanie odpadów jest najmniej pożądanym sposobem ich unieszkodliwiania. Jest to również najstarsza metoda postępowania z nimi. Ważne przy niej jest to, aby przyjąć odpowiednie technologie, które będą zapewniały bezpieczeństwo składowanych odpadów komunalnych.

W czasie eksploatacji składowiska odpadów komunalnych oddziałują na takie elementy środowiska jak: powietrze, gleby, wody, rośliny i zwierzęta [13]. Szereg wymagań dotyczących lokalizacji obiektu, jego budowy, użytkowania oraz postępowania po zakończeniu eksploatacji ma zapobiec zanieczyszczeniu środowiska oraz zapewnić bezpieczeństwo ludzi [4,5,10].

Składowiska odpadów należą do trudnych budowli inżynierskich [5]. W Polsce odpady komunalne prawie w całości trafiają na składowiska odpadów. Do cech charakterystycznych większości składowisk w Polsce należy najczęściej niewłaściwa lokalizacja tych obiektów, niedostateczne wyposażenie, brakuje często pasa zieleni ochronnej wokół składowiska, niewłaściwa eksploatacja [7].

2. Procesy biochemiczne zachodzące na składowisku

Składowisko jest swoistym bioreaktorem, gdzie pod wpływem różnych czynników zachodzą przemiany mikrobiologiczne i biochemiczne [13]. Intensywność przemian oraz ich kierunek zależy od zawartości tlenu, odczynu, stopnia uwilgotnienia odpadów, składu chemicznego odpadów, składu i aktywności mikroorganizmów oraz toksyczności odpadów dla mikroorganizmów [2,6]. Procesom przemian głównie pod wpływem działalności mikroorganizmów ulega frakcja organiczna. Natomiast odpady nieorganiczne mogą mieć istotny wpływ na przebieg tych przemian [3]. Decydujący wpływ na szybkość rozkładu odpadów ma woda, która rozpuszcza metabolity, jest środkiem transportu dla enzymów i pożywek bakterii. Optymalna zawartość wody w fazie tlenowego rozkładu odpadów wynosi 60 – 70 %. Minimalna zawartość wody, przy której rozpoczynają się procesy fermentacji wynosi 25 %. Podczas przemian zachodzących na składowisku dochodzi do stabilizacji biologicznej składowiska i powstaje biogaz oraz odcieki. Tworzą się one równolegle [4].

Ze względu na zawartość powietrza, procesy rozkładu substancji organicznej dzielimy na [3]:

- tlenowe, zwane inaczej aerobowymi,
- beztlenowe, zwane anaerobowymi.

W wyniku tych przemian powstaje gaz wysypiskowy tzw. biogaz. Spowalniająco na przemiany biochemiczne drobnoustrojów działają cyjanowodór, cyjanki, detergenty, sole takich metali ciężkich jak: nikiel, cynk, miedz, chrom.

Biogaz składa się w około 60% z metanu, z 35% ditlenku węgla. Największy udział stanowi metan, który jest gazem nietoksycznym, ale może wypierać tlen z otoczenia gleby, stwarzając ryzyko zaduszenia. Drugim składnikiem jest ditlenek węgla, który jest gazem bezbarwnym, bezwonnym, gęstszym od powietrza. Ditlenek węgla jest groźny dla życia dlatego, że wypiera on tlen z układu oddechowego. Wodór powstaje we wczesnych etapach biodegradacji substancji organicznej [13].

Skład biogazu jest zmienny i zależy od wielu czynników, takich jak [5]: jakość wprowadzanych odpadów, czyli zawartość masy organicznej, wilgotność, temperatura, sposób składowania, gospodarka odciekami, wiek odpadów, stosowanie środków zabezpieczających.

Gaz wysypiskowy może powodować szereg zagrożeń. Obejmują one teren samego składowiska i jego otoczenie. Zostały one podzielone na 5 kategorii [1]:

1. zagrożenia dla roślin - degradacja strefy ukorzeniania,
2. zagrożenia dla ludzi - nieprzyjemny zapach, niedotlenienie, wybuchy, pożary,
3. zagrożenia dla atmosfery - zanieczyszczenie powietrza,
4. zagrożenia dla budowli - osiadanie budynków, wybuch, pożary,
5. zanieczyszczenia wód gruntowych.

Jednym z zasadniczych obowiązków osób, które kierują składowiskiem odpadów jest zapobieganie niekontrolowanemu wypływowi biogazu. Gaz wysypiskowy należy ująć oraz w odpowiedni sposób zutylizować [7]. Składowiska odpadów, w których brak jest systemów odgazowujących - posiadają niesprzyjające uwarunkowania dla rozwoju roślinności, a zwłaszcza drzew, ponieważ gaz wysypiskowy przenosząc się w kierunku wierzchniej warstwy składowiska odpadów, wypiera powietrze glebowe, a w związku z tym przeprowadzenie rekultywacji o kierunku leśnym będzie znacznie utrudnione przez pierwsze 3 do 10 lat od daty zakończenia eksploatacji [13].

Metan jest 20 razy bardziej szkodliwy niż ditlenek węgla. Odzysk i wykorzystanie biogazu zależy przede wszystkim od uszczelnienia czaszy składowiska oraz od wilgotności składowanych odpadów [1].

Usuwanie gazu wysypiskowego może odbywać się w sposób pasywny lub aktywny. Pierwszy sposób polega na tym, że budowane są studnie odgazowujące. Mogą one być instalowane przed wypełnieniem czaszy składowiska lub też mogą być wiercone w zagęszczonych odpadach. Metoda ta nie rozwiązuje jednak problemu związanego z negatywnym oddziaływaniem metanu na środowisko. Natomiast jeżeli owa metoda połączona jest ze spalaniem gazu, wówczas skutecznie zmniejsza się negatywny wpływ metanu na otoczenie, ponieważ można w ten sposób unieszkodliwić zawarte w nim gazowe niebezpieczne organiczne związki lotne [16]. Odgazowywanie aktywne polega na tym, że na składowisku wybudowana zostaje instalacja, która stwarza podciśnienie, a dzięki temu gaz migruje do instalacji. Trzeba kontrolować wielkość podciśnienia, aby nie zasysać powietrza, ponieważ stworzymy wtedy mieszaninę wybuchową. Studnie muszą być rozstawione optymalnie względem siebie. Bezpieczna instalacja wymaga zainstalowania w odpowiednich miejscach na składowisku studni kontrolnych tzn. piezometrów. Wadą tej metody jest to, iż jest ona bardzo kosztowna i energochłonna, nawet po zamknięciu składowiska [4,6,8]

Biogaz ze składowiska może być wykorzystany w następujący sposób [1]:

1. Spalanie na miejscu w pochodni.
2. Oczyszczanie z siarkowodoru i ditlenku węgla

- produkowanie energii elektrycznej,
- produkowanie energii cieplnej,
- sprzedaż do sieci gazowej,
- utylizacja - spalanie w przemyśle.

3. Wpływ składowiska na wody powierzchniowe i podziemne

„Degradacja jakości wód podziemnych może być efektem wprowadzania zanieczyszczeń z powierzchniowych źródeł” [1,9]. Skład odpadów, szybkość rozkładu oraz metody ich unieszkodliwiania różnią się znacznie na całym świecie i w znacznym stopniu mogą

niekorzystnie wpływać na stan jakości wód powierzchniowych i podziemnych [14]. *„Jednym z problemów technologicznych występujących na składowisku odpadów są odcieki”* [3]

Odcieki wysypiskowe powstają głównie przez przesiąkanie wód opadowych w głąb składowiska. Ilość powstających odcieków rośnie proporcjonalnie do ilości opadów [13].

Badania lizymetryczne OLESZKIEWICZA [13] wykazały, że przy okresowym wprowadzaniu wód opadowych do składowiska, powodowało okresowe pojawianie się odcieku, z niewielkim przesunięciem czaszy, co oznacza, że nasycone odpady komunalne nie zatrzymują wody. Woda, która przesącza się przez odpady wymywa z nich wiele zanieczyszczeń. Następstwem tego jest powstanie silnie stężonego odcieku, za którego pośrednictwem zanieczyszczenia przenoszone są do wód gruntowych, powierzchniowych a nawet podziemnych. Powoduje to zmianę składu chemicznego tych wód oraz wprowadzenie związków, które oddziaływać będą na inne elementy środowiska. Autor ten podaje, że jeżeli roczny opad wynosi 700 mm, a gęstość składowanych odpadów 600 kg m³ i zawartość wody 30%, to wówczas odciek wysypiskowy wynosić będzie 4500 m³ ha składowiska. Straty to głównie spływ powierzchniowy oraz ewapotranspiracja.

Skład chemiczny odcieku zależy również od stadium przetworzenia odpadów. Odcieki w początkowej fazie składowania, czyli do około 5 lat, mają odczyn kwaśny (pH 3,7- 6,4). Później wykazują odczyn obojętny lub słaboalkaiczny (pH 7,0- 7,6). Natomiast po upływie 10 lat, wykazują odczyn zasadowy (pH 8,0- 8,5) [8]. Odcieki wysypiskowe to także niebezpieczeństwo pod względem higieniczno - biologicznym. Przez pierwsze 2 - 4 miesiące po złożeniu odpadów, odcieki zawierają duże ilości bakterii, głównie *Escherichia coli i Streptococcus* [13].

Wyeliminowanie odcieku lub zapobieganie jego tworzeniu się jest możliwe dzięki zastosowaniu powierzchniowego uszczelnienia składowiska. Zanieczyszczona woda oraz odciek ze składowiska muszą być oczyszczone aż do stanu, który określony jest w pozwoleniu wodno - prawnym albo w umowie zawartej z oczyszczalnią ścieków [11].

Do metod unieszkodliwiania odcieków należą [1]:

- przetransportowanie do miejskiej oczyszczalni ścieków,
- podczyszczenie i skierowanie do kanalizacji,
- odparowanie aktywne albo pasywne,
- recyrkulacja w składowisku, a nadmiar przetransportować do oczyszczalni,
- oczyszczanie sztuczne lub naturalne, a następnie skierowanie do odbiornika.

Najprostszym rozwiązaniem z punktu widzenia kierownika składowiska jest przetransportowanie odcieków do miejskiej oczyszczalni ścieków. Odparowanie odcieku przy pomocy gazu jest prawidłową technologią dla składowisk z odzyskiem biogazu [9,10]. Unieszkodliwianie odcieków wysypiskowych poprzez ich recyrkulację, podwyższa wilgotność składowanych odpadów, a tym samym przyczynia się do znacznego wzrostu procesów biodegradacji w odpadach [8]. Gdy odcieki przemieszczają się do gruntu, towarzyszą im procesy oczyszczania biochemicznego, fizycznego, biofizycznego oraz geochemicznego. Skuteczność oczyszczania trzech ostatnich procesów zależy od wielkości ziaren i właściwości sorpcyjnych utworów geologicznych. Gdy występują minerały ilaste oraz połączenia humusowe, to wówczas odcieki oczyszczane są na zasadzie sorpcji wymiennej [3].

4. Prawidłowo zaprojektowane składowisko odpadów komunalnych

Składowisko odpadów jest miejscem odpowiednio dobranym oraz urządzonym zarówno pod względem wymagań technicznych jak i przepisów prawnych, które gwarantują ograniczenie negatywnego oddziaływania na otoczenie. Obiekt ten należy zlokalizować tak, aby posiadał on naturalną barierę geologiczną, spełniającą funkcje uszczelniające [10].

Zdaniem BARANA I TURSKIEGO [2] *„prawidłowa eksploatacja składowiska polega na racjonalnym jego zapełnianiu odpadami oraz minimalizacji rozprzestrzeniania się zanieczyszczeń w jego otoczeniu”.*

Składowiska odpadów należą do grupy bardzo trudnych budowli inżynierskich, ze względu na to, że zajmują dużą powierzchnię terenu, charakteryzuje je znaczna pojemność oraz miąższość odpadów, ponadto długi okres eksploatacji wymusza na osobach projektujących dany obiekt, aby wykazywał on znaczną szczelność i minimalnie oddziaływał na środowisko naturalne [7]. Najtrudniejszym zadaniem jest jednak odpowiedni wybór lokalizacji, przy której wyborze uwzględnić należy: poziom wód gruntowych, kierunek i prędkość przepływu wody, wodoprzepuszczalność poziomej i pionowej warstwy gleb, obecność skał nieprzepuszczalnych, odległość od podziemnych ujęć wodnych i stref ochronnych dla tych ujęć, odległość od zbiornika i cieków wód powierzchniowych, alternatywne źródła ujęć wody na wypadek pogorszenia jej jakości, ciśnienie naporowe wody w warstwach oraz chemizm wód gruntowych [12].

Wśród wymogów technicznych stawianych składowiskom odpadów komunalnych wyróżnić można m. in.: sprzęt do zagęszczania odpadów, systemy zabezpieczające wody gruntowe i powierzchniowe, systemy służące do ujmowania oraz oczyszczania odcieków wysypiskowych, do ujmowania i zagospodarowania gazu wysypiskowego, system monitoringu danego obiektu na środowisko naturalne, zabiegi rekultywacyjne. W projekcie składowiska powinno się uwzględniać: odpowiednie uszczelnienia gruntowe, mogą do tego służyć m.in.: geosiatki, geodreny, geomaty, geokompozyty, geowłókniny, geomembrany. Ważne jest to, żeby odpowiednio dobrać osłony, które będą zabezpieczały przed rozwiewaniem zanieczyszczeń, uwzględnić powinniśmy także drenaż odcieków oraz instalacje do pozyskania biogazu i jego zagospodarowania [10].

Wyżej wymienione uszczelnienia gruntowe zapewniają nieprzepuszczalną warstwę na dnie składowiska, dzięki której wody podziemne nie będą infiltrowały w głąb składowiska, a także nie dopuszczą do przenikania odcieków ze składowiska do podłoża. W przypadku nieszczelnych składowisk możemy zastosować uszczelnienia boczne, do których zadań należy zabezpieczenie wód gruntowych przed poziomą migracją skażonych wycieków ze składowiska, utworzenie wokół konturów składowiska zamkniętego i szczelnego koryta, gromadzenie wód skażonych w korycie, a następnie ich odprowadzenie i oczyszczenie. Istnieje wiele sposobów wykonywania uszczelniających ścianek bocznych w zależności od głębokości zalegania warstw gruntu nieprzepuszczalnego, z którym każdą taką ściankę trzeba połączyć. Przy małych głębokościach stosuje się najczęściej ścianki z betonu zbrojonego, z zastosowaniem domieszek uszczelniających. Przy większych głębokościach coraz szersze zastosowanie znajdują tzw. ścianki kompozytowe, składające się ze szczelnej przepony pionowej otoczonej z obu stron kompozycją cementową. Wykonanie bocznych ścian uszczelniających jest stosunkowo drogie, dlatego też częściej stosuje się je do uszczelniania składowisk odpadów przemysłowych, rzadziej do komunalnych [10]. Aby nie dopuścić do infiltrowania wód opadowych w głąb składowiska stosuje się uszczelnienia powierzchniowe, które odprowadzają wodę opadową poza składowisko. Poza tym zapobiegają erozji składowiska, uniemożliwiają wydostawanie się gazów oraz zapobiegają pyleniu. Geomaty spełniają zadanie przeciwpylące oraz przeciwerozyjne [19].

5. Podsumowanie

Większość składowisk w Polsce jest najczęściej niewłaściwie zlokalizowana, niedostatecznie wyposażona, brakuje często pasa zieleni ochronnej wokół składowiska [7]. Zagrożeniem dla środowiska naturalnego są stare składowiska odpadów, w których nie można

było dostosować ich funkcjonowania do wymagań wynikających z przepisów o odpadach, czyli Ustawa z dnia 27 lipca o wprowadzeniu ustawy Prawo ochrony środowiska, ustawy o odpadach oraz o zmianie niektórych ustaw. W związku z tym zarządzający składowiskiem został zobowiązany do ich zamknięcia i przeprowadzenia rekultywacji [17]. Poprzez zastosowanie nowych technologii utylizacji odpadów uzyskać możemy nie tylko odzysk surowców, ale również i energii [14]. Podsumowując, podczas ustalania lokalizacji składowisk odpadów należy wybierać taki obszar, który będzie posiadał naturalną barierę geologiczną, która będzie spełniała funkcje uszczelniające. Następnie należy odpowiednio urządzić dany obiekt pod względem wymagań technicznych i przepisów prawnych, które gwarantują ograniczenie negatywnego oddziaływania na otoczenie [10].

Literatura

30. Ambrożewicz P. *Zwarty system zagospodarowywania odpadów*. Ekonomia i Środowisko, Białystok 1999
31. Baran S, A. Bojanowicz A. *Klasyfikacja odpadów niebezpiecznych*. Ochrona Środowiska, Warszawa 2002
32. Biedugnis S., Cholewiński J. *Optymalizacja gospodarką odpadami*. PWN, Warszawa 1992
33. Bilitewski B., HÄrdtle G., Marek K. *Podręcznik gospodarki odpadami*. „Seidel - Przywecki" Sp. z o.o. Warszawa 2004
34. Garbulewski K. Dobór *i badania gruntowych uszczelnień składowisk odpadów komunalnych*. SGGW, Warszawa 2000
35. Grochowicz E., Korytkowski J. 1999. *Ochrona przed odpadami*. WSiP, Warszawa, s: 10 – 40.
36. Górski M. *Zasady postępowania z odpadami*. Przegląd komunalny, 1(208): 54 - 55. 2009
37. Johannessen L. *Guidance note on recuperation of landfill gas from municipal solid waste landfills*. Urban Development Division. Urban Waste Management Thematic Group: 1999
38. Korytkowski J., Załęska M. *Poradnik gospodarowania odpadami dla przedsiębiorstw i gmin*. ODDK Sp. z o.o. Kraków 2001
39. Kosinkiewicz Z. *Budowa szczelnych składowisk odpadów.* Przegląd komunalny, 3(186): 48 – 49. 2007
40. Łuniewski S. *Bezpieczne składowanie odpadów.* Ekonomia i środowisko, Białystok 2008
41. Mikuła J. *Co dalej z gospodarką odpadami komunalnymi*. Przegląd komunalny, 4(187): 40 - 41. 2007
42. Oleszkiewicz J. *Eksploatacja składowisk odpadów*. Wyd. LP s.c. Kraków 1999
43. Olsson M. *Nowoczesne metody odzyskiwania energii z odpadów – utylizacja odpadów stałych metodą PyroArc firmy EnviroArc Technologies*. Ochrona Powietrza i Problemy Odpadów, 41(2): 71 – 74. 2007
44. Przywarska R. *Zapobieganie powstawaniu i ograniczanie ilości i uciążliwości odpadów.* Ochrona Powietrza i Problemy Odpadów, 39(39): 12 – 17. 2005
45. Rosik-Dulewska C. *Podstawy gospodarki odpadami*. PWN, Warszawa 2007
46. Taylor R., Allen A. *Waste disposal and landfill: Potential hazards and information Needs.* IWA Publishing, London, p: 1 – 8. 2008
47. USTAWA z 22 stycznia 2010 r. o zmianie ustawy o odpadach oraz niektórych innych ustaw (Dz.U. 2010 nr 28 poz. 145).
48. ŻYGADŁO M.. *Gospodarka odpadami komunalnymi*. Politechnika Świętokrzyska, Kielce 1998

inż. Katarzyna Jankowska, inż. Edyta Chomiuk, inż. Marzena Kędzierawska,
dr inż. Grzegorz Łagód
Polski Związek Inżynierów i Techników Budownictwa oddział w Lublinie
Politechnika Lubelska Wydział Inżynierii Środowiska

Ocena właściwości osadów pościekowych w aspekcie wykorzystania jako paliwo alternatywne

Słowa kluczowe*: sposoby zagospodarowania osadów, energetyczne właściwości osadów.*
Key words*: methods of sludge management, energy properties of sediments.*

Streszczenie: Celem pracy było przeprowadzenie badań literaturowych z zakresu tematycznie związanego z zagadnieniami termicznej przeróbki osadów i ich energetycznego wykorzystania. Opracowanie zawiera również wyniki badań własnych autorów dotyczące osadów ściekowych, pochodzących z miejskiej oczyszczalni ścieków Hajdów w Lublinie, w ramach których przebadano wybrane właściwości energetyczne osadów (wartości ciepła spalania).
Abstract: The aim of this study was a literature review, which is thematically connected to issues of thermal sludge treatment and utilization. In addition paper presents, our own research which shows heat of combustion value of sludge from sewage treatment Hajdów in Lublin.

1. Wprowadzenie

Wzrastające ceny energii pochodzącej ze spalania paliw konwencjonalnych skłaniają do poszukiwania niekonwencjonalnych źródeł energii, które pozwalają ograniczyć negatywne oddziaływanie na środowisko naturalne. Jednocześnie wraz z ciągłą rozbudową sieci kanalizacyjnych, budową nowych i modernizacją już istniejących oczyszczalni ścieków narastają problemy z zagospodarowaniem zwiększającej się ilości osadów ściekowych. Kluczową kwestią staje się ich odpowiednie ich zagospodarowanie. Nasze państwo podjęło zobowiązania nakładane przez prawo unijne, dotyczące m.in. deponowania odpadów na składowiskach oraz wykorzystania w rolnictwie. Obostrzenia te sprawiły, że jako ostateczną formę unieszkodliwiania osadów wskazane są do stosowania metody odpowiednie termiczne, w wypadku których opłacalność ekonomiczna związana jest między innymi z ciepłem spalania zagospodarowywanych osadów.

2. Charakterystyka osadów ściekowych

Podczas standardowych procesów oczyszczania ścieków, jako ich uboczny produkt pojawiają się osady ściekowe, do ich ważniejszych właściwości zaliczane są:

- ✓ Znaczne uwodnienie- od ponad 99% dla osadów surowych oraz 80-55% w przypadku osadów odwodnionych,
- ✓ Ziemista, mazista lub płynna konsystencja,
- ✓ Wysoka zawartość związków organicznych: ok. 80% dla osadów surowych, 25-65% dla osadów stabilizowanych,
- ✓ Wysoka zawartość substancji biogennych takich jak: azot, fosfor i potas,
- ✓ Zmienna zawartość substancji toksycznych, przede wszystkim związków metali ciężkich,
- ✓ Zróżnicowany stopień zagrożenia sanitarnego, wynikający z zawartości w osadach znacznych ilości mikroorganizmów chorobotwórczych oraz jaj pasożytów [1].

3. Termiczne przekształcanie osadów

Termiczne przekształcanie osadów ściekowych zgodnie z Ustawą o odpadach [6] może odbywać się jedynie w :

- ✓ Spalarniach odpadów niebezpiecznych,
- ✓ Spalarniach odpadów innych niż niebezpieczne i komunalne,
- ✓ Spalarniach odpadów komunalnych,

W przypadku odpadów innych niż niebezpieczne (do nich zalicza się komunalne osady ściekowe) dopuszcza się ich termiczne przekształcanie w instalacjach innych niż spalarnie odpadów np. cementownie i kotłownie [6].

4. Współspalanie osadów w Polsce

- ✓ **Technologia produkcji paliwa z osadu ściekowego**

Technologia produkcji paliwa z osadu ściekowego składa się z następujących po sobie elementów: wstępnym mieszaniu w ustalonej proporcji osadów z innymi odpadami oraz formowaniu w granulat i suszeniu. Jako komponenty do opisywanego procesu stosuje się między innymi odpady powstające w czasie obróbki drewna m.in. wióry, trociny lub pozaklasowe sortymenty węgla. Produkcja paliwa z osadów ściekowych może być opłacalna przy stworzeniu odpowiednich warunków tj.: maksymalnej zdolności przerobowej dla linii produkcyjnej, negocjacji optymalnych opłat z oczyszczalni ścieków z tytułu odbioru osadów i ceny sprzedaży paliwa.

Ważnym uwagi jest fakt, że inwestycja może być sfinansowana ze środków Unii Europejskiej w ramach działań innowacyjnych i ochrony środowiska. Poziom dofinansowania może wynosić nawet 65%. Takiej wysokości wariant inwestycyjny poprawia stopę zwrotu inwestycji [4].

- ✓ **Jedną z metod zagospodarowania osadów ściekowych może być ich współspalanie w piecu cementowym.**

W technologii wypalania klinkieru można spalać różnego rodzaju odpady odpowiednio przygotowane pod względem jednorodności i kaloryczności. W piecach cementowych temperatura spalania sięga 2000 °C. Temperatura materiału wzrasta z 830°C do 1450°C, zaś sam materiał przebywa w piecu około 20 minut. Czas przebywania gazów podczas termicznej utylizacji odpadów spełnia wymogi prawne i zawiera się w przedziale 8-10 sekund [3].

Zamieszczony poniżej wykres słupkowy obrazuje charakterystykę uzysku ciepła z paliw odpadowych do których należą również osady ściekowe. Jak widać na przestrzeni lat 1997-2005 uległa ona znacznemu wzrostowi.

Rys.1 Uzysk ciepła z paliw odpadowych w przemyśle cementowym w Polsce w latach 1997- 2005
Figure 1 Recovery of heat from waste fuels in the cement industry in the years 1997 - 2005

Opracowanie: [1]

- ✓ **Podawanie osadów do chłodników rusztowych klinkieru**

Metodę podawania osadów do chłodników rusztowych klinkieru promuje m.in. Instytut Materiałów Budowlanych w Opolu. Badania przeprowadzone w układzie technologicznym pozwoliły stwierdzić, że 10% dodatek suchej masy osadów ściekowych do miału węglowego nie powodował pod względem parametrów procesu oraz emisji zanieczyszczeń znaczących różnic w stosunku do wypalania klinkieru wyłącznie paliwem naturalnym (pył węglowy, koks ponaftowy). Zakładając wzrost produkcji cementu w Polsce do roku 2020 do poziomu około 20 mln ton, co pochłonie zużycie węgla na poziomie 2,3 mln ton rocznie, to 10% udział osadów ściekowych w mieszance paliwowej pozwoliłby na ich termiczne przekształcenie w ilości około 200 tys. ton s.m. rocznie [1].

5. Badania własne

Badane w ramach pracy osady pobierane były w stacji termicznego suszenia na terenie oczyszczalni ścieków „Hajdów" w Lublinie. Osad po obróbce w suszarni ze złożem fluidalnym pobierany był do szklanych pojemników, które szczelnie zamykano.

Na podstawie badań pozyskanych próbek wyznaczono ciepło spalania w Laboratorium Analiz Środowiskowych Wydziału Inżynierii Środowiska za pomocą kalorymetru KL-11 „Mikado". Wykorzystany podczas badań laboratoryjnych kalorymetr przeznaczony jest do pomiaru ciepła spalania paliw stałych takich jak: torf, węgiel kamienny, węgiel brunatny, brykiety węgla brunatnego, koks, półkoks, oraz niewybuchowych palnych substancji organicznych [5].

Pomierzony efekt cieplny spalania odnosi się do masy próbki. Metoda pomiaru polega na całkowitym i zupełnym spaleniu próbki paliwa w atmosferze tlenu przy określonym ciśnieniu w bombie kalorymetrycznej i pomiarze przyrostu temperatury wody w naczyniu kalorymetrycznym oraz wyznaczeniu poprawek na dodatkowe efekty cieplne [5].

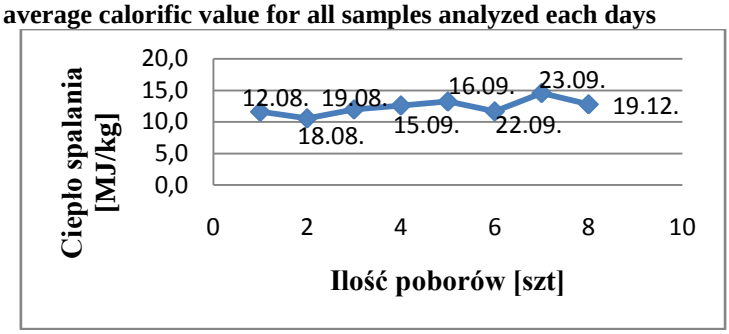
Wyniki przeprowadzonych badań przedstawiono za pomocą wykresów oraz tabel. Sposób ten w znacznym stopniu ułatwia interpretację danych które dotyczyły ciepła spalania, zmian w zakresie tej wartości. Uzyskane informacje pozwalają wnioskować o przydatności analizowanych osadów do energetycznego wykorzystania w charakterze paliwa alternatywnego.

Tab. 1. Średnie wartości wskaźników do wszystkich analizowanych próbek w poszczególnych dniach
Table 1. Mean values of the indicators examined for all the analyzed samples in each day

Dzień	Naważka	Ciepło wytworzone	Ciepło spalania
-	[g]	[J]	[MJ/kg]
12.08.2011	0,8199	9513,5	11,6
18.08.2011	0,8119	8540,5	10,5
19.08.2011	0,7476	8936,0	12,0
15.09.2011	0,8149	10261,0	12,6
16.09.2011	0,7990	10568,5	13,2
22.09.2011	0,8518	9909,5	11,7
23.09.2011	0,9110	13300,5	14,6
19.12. 2011	0,6813	8704,0	12,8

Opr. Badania własne

Rys. 2 Zmiany średnich wartości ciepła spalania dla wszystkich próbek w poszczególnych dniach
Figure 2 Changes in average calorific value for all samples analyzed each days



Opr. Badania własne

Otrzymane wartości ciepła spalania badanych próbek różnią się w przypadku poszczególnych dni badań. Największa z nich zmierzona w dniu 23.09.2011 wynosi 15,13 MJ/kg, najmniejsza zaś w dniu 18.08.2011- 10,38 MJ/kg. Średnie wartości ciepła spalania obliczone z dwu próbek dla miesiąca sierpnia wynosiły kolejno: 11,6 MJ/kg, 10,5 MJ/kg, 12,0 MJ/kg. Wyniki te pozwalają ulokować osady ściekowe jako paliwo na poziomie nieco niższym od węgla brunatnego. Średnie wyniki dla miesiąca września oscylowały wokół następujących wartości: 12,6 MJ/kg, 13,2 MJ/kg, 11,7 MJ/kg, 14,6 MJ/kg. W porównaniu z poprzednim miesiącem badawczym daje się zauważyć wzrost analizowanego parametru.

6. Podsumowanie

Otrzymane w ramach badań informacje na temat wartości ciepła spalania przemawiają za tym by było on wykorzystywany jako paliwo alternatywne. Korzyści takiego zagospodarowania osadów które są jednocześnie odpadami dotyczyć będą zarówno oczyszczalni ścieków która pozbędzie się ubocznego produktu realizowanych procesów oczyszczania ścieków miejskich, jak i zakładu który w oszczędny sposób pozyska substrat w procesach energetycznych. Kluczowym elementem okazać może się tutaj koszt transportu osadów do odbierającego go zakładu przemysłowego – jeśli będzie on znacznie oddalony od oczyszczalni. Przedstawione aspekty finansowe również przemawiają za takim sposobem przeróbki.

Literatura

1. Bień J., *Osady ściekowe – teoria i praktyka*, Wyd. Politechniki Częstochowskiej, Częstochowa 2007,
2. Bień J., Wystalska K., *Przekształcanie osadów ściekowych w procesach termicznych,* Wyd. Seidel – Przywecki, Warszawa 2009,
3. Stelmach S., Wasilewski R., *Wybrane aspekty współspalania komunalnych osadów ściekowych w instalacjach energetycznych*, Konferencja naukowo – techniczna, Warszawa 2008,
4. Wzorek M., *Ekonomiczne aspekty wytwarzania paliwa z komunalnych osadów ściekowych*, 35-44, w: Zrównoważony rozwój w gospodarce osadami ściekowymi, pod redakcją Król A., Studia i monografie Politechniki Opolskiej, z 271, Opole 2010,
5. Instrukcja obsługi kalorymetru KL-11 Mikado,
6. Ustawa o odpadach z dnia 21 kwietnia 2001r. [Dz. U. 2001 Nr.62 poz.628 wraz z późniejszymi zmianami].

inż. Marzena Kędzierawska, inż. Edyta Chomiuk, inż. Katarzyna Jankowska,
dr inż. Grzegorz Łagód
Politechnika Lubelska

Ciepło spalania osadu ściekowego po suszarniach fluidalnych Oczyszczalni Ścieków „Hajdów”

Słowa kluczowe: *osad ściekowy, instalacja fluidalna, ciepło spalania, kalorymetr sewage sludge, installation with fluid bed, heat of combustion, calorimeter,*

Streszczenie: W pracy przedstawiono charakterystykę osadów ściekowych powstających w obiektach oczyszczalni ścieków komunalnych z częścią biologiczną. Ponadto dokonano szczegółowej charakterystyki instalacji suszarni fluidalnej działającej w Oczyszczalni Ścieków „Hajdów” w Lublinie. W części badawczej omówiono sposób poboru prób wysuszonego osadu występującego w postaci granulatu. Przybliżono również sposób wykonywania oznaczeń ciepła spalania za pomocą kalorymetru, który użyto podczas badań. Po przedstawieniu wyników dokonano ich analizy i wyciągnięto wnioski z przeprowadzonych badań.

Abstract: In this work was presented characteristics of sewage sludge form municipal wastewater treatment plant with biological part. Article also provides information’s about detailed characterization of installation with fluid bed’s which is worked in the Wastewater Treatment Plants “Hajdów”. The research part discussed how the dried granulate probes was sampled for testing. Brought closer to the way of conducting determinations of combustion heat in calorimeter, which was used during testing. After presenting the results their analysis was made. At the end authors presents conclusions from the research.

6. Wprowadzenie

Nieodłącznym elementem procesu oczyszczania ścieków jest wytwarzanie odpadów. Jednym z nich są osady ściekowe. Według prognoz *Krajowego Planu Gospodarki Odpadami 2012* ilość wytwarzanych osadów będzie stale wzrastać. Ma to związek z ciągłą rozbudową sieci kanalizacyjnych oraz budową nowych i modernizacją już istniejących oczyszczalni ścieków. W związku z powyższym kluczową kwestią staje się zagospodarowanie osadów ściekowych. Jest to tym bardziej istotne, że państwo polskie podjęło zobowiązania prawa unijnego, dotyczące między innymi deponowania tego typu odpadów na składowiskach oraz wykorzystania w rolnictwie. Obostrzenia te sprawiły, że jako ostateczną formę unieszkodliwiania osadów należy stosować przede wszystkim metody termiczne. Jedną z nich, która zazwyczaj stanowi etap pośredni obróbki osadów, jest proces termicznego suszenia.

Niniejsza praca ma na celu prezentację procesu termicznego suszenia osadów ściekowych, który otwiera nowe możliwości w zakresie ich zagospodarowania. Szczególną uwagę poświęcono charakterystyce wykorzystywanej w tej dziedzinie suszarni fluidalnej. Celem realizowanych badań było wyznaczenie ciepła spalania wysuszonego osadu ściekowego.

7. Część teoretyczna

7.1 Charakterystyka osadów ściekowych

Osady ściekowe tworzą się z zawiesin organicznych oraz mineralnych. Podczas oczyszczania ścieków powstają one przede wszystkim w procesie sedymentacji [1]. Ilość osadów wytwarzanych w oczyszczalni ścieków oraz ich skład jest zmienny. Wpływa na to szereg czynników, z których ważniejsze to: rodzaj sieci kanalizacyjnej, rodzaj oczyszczanych ścieków dopływających do oczyszczalni oraz ich ilość i jakość. Bezpośredni wpływ mają

również zastosowane metody oczyszczania ścieków, parametry technologiczne oraz sposób przeróbki osadów [4].

Wszystkie osady ściekowe posiadają szereg charakterystycznych dla nich cech, z których główną jest wysokie uwodnienie wynoszące 99÷95%. Ponadto osady odznaczają się dużą zawartością związków organicznych i związków biogennych (azot, fosfor, potas). Gdy do oczyszczalni ścieków trafiają również ścieki przemysłowe i spływy powierzchniowe z pól nawożonych nawozami sztucznymi, osad zawiera również metale ciężkie oraz mikrozanieczyszczenia organiczne. Oprócz tego osady ściekowe charakteryzuje obecność licznych bakterii chorobotwórczych, jaj pasożytów, grzybów, pierwotniaków oraz wirusów [2].

7.2 Suszenie osadów ściekowych

Termiczne suszenie osadów ściekowych to proces polegający na zredukowaniu zawartości wody w uwodnionym osadzie. W rezultacie otrzymuje się produkt w formie granulatu o znacznie mniejszej masie i objętości (nawet kilkakrotnie) [1]. Uzyskane ziarna o wymiarach do 6 mm cechuje wysoka twardość i odporność mechaniczna. Dodatkowo wysuszony osad jest bezpieczny pod względem sanitarnym oraz uzyskuje parametry ułatwiające ostateczne zagospodarowanie [2]. Suszenie termiczne pomaga spełnić wymagania prawne określające możliwości ostatecznego zagospodarowania osadów ściekowych, co jest kluczowe w procesie ich utylizacji.

Znaczna zawartość związków organicznych w wysuszonym osadzie sprzyja możliwości termicznego przekształcania połączonego z odzyskiem energii. Na efektywność tego procesu mają także wpływ czynniki określane mianem właściwości paliwowych. Należy do nich między innymi ciepło spalania [2].

Ciepło spalania jest ilością ciepła wyzwoloną podczas procesu spalania jednostkowej ilości osadu, przy czym para wodna powstająca w wyniku prowadzenia procesu ulega skropleniu [9]. Dla surowych osadów ściekowych wartość ciepła spalania mieści się w zakresie 16÷25 MJ/kg s.m., a dla osadów ustabilizowanych 9÷15 MJ/kg s.m. [1].

7.3 Charakterystyka instalacji suszarni fluidalnej w Oczyszczalni Ścieków „Hajdów”

Oczyszczalnia Ścieków „Hajdów” usytuowana jest we wschodniej części miasta Lublin. Do obiektu doprowadzane są wszystkie ścieki bytowo-gospodarcze z miast Lublin, Świdnik oraz okolicznych gmin. Proces oczyszczania ścieków obejmuje dwa etapy. W części mechanicznej usuwane są większe zanieczyszczenia: skratki, piasek, osad surowy. Zanieczyszczenia te wychwytywane są kolejno na kratach, piaskowniku oraz osadnikach wstępnych. W drugim etapie metodą biologiczną unieszkodliwiane są trudno opadające zawiesiny i substancje rozpuszczone. Ma to miejsce w bioreaktorach z osadem czynnym, które są dostosowane do zintegrowanego usuwania związków azotu, fosforu i węgla zmodyfikowaną metodą Bardenpho [5].

Osady powstałe w procesie oczyszczania ścieków, czyli osad wstępny po zagęszczaniu grawitacyjnym oraz osad nadmierny po prasach taśmowych, poddawane są procesom przeróbki. Najpierw ulegają fermentacji w Wydzielonych Komorach Fermentacyjnych. Następnie przepompowuje się je do stacji odwadniania, gdzie są odwadniane mechanicznie na prasach taśmowo-filtracyjnych firmy Bellmer. Po prasach osad zawiera około 60% części organicznych w suchej masie i charakteryzuje się średnim uwodnieniem 83%. W następnej kolejności odwodniony osad poddaje się procesowi termicznego suszenia [6].

Stacja termicznego suszenia osadów odwodnionych funkcjonuje od 2008 roku. Wyposażono ją w trzy linie technologiczne. W skład każdej linii wchodzi suszarnia fluidalna typu SFO 1300/4,5. Dla każdej linii przewidziano również element centrali cieplnej

dostarczającej ciepło dla potrzeb suszenia oraz dwupaliwowy system palników wykorzystujący gaz ziemny i biogaz [6].

Suszarnia fluidalna podzielona jest poziomym sitem na dwie części. Pod sitem znajduje się komora nadmuchu, a nad sitem komora suszenia. Dodatkowo nad komorą suszenia znajduje się komora powietrzna. Odwodniony mechanicznie osad jest podawany do komory suszenia za pomocą urządzenia podająco-dozującego umieszczonego nad pierwszą sekcją sita. Urządzenie to współpracuje z pompą ślimakową osadu, pobierającą osad z silosu osadu odwodnionego z ruchomym dnem. Do komory nadmuchu wtłaczany jest przez wentylator nadmuchowy czynnik suszący w postaci powietrza o temperaturze ok. 180°C w ilości 70 000 m^3/h. Gorące powietrze przedostaje się przez sito do komory suszenia. Tutaj ma ono bezpośredni kontakt z warstwą osadu. Powietrze intensywnie miesza warstwę osadu, powoduje unoszenie się jej nad sitem i w końcu przejście w stan fluidalny. Przejmuje też parę wodną oddaną przez osad i odprowadza ją z komory [6].

