

UNIwersYTET ZIELONOGÓRSKI
Wydział Inżynierii Lądowej i Środowiska

Seria: Inżynieria Środowiska - nr 32

zeszyty
naukowe



**ZESZYTY NAUKOWE
UNIwersYTETU ZIELONOGÓRSKIEGO
NR 152**

INŻYNIERIA ŚRODOWISKA – 32

ZIELONA GÓRA • 2013

REDAKCJA ZESZYTU NAUKOWEGO:

dr hab. inż. Andrzej Greinert, prof. nadzw. (*Redaktor Naczelny*)

Redaktorzy tematyczni:

prof. dr hab. inż. Andrzej Jędrzak

dr hab. inż. Michał Drab, prof. nadzw.

dr hab. Urszula Kołodziejczyk, prof. nadzw.

dr hab. inż. Zygmunt Lipnicki, prof. nadzw.

dr hab. Marlena Piontek, prof. nadzw.

dr hab. inż. Zofia Sadecka, prof. nadzw.

RADA WYDAWNICZA:

dr hab. inż. Andrzej Pieczyński, prof. UZ (*Przewodniczący*),

mgr Ryszard Błaziński (*Sekretarz*),

Członkowie: prof. dr hab. inż. Marian Adamski, prof. dr hab. Beata Ga-

bryś, prof. dr hab. Marian Nowak, dr hab. inż. Michał Drab, prof. UZ,

dr hab. inż. Van Cao Long, prof. UZ, dr hab. inż. Anna Walicka, prof.

UZ, dr hab. inż. Krzysztof Witkowski, prof. UZ, dr hab. Bohdan Hal-

czak, prof. UZ, dr hab. Zdzisław Wołk, prof. UZ, dr Rafał Ciesielski

Wydano za zgodą J.M. Rektora Uniwersytetu Zielonogórskiego

ISSN 1895-7323

Skład komputerowy: dr hab. inż. Andrzej Greinert, prof. nadzw.

SPIS TREŚCI

Anna Asani, Marta Gawron, Urszula Kołodziejczyk – Charakterystyka ekofizjograficzna rejonu Nowogrodu Bobrzańskiego	5
Anna Asani, Marta Gawron, Urszula Kołodziejczyk – Uwarunkowania eksploatacji kruszywa naturalnego z rzeki Bóbr w obszarze chronionego krajobrazu „25 - Dolina Bobru”	17
Agnieszka Nowak, Ireneusz Nowogoński – Wyniki symulacji kanału ogólnospławnego w ul. P. Skargi w Głogowie	29
Ireneusz Nowogoński – Analiza działania systemu monitoringu sieci kanalizacyjnej miasta Głogowa – wstępne wyniki	42
Andrzej Jędrzak, Dariusz Królik – Wpływ stopnia rozdrobnienia mięsa na wydajność procesu fermentacji	52
Ewa Ogiółda, Maciej Kozaczek – Charakterystyka zużycia wody w systemach wodociągowych „Wilków” i „Borek” w gminie Głogów	69
Ewa Ogiółda, Oswald Strycki – Model symulacyjny kanalizacji podciśnieniowej w Lubiechowie	78
Ewa Pora, Jarosław Kaszubkiewicz, Dorota Kawałko, Mateusz Cuske – Wpływ wielkości zasolenia oraz nacisku gleby na właściwości retencyjne wybranego superabsorbentu	88
Anna Iżewska, Czesław Wołoszyk, Stanisław Sienkiewicz – Assessment of physical, chemical and energetic properties of sludge in industrial and municipal sewage treatment plant	94
Justyna Czajkowska – Wpływ prędkości przepływu i stężeń poszczególnych jonów na odkładanie się struwitu z roztworów wodnych na wewnętrznych powierzchniach rurociągów stalowych przy pH=9,5	105
Pązik Rafał, Kostecki Jakub – Praca gruntowego wymiennika ciepła na tle zmiennych warunków atmosferycznych	113
Anna Iżewska, Czesław Wołoszyk – Właściwości fizyczno-chemiczne gleby lekkiej nawożonej popiołem ze spalania komunalnych osadów ściekowych	124
Agnieszka Śliwińska, Michał Drab – Zmiany zawartości węgla organicznego oraz wzajemny stosunek jego form w rekultywowanych utworach po eksploatacji węgla brunatnego w rejonie Łęknicy	134
Jacek Czekala – Azot i jego frakcje w komunalnych osadach ściekowych	143