Wysuszony osad w postaci granulatu jest odprowadzany z komory suszenia przez wysyp ze śluzą celkową do zespołu dosuszacza – śluza zapewnia hermetyczność procesu. W zespole dosuszacza granulat jest poddawany przez pewien czas działaniu podwyższonej temperatury. Dzięki temu uzyskuje się efekt jego higienizacji. Następnie schładza się go do temperatury poniżej 60°C w przenośnikach granulatu wyposażonych w płaszcz wodny. Później przenośniki przetransportowują granulat do silosów osadu wysuszonego. Tam jest on gromadzony aż do momentu ostatecznego usunięcia z terenu oczyszczalni [6]. Dzięki zastosowaniu procesu termicznego suszenia osadów ściekowych ich masa zmniejsza się ze 117 t/d do 22,3 t/d. Zawartość suchej masy osadów wzrasta z 17% przed procesem do 90% po procesie suszenia [3]. Po wysuszeniu osady ściekowe nie zmieniają swojego składu chemicznego, zdecydowanie poprawia się natomiast ich wartość energetyczna. Termiczna obróbka stwarza więc nowe możliwości zagospodarowania wyprodukowanych odpadów. Można je wykorzystywać w przemyśle przy produkcji cementu, cegły, mas bitumicznych lub też jako paliwo alternatywne konkurencyjne wobec węgla brunatnego [5].

8. Część praktyczna

8.1 Miejsce i sposób poboru wysuszonego osadu ściekowego

Przedmiotem badań był osad ściekowy wysuszony termicznie w instalacji suszarni fluidalnej. Ma on postać jednorodnych kilkumilimetrowych okrągłych granulek. Poboru dokonywano w Oczyszczalni Ścieków „Hajdów" w Lublinie. W tym celu udano się tam w dniach: 11 i 18 sierpnia, 15 i 22 września oraz 19 grudnia 2011 roku. Granulat umieszczano w czystym, wysuszonym pojemniku szklanym, który szczelnie zamykano, aby zapobiec dostaniu się wilgoci. Pobrane próbki transportowano do Laboratorium Analiz Środowiskowych Wydziału Inżynierii Środowiska Politechniki Lubelskiej. Dokonywano tam oznaczeń ciepła spalania za pomocą kalorymetru KL-11 „Mikado". Oznaczenia wykonywano w dwóch powtórzeniach.

8.2 Wykonywanie oznaczeń ciepła spalania osadu za pomocą kalorymetru

Pomiary ciepła spalania wykonywane były za pomocą kalorymetru KL-11 „Mikado". W zakres czynności wykonywanych podczas badań wchodziło [7]:

- Ustawienie przełącznika jednostki „Joule/caloria" na Joule.
- Sprawdzenie właściwej wartości stałej kalorymetru.
- Przygotowanie próbki osadu o wadze maksymalnie do 1 g.
- Przygotowanie naczynia kalorymetrycznego.
- Przygotowanie bomby kalorymetrycznej.
- Przygotowanie kalorymetru do pomiaru.

- Włączenie zasilania kalorymetru.
- Załączenie cyklu pomiarowego.
- Odczytanie i zanotowanie wyniku pomiaru po zakończeniu cyklu pomiarowego.
- Wyłączenie zasilania kalorymetru po zakończeniu pomiarów.
- Uporządkowanie stanowiska pomiarowego.

8.3 Opis wyników badań

W wyniku prowadzonych badań otrzymywano wartości ciepła spalania danej masy próbki. Aby obliczyć ciepło spalania wysuszonego osadu ściekowego, należało podstawić zanotowane dane do wzoru [7]:

$$Q_c = \frac{Q_{pr}}{m_{pr}} \quad \frac{J}{g}$$

Gdzie: Q_c – ciepło spalania wysuszonego osadu ściekowego, J/g s.m., Q_{pr} – ciepło spalania uzyskane w wyniku spalania konkretnej masy osadu ściekowego, J, m_{pr} – masa spalanej próbki osadu, g s.m.

Pierwszego dnia badań oznaczenia wykonano w trzech powtórzeniach. Z uwagi na niewielkie rozbieżności w uzyskiwanych wynikach, podczas dalszych badań wykonywano dwa powtórzenia. W celu wykonania analizy wyników obliczona została wartość średnia ze wszystkich pomiarów. Dodatkowo wyznaczono odchylenie standardowe od średniej arytmetycznej wszystkich pomiarów. Obliczenia wykonane zostały w programie Microsoft Excel. Wyniki badań przedstawiono w tabeli 1.

Tabela 3. Zestawienie wartości ciepła spalania osadu ściekowego
Table 1. Summary of heat of combustion of sewage sludge

Lp.	Data pomiaru	Numer pomiaru	Ciepło spalania Q_{pr} [J]	Masa próbki m_{pr} [g]	Ciepło spalania Q_c [J/g]	Q_c [MJ/kg]
1.	11.08.2011	pomiar 1	9 696	0,7864	12 330	12,33
		pomiar 2	9 131	0,7514	12 152	12,15
		pomiar 3	9 080	0,7464	12 165	12,17
2.	18.08.2011	pomiar 4	7 435	0,6941	10 712	10,71
		pomiar 5	9 646	0,9297	10 375	10,38
3.	15.09.2011	pomiar 6	11 203	0,8887	12 606	12,61
		pomiar 7	9 319	0,741	12 576	12,58
4.	22.09.2011	pomiar 8	8 666	0,7376	11 749	11,75
		pomiar 9	11 153	0,966	11 546	11,55
5.	19.12.2011	pomiar 10	8 390	0,658	12 751	12,75
		pomiar 11	9 018	0,7045	12 801	12,80
	Wartość maksymalna		**12 801**		**12,80**	
	Wartość minimalna		**10 375**		**10,38**	
	Wartość średnia		**11 978**		**11,98**	
	Odchylenie standardowe		**780**		**0,78**	

Źródło: opracowanie własne na podstawie pracy inżynierskiej [8]

9. Podsumowanie i wnioski

Na podstawie przeprowadzonych badań i analizy wartości ciepła spalania wysuszonego granulatu opracowano następujące wnioski:

1. Wartość ciepła spalania granulatu wysuszonego w instalacji termicznego suszenia ze złożem fluidalnym mieści się w przedziale podanym w literaturze, którą przyjęto jako punkt odniesienia prowadzonych badań. Literatura podaje, że ciepło spalania osadów ustabilizowanych wynosi 9÷15 MJ/kg s.m. Natomiast podczas prowadzonych badań wartość ciepła spalania osadów wahała się od 10,38 MJ/kg s.m. do 12,80 MJ/kg s.m.
2. Po przeprowadzeniu analizy i porównaniu wartości ciepła spalania z poszczególnych dni można zauważyć, że wyniki pomiarów są zróżnicowane (zakres od 10,38 MJ/kg s.m. do 12,80 MJ/kg s.m.). Może to wskazywać na różny skład fizyko-chemiczny pobranych próbek wysuszonego osadu ściekowego.
3. Obliczone odchylenie standardowe (0,78 MJ/kg s.m.) pozwala stwierdzić, że wyniki pomiarów znajdują się blisko wartości średniej. Stanowi ono 6,5% wartości średniej. Wartość ta wskazuje, że zmiany w składzie fizyko-chemicznym osadu w poszczególnych dniach poboru nie były radykalne.
4. Wartość ciepła spalania osadów ściekowych wysuszonych termicznie jest związana ze zmienną jakością osadów odprowadzanych z Wydzielonych Komór Fermentacyjnych. Może to być związane ze skutecznością procesów realizowanych w poszczególnych urządzeniach oczyszczalni oraz jakością ścieków dopływających do Oczyszczalni „Hajdów". Jakość ścieków jest bezpośrednio związana z rodzajem zanieczyszczeń obecnych w oczyszczanych ściekach.
5. Największy wpływ na ciepło spalania wywiera stężenie substancji organicznych, które są zarazem substancjami palnymi. Wskazane jest, aby wysuszony granulat charakteryzował się jak największą zawartością substancji palnych, jeśli ma on zostać wykorzystany jako paliwo alternatywne.

Literatura

1. Bień J. B., Bień J. D., Matysiak B., *Gospodarka odpadami w oczyszczalniach ścieków*, Wydawnictwo Politechniki Częstochowskiej, Częstochowa 1999
2. Bień J. B., Wystalska K., *Przekształcanie osadów ściekowych w procesach termicznych*, Wydawnictwo Seidel-Przywecki Sp. z o. o., Warszawa 2009
3. Dadej W., *Proces przeróbki osadów w oczyszczalni ścieków „Hajdów" w Lublinie*, Prezentacja multimedialna, Lublin 2009
4. Fukas-Płonka Ł., Zielewicz E., *Kryteria wyboru sposobu przeróbki osadów ściekowych*, str. od 135 do 152, w: *Kierunki przeróbki i zagospodarowania osadów ściekowych*, pod redakcją prof. dr hab. inż. Z. Heidricha, Wydawnictwo Seidel-Przywecki Sp. z o. o. 2010
5. http://aqua.mpwik.lublin.pl/
6. Informacje udostępnione przez kierownictwo Oczyszczalni Ścieków „Hajdów"
7. *Instrukcja obsługi kalorymetru KL-11 „Mikado"*
8. Kędzierawska M., Praca inżynierska: *Ocena ciepła spalania osadu po suszarniach fluidalnych oczyszczalni ścieków „Hajdów"*, Lublin 2012
9. Nadziakiewicz J., Wacławiak K., Stelmach S., *Procesy termiczne utylizacji odpadów*, Wydawnictwo Politechniki Gliwickiej, Gliwice 2007

inż. Agnieszka Kisło
Politechnika Białostocka
Koło Młodych PZiTS

Biomasa w Polsce. Potencjał i rozwój.

Streszczenie: Energia w życiu i działalności człowieka jest czynnikiem o podstawowym znaczeniu. Pozyskiwanie jej powinno stanowi przedmiot szczególnego zainteresowania, ze względu na to, iż wraz ze wzrostem rozwoju cywilizacji i podniesienia jakości życia zużycie energii wzrasta. Do podstawowych nośników energii pierwotnej, które obecnie mają największe znaczenie, należą: ropa naftowa, węgiel kamienny oraz gaz ziemny. Zjawiska, takie jak: wyczerpanie nieodnawialnych surowców, wzrost kosztów ich pozyskiwania, zanieczyszczenia atmosfery, a także powstawanie nadmiernej ilości odpadów spowodowały intensyfikację badań nad wykorzystaniem surowców odnawialnych. Charakterystyczną cechą źródeł energii odnawialnej (OZE) jest przede wszystkim to, że są praktycznie niewyczerpalne, ich zasoby są nieustannie uzupełniane w procesach naturalnych, mogą dostarczać energii we wszystkich formach, z reguły nie zanieczyszczając przy tym środowiska. Do odnawialnych źródeł energii zalicza się: energię słoneczną wykorzystywaną bezpośrednio, energię kinetyczną wiatrów, energię wnętrza oceanów, fal morskich, pływów morskich, energię wnętrza skorupy ziemskiej, energię rzek i energię biomasy. Niniejsza praca zajmie się zagadnieniami dotyczącymi energii biomasy i przyjrzy się jej potencjałowi i możliwości rozwoju w Polsce.

1. Wprowadzenie

Wraz ze wzrostem gospodarczym, zapotrzebowanie na energię wzrasta. Przewiduje się jej dalszy znaczny wzrost, który według raportu Międzynarodowej Agencji Energii (International Energy Administration), wyniesie nawet 60% więcej w latach 2000-2020. Największy udział w tym wzroście będą miały rozwijające się państwa Azji (Chiny, Indie, Korea Południowa) oraz Ameryki Środkowej i Południowej.[1] Światowe zasoby wiodących kopalnych surowców energetycznych są jeszcze dość znaczne, należy jednak pamiętać o ich ograniczoności. Na przestrzeni lat zmianom ulegać będzie struktura ich wykorzystania. Do 2020 roku największe znaczenie będzie miała ropa naftowa, określana mianem surowca strategicznego. Jej znaczenie wynika z wysokiej kaloryczności, niskich kosztów wydobycia i transportu.[1] Międzynarodowy Instytut Analiz Systemowych wykonał prognozę zmian struktury energii pierwotnej na przestrzeni lat. Wszystkie rozpatrywane scenariusze przewidują, że po 2020 roku następować będzie zmniejszenie udziału paliw organicznych: ropy naftowej, gazu ziemnego i węgla, stosownie do wyczerpania się ich zasobów i związanego z tym wzrostu cen energii. Rok 2060 ma przynieść całkowitą likwidację ostatnich elektrowni jądrowych. Konwencjonalne zasoby zostaną zastąpione przez odnawialne źródła energii, które wykorzystują w procesie przetwarzania energię słoneczną występującą w rozmaitych postaciach, w szczególności promieniowania słonecznego, energii wiatru czy biomasy, a także energię kinetyczną płynącej wody i wewnętrzne ciepło Ziemi. [1]

2. Regulacje prawne i kierunki rozwoju OZE

2.1. Odnawialne źródła energii w polityce energetycznej Polski

Wśród wszystkich możliwych form odnawialnych źródeł energii, największe znaczenie w Polsce ma biomasa (91,3%,GUS 2008). Nie ulega wątpliwości, że energia pozyskiwana z tradycyjnych źródeł będzie jeszcze długo dominować w energetyce, jednak ze względu na szybkie wyczerpywanie się tych zasobów, będzie ona stopniowo zastępowana przez energię odnawialną. Dlatego już teraz należy zająć się wdrażaniem nowych technologii, aby zaspokoić potrzeby państwa w przyszłości.
W Polsce aktami normatywnymi, regulującymi OZE są:

-*Ustawa z 10.04.1997 r.- Prawo energetyczne*;
-*Rozporządzenie Ministra Gospodarki z 14.08.2008 r.*
-*Ustawa z 25.08.2006 r. o biokomponentach i biopaliwach ciekłych*.
Ustawa, która obowiązuje na polskim rynku energii to „*Ustawa Prawo Energetyczne z 10.04.1997*", która później była wielokrotnie nowelizowana (ostatnio-4.04.2005 r., zmiany dokonano na podstawie *Dyrektywy UE Nr 2003/54* z 15.07.2003.). Ustawa obejmuje m.in. zagadnienia: zasady kształtowania polityki energetycznej państwa, warunki zaopatrzenia i użytkowania paliw i energii(w tym ciepła), działalność przedsiębiorstw energetycznych, określa organy właściwe ws. gospodarki paliwami i energią, reguluje problematykę dostępu odnawialnych źródeł energii do rynku, przez określenie definicji oraz obowiązku odbioru tej energii.[3]

Udział energii elektrycznej wytworzonej z OZE w zużyciu energii elektrycznej ogółem w Polsce rośnie bardzo powoli i ciągle jest na niskim poziomie.

Wraz z przystąpieniem Polski do Unii Europejskiej, polski system prawny został dostosowany do obowiązującego w UE, głównie w zakresie redukcji emisji z instalacji. Przyczyniło się to do wielu inwestycji, a zwłaszcza renowacji w obrębie funkcjonujących instalacji.[3]

Niewątpliwie dużym sukcesem Polski jest przyjęcie przez Radę Ministrów 10 listopada 2009 r. dokumentu *Polityka energetyczna Polski do 2030 r.* , który przedstawia długoterminową strategię dla sektora energetycznego kraju (do 2030 r.). Przyjęty przez Rząd RP dokument zawiera 6 bardzo istotnych zagadnień, takich jak:

1. Poprawa efektywności energetycznej.
2. Dywersyfikacja struktury wytwarzania energii elektrycznej przez wprowadzenie energetyki jądrowej.
3. Wzrost bezpieczeństwa energetycznego.
4. Rozwój wykorzystania odnawialnych źródeł energii, w tym biopaliw.
5. Rozwój konkurencyjnych rynków paliw i energii.
6. Ograniczenie oddziaływania energetyki na środowisko.[3]

Priorytetowo została potraktowana kwestia efektywności energetycznej, gdyż postęp w tej dziedzinie wiąże się z realizacją wszystkich celów. Poprawa efektywności ogranicza wzrost zapotrzebowania na paliwa i energię, przyczynia się jednocześnie do poprawy bezpieczeństwa energetycznego. W efekcie, działania takie zmniejszają uzależnienie od importu oraz ograniczają negatywny wpływ energetyki na środowisko, przez redukcję emisji.[3]

Szczególną rolę w polityce energetycznej przypisuje się odnawialnym źródłom energii. W tym obszarze wyznaczone zostały dwa cele, które wynikają z dyrektywy ws. Promowania wykorzystywania energii z OZE (osiągnięcie w 2020 r. poziomu 15 % udziału OZE w energii finalnej oraz 10 % udziału biopaliw w rynku paliw transportowych). [3]

Aby zrealizować założone cele i wdrożyć je w praktyce w ramach realizacji polityki energetycznej kraju utrzymane zostaną środki wsparcia z funduszy UE. Inwestycje najbardziej funkcjonalne pod względem uzyskiwania energii ze źródeł odnawialnych będą traktowane priorytetowo. Priorytetowo również będą traktowane sprawy dotyczące usuwania przeszkód uniemożliwiających rozwój energetyki, oraz stymulowania przemysłu produkującego urządzenia do OZE.

W polityce energetycznej ze szczególną uwagą traktuje się oddziaływanie energetyki na środowisko, zwłaszcza ze względu na zobowiązania zawarte w pakiecie klimatycznym UE (3 x 20%), tj. zmniejszenie o 20% emisji CO_2 (w stosunku do 1990 r.), udział 20% OZE w bilansie energii pierwotnej, oszczędność energii o 20%. W ramach polityki energetycznej przewiduje się także wdrożenie systemu zarządzania wielkością emisji CO_2 i innych

substancji (wskaźników dopuszczalnych), wdrożenie nowej dyrektywy (ETS), dotyczącej wspólnotowego systemu handlu uprawnieniami do limitów gazów cieplarnianych oraz opracowanie systemu rozdziału przychodów z aukcji uprawnień do emisji CO_2.[3]

W najbliższym czasie zostaną uruchomione w Polsce nowe programy, wychodzące naprzeciw nowym wyzwaniom, np. Biogazownie w gminie, Elektrociepłownie na biomasę, Program modernizacji sieci energetycznych pod kątem przyłączenia elektrowni wiatrowych.[3]

Należy podkreślić, że Polska emituje obecnie 2,5-krotnie mniej gazów cieplarnianych niż Niemcy oraz 1,7-krotnie mniej niż Wielka Brytania, a w przeliczeniu na 1 mieszkańca większą emisją cechuje się aż 6 krajów w Europie.[3]

2.2.Wspólna Polityka energetyczna Unii Europejskiej i Polityka Energetyczna Polski

Polska przystępując do struktur Unii Europejskiej otrzymała szanse na pozyskanie olbrzymich dotacji unijnych, w tym między innymi na poprawę stanu środowiska i rozwój energetyki odnawialnej.

W ostatnich latach można zaobserwować intensywny rozwój energetyki odnawialnej zarówno w świecie, jak i w Polsce. Ważne znaczenie dla rozwoju tej dziedziny energetyki mają uwarunkowania prawne.

Polityka energetyczna zakłada 4 warianty rozwoju sytuacji, jednak na pierwszym miejscu stawiany jest wariant „traktatowy”, zgodny z naszymi zobowiązaniami powstałymi podczas integracji z UE. Zakłada on ograniczenie emisji gazów, osiągnięcie 14% zużycia energii elektrycznej ze źródeł odnawialnych do 2020 roku. Pozostałe warianty to „efektywnościowy”- zakładający promowanie efektywności w produkcji, przesyle i dystrybucji energii, „węglowy”- opóźniający redukcję emisji gazów oraz „gazowy”- zwiększa ilość wytwarzanej energii z gazu. [5]

Instytucją naukowo- badawczą zajmującą się w sposób kompleksowy energetyką odnawialną w Polsce jest Europejskie Centrum Energii Odnawialnej EC BREC. Zostało ono założone przez Komisję Europejską w 1994 roku. Od chwili powstania EC BREC aktywnie działa na rzecz przełamywania barier rozwoju energetyki odnawialnej w Polsce.[5]

EC BREC służy pomocą Rządowi RP i zespołom parlamentarnym w kształtowaniu polityki, strategii i prawa regulującego wykorzystanie odnawialnych źródeł energii w Polsce oraz współpracuje w tym zakresie z partnerami z Unią Europejską.[6]

EC BREC jest zaangażowane we wdrażanie nowych technologii w energetyce odnawialnej na polskim rynku, współpracuje z krajowym przemysłem, wspiera działania inwestorów, niezależnych dostawców energii ze źródeł odnawialnych oraz przedsiębiorstw energetycznych zainteresowanych wykorzystaniem energii odnawialnej. Wdrażaniu innowacji służą projekty badawczo- rozwojowe i demonstracyjne finansowane przez Komitet Badań naukowych, programy Unii Europejskiej, fundusze ekologiczne. [6]

3. Potencjał biomasy w Polsce

Biomasa jest produktem reakcji fotosyntezy, która przebiega pod wpływem promieniowania słonecznego. Jest ona najmniej kapitałochłonnym odnawialnym źródłem energii. Jej produkcja może praktycznie przebiegać samoistnie. Aby zintensyfikować produkcję biomasy potrzebne są dodatkowe nakłady związane z: nawożeniem, nawadnianiem, walką ze szkodnikami i ochroną roślin.[4]

Po roku 1997, ale spełnić zaostrzone normy dotyczące emisji pyłów i dwutlenku siarki w spalinach, dopuszczalne jest w Polsce stosowanie węgla o parametrach 21/15/0,64. Biomasa

ma parametry: 14/1/0,1, a więc ma mniejszą wartość opałową niż węgiel, ale jest za to przyjazna dla środowiska, gdyż ma mniej siarki, mniej wydziela pyłów i popiołów, a CO_2 powstały z jej spalania nie pogłębia efektu cieplarnianego.[4]

Najprostszy sposób to bezpośrednie spalanie w odpowiednich do tego celu kotłach (na słomę, drewno, pelety), współspalanie z tradycyjnymi nośnikami energii (węglem, olejem opałowym, gazem) lub spalanie produktów przetworzonej biomasy np. metanolu, etanolu, biogazu lub biodiesla.[4]

Najważniejszymi argumentami za energetycznym wykorzystaniem biomasy są -stałe i pewne dostawy krajowego nośnika energii(w przeciwieństwie do importowanej ropy lub gazu), ograniczenie emisji CO_2 z paliw nieodnawialnych, który w przeciwieństwie do CO_2 z biopaliw nie jest neutralny dla środowiska i może zwiększać efekt cieplarniany oraz wysokie koszty desulfuryzacji spalin z paliw kopalnych.

Światowy potencjał energetyczny biomasy wynosi $3x10^{15}$ MJ/a, jednak wykorzystuje się go tylko w 7%. W Polsce szacuje się, że w samym rolnictwie potencjał energetyczny niewykorzystanej biomasy wynosi 104 PJ/a, natomiast potencjał całkowity możliwej do zagospodarowania biomasy wynosi ok. 407,5 PJ/a. [4]Największe możliwości produkcji energii z Polsce daje słoma zbóż i rzepaku, odpady z przemysłu rolno- spożywczego i odpady drewna leśnego. Tylko trzy kraje UE przewyższają potencjał Polski: Francja, Hiszpania i Niemcy. [3]Potencjał produkcyjny Rolnictwa Polski wskazuje, że może ono w pełni zaspokoić potrzeby żywnościowe ludności w kraju, a także być poważnym producentem OZE z biomasy. Udział rolnictwa w produkcji surowców energetycznych może przyczynić się do zagospodarowania m.in. wszelkich organicznych odpadów i surowców z produkcji roślinnej i zwierzęcej, zasobów ziemi rolniczej (w tym odłogów i ugorów), nadmiaru zasobów siły roboczej na wsi. Ważnym aspektem w tym zakresie jest wykorzystanie lokalnych surowców, co stwarza także podstawę bezpieczeństwa energetycznego, umożliwia poprawę dochodów ludności wiejskiej, a także dodatnio wpływa na zrównoważony rozwój obszarów wiejskich i rolnictwa.[3]

Bardzo ważnym argumentem opowiadającym się za wprowadzeniem biomasy na rynek jest widmo kryzysu energetycznego związanego z wyczerpywaniem się źródeł ropy naftowej i gazu ziemnego. Możliwość wykorzystania areału upraw na Cele energetyczne przy relatywnie wzrastających kosztach produkcji paliw mineralnych wzbudza zainteresowanie przemysłu, rolników i polityki. [2]

Dziś już nie dyskutuje się czy korzystać z biomasy, jak jeszcze kilkanaście lat temu, ale w jaki sposób i w jakim zakresie. Należy jednak podkreślić, że realizacja strategii związanej z produkcją energii odnawialnej z biomasy nie może być priorytetem samym w sobie. Projektując i wdrażając nowoczesne rozwiązania należy dokładnie poznać nie tylko ich zalety, ale również wady poszczególnych rozwiązań.

Literatura:

1. P. Gradziuk „*Biopaliwa- Energia dla przyszłości: odnawialne źródła energii*”. Wydawnictwo „Wieś jutra”. Warszawa 2003.
2. B. Igliński „*Technologie bioenergetyczne*” Wydawnictwo naukowe Uniwersytetu Mikołaja Kopernika. Toruń 2009
3. M. Jasiulewicz „*Potencjał biomasy w Polsce*” Politechnika koszalińska. Koszalin 2010
4. W. M. Lewandowski „Proekologiczne odnawialne źródła energii”. Wydawnictwo Naukowo- Techniczne. Warszawa 2010.
5. T. Sadowski, G. Świderski, W. Lewandowski „*Dotacje UE na rozwój odnawialnych źródeł energii w Polsce*” Wydawnictwo. Europrimus consulting. Warszawa 2006
6. Strona internetowa EC BREC: www.ecbrec.pl (stan na 1 marca 2012)

OGRZEWNICTWO I WENTYLACJA

S. Adomėnaitė[1], V. Martinaitis[2]
[1]*master student,t* [2]*professor*
Vilnius Gediminas Technical University

THERMODYNAMIC ANALYSIS OF THE AIR HANDLING UNIT WITH HEAT PUMP

Keywords: *air handling unit, heat recovery, air source heat pump, energy and exergy analysis, efficiency.*

Summary: The air handling unit with heat recovery and air source heat pump is analyzed in this article. The main purpose of work is to determine operating parameters, thermal and thermodynamic efficiencies of this system. The calculations were done using energy and exergy analysis methods. Sensitivity analysis to know how the efficiency of heat recovery exchanger as well as the overheating of refrigerant in evaporator influences the efficiency of all system was done. The work finds that the values of COP are ranging from 1,29 to 2,06, exergy efficiency factor from 28,15% to 62,55%.

1. Introduction

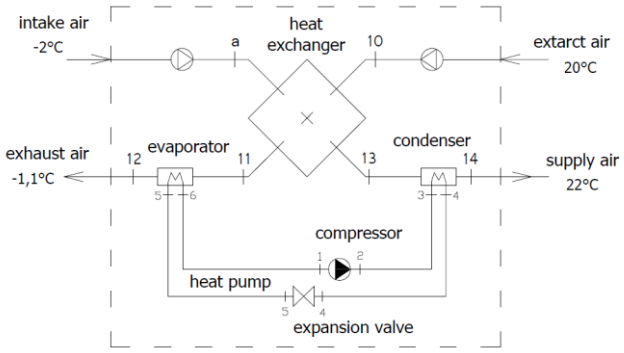
Approximately more than 90% of a person's time is spent indoors, and therefore it is important to maintain the indoor environment within comfortable conditions for the occupants. Recent building standards require high energy efficiency of buildings, and therefore considerable efforts have been made to improve airtightness and insulation of buildings. In such buildings mechanical ventilation systems are often used to achieve the required air quality. Simple mechanical ventilation systems can be used but heat is lost with the outgoing air. A more efficient method is to use mechanical ventilation heat recovery systems (MVHR). A heat exchanger is used to transfer heat from the exhaust air to the supply air. Also the heating and cooling required in buildings can be provided by more advanced MVHR systems incorporating heat pumps. In a well-insulated airtight house, such a system can supply up to 80% of the seasonal space heating needs at a coefficient of performance (COP) of three [1].

The main objective of this paper is to apply the energy and exergy analysis to mechanical ventilation heat recovery system with heat pump.

2. System description

Fig. 1 illustrates a schematic of analyzed MVHR with integrated heat pump. The system consists of plate heat exchanger, supply and exhaust air fans and heat pump. The heat pump evaporator is placed in the exhaust duct downstream of the plate heat exchanger to extract even more heat. Further heating of the supply air is provided by the condenser, which is positioned in the supply duct downstream of the plate heat exchanger.

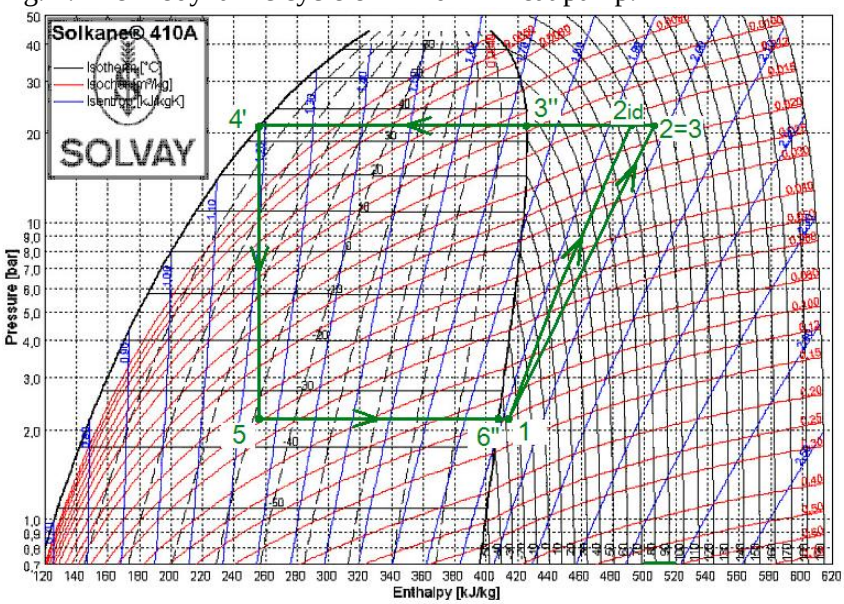
Fig. 1. Schematic of MVRH with integrated heat pump.



3. Methodology

Outside air temperature is -2°C, supply air temperature is 22°C and extract air temperature is 20°C. Air flow rate is 5045 m^3/h (1,69 kg/s). Intake and exhaust airflow rates are balanced. Thermal efficiency of heat exchanger is 75%. Intake and extract air fans efficiency is 82%. Refrigerant R410A is used in the heat pump. Refrigerant temperature in evaporator is -35°C. R410A is overheated up to 7°C in evaporator. Temperature in condenser is 35°C. A thermodynamic cycle of the refrigeration system is shown in Fig. 2.

Fig. 2. Thermodynamic cycle of R410A in heat pump.



3.1. Energy analysis

Energy analysis was made by using the first law of thermodynamics. Supply air temperature out of heat exchanger is calculated from equation of heat exchanger thermal efficiency:

$$\varepsilon_t = \frac{\hat{T}_{13} - \hat{T}_a}{\hat{T}_{10} - \hat{T}_a}; \tag{1}$$

where: $\hat{T}_{13}$ – supply air temperature, °C; $\hat{T}_a$ – intake air temperature, °C; $\hat{T}_{10}$ – extract air temperature, °C. Power of condenser, evaporator and compressor can be calculated using energy balance equation:

$$\dot{Q} = \dot{M} \cdot \Delta h; \tag{2}$$

where: $\dot{M}$ – mass fluid flow rate, kg/s; Δh – specific fluid enthalpy between calculating device, kJ/kg.

The overall coefficient of performance (COP) of a MVHR system is defined as the heat input to the supply air, divided by the total power input to the MVHR system. The power input refers to any form of power supplied to the MVHR system in order for it to operate. In analyzed system it's electrical power consumed by fans and compressor:

$$COP = \frac{\dot{Q}_C}{\Sigma \dot{E}}; \tag{3}$$

where: $\dot{Q}_C$ – power of condenser, kW; $\Sigma \dot{E}$ – electrical power consumed by fans and compressor, kW.

The first law of thermodynamics is written for each device: heat exchanger, condenser, evaporator, compressor, for heat pump and air handling unit. The energy balance for static process:

$$\Sigma E_{in} + \Sigma W_{in} + \Sigma Q_{in} = \Sigma E_{out} + \Sigma W_{out} + \Sigma Q_{out} \tag{4}$$

where: E – energy, kW; W – flow work energy, kW; Q – heat energy, kW.

3.2. Exergy analysis

The exergy method of thermodynamic analysis is based upon both the first and the second laws of thermodynamics together, while the energy analysis is based upon the first law only. It is a feature of the exergy concept to allow quantitative assessment of energy degradation [2]. Exergy balance can be written:

$$\Sigma E_{Ein} + \Sigma E_{Win} + \Sigma E_{Qin} = \Sigma E_{Eout} + \Sigma E_{Wout} + \Sigma E_{Qout} + \Sigma L \tag{5}$$

Where: E_E – exergy, kW; E_W – flow work exergy, kW; E_Q – heat exergy, kW; L – exergy losses, kW.

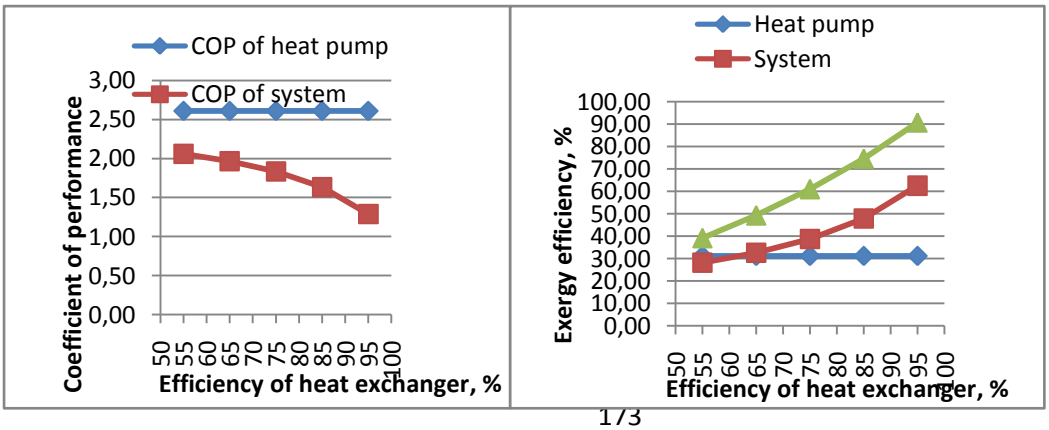
The exergy efficiency of the thermodynamic system can be calculated:

$$\eta = \frac{\Sigma E_{Eout} + \Sigma E_{Wout} + \Sigma E_{Qout}}{\Sigma E_{Ein} + \Sigma E_{Win} + \Sigma E_{Qin}} = 1 - \frac{\Sigma L}{\Sigma E_{Ein} + \Sigma E_{Win} + \Sigma E_{Qin}}; \tag{6}$$

4. Results

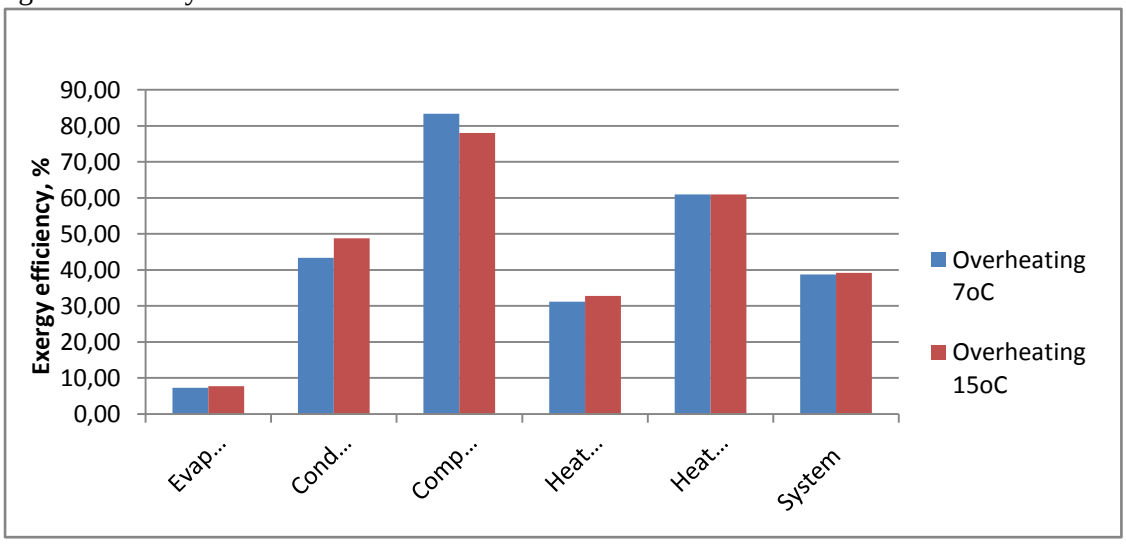
From energy balances calculated powers: heat pump condenser 12,66 kW, evaporator 7,81 kW, compressor 4,85 kW. Calculated heat pump coefficient of performance is 2,61. The total coefficient of performance for the system is 1,83. Exergy losses calculated using exergy analysis is 4,58 kW. Most are produced in evaporator and condenser. Exergy efficiency of the heat pump is 31% and 39% of the whole system. In Fig. 3 are shown efficiencies variations when the thermal efficiency of heat exchanger various between 55% and 95%. System COP decreases because fan's power remains constant but power of condenser decrease. Exergy losses decrease in the device and exergy efficiency increases.

Fig. 3. System efficiency variations.



It is also analyzed how the overheating of refrigerant in evaporator influences the efficiency of all system. The refrigerant overheating in evaporator is increased from 7°C to 15°C. Fig. 4 shows exergy efficiency variations for each device.

Fig. 4. Efficiency variations for each device.



Analysis showed that the refrigerant temperature change has no effect to the heat recovery. The heat pump condenser also is not affected because the weather parameters before and after it remains unchanged. Heat flow in evaporator increases, in compressor decreases due to reduced refrigerant flow. COP of heat pump and total device increase. Total unit exergy losses decrease and exergy efficiencies increase.

5. Conclusions

In this work mechanical ventilation heat recovery system with integrated heat pump was analyzed. Theoretical calculations show that system's COP is ranging from 1,29 to 2,06 depending on thermal efficiency of heat exchanger. Exergy efficiency is ranging from 28,15% to 62,55%. Higher refrigerant overheating in evaporator increases the efficiency of the system. Further calculations can be carried out by estimating energy consumption during the year, as well as to establish such a system cost and payback period.

References

1. Riffat, S.B.; Gillot M. C. 2002. Performance of a novel mechanical ventilation heat recovery heat pump system, *Applied Thermal Engineering* 22 (2002) 839–845.

2. Morris, D.; Szargut. J. 1986. Standard chemical exergy of some elements and compound on the planet earth, *Energy Conversion and Management*, 2 (8) 733–755.

Paulius Bareika[1], Vytautas Martinaitis[2], Violeta Misevičiūtė[3]
MSc. student[1], habil. dr. prof. [2], assoc. prof.[3]
Vilnius Gediminas technical university

Ventilation heat recovery using air source heat pump analyze

Keywords: *air source heat pump, compressor, exergy analysis, heat pump seasonal efficiency, ventilation heat recovery.*
Abstract: The article deals with theme of ventilation heat recovery. For heat recovery firstly used run – around closed loop system with glycol as fluid and heat exchangers in air handling unit. To recover remain heat and warm up inlet air to design conditions, air source heat pump (ASHP) is used. Two different compressors' modulation is compared. After the ventilation system operating mode, description and illustration are presented. Energy and exergy balances were made for every system component. The main parameters and energy efficiency were calculated. An exergy balance for every system device and overall system were calculated as well as ventilation systems' exergy efficiency was defined. Sensitivity evaluation changing refrigerant type of current system was carried out. Results comparison and the conclusions have been done.

1. Introduction

Ventilation has a significant impact on the energy performance of buildings that accounts for 30-60% of the energy use in building [1]. It supports the suitable indoor climate for the building. The big part up to 35-40kWh/m^2 per year can be loosed by residential building ventilation system with extracted exhausted air, up to 90% can be recovered by heat recovery units [2-3]. Heat recovery units as rotary, plate as well as run around coil heat exchangers are used for heat recovery. Manufacturers [4-5] currently also begin to install heat pumps to ventilation equipment to increase recovered heat amount, improve effectiveness, to use as cooling equipment during the summer. However, these compared recently started to install equipment are improved. The biggest influence on heat pump thermodynamical (exergy) efficiency has a compressor [6]. This paper compares two modulation types: simple modulation compressors and variable capacity compressors.

2. Research object

Paper examines ventilation system with heat recovery and air heating. The system consists of several subsystems or smaller systems (Fig. 1) [7]. Explored system consists of:

- Heat pump (HP) (1, 2, 3, 4);
- Heat recovery units (5, 6, 7);
- Air handling unit (AHU) (8, 9).