ANNA ASANI, MARTA GAWRON,
URSZULA KOŁODZIEJCZYK*

CHARAKTERYSTYKA EKOFIZJOGRAFICZNA REJONU NOWOGRODU BOBRZAŃSKIEGO

Streszczenie

W artykule przedstawiono charakterystykę ekofizjograficzną rejonu Nowogrodu Bobrzańskiego. Szczegółowo zanalizowano poszczególne komponenty środowiska naturalnego oraz stan zachowania walorów krajobrazowych i możliwości ich kształtowania. Wybór rejonu badań został uwarunkowany eksploatacją kruszywa naturalnego z koryta Bobru, jaka ma miejsce w Nowogrodzie Bobrzańskim i próbą oceny oddziaływania tego przedsięwzięcia na stan środowiska naturalnego.

Słowa kluczowe: ekofizjografia, rzeka Bóbr, eksploatacja kruszywa naturalnego

WSTĘP

Niniejszy artykuł stanowi fragment cyklu badań dotyczących przeprowadzenia procedury postępowania w sprawie uzyskania pozwolenia na wydobywanie do celów gospodarczych skał z obszaru objętego ochroną krajobrazu. W tym przypadku jest to obszar chronionego krajobrazu „25 – Dolina Bobru”, gdzie obowiązuje zakaz eksploatacji. Zniesienie tego zakazu jest warunkiem niezbędnym dla uzyskania pozwolenia wodnoprawnego na dalsze wydobywanie kruszywa naturalnego z koryta rzeki Bóbr, na odcinku rzeki od km 48+640 do km 49+050, w latach 2014-2019.

W artykule przedstawiono charakterystykę ekofizjograficzną obszaru wydobywania kruszywa naturalnego z koryta rzeki Bóbr, szczegółowo prezentując poszczególne komponenty środowiska naturalnego oraz stan zachowania walorów krajobrazowych i możliwości ich kształtowania.

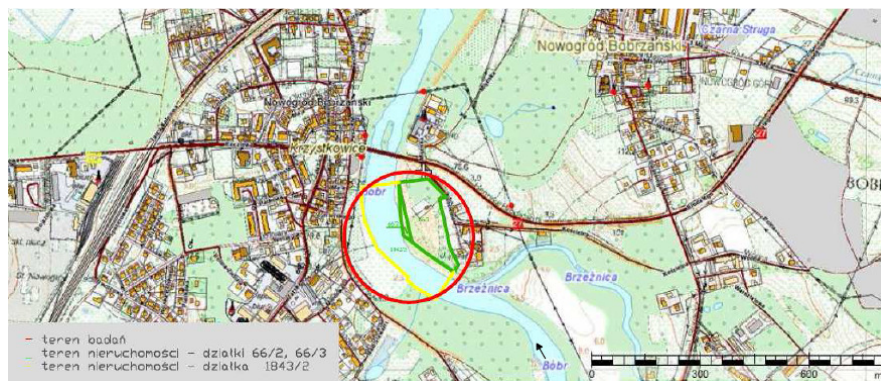
* Uniwersytet Zielonogórski, Instytut Inżynierii Lądowej i Środowiska, Zakład Hydrologii i Geologii Stosowanej

LOKALIZACJA TERENU BADAŃ

Analizowany obszar zlokalizowany jest na prawym brzegu rzeki Bóbr, w km od 48+640 do 49+050 biegu rzeki, pomiędzy mostem drogowym na drodze krajowej K27 i ujściem rzeki Brzeźnicy (prawostronnym dopływem rzeki Bóbr) – rys. 1. Obejmuje on działki nr 66/2 i 66/3 - obręb 0001 Nowogród Bobrzański oraz 1843/2 – obręb 0002 Nowogród Bobrzański. Nieruchomość zlokalizowana jest na terenie miejscowości Nowogród Bobrzański, powiat Zielona Góra, województwo lubuskie.