It is assumed that ventilation equipment is divided into two separate parts, one of it supplies air to the room, other – extract an air from the room. In case of separated supply and exhaust AHU only the heat exchanger with around closed loop is possible.
Heat pump as the final heat recovery (air heating) unit is designed for recover heat from the exhausted air and to heat supplied to the room air in this case to 22°C. There are four devices for this purpose in the heat pump (Fig. 1). Compressor (1) compresses the refrigerant to the required pressure, thus forcing to heat and evaporate. After the refrigerant flows to the condenser (2) where releases the heat to the passing air and condenses during this process, the condensation temperature (Tc) is equal to 35°C. Given heat, non-cooled refrigerant flows through the expansion valve (3) where during the throttling pressure and temperature decrease. Cooled refrigerant flows to the evaporator (4) where passing warmer air heats it and evaporates by -25°C. The cycle of heat pump is presented in Figure 2.

It is assumed that evaporation and condensation temperatures are always constant. The losses in the pipes are unevaluated; the adiabatic coefficient of compressor (ε_k) is 80%. Processes are presented in p-h diagram (Fig. 2).
Run around coil heat exchanger is used for heat recovery. The system from the frost is protected by using glycol (50%) as fluid. The seasonal temperature effectiveness of the heat exchanger is accepted equal to 60%. 0

3. Research methodology

AHU is analyzed in viewpoints of energy and exergy. According energy viewpoint the basic parameters of equipment, its' subsystems effectiveness are adjusted.
Exergy analysis is performed to get real thermodynamical potential of the equipment. Analysis is performed for the cold period of year i.e. heating season. The duration of outdoor temperatures is presented in Figure 3 [8].
The aim of analysis is to compare the thermodynamical effectiveness difference between above mention modulation of compressors (case 1 and case 2). To ensure consistent seasonal coefficient of performance (COP) heat pump should be adapted to designed supply air temperature, then an optimal comfort will maintain as well as the optimal use of heat pump. However such work of the heat pump could be warrant by variable air compressors (inverters, digitals). Unfortunately, these compressors are expensive in comparison with simple (On/Off) compressors. Therefore manufactures often use simple ones. To improve the effectiveness of the heat pump it is used a few simple compressors, they are turned on or off by adjusting to the required heat flow (supply air temperature). The calculation focuses on this. Two cases of heat pump with different compressors were explored.

1. The compressor is equipped with a variable frequency motor and controlled by supply to the room temperature (22°C).
2. Three simple (On/Off type) compressors are chosen, those connected and disconnected as well as supply to the room temperature, and in this case temperature range is 20-24°C. If temperature of supplied air decreases below 20°C, the bigger compressor is connected or several compressors are switched if the mention temperature increases above 24°C.

It is assumed that first of all the heat is recovered in heat exchanger with run around coil, after the heat pump heats the air using waste heat in the calculation. Below presented expressions based on [7] methodology are used for energy and exergy evaluation of heat pump used for ventilation heat recovery.
Temperature after heat recovery unit is finding according (1) expression:

$$t_{13} = \varepsilon_T \cdot (t_{10} - t_a) + t_a \tag{1}$$

where: t_{13} – supply air temperature before condenser, ^oC; ε_T – run around coil heat recovery efficiency, *%*; t_{10} – exhaust air from room temperature, ^oC; t_a – outdoor air temperature, ^oC.
It is assumed that heat recovery has not losses, than exhaust air temperature before evaporator will be:

$$t_{11} = t_{10} - t_{13} + t_a \tag{2}$$

where: t_{11} – exhaust air temperature before evaporator, ^oC.

Run around coil recovered heat:

$$Q_{10-11} = M_{air} \cdot c_{pair} \cdot (t_{10} - t_{11}) \tag{3}$$

where: Q_{10-11} – recovered heat, *kW*; M_{air} – air mass flow, *kg/s*; c_{pair} – air specific heat, *kJ/kgK*.

Heat given from condenser to air:

$$Q_k = M_{air} \cdot (h_{14} - h_{13}) \tag{4}$$

where: Q_k – condensers' amount of heat given to air, *kW*; h_{14} – enthalpy of supply air after condenser, *kJ/kg*; h_{13} – enthalpy of supply air before condenser, *kJ/kg*.

Exhaust air given heat to evaporator:

$$Q_g = M_{R404A} \cdot (h_6 - h_5) \tag{5}$$

where: Q_g – exhaust air given heat to evaporator, *kW*; h_6 – refrigerant enthalpy in 6 point (Fig. 2), *kJ/kg*; h_5 – refrigerant enthalpy in 5 point (Fig. 2), *kJ/kg*; M_{R404A} – refrigerant (R404A) mass flow, *kg/s*.

Compressor power input:

$$E_{KM} = M_{R404A} \cdot (h_2 - h_1) \tag{6}$$

where: E_{KM} – compressors' power input, *kW*; h_2 – refrigerant enthalpy in 2 point (Fig. 2), *kJ/kg*; h_1 – refrigerant enthalpy in 1 point (Fig. 2), *kJ/kg*.

Heat pump COP:

$$COP = \frac{Q_k}{E_{KM}} \tag{7}$$

Exergy calculation was performed using exergys' balance equation:

$$\sum_k E_{e,k}^{+-} + \sum_j E_{q,j}^{+-} + \sum_i E_{W,i}^{+-} = L \tag{8}$$

where: $\sum_k E_{e,k}^{+-}$ – exergy work, *kW*; $\sum_j E_{q,j}^{+-}$ – exergy heat energy, *kW*; $\sum_i E_{W,i}^{+-}$ – exergy flow energy, *kW*; L – exergy losses, *kW*.

4. Results

As it is seen from obtained results in both cases closed loop system recover same amount of heat (Fig. 4), but heat pump recovered amount of heat were different (Fig. 4). It can be explained by compressors operation modes. In the first case compressor respond to supply air temperature by changing refrigerant mass flow. Meanwhile three compressors where modulating together in second case, but from obtained results can notice that energy consumption is higher and temperature comfort is bad, because supply air temperature range are from 20°C to 24°C. At the same time compressors power consumption increase (Fig. 4) and heat pump COP decreases (Fig. 5).

As it is seen according the obtained results the seasonal parameters decrease if the several simple compressors are used (Fig. 6). The released heat stream from the condenser is 5% lower in comparison with case 2 as well as seasonal COP decreases by 5%. Compressors' power input increases by 7%.

Exergy losses were estimated for every AHU component and for all system and subsystems separately at different outdoor air temperatures. (Fig. 7).

As it seen in Figure 7, exergy losses in heat recovery and ventilation subsystem in both cases are the same. But losses in heat pump subsystem using simple on/off compressors modulation are 5% higher.

There should be taken big attention to heat pump design, because there are the highest exergy losses. Detail average exergy losses in subsystems' components shown in Figure 8.
The different refrigerants (R404A, R410A, R507 and R32) were analysed during the sensitivity analysis. As it is seen in Figure 12, the assistance of refrigerant could increase heat pumps' COP by 7.47% and the of overall systems' exergy efficiency by 7.7%.

5. Conclusions

As results show simple on/off compressors are not suitable for accurate supply air temperature control. Even three different capacities compressors could not adapt to energy demand accuracy. Otherwise variable speed or digital compressor can adapt to energy demand and accuracy control supply air temperature for maximum comfort and highest energy savings. Results of sensitivity analysis have shown that not only mechanical heat pumps' components influence energy efficiency. Major attention should be taken to refrigerant selection in design stage. It does influence on components' size (evaporator, condenser area, compressor power input) and seasonal heat pumps' energy and exergy efficiency.

References

1. Orme, M. 2001. Estimates Of The Energy Impact Of Ventilation And Associated Financial Expenditures, *Energy and Buildings* 33 (3): 199–205.
2. Tommerup, H., Svendsen, S. 2006. Energy Savings In Danish Residential Building Stock, *Energy and Buildings* 38 (6): 618–626.
3. Dodoo, A., Gustavsson, L., Sathre, R. 2011. Primary energy implications of ventilation heat recovery in residential buildings, *Energy and Buildings* 43:1566–1572.
4. Genvex. Air Source Heat Pumps and Heat Recovery Ventilation from Genvex. [assessed 2012 April 6th]. http://www.genvex.co.uk/
5. Venco ventilation systems. Heat pump heat recovery units. [assessed March 20th 2012]. <http://venco.com.tr/images2/img/974/File/Isi%20Pompali%20Isi%20Geri%20Kazanim(1).pdf>
6. Tsaros, T. L., Gaggioli, P. E., Domanski, P. A. 1987. Exergy analysis of heat pumps, ASHRAE Transactions, Part 2.
7. Martinaitis, V. 2008. Termodinaminė analizė. Mokomoji knyga. Vilnius: Technika, 208 p., (in Lithuanian).
8. RSN 156-94. 1996. Statybinė klimatologija, (in Lithuanian).

inż. Rafał Dąbrowa, Angelika Frosik
Politechnika Krakowska im. Tadeusza Kościuszki,

Analiza techniczno-ekonomiczna systemu wentylacji chłodniczej dla obiektu użyteczności publicznej

Słowa kluczowe: *wentylacja, chłodzenie, nawiew powietrza, centrala (ventilation, cooling, air supply, the central)*

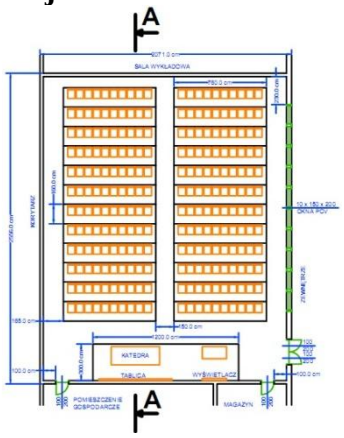
Streszczenie: Przedstawiono analizę parametrów, które mogą wpływać na wybór systemu wentylacji chłodniczej dla obiektu użyteczności publicznej. W zależności od typu wentylacji i przyjętych założeń zostały obliczone strumienie powietrza. Przyjęto, że wentylacja będzie działała tylko w sezonie letnim (kwiecień-wrzesień). Ponadto został zobrazowany rozkład temperatur i zanieczyszczeń z uwzględnieniem stężenia dwutlenku węgla w przestrzeni sali konferencyjnej. Analiza wykazała, że bardziej ekonomicznym i higienicznym sposobem jest wentylacja indukcyjna aniżeli wyporowa. Jednakże pod względem jakości powietrza w strefie przebywania ludzi z uwagi na rozkład stężeń dwutlenku węgla korzystniejszy jest system wyporowy.

Abstract: An analysis of parameters that may influence the choice of ventilation system for cooling for a public facility. Depending on the type of ventilation and assumptions have been calculated air streams. It was assumed that ventilation will only work during the summer season (April-September). In addition, the temperature distribution was visualized and pollutants including carbon dioxide concentration in the conference room space. The analysis shows that a more economical and hygienic method is inductive rather than displacement ventilation. However, in terms of air quality in the occupied zone due to the distribution of concentrations of carbon dioxide displacement system is preferable.

1. Wprowadzenie

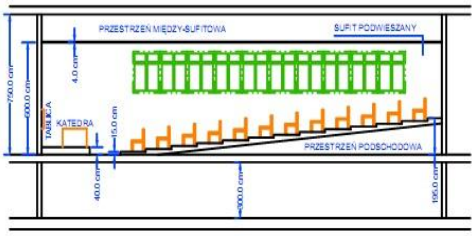
W dobie rosnących cen energii elektrycznej oraz różnorodności metod uzdatniania powietrza w budynkach użyteczności publicznej, optymalne zaprojektowanie skutecznej instalacji wentylacji jest bardzo trudne. Jednak dobry projekt jest w stanie spełnić wymagania stawiane pomieszczeniom przy stosunkowo niskich nakładach finansowych związanych z ich eksploatacją. Dlatego przeprowadzenie analizy techniczno-ekonomicznej zawsze niesie ze sobą wymierne korzyści i jest niezbędne. W opracowaniu został poruszony problem wyboru najkorzystniejszego systemu wentylacji chłodniczej dla pomieszczenia typu sala konferencyjna.

Rysunek 3. Rzut sali konferencyjnej. (Projection of the conference room.)



Źródło: opracowanie własne. (Source: own.)

Rysunek 4. Przekrój A-A. (Section A-A.)



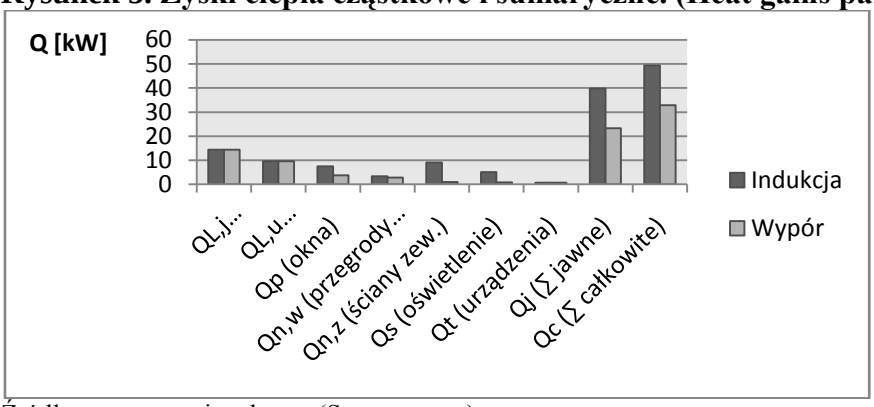
Źródło: opracowanie własne. (Source: own.)

2. Obliczenia ilości powietrza nawiewanego do pomieszczenia

Pierwszym i niezbędnym etapem w projektowaniu systemu wentylacji chłodniczej jest obliczenie maksymalnych (jawnych, utajonych i całkowitych) zysków ciepła dla pomieszczenia w celu wyznaczenia maksymalnego strumienia powietrza nawiewanego. Składają się na nie zyski ciepła jawnego (oraz utajonego) od ludzi, zyski ciepła jawnego od oświetlenia, przegród przezroczystych (okien) i przegród nieprzezroczystych graniczących z powietrzem zewnętrznym albo z innymi pomieszczeniami, oraz od urządzeń technicznych (np. sprzęt komputerowy, rzutnik).

Prawidłowe ich wyznaczenie wpływa na obliczenie strumienia powietrza nawiewanego, a ten z kolei zapewnia nam odpowiedni dobór elementów centrali wentylacyjno-klimatyzacyjnej (wentylatorów, urządzeń uzdatniających powietrze pierwotne), które stanowią główny koszt całego systemu. W niniejszej publikacji wykonano obliczenia uproszczone a wyniki znajdują się w Rysunek 3.

Rysunek 5. Zyski ciepła cząstkowe i sumaryczne. (Heat gains partial and total.)



Źródło: opracowanie własne. (Source: own.)

Wybór systemu wentylacji ma wpływ już na początkowe obliczenia zysków ciepła jawnego. Ze względu na stratyfikację (występowanie pionowego gradientu temperatury) w wentylacji wyporowej, obliczając zyski ciepła jawnego zastosowano odpowiednie współczynniki zmniejszające [5] zyski ciepła liczone dla całego pomieszczenia (tj. dla wentylacji indukcyjnej). Powyższy sposób obliczeń wynika z rozpatrywania zysków ciepła tylko i wyłącznie w strefie przebywania ludzi. Zysków, które występują w obiekcie ale nie w strefie przebywania ludzi, nie brano pod uwagę w systemie wyporowym (ale w mieszającym tak).

Na bazie obliczeniowych jawnych zysków ciepła wyznaczamy strumień powietrza nawiewanego. W zależności od sposobu nawiewu otrzymujemy różne wartości strumienia, który ma bezpośredni wpływ na dobór elementów centrali.

Rzeczą niezbędną jest obliczenie strumienia powietrza świeżego, który zależy tylko od ilości osób i typu pomieszczenia. Założono Vśw,os=30[m^3/h] [1,2] (liczba osób z=240os) i obliczono strumień Vśw=7200[m^3/h]. Drugą metodą obliczenia powietrza świeżego jest odniesienie się do stężeń zanieczyszczeń (CO_2) w obiekcie. Przy założeniu, że człowiek generuje 20[dm^3CO_2/h] oraz stężenie CO_2=400[ppm] w powietrzu nawiewanym a dopuszczalne stężenie nie może przekroczyć 1000[ppm] otrzymujemy $V_{św}$=8000[m3/h]. Strumień świeżego powietrza służy do oszacowania, czy system recyrkulacji jest potrzebny (warunek $V_N/V_{św}>1,2$) [6].

2.1. Strumień powietrza w systemie indukcyjnym.

Przy obliczaniu strumienia powietrza dla tego systemu (typ góra-dół) przyjęto nawiew za pomocą nawiewników rozmieszczonych na całej powierzchni sufitu oraz wywiew za pomocą krat stalowych wywiewnych zlokalizowanych w podłodze w pobliżu katedry.

2.2. Strumień powietrza w systemie wyporowym.

Przy obliczaniu strumienia powietrza dla tego systemu (typ dół-góra) przyjęto nawiew za pomocą nawiewników wyporowych umieszczonych w przestrzeni podschodowej i w okolicach katedry oraz wywiew za pomocą kratek stalowych zlokalizowanych w suficie [9].

Tabela 1. Strumień powietrza nawiewanego. Stosunek strumienia nawiewanego i świeżego. (Supply air stream. Flux ratio of supply and fresh.)

Parametr	Indukcyjny	Wyporowy
Δt=tp-tn [K]	8	4,4
Vn [m3/h]	14858	15777
Vn,wyp/Vn,ind	1,1	
Vśw [m3/h]	8000	
Vn/Vśw	1,9	1,0
Vr [m3/h]	6858	0,0
Vr/Vn	0,46	0,0

Źródło: opracowanie własne. (Source: own.)

Tabela 1. obrazuje różnice pomiędzy temperaturami nawiewu a średnią temperaturą powietrza w strefie przebywania ludzi (w przypadku nawiewu wyporowego jest to temperatura w górnej strefie przebywania ludzi: 25,4-21,0=4,4[K]). Ma to bezpośredni wpływ na wielkość strumienia powietrza nawiewanego (wyporowy nieznacznie większy 1,1-krotnie od indukcyjnego). Widać również, że konieczny jest system recyrkulacji powietrza w przypadku systemu mieszającego. Dla wentylacji wyporowej nie przewidziano recyrkulacji (jak również rekuperatora) z prostej przyczyny: Temperatura powietrza opuszczającego pomieszczenie wynosi 33,8[°C] a maksymalna temperatura zewnętrzna 30,0[°C], stąd rekuperator zamiast odzyskiwać chłód zwyczajnie ogrzewał by powietrze, przez co wydajność chłodnicy musiałaby być większa.

3. Analiza techniczna.

Przedmiotem analizy jest rozkład stężeń zanieczyszczeń CO_2 oraz rozkład temperatur w sali. Zwrócono też uwagę na typ dobranych urządzeń technicznych (centrale, elementy nawiewne i wywiewne). Założono, że system wentylacji będzie działać tylko w okresie letnim (kwiecień-wrzesień). Brak nagrzewnicy pierwotnej oraz nawilżacza. W skład jednostki wchodzą: regenerator obrotowy ($\eta_R = 75[\%]$) i komora mieszania (tylko dla systemu indukcyjnego), chłodnica, nagrzewnica wtórna elektryczna, filtry, tłumiki, wentylatory, przepustnice, automatyka.

3.1. Wentylacja indukcyjna.

Dla systemu wentylacji strumieniowej temperatura powietrza w sali rozkłada się równomiernie w całym pomieszczeniu (przyjęto: t_p=24[°C]) [6]. Temperatura t_{os}=36,6[°C] to temperatura ciała człowieka. Temperatura nawiewu wynosi t_N=16[°C].

System indukcyjny gwarantuje stabilny rozdział powietrza, ciągłe uśrednianie temperatur oraz stężeń zanieczyszczeń dzięki mieszaniu oraz niewrażliwość na miejscowe zakłócenia np. otwarcie okien, zmiana charakteru zysków ciepła [8].

3.2. Wentylacja wyporowa.

Dla systemu wentylacji z nisko-burzliwym przepływem powietrza tworzy się w pomieszczeniu gradient temperatur (najmniejsza temperatura przy posadzce: efekt „zimnego jeziora", najwyższa pod sufitem). Zjawisko to nazywamy stratyfikacją. Przyjęto temperaturę nawiewu t_N=21[°C], gradient temperatury wynoszący 2[°C/m] [5]. Tego typu wentylacja wykorzystuje naturalne strumienie konwekcyjne wytwarzane przez ludzi, urządzenia i oświetlenie. Napotykając na te elementy, chłodniejsze powietrze ogrzewa się i jest wypierane zgodnie z konwekcją naturalną w kierunku kratek wywiewnych. Ruch powietrza jest podobny do ruchu laminarnego w strefie przebywania ludzi.

Bezpośredni nawiew powietrza pod siedzeniami powoduje wypieranie wysokich stężeń CO2 od ludzi i utrzymanie w strefie poziomu tego gazu na poziomie bliskim 400[ppm].

4. Analiza ekonomiczna.

Nagrzewnica wtórna, wentylatory, pompa obiegu chłodnicy generują koszty eksploatacyjne (pobierają prąd). W celu wyznaczenia kosztów przyjęto następujące założenia: sprawność wentylatorów $\eta_W = 60[\%]$ oraz pompy obiegu chłodnicy $\eta_{P,CHŁ} = 80[\%]$; opory przepływu powietrza przez centralę (czerpnia 20[Pa], filtry 2x150[Pa], tłumiki 2x40[Pa], regenerator 2x150 [Pa], chłodnica 100[Pa], nagrzewnica 80[Pa], wyrzutnia 20[Pa] [8]) $\Delta p_C = 900[Pa]$; opory przepływu wody w obiegu chłodnicy $\Delta p_{O,CHŁ} = 500[kPa]$; czas trwania eksploatacji systemu $\tau = 2562[h]$ (kwiecień-wrzesień, 14[h/doba]); średnie zapotrzebowanie wydajności chłodniczej w obiekcie równe 60[%] zapotrzebowania maksymalnej (bazując na temperaturach średnich dla okresu eksploatacji oraz temperaturze zewnętrznej założeniowej [7]); koszt energii $K_{kWh} = 0{,}50\left[\frac{zł}{kWh}\right]$.

4.1. Koszty eksploatacyjne systemu indukcyjnego.

W celu wyznaczenia kosztów przyjęto ww. założenia i następujące: anemostaty 15[Pa], kratki wywiewne 15[Pa]; najbardziej niekorzystna droga przepływu powietrza (nawiew + wywiew, razem z elementami powyższymi): $\Delta p_{P,ind} = 600[Pa]$.

Moc wentylatorów wyznaczono w sposób następujący:

$$P_W = \frac{\mathrm{V_{N,ind}} \cdot \left(\Delta p_C + \Delta p_{P,ind}\right)}{\eta_W} = \frac{\frac{14858}{3600} \cdot (900 + 600)}{0{,}60} = 10{,}3[kW]$$

Moc nagrzewnicy wtórnej:

$$P_{NW} = \dot{m}_N \cdot (h_N - h_C) = \left(\frac{14858}{3600} \cdot 1{,}2\right) \cdot (37{,}5 - 34{,}0) = 17{,}3[\mathrm{kW}]$$

Moc pompy w obiegu chłodnicy:

$$P_P = \frac{\mathrm{V_{W,ind}} \cdot \Delta p_{O,CHŁ}}{\eta_{P,CHŁ}} = \frac{6{,}06 \cdot 10^{-3} \cdot 500000}{0{,}80} = 3{,}8[kW] \qquad \text{gdzie:}$$

$$\mathrm{V_{W,ind}} = \frac{Q_{CHŁ}}{\rho_w \cdot c_{p,w} \cdot \Delta t_w} = \frac{101{,}5}{1000 \cdot 4{,}187 \cdot 4} = 6{,}06 \cdot 10^{-3}\left[\frac{m^3}{s}\right]$$

$$Q_{CHŁ} = \dot{m}_N \cdot (h_M - h_C) = \left(\frac{14858}{3600} \cdot 1{,}2\right) \cdot (54{,}5 - 34{,}0) = 101{,}5[\mathrm{kW}]$$

Suma mocy urządzeń pobierających prąd:

$$P_{el,ind} = P_W + P_{NW} + P_P = 10{,}3 + 17{,}3 + 3{,}8 = 31{,}4[kW]$$

Moc równa 60[%] mocy maksymalnej:

$$P_{el,ind,60\%} = 0{,}60 \cdot 31{,}4 = 18{,}9[kW]$$

Ilość zużytej energii w czasie eksploatacji systemu:

$$E_{ind} = \tau \cdot P_{el,ind,60\%} = 2562 \cdot 18{,}9 = 48332[kWh]$$

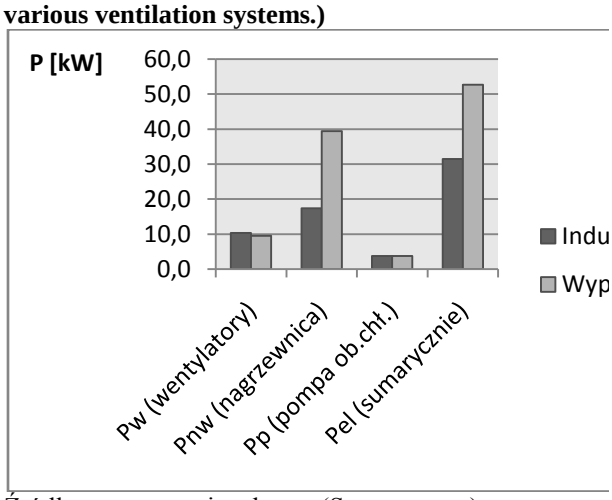
Sezonowy koszt energii:

$$K_{ind} = K_{kWh} \cdot E_{ind} = 0{,}50 \cdot 48332 = 24166[zł]$$

4.2. Koszty eksploatacyjne systemu wyporowego.

W celu wyznaczenia kosztów przyjęto założenia (rozdział 4) i następujące: nawiewniki wyporowe 10[Pa], kratki wywiewne 15[Pa]; najbardziej niekorzystna droga przepływu powietrza (nawiew + wywiew, razem z elementami powyższymi):
$\Delta p_{P,ind} = 400[Pa]$. Obliczenia tj. dla systemu mieszającego.

Rysunek4. Zestawienie mocy urządzeń dla poszczególnych systemów wentylacji. (Summary of power system equipment installation for the various ventilation systems.)



Źródło: opracowanie własne. (Source: own.)

Tabela 2. Porównanie kosztów eksploatacyjnych systemu indukcyjnego z wyporowym. (Comparison of the induction system operating costs of the system displacement.)

	Indukcyjny	Wyporowy
$P_{el}\ [kW]$	31,4	52,7
$P_{el,60\%}\ [kW]$	18,9	31,6
$E\ \left[\frac{zł}{kWh}\right]$	48332	81017
$K\ [zł]$	24166	40509

Źródło: opracowanie własne. (Source: own.)

5. Podsumowanie.

Z uwagi na rozkład stężeń CO_2 korzystniejszym sposobem organizacji powietrza jest nawiew wyporowy, ponieważ możliwe jest utrzymanie stężenia CO_2 na niskim poziomie – nieco ponad 400[ppm] w strefie przebywania ludzi. Niestety przy nawiewie powietrza na stopy osób siedzących w sali konferencyjnej i wywiewanie go górą z przestrzeni podsufitowej powoduje, że gazy powstałe na skutek parowania potu (szczególnie z męskich stóp w okresie letnim) oraz ewentualnie wydalane gazy fizjologiczne unoszone są ku nosom audytorium. W takiej sytuacji ten rozdział powietrza nie należy do higienicznego. System indukcyjny utrzymuje stężenia CO_2 oraz temperaturę na podobnym poziomie w całej objętości pomieszczenia. Pod względem ekonomicznym system wyporowy jest 1,7-krotnie droższy w eksploatacji aniżeli indukcyjny (wg przyjętych założeń). Ma na to wpływ przede wszystkim moc nagrzewnicy większa 2,3-krotnie (spowodowana 2,3-krotnie większą różnicą entalpii właściwej i 10[%] większym strumieniem powietrza nawiewanego). Moc wentylatorów w obu systemach jest zbliżona (wentylatory w wentylacji indukcyjnej pobierają 10% więcej prądu). Moc pompy obiegu chłodnicy jest praktycznie taka sama w obu sposobach organizacji powietrza (niewielka różnica w strumieniu przepływu wody chłodzącej nie wpływa na moc pomp). Dla obiektu rozważań stosując system CAV, wentylacja indukcyjna jest korzystniejsza pod względem higienicznym i finansowym.

6. Literatura

1. Maczek K., Schnotale J., Skrzyniowska D., Sikorska-Bączek R., *„Uzdatnianie powietrza w inżynierii środowiska dla celów wentylacji i klimatyzacji. Podr. AK.*, PK, Kraków 2010
2. Maludziński B., *Centrale wentylacyjne rekuperacyjne – odzysk energii cieplnej* , „Chłodnictwo & Klimatyzacja”, 2006, nr 10

3. Rosiński M., *Ocena techniczna i ekon. wybranych układów do odzyskiwania ciepła z powietrza wentylacyjnego*, „Ciepłownictwo, Ogrzewnictwo, Wentylacja", 2006, nr 7-8
4. Norma PN-EN 13779
5. Materiały firmy GRYFIT, *Podręcznik dyfuzji wyporowej*
6. Wojtas K., materiały z wykładów
7. Wojewódzki Inspektorat Ochrony Środowiska w Krakowie, temperatury powietrza zewnętrznego, Kraków NH, 2009-2011, kwiecień-wrzesień
8. Sowa J., *Wentylacja mieszająca*, www.wentylacja.org.pl/print-0-42.html
9. Sowa J., *Wentylacja wyporowa*, www.wentylacja.org.pl/print-0-43.html

Karolis Januševičius[1], Eglė Jaraminienė[2], Violeta Misevičiutė[3]
[1] Student of master studies, [2] associate professor [3]associate professor
Vilnius Gediminas Technical University

HEATING LOAD DETERMINATION FOR PASSIVE BUILDINGS IN LITHUANIAN CLIMATE CONDITIONS

Keywords: *EnergyPlus, evaluation of heating load, heating load, passive house, Passive house planning*

Abstract. An oversized heating system downgrades energy efficiency of the system and causes higher energy consumption. This paper presents a research where heating loads of passive building were calculated using different methods and compared to each other. The heating loads of the same passive building were calculated using three different methods: according to the Lithuanian heating design regulations, Passive house planning package and dynamic simulation program EnergyPlus. Assuming that EnergyPlus simulation is more accurate than steady – state methods underlying the two other methods, the results of the analysis show that the Lithuanian heating design regulations leads to the oversizing of the heating system for passive buildings.

1. Introduction

When passive houses were started to build in Lithuanian, the evaluation of heating system loads for this type of building became a dilemma. The existing regulations give the design values that are higher than required during the operation of the systems. An oversized heating system downgrades a seasonal efficiency of heating source and causes higher energy consumption. A control of incorrectly sized system to match microclimate requirements becomes more complicated than in the case of correctly sized heating system, for example, due to the limitations of heating devices and thermostatic valves [Djunaedy 2010].

An oversized system has higher energy consumption because in heating season it operates far from optimal working point in in low capacities [Martinaitis 2001].

The aim of this research was to analyze a range of heating system capacity for a passive building as assessed by different methods. The variations in calculation results appear due to different interpretations of factors influencing design heating load size.

By valid calculation regulation [STR 2.09.04:2008] safety margins are included in designed heating capacity value. Margins could reach to 24% for typical building. This value was got comparing valid calculation results to EnergyPlus simulation results. Difference comes from transient process in building envelope, heat accumulation – these factors are not included in valid calculation regulated in European and Lithuanian documents. Results from dynamic simulation are much closer to real conditions [Judkoff 2011].

This research is based on fact that oversized heating system in passive and low energy buildings influences decrease of overall system efficiency. The aim of this research is to check heating capacity, determined by Passive house planning package (*PHPP*) tool, suitability for Lithuanian climate conditions.

2. Determination of heating capacity

In reference to technical regulation [STR 2.09.04:2008] heating capacity and consumption calculation methodologies are referred to specific heat losses which are constant in steady-state calculation. Heat capacity due to this calculation method has linear dependence to outside air temperature. Specific heat losses multiplied by temperature difference are equal to needed capacity for current temperature.

This methodology is not exactly correct for passive [Feist 2007] and low energy buildings – rising tendency of heating capacity caused of temperature difference changes is distorted by air tightness and minimized environment impacts.

In reference to technical requirement instructions obtained system capacity is higher compared to dynamic simulation (transient) simulation results. Due to higher thermal constant time for this type of buildings, a solar and internal heat gain has higher influence to heating balance than in regular buildings.

Nominal heating load calculation in *PHPP* includes internal and solar heat gains, choosing minimal and the most expected value in the worst case.

Heating equipment cannot be chosen exactly the same size as calculated because of sizing steps. Installed heating capacity is increased by choosing higher power equipment. The load should be calculated avoiding higher than +25% reserve [Djunaedy 2010]. Safety margin should not be determined in the first step of capacity calculation due to an accumulation of reserves in further system sizing and equipment choosing steps.

3. Research methodology

A passive building model was simulated with the EnergyPlus program. This program makes accurate prediction of real processes in building envelope and inner volume. Results from program were compared to technical regulation of building heat capacity calculation and *PHPP* results. Climate data used in calculations were equalized to EnergyPlus weather files of Kaunas city – as the best Lithuania climate conditions representation.

PHPP tool was chosen as the most compatible for low energy building and passive house calculations. This software is created and distributed by Passive house institute (germ. *Passivhaus institut*). *PHPP* is made especially for calculation of heating and cooling loads and validation process of certified passive houses.

Major calculations performed in *PHPP* matches EN ISO standards [Feist 2007]. Specific factors as the internal and solar heat gains are calculated differently than in standard calculations. These modifications were made to fit passive house differences compared to regular buildings. The calculation of heating load includes minimized value of internal gains. Also the corrections of heating design temperature were made considering higher thermal constant of this building type [Feist 2007].

The requirements are the same for all type of buildings in STR 2.09.04:2008 and recommended values of internal heat gains are higher than used in *PHPP 2007*. An infiltration value is chosen generally in Lithuanian regulations, which are currently in force. There is no possibility to plan air tight building and take into account blowing door test results (typically at 50 Pa difference).

Design conditions used in calculations are equalized for all cases. The meteorological data used for calculation and simulation are from EnergyPlus database. The design conditions are given in table 1:

Table 1. Heating design conditions

There are mismatches between values of heating loads calculated by different methodologies.

The part of mismatch consists of different safety margins. Reserve used in STR is not specified. *PHPP* has 15% safety margin [Schneiders 2006].

4. Building model

The building model we have simulated has typical passive solar architecture. The building is compact, the facade with the most glazed area is oriented to the south, and the north facade has a minimal window area. These design strategies help to use solar heat gains and minimize heat losses due to optimal gain/loss factor of the whole envelope glazed areas. The facades of the modeled building are shown in 1 and 2 figure.

Fig 1. South and East facades of building model

Fig 2. North and West facades of building model

The properties of model envelope (shown in table 2) are chosen to match criteria of a certified passive house. The verification was made by *PHPP* tool.

Table 2. Envelope specifications

The design flow of the ventilation system is 150 m^3/h. This supplied air creates 0.34 air change rate per hour in whole building volume. As passive house requirement directs – heat recovery efficiency for ventilation unit are set to 87%.

The building is airtight and has infiltration value equal to 0.6 air changes per hour when pressure difference is 50 Pa.

Simulation with EnergyPlus

The simulation program *EnergyPlus* performs dynamic simulation of ¼ hour time step. Its simulation engine interprets processes as transient. This method, unlike the steady – state calculations, estimates influence of thermal mass, optical properties of glazing, accumulation of heat gains, wind and moisture impact to building. The simulation results are given in figure 3.

Fig. 3. Heating load dependency on ambient temperature by EnergyPlus calculations

The results show that heating load requirement calculated as transient process do not have linear dependence on outdoor temperature. Heating loads are reduced due to solar internal heat gains, thermal mass and accumulation of heat gains.

A building with higher thermal constant (calculated according to EN ISO 13790) has longer cool down time. The nominal heating load is not reached in short term cold period due to transient process in building envelope. This value is less than calculated in steady – state process.

The results of the dynamic simulation significantly depend on meteorological data – assessed weather condition retrospective [Bzowska 2001].

Meteorological data used in *EnergyPlus* simulation have short cold period which includes design temperatures. Depending on building thermal constant, duration of cold period temperature variation diferently influences change of building heating load.

5. Results of the calculation

The design heating load of passive house heating system should compensate heat losses and ensure design indoor temperature. However the different methods give different values of the design load for the modeled passive building. The different heating loads calculated for the same building at the same meteorological conditions and with additional corrections as described above are shown in figure 5. The abbreviations used in the figure 4 correspond to the values of the heating loads calculated by different methodologies as listed below:

STR1 – load assessed according to national calculation requirements;

STR2 – the same as STR1 with internal heat gains included;

STR3 – the same as STR1 with corrected infiltration calculation by EN ISO 13790;

PHPP W1 – heating load determined by W1 weather conditions;

PHPP W2 – heating load determined by W2 weather conditions;
EP1 – heating load calculated with *EnergyPlus*;
EP2 – heating load calculated with *EnergyPlus*, internal heat gains excluded.

Fig 4. Comparison of the evaluated heating loads

The difference between *PHPP* W1 and EP1 variants are about 14%. It is known, that *PHPP* has about 15% safety margin. This margin is formed by considerations of meteorological data used for calculation rounding and infiltration used with factor 2.5.

The calculated values show that *PHPP* results (with excluded safety margins) are close to *EnergyPlus* simulation results.

STR1 value is slightly high because of not taking into account low energy and passive building specific properties. An assumption could be made that this calculated value is incorrect and not suitable to use.

The distribution and variations of the heating load due to outdoor temperature are shown in 6 figure:

Fig 5. Calculated heating loads dependency on outdoor air temperature

Heating load calculated according to STR 2.09.04:2008 is higher than values from *PHPP* and *EnergyPlus* (mismatch shown in figure 6).

This mismatch rises up in relation of temperature drop. In passive and low energy building variation of design heating load should be interpret as polynomial curve (EP1 and EP2 curves in figure 5). Heating load value on design temperature calculated with PHPP tool is 51% less than STR methodology value. The Parts of value differences are shown in figure 6

Fig 6. Parts of difference between STR and *PHPP* calculated values

The abbreviations in the above graph have the following meanings:

IHG – internal heat gains;
ENC – corrections due to envelope fragment orientation and location;
INF – difference caused to infiltration calculation differences;
SHG – included solar gains;
DTC – correction of design temperature.

The highest difference appears from the infiltration calculation. *PHPP* uses EN ISO 13790 standard calculation. To estimate extreme climate conditions infiltration value is multiplied by 2.5. This correction makes possibility to assess higher wind velocity which influences higher infiltration rate and intensity.

Changing infiltration calculation used in STR 2.09.04:2008 with *PHPP* method (according to EN ISO 13790) load part caused of recalculated air change rate will be reduced about 33%. After this correction, difference between methods significantly decreases. Parts of differences between calculated values after infiltration air change rate correction shown in figure 7.

Fig 7. Parts of difference between STR and PHPP calculated values after corrected infiltration air change rate according to EN ISO 13790

6. Conclusions

1. If to assume that *EnergyPlus* simulation results are more accurate than steady – state calculations underlying the Lithuanian regulations for heating capacity evaluation, the results of the comparison show that method in force gives too high safety margin of heating load for passive and low energy buildings. In that case, using valid calculation methodology by STR is an inappropriate way to calculate heating load for this type buildings.

2. Heating load calculated with Passive house planning package (*PHPP*) is appropriate to use. The value is smaller than STR (which has tendency to oversize heating equipment) and higher than *EnergyPlus* value (with constant internal heat gains included).

3. *EnergyPlus* simulation results are sensitive to meteorological data used for calculation. A heating capacity is influenced by duration of cold period in which design temperature appears. The alternative way would be to use weather data of the real heating season.

Using *EnergyPlus* calculated value without safety coefficients is risky. Also there is another risk, that heating system will have not enough capacity to ensure design indoor temperature because of the extreme meteorological conditions that were not included in weather data.

4. Energy modeling in Lithuania conditions is complicated. There is a lack of weather data compactible with simulation programs and detailed data for hourly simulations are not freely available.

5. The limitation of this calculation is in short cold period in which design load temperature appears. Building thermal constant influences variation of heating load: it does not rise in these conditions as it could rise in a longer cold period. That illustrates fact that it is not recommended to determine heating load by one climate data set. I would be better to use multiple weather data sets for final decision including cold design winter data set for determination of heating system capacity.

7. Future work

Real heating season temperatures from weather data shows that temperature -19,3 C can appear for longer than 3 hours period. Simulation with various weather data will help to asses suitability of PHPP determined heating capacity for local conditions. These results will be useful for local regulation adaptation to “PassivHaus” standart.

Reference

1. Bzowska, D. 2001. Thermal behavior of heated building under random weather conditions in Warsaw. Building and environment. Volume 37. 2002.
2. Djunaedy, E. et al. 2010. *Oversizing of HVAC system: signatures and penalties.* Energy and Buildings. Volume 43. Issues 2-3. 2011.
3. EN ISO 13790, Thermal performance of buildings − Calculation of energy use for space heating (ISO 13790:2007). Brussels. 2007.
4. EnergyPlus *documentation* [interactive] .2011. [viewed 2012-01 on internet: <http://apps1.eere.energy.gov-/buildings/energyplus/energyplus_documentation.cfm>
5. Feist, W. et al. 2007. Passive house planning package 2007: Requirements for Quality – Approved Passive House. Passive house Institute. Darmstadt. Germany.
6. Judkoff, R. et.al. 2011 The building energy simulation test for existing homes (Bestest-ex) methodology - Proceedings of Building Simulation 2011.
7. Martinaitis, V. 2001. *Pastato gyvavimo ciklo termodinaminės analizės modelis*. Monografija. Vilnius Technika.
8. STR 2.09.04:2008 *Pastato šildymo sistemos galia. Energijos sąnaudos šildymui*. Vilnius, 2008.
9. Schneiders, J. et. al. 2006. Climate data for determination of passive house heat loads in northwest Europe. Passive house Institute. Darmstadt. Germany.

inż. Paweł Łopieński
Studenckie Koło "Ciepłownik"
Politechnika Białostocka

Przegląd dostępnych technologii i materiałów stosowanych w wykonawstwie instalacji centralnego ogrzewania. Wady i zalety.

Słowa kluczowe: *instalacje centralnego ogrzewania, grzejniki, przewody, ogrzewanie podłogowe*
Keywords: *central heating systems, heaters, wires, underfloor heating*

Streszczenie: W publikacji uwagę poświęcono głównie instalacjom centralnego ogrzewania. Scharakteryzowane w niej zostały podstawowe rodzaje tych układów, występujące w technice instalacyjnej. Zaprezentowano poszczególne rozwiązania konstrukcyjne stosowane w wykonawstwie instalacji c.o. oraz wady i zalety wynikające z zastosowania poszczególnych systemów. Pokrótce omówiono zasadę działania każdego z nich. W kolejnej części przedstawiono klasyfikację oraz dokonano przeglądu dostępnych na rynku instalacyjnym grzejników wraz z uwzględnieniem ich wad i zalet. Oddzielnie zaprezentowano całkiem nowe rozwiązanie, jakim jest ogrzewanie podłogowe. Uwagę poświęcono również przewodom, z których wykonuje się instalacje centralnego ogrzewania. Podzielono je pod względem materiałów, z których są wykonane. W skrócie omówiono również techniki łączeniowe rur.
Summary: *In the publication the attention was devoted mainly to central heating systems. Basic types of these systems, appearing in the installation technique, were characterized. Individual structural solution applied in the construction of a central heating systems, advantages and disadvantages, resulting from applying individual systems, were introduced. A rule of operation each of them was discussed briefly. In the next section the division and the review of available on the installation market heaters were presented with taking their advantages and disadvantages into account. A completely new solution, which is an underfloor heating, was presented individually. The attention was also devoted to wires, from which central heating systems are being made. They were divided in terms of materials, from which they are made. In short techniques of join the pipes were also discussed.*

1. Wprowadzenie

Obecny tryb życia wymusza, iż znaczną część czasu spędzamy w pomieszczeniach, w których klimat wytworzony jest sztucznie, zatem ważne staje się dla nas pojęcie komfortu cieplnego. Jest on pojęciem indywidualnym dla każdego człowieka, ponieważ każdy z nas może go odczuwać w inny sposób. Zależy on również od wielu czynników składowych. Tu właśnie ujawnia się jedno z zadań inżyniera sanitarnego, polegające na zapewnieniu odpowiednich warunków cieplnych w pomieszczeniach. W tym celu projektuje się i wykonuje w budynkach źródła ciepła wraz z instalacjami centralnego ogrzewania.

2. Instalacje centralnego ogrzewania

Instalacja c.o. jest to zespół urządzeń służących do przekazania ciepła z jego źródła do pomieszczeń ogrzewanych przy pomocy czynnika grzewczego. Najczęściej stosowanym rodzajem instalacji centralnego ogrzewania w Polsce są systemy wodne, które stanowią ponad 95% wszystkich instalacji wykonywanych w kraju [3]. Jak sama nazwa wskazuje czynnikiem odpowiedzialnym za przekazywanie energii jest woda. Z szeregu zalet wynikających z wykorzystania tego rozwiązania należy podkreślić przede wszystkim fakt, iż instalacje tego rodzaju są proste w obsłudze oraz zapewniają duże bezpieczeństwo eksploatacji. Systemy wodne mają stosunkowo długi okres żywotności. Przechodząc do wad w pierwszej kolejności należy wspomnieć o ryzyku zamarzania czynnika w przypadku spadku jego temperatury poniżej 0ºC. Kolejnym problemem jest duża bezwładność instalacji na zmianę temperatury czynnika zasilającego. Może to powodować przegrzanie pomieszczeń [4].

2.1. Instalacje grawitacyjne

Główna zasada działania, tego typu instalacji, polega na wykorzystaniu ciśnienia grawitacyjnego do krążenia czynnika w układzie. Jest to możliwe dzięki różnicy gęstości wody wypełniającej przewody zasilające i powrotne. Zaletą tych układów jest duża niezawodność działania, ponieważ nie są one zależne od energii elektrycznej. Posiadają również dużą pojemność cieplną, dzięki której po przerwaniu podgrzewania czynnika, ciepło zawarte w przewodach jest jeszcze przez długi czas przekazywane do pomieszczeń. Przechodząc do wad ogrzewań grawitacyjnych należy wspomnieć o ich ograniczonym zasięgu. Do wad trzeba zaliczyć także duże średnice przewodów, które powodują wysoką bezwładność cieplną [3].

2.2. Instalacje pompowe

Instalacje grawitacyjne są obecnie wypierane z rynku na rzecz systemów pompowych. Użytkowane są zarówno w budynkach przemysłowych, jak i w budownictwie mieszkaniowym bądź użyteczności publicznej. W tego rodzaju instalacjach krążenie czynnika grzewczego oprócz ciśnienia grawitacyjnego zapewnia również pompa obiegowa. W systemie istnieje możliwość sytuowania grzejników poniżej źródła ciepła, a maksymalna rozpiętość może wynosić aż 50 m. Dzięki ciśnieniu wytwarzanemu przez pompę możliwe jest stosowanie o wiele mniejszych średnic, co zmniejsza również bezwładność cieplną instalacji. Układy tego typu posiadają również pewne wady. Zastosowanie pompy może stanowić źródło hałasu. Konieczna jest okresowa konserwacja i dozór nad jej pracą. Spada niezawodność instalacji z powodu uzależnienia od energii elektrycznej [6].

2.3. Instalacje jednorurowe

Ich zasada pracy opiera się na założeniu, iż pewne odcinki przewodów w układzie spełniają zarówno funkcję przewodu zasilającego, jak i powrotnego. Systemy jednorurowe dzieli się ze względu na usytuowanie grupy grzejników na układy poziome i pionowe [7]. Do zalet tych układów należy przypisać wielką łatwość montażu. Nie wymaga ona dużej ilości przebić w stropach, zużycie materiału jest znacznie mniejsze niż dla instalacji dwururowych. Układy tego typu charakteryzują się prostotą w przypadku modernizacji. Znaczącą wadą ogrzewań jednorurowych jest fakt, iż kolejne grzejniki muszą mieć coraz większe powierzchnie, by dostarczać tą sama ilość ciepła do pomieszczeń. Grzejniki połączone szeregowo oddziałują wzajemnie na siebie. Może to powodować problem w przypadku potrzeby czasowego odłączenia jednego z nich. Pomimo tych wad systemy jednorurowe są coraz częściej stosowane w technice instalacyjnej [1].

2.4. Dwururowe systemy rozprowadzenia instalacji c.o.

Pomimo coraz popularniejszych w technice instalacyjnej rozwiązań jednorurowych, większość instalacji centralnego ogrzewania wykonuje się w układach dwururowych. Jak sama nazwa wskazuje, główną myślą przewodnią tego typu ogrzewań jest rozdział w prowadzeniu czynnika. Ze względu na trasowanie przewodów instalacje można podzielić na systemy pionowe i poziome. W artykule przedstawiono jedynie systemy poziome, ponieważ dominują one obecnie na rynku instalacyjnym wypierając stosowanie układów pionowych. Można wśród nich wyróżnić trzy układy: rozdzielaczowe, pętlowe oraz trójnikowe inaczej zwane systemem mieszanym.

Dwururowe układy rozdzielaczowe stosuje się głównie w budynkach jednorodzinnych. Czynnik grzejny od pionu głównego kierowany jest do rozdzielacza mieszkaniowego, do którego każdy z grzejników znajdujących się w instalacji, podłączony jest osobno. Rozwiązanie prowadzenia przewodów w następujący sposób pozwala, w przypadku awarii

jednego z grzejników na odłączenie go z układu, nie wstrzymując pracy pozostałych. System rozdzielaczowy jest również łatwy w regulacji. Niestety, jest on także drogi w wykonaniu. W budynku należy również przewidzieć miejsce na szafkę podtynkową lub natynkową, w której umieszczane są rozdzielacze [6].

W układach pętlowych przewody zasilające i powrotne prowadzone są wzdłuż ścian zewnętrznych budynku. Zaletą systemu jest mała materiałochłonność oraz brak konieczności stosowania rozdzielaczy. W przypadku awarii znamy również, w przybliżeniu lokalizację trójników rozprowadzających czynnik do poszczególnych grzejników, w przeciwieństwie do układu mieszanego. Ogrzewania tego typu wymagają stosowania połączeń z pierścieniem nasuwanym, bądź połączeń zaprasowywanych [6,7].

W przypadku trójnikowego systemu rozprowadzenia przewodów, prowadzi się je w posadzce przy zastosowaniu sieci rozgałęźnej. Trasa przewodu powinna być najkrótszą drogą do grzejnika. Połączenia należy wykonywać przy użyciu pierścieni nasuwanych, bądź zaprasowywanych. W przypadku awarii istnieje problem z lokalizacją trójników rozgałęźnych. System jest stosunkowo tani w wykonaniu. Obecnie jest powszechnie stosowany w budownictwie wielorodzinnym [6,7].

3. Grzejniki

Końcowym elementem instalacji centralnego ogrzewania są grzejniki umieszczane w pomieszczeniach. Decydując się na ich konkretny rodzaj należy wziąć pod uwagę szereg czynników ekonomicznych, użytkowych i higienicznych. Grzejniki można dzielić ze względu na sposób przekazywania przez nie ciepła: konwekcyjne i promieniujące. Do tych pierwszych należą: grzejniki członowe, grzejniki płytowe, grzejniki rurowe z rur ożebrowanych i gładkich, konwektory [2].

3.1. Grzejniki konwekcyjne

Dawniej najpopularniejszym rozwiązaniem dotyczącym grzejników w instalacji centralnego ogrzewania były grzejniki członowe. Zbudowane są z identycznych członów, które po połączeniu ze sobą tworzą wymagane powierzchnie grzejne. Dość łatwy montaż i demontaż członów jest znacznym plusem w przypadku awarii, bądź potrzeby zmiany wydajności cieplnej grzejnika. Charakteryzuje je duża odporność na korozję. Istotną ich wadą jest duża pojemność wodna, która przekłada się na ich znaczną bezwładność cieplną. Grzejniki członowe stalowe nie różnią się zasadniczo budową od żeliwnych. Jednakże są średnio o około 50% lżejsze w porównaniu z grzejnikami z ogniw żeliwnych. Natomiast ich odporność na korozję i wytrzymałość jest znacznie słabsza. Grzejniki członowe aluminiowe cechuje estetyczny kształt, niewielka ciężkość oraz mała pojemność wodna [4].

Kolejnym typem grzejników konwekcyjnych są grzejniki płytowe. Na rynku obecnie dostępne są modele jedno-, dwu- oraz trzypłytowe. Zastosowanie większej ilości płyt pozwala na zmniejszenie wymiaru podłużnego grzejnika, przy jednoczesnym zachowaniu jego mocy cieplnej. Korzyści, z zastosowania tych grzejników w instalacji to między innymi wysoka ich wydajność przy niskim ciężarze własnym oraz mała bezwładność cieplna. Łatwo utrzymuje się je w czystości, a przede wszystkim charakteryzuje je estetyczny wygląd. Do wad należy zaliczyć małą odporność na korozję i uszkodzenia chemiczne [5].

Opisując grzejniki rurowe skupiono się jedynie na grzejnikach drabinkowych, które wypierają obecnie z rynku inne typu grzejników tej grupy. Pełnią one jednocześnie funkcję grzejnika i wieszaka na ręczniki. Konstruowane są z rur o niewielkich średnicach, zabezpieczonych antykorozyjnie. Mają szeroką gamę kształtów. Posiadają gładką

powierzchnię, którą stosunkowo łatwo utrzymuje się w czystości. Nadają się do stosowania w pomieszczenia o małym zapotrzebowaniu na ciepło, przeważnie są to łazienki lub WC [4,5].

3.2.Grzejniki promieniujące – ogrzewanie podłogowe

Z reguły są to przewody grzejne, umieszczane w pobliżu przegród ogrzewanych pomieszczeń lub bezpośrednio w nie wbudowane. Dzielą się na płyty i taśmy promieniujące oraz ogrzewanie płaszczyznowe. W artykule skupiono się jedynie na ogrzewaniu podłogowym, które jest najpopularniejszym rozwiązaniem w zakresie systemów ogrzewań promieniujących płaszczyznowych [4]. Większość ogrzewań podłogowych wykonywanych w nowym budownictwie wykorzystuje wodę do przekazywania energii cieplnej. Ogrzewanie tego typu może być wykonywane w technologii mokrej i suchej. Istotą pierwszej z nich jest fakt, iż przewody zalewane są w warstwie betonu. W technologii suchej rury grzejne wkładane są do specjalnie ukształtowanych blach, układanych na warstwie izolacji termicznej [8]. Wężownice ogrzewań podłogowych można układać na dwa sposoby, jako wężownice meandrowe bądź spiralne. Układy meandrowe charakteryzują się zmiennością temperatury podłogi nad wężownicą, natomiast układy spiralne pozwalają na uzyskanie dość wyrównanej temperatury powierzchni podłogi [5]. Systemy podłogowe projektowane są jako ogrzewania niskotemperaturowe, dzięki czemu możliwa jest oszczędność energii, wynikającą z zastosowania niższej temperatury wody zasalającej. Umożliwia to wykorzystanie wysokosprawnych kotłów niskotemperaturowych oraz niekonwencjonalnych źródeł ciepła. Instalacja c.o. jest całkowicie ukryta w posadzce. Konieczne jest przewidzenie ogrzewania podłogowego już w projekcie budynku. Nie ma możliwości późniejszej zmiany powierzchni grzejnej, a koszty wykonania są wyższe niż w przypadku ogrzewania tradycyjnego [8].

4. Przewody

Przewody w instalacjach centralnego ogrzewania odpowiadają za transport nośnika energii cieplnej z źródła ciepła do odbiorników, którymi są grzejniki. Wykonywane są z trzech rodzajów materiału: stali, miedzi oraz tworzyw sztucznych.

4.1.Przewody stalowe

Przewody stalowe przez długi okres czasu były najchętniej wykorzystywane do budowy instalacji centralnego ogrzewania. Można je dzielić ze względu na wykonanie na rury z szwem lub bez oraz na rury z powłoką ochronną z cynku, czyli przewody ocynkowane, bądź bez, czyli tak zwane rury czarne. Przewody łączone są ze sobą rozłącznie lub nierozłączne. Do pierwszej grupy należą połączenia gwintowane oraz połączenia kołnierzowe, stosowane w instalacjach z większymi średnicami rur. Połączenia nierozłączne wykonywane są przez spawanie, co zwiększa ich wytrzymałość. Podstawową wadą tych rur jest szybkie uleganie zjawisku korozji i stopniowe zarastanie zatrzymywanymi na nich osadami. W nowo wykonywanych instalacjach, w związku z powyższym faktem wykorzystywane są tylko rury ocynkowane łączone poprzez zaciskanie, z użyciem tak zwanych o–ringów, czyli specjalnych uszczelek kauczukowych. Ich zaletą jest stosukowo szybka możliwość montażu [3].

4.2.Przewody miedziane

W ciągu ostatnich lat udział rur miedzianych w instalacjach centralnego ogrzewania znacząco się zwiększył. Zasadniczą różnicą, w stosunku do przewodów stalowych, jest fakt, iż nie ulegają zjawisku korozji oraz osadzania się w nich zanieczyszczeń. Są stosunkowo trwałe, ich żywotność ocenia się nawet do 100 lat. Charakteryzują się niskim ciężarem własnym. Przewody miedziane łączy się ze złączkami miedzianymi poprzez lutowanie [1,2].

4.3. Przewody z tworzyw sztucznych

Przewody z tworzyw sztucznych stosowane są w Polsce od niedawna. Wyróżniamy wśród nich: rury z polietylenu PE, rury z polietylenu sieciowanego PE-X, rury z polipropylenu PP, rury z polibutylenu PB oraz rury wielowarstwowe [5]. Mogą być one łączone za pomocą łączników zaciskowych lub poprzez zgrzewanie. Posiadają szereg zalet, takich jak: odporność na korozję, łatwość układania, gładkość powierzchni oraz dobry wygląd. Są to instalacje trwałe, których żywotność sięga nawet do 50 lat. Nie są jednak wolne od wad. Główne z nich to: złe przewodzenie ciepła, wrażliwość na temperaturę, mała sztywność, niewielka wytrzymałość mechaniczna oraz duży współczynnik rozszerzalności liniowej. Rury te narażone są na dyfuzję tlenu, co w połączeniu z instalacjami stalowymi stanowi groźbę korozji [2].

5. Podsumowanie

Podsumowując, prawidłowy dobór typu instalacji nie jest to ławą decyzja, ponieważ obecnie na rynku instalacyjnym dostępnych jest wiele rozwiązań technologicznych i materiałowych. Oczywiście każda z nich posiada swoje wady i zalety, dlatego też należy dokładnie przeanalizować warunki w jakich ma pracować instalacja i dokonać trafnego wyboru. Mam nadzieję, że mój tekst będzie pomocny przy podejmowaniu tego rodzaju decyzji.

LITERATURA

1. J. Albers, R. Dommel, H. Montaldo – Ventsam, H. Nedo, E. Übelacker, J. Wagner: *Systemy centralnego ogrzewania i wentylacji. Poradnik dla projektantów i instalatorów.* Wydawnictwo Naukowo – Techniczne, Warszawa 2007
2. H. Koczyk, B. Antoniewicz, M. Basińska, A. Górka, R. Makowska – Hess: *Ogrzewnictwo praktyczne. Projektowanie. Montaż. Certyfikacja energetyczna. Eksploatacja.* Systherm D. Gazińska s.j., Poznań 2009
3. K. Krygier, T. Klinke, J. Sewerynik: *Ogrzewnictwo, wentylacja, klimatyzacja: podręcznik dla technikum.* WSiP, Warszawa 1991
4. M. Nantka: *Ogrzewnictwo i ciepłownictwo, tom II.* Wydawnictwo Politechniki Śląskiej, Gliwice 2006
5. K. Pieńkowski, D. Krawczyk, W. Tumel: *Ogrzewnictwo, tom 1.* Wydawnictwo Politechniki Białostockiej, Białystok 1999
6. K. Pieńkowski, D. Krawczyk, W. Tumel: *Ogrzewnictwo, tom 2.* Wydawnictwo Politechniki Białostockiej, Białystok 1999
7. K. Sękowski, J. Juchnicki: *System KAN – therm, poradnik projektanta i wykonawcy.* Wydawnictwo KAN Sp. z.o.o., Warszawa 2005
8. M. Żukowski: *Ogrzewanie podłogowe.* Oficyna Wydawnicza Politechniki Białostockiej, Białystok 2009

inż. Justyna Rycak
Studenckie Koło Naukowe Chemii Środowiska
Uniwersytet Warmińsko-Mazurski w Olsztynie

Pompa ciepła – odnawialne źródło energii dla budownictwa jednorodzinnego

Słowa kluczowe: *pompa ciepła, odnawialne źródła energii, heat pump, renewable energy sources*

Streszczenie: Prezentacja ma na celu ukazanie źródła energii jakim jest geotermia w ujęciu lokalnym. Wykorzystanie zasobów geotermicznych przez najliczniejszą grupę odbiorców ciepła jakimi są osoby mieszkające w domach jednorodzinnych pozwala na uzależnienie ich od dużych dostawców ciepła jakimi są elektrociepłownie. Pompy ciepła są szansą na zrównoważony rozwój w ujęciu lokalnym. Z jednej strony zapewniają one zyski finansowe, ponieważ eksploatacja pomp jest dużo tańsza niż eksploatacja standardowych kotłów opalanych nośnikami pierwotnymi. Z drugiej strony niezwykle ważnym aspektem jest redukcja niskiej emisji, która jest popularnym problemem na osiedlach jednorodzinnych. Jest to aktualnie zagadnienie pozostające bez rozwiązania.

Krajowy Plan Działania w zakresie energii ze źródeł odnawialnych przyjęty przez Radę Ministrów w 2010 roku uznaje energię geotermiczną za jedno z najbardziej perspektywicznych źródeł odnawialnych, szczególnie jej wykorzystanie na cele ciepłownicze.

Abstract: This presentation is intended to show what is the source of geothermal energy in local terms. The use of geothermal resources to the largest audience of heat such as people living in houses allows you to derive it from the major suppliers of heat such as power plants. Heat pumps are an opportunity for sustainable development in local terms. On the one hand, they provide financial benefits, since the operation of pumps is much cheaper than the standard operation of boilers, the primary carriers. On the other hand, a very important aspect is the reduction of low-emission, which is a common problem for single-family neighborhoods. Actually it is problem without a solution.

National Action Plan for energy from renewable sources adopted by the Council of Ministers in 2010 recognizes the geothermal energy as one of the most promising renewable energy sources, particularly its use for heating purposes.

1. Wprowadzenie

Odnawialne źródła energii są obecnie tematem bardzo medialnym. Przyczyną tego są stale malejące zasoby złóż kopalnych, prawne ograniczenia ich wykorzystania, względy ochrony powietrza i zapobieganiu zmian klimatycznych. Zwiększenie nośników odnawialnych w ogólnym zużyciu paliw pozwala na zrównoważony rozwój gospodarczy, który dzięki nim ogranicza emisyjność i materiałochłonność rodzimego przemysłu, a także pozwala zachować naturalną równowagę w przyrodzie redukując produkcję dwutlenku węgla.

O odnawialnych źródłach energii mówi się często w ujęciu globalnym, państwowym. Prezentacja ta ma na celu ukazanie źródła jakim jest geotermia w ujęciu lokalnym. Wszelkie plany dotyczące wykorzystania energii odnawialnych przewidują wykorzystanie geotermii na cele ciepłownicze. Polska jako kraj powinna do 2020 roku zwiększyć udział odnawialnych źródeł w końcowej konsumpcji energii do 20 %. Dlatego aby wypełnić zobowiązania Polski wobec UE związane z ograniczeniem zużycia nośników nieodnawialnych na cele energetyczne, a także ograniczyć emisję dwutlenku węgla do atmosfery należy promować energię pochodzącą ze źródeł odnawialnych.

Problem jakim jest rosnące zapotrzebowanie na energię przy nieustannie malejącym potencjale kopalnych nośników energii został już dawno zauważony przez Unię Europejską. Złoża nieodnawialnych surowców w Europie są na wyczerpaniu. Dostawcy surowców

energetycznych z poza Unii są zbyt niepewnym partnerem aby bazować na nich jako na głównym źródle energii. Dodatkowo UE ma do rozwiązania jeszcze jeden problem a mianowicie – jak wyprodukować takie ilości energii aby pokryć rosnące zapotrzebowanie przemysłu nie przyczyniając się jednocześnie lub redukując globalne ocieplenie klimatu.

1.1. Przyczyny prawne rozpowszechniania odnawialnych źródeł energii

Budowanie niskoemisyjnej gospodarki przy jednoczesnym zapewnieniu jej konkurencyjności nie jest łatwym zadaniem. Unia Europejska w 2009 roku przyjęła zestaw aktów prawnych zwany Pakietem energetyczno-klimatycznym. W jego skład wchodzą dokumenty promujące pozyskiwanie energii ze źródeł odnawialnych, normy emisyjne z samochodów, specyfikacje paliw, działania na rzecz redukcji emisji, wychwytywanie i składowanie dwutlenku węgla, a także postanowienia dotyczące warunków handlu emisjami [4]. Kluczowymi założeniami pakietu jest osiągnięcie następujących celów:

1. Redukcja emisji gazów cieplarnianych o 20 % w stosunku do emisji z poziomów w 1990 r.
2. Zwiększenie udziału energii odnawialnej o 20 % w końcowej konsumpcji energii
3. Zwiększenie efektywności energetycznej o 20 % w stosunku do wartości prognozowanych na 2020 r.
4. Zwiększenie o co najmniej 10 % udziału biopaliw w ogólnym zużyciu paliw transportowych [8]

Za najbardziej istotną metodę pomagającą osiągnąć zakładany cel Komisja Europejska uznała przystosowanie gospodarki do pobierania energii ze źródeł odnawialnych i zwiększenie jej udziału w całkowitym zużyciu [5].

Polskie złoża surowców energetycznych są duże, jednak nie aż tak duże aby zagwarantowały samowystarczalność energetyczną naszemu państwu. Wzrost udziału energii odnawialnej w bilansie zużycia jest powolny lecz możliwości wykorzystania są ogromne. Krajowe prawodawstwo dotyczące perspektyw wykorzystania energii odnawialnej pokłada w geotermii duże nadzieje. Krajowy Plan Działania w zakresie energii ze źródeł odnawialnych przyjęty przez Radę Ministrów w 2010 roku uznaje energię geotermiczną za jedno z najbardziej perspektywicznych źródeł odnawialnych, szczególnie jej wykorzystanie na cele ciepłownicze. Dlatego warto propagować je jako odnawialne źródło energii, szczególnie dla budownictwa jednorodzinnego.

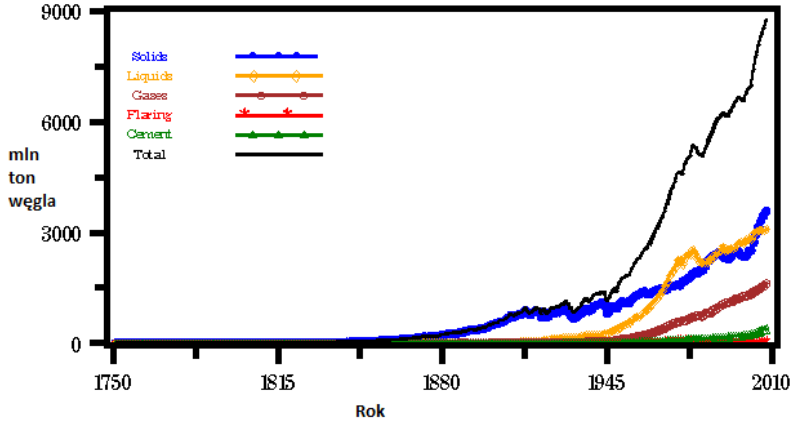
1.2. Degradacja środowiska wynikająca z używania surowców energetycznych jako podstawowego źródła zasilania

Polska gospodarka w ponad 90 % opiera się na surowcach nieodnawialnych, udział odnawialnych jest bardzo niski, w 2008 roku wynosił 7,7 %. Średnie proporcje wkładu źródeł alternatywnych w innych krajach Unii przedstawiają się nieco lepiej, ich średni udział wynosił w 2008 17,6 % [2]. Tak wysokie wykorzystanie kopalin wynika z wielu ich zalet. Najważniejszą z nich jest bardzo duża zawartość mocy na jednostkę masy, co zapewnia wysoką efektywność uzyskiwania energii. Źródła pierwotne są stosunkowo łatwo dostępne, istnieje też duża liczba znanych technologii ich wykorzystywania co decyduje o niskich kosztach wytwarzania energii [6]. Jednak pierwotne surowce mają wiele wad: mimo dużych zasobów coraz trudniejsze staje się ich pozyskiwanie, ponieważ wiele złóż jest trudnodostępnych. Obostrzenia prawne sprawiają, że trzeba szukać nowych, niskoemisyjnych technologii jego użycia. Najważniejszą ich wadą jest jednak emisja do środowiska zanieczyszczeń prowadząca do nieodwracalnych zmian w atmosferze, wodach i glebach. Skażenie powietrza wzmacnia efekt dziury ozonowej przez co temperatura na Ziemi wzrasta.

Zaburzenie naturalnej równowagi gazowej prowadzi do pogorszenia warunków życia ludzi i zwierząt. Wymienione wady sprawiają, że koniecznością staje się przekształcenie modelu gospodarki opartej na węglu i innych kopalinach do modelu gospodarki niskoemisyjnej.

Powietrze jest materią która najbardziej ucierpiała na skutek spalania paliw kopalnych. Tak istotna dla przetrwania rodzaju ludzkiego równowaga wytwarzania tlenu i absorpcji dwutlenku węgla uległa zachwianiu. Rysunek nr 1 przedstawia szacowany poziom emisji dwutlenku węgla na przestrzeni dwóch ostatnich wieków na które przypadł czas rewolucji przemysłowej i gwałtownego zwiększenia się liczby ludności. Wyraźnie widać korelację między tymi dwoma zjawiskami a wzrostem poziomu CO_2 w atmosferze.

Wykres 1. Szacowana wielkość emisji dwutlenku węgla na świecie w latach 1750 – 2010

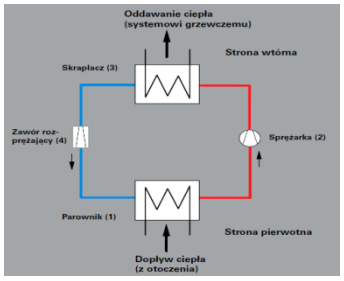


Źródło: : Opracowanie własne na podstawie http://cdiac.ornl.gov/trends/emis/glo.html

Sceptycy twierdzą, że to nie działalność człowieka jest przyczyną najwyższej emisji dwutlenku węgla, ponieważ źródła naturalne wprowadzają kilka razy większe ilości CO_2 do atmosfery. Teza ta ulega całkowitemu odwróceniu jeżeli uwzględnimy ile zanieczyszczeń jest absorbowanych przez roślinność czy oceany. Zmiany stężenia dwutlenku węgla w atmosferze następują powoli ale systematycznie i prowadzą do stopniowego ocieplania się klimatu na skutek absorpcji przez ten związek promieniowania słonecznego. Na początku lat 60-tych stężenie wynosiło ok. 315 ppmv, w 2008 r. wzrosło do ok. 385 ppmv [7]. Ilość ta świadczy o tym, że zdolności buforujące atmosfery zostały już wykorzystane, a wprowadzane zanieczyszczenia kumulują się. Aby przywrócić naturalną harmonię należy drastycznie ograniczyć emisję CO_2, zaniechać wycinanie lasów tropikalnych i zwiększyć powierzchnię zadrzewień na Ziemi. Działania te spowodowałyby przyspieszenie absorpcji dwutlenku węgla i przywrócenie odpowiednich proporcji gazów.

2. Zasada działania pompy ciepła

Funkcjonowanie pompy ciepła opiera się na nieco innej zasadzie niż spalanie surowców z wytworzeniem energii, jak odbywa się to w standardowych kotłach, za konieczność uznano więc wyjaśnienie zasady działania tego urządzenia.



Rysunek 1. Schemat działania pompy ciepła

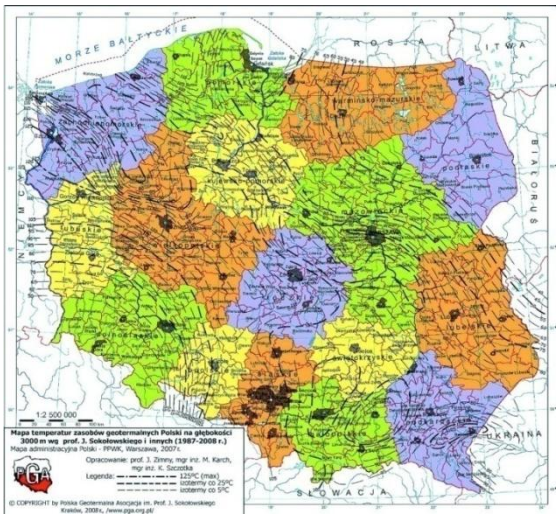
Źródło: Viessmann *Zeszyty fachowe, Pompy ciepła, Vitocal - ogrzewanie ciepłem z natury*, 2009

Istnieje kilka systemów pomp, mogą one być sprężarkowe, absorpcyjne lub termoelektryczne. Najstarsze i najczęściej stosowane są sprężarkowe, dlatego na ich przykładzie zostanie wyjaśniona zasada działania. Funkcjonowanie pompy ciepła opiera się na transformacji temperatury czynnika grzewczego na wyższy poziom temperaturowy. Odbywa się to z udziałem energii elektrycznej. Działanie pompy polega więc na wykorzystaniu ciepła wytworzonego w efekcie przegrzania i skraplania pary czynnika roboczego, które oddawane jest w skraplaczu i podgrzewa czynnik w instalacji centralnego ogrzewania. Niskotemperaturowe ciepło geotermalne jest więc przechwytywane przez czynnik roboczy dolnego źródła i przekazywane do parownika (nr 1 na powyższym rysunku). W nim następuje skierowanie zakumulowanej w parowniku energii czynnikowi roboczemu, który krąży w układzie zamkniętym pompy, przy równoczesnym jego odparowaniu. Pary czynnika prowadzone są do sprężarki (rys nr 2 – 2) w której są sprężane (następuje wzrost ciśnienia i temperatury par). Następnie trafiają do skraplacza (rys nr 2 – 3) – drugiego z wymienników ciepła. Jest on omywany czynnikiem odbierającym ciepło od par czynnika roboczego, który krąży w pompie. Czynnik jednocześnie zostaje skraplany na skutek tego, że jego temperatura skraplania przewyższa temperaturę czynnika sieciowego. Ogrzany czynnik sieciowy wypełnia grzejniki, a schłodzony czynnik roboczy przepływa przez zawór rozprężny (rys nr 2 – 4). W ten sposób czynnik roboczy powraca do ciśnienia umożliwiającego odparowanie w parowniku, który posiada temperaturę dolnego źródła ciepła. Cały proces zaczyna się od początku gdy czynnik roboczy powtórnie zostaje skierowany do parownika [9]. Podsumowując skraplacz w użyteczny sposób odbiera energię pobraną przez czynnik roboczy w parowniku, a także energię napędową sprężarki. Przekazanie ciepła z ośrodka niskotemperaturowego do wysokotemperaturowego możliwe jest jedynie poprzez użycie energii elektrycznej pochodzącej z zewnątrz do uruchomienia sprężarki będącej elementem obiegu termodynamicznego [1].

3. Racjonalność wykorzystania pompy ciepła jako podstawowego źródła ogrzewania dla budownictwa jednorodzinnego

Teoretyczne zasoby energii geotermalnej w Polsce są bardzo duże. Potencjał techniczny geotermii jest szacowany na poziomie 1512 PJ/rok, co stanowi ok. 30% krajowego zapotrzebowania na ciepło (najwyższy potencjał techniczny krajowych źródeł odnawialnych). Istniejąca zgodność położenia regionów o optymalnych warunkach geotermalnych z obszarami o dużym zagęszczeniu ludności i silnie uprzemysłowionymi oraz rejonami upraw warzywniczych i rolniczych sprzyja jej rozwojowi. Rysunek 2 przedstawia tereny zasobne w energię wód geotermalnych, leżą na nich m.in. Warszawa, Łódź, Poznań, Szczecin [11].

Rysunek 2. Rozmieszczenie zasobów geotermalnych Polski.



Źródło: http://www.pga.org.pl/geotermia-zasoby-polskie.html

Wykorzystanie geotermii na cele grzewcze za pomocą pomp ciepła jest szansą na zrównoważony rozwój w ujęciu lokalnym. Użycie pomp ciepła jako podstawowego źródła zasilania pośród użytkowników budownictwa indywidualnego ma wiele zalet: zapewniają one uniezależnienie od surowców energetycznych, których ceny ciągle rosną z powodu wyczerpywania się zasobów. Eksploatacja jest dużo tańsza niż eksploatacja standardowych kotłów opalanych nośnikami pierwotnymi, ponieważ polega jedynie na pokryciu kosztów energii elektrycznej potrzebnej do działania pompy. Jest to idealne rozwiązania zarówno dla domów zlokalizowanych w miejscach odległych, nie posiadających przyłącza do sieci gazowej jak i dla budownictwa zorganizowanego, ponieważ istnieje możliwość wykonania odwiertów pionowych, które w warunkach ścisłej zabudowy nie zajmują zbyt wielkiego obszaru co w warunkach miejskich jest niezwykle istotne. Z drugiej strony niezwykle ważnym aspektem ich wykorzystania jest redukcja niskiej emisji, która jest istotnym problemem na osiedlach jednorodzinnych. Wielkości emisji z dużych zakładów przemysłowych są ściśle ustandaryzowane i unormowane prawnie. Niska emisja jest aktualnie zagadnieniem, które pozostaje bez rozwiązania. Prawodawstwo polskie jest przychylne instalowaniu pomp ciepła w obiektach jednorodzinnych. Ani instalacja pompy, ani wykonanie odwiertów nie wymaga pozwoleń prawnych (z pewnymi ograniczeniami). Montaż pomp ciepła również trwa krotko, a ich eksploatacja jest prosta. Koszty jakie ponosi właściciel obiektu to jedynie koszt instalacji i koszt energii elektrycznej zużytej podczas pracy pompy, który jest stosunkowo niski ze względu na wysoką wydajność montowanych pomp. Niestety ceny kupna i montażu pompy są dość wysokie, jednak bardzo niskie koszty eksploatacyjne przemawiają na ich korzyść. Różne publikacje podają, że instalacja pompy zwraca się w domu jednorodzinnym średnio w ciągu 7-12 lat. Długość ta zależy od mocy i wydajności pompy, wydajności dolnego źródła ciepła, a także od stopnia izolacji budynku i jakości instalacji grzewczej [11].

Literatura

1. Albers J., Dommel R., Montaldo-Ventsam H., Nedo H., Übelacker E., Wagner J., *Zentralheizungs- und Lüftungsbau für Anlagenmechaniker SHK, Technologie*, Verlages Handwerk und Technik, Hamburg 2007
2. Eurostat Statistical Books, "*Europe in figures, Eurostat year book 2011*", Eurostat European Comission, Luxembourg: Publications Office of the European Union, 2011
3. http://cdiac.ornl.gov/trends/emis/glo.html
4. http://dlaklimatu.pl/UE-a-pakiet-energetyczno#nb1
5. http://www.cire.pl/UE/odcinki.html?d_id=26515&d_typ=5
6. http://www.egospodarka.pl/37375,Wegiel-a-potrzeby-energetyczne-swiata,1,56,1.html
7. http://www.globalwarmingart.com/wiki/Carbon_Dioxide_Gallery
8. http://www.kobize.pl/index.php?page=system-zarzadzania-emisjami-gazow-cieplarnianych-w-ue
9. Kaczmarczyk M. *Zasada działania pompy ciepła*, GLOB Energia, nr 5/2011
10. Viessmann *Zeszyty fachowe, Pompy ciepła, Vitocal - ogrzewanie ciepłem z natury*, 2009
11. Zimny J. *Odnawialne źródła energii w budownictwie niskoenergetycznym*, Polska Geotermalna Asocjacja – Akademia Górniczo-Hutnicza – Wydawnictwa Naukowo-Techniczne, Kraków, Warszawa 2010

Marta Siemiończyk
Politechnika Białostocka

Porównanie rozwiązań technicznych, nakładów inwestycyjnych oraz kosztów eksploatacyjnych ogrzewania konwekcyjnego wodnego i elektrycznego w budynku hotelowym.

Słowa kluczowe: *ogrzewanie wodne, ogrzewanie elektryczne, budynek hotelowy, koszty*
Key words: *water heating, electric heating, hotel, expences.*

Streszczenie: W artykule zobrazowano wady i zalety dwóch wariantów. Pierwszy z nich opiera się na ogrzewaniu wodnym dwururowym z zastosowaniem grzejników płytowych i łazienkowych drabinkowych, drugi natomiast wykorzystuje grzejniki elektryczne podłączone do istniejącej instalacji elektrycznej w obiekcie. W celu uogólnienia przykładu dokonano szeregu założeń (współczynniki przenikania ciepła, grubości przegród etc.) zgodnie z obowiązującym Rozporządzeniem Ministra Infrastruktury z dnia 6 listopada 2008 r. zmieniającym rozporządzenie w sprawie warunków technicznych, jakim powinny odpowiadać budynki i ich usytuowanie (Dz.U. 2008 nr 201 poz. 1238). Przeprowadzone zostały obliczenia strat ciepła w każdym z pomieszczeń, na których podstawie dobrano odpowiednie przewody, urządzenia grzewcze, armaturę i osprzęt.

W kolejnym etapie rozpatrzono nakłady inwestycyjne i koszty eksploatacyjne obydwu rozwiązań. Dalsza analiza pozwoliła stwierdzić, że do wystawienia ostatecznej oceny wariantu należy wziąć pod uwagę sumę wydatków oraz uwzględnić koszty z wielolecia równocześnie udowadniając, że w przeciwnym wypadku mogłoby dojść do przekłamania ostatecznego wyniku i dokonania niewłaściwego wyboru. Szczegółowe oraz uogólnione wyniki analizy kryterium ekonomicznego obydwu wariantów przedstawiono na wykresach, które pomagają w uwidocznieniu tendencji kształtowania się kosztów oraz wyciagnięciu wniosków. Artykuł kończy się sumarycznym podsumowaniem zarówno wykorzystanych rozwiązań technicznych jak i nakładów finansowych wybranych wariantów. Odwołując się do charakterystyki rozpatrywanego obiektu pozwala to na wybór najkorzystniejszego sposobu ogrzewania budynku hotelowego.

Abstract: The article illustrates the pros and cons of two variants. The first one is based on water heating with radiators, while the second one uses electric heaters connected to an existing electrical installation in the building. In order to generalize the example, a series of assumptions was made (heat transfer coefficients, the thickness of walls and selling etc.). All the cables, dimensions, heating equipment, fittings and accessories were chosen based on heat loss calculations in each of the premises. All the expenses and operating costs of both solutions were examined in the next stage. Further analysis revealed that for the variant's final assessment total expenditure of several years' costs' should be taken into account , at the same time proving that otherwise a major mistake could be made leading to wrong choice of available solution. Both detailed and generalized economic analysis results are presented in graphs, which help in revealing trends in costs and drawing conclusions. The article ends with a summary of technical solutions and financial resources of selected variants. Referring to the characteristics of the considered object it allows you to select the most advantageous method of heating the hotel.

1. Wstęp

W dzisiejszych czasach, szczególnie w krajach o klimacie zbliżonym do polskiego, ogrzewanie budynków jest bezwzględnie konieczne i stało się już standardem, a budynki wyposażane są w wygodne i nowoczesne systemy ogrzewania.

Inwestorzy stają przed problemem wyboru źródła ciepła. W zależności od potrzeb oraz wielkości zasilanego obszaru zdecydować się można na kotłownię wbudowaną, dobudowaną lub wolnostojącą, opalaną paliwem stałym, ciekłym bądź gazowym, lub węzeł cieplny: z połączeniem bezpośrednim lub pośrednim. Decyzję dotyczącą wyboru najkorzystniejszego rozwiązania należy podjąć indywidualnie dla każdego obiektu z uwzględnieniem rodzaju budynku, sposobu jego użytkowania, lokalizacji oraz rachunku ekonomicznego. Z kolei w przypadku instalacji wewnątrz budynku, można wybierać między ogrzewaniem wodnym, parowym, powietrznym, elektrycznym bądź mieszanym, łączącym dwa dowolne warianty. Należy tu zwrócić uwagę na prawidłowy sposób wywołania krążenia czynnika w instalacji, jego temperaturę oraz dobór urządzeń, materiał i

rozprowadzenie przewodów. Znaleźć można publikacje poświęcone rodzajom ogrzewania obiektów różnego rodzaju np. budynków jednorodzinnych [4,5], czy też mieszkalnych wielorodzinnych [6,7].

W dalszej części artykułu opisano porównanie rozwiązań technicznych, nakładów inwestycyjnych oraz kosztów eksploatacyjnych ogrzewania konwekcyjnego wodnego i elektrycznego budynku hotelowego na przykładzie pensjonatu w Goniądzu [8].

2. Charakterystyka obiektu i wybranych wariantów jego ogrzewania

Pensjonat położony jest w IV strefie klimatycznej, w której obliczeniowa temperatura zewnętrzna wynosi -22°C, średnia temperatura roczna 6,9 °C, natomiast średnia temperatura zewnętrzna dla okresu grzewczego, trwającego 232 dni, wynosi 1,7°C.

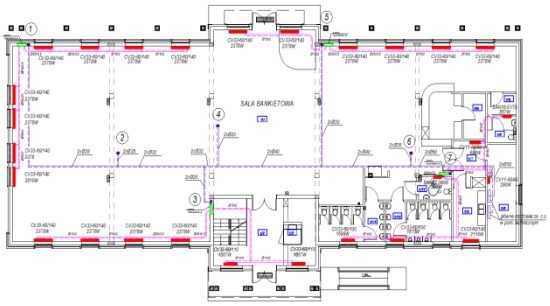
Budynek składa się z trzech kondygnacji: pierwszej o wysokości 5,52 m oraz drugiej i trzeciej o wysokości 3,12m każda, których sumaryczna powierzchnia wynosi 1756,54m^2, a kubatura 6431m^3. Na parterze znajduje się sala bankietowa, zajmująca większą część powierzchni tego poziomu, oraz sanitariaty, zaplecze gastronomiczne i pomieszczenie techniczne. Pierwsze piętro w całości zajęte jest przez pokoje hotelowe z łazienkami, każdy z nich posiada własny balkon. Część drugiego piętra również stanowią pokoje pensjonatu z łazienkami i balkonami, w drugiej części natomiast znajduje się poddasze nieużytkowe. Na kondygnacji drugiej i trzeciej spadek dachu „przełamany" jest wykuszami z oknami i/lub drzwiami balkonowymi.

Do celów analizy przyjęto wartości współczynników przenikania ciepła przez przegrody równe maksymalnym dopuszczalnym zgodnie z obowiązującym Rozporządzeniem Ministra Infrastruktury z dnia 6 listopada 2008 r. zmieniającym rozporządzenie w sprawie warunków technicznych, jakim powinny odpowiadać budynki i ich usytuowanie (Dz.U. 2008 nr 201 poz. 1238)[1]. Zgodnie z PN-EN 12831 [2] określono projektową stratę ciepła w każdym pomieszczeniu, a następnie dobrano potrzebne urządzenia, przewody, grzejniki, armaturę i osprzęt. Rozwiązania zobrazowano na rzutach parteru.

Do analizy przyjęto dwa warianty sposobu ogrzewania obiektu.

Wariant I opiera się na instalacji wodnej, pompowej, dwururowej w całym budynku. Czynnik grzewczy ma temperaturę 80°C na zasilaniu i 55°C na powrocie. Zastosowano grzejniki płytowe z wbudowanymi zaworami termostatycznymi i łazienkowe drabinkowe. Woda od rozdzielacza głównego do szafek rozdzielaczowych na parterze budynku doprowadzona jest przewodami stalowymi w przestrzeni stropu podwieszonego. Od szafek rozdzielaczowych do poszczególnych grzejników poprowadzono przewody z tworzywa sztucznego w posadzce danej kondygnacji. Stalowe piony ukryte są w bruzdach. Dwie pozostałe kondygnacje rozwiązano analogicznie do widocznego na rysunku parteru (rys.1.) z pominięciem poziomych przewodów stalowych.

Rys. 1. Rzut parteru – wariant I

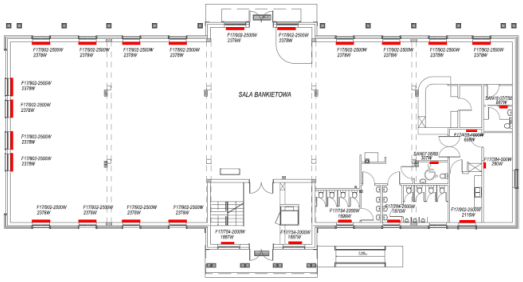


Źródło: wg. [9]

Wariant II wykorzystuje grzejniki elektryczne. W łazienkach zachowano grzejniki drabinkowe wykorzystywane w poprzednim wariancie ze względu na

możliwość zamontowania w nich grzałki elektrycznej, w pozostałych pomieszczeniach natomiast dobrano elektryczne grzejniki płytowe. Bazując na założeniu, że ogólna instalacja elektryczna budynku jest w stanie dostarczyć energię również do zasilenia urządzeń grzewczych w kosztorysach nie uwzględniono montażu nowej instalacji. Ze względu na brak konieczności prowadzenia rurociągów w takim rozwiązaniu instalacji na rysunku (rys. 2.) umieszczone są wyłącznie grzejniki. Dwie kolejne kondygnacje rozwiązane są w sposób analogiczny do parteru.

Rys 2. Rzut parteru – wariant II.



Źródło: wg. [9]

3. Analiza techniczna

Analizując dostępne rozwiązania sposobu ogrzewania budynku należy uwzględnić zarówno uwarunkowania techniczne samej instalacji jak i jej dopasowanie do charakterystyki obiektu.

Wariant I wykorzystujący grzejniki płytowe i rurowe drabinkowe instalacji wodnej z pewnością odznacza się wyższą bezwładnością cieplną, niż drugie rozpatrywane rozwiązanie, choć jednocześnie dużo niższą, niż np. przy grzejnikach członowych, których w tej analizie nie brano pod uwagę. Jest to rozwiązanie popularne, dlatego na rynku dostępna jest szeroka gama grzejników, zarówno pod względem wielkości jak i koloru, czy kształtu. Dzięki wspomnianej bezwładności instalacja akumuluje ciepło i jest w stanie ogrzewać pomieszczenie nawet w chwili zaprzestania podgrzewu krążącego czynnika, co, w odróżnieniu od instalacji ogrzewania elektrycznego, czyni ją w mniejszym stopniu uzależnioną od dostaw energii elektrycznej, a w przypadku braku zasilania przez względnie długi czas utrzymuje wysoką temperaturę urządzeń grzewczych, a zatem i temperaturę wewnętrzną pomieszczenia. Z drugiej jednak strony, ogrzewanie wodne zawsze niesie ze sobą ryzyko korozji przewodów stalowych i samych grzejników oraz, przy ich uszkodzeniu, możliwość zalania pomieszczeń. Obawy te znikają w przypadku zastosowania ogrzewania elektrycznego (wariant II). Uszkodzenia, jeśli występują, pojawiają się dużo rzadziej i po dłuższym czasie użytkowania instalacji, jest ona więc mniej awaryjna. Dodatkowo nie występuje tu szansa zamarzania przewodów w okresach czasowego nie używania instalacji (elektrycznej). Jednocześnie całość takiej instalacji zajmuje relatywnie mało miejsca ze względu na brak prowadzenia rurociągów czy kanałów, co jednocześnie warunkuje najniższe koszty inwestycyjne. Jest ona również wysoce bezobsługowa i nie wymaga tak kosztownej i złożonej armatury regulacyjnej jak ogrzewanie wodne, jest jednak całkowicie zależna od dostawy prądu elektrycznego. Wariant II charakteryzuje się również najbardziej cichą pracą oraz, niemal na równi z wariantem I, wysoką higienicznością i estetyką. Pomimo możliwości występowania zjawiska suchej destylacji kurzu na grzejnikach, ich łatwa dostępność pozwala na zredukowanie problemu przez regularne czyszczenie powierzchni urządzenia grzewczego. Przy ocenie technicznej należy także zwrócić uwagę na łatwość zakupu i montażu poszczególnych elementów instalacji.

4. Analiza ekonomiczna

Aspekt ekonomiczny jest niewątpliwie ważnym czynnikiem przy wyborze sposobu ogrzewania budynku. Powinien on uwzględniać zarówno jednorazowe nakłady inwestycyjne na zakup i montaż potrzebnych elementów instalacji, jak i koszty eksploatacyjne w kolejnych latach. Końcowej oceny należy dokonywać na bazie sumarycznego zestawienia wyżej wymienionych nakładów i kosztów ponieważ, jak pokaże przykład, rozpatrywanie każdej kwoty z osobna może prowadzić do błędnych wniosków.

Nakłady inwestycyjne - oprócz kosztów zakupu, poszczególnych elementów instalacji uwzględniono sprzęt, robociznę oraz narzuty z uwzględnieniem kosztów pośrednich.

W przypadku wariantu I wykorzystującego wyłącznie instalację wodną, nakłady inwestycyjne wyniosły 172517,87zł (w tym 7% robocizna). Tańszym rozwiązaniem na etapie inwestycji okazał się wariant II z grzejnikami elektrycznymi i nakładami 40132,86zł. Pamiętać należy, że w przypadku konieczności wykonania dodatkowej instalacji elektrycznej do zasilenia urządzeń grzewczych wartość ta znacznie by wzrosła. [10]

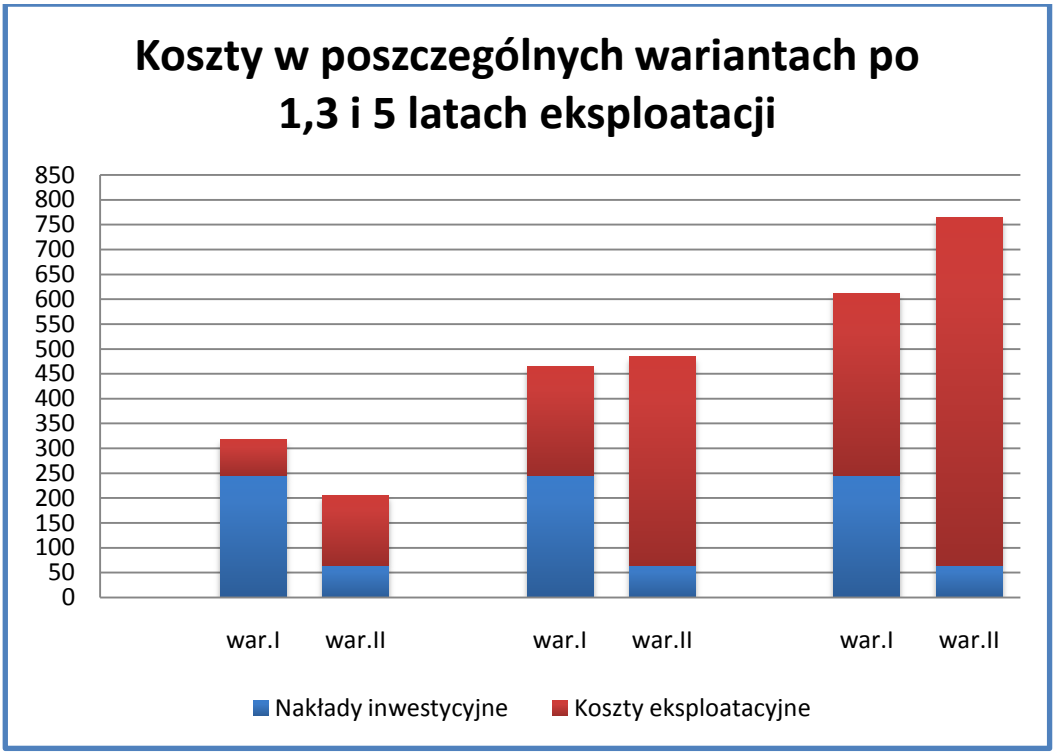
We wszystkich porównywanych kategoriach najniższe ceny zauważyć można w wariancie II. Przy rozpatrywaniu nakładów inwestycyjnych jest to zdecydowanie najkorzystniejsza finansowo opcja wykonania instalacji ogrzewania budynku.

Koszty eksploatacyjne określa się jako nakłady finansowe na dostarczenie potrzebnej energii elektrycznej i paliwa do podgrzewu czynnika grzewczego w instalacjach wodnych.

Dla rozpatrywanego obiektu określono roczne zapotrzebowanie na ciepło do ogrzewania, a następnie oszacowano roczne koszty eksploatacji. W wariancie I, który jako paliwo wykorzystuje olej opałowy (w miejscowości nie występuje sieć gazowa, ani ciepłownia miejska), wysokość kosztów eksploatacyjnych warunkuje niezbędna ilość paliwa w ciągu roku oraz jego cena jednostkowa. Po wykonaniu niezbędnych obliczeń otrzymano kwotę 73260 PLN/rok. W drugim wariancie koszty eksploatacyjne to wyłącznie sumaryczna cena dostawy energii elektrycznej, ponownie z uwzględnieniem podziału na strefę dzienną i nocną. Określono je na 139860 PLN/rok.[10] Wyższe roczne koszty eksploatacyjne zostały osiągnięte w wariancie II i wynoszą one blisko 140 tys. PLN/rok. Niższą kwotę potrzebną na pokrycie rocznych kosztów eksploatacyjnych osiągnięto w wariancie I i jest to około 75 tys. PLN/rok.

Jak nadmieniono wcześniej, w celu przeprowadzenia pełnej analizy ekonomicznej należy porównywać sumaryczne wartości nakładów inwestycyjnych i kosztów eksploatacyjnych w kolejnych latach albowiem czas użytkowania instalacji wewnętrznej przewidywany jest na około 30 lat, tak więc cena eksploatacji ma znaczący wpływ na opłacalność wariantu. Rozpatrując jedynie nakłady inwestycyjne, wariant bazujący na grzejnikach elektrycznych jest najbardziej ekonomicznym rozwiązaniem z kosztem wielkości około 40000 zł. Z drugiej strony, skupiając się na sumarycznej kwocie nakładów inwestycyjnych i eksploatacyjnych w kolejnych latach, ocena przebiega zupełnie inaczej. W pierwszych dwóch latach eksploatacji poziom kosztów ogólnych w obu wariantach zmienia się tylko nieznacznie. Wartości po pierwszym roku dla wariantu I – 245777 zł i wariantu II– 179992 zł przechodzą w kolejno: 319037 zł, i 319852 zł po dwóch latach. Z pozoru najtańszy wariant II zaczyna przewyższać koszty wariantu I. Jeszcze większą zmianę można zaobserwować po trzech latach eksploatacji. Rozwiązanie z zastosowaniem instalacji wodnej, z kosztami w wysokości 392297 zł, staje się najbardziej ekonomiczne, instalacja elektryczna natomiast (459712 zł), jest najmniej opłacalna. W celu lepszego zobrazowania tendencji kształtowania się kosztów sumarycznych poszczególnych wariantów ostatecznego porównania dokonano po pięciu latach pracy instalacji. Zdecydowanie widać różnicę miedzy najtańszym na etapie inwestycji jednak najdroższym w eksploatacji wariantem II – 739432 zł, a całościowo najekonomiczniejszym wariantem I – 538817 zł.

Ry6. Zestawienie sumarycznych kosztów wariantów w kolejnych latach eksploatacji.



Źródło: opracowanie własne

Z powyższego wykresu wynika, że w pierwszym roku eksploatacji poziom kosztów ogólnych jest niższy przy ogrzewaniu elektrycznym i możliwości podłączenia do istniejącej sieci niskiego napięcia. Po trzech latach eksploatacji wszystkie oba rozwiązania są zbliżone. Po pięciu latach pracy instalacji zdecydowanie widać różnicę miedzy tańszym na etapie inwestycji, a przy tym droższym w eksploatacji wariantem II , a najekonomiczniejszym wariantem I. [10]

5. Podsumowanie

Podsumowując, dla obu badanych wariantów, ocena ekonomiczna jest zdecydowanie przejrzysta i pomimo dość wysokich nakładów inwestycyjnych, najkorzystniejsze jest rozwiązanie z zastosowaniem instalacji ogrzewania wodnego. Z uwagi na określanie czasu użytkowania poszczególnych części takiej instalacji na średnio 30 lat [wg 3], względnie najniższe koszty eksploatacyjne warunkują atrakcyjność ekonomiczną tego wariantu. Ocena techniczna nie jest tak jednoznaczna i uzależniona jest od specyfiki obiektu oraz sposobu jego użytkowania. W rozpatrywanym obiekcie, ze względu zarówno na aspekt ekonomiczny jak i powszechność stosowania instalacji ogrzewania wodnego i grzejników płytowych czy drabinkowych, najkorzystniejszy wydaje się być wariant 1.

Podobną analizę powinno się przeprowadzać dla każdego obiektu w celu ustalenia najodpowiedniejszego sposobu jego ogrzewania, który zagwarantuje utrzymanie optymalnych temperatur w pomieszczeniach, komfort cieplny użytkowników oraz zapewni racjonalność nakładów inwestycyjnych i kosztów eksploatacyjnych.

Literatura

1. Rozporządzeniem Ministra Infrastruktury z dnia 6 listopada 2008 r. zmieniającym rozporządzenie w sprawie warunków technicznych, jakim powinny odpowiadać budynki i ich usytuowanie (Dz.U. 2008 nr 201 poz. 1238).
2. PN-EN 12831:2006 Instalacje ogrzewcze w budynkach – Metoda obliczania projektowego obciążenia cieplnego.
3. Recknagel, Sprenger, Schramek : Kompendium wiedzy: ogrzewnictwo, klimatyzacja, ciepła woda, chłodnictwo, OMNI SCALA, Wrocław, 2008.
4. Bondaruk W., Gładyszewska-Fiedoruk K. „Porównanie kosztów wentylacji z ogrzewaniem tradycyjnym i wentylacji z ogrzewaniem powietrznym domu jednorodzinnego – cz.1, TCHiK 10/2011, s. 513-520, cz. 2, TCHiK 10/2011, s. 513-520
5. Stolarski M., Krzyżaniak M., Graban Ł.- Evaluation of energy-related and economic aspects of heating a family house with dendromass in the north-east of Poland. Energy and Buildings 43 (2011) 433-439
6. Stig-Inge Gustafsson, Ro¨nnqvist M. Optimal heating of large block of flats. Energy and Buildings 40 (2008) 1699–1708
7. Cholewa T., Siuta-Olcha A., Skwarczyński M.. Experimental evaluation of three heating systems commonly used in the residential sector. Energy and Buildings 43 (2011) 2140–2144
8. Siemiończyk M. - Analiza techniczno-ekonomiczna sposobu ogrzewania pensjonatu z salą bankietową w Goniądzu. Praca dyplomowa PB 2011/12
9. Projekt architektoniczno - budowlany budynku.
10. Krawczyk D. , Siemiończyk M. - Analiza porównawcza trzech sposobów ogrzewania budynku hotelowego z częścią konferencyjno-bankietową, artykuł COW 5/2012

SYSTEMY WODOCIĄGOWE I KANALIZACYJNE

Martyna Kilon, Kamil Świętochowski,
Politechnika Białostocka

METODY LOKALIZACJI I TRASOWANIA PRZEWODÓW PODZIEMNYCH W WODOCIĄGACH I KANALIZACJI

Słowa kluczowe: *lokalizowanie przewodów, trasowanie, wodociągi, kanalizacje, Water Pipes, Sewer Pipes, traced underground pipes*

Streszczenie: Nieznajomość położenia przewodów w trakcie prac ziemnych może spowodować poważne konsekwencje od awarii sieci przez utratę pieniędzy, a czasem i życia. Należy pamiętać, że nie wszystkie przewody są umieszczone na aktualnych mapach zasadniczych, a te które znajdują się na mapie mogą nie mieć odpowiednika w rzeczywistości lub mogą być przesunięte w stosunku do rzeczywistego położenia. W niniejszym artykule opisano metodę indukcyjną, galwaniczną i metodę z zastosowaniem sondy służące do lokalizowania i trasowania przewodów sieci wodociągowych i sieci kanalizacyjnej. Zwrócono uwagę na przyczyny problemów w trakcie lokalizacji przewodów. Przedstawiono urządzenia służące do wykrywania przewodów oraz uzbrojenia sieci wodociągowej i kanalizacyjnej. Scharakteryzowano najważniejsze właściwości przyrządów pomiarowych używanych do wyznaczania przebiegu sieci. Omówiono wpływ zastosowanych materiałów do budowy sieci na efektywność lokalizowania przewodów podziemnych. Przedstawiono sposób połączenia właściwości przewodów metalowych i niemetalowych w celu poprawienia efektywności lokalizowania rurociągów.

Abstract: Ignorance of the pipes positioning during excavation works may result in loss of money and sometimes loss of life. We need to remember that not all pipes are marked on current maps, and those which are - can have a different location in fact. This article describes three different methods of locating and positioning water and sewage system's pipes: inductive, galvanic and probe method. Attention was drawn to the causes of difficulties with pipes localization. The paper presents devices for detecting pipes and reinforcements for water and sewage systems. Characterizes the most important properties of measuring instruments used to determine the pipe's route, the influence of constructional materials on the efficiency of locating underground lines. And shows how to connect the properties of metallic and non-metallic pipes in order to improve the efficiency of locating pipelines.

4. Wprowadzenie

Rozbudowa sieci wodociągowej i kanalizacyjnej, a także usuwanie awarii oraz renowacja już istniejących odcinków trwale wpisała się w krajobraz ulic miast i terenów wiejskich . Stan techniczny przewodów, a także nowe technologie ograniczające straty wody, przecieki ścieków do gruntu spowodowały intensywną wymianę istniejących sieci. Prace związane z budową i eksploatacją sieci napotykają na liczne problemy:

a) przedsiębiorstwa wodno – kanalizacyjne, miasta, spółdzielnie często nie posiadają dostatecznie zaktualizowanych map przedstawiających rzeczywiste umiejscowienie przewodów i uzbrojenia.
b) brak znajomości rzeczywistego położenia sieci prowadzi do częstych uszkodzeń przewodów w trakcie wykonywania prac ziemnych .

W rezultacie dochodzi do nieplanowanego wydłużenia czasu prowadzonych robót Uszkodzenia istniejących sieci generują straty związane z naprawą powstałych szkód, a także uniemożliwiają odbiorcom swobodny dostęp do danego medium.

Do głównych problemów związanych z lokalizacją przewodów należą:

- niepełna lub błędna inwentaryzacja przewodów przez geodetów
- brak wiedzy na temat metod i możliwości lokalizowania przewodów podziemnych
- brak specjalistycznego sprzętu oraz przeszkolonych i doświadczonych pracowników w przedsiębiorstwach wod-kan, przedsiębiorstwach budowlanych
- mapy z nieaktualnym położeniem przewodów i uzbrojenia sieci
- materiały użyte do produkcji przewodów sieci

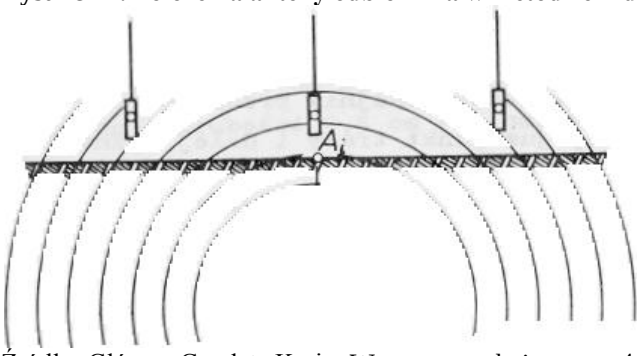
5. Metody lokalizowania i trasowania przewodów.

Przy opracowaniu metod lokalizacji przewodów wykorzystano prawo indukcji elektromagnetycznej. Polega ono na wykrywaniu zmiennego pola elektromagnetycznego sztucznie wytworzonego wokół poszukiwanego przewodu będącego dobrym przewodnikiem prądu elektrycznego.[2] Do lokalizowania i trasowania przewodów sieci wodociągowej i kanalizacyjnej wykorzystuje się głównie metodę indukcyjną, metodę galwaniczną oraz metodę z użyciem sondy. Inny rodzaj stanowi metoda z użyciem elektrolitów poprzez dodanie kwasów, zasad lub soli do przepływającej wody w celu poprawienia jej przewodności elektrycznej. Jest ona stosowana niezwykle rzadko z powodu konieczności płukania i dezynfekcji badanych odcinków sieci wodociągowych. Dobór metody zależy głównie od rodzaju materiału, z którego wykonane zostały przewody i średnicy przewodów.

2.1. Metoda indukcyjna

W przypadku stosowania metody indukcyjnej nadajnik należy ustawić nad przewodem / na powierzchni terenu/ tak, aby antena nadajnika znajdowała się w przybliżeniu w pionowej płaszczyźnie osi przewodu. Pokrycie się tych dwóch płaszczyzn zapewnia maksymalne sprzężenie indukcyjne nadajnika z przewodem i powoduje powstanie pola elektromagnetycznego.[2] Pomiar należy rozpocząć w odległości nie większej niż 5 m od nadajnika/ generatora. Następnie po uruchomieniu generatora należy przesuwać odbiornik w płaszczyźnie prostopadłej do osi przewodu, aż do uzyskania maksymalnego natężenia (A1), co odpowiada położeniu szukanego przewodu. Najczęściej metodę indukcyjną wykorzystuje się, gdy nie ma bezpośredniego dostępu do instalacji podziemnych. [3]

Rysunek 1. Położenia anteny odbiornika w metodzie indukcyjnej.



Źródło: Główny Geodeta Kraju, Wytyczne techniczne g - 4.4. Prace geodezyjne związane z podziemnym uzbrojeniem terenu, Warszawa 1987.

W trakcie lokalizowania podziemnych przewodów dochodzi do licznych zakłóceń pomiarów wywołanych przez:

a) węzły, gdzie sygnał dzieli się i rozchodzi w kilku kierunkach
b) przerwa w przewodzie
c) zmiana głębokości rur
d) izolacyjne połączenie rur
e) ułożenie kilku przewodów równolegle do siebie w niedużej odległości

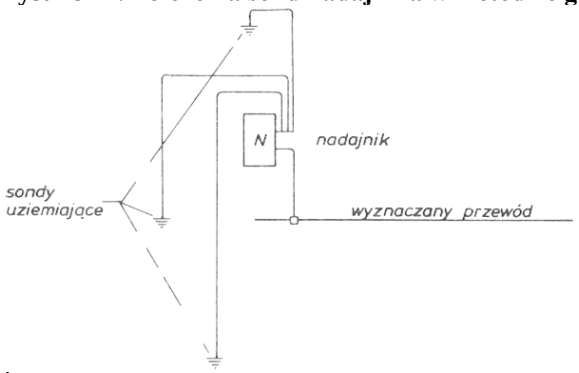
W takich przypadkach lokalizacja lub trasowanie przewodu powinno zacząć się od kolejnego znanego punktu sieci i poruszać się w stronę napotkanego zakłócenia pomiaru.

2.2. Metoda galwaniczna.

Poprzez dwa gniazda wyjściowe generatora podłączamy się jednym kablem bezpośrednio do metalowego elementu instalacji (hydrant, zasuwa, wodomierz […]), a drugim do uziemienia (najczęściej prostopadle do wyznaczonej linii i jak najdalej od niej) .[3] Sondą uziemiającą może być pręt metalowy o długości ok. 50 cm i średnicy 1-2 cm lub płyta stalowa

o wymiarach 20 cm x 40 cm i grubości 0,5 cm – 1 cm. W praktyce należy wykorzystywać kilka sond rozmieszczonych symetrycznie po obu stronach przewodu. Zaleca się, aby odległości pomiędzy sondą a przewodem wynosiła ok. 10 m.[2] Lokalizowanie przewodu można rozpocząć z miejsca podłączenia generatora. Sposób poruszania się podczas pomiaru jest identyczny do pomiaru w metodzie indukcyjnej.

Rysunek 2. Położenia sond nadajnika w metodzie galwanicznej.



Źródło: Główny Geodeta Kraju, Wytyczne techniczne g - 4.4. Prace geodezyjne związane z podziemnym uzbrojeniem terenu, Warszawa 1987.

Przy zastosowaniu metody galwanicznej może wystąpić zakłócenie pomiaru spowodowane zmianą materiału przewodu na materiał nie przewodzący prądu.

2.3. Metoda z użyciem sondy

Sondy są przyrządami pomocniczymi, stosowanymi przy wykrywaniu przewodów niemetalicznych. Sonda wprowadzana jest na giętkiej metalowej lince do wnętrza przewodu. Następnie metalowa linka podłączana jest do generatora. Dokonanie pomiaru przeprowadza się za pomocą odbiornika lokalizując największe natężenie nad miejscem przebiegu przewodów. W przypadku rurociągów grawitacyjnych, zależnie od ich średnicy, spadku, przebiegu trasy i wysokości napełnienia, stosuje się pływaki. [1] Pływaki wykonane są najczęściej z tworzyw sztucznych lub gąbki. Jednym z rodzajów sond są sondy wyposażone w generatory sygnałów akustycznych. Sygnał akustyczny przewodzony jest poprzez wprowadzoną do przewodu żyłę, a odczytywany za pomocą odpowiedniego odbiornika.

6. Przegląd urządzeń do lokalizowania i trasowania przewodów

W sprzedaży znajduje się duża liczba urządzeń do lokalizowania przewodów. Biorąc pod uwagę przeznaczenie i budowę poszczególnych urządzeń można podzielić je na:

a) Generatory, np. serii Tx (Radiodetection), DIGITEX 8/33(Leica)
b) Urządzenia do lokalizowania przewodów, np. CAT3+,CAT4+, RD8000 (Rdiodetection) , DIGITEX 8/33(Leica), sondy
c) Urządzenia do lokalizowania punktowych elementów sieci, np. magnetometr GA-92XT(Schonstedt)

Rysunek 4. Urządzenia do lokalizowania i trasowania sieci: a) generator Genny, b) CAT3+, c) RD8000, d) magnetometr GA-92XT

Źródło: opracowanie własne na podstawie: http://www.radiodetection.com/menu_map_level_3.asp?sec_id=2690 oraz http://www.schonstedt.com/Pdfs/Manuals/GA-92XT_Manual_12-02.pdf

Najważniejsze cechy, którymi powinien charakteryzować się sprzęt do lokalizowania i trasowania przewodów to:

- szeroki zakres częstotliwości
- łatwość obsługi
- jednoczesny pomiar głębokości posadowienia przewodu
- jak największa głębokość wykrywania przewodów
- wytrzymała i lekka konstrukcja
- kompas obrazujący trasę przewodów
- funkcja pozwalająca na dokładne pomiary w otoczeniu o wysokim poziomie zakłóceń elektromagnetycznych
- możliwość zapisywania trasy pomiaru oraz odczyt danych na komputerze

Najważniejsze cechy urządzeń do lokalizowania punktowych elementów sieci:

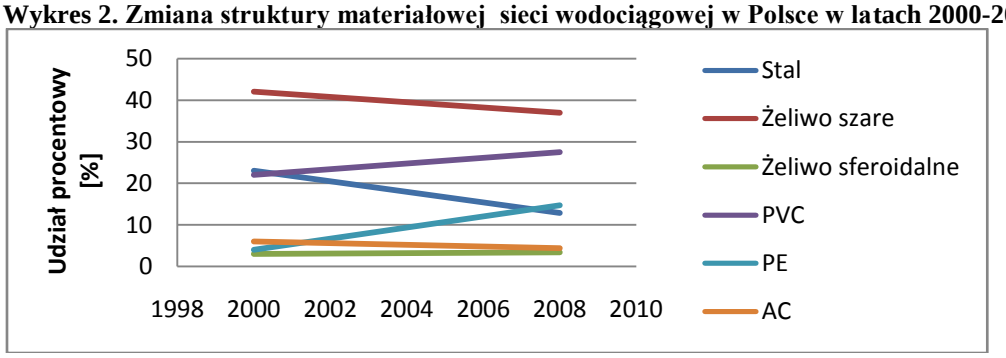
- regulacja częstotliwości i czułości – niwelowanie zakłóceń od innych elementów metalowych w pobliżu szukanej armatury np. siatki ogrodzeniowe, pręty metalowe
- możliwość lokalizowania pod śniegiem i w wodzie
- lokalizacja elementów o różnej wielkości, np. zasuwy, włazy, metalowe beczki
- możliwość wykrycia uzbrojenia sieci zależy od wielkości elementu uzbrojenia i głębokości posadowienia – im większy element tym większa głębokość wykrycia

7. Wybór materiałów do budowy przewodów, a efektywność ich lokalizacji

Istotny wpływ na efektywność lokalizowania przewodów ma wybór materiału wybranego do ich budowy. Sieci wodociągowe budowane są z materiałów metalowych (stal, żeliwo szare, żeliwo sferoidalne), a także niemetalowych (PVC, PE, azbestocement, GRP). Sieci kanalizacyjne zbudowane są z PVC, betonu, żelbetu. Jest to ważne ze względu na wybór metody, którą musimy zastosować do lokalizacji. Przewody metalowe dzięki przewodności elektrycznej są łatwiejsze w lokalizacji – pod wpływem prądu elektrycznego wytwarzają pole elektromagnetyczne, które może być wykryte przez urządzenia do lokalizacji. Możemy w tym wypadku zastosować zarówno metodę indukcyjną jak i galwaniczną. Przewody wykonane z tworzywa sztucznego lub betonu nie mają właściwości pozwalających na przewodzenie prądu. Nie można w takim wypadku zastosować bezpośrednio metod używanych przy wykrywaniu przewodów metalowych. Konieczne jest zastosowanie linki metalowej, sondy w przewodzie w celu wytworzenia pola elektromagnetycznego, które będzie można zlokalizować, a tym samym wyznaczyć położenie przewodu.

Zaobserwowano w latach 2000 -2008 w Polsce, że udział procentowy przewodów metalowych w sieciach wodociągowych maleje, natomiast wzrasta udział tworzyw sztucznych. Co za tym idzie, jeżeli nowe przewody wykonane z tworzyw sztucznych nie zostaną dokładnie zinwentaryzowane, a wcześniej prawidłowo umieszczone w gruncie będą sprawiały problem w ich późniejszej lokalizacji, eksploatacji cz też renowacji.

Wykres 2. Zmiana struktury materiałowej sieci wodociągowej w Polsce w latach 2000-2008



Źródło: Opracowanie własne na podstawie: Kwietniewski M., Tłoczek M., Herszt E., Sobierajski M., Badania struktury materiałowej oraz zakresu stosowania technologii odnowy sieci wodociągowych w Polsce w latach 2005-2008, zeszyty Izby Gospodarczej „Wodociągi Polskie" nr 4,2010. rok VI (2010) i Bergel.T., Pawełek. J., Straty wody w systemach wodociągowych – charakterystyka, wielkość, wykrywanie i ograniczenie, Konferencja Naukowo- Techniczna „Błękitny San" Dubiecko, 21-22 kwietnia 2006.

Alternatywą dla stosowanych tworzyw sztucznych w przewodach wodociągowych są np. przewody firmy Egeplast 3L Leak Control oraz SLM®DCT wykonane z PE z aluminiowym płaszczem ochronnym, rury dwuwarstwowe firmy Pipelife z PE z płaszczem ochronnym z PP i miedzianym przewodem detekcyjnym. Zastosowanie połączenia materiału przewodzącego prąd elektryczny z tworzywem sztucznym pozwala na łatwiejszą lokalizację przewodów podziemnych, trasowanie ich przebiegu, a także pozwala na łatwiejsze wykrywanie wycieków wody w sieci, a po montażu przewodów sprawdzić stan techniczny poprzez puszczenie impulsu elektrycznego w przewodzie.

Rysunek 4. Przewód dwuwarstwowy Pipelife PE 100RC z miedzianym przewodem detekcyjnym, przewód Egeplast 3L Lek Control PE z płaszczem aluminiowy, przewód Egeplast SLM®DCT PE z taśmą aluminiową.

Źródło: Opracowanie własne na podstawie :http://www.pipelife.com/pl/Produkty/wodociagi/robust.php oraz http://www.egeplast.pl/main.html

8. Podsumowanie

Lokalizowanie i trasowanie przewodów jest zajęciem czasochłonnym i wymagającym. Podstawą sukcesu jest wiedza i doświadczenie. Możliwe jest wykrywanie nie tylko przewodów metalowych, ale również tych z tworzyw sztucznych. Inwestycja w sprzęt i pracowników może przyczynić się do zmniejszenia o wiele większych, zbędnych wydatków na naprawę skutków przerwania przewodów w trakcie wykonywania prac ziemnych.

Literatura:

1. Csanda F., Wyznaczanie tras i wykrywanie uszkodzeń podziemnych rurociągów, kanałów i kabli, WNT, Warszawa 1966
2. Główny Geodeta Kraju, Wytyczne techniczne g - 4.4. Prace geodezyjne związane z podziemnym uzbrojeniem terenu, Warszawa 1987.
3. Pudło M., SEBA KMT EASYLOC RX/TX, „Geodeta. Magazyn geoinformacyjny", 2007, nr 4 (143)
4. http://www.egeplast.pl/main.html
5. http://www.mierzymy.pl/wykrywacze-instalacji,50.html
6. http://www.olmex.pl/doc/katalogiseba/uzbrojpodziem.pdf
7. http://www.pipelife.com/pl/Produkty/wodociagi/robust.php
8. http://www.radiodetection.com/menu_map_level_3.asp?sec_id=2690
9. http://www.schonstedt.com/Pdfs/Manuals/GA-92XT_Manual_12-02.pdf

inż. Paulina Tochwin,
Koło Młodych PZiTS,
Politechnika Białostocka,

Projekt kanalizacji sanitarnej na terenie o zabudowie jednorodzinnej

Słowa kluczowe*/Key words:sewerage system – kanalizacja sanitarna, self-cleansing speed – prędkość samooczyszczania, periodically flush – okresowe przepłukiwanie, manholes – studzienki, gravity - pump structure – układ grawitacyjno-pompowy*

Streszczenie:

Celem niniejszej pracy było wykonanie projektu sieci kanalizacji sanitarnej dla osiedla o zabudowie jednorodzinnej znajdującego się w Sokółce.

Całkowita ilość ścieków bytowo – gospodarczych odprowadzanych z kanalizowanego osiedla wyniosła 0,805 l/s. Ze względu na niewielkie ilości ścieków, układ zaprojektowany został z kanałów o średnicy 200 mm.

Napełnienie kanałów wyniosło od 0,44 cm do 2,60 cm, a prędkości przepływów wahały się od 0,18 m/s do 0,53 m/s. We wszystkich kanałach ściekowych nie będzie zachowana prędkość samooczyszczenia się kanału, dlatego kanały projektowanej sieci kanalizacyjnej należy okresowo przepłukiwać z zalegających zanieczyszczeń. Zalegające zanieczyszczenia takie jak piaski, osadzające się tłuszcze i inne podobne substancje, powodują zmniejszenie przekroju kanału i mogą prowadzić do zatykania się tych kanałów.

Do wykonania układu wybrano system kanalizacyjny firmy WAVIN Metalplast-Buk, składający się z przewodów PVC-U oraz studzienek kanalizacyjnych PP. Do budowy kanalizacji można użyć materiałów innego producenta niż wymieniony w projekcie pod warunkiem, że materiał nie będzie o gorszych parametrach, niż przyjęty w projekcie i po uzyskaniu akceptacji Inwestora i autora projektu.

Po szczegółowej analizie topografii terenu oraz przy uwzględnieniu aspektów ekonomicznych uznano, iż najlepszym rozwiązaniem będzie system kanalizacji o układzie grawitacyjno - pompowym. Uzyskane zagłębienia sieci są do zaakceptowania pod względem ekonomii robót ziemnych. Minimalne zagłębienie wyniosło 1,60 m, natomiast zagłębienie maksymalne 4,68 m.

Aby odprowadzić ścieki z zaprojektowanego układu do istniejącej sieci zaistniała konieczność zastosowania przepompowni, która przepompowuje ścieki przewodem tłocznym do studzienki na istniejącej sieci kanalizacyjnej.

Summary:

The aim of this study was to make a sewerage system project for an estate of detached houses located in Sokółka.

The total quantity of sanitary sewage drain from the channeled housing amounted to 0.805 l / s. Due to the small quantity of sewage, the system had been designed of the channels about 200 mm diameter.

Filling the channels ranged from 0.44 cm to 2.60 cm, and the flow speed ranged from 0.18 m / s to 0.53 m / s. The self-cleansing speed of sewage pipes will not be maintained in all sewers, so channels of the proposed sewerage system must be periodically flush out from defaulting impurities. Deposited impurities such as sand, settle fats and similar substances cause of reduction the profile of the channel and it can lead to clogging these channels.

To execute the system was chosen the sewer system of firm WAVIN Metalplast-Buk consisting of PVC-U pipes and PP manholes. For building the sewer system can be used the materials other producer than those listed in the project provided that the materials will not be of a worse performance than those adopted in the project and after obtained the acceptance of the investor and the author of project.

After a detailed analysis of the topography and taking into account economic aspects, it was considered that the best solution will be sewer system in gravity - pump structure. The resulting depressions of sewerage system are for accepting in respect of economy of earthworks. Minimal depression amounted to 1.60 m, while the maximum depression 4.68 m.

To drain wastewater from designed system for existing sewerage system occurred necessity application a pump station, which pumped the wastewater by discharge pipe to manhole on existing sewerage system.

1. Wprowadzenie

Kanalizacja jest złożonym systemem, składającym się z przyborów sanitarnych i innych urządzeń do odbioru ścieków z terenów zabudowanych, łączących się przewodami, które stopniowo zbierają ścieki do wspólnego przewodu. Ścieki są transportowane do oczyszczalni ścieków, gdzie są oczyszczane w wymaganym stopniu, a następnie są kierowane do odbiornika (gruntowego lub wodnego). [1, 2]

Kanalizacja konwencjonalna lub grawitacyjna jest uważana za jedną z najprostszych i najpopularniejszych rozwiązań odprowadzania ścieków z zabudowy. Opiera się ona na zachowaniu odpowiednich różnic między rzędną najwyżej położonego punktu i rzędną najniżej położonego punktu, a więc mieszczących się w dopuszczalnych granicach jego spadku na długości. [5]

Zadania kanalizacji w zakresie odprowadzania ścieków komunalnych muszą być realizowane przy zapewnieniu odpowiednich standardów ochrony środowiska na obszarze objętym kanalizacją i w zasięgu jej oddziaływania.[1]

3. Zakres opracowania

3.1. Opis zaprojektowanego układu

Teren objęty opracowaniem położony jest w województwie podlaskim, w granicach administracyjnych miasta Sokółka. Jest to nowo powstające osiedle o planowanej zabudowie jednorodzinnej. Na rozpatrywanym terenie brak jest lokali usługowych i użyteczności publicznej. Ulica nie posiada nawierzchni utwardzonej, brak również chodników dla pieszych.

Ukształtowanie terenu jest niekorzystne co przyczyniło się do projektowania sieci kanalizacji sanitarnej w układzie grawitacyjno-pompowym. Układ zaprojektowanej sieci kanalizacyjnej pokazano na rysunku nr 1.

3.2. Obliczenie ilości ścieków

Przyjęto, iż ilość ścieków odprowadzanych z kanalizowanego osiedla, będzie równa zużyciu wody przez jego mieszkańców.

Według Rozporządzenia Ministra Infrastruktury z dnia 14 stycznia 2002r. w sprawie przeciętnych norm zużycia wody, przyjęto zużycie wody na jednego mieszkańca jak w gospodarstwach domowych wyposażonych w wodociąg, ubikację, łazienkę, lokalne źródło ciepłej wody wynosi 100 l/d.

Stąd:

Q_{dmax} = 100 * 2= 200 l/d

Q_{hmax} = 3 * (200/24) = 25 l/h

Q_{smax} = 25 / 3600 = 0,00694 l/s

N_d = 2 − współczynnik nierównomierności dobowej spływu ścieków dla mieszkalnictwa jednorodzinnego [2];
N_h = 3 − współczynnik nierównomierności godzinowej spływu ścieków dla mieszkalnictwa jednorodzinnego [2].

W tabeli nr 1 zestawiono odcinki sieci kanalizacyjnej, przynależne do poszczególnych odcinków numery działek oraz wyniki obliczeń, dotyczących obliczeń ilości ścieków płynących na poszczególnych odcinkach sieci.

Tabela 1. Ilość ścieków na poszczególnych odcinkach w projektowanym układzie sieci.

Odcinek	Numer działki przynależnej	Przyjęta liczba mieszkańców	Spływ odcinkowy [l/s]	Przepływ obliczeniowy Q_{obl} [l/s]
1-2	144/6 144/10	4 8	0,0278 0,0555	0,0833

2-3	144/2 144/4 144/9	5 7 4	0,0347 0,0486 0,0278	0,1944
3-4	141/19 141/22	6 6	0,0416 0,0416	0,2776
4-5	141/17 141/21	7 8	0,0486 0,0555	0,3817
5-10	141/15	5	0,0347	0,4164
6-10	141/13 141/20	7 5	0,0486 0,0347	0,0833
7-8	141/7 141/10	8 6	0,0555 0,0416	0,0971
8-9	141/8 141/11	5 6	0,0347 0,0416	0,1734
9-10	141/12	5	0,0347	0,2081
11-12	141/14	7	0,0486	0,0486
10-12	141/9	7	0,0486	0,805

3.3. Obliczenia hydrauliczne sieci kanalizacyjnej

Obliczenia hydrauliczne przeprowadza się na podstawie wcześniej ustalonych, w odniesieniu do danych odcinków kanałów, miarodajnych natężeń przepływu i ustalonych spadków kanałów.

Do obliczeń hydraulicznych skorzystano z krzywych sprawności dla przekroju kołowego oraz z nomogramu dla całkowicie napełnionych rur kanalizacyjnych z PVC klasy N (SDR 41), które zostały opracowane na podstawie następujących wzorów:

- wzór Colebrook'a – White'a – do obliczeń hydraulicznych przy całkowitym napełnieniu kanału

$$Q = -6{,}95 log\left(\frac{0{,}74}{d\cdot\sqrt{d\cdot l}} + \frac{k}{3{,}71\cdot d}\right)\cdot d^2\cdot\sqrt{d\cdot l} \quad (1)$$

- wzór Bretting'a – do obliczeń hydraulicznych przy częściowym napełnieniu kanału

$$\frac{q}{Q_f} = 0{,}46 - 0{,}5\cdot cos\left(\pi\cdot\frac{y}{d}\right) + 0{,}04\cdot\cos\left((2\pi\cdot\frac{y}{d}\right) \quad (2)$$

gdzie:
Q – przepływ płynu przy całkowitym napełnieniu kanału [m^3/s],
Q_f – przepływ płynu przy całkowitym napełnieniu przewodu linia energii jest równoległa do przebiegu sieci [m^3/s],
q – przepływ przy częściowo napełnionym przewodzie [m^3/s],
d – wewnętrzna średnica rur [m],
v – prędkość przepływu płynu przy częściowo napełnionym przewodzie [m/s],
v_f - prędkość przepływu płynu przy całkowicie napełnionym przewodzie [m/s],
I – spadek sieci kanalizacyjnej,
k – współczynnik tarcia (chropowatości bezwzględnej k– 0,40 [mm] – dla kanałów z bocznymi dopływami i uzbrojeniem, uwzględnia opory miejscowe przy łukach, trójnikach itp.) [m],
y – głębokość wypełnienia częściowo napełnionej rury [m]. [4]

Wyniki obliczeń hydraulicznych projektowanej sieci zestawiono w tabeli numer 2.

3.4. Rozwiązanie wysokościowe sieci

Celem rozwiązań wysokościowych sieci jest dążenie do stworzenia warunków dla przepływu grawitacyjnego, aby uzyskać zagłębienia sieci minimalne dla określonych warunków.

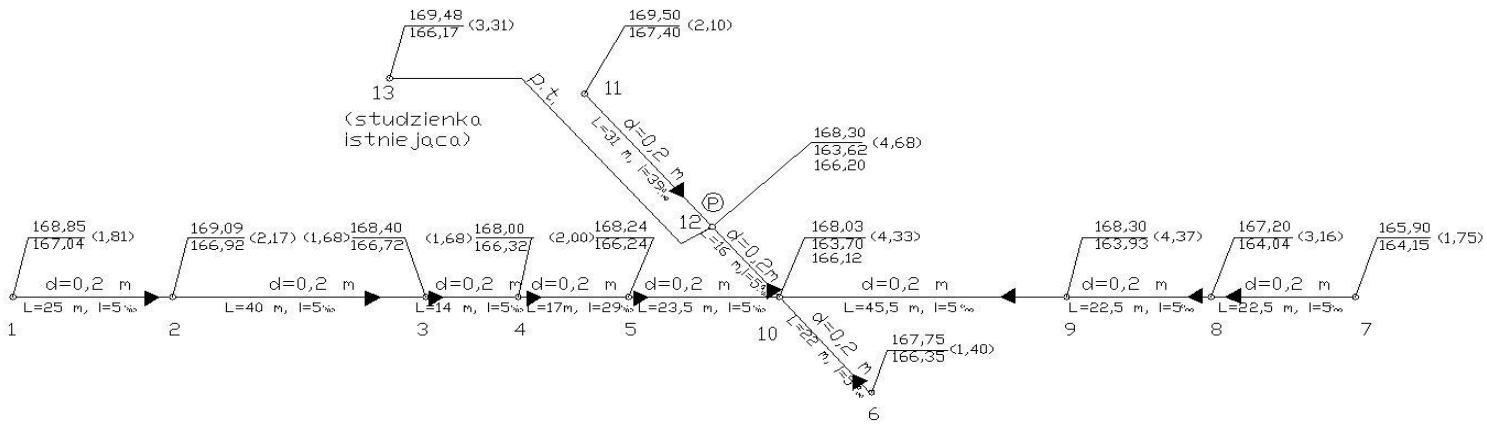
Aby ułatwić odprowadzenie ścieków z budynków oszacowano minimalne zagłębienia zewnętrznej sieci kanalizacyjnej, które umożliwiają podłączenia przykanalików.

Ze względu na niekorzystne ukształtowanie terenu maksymalne zagłębienie kanału wynosi 4,68 m (w węźle 12). W związku z tym zaistniała konieczność zastosowania przepompowni w węźle 12, która odprowadzi ścieki przewodem tłocznym ze studzienki nr 12 do studzienki nr 13 na istniejącej sieci kanalizacyjnej.

Wyniki rozwiązań wysokościowych projektowanej sieci zestawiono w tabeli numer 2.

Tabela 2. Obliczenia hydrauliczne sieci kanalizacyjnej

Numer studni	Przepływ odcinkowy [l/s]	Długość odcinka [m]	Spadek kanału [‰]	Średnica kanału [m]	Napełnienie kanału [cm]	Prędkość rzeczywista [m/s]	Rzędna terenu [m.n.p.m]	Rzędna dna kanału [m.n.p.m.]	Zagłębienie kanału [m]	Przykrycie kanału [m]
1	0,083	25	5	0,2	0,92	0,18	168,85	167,04	1,81	1,61
2							169,09	166,92	2,17	1,97
2	0,194	40	5	0,2	1,48	0,25	169,09	166,92	2,17	1,97
3							168,40	166,72	1,68	1,48
3	0,278	14	29	0,2	1,12	0,53	168,40	166,72	1,68	1,48
4							168,00	166,32	1,68	1,48
4	0,382	17	5	0,2	2,04	0,30	168,00	166,32	1,68	1,48
5							168,24	166,24	2,00	1,80
5	0,416	23,5	5	0,2	2,10	0,30	168,24	166,24	2,00	1,80
10							168,03	166,12	1,91	1,71
6	0,083	22	5	0,2	0,92	0,18	167,75	166,15	1,60	1,40
10							168,03	166,04	1,99	1,79
7	0,097	22,5	5	0,2	1,05	0,21	165,90	164,15	1,75	1,55
8							167,20	164,04	3,16	2,96
8	0,173	22,5	5	0,2	1,44	0,24	167,20	164,04	3,16	2,96
9							168,30	163,93	4,37	4,17
9	0,208	45,5	5	0,2	1,52	0,25	168,30	163,93	4,37	4,17
10							168,03	163,70	4,33	4,13
11	0,049	31	39	0,2	0,44	0,18	169,50	167,40	2,10	1,90
12							168,30	166,20	2,10	1,90
10	0,805	16	5	0,2	2,60	0,34	168,03	163,70	4,33	4,13
12							168,30	163,62	4,68	4,48



Rysunek 1. Schemat obliczeniowy projektowanego układu skala 1:1000

4. Zastosowane rozwiązanie materiałowe

Do budowy projektowanej sieci kanalizacyjnej zostaną zastosowane rury kanalizacyjne wykonane z PVC, o średnicy 0,15 m i 0,20 m klasy N (SN 4 kN/m^2) firmy WAVIN Metalplast-Buk ze względu na liczne zalety m.in.: dużą odporność na korozję wewnętrzną i zewnętrzną, nietoksyczność, dużą odporność na przemarzanie czy ścieranie. Uzbrojenie sieci stanowić będą rury oraz studzienki produkowane przez firmę WAVIN. Stanowią one integralną część tworzonych systemów kanalizacyjnych. Na kolektorach kanalizacyjnych przewiduje się zamontowanie studni włazowych Tegra 1000 NG. Jako studnie początkowe, do których podłączono przykanaliki, poleca się zastosowanie studni niewłazowych Tegra 600.

Studzienka Tegra 1000 nowej generacji NG z trzonową rurą karbowaną jest studzienką kanalizacyjną włazową o średnicy wewnętrznej 1 m z dostępem do czyszczenia i kontroli przeprowadzanych przez personel. [6]

Studzienka Tegra 600, jest studzienką kanalizacyjną niewłazową o średnicy wewnętrznej 60 cm. Studzienki kanalizacyjne niewłazowe są również nazywane inspekcyjnymi. [6]

Po wykonaniu projektu sieci kanalizacyjnej i jego zatwierdzeniu przez uprawnionego geodetę przystępuje się do wykonania kanalizacji. Przed przystąpieniem do ułożenia przewodów należy wykonać prace przygotowawcze, do których zalicza się:

- wytyczenie osi kanału,
- wykonanie wykopów,
- odwodnienie wykopów. [3]

Takie czynności jak: transport, składowanie rur PVC-U, montaż rur i kształtek PVC-U czy próba szczelności przewodów grawitacyjnych powinna być wykonana zgodnie z wytycznymi określonymi przez firmę WAVIN Metalplast-Buk.

5. Podsumowanie

Zaprojektowany układ sieci będzie umożliwiał odprowadzenie ścieków bytowo-gospodarczych z budynków usytuowanych na osiedlu jednorodzinnym w Sokółce.

Aby odprowadzić ścieki z zaprojektowanego układu do istniejącej sieci zaistniała konieczność zastosowania przepompowni w węźle 12, która przepompowuje ścieki przewodem tłocznym do studzienki nr 13 na istniejącej sieci kanalizacyjnej.

Zaprojektowany układ kanalizacyjny zapewni odprowadzenie ścieków bytowo – gospodarczych z nowo powstającego osiedla, co niewątpliwie wpłynie na poprawę stanu gospodarki wodno ściekowej Sokółce.

Literatura:

1.Błaszczyk W., Stamatello H., Błaszczyk P.: *Kanalizacja: sieci i pompownie tom 1,* Wydawnictwo Arkady, Warszawa, 1983

2. Heidrich Z.: *Kanalizacja. Podręcznik dla technikum*, Wydawnictwo Szkolne i Pedagogiczne, Warszawa 1999

3. Heidrich Z., Roman M., Tabernacki J.: *Wodociągi i kanalizacja część II*, Wydawnictwo Szkolne i Pedagogiczne, Warszawa 1989

4. Kanalizacja zewnętrzna, firma Wavin http://content.wavin.com/WAXPL.NSF/pages/KanzewPVCCataloguePL/$FILE/Kanalizacja_Zewnetrzna.PDF

5. Suligowski Z.: *Kanalizacja*, Wydawnictwo Uniwersytetu Warmińsko – Mazurskiego, Olsztyn 2000

6.Studzienki kanalizacyjne firmy Wavin http://content.wavin.com/WAXPL.NSF/pages/StudzCataloguePL/$FILE/Studzienki_kanalizacyjne_kwiecien_2011.pdf

UWARUNKOWANIA SANITARNO – INŻYNIERYJNE

Anna Kosiorek, Milena Kosiorek
Koło Naukowe Inżynierów Środowiska.
Koło Naukowe Chemii Środowiska.
Uniwersytet Warmińsko-Mazurski w Olsztynie.

Człowiek a warunki mieszkaniowe
Man and housing conditions

Słowa kluczowe: *zdrowie człowieka, spalanie gazu, wentylacja, komfort mieszkaniowy.*
Keywords: *human health, natural gas combustion, ventilation, comfort housing.*

Streszczenie: Warunki mieszkaniowe w jakich kiedyś żył człowiek znacznie różnią się od współczesnego budownictwa. Wzrost cen energii bezpośrednio przyczynił się do powszechnego stosowania w budownictwie sztucznych materiałów izolacyjnych. Materiały te są tanie, nieprzepuszczalne dla powietrza i odznaczają się niskim współczynnikiem przenikania ciepła. Oprócz tego wprowadzono do pomieszczeń mieszkalnych gazowe urządzenia grzewcze, często zapominając o standardach wentylacyjnych. Skutek tego działania jest taki, iż w pomieszczeniach podwyższona jest zawartość CO_2, CO i wilgotność, a obniżona ilość tlenu. Brak skutecznej wentylacji stwarza korzystne warunki dla kondensacji pary wodnej oraz powstawanie grzyba na ścianach budynku. Dodatkową emisję zanieczyszczeń stwarzają elementy umeblowania oraz wykończenia wnętrz, a także człowiek będący sam dla siebie źródłem licznych składników: CO_2, H_2O, kurzu i bakterii. Skutkiem przekroczenia dopuszczalnych wartości różnych składników w miejscach przebywania człowieka mogą być liczne schorzenia, senność, podatność na alergie, duszności a nawet śmierć. Nieodłącznie wpływa to również na nasze samopoczucie jak i wydajność wykonywanej pracy.

Summary: Housing conditions in which once lived a man very different to the modern construction industry. Rising energy prices directly contributed to the widespread use in construction of artificial insulating materials. These materials are cheap, impervious to air and are characterized by a low coefficient of heat transfer. In addition, introduced to the living areas Gas heaters, often forgetting about the standards of ventilation. The result of this action is such that the premises is increased content of CO_2, CO and humidity, and the reduced amount of oxygen. Lack of effective ventilation creates favorable conditions for the condensation and formation of the fungus on the walls of the building. Additional emissions pose furnishings and interior design, and the man who for himself the source of numerous components: CO_2, H_2O, dust and bacteria. The result exceeded the limit values of the various components in places where a man can be numerous disorders, sleepiness, susceptibility to allergies, breathing problems and even death. Inherently it also affects our mood and performance work.

1. Wprowadzenie

Ciągłe polepszanie warunków mieszkaniowych spowodowało, iż zapomnieliśmy o zagrożeniach z tego wynikających. Fakt ten jest bardzo istotny bowiem w budynkach, w tym i mieszkalnych przebywamy większość czasu i niekorzystny czynnik nawet w małym stężeniu może spowodować nieodwracalny uszczerbek w naszym zdrowiu. Tym czynnikiem mogą być gazowe urządzenia grzewcze eksploatowane przy nieodpowiedniej wentylacji. Dodatkowym czynnikiem mającym istotne znaczenie w przypadku tego problemu ma duża izolacyjność materiałów budowlanych, charakteryzujących się niskim współczynnikiem przenikania ciepła. Kosztem wygodnego życia jakość środowiska zmalała, a zapobieganie temu niekorzystnemu dla nas zjawisku stało się obecnie bardzo trudne.

2. Stan powietrza wewnętrznego

Stan powietrza w pomieszczeniach, w których przebywa człowiek powinien odpowiadać parametrom wpływającym na dobre samopoczucie osób w nich przebywających. Spełnienie odpowiednich warunków zapewnia właściwy komfort mieszkaniowy, gdzie:
- w okresie zimowym temperatura powietrza wynosi 20-22˚C, w okresie letnim 23-25˚C,
- średnia temperatura wszystkich przegród otaczających powinna odpowiadać temperaturze pomieszczenia,

- wilgotność względna mieści się w granicach 30-70%, a szybkość zmian wilgotności nie wzrasta ponad 20% w ciągu upływu jednej godziny,
- prędkość powietrza w granicach temperatury od ≤ 20-26˚C nie może przekraczać odpowiednio 0,15 do 0,5 m/s [4].

Pomieszczenie użyteczności mieszkaniowej człowieka zmienia swój stan ze względu na zyski ciepła, wilgoci oraz wydobywanie się gazów i par z elementów umeblowania oraz wykończenia wnętrz. Do zysków ciepła zalicza się: oświetlenie elektryczne, nasłonecznienie a także sama obecność człowieka wynikającą z wykonywanych czynności fizycznych. Biorąc pod uwagę zyski wilgoci wynikają one z parowania wody z powierzchni swobodnej zbiorników występujących w pomieszczeniu (np. wanien) [2].
W celu zobrazowania skali problemu podjęto się przeprowadzenia obliczeń.

Według nich stwierdza się, że: pomieszczenie kuchenne znajdujące się w mieście o łącznej powierzchni ścian (+sufit) wynoszącym około 80 m^2 malowane natryskowo barwną farbą nitro, z drewnianym oknem podwójnie szklonym o grubości szkła 2,5 mm, powierzchni około 2 m^2 (od strony wschodniej) w czerwcu o godzinie 17.00 zyska:
- około 195 W ciepła,
- około 1% wilgoci,
- 21,6 kg/h gazów i oparów rozpuszczalnika podczas jak i po zakończeniu malowania.

3. Spalanie gazów w pomieszczeniach mieszkalnych-wentylacja.

Ze względu na to, że gaz palny wydziela ciepło, spowodowane jego utlenieniem staje się ono dodatkowym czynnikiem wpływającym na zmiany warunków mieszkaniowych. Zmiany te powodują również składniki jakie wydzielają się podczas jego spalania, do których głównie zalicza się CO, CO_2, NO_x oraz para wodna[1]. Według [2] teoretyczna ilość powietrza zużyta do spalenia gazu ziemnego, o składzie CH_4-92,9%, C_2H_6- 4,5%, C_3H_8-0,8%, C_4H_{10} i C_mH_n-0,6%, N2-0,5%, CO_2-0,1%, przy wilgotności gazu 10,1g/m^3 wynosi 10,2 m^3 powietrza na 1 m^3 spalonego gazu. Natomiast ilość wydzielonego N w spalinach to 8,06 m^3/m^3, a ilość wydzielonej pary wodnej wynosiła 2,27 m^3/m^3.

Aby mogło dojść do zapalenia mieszaniny gazu i powietrza konieczne jest jej podgrzanie do temperatury zapłonu. Przyjmuje się, że nawet w przypadku dobrze skonstruowanego palnika przy dłuższej pracy ilość CO w wydzielających się spalinach może wynieść nawet 0,1% [8].

W celu utrzymania odpowiednich parametrów czystości powietrza w pomieszczeniach mieszkalnych należy zastosować jego wentylację oraz odpowiednio odprowadzać spaliny z urządzeń gazowych[2]. W związku z tym wentylacja wnętrz powinna: dostarczać powietrza niezbędnego do oddychania jak i spalania gazu, rozcieńczać, a zarazem odprowadzać skumulowane gazy, usuwać nagromadzoną wilgoć oraz stwarzać komfort cieplny. Najczęściej stosowaną metodą wentylacji jest wentylacja naturalna oraz mechaniczna[6].

4. Wpływ niewłaściwych warunków mieszkaniowych na zdrowie człowieka.

Według badań przeprowadzonych między innymi przez [7] w roku 2004 można zaobserwować, że człowiek coraz więcej czasu (około 90%) spędza w pomieszczeniach zamkniętych. Wraz ze zwiększeniem źródeł zanieczyszczeń powietrza zwiększyła się różnorodność koncentrowanych gazów, będących główną przyczyną złego samopoczucia człowieka oraz licznych chorób [3]. Główną przyczyną są częste przekroczenia maksymalnej wilgotności powietrza. Dzięki skraplaniu pary wodnej tworzą się odpowiednie warunki do rozwoju mikroorganizmów. Skutkiem tego zjawiska jest rozwój pleśni stanowiącej przyczyny alergii, duszności, senności oraz nudności[5]. Natomiast w związku z brakiem odpowiedniej wentylacji, nagromadzone zanieczyszczenia związane ze spalaniem gazu mogą

powodować zaburzenia orientacji, utratę przytomności, uszkodzenie układu nerwowego, chorobę wieńcową, zawał a nawet śmierć [9].

Literatura:

1. Albers J., Dommel R., Montaldo-Ventsam H., Nedo H., Übelackier E., Wagner J., *Systemy centralnego ogrzewania I wentylacji. Poradnik dla projektantów i instalatorów,* Wydawnictwo naukowo-Techniczne, Warszawa 2007
2. Bąkowski K., *Sieci i instalacje gazowe,* Wydawnictwo Naukowo-Techniczne 2002
3. Gaska-Jędruch U., *Zanieczyszczenie mikrobiologiczne w powietrzu wewnętrznym* W: *Polska inżynieria środowiska pięć lat po wstąpieniu do Unii Europejskiej T. 2,* red. J. Ozonka, A. Pawłowski, „Polska Akademia Nauk. Komitet Inżynierii Środowiska", Poznań 2009
4. Krygier K., Klinke T., Sewerynik J., *Ogrzewnictwo, Wentylacja, Kimatyzacja,* Wydawnictwo Szkolne i Pedagogiczne, Warszawa 1995
5. Czerski G., *Ocena zagrożeń zatruć tlenkiem węgla użytkowników urządzeń gazowych w oparciu o bilans masowy pomieszczenia*, „Gaz, Woda i Technika Sanitarna", 2005, nr 11
6. Gaczął T., *Wentylacja naturalna. Systemy nawiewu-wybrane przykłady*, „Czasopismo Techniczne", 2007, z. 4-A
7. Guo H., Lee S.C., Chan L.Y., *Indoor air quality investigation at air-conditioned and non air- conditioned markets in Hong Kong,* „Science of the total environment", 2004, 323
8. Oparczyk G., Konieczyński J., *Tlenek węgla w pomieszczeniach jako efekt eksploatacji kuchni gazowych, Problemy jakości powietrza wewnętrznego w Polsce 2001*, Instytut Ogrzewnictwa i Wentylacji Politechniki Warszawskiej, 2002
9. http://www.straz.gov.pl/page/index.php?str=3216

inż. Piotr Ofman
Studenckie Koło Naukowe Inżynierii Środowiska
Politechnika Białostocka

Zagrożenia powodowane migracją produktów naftowych w środowisku gruntowo- wodnym

Słowa kluczowe: *ropa naftowa, wycieki ropy naftowej, chemizm ropy naftowej, zagrożenie zdrowia*
Key words: *petroleum, petroleum leakage, petroleum chemism, health hazard.*

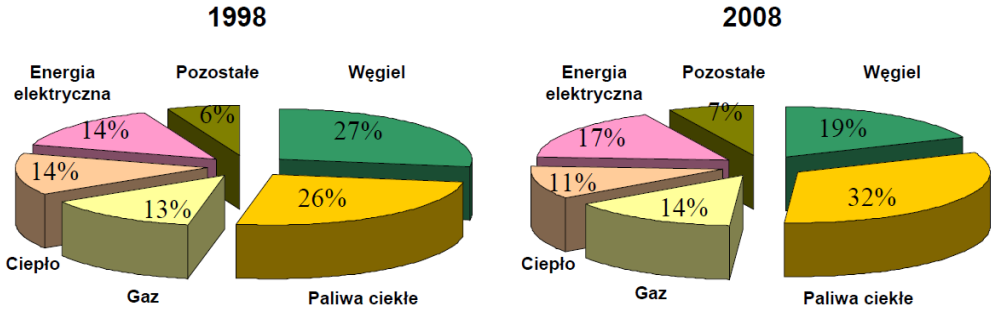
Streszczenie: Celem tego artykułu jest zwrócenie uwagi na problem migracji substancji i produktów pochodzenia naftowego do środowiska gruntowo- wodnego, jak również jego wpływ na rozwój, zdrowie oraz życie organizmów żywych bytujących na zagrożonych terenach. W pracy zwrócono uwagę na chemizm ropy naftowej i jej produktów, charakterystykę toksykologiczną związków i produktów pochodzenia naftowego, skutki krótko- i długofalowej ekspozycji poszczególnych tych organizmów żywych na ich działanie, jak również bytowanie w środowisku zanieczyszczonym substancjami ropopochodnymi. Zwrócono uwagę na skutki migracji zanieczyszczeń naftowych w świetle obecnego rozwoju gospodarczego, jak również przedstawiono i omówiono niebezpieczeństwa wynikające z braku podjęcia działań mających na celu minimalizację ilości wypadków, w których następuje migracja zanieczyszczeń naftowych do środowiska wodnego i gruntów.
Abstract: Main purpose of this paper is to show how important and dangerous is petroleum substances and products migration problem into water and ground environment and how it influence on health and evolution of life forms on endangered area. Paper also presents chemism of petroleum. Afterwards paper includes toxicological characteristic of petroleum contaminations, consequences of short- and long terms of exposition to pollutants and methods of storing and transporting petroleum products. In conclusion paper shows how important is to keep our environment safety and what are the consequences of uncontrolled petroleum hydrocarbon migration.

1. Wprowadzenie

Wraz z rozwojem przemysłu stale wzrasta zapotrzebowanie na surowce energetyczne wykorzystywane w procesach jednostkowych niemalże każdego działu gospodarki. Dane statystyczne dowodzą, że człowiek zdecydowanie częściej sięga po paliwa płynne pochodzenia naftowego, niż po węgiel czy też gaz ziemny. W Polsce na przestrzeni lat 1998-2008 zaobserwowano znaczny wzrost wykorzystania paliw płynnych i zmniejszenie zużycia surowców stosowanych do tej pory. Zmiany te przedstawiono na rysunku 1 [1].

Na podstawie diagramów stwierdzić można, że w porównaniu z rokiem 1998 zużycie paliw płynnych, głównie pochodzenia naftowego wzrosło o 6%, natomiast wykorzystanie węgla w procesach produkcyjnych i gospodarstwach domowych zmniejszyło się o około 8%. W związku z tym coraz częściej dochodzi do degradacji środowiska gruntowo- wodnego na skutek występowania niekontrolowanych wycieków ropy naftowej, oraz jej produktów w czasie przechowywania i transportu [1].

Rysunek 1. Procentowe zużycie nośników energii w Polsce roku 1998 i 2008.
Figure 1: Percentage usage of energy sources in Poland in 1998 and 2008.



Źródło: Główny Urząd Statystyczny, *Efektywność wykorzystania energii w latach 1998- 2008*, Warszaw 2010

2. Właściwości fizyczne i chemiczne ropy naftowej

Ropę naftową, wykorzystywaną w procesach destylacji, opisuje się szeregiem właściwości fizycznych. Znajomość większości z nich jest często niezbędna do tego, aby procesy obróbki surowca w rafineriach przebiegały w sposób prawidłowy i niezagrażający środowisku w znacznym stopniu. Jednakże z ekologicznego punktu widzenia do najważniejszych właściwości fizycznych ropy i jej pochodnych zaliczyć należy przede wszystkim:

- Lepkość, która jest jednym z parametrów technologicznych ropy naftowej. Ma ona szczególnie duże znaczenie w przypadku transportu surowca za pomocą rurociągów. Decyduje ona również w znacznym stopniu o możliwości migracji ropy i jej produktów w środowisku naturalnym podczas wycieków do gruntu.
- Gęstość, która zgodnie z danymi literaturowymi wynosi od 0,8 do 1,0 g/cm^3 jest zależna od składu chemicznego surowca. Dzięki niej ropa naftowa może unosić się na wodzie i tworzyć cieniutką warstwę zanieczyszczeń (tak zwany „film”), który uniemożliwia przedostawanie się powietrza do wnętrza zbiornika wodnego w miejscu wycieku [2].
- Lotność, która jest jednym z parametrów technologicznych określających wydajność poszczególnych frakcji zawartych w ropie. Ponadto w trakcie wycieku do gruntu charakteryzuje ona szybkość i głębokość, na jaką rozprzestrzeni się pollutant [5,6].

3. Produkty rafinacji ropy naftowej

Ropa naftowa jako jeden z podstawowych surowców energetycznych współczesnej gospodarki jest przetwarzana na szereg produktów. Do podstawowych z nich zaliczyć można przede wszystkim benzynę, naftę i paliwa lotnicze, oleje gazowe, paliwa dieslowe, oleje grzewcze, ciężkie oleje opałowe, oleje bazowe do wytwarzania środków smarowych oraz gotowe produkty smarowe, woski naftowe i substancje bitumiczne.

Sposób oddziaływania na środowisko poszczególnych produktów destylacji ropy zależy jest przede wszystkim od wielkości wycieku oraz od rodzaju podłoża, na którym następuje migracja. Nie bez znaczenia są właściwości fizyczne i chemiczne danej substancji, ponieważ decydują one o możliwości jej usunięcia i doborze optymalnej metody likwidacji zagrożenia w zależności od tego, czy wyciek nastąpił do gruntu, czy też do środowiska wodnego.

Z powyższej grupy produktów pochodzenia naftowego za najbardziej niebezpieczne uważa się paliwa płynne takie jak benzyna czy olej napędowy. Głównym czynnikiem decydującym o szczególnym zagrożeniu powodowanym przez te frakcje jest fakt, iż są one wykorzystywane w znacznych ilościach w przemyśle oraz w każdej dziedzinie życia [3,5,6].

4. Metody przechowywania i transportu produktów naftowych

4.1. Przechowywanie produktów naftowych na terenie Polski

Produkty destylacji ropy naftowej przechowywane są w bazach magazynowych, zlokalizowanych w ustalonych miejscach, które zostały wcześniej przeanalizowane pod kątem budowy baz paliw płynnych. Powierzchnia terenu stacji wynosi przeważnie kilkadziesiąt hektarów.

Bazy paliw płynnych w Polsce wyposażone są najczęściej w wykonane ze stali zbiorniki naziemne, o kształcie cylindrycznym z pionową osią główną oraz z pływającymi dachami. Powierzchnia, na której posadowione są zbiorniki zabezpieczona jest na wypadek awarii, poprzez kanalizację technologiczną oraz tak zwane obwałowanie.

Zadaniem kanalizacji technologicznej jest odprowadzenie pozostałych ilości produktu pochodzenia naftowego do lokalnej oczyszczalni ścieków. Natomiast obwałowanie spełnia

rolę tamy, która zabezpiecza przed przedostaniem się ropy poza obszar awarii. Kubatura terenu wyznaczonego prze obwałowanie powinna być tak zaprojektowana, aby zmieściła się w niej cała zawartość uszkodzonego zbiornika [5,7,8].

4.2. Metody transportu produktów naftowych

Istnieją dwa znane sposoby transportu ropy naftowej i jej produktów. Mianowicie transport z użyciem rurociągów i z wykorzystaniem środków komunikacji drogowej, lotniczej czy wodnej. Spośród wszystkich możliwości przemieszczania produktów naftowych najbardziej preferowany i zarazem najmniej uciążliwy dla środowiska jest transport rurociągowy. Ideą transportu cieczy przez rurociąg jest tłoczenie jej pod wysokim ciśnieniem rzędu kilku MPa. Przewody prowadzone są od stacji nadawczej do odbiorczej, którą najczęściej jest baza magazynująca paliwa płynne. Tam ropa bądź jej produkty są magazynowane lub rozdzielane i przesyłane dalej. Obecnie budowane rurociągi mają charakter dalekosiężnych. Służą one do przesyłu ropy naftowej i jej produktów poza terenem baz paliw ciekłych, stacji kolejowych czy też lotnisk. Rurociągi dalekosiężne uzbrajane są w stacje pomp, które służą do podwyższania ciśnienia transportowanego medium. Są one budowane na wcześniej ustalonych obszarach. Kolejnym elementem uzbrojenia rurociągów dalekosiężnych są stacje zasuw. Ich zadaniem jest odcięcie danego odcinka przewodu w przypadku awarii. Lokalizacja zasuw nie jest jednoznacznie określona i zależy w dużej mierze od ukształtowania terenu czy też warunków technologicznych. Jednakże często przez wzgląd na tereny istotne z ekologicznego punktu widzenia, takie jak cieki i zbiorniki wodne, stosuje się w tych miejscach dodatkowe zasuwy. Dodatkowo rurociągi dalekosiężne zabezpieczane są przed korozją z wykorzystaniem tak zwanych rozdzielni technologicznych. [5]

5. Właściwości toksykologiczne a zdrowie i życie organizmów

Toksykologiczne właściwości ropy naftowej i jej produktów nie są jednoznacznie określone. Zależą one w głównej mierze od miejsca wydobycia ropy, które w dużym stopniu ma wpływ na jej skład chemiczny. Również nie bez znaczenia jest wiek samego surowca. Ponadto do określenia destruktywnego wpływu ropy naftowej na organizmy żywe niezbędny jest dobór odpowiedniego organizmu wskaźnikowego. [5]

Mechanizm ataku organizmów żywych przez węglowodory przebiegać może na cztery sposoby fizyczny, farmakologiczny, mutagenny i fotoakcja związków trudno rozpuszczalnych. Oprócz produktów destylacji ropy, które mogą przedostawać się w czasie niekontrolowanych wycieków do środowiska gruntowo- wodnego, uwagę zwrócić należy również na węglowodory ropopochodne obecne w ściekach komunalnych i przemysłowych, w których spotkać można również związki chloru i detergenty z gospodarstw domowych jak również z procesów produkcyjnych. Na skutek promieniowania UV substancje te razem z poszczególnymi frakcjami ropy tworzą tak zwane związki chlorowcopochodne węglowodorów, które są niezwykle szkodliwe dla wszystkich organizmów żywych [5].

Tabela 1. Toksyczność ropy naftowej w stosunku do Rozwielitki Wielkiej.
Table 1. Toxicology of petroleum in relation to Daphina magna.

Rodzaj ropy naftowej	LC_{50} po 48 godzinach [% frakcji rozpuszczonej w wodzie]	LC_{50} po 48 godzinach [mg/l]
Bent Horn	18,0- 32,0	1,15- 2,04
Zachodnia niskosiarkowa	33,2- 44,6	5,36- 7,20
Transmountain	32,0- 100,0	2,53- 7,90
Norman Wells	49,7- 66,3	5,86- 7,81

Wenezuelska	54,5- 99,9	5,69- 10,42
Atkinson	>100,0	>2,27
Hibernia	52,6- 79,3	4,38- 6,60
Lago Medio	>100	>12,1

Źródło: Surygała J., *Ropa naftowa a środowisko przyrodnicze*, Oficyna Wydawnicza Politechnik Wrocławskiej, Wrocław 2001

5.1. Wpływ węglowodorów na organizm człowieka

Wśród wszystkich grup węglowodorów, węglowodory chlorowcopochodne wykazują silne właściwości kancerogenne oraz teratogenne. Mogą one ulegać kumulacji w narządach wewnętrznych takich jak wątroba, nerki, mózg, serce, a także w skórze głównie z uwagi na to, że są litofilne. Dodatkowo wykryto możliwość ich migracji do mleka u kobiet w okresie laktacji, przez co bezpośrednio mogą zagrażać zdrowiu i życiu noworodków. Lipofilne składniki węglowodorów mogą bez przeszkód przenikać do komórek poprzez lipoproteinowe błony komórkowe.

Biologiczne przekształcenie pochodnych ropy zachodzi w dużej mierze w wątrobie i nerkach. Na skutek utlenienia węglowodorów powstaje neuro-, hepato-, jak również nefrotoksyczny alkohol. Jest on znacznie bardziej szkodliwy niż materiał, z którego powstały. Epoksydy, powstałe na drodze utlenienia zaburzają mitozę komórek, a także powodują deformację i destabilizację DNA. Mogą one również wywoływać mutację materiału genetycznego. Oprócz tego rozkład benzenu, który jest jednym z podstawowych związków w węglowodorach, powoduje powstanie neurotoksycznego fenolu.

Znakomita większość węglowodorów może zostać usunięta z organizmu po procesach epoksydacji albo hydroksylacji. Wydalenie tych substancji następuje wraz z moczem lub wraz z wydychanym powietrzem. Jednakże pozostała część ulega kumulacji w tkance tłuszczowej. Z czasem prowadzi to do uszkodzenia organów wewnętrznych co powoduje powstawanie stanów zapalnych. Również długotrwała ekspozycja na zanieczyszczenia powodowane węglowodorami może doprowadzić do zaburzeń hormonalnych oraz do zmniejszenia stężenia hemoglobiny we krwi.

W późniejszym okresie następuje zżółknięcie szpiku kostnego i znaczne osłabienie mięśni. Zatrucia ropą naftową nie powodują specyficznych objawów. Najczęściej u osób narażonych na dłuższą ekspozycję występują bóle głowy, kaszel, szum w uszach, nadpobudliwość nerwową, czy też obrzęk płuc. Głównymi źródłami węglowodorów u człowieka są przede wszystkim pokarmy roślinne i zwierzęce oraz woda pochodząca z zagrożonego obszaru [4,9].

5.2. Wpływ produktów naftowych na organizmy zwierzęce

W przypadku zwierząt stałocieplnych mechanizm ataku oraz jego skutki są analogiczne do tych w przypadku człowieka. Sierść i pierze, które pokryte jest produktami pochodzenia naftowego przestaje spełniać swoją rolę. Dodatkowo w przypadku pokrycia ropą skóry zaczynają zanikać receptory zmysłu, przez co zmniejsza możliwość się odbioru bodźców ze środowiska. Skóra traci też swoje właściwości izolujące. W konsekwencji wystąpić mogą problemy z termoregulacją organizmu, co powoduje wychłodzenie i śmierć. Pióra pokryte warstwą ropy odbierają ptakom możliwość latania i pływania, ponieważ pierze pokryte produktami naftowymi stosunkowo szybko nasiąka wodą, co prowadzi do utonięcia. Podobnie jak w przypadku człowieka, gdy węglowodory przedostaną się do układu pokarmowego i oddechowego powodować mogą obrzęk płuc, duszący kaszel czy też wysięk. Węglowodory o krótkim łańcuchu węglowym po przedostaniu się do układu pokarmowego powodują wystąpienie typowych objawów zatrucia benzyną. Z kolei węglowodory ciężkie

pokrywają od wewnątrz przewód pokarmowy uniemożliwiając przyswajanie przez organizm substancji odżywczych.

W przypadku bezkręgowców żyjących w glebie i wodzie mechanizm działania ropy naftowej upraszcza się jedynie do pokrycia ich ciał. Uniemożliwia to oddychanie, ponieważ produkty naftowe sukcesywnie zatykają wszystkie przetchlinki, układy tchawkowe oraz płucotchawki. Analogiczny mechanizm działania ropy występuje w przypadku ryb, których blaszki w skrzelach zostają w pełni pokryte pollutantem [4,9].

5.3. Wpływ produktów naftowych na organizmy roślinne

Na glebach, na których doszło do wycieku surowej ropy lub jej produktów, jest utrudniony, a czasem nawet uniemożliwiony pobór wody i soli mineralnych, dodatkowo utrudnia oddychanie korzeniowe. Na uwagę zasługuje fakt, że w zdegradowanym gruncie występują warunki beztlenowe, o czym w profilu glebowym informuje dobrze rozwinięta warstwa glejowa i orsztynowa, a także martwica glebowa. Z powodu panujących warunków beztlenowych dominować zaczynają procesy denitryfikacji oraz uwalniania siarkowodoru. Prowadzi to do obumarcia mikroorganizmów wiążących wolny azot, a także zwierząt próchnicotwórczych. Skutkiem tego są najczęściej zmiany w składzie gatunkowym bakterii glebowych, jak również zachwianie naturalnego bilansu jonowego gruntu.

Ponadto wraz z ropą naftową do gleby migrują węglowodory gazowe, takie jak metan, etan czy propan, które na skutek reakcji z dwutlenkiem węgla i wodą ulegają przemianom. Dodatkowo dwutlenek węgla powoduje zakwaszanie gleby, a w połączeniu z panującymi warunkami beztlenowymi prowadzi do powstawania zredukowanych jonów Fe^{2+} i Mn^{2+}. Wymienione czynniki skutkują zaburzeniem metabolizmu roślin.

Uwagę należy zwrócić również na fakt, iż niektóre rośliny świetnie przystosowały się do funkcjonowania na terenach narażonych na wycieki naftowe. Potrafią one przyjąć stosunkowo duże ilości ropy znajdującej się w glebie. Organizmy te nazywane są naftofitami i zaliczyć do nich można na przykład Turzycę owłosioną, której maksymalne stężenie tolerowane wynosi 504 g/kg gleby, jak również Lnicę pospolitą, której maksymalne stężenie tolerowane wynosi 420 g/kg gleby [4,8].

6. Podsumowanie

Ropa naftowa i jej produkty towarzyszą człowiekowi od wielu lat. Znaczenie „czarnego złota” jako surowca energetycznego wzrasta w niesamowitym tempie. Obecnie paliwa płynne znajdują zastosowanie w niemal każdej dziedzinie życia, przez co nieuniknione stają się katastrofy z ich udziałem. Dlatego też bardzo istotna jest świadomość zagrożeń, jakie niesie za sobą niewłaściwe przechowywanie i transport produktów pochodzenia naftowego. Niemniej istotna jest ciągła kontrola prawidłowości i bezawaryjnego działania urządzeń wykorzystujących paliwa ropopochodne w codziennej pracy. Jest to szczególnie istotne z uwagi na to, że już niewielkie ilości przetworzonej ropy naftowej mogą negatywnie oddziaływać na zdrowie i życie organizmów żywych, głównie ze względy właściwości fotochemiczne. Zniszczone na skutek wycieków ekosystemy nigdy nie wracają do poprzedniego stanu. Natomiast metody remediacji środowiska wodnego i gruntowego są bardzo drogie i w większości wypadków czasochłonne.

Podsumowując, likwidacja zagrożenia powodowanego węglowodorami ropopochodnymi jest bardzo ważna nie tylko z powodu bezpośredniego zagrożenia życia wszystkich organizmów, ale również długofalowych skutków. Pośrednie zatrucie substancjami ropopochodnymi następuje najczęściej z powodu spożycia zanieczyszczonej wody lub pożywienia. W środowisku gruntowym węglowodory są szczególnie trudne do usunięcia,

dlatego też, walka z rosnącym problemem migracji węglowodorów w środowisku powinna mieć priorytetowe znaczenie w ochronie przyrody przed działalnością człowieka [4].

Literatura:

1. Główny Urząd Statystyczny, *Efektywność wykorzystania energii w latach 1998-2008*, Warszaw 2010, s. 60
2. Grzechowiak J., *Chemia ropy naftowej, Wydawnictwa Naukowo- Techniczne*, 1979, s. 160
3. Michałowska J., *Paliwa, oleje, smary*, Wydawnictwo Komunikacji i Łączności, Warszawa 1977 s. 324
4. Ofman P., *Wykorzystanie procesów fizycznych i chemicznych do usuwania substancji ropopochodnych z wody*, praca inżynierska, Białystok 2011, s. 70
5. Surygała J., *Ropa naftowa a środowisko przyrodnicze*, Oficyna Wydawnicza Politechnik Wrocławskiej, Wrocław 2001, s. 272
6. Surygała J., *Zanieczyszczenia naftowe w gruncie*, Oficyna Wydawnicza Politechniki Wrocławskiej, Wrocław 2000, s. 245
7. Świerzewski M., *Magazynowanie paliw płynnych: zasady bezpiecznej pracy*, Instytut Wydawniczy CRZZ, Warszawa 1977, s. 120
8. Ziółko J., *Zbiorniki metalowe na ciecze i gazy*, Arkady, Warszawa 1986, s. 372
9. http://www.igya.pl/czynniki-chorobotworcze/zanieczyszczenia/128-zanieczyszczenia-ropopochodne-skutki.html - *Skutki oddziaływania zanieczyszczeń ropopochodnych na środowisko przyrodnicze*- odwiedzono dnia 28.03.2012

Porowska Magda, Backiel Aneta
Koło Naukowe Inżynierii Środowiska
Politechnika Białostocka

Wierzba energetyczna w ochronie środowiska.

Słowa kluczowe: Salix, ścieki, efektywność oczyszczania, filtr roślinny
Keywords: Salix, Wastewater, Treatment efficiency, vegetation filter

Streszczenie: Wierzba energetyczna została wyhodowana przed kilkunastu laty w Szwecji na skutek skrzyżowania i selekcji kilku odmian tej rośliny. W wyniku tego powstała roślina cechująca się szybkim przyrostem masy drzewnej, bardzo niewielkimi wymaganiami glebowymi, bardzo efektywnymi właściwościami opałowymi i energetycznymi oraz odpornością na ekstremalne warunki klimatyczne i choroby. Występuje ponad 300 gatunków wierzby. Najpopularniejszym gatunkiem wierzby energetycznej jest *Salix vinimalis* i *Salix purpurea*. Wierzba jest materiałem odnawialnym corocznie przez około 25 lat, łatwo przystosowującym się do różnych warunków siedliskowych i klimatycznych. Do najważniejszych zalet wierzby możemy zaliczyć duże plony, długi okres użytkowania plantacji i tanie sadzonki. Natomiast do wad możemy zaliczyć m. in. trudną mechanizację zbioru oraz duże potrzeby wodne. W pracy zostaną przedstawione metody zastosowania wierzby energetycznej do oczyszczania ścieków komunalnych na przykładzie technologii stosowanych za granicą oraz prób wprowadzenia tych metod w Polsce.
Abstract: Willow has been produced several years ago in Sweden as a result of intersection and selection several varieties of willow. As a result, plant was characterized by rapid increase of wood, small soil requirements, very effective properties of fuel and energy, resistance to extreme climatic conditions and diseases. There are over 300 species of willow. The most common species of willow is *Salix vinimalis* and *Salix purpurea.* Willow is a renewable material annually for about 25 years. Is a plant that easily adapts to different habitats and climatic conditions. For the most important benefits of willow we can include high yields, long life of plantation and low cost of plants. However for disadvantages we can include e.g. difficult mechanization of harvesting and high water needs. This paper will be presented the method of willow application in urban waste water treatment on example of technology used abroad, and attempts to introduce these methods in Poland.

1. Wprowadzenie

Koncepcja wegetacji filtrów wierzby do oczyszczania ścieków bogatych w substancje odżywcze ma potencjał do zajęcia się dwoma najpoważniejszymi obecnie problemami środowiskowymi - zanieczyszczenie wody oraz zmiany klimatyczne - w sposób efektywny i dosyć tani. Pomimo wielu korzyści, w tym wysokiej skuteczności oczyszczania, zwiększonych plonów biomasy, poprawy efektywności energetycznej i wykorzystania zasobów, a także oszczędność, filtry korzeniowe wierzby do tej pory wdrożono tylko w niewielkim stopniu w krajach Unii Europejskiej. Wynika to z różnego rodzaju barier, które mogą być wynikiem obecnych uwarunkowań instytucjonalnych, strukturalnych, technicznych oraz geograficznych [1]. Zainteresowanie wykorzystaniem wierzby do oczyszczania ścieków ciągle wzrasta i wiele krajów Unii Europejskiej jest w fazie eksperymentalnej, ponieważ podejmowane są próby wprowadzenia plantacji filtrów wegetacyjnych wierzby - m.in. w Polsce.

2. Zastosowanie wierzby energetycznej

Wierzba energetyczna znalazła bardzo wiele zastosowań w ochronie środowiska. Wykorzystuje się ją między innymi do tworzenia stref ochronnych przed emisjami zanieczyszczeń motoryzacyjnych i ekranów wytłumiających hałas powodowany przez pojazdy samochodowe wzdłuż ciągów komunikacyjnych i autostrad. Stosuje się ją także do regulacji stosunków wodnych oraz umacniania brzegów kanałów, rzek i potoków. Odgrywa

również bardzo dużą rolę w oczyszczaniu ścieków, ponieważ naśladuje procesy zachodzące w naturalnych mokradłach [6, 10].

Proces oczyszczania ścieków za pomocą wierzby energetycznej oraz efektywność oczyszczania filtrów roślinnych wierzby przedstawiono na przykładzie następujących państw: Szwecja, Irlandia Północna i Polska.

2.1. Zastosowanie wierzby energetycznej w Szwecji.

Najbardziej popularne systemy oczyszczania z zastosowaniem wierzby energetycznej występują w Szwecji. Obecnie w około pięciu gminach w Szwecji wykorzystywane są filtry korzeniowe wierzby jako uzupełnienie tradycyjnych metod oczyszczania ścieków, przede wszystkim dla usunięcia składników odżywczych. Niektóre z nich były w użyciu od początku 1990 roku. Istnieją dwie koncepcje - opcja letnia gdzie tylko ścieki produkowane w miesiącach letnich są oczyszczane, oraz opcja całego roku, w której ścieki wytwarzane podczas miesięcy zimowych są przechowywane w zbiornikach do tymczasowego składowania. Ścieki są pompowane do filtra korzeniowego wierzby lub do stawów magazynowych, po biologicznym oczyszczeniu, ale przed chemicznym oczyszczaniem opadów atmosferycznych, dzięki czemu składniki odżywcze są zawracane do plantacji wierzby [1].

Przykładem miasta, w którym zastosowano plantacje wierzby energetycznej do oczyszczania ścieków jest Enköping. Miasto położone jest w środkowej części Szwecji i posiada około 200 00 mieszkańców [8]. System nawadniania wierzby energetycznej w Enköping przedstawiono na rysunku 1. Ścieki z odwadniania osadu, o dużej zawartości azotu, które dawniej były oczyszczane w tradycyjnej oczyszczalni ścieków, są obecnie dystrybuowane do sąsiedniej 75-hektarowej plantacji wierzby w sezonie wegetacyjnym. Woda ta zawiera około 800 mg azotu na litr, co stanowi około 25% całkowitej ilości azotu po obróbce w oczyszczalni ścieków. W okresie zimowym woda jest pompowana na tereny stawów magazynowych, a następnie stosowana do nawadniania plantacji wierzby w okresie letnim (od maja do września). System został zaprojektowany tak, aby umownie oczyszczone ścieki mogły być dodawane do wspierania wzrostu roślin. Wierzby są nawadniane przez około 120 dni rocznie.

System usuwa około 11 ton azotu i 0,2 ton fosforu rocznie przy nawadnianiu 200 000 m^3 ścieków, z czego 20 000 m^3 wody pochodzi z odwadniania osadu po sedymentacji i wirowaniu. Nawadnianie jest automatycznie zatrzymywane w dni deszczowe. Dawki nawadniające osiągają średnią dzienną wartość około 2,5 mm w okresie wegetacyjnym. W związku z takimi aplikacjami możliwe są zagrożenia środowiskowe takie jak np. wymywanie azotu i podtlenku azotu (N_2O). Emisje do atmosfery są monitorowane, a wyniki do tej pory wskazują na minimalne ryzyko po zastosowaniu ścieków [4].

Plantacja wierzby w Enköping jest uprawiana przy wykorzystaniu mieszaniny odcieków z odwadniania osadów ściekowych oraz wstępnie oczyszczonych ścieków. Wyprodukowana biomasa używana jest jako paliwo w elektrociepłowni będącej własnością miasta (55 MW mocy cieplnej i 22 MW mocy elektrycznej). Powstały popiół drzewny jest mieszany z osadem, a następnie zastosowany w uprawie roślin energetycznych [11].

2.2. Zastosowanie wierzby energetycznej w Irlandii Północnej.

Irlandia Północna jest krajem, gdzie występuje ok. 1000 oczyszczalni różnej wielkości. Najbardziej charakterystyczne są oczyszczalnie ścieków z zastosowaniem filtrów roślinnych dla ścieków komunalnych. Zawarty jest tam skuteczny system biofiltracji dla

ścieków, poprzez usuwanie potencjalnie zanieczyszczających substancji odżywczych roślin oraz metali z ścieków. Plantacje pozwalają na zmniejszenie kosztów i tym samym daje korzyści dla środowiska naturalnego. W Irlandii wpływ rolnictwa na środowisko staje się coraz lepszy i bada nowe technologie dla oczyszczania ścieków [2]. Uprawa wierzby w Irlandii zyskuje na popularności w oczyszczalniach ścieków poprzez przyswojenie składników odżywczych [9]. W porównaniu do konwencjonalnego oczyszczania ścieków, nawadnianie plantacji wierzby ściekami może powodować duże oszczędności. Aby wykazać, jakie korzyści płyną z takich upraw wykorzystano opracowany model ekonomiczny ukazujący ekonomiczne korzyści, wynikające z zastosowania plantacji wierzby jako systemu bioremediacji dla ścieków komunalnych w Londonderry [5]. W Londonderry 320 hektarów plantacji wierzby jest nawożone komunalnymi osadami ściekowymi, co pozwala na niskonakładowy recykling składników odżywczych. Wyprodukowane zrębki drzewne są używane do ogrzewania budynków szkół, hoteli i pływalni, a także do produkcji energii elektrycznej. Plantacja wierzby daje w przybliżeniu plon 9 ton suchej masy/ha rocznie, a zbiory odbywają się co dwa lata [11].

2.3. Zastosowanie wierzby energetycznej w Polsce.

Koniecznością staje się dokładniejsze poznanie i upowszechnienie sposobów uprawy wierzby w Polsce oraz poznanie odmian przydatnych w naszych warunkach klimatyczno-glebowych. W naszym kraju wierzba energetyczna ma ogromne zastosowanie w odniesieniu do odnawialnych źródeł energii, zaś w dużo mniejszym stopniu w oczyszczaniu ścieków.

W Łodzi podjęto eksperyment, jego celem było oczyszczanie ścieków i ostateczne zagospodarowanie osadów ściekowych przyjmowanych przez łódzką oczyszczalnię z całego regionu, tj. Łodzi, Konstantynowa Łódzkiego, Pabianic, Ksawerowa, Rzgowa, Nowosolnej do poziomu określonego przez standardy Unii Europejskiej. Ogólnym celem projektu badawczego i demonstracji było wykazanie alternatywnego sposobu oczyszczania ścieków.

Eksperyment pozwolił osiągnąć cele ekologiczne: poprawę stanu środowiska naturalnego w szczególności uzyskanie wyraźnej poprawy jakości ścieków oczyszczonych oraz zmniejszenie ładunków zanieczyszczeń wprowadzanych do rzeki Ner [7].

3. Podsumowanie

Oczyszczanie ścieków komunalnych za pomocą filtrów wegetacyjnych z zastosowaniem wierzby jest korzystne z ekonomicznego i środowiskowego punktu widzenia. Wynika to ze zmniejszenia kosztów uprawy wierzby, a także faktu, że filtry korzeniowe wierzby dają możliwości oczyszczania, które są tańsze niż oczyszczanie konwencjonalne. Ponadto stosowanie plantacji wierzby oferuje korzyści, takie jak wysokie plony biomasy oraz usuwanie niebezpiecznych związków poprzez częste zbiory [4]. Wysoki wskaźnik ewapotranspiracji i tolerancji korzeni wierzby w warunkach powodziowych pozwala na stosowanie wysokich nawodnień [3]. Ponadto krótka rotacja plantacji wierzby jest zdolna do oczyszczenia zanieczyszczonych miejsc, przez pobieranie dużych ilości metali ciężkich takich jak kadm, może także zachować duże ilości składników odżywczych w systemie gleba-roślina. Pozwala również skutecznie usunąć szkodliwe związki zawarte w różnych odpadach oraz wykorzystywać składniki odżywcze i wodę stosowaną w produkcji biomasy. Duże systemy zapewniają zgodne z zasadami ekologii oraz tanie alternatywne rozwiązania oczyszczania, podczas gdy produkcja biomasy do celów energetycznych jest zwiększona [4].

Liczne zalety plantacji wierzby energetycznej spowodowały duże zainteresowanie tą technologią w krajach Unii Europejskiej. Wiele państw jest w fazie eksperymentalnej i być

może wkrótce filtry wegetacyjne będą jedną z najpopularniejszych metod oczyszczania ścieków komunalnych.

Obecnie system ten prowadzony jest na dużą skalę w Szwecji, a także w dosyć dużym stopniu w Irlandii Północnej. Polska jest krajem, w którym podejmowane są próby wprowadzenia tej technologii.

Literatura:

1. Börjesson P., Berndes G., *The prospects for willow plantations for wastewater treatment in Sweden*, "Biomass & Bioenergy", 2006, nr 30.
2. Dawson W. M., *The use of short rotation coppice grown for energy production as a biofiltration system for municipal wastewater*. Internal DARDNI publication (March 1998) 1997.
3. Dimitrou I., Aronsson P., *Wastewater and sewage sludge application to willows and poplars grown in lysimeterse-Plant response and treatment efficiency*, "Biomass & Bioenergy", 2011, nr 35.
4. Dimitrou I., Aronsson P., *Willows for energy and phytoremediation in Sweden*, "Poplars and Willows", 2006.
5. FAIR. Biomass short rotation Willow Coppice fertilized with nutrient from municipal wastewater (BWCW). EU Project FAIR5-CT-3947, 1997.
6. Kadlec R. H., Wallace S., *Treatment wetlands*, Copyrighted Material, 2009
7. ŁÓDŹ, 15 APRIL 2011, Experimental plantation at the protection zone of the Wastewater Treatment Plant in Łódź(The Ner River): Sewage system management for environment quality and positive socio-economic feedbacks, Department of applied ecology, University of Łódź.
8. Mola-Yudego B., Pelkonen P., *Pulling effects of district heating plants on the adoption and spread of willow plantations for biomass: The power plant in Enköping (Sweden)*, "Biomass & Bioenergy", 2011, nr 35.
9. Rosenqvist H., Dawson M., *Economics of willow growing in Northern Ireland*, Biomass & Bioenergy 2005, nr 28(1).
10. Szukowski S., Tworkowski J., Wiwat M., Przyborowski J., *Wiklina (Salixsp) Uprawa i możliwości wykorzystania*, Olsztyn 1998.
11. www.biopros.info

Jaśko Joanna, Janowska Kamila
Koło Młodych PZiTS
Politechnika Białostocka

Elektrownia jądrowa w Polsce. Problem składowania odpadów.

Słowa kluczowe: paliwo jądrowe, odpady promieniotwórcze, składowisko odpadów niebezpiecznych
Keywords: nuclear fuel, radwaste, hazardous waste yard

Streszczenie: Paliwa stosowane w elektrowni atomowej. Wydobycie, radioaktywność. Odpady wytwarzane przez elektrownię i stopień ich niebezpieczeństwa. Sposób unieszkodliwiania odpadów radioaktywnych. Składowanie. Miejsca w Polsce przeznaczone na ten cel.
Abstract: Fuels used in atomic power station. Extraction and radioactivity. Waste produced by power station and degree of their dangerousness. The way of disposing radioactive waste. Storing. Places in Poland appropriated for that purpose. Survey.

1. Wprowadzenie

W czasach, gdy coraz częściej mówi się o energetyce jądrowej, należy poruszyć problem składowania odpadów, które powstają podczas wytwarzania energii już od samego początku. Większość ludzi nie zdaje sobie z tego sprawy jak bardzo poważny jest to problem. Są to odpady promieniotwórcze, które muszą być składowane w odpowiednich warunkach. Odpadami promieniotwórczymi nazywamy odpady stałe, ciekłe lub gazowe, które zawierają substancje promieniotwórcze lub odpady, które skażone są tymi substancjami. W elektrowni atomowej stosuje się paliwo jądrowe. Zazwyczaj tym paliwem jest jeden z trzech podstawowych pierwiastków: uran, pluton lub tor. „Najczęściej stosowanym obecnie paliwem jądrowym jest dwutlenek uranu UO_2, który ma niezmienną strukturę krystaliczną w zakresie do temperatury topnienia 2800ºC, jest obojętny względem czynników chłodzących stosowanych w reaktorach energetycznych oraz odporny na uszkodzenia radiacyjne. [6]

Elektrownia jądrowa produkuje bardzo dużo odpadów, które są wysokoaktywne. Wypalone paliwo, które trzeba zastąpić nowym także jest wysokoaktywnym odpadem promieniotwórczym. Jego proces przerobu pozostawia po sobie odpady o wysokiej aktywności, ale również materiały, które zawierają szereg długożyciowych transuranowców. Ogólnie odpady wysokoaktywne są to odpady, które zawierają silnie promieniotwórcze fragmenty rozszczepienia, niebezpieczne związki chemiczne oraz toksyczne metale ciężkie. Jak zauważono, z działalności elektrowni atomowej mamy bardzo dużą ilość odpadów o wysokiej aktywności, które trzeba dobrze unieszkodliwić, aby nie zaszkodziły one środowisku i społeczeństwu. Należy dodać, że elektrownie wytwarzają także odpady średnio i niskoaktywne.

Odpady promieniotwórcze występują we wszystkich trzech stanach skupienia: gazowym, ciekłym i stałym, przy czym w gazach znajdują się również aerozole promieniotwórcze. Jednak największą objętość zajmują odpady płynne. [2]

Odpady wytwarzane przez elektrownię są głównie beta- i gamma promieniotwórcze (wg podziału na typ odpadów i rodzaj wysyłanego promieniowania) [2]. Dzielą się one na:

- Niskoaktywne (LLW): odzież ochronną, ligninę, bibułę, sprzęt laboratoryjny, narzędzia itp.
- Średnioaktywne (ILW): koncentraty promieniotwórcze powstające w procesie zatężania ścieków, zużyte materiały sorpcyjne, fragmenty konstrukcji,
- Wysokoaktywne (HLW): wypalone paliwo jądrowe oraz pozostałości po jego przerobie.

Przez unieszkodliwianie odpadów rozumie się wszystkie czynności związane z ograniczaniem objętości, zestalaniem oraz opakowaniem odpadów. Zalicza się do tego

również okresowe magazynowanie odpadów w celu ograniczenia emisji promieniowania i ciepła. [2]

Do unieszkodliwiania odpadów stosuje się technologie przetwarzania i zestalania. Dzięki temu zmniejsza się ich objętość oraz aktywność promieniotwórcza. Ciekłe odpady promieniotwórcze o niskiej aktywności przechowywane są w zbiornikach wodnych do czasu obniżenia ich aktywności (TI/2 <60 dni). Następnie poddawane są oczyszczeniu. Tu zachodzi rozdział faz stałej i ciekłej, a w kolejnym etapie zachodzi zestalanie.

Stałe odpady promieniotwórcze (85% wszystkich odpadów) najczęściej są umieszczane w bębnach lub tzw. hobokach, dwustronnie ocynkowanych i zamykanych pokrywą. Większość odpadów stałych (ok. 45%) to odpady niskoaktywne, których objętość zmniejsza się poprzez sprasowanie lub zgniatanie za pomocą pras hydraulicznych (współczynnik redukcji objętości 1,5-3,0). Następnie tak zmniejszone objętościowo odpady stałe znajdujące się w bębnach zalewane są betonem, zamykane pokrywą i wywożone na składowisko.[1] Dobrym sposobem unieszkodliwiania odpadów jest ich transmutacja, a więc przekształcanie izotopu o długim czasie połowicznego odpadu na izotop szybciej rozpadający się.

2. Składowanie odpadów radioaktywnych

„Składowanie naziemnych odpadów [niebezpiecznych] jest groźne, ze względu na przenikanie szkodliwych substancji do gleby, wód podziemnych i amosfery. Ideą zaś podziemnego składowania jest trwała lub długotrwała izolacja odpadów od biosfery jako jedno z priorytetowych działań inżynierii środowiska XXI wieku.” [2]

Rozporządzenie Ministra Gospodarki z dnia 21 października 1998r. w sprawie szczegółowych zasad usuwania, wykorzystania i unieszkodliwiania odpadów niebezpiecznych (Dz.U. Nr 145, poz. 942) dla każdego rodzaju odpadów niebezpiecznych szczegółowo określa sposób ich unieszkodliwienia.

Etapy „wędrówki” niebezpiecznego odpadu od momentu opuszczenia elektrowni, do chwili złożenia go w prowizorycznie bezpiecznym miejscu:

1. Wypalone paliwo przechowywane jest w specjalnych basenach przechowawczych obok reaktora, gdzie przebywa od kilku do kilkudziesięciu lat.
2. Następuje recyklizacja – odzyskiwanie uranu i plutonu poprzez procesy chemiczne
3. Witryfikacja (zeszklenie) i zapakowanie zeszklonych odpadów do kanistrów ze stali nierdzewnej lub miedzi.
4. Umieszczenie odpadu na ostatecznym składowisku. Najlepszym miejscem jest dawne wyrobisko solne, tuf wulkaniczny lub skała granitowa.

Główną obawą składowania odpadów radioaktywnych są wycieki niebezpiecznych substancji do wód gruntowych. Aby do tego nie dopuścić, a także do przedostania szkodliwych się lotnych substancji do atmosfery, stosuje się tzw. bariery ochronne, które możemy podzielić na:

- fizyczna (związanie substancji promieniotwórczych z materiałem wiążącym-najczęściej cement, szkło wodne, czy tworzywa sztuczne; zapobiega to rozsypywaniu, wymywaniu itp.)
- chemiczna (koncentraty, czyli trudno rozpuszczalne związki chemiczne izotopów promieniotwórczych)
- naturalna (wykorzystanie naturalnej struktury geologicznej i warunków hydrologicznych, które powinny uniemożliwić migrację związków promieniotwórczych do gleby i wód; teren powinien być całkowicie wyłączony z działalność gospodarczej, asejsmiczny i niezatapialny)
- inżynierska (użycie stalowego lub betonowego opakowania na odpady, które zabezpieczy materiał przed uszkodzeniami mechanicznymi i kontaktem z wodą, stanowi on też osłonę przed opadami atmosferycznymi, wilgocią i korozją). [1]

Zaleca się stosowanie tych barier przy odpadach promieniotwórczych o średniej- i niskiej aktywności, które powinny być izolowane od biosfery przez okres 300 lat. Natomiast wysokoaktywne odpady promieniotwórcze i wypalone paliwo reaktorowe należy izolować od wód podziemnych co najmniej przez 1000lat. [2]

Aby zapobiec przedostawaniu się szkodliwych substancji do wód podziemnych były prowadzone symulacje teoretyczne przenikania nuklidów do biosfery. Pokazują one, że w przypadku katastrofy, jaką byłoby zniszczenie wszystkich barier, czas transportu nuklidów z głębokiego składowiska przez wody podziemne do wód gruntowych wynosi od kilku do kilkunastu tysięcy lat. W tym czasie nuklidy rozpadną się i rozcieńczą, a więc, teoretycznie, nie będą one zagrożeniem dla ludzi.

Wybór miejsca składowania odpadów wysokoaktywnych nie jest taki prosty. Placówka musi spełnić odpowiednie warunki tj.:
- składowisko powinno znajdować się na znacznej głębokości, na terenie asejsmicznym,
- skała macierzysta musi mieć dobre właściwości sorpcyjne i przewodnictwo cieplne, ponadto być nieprzepuszczalna, a także jej „reologiczne właściwości muszą być korzystne w aspekcie zapewnienia trwałej szczelności oraz dobrej współpracy z barierami technicznymi”,
- skały otaczające muszą być w znacznym stopniu nieprzepuszczalne,
- lokalizacja składowiska nie może kolidować z działalnością człowieka, na powierzchni i pod ziemią, teraz i w przyszłości,
- warunki hydrogeologiczne składowiska muszą być tak korzystne, aby w najgorszym przypadku czas transportu nuklidów ze składowiska do biosfery był wystarczająco długi, aby możliwy był rozpad i rozcieńczenie nuklidów do wartości nieszkodliwej.

Nadmierna koncentracja ciepła w zbiorniku może doprowadzić do stopienia pojemnika a nawet zniszczenia skały solnej. Aby temu zapobiec pojemniki z odpadami muszą być odpowiednio rozmieszczone w złożu.

Na przestrzeni wieków proces ewolucji powoduje przeobrażenia właściwości naturalnych materiałów wbudowanych w nowe środowisko. Konstrukcje budowlane, które zostały z nich wykonane także mogą zmienić zaprojektowane właściwości. Wyniki badań, które były prowadzone nad tzw. rozwiązaniami ogólnymi wskazują, że zbyt szczelne składowiska po kilkuset latach mogą stwarzać większe zagrożenie dla środowiska niż w fazie eksploatacji, czy tuż po ich ostatecznym zamknięciu. [4]

3.Składowisko odpadów w Polsce

Według ustawy Dz.U. Nr 96, poz 592: „W Polsce odpasy niebezpieczne klasyfikowane są jako te, które ze względu na swoje pochodzenie, skład chemiczny, biologiczny, inne właściwości i okoliczności stanowią zagrożenie dla życia lub zdrowia ludzi albo środowiska.”

Jedynym składowiskiem odpadów radioaktywnych na terenie Polski jest składowisko w Różanie istniejące od 1961r., jednak jest ono przeznaczone wyłącznie do ostatecznego składowania krótkożyciowych, nisko- i średnioaktywnych odpadów oraz zamkniętych źródeł promieniotwórczych. Służy ono również do okresowego przechowywania odpadów długożyciowych, głównie alfa-promieniotwórczych, oczekujących na umieszczenie ich w głębokim składowisku geologicznym. Jego lokalizacja jest na terenie byłego fortu wojskowego. Stałe i zestalone odpady umieszczane są w betonowych obiektach tego fortu, których grubość ścian i stropów wynosi 1,2 - 1,5 m. W blisko czterdziestoletnim okresie eksploatacji składowiska zgromadzonych zostało ok. 3300 m^3 odpadów.

Problem unieszkodliwiania odpadów promieniotwórczych pojawił się w Polsce w 1958 roku. W Instytucie Badań Jądrowych (IBJ) w Świerku uruchomiono badawczy reaktor

jądrowy EWA. Teraz znajduje się on w stanie likwidacji. Usunięto z niego paliwo jądrowe oraz wszystkie substancje promieniotwórcze. Swoje zadania wykonuje reaktor Maria eksploatowany od grudnia 1974 roku.

Jedyną instytucją w Polsce posiadającą zezwolenie na unieszkodliwianie i składowanie odpadów promieniotwórczych jest Zakład Unieszkodliwiania Odpadów Promieniotwórczych (ZUOP). Odpowiada on za prawidłowe postępowanie z odpadami radioaktywnymi od chwili ich przejęcia od wytwórcy.

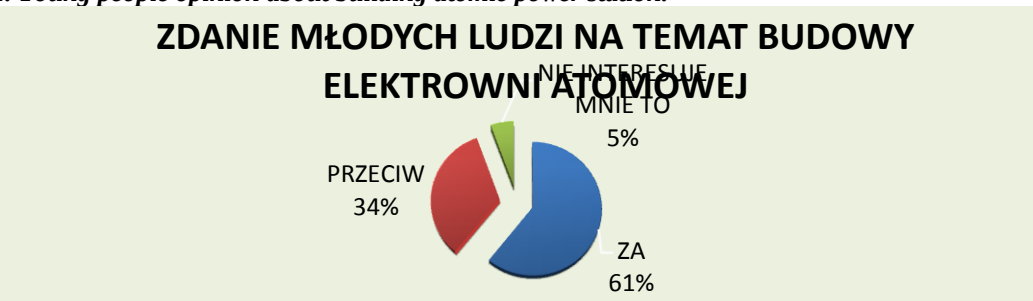
Na chwilę obecną przewiduje się głębokie składowiska odpadów promieniotwórczych w Polsce w części północno-wschodniej oraz w okolicach Jarocina, Kłodawy i Damasławka. Zastanawiający jest jednak fakt, że tereny północno-wschodnie naszego kraju, jeśli chodzi o formacje skalne, są intensywnie spękane i nie można wykluczyć pojawienia się tu ruchów neotektonicznych. [2] Według Państwowej Agencji Atomistyki takie składowisko powstanie dopiero około roku 2075.

Trzeba wziąć pod uwagę koszty takiej inwetycji, które wcale nie będą małe. Niosą za sobą fazy wyboru lokalizacji, eksploatacji i zamknięcia kilkuhektarowego składowiska, co może pochłonąć nawet kilkadziesiąt milionów złotych, realizacja rociągnięta w czasie.
W porównaniu do elektrowni węglowych, atomowe wytwarzają o wiele mniej odpadów, co jest dobrą wiadomością. Są one jednak o wiele bardziej niebezpieczne.

4. Podsumowanie

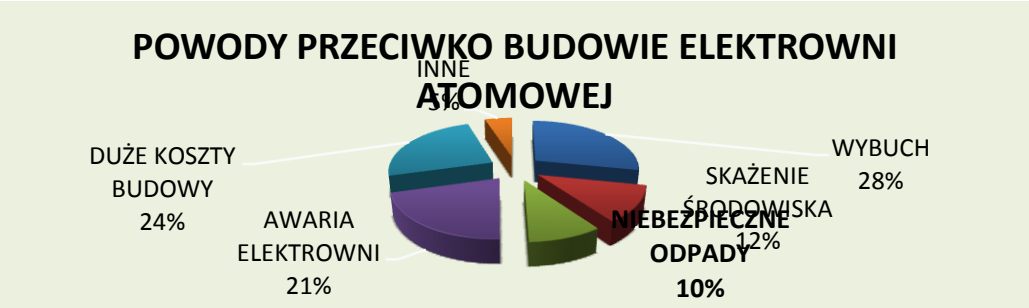
Kwestia odpadów jądrowych zawsze będzie tematem podlegającym gorącym dyskusjom. Jest wielu zwolenników jak i przeciwników, co oczywiście nie jest bezpodstawne. Nie ma uniwersalnej technologii dezaktywacji i składowania odpadów. Rodzaj i właściwości odpadów decydują o wyborze technologii ich unieszkodliwiania. Należy pamiętać, że nawet najlepsze technologie często zawodzą a odpady radioaktywne są bardzo niebezpieczne, dlatego może nie warto narażać wszystkich na niebezpieczeństwo budując takie elektrownie.
Została przeprowadzona sonda dotycząca zdania ludności na temat bezpieczeństwa elektrowni atomowej oraz jaki procent zauważa problem składowania odpadów w Polsce. Poniżej zaprezentowano wyniki sondy.

Rysunek 1. Zdanie młodych ludzi na temat budowy elektrowni atomowej
Figure 1. Young people opinion about building atomic power station.



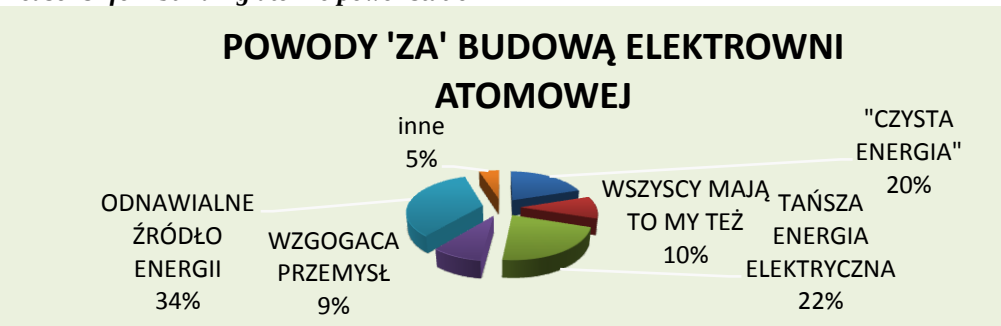
Źródło: opracowanie własne

Rysunek 2. Powody przeciwko budowie elektrowni atomowej
Figure 2. Reasons against building atomic power station



Źródło: opracowanie własne

Rysunek 3. Powody 'za' budową elektrowni atomowej
Figure 3. Reasons 'for' building atomic power station



Źródło: opracowanie własne

Literatura:

1. Gorączko W., *Odpady promieniotwórcze* http://sior.pl, 2008r.
2. Kłeczek Z. Radomski A. Zeljaś D., *Podziemne składowanie*, KOMAG, Gliwice 2005
3. *Krajowe Składowisko Odpadów Promieniotwórczych Różan,* http://nuclear.pl/polska,ksop,0.html
4. NATO ASI Series 1996. *Advances in Groundwater Pollution Control and Remediation* Ed. Mustafa, M. Aral. *Series 2: Environment-vol. 9*, Kluwer Academic Publishers.
5. Oszczak A., artykuł *Paliwa jądrowe. Przerób wypalonego paliwa*
6. Wawszczak A., artykuł *Elektrownie jądrowe*

inż. Edyta Justyna Chomiuk[1], inż. Marzena Katarzyna Kędzierawska,
inż Katarzyna Jankowska, dr inż. Grzegorz Łagód
Politechnika Lubelska
[1)]edyta.chomiuk@pollub.edu.pl

Ciepło spalania osadu ściekowego po suszarniach fluidalnych oraz węgla brunatnego

Słowa kluczowe: *osad ściekowy, ciepło spalania, węgiel brunatny, kalorymetr, sewage sludge, heat of combustion, lignite, calorimeter*

Streszczenie: Przedstawiona praca dotyczy badań dotyczących wartości ciepła spalania osadu ściekowego przedstawionych na tle podobnych badań prowadzonych odnośnie węgla brunatnego. Na wstępie przedstawiono informacje dostępne w literaturze przedmiotu związane tematycznie z ciepłem spalania osadów ściekowych oraz węgla brunatnego. W dalszej części zawarte są treści odnoszące się do określenia miejsca i sposobu poboru prób osadu ściekowego pobieranych po suszarniach fluidalnych oczyszczalni „Hajdów" w Lublinie. Dokonano także omówienie metody wyznaczania ciepła spalania za pomocą kalorymetru KL-11 „Mikado" znajdującego się na wyposażeniu Laboratorium Analiz Środowiskowych Wydziału Inżynierii Środowiska. W końcowej części pracy w nawiązaniu do przeglądu literatury omówiono wyniki pomiarów. Wyznaczone średnie wartości ciepła spalania, poszczególnych surowców zestawiono w tabelach i na wykresie oraz porównano je między sobą. Pracę zamykają podsumowanie oraz wnioski.

Abstract: Presented papers refers to research on the heat of combustion of sewage sludge in comparison with lignite. Paper presents the information occurred in literature thematically related to the heat of combustion of sewage sludge and coal. In the remainder of the research have been relating to the determination of where and how sampling sludge after drying treatment fluid "Hajdów" in Lublin was conducted. There have been discussing methods of determining heat of combustion using calorimeter KL-11 "Mikado" on the laboratory equipment of the Department of Environmental Engineering. The final part provides an discussion of obtained research results. Elaborated average calorific value, the individual raw materials compiled in the tables and the graph compared with each other. As a final step there have been presented summary and conclusions.

1. Wprowadzenie

Przeróbka osadów powstających w procesie oczyszczania ścieków jest obowiązkiem oczyszczalni, jako wytwórcy odpadów. Oczyszczalnia tak powinna postępować z osadami by uczynić z nich produkt bezpieczny dla środowiska, oraz łatwo poddający się końcowemu unieszkodliwianiu lub zagospodarowywaniu.

Zagospodarowanie osadów ściekowych staje się w ostatnich latach jednym z najpoważniejszych problemów ekologicznych. Budowa nowych oczyszczalni ścieków komunalnych sprawia, że ilość wytwarzanych w Polsce osadów nieustannie wzrasta.

W krajach wysokorozwiniętych, coraz powszechniej stosowaną metodą zagospodarowania komunalnych osadów ściekowych jest ich spalanie. Zastosowanie wariantu termicznego unieszkodliwiania osadów ściekowych musi być poprzedzone analizą warunków technicznych, ekonomicznych i ekologicznych. Jednym z ważniejszych parametrów warunkujących energetyczne wykorzystanie wysuszonych osadów ściekowych jest ciepło spalania oraz powiązana z nim wartość opałowa. Stąd w ramach niniejszej pracy wykonane zostały pomiary pierwszego z tych parametrów oraz zaprezentowanie ich na tle ciepła spalania węgla brunatnego.

Celem przedstawionej publikacji jest porównanie ciepła spalania osadu po suszarniach fluidalnych z oczyszczalni „Hajdów" z węglem brunatnym.

2. Termiczne przekształcanie osadów

Na różnych etapach procesu oczyszczania ścieków i przeróbki osadów ściekowych powstają osady charakteryzujące się odmiennymi właściwościami, różniące się podatnością na odwadnianie czy zawartością substancji organicznych (np. osady wstępne, nadmierne, przefermentowane, odwadniane). Duża zawartość substancji organicznych w osadach rzutuje na możliwość ich termicznego przekształcania połączonego z odzyskiem energii. Z recyklingiem energetycznym odpadów (w tym osadów ściekowych), ściśle wiążą się ich właściwości paliwowe, które w dużej mierze determinują możliwości oraz opłacalność ich przekształcania w procesach termicznych [2].
Do właściwości paliwowych odpadów zalicza się [11]:

- ✓ wartość opałową,
- ✓ ciepło spalania,
- ✓ zawartość części palnych (C, H, N, S, Cl, F), w tym udział części lotnych,
- ✓ zawartość części niepalnych,
- ✓ wilgotność.

W procesach termicznych (mokre spalanie, piroliza, spalanie całkowite) podstawowym parametrem osadu jest ciepło spalania oraz wartość opałowa. Ciepło spalania określa ilość energii, jaką można uzyskać ze spalania 1 kg suchej masy osadu. Parametr ten oznacza się laboratoryjnie w urządzeniu o nazwie bomba kolorymetryczna. Ciepło spalania zależy od ilości i rodzaju związków organicznych zawartych w danym osadzie.

Osady o zawartości wody ok. 40% spalają się bez konieczności wspomagania, a ich ciepło spalania wynosi od 10 do 17 MJ/kg. W osadach takich poziom wilgotności podobny jest do miału węglowego, zaś wartość kaloryczna podobna jest do węgla brunatnego [3]. Według Kempy (1983), ciepło spalania odwodnionego osadu surowego zawierającego 70% substancji lotnych wynosi 16 750- 17 170 kJ/kg, osadu czynnego 14 659-15 490 kJ/kg, zaś osadu przefermentowanego o zawartości 50% substancji palnych ok. 10 470 kJ/kg [8].

Aby proces spalania osadów uznać za ekonomicznie opłacalny, wysoko uwodnione osady należy poddać przeróbce obejmującej zagęszczanie, odwadnianie, a następnie suszenie. Podczas procesu odwadniania można obniżyć zawartość wody w osadzie do poziomu 50-88%, natomiast przy suszeniu aż do 90% [12].

Spalanie osadów powinno być prowadzone w specjalnie do tego celu przystosowanych instalacjach, w których podczas procesu termicznego przekształcania odpadów minimalna temperatura w komorze spalania nie może być niższa niż 1100°C w przypadku odpadów zawierających powyżej 1% związków chlorowcoorganicznych przeliczonych na chlor, zaś dla pozostałych odpadów nie niższa niż 850°C. Proces powinien być prowadzony w sposób zapewniający utrzymywanie gazów spalinowych w komorze spalania przez minimum 2 sekundy przy zawartości co najmniej 6% tlenu. Wymagania te zawarte są w *Rozporządzeniu Ministra Gospodarki z dnia 21 marca 2002 r. w sprawie wymagań dotyczących prowadzenia procesu termicznego przekształcania odpadów*, które weszło w życie z dniem 27 kwietnia 2002 r wraz ze zmianami z 19 marca 2010r.

2.1. Suszarnie fluidalne osadów ściekowych oczyszczalni „Hajdów”

Powstające w procesie oczyszczania ścieków osady wstępne po zagęszczaniu grawitacyjnym oraz nadmierne po prasach filtracyjnych poddawane są fermentacji w wydzielonych komorach fermentacyjnych, a następnie odwadniane mechanicznie na

prasach taśmowo-filtracyjnych firmy Bellmer. Osad po prasach charakteryzuje się średnim uwodnieniem 82% i zawiera w suchej masie około 60% części organicznych.
Następnie poddawany jest procesowi termicznego suszenia. W ramach inwestycji współfinansowanej ze środków ISPA/Fundusz Spójności zainstalowano trzy linie suszarek pneumatycznych z warstwą fluidalną, które umożliwiają suszenie osadu do poziomu ponad 90% suchej masy. Podwyższona temperatura suszenia powoduje higienizację osadów. Odparowanie wody powoduje kilkakrotne zmniejszenie objętości i masy, co znacznie zmniejsza koszty transportu. Po wysuszeniu osad jest traktowany jako alternatywne paliwo i współspalany w cementowni [6].

Zastosowana technologia wykorzystuje złoże fluidalne, które gorącym powietrzem suszy osad. W metodzie wykorzystano zjawisko fluidyzacji warstwy rozdrobnionego osadu odwodnionego, przez którą przepływa strumień ogrzanego powietrza wprowadzający warstwę osadu w stan fluidyzacji.
Suszarka fluidalna podzielona jest poziomym sitem fluidyzacyjnym na:

- ✓ część znajdującą się pod nim (komora nadmuchu),
- ✓ część bezpośrednio nad nim (komora suszenia),
- ✓ komorę powietrzną znajdującą się nad komorą suszenia.

Czynnikiem suszącym jest powietrze o temperaturze poniżej 180°C, które wtłaczane jest do komory nadmuchu przez wentylator nadmuchowy. Gorące powietrze przepływa następnie przez sito i znajdującą się na nim warstwę osadu, powoduje jego intensywne mieszanie, unoszenie nad sitem, a w końcu przejście w stan fluidalny.

3. Energetyczne aspekty wykorzystania węgla brunatnego

Przeważająca część węgla brunatnego jest spalana całkowicie i prowadzi do wytwarzania energii przekazywanej w postaci ciepła. Podstawowym surowcem do spalania w dużych jednostkach energetycznych jest surowy węgiel brunatny. Cechuje się on zawartością wilgoci całkowitej w stanie roboczym najczęściej w przedziałach [5]:

- 45-60% dla węgli brunatnych miękkich,
- 20-45% dla węgli brunatnych twardych.

4. Procedura badawcza

4.1 Pozyskanie próbek

Analizowane osady pobierane były w stacji termicznego suszenia na terenie oczyszczalni ścieków „Hajdów” w Lublinie. Wysuszony osad po złożu fluidalnym pobierany był do szklanych pojemników, które szczelnie zamykano.

Węgiel brunatny zakupiono na składzie opału, pochodził on z kopalni węgla brunatnego w Bełchatowie.

Z pozyskanych próbek wyznaczono ciepło spalania w Laboratorium Analiz Środowiskowych Wydziału Inżynierii Środowiska na kalorymetrze KL-11 „Mikado”.

4.2 Metoda wyznaczania ciepła spalania

Ciepło spalania analizowanych próbek oznaczono za pomocą bomby kalorymetrycznej KL-11 „Mikado”. Kalorymetr wykorzystany podczas badań laboratoryjnych przeznaczony jest do pomiaru ciepła spalania paliw stałych takich jak: torf, węgiel kamienny, węgiel

brunatny, brykiety węgla brunatnego, koks, półkoks, oraz niewybuchowych palnych substancji organicznych.

Zmierzony efekt cieplny odnosi się do masy próbki. Metoda pomiaru polega na całkowitym i zupełnym spaleniu próbki paliwa w atmosferze tlenu przy określonym ciśnieniu w bombie kalorymetrycznej i pomiarze przyrostu temperatury wody w naczyniu kalorymetrycznym oraz wyznaczeniu poprawek na dodatkowe efekty cieplne.

Pomiary przeprowadzane były w układzie kalorymetrycznym statycznym. Pomiar statyczny (najczęściej stosowany) przebiega w kalorymetrze o takiej pojemności cieplnej, aby zmiana temperatury wody w płaszczu (termostacie wodnym) była pomijalnie mała w stosunku do przyrostu temperatury w naczyniu.

Kalorymetr działa na zasadzie pomiaru charakterystycznych temperatur bilansu cieplnego. Wartości te są przetwarzane na postać cyfrową, analizowane i przeliczane przez mikroprocesor urządzenia oraz zapisywane w jego pamięci.

W skład kalorymetru wchodzą następujące główne zespoły i elementy użytkowe: bomba kalorymetryczna, pokrywa kalorymetru, czujnik temperatury, uchwyt pokrywy z umieszczonym w nim napędem mieszadła mechanicznego, mieszadło mechaniczne, naczynie kalorymetryczne, płaszcz kalorymetru, pulpit sterujący oraz stół kalorymetru z płytą czołową zawierającą gniazda przyłączeniowe i wyjście czujnika temperatury [13].

5. Wyniki

Otrzymane wyniki pomiaru ciepła spalania wyświetlone na wyświetlaczu pulpitu sterującego kalorymetru należało podzielić przez masę naważki. Tak otrzymane wyniki badań z kilkunastu prób przedstawiono w formie tabel i wykresu porównawczego (Rysunek 1.).

Tabela 1. Średnie wartości ciepła spalania osadu ściekowego
Table 1. Mean values of heat of combustion of sewage sludge

Lp.	Data pomiaru	Wartości średnie	
		Wytworzone ciepło spalania Q_c [J/g]	Q_c [MJ/kg]
1.	**11.08.2011**	12 216	12,22
2.	**18.08.2011**	10 544	10,55
3.	**15.09.2011**	12 591	12,6
4.	**22.09.2011**	11 648	11,65
5.	**19.12.2011**	12 776	12,78
		średnia	11,96

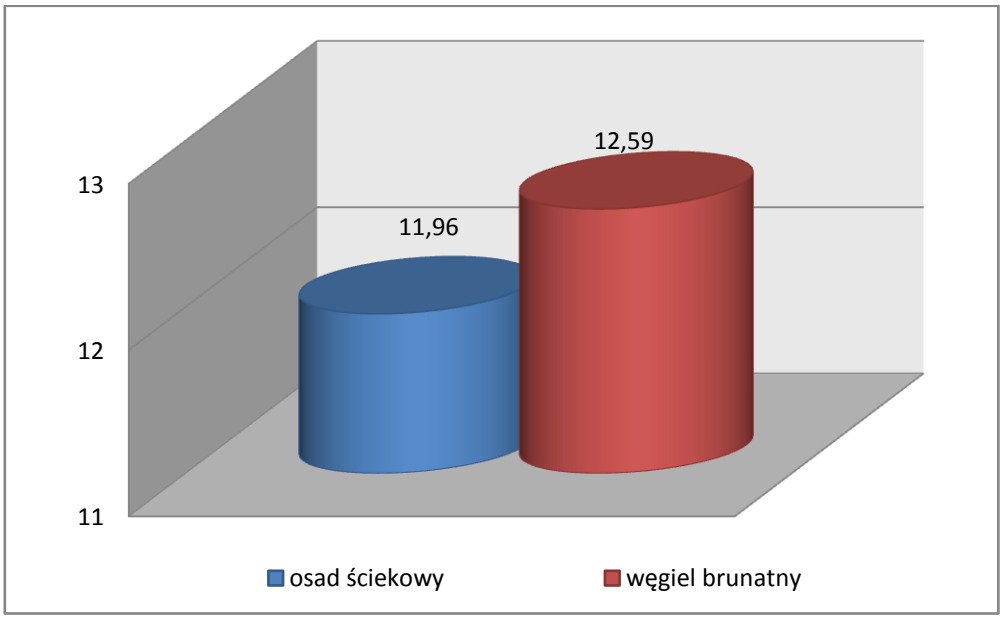
Źródło: opracowanie własne na podstawie pracy inżynierskiej [14].

Tabela 2. Średnie wartości ciepła spalania węgla brunatnego
Table 2. Mean values of heat of combustion of lignite

Lp.	Data pomiaru	Wartości średnie	
		Wytworzone ciepło spalania Q_c [J/g]	Q_c [MJ/kg]
1.	**19.08.2011**	12 540	12,54
2.	**19.12.2011**	12 642	12,64
		średnia	12,59

Źródło: opracowanie własne na podstawie pracy inżynierskiej [14].

Rysunek 1. Zestawienie średnich wartości ciepła spalania poszczególnych surowców w [MJ/kg]
Figure 1. Summary of average heats of combustion value of each commodity in [MJ / kg]



Źródło: opracowanie własne na podstawie pracy inżynierskiej [14].

6. Analiza i dyskusja otrzymanych wyników

Wartości ciepła spalania osadu ściekowego z poszczególnych dni badań różnią się miedzy sobą. Wartość ciepła spalania osadu po suszarkach fluidalnych wahała się od 10,38 MJ/kd do 12,8 MJ/kg. Jako porównawcze dla wartości ciepła spalania osadu przyjęto wartości podawane przez źródła literaturowe, które przedstawiono w części teoretycznej [3,8]. Wartości uzyskane podczas badań mieszczą się w zakresie podawanym przez wspomniane źródła dla osadu po procesie fermentacji metanowej, która zawiera się między 6,7- 14 MJ/kg.

Otrzymane podczas badań wartości ciepła spalania osadu różnią się dla pomiarów z poszczególnych dni eksperymentu, co można zaobserwować analizując dane z tabeli 1. Wpływ na uzyskane wyniki mogła wywrzeć wilgotność osadu, parametry osadów wstępnych i nadmiernych, a w największym stopniu sprawność procesów zachodzących w komorach fermentacji.

W tabeli 2 przedstawiono wyniki ciepła spalania dla węgla brunatnego. Średnia wartość ciepła z obu dni badań wynosiła około 12,5 MJ/kg. Jest ona zbliżona do średniej wartości ciepła spalania osadów ściekowych. Uzyskane ciepło odpowiada, ciepłu spalania miękkich węgli brunatnych [5].

7. Wnioski

Na podstawie badań przeprowadzonych w ramach niniejszej pracy można zaproponować następujące wnioski:

1. Przedstawiona metodyka badań i interpretacji wyników doświadczeń pozwala na porównanie ciepła spalania osadów ściekowych i węgla brunatnego.

2. W oparciu o uzyskane wyniki można zauważyć, że ciepło spalania osadów ściekowych po suszarkach fluidalnych, jest niższe niż ciepło spalania węgla brunatnego. Jednak są to wartość zbliżone.
3. Rozbieżność uzyskanych wyników ciepła spalania osadu ściekowego, w próbkach pobieranych w różnych dniach może być związana z przebiegiem procesów obróbki osadów, głównie sprawnością komór WKF, w mniejszym zaś stopniu parametrami osadów ściekowych wstępnych i nadmiernych.
4. Uwarunkowania prawne pozwalają na termiczne przekształcanie osadów ściekowych. Biorąc pod uwagę porównywalne ciepło spalania osadów z węglem brunatnym, jak najbardziej mogą być one wykorzystywany na cele energetyczne. Należy tylko pamiętać o spełnieniu warunków zawartych w *Rozporządzeniu Ministra Gospodarki z dnia 21 marca 2002 r.* w sprawie wymagań dotyczących prowadzenia procesu termicznego przekształcania odpadów wraz z późniejszymi nowelizacjami.

LITERATURA

1. Bień J. B., Bień J. D., Matysiak B., *Gospodarka odpadami w oczyszczalniach ścieków*, Wyd. Politechniki Częstochowskiej, Częstochowa 1999
2. Bień J. B., *Osady ściekowe. Teoria i praktyka*, Wyd. Politechniki Częstochowskiej, Częstochowa 2007
3. Bień J. B., Wystalska K., *Procesy termiczne w unieszkodliwianiu osadów ściekowych,* Wyd. Politechniki Częstochowskiej, Częstochowa 2008
4. Bień J. B., Wystalska K., *Przekształcanie osadów ściekowych w procesach termicznych*, Wyd. „Seidel-Przywecki", Warszawa 2009
5. Bolewski A. (red.), *Surowce mineralne świata – węgiel brunatny*, Wydawnictwa Geologiczne, Warszawa 1981
6. Dadej W., *Proces przeróbki osadów w oczyszczalni ścieków „Hajdów" w Lublinie*, Prezentacja multimedialna, Lublin 2009
7. Fukas-Płonka Ł., Zielewicz-Madej E., *Zmiany fizykalnych osadów ściekowych wskutek fermentacji metanowej*, Seminarium polsko-niemieckie ATV, Goerlitz, 1999.
8. Kempa E. S., *Gospodarka odpadami miejskimi*, Arkady, Warszawa 1983
9. Krzywy E., Iżewska A., *Gospodarka ściekami i osadami ściekowymi*, Wyd. Akademia Rolnicza w Szczecinie, Szczecin 2004
10. Nadziakiewicz J., Janusz M,. Analiza termiczna procesu spalania osadów ściekowych, 211-221, w: *Energetyczne aspekty odprowadzania i oczyszczania ścieków*, pod redakcją Fukas- Płonki Ł., Kusia K., Instytut Inżynierii Wody i Ścieków Gliwice, Gliwice 2008
11. Rosik- Dulewska C., *Podstawy gospodarki odpadami*, WN PWN, Warszawa 2002
12. Rulkens M., *Energy from sludge: an overview and brief evaluation of most important options*, 33-47, Materiały II Międzynarodowej i XIII Krajowej Konferencji Naukowo-Technicznej, pt. „Nowe spojrzenie na osady ściekowe – odnawialne źródło energii", pod redakcją Grzegorza Maliny, Wyd. Politechniki Częstochowskiej, Częstochowa 2003
13. Instrukcja obsługi kalorymetru KL-11 „Mikado"
14. Chomiuk E.J., Praca Inżynierska „*Ciepło spalania osadu po suszarniach fluidalnych oczyszczalni „Hajdów" na tle wybranych surowców energetycznych*", Lublin 2012

inż. Katarzyna M. Jaromin[1)], mgr inż. Anna Girol,
Radosław Głowienka, dr inż. Grzegorz Łagód,
Klub dyskusyjny "For&Against" Politechniki Lubelskiej,
Wydział Inżynierii Środowiska, Politechnika Lubelska,
[1)]k.m.jaromin@gmail.com

Jakość ścieków deszczowych wybranego kolektora zbiorczego miasta Lublin na tle jakości wód odbiornika – rzeki Bystrzycy

Słowa kluczowe:*ścieki deszczowe, ChZT, BZT_5, kanalizacja deszczowa*
Key wards:*storm wastewater, COD, BOD_5, drainage sanitation system*

Streszczenie: Celem pracy jest określenie jakości ścieków deszczowych wybranego kolektora zbiorczego miasta Lublin i przedstawienie ich na tle jakości wód odbiornika –rzeki Bystrzycy. Badania obejmowały analizę wartości wskaźników zanieczyszczeń (ChZT i BZT_5) w ściekach deszczowych zrzucanych do rzeki oraz wody w rzece w punkcie pełnego wymieszania. Wyznaczono stosunki BZT_5/ChZT do określenia stopnia biodegradowalności oraz ChZT/BZT_5 w celu zakwalifikowania wody do określonego typu ścieków.
Abstract: The aim of this paper is to present the analysis of storm wastewater discharged to the Bystrzyca River from the drainage system of Muzyczna St. basin, on the background of waters quality of the BystrzycaRiver, Lublin, Poland for selected period between April and July 2010. The qualitative measurements include two pollutants indicators (COD and BOD_5). Moreover, the BOD_5/COD coefficient gives information about biodegradation ability, and as COD/BOD_5: informs about type of sewage.

10. Wprowadzenie

Problemy braku akwenów wodnych o odpowiedniej jakości (stawów, zalewów, rzek) służących jako miejsca rekreacji i odpoczynku dotykają nas wszystkich. Dlatego celem podjętego tematu było określenie jakości ścieków deszczowych wprowadzanych przez kolektor zbiorczy przy ul. Muzycznej miasta Lublin do wód odbiornika jakim jest główna rzeka przepływająca przez miasto– Bystrzyca. Analizowana zlewnia, obejmuje centralną części Lublina, na zachodnim brzegu rzeczki Bystrzycy.

Teren zlewni charakteryzuje się zabudową o zróżnicowanym przeznaczeniu urbanistycznym, w jej skład wchodzą: osiedla mieszkaniowe (zabudowa wysoka, średnia i niska), zabudowa jednorodzinna, parki, tereny zielone, tereny usługowe i rekreacyjne oraz liczne ciągi komunikacyjne. Badany obiekt jest elementem systemu kanalizacji rozdzielczej, który obejmuje dwa oddzielne układy kanałów, z których jeden odprowadza wodę deszczową, a drugi ścieki sanitarne. Materiałem użytym do wykonania kanału o przekroju kołowym i średnicy 1500 mm jest zbrojony beton (Rysunek 1). Ścieki deszczowe z badanej zlewni odprowadzane są bezpośrednio do rzeki Bystrzycy na wysokości 42,4 km biegu rzeki [2].

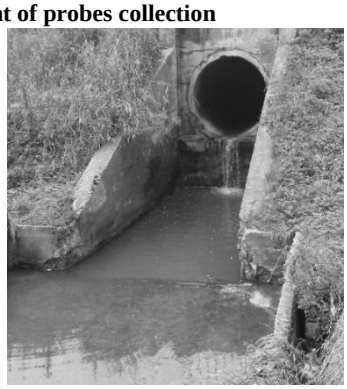
11. Materiał i metodyka

Badania prowadzone były w kwietniu, maju oraz lipcu w 2010r., zarówno w dni deszczowej, jak również w dni bez opadów deszczu. Próby do badań pobierane były w dwóch charakterystycznych punktach: I – w miejscu zrzutu ścieków deszczowych około 42,4 km biegu rzeki Bystrzycy (Rysunek 1) oraz II – w punkcie pełnego wymieszania ścieków deszczowych z wodami odbiornika, poniżej zrzutu ścieków około 42,9 km biegu rzeki (Rysunek 2).

W celu wyznaczenia punktu pełnego wymieszania ścieków deszczowych z wodą rzeczną rozważano użycie rodaminy, która umożliwiłaby obserwację intensywnej barwy strumienia ścieków,

aż do puntu jej pełnego wymieszania z wodą. Zauważono jednak, że stężony strumień zanieczyszczeń wypływający z kolektora cechuje się znacząco różną barwą od wody rzecznej, stąd też punkt pełnego wymieszania wytypowano bez używania środków chemicznych.

Rysunek 3. Punkt nr. I poboru prób
Figure 1. First point of probes collection



Rysunek 4. Punkt nr. II poboruprób
Figure 2. Second point of probes collection

Źródło: opracowanie własne.

Próby pobierane były każdorazowo o godzinie 9:00 rano, do 1,5-litrowych butelek, a następnie transportowane do laboratorium na Wydziale Inżynierii Środowiska Politechniki Lubelskiej. W poddanych analizie próbkach oznaczono biochemiczne zapotrzebowanie na tlen (BZT_5) oraz chemiczne zapotrzebowanie na tlen (ChZT), które wykonano zgodnie z wytycznymi zwartymi w normach PN-ISO 6060:2006 oraz PN-EN 1899-1:2002 [4,5].

Po uzyskaniu wyników poddano je analizie porównawczej. Jakość ścieków wypływających z kolektora oceniono zgodnie z aktami prawnymi regulującymi maksymalne wartości stężeń zanieczyszczeń wprowadzanych do wód płynących i gruntów jako ścieki (Rys. 3) oczyszczone [6].

Wyniki uzyskane z analizy wody rzecznej zestawiono również z aktami prawnymi. na podstawie których porównano zakresy wybranych wskaźników zanieczyszczeń dla klasy czystości wód oraz wódrzeki Bystrzycy(rysunek 4 i 5) [7].

Ponadto w Tabeli 1 zestawiono wskaźniki okreslające stopnień biodegradowalności zarówno wód odbiornika jak również ścieków deszczowych trafiających kolektorem zbiorczym do rzeki Bystrzycy określonej jako iloraz BZT_5/ChZT. Analiza wyników badań obejmuj również ich klasyfikację na podstawie ilorazu ChZT/BZT_5 do określonego typu ścieków [1,3].

12. Wyniki badań i dyskusja

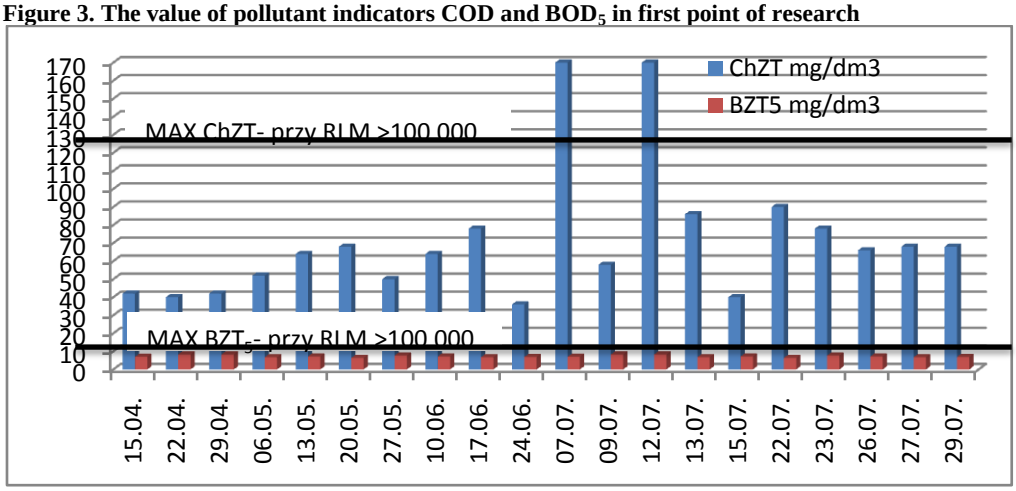
Rysunek 3 przedstawia zestawienie wartość wskaźnika CHZT i BZT_5 uzyskanych podczas prowadzenia badań jakości ścieków wprowadzanych kolektorem zbiorczym przy ul. Muzycznej do rzeki Bystrzycy. Zgodnie z wytycznymi zawartymi w Dz.U.2006.137.984 z poź. zm [6]. Ścieki należy zakwalifikować jako spełniające wymogi stawiane dla oczyszczalni ścieków wprowadzających ścieki oczyszczone do wód odbiornika. W przypadku wskaźnika ChZT, zostały dwukrotnie przekroczone maksymalne dopuszczalne wartości w dniu 07.07 oraz 12.07.

Rysunek 4 zestawia wartości wskaźnika ChZT uzyskane w punkcie pełnego wymieszania się ścieków z wodami odbiornika. Na Rysunku 4 w oparciu o Dz.U.2011.257.1545, przedstawiono wartości graniczne w klasach czystości wód [7]. Zaznaczono klasę I i II gdyż w Rozporządzeniu klasy III-V wartości granicznych nie ustala się. Na podstawie wartości wskaźnika ChZT w każdym dniu występowało kilkukrotne przekroczenie maksymalnego stężenia dla klasy II. Rysunek 5 przedstawia natomiast wartości wskaźnika BZT_5 w kolejnych dniach badań.Na rysunku zaznaczono również graniczne wartości dla klasy I i II czystości wód. Analiza wody w oparciu o wskaźnik BZT_5 kwalifikuje wodę w rzece Bystrzycy do klasy czystości wyższej niż II [7].

W Tabeli 1 zestawiono wskaźniki charakteryzujące stopnień biodegradowalności zarówno wód odbiornika, jak również ścieków deszczowych określonej jako iloraz BZT_5/ChZT. W obu przypadkach stopień określono jako – nierozkładalny. Wyjątek stanowi punkt I w dniach 22 i 29 kwietnia i stopnień określić można jako wolnorozkładalny [3].

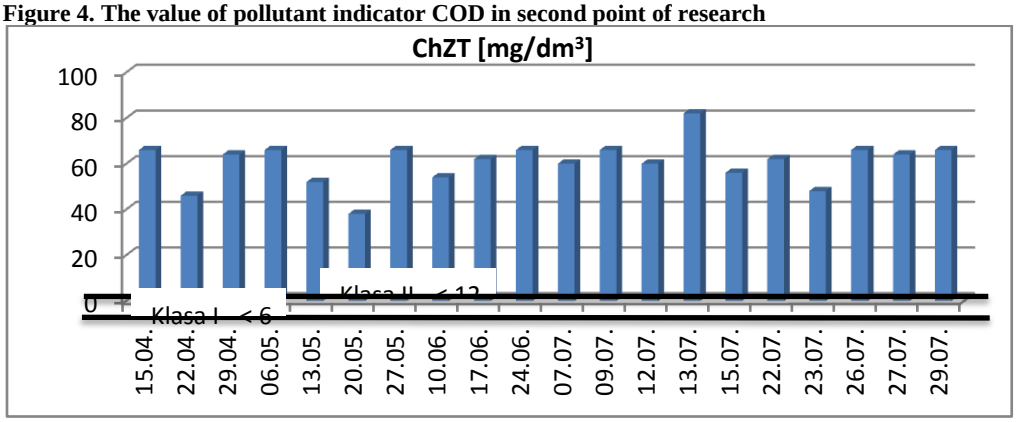
Analiza wyników badań obejmuje również ich klasyfikację na podstawie ilorazu ChZT/BZT_5 do określonego typu ścieków. Zarówno w punkcie I jak i II scharakteryzowano wody jako zanieczyszczone substancjami o małej zawartości związków organicznych [1].

Rysunek 5. Wartości wskaźników zanieczyszczeń ChZT i BZT_5 w punkcie I badań
Figure 3. The value of pollutant indicators COD and BOD_5 in first point of research



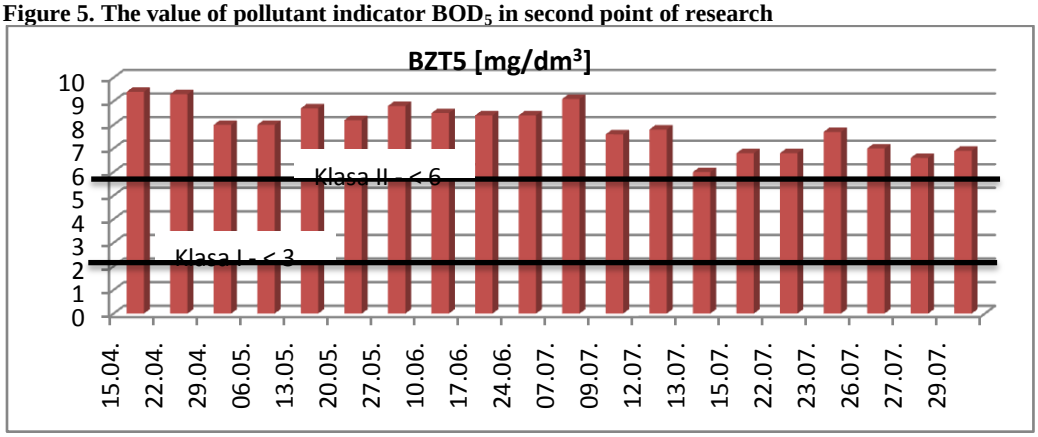
Źródło: opracowanie własne na podstawie Dz.U.2006.137.984 z póź. zm.

Rysunek 6. Wartość wskaźnika zanieczyszczeń ChZT w punkcie II badań
Figure 4. The value of pollutant indicator COD in second point of research



Źródło: opracowanie własne na podstawie Dz.U.2011.257.1545.

Rysunek 7. Wartość wskaźnika zanieczyszczeń BZT_5 w punkcie II badań
Figure 5. The value of pollutant indicator BOD_5 in second point of research



Źródło: opracowanie własne na podstawie Dz.U.2011.257.1545.

Tabela 4. Wskaźniki ChZT/BZT$_5$ i BZT$_5$/ChZT dla punktu I i II prowadzonych badań
Table 1. Coefficient of COD/BOD$_5$ and BOD$_5$/COD in first and second point of research

Data	Opad	Punkt I		Punkt II	
		ChZT/BZT$_5$	BZT$_5$/ChZT	ChZT/BZT$_5$	BZT$_5$/ChZT
15.04.2010	bez opadów	6,00	0,17	36,00	0,03
22.04.2010	bez opadów	4,82	0,21	23,23	0,04
29.04.2010	bez opadów	5,06	0,20	25,61	0,04
06.05.2010	mały opad	7,65	0,13	58,48	0,02
13.05.2010	bez opadów	8,89	0,11	79,01	0,01
20.05.2010	bez opadów	10,63	0,09	112,89	/0,01
27.05.2010	bez opadów	6,49	0,15	42,17	0,02
10.06.2010	bez opadów	8,89	0,11	79,01	0,01
17.06.2010	bez opadów	11,47	0,09	131,57	0,01
24.06.2010	bez opadów	5,22	0,19	27,22	0,04
07.07.2010	mały opad	24,29	0,04	589,80	0,00
09.07.2010	bez opadów	6,99	0,14	48,83	0,02
12.07.2010	bez opadów	20,48	0,05	419,51	0,00
13.07.2010	bez opadów	12,65	0,08	159,95	0,01
15.07.2010	bez opadów	5,56	0,18	30,86	0,03
22.07.2010	bez opadów	14,06	0,07	197,75	0,01
23.07.2010	bez opadów	10,13	0,10	102,61	0,01
26.07.2010	mały opad	9,17	0,11	84,03	0,01
27.07.2010	mały opad	10,00	0,10	100,00	0,01
29.07.2010	mały opad	9,86	0,10	97,12	0,01

Źródło: opracowanie własne.

13. Podsumowanie i wnioski

Na podstawie uzyskanych wyników wyciągnięto następujące wnioski:

49. Poziom stężenia zanieczyszczeń ścieków deszczowych odprowadzanych do wód rzeki w miesiącach kwiecień-lipiec 2010r. spełnia wymagania stawiane oczyszczonym ściekom określonym w Rozporządzeniu Ministra Środowiska dla RLM powyżej 100 000[6].

50. W oparciu o uzyskane wyniki wybranych wskaźników zanieczyszczeń zauważono, iż na podstawie wartości wskaźników BZT_5 i ChZT wody rzeki Bystrzycy można zakwalifikować jako wody należące klas III-V czystości wód, zgodnie z Rozporządzeniem Ministra Środowiska [7].
51. Analiza ilorazu wartości BZT_5/ChZT wykazała, iż zarówno w ściekach deszczowych z wypływu kolektora zbiorczego przy ul. Muzycznej, jak również w wodzie rzeki Bystrzycy poniżej zrzutu ścieków przeważają nierozkładalne związki organiczne.
52. Analiza ilorazu ChZT/BZT_5 klasyfikuje zarówno ścieki deszczowe jak również wody rzeczne jako ścieki z małą zawartością związków organicznych.
53. Kolejnym etapem badań może być ustalenie zależności statystycznych, np. współczynników korelacji i determinacji oraz określenie siły zależności wpływu ścieków deszczowych na jakość wód rzeki Bystrzycy.

Literatura

1. Jaromin K. M., Łagód G., *Storm wastewater quality of chosen conduit in lublin city on the background of receiver waters quality – Bystrzyca river*, Innovative technologies in water management complex collected articles of young scientists, Vol. 2, 121-123,Rivne, Ukraina, 2012.
2. Jóźwiakowska I., *Gospodarkawodno – ściekowaLublina*, http://www.lfosn.org.pl (stannadzień 13 kwietnia 2012).
3. Miksch K., Czarska B., Grabińska-Sots E., Kalka J., Surmacz-Górska J., *Biotechnologia ścieków*, Wydawnictwo PŚ, Gliwice 2000.
4. PN-EN 1899-1:2002 Jakość wody - Oznaczanie biochemicznego zapotrzebowania tlenu po n dniach (BZTn).
5. PN-ISO 6060:2006 Jakość wody - Oznaczanie chemicznego zapotrzebowania tlenu.
6. Rozporządzenie Ministra Środowiska z 24.07.2006 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.2006.137.984 z poź. zm).
7. Rozporządzenie Ministra Środowiska z 9.11. 2011 r. w sprawie sposobu klasyfikacji stanu jednolitych części wód powierzchniowych oraz środowiskowych norm jakości dla substancji priorytetowych (Dz.U.2011.257.1545).