Współrzędne geograficzne zakładu eksploatacji i wydobycia kruszywa względem rzeki Bóbr są następujące:

- początek (49+050 km rzeki) – brzeg lewy: 51°47'41.10"N, 15°14'26.06"E, brzeg prawy: 51°47'42.92"N, 15°14'27.76"E,
- koniec (48+640 km rzeki) – brzeg lewy: 51°47'52.46"N, 15°14'11.54"E, brzeg prawy: 51°47'52.74"N, 15°14'15.41"E.



*Rys. 1. Mapa topograficzna terenu badań
oraz zakładu eksploatacji i wydobycia kruszywa
Fig. 1. Topographic map of the study area
and plant exploitation and natural aggregates*

Powierzchnia zakładu wynosi 2,08 ha, w tym: linia technologiczna zajmuje obszar 0,2 ha, tymczasowe przyzmy materiału przygotowywanego do sortowania – od 0,12 do 0,4 ha, zaplecze zakładu (w postaci kontenerów warsztatowych oraz kontenera z zapleczem socjalnym i wagą) – 0,1 ha, drogi technologiczne oraz place manewrowe (o nie utwardzonej nawierzchni) – pozostały teren.

Obszar eksploatacji i obróbki kruszywa w Nowogrodzie Bobrzańskim zlokalizowany jest w korycie i na prawym brzegu rzeki Bóbr, która na tym odcinku charakteryzuje się tutaj licznymi przyległymi zadrzewieniami i łąkami. Zakład eksploatacji jest ograniczony od strony zachodniej nurtem Bobru, a od strony

wschodniej – infrastrukturą zabudowy miejskiej, z zabytkowym kościołem z XIII w. Tuż za obiektem kościoła zlokalizowane jest niewielkie gospodarstwo, a następnie łąki i lasy. Na południe od analizowanego obszaru do Bobru uchodzi rzeka Brzeźnica.

Zgodnie z podziałem geograficznym Europy analizowany obszar leży w obszarze prowincji: Niziu Środkowoeuropejskiego (kod 31) i Niziny Środkowopolskiej (kod 318) oraz w dwóch makroregionach: Obniżenie Milicko-Głogowskie (kod 318.3) oraz Wał Trzebnicki (kod 318.4), a ponadto – w obrębie dwóch mezoregionów: Obniżenie Nowosolskie (kod 318.31) – część północna gminy i Wzgórza Dalkowskie (kod 318.42) – część południowa gminy [Kaniecki i in. 2006].

Według regionalizacji opartej na kryteriach przyrodniczo-leśnych, tereny gminy Nowogród Bobrzański położone są w III Krainie Wielkopolsko-Pomorskiej, we wschodniej części Dzielnicy Pojezierza Lubuskiego, w mezoregionie Ziemia Lubuska.

Pod względem faunistycznym gmina Nowogród Bobrzański należy do Prowincji Europejsko-Zachodniosyberyjskiej Paleoarctyki. Według podziału regionalnego Polski na jednostki zoogeograficzne gmina Nowogród Bobrzański położona jest w obrębie Dzielnicy Bałtyckiej, w Krainie Południowo-Bałtyckiej [Kondracki 2011].

Według podziału geobotanicznego Polski, gmina Nowogród Bobrzański leży w: Państwie Holarktyka, Obszarze Euro-Syberyjskim, Prowincji Nizowo-Wyżynnej (Środkowoeuropejskiej), Dziale Bałtyckim (A), Poddziale – Pas Wielkich Dolin (A 2), Krainie Wielkopolsko-Kujawskiej (A 2 7) i Okręgu Lubuskim (A 2 7b).

Cały obszar województwa lubuskiego, w tym miasto i gmina Nowogród Bobrzański znajduje się w zlewisku Bałtyku, w środkowej części dorzecza Odry. Główną rzeką gminy jest Bóbr, wraz z wpadającą do niego rzeką Brzeźnicą. Ponadto, przez obszar gminy płynie ciek Czarna Struga, uchodzący do Odry na terenie powiatu nowosolskiego.

Powierzchniowa sieć rzeczna wzbogacona jest tutaj systemem licznych kanałów, z których najważniejsze to: Kanał Jarosz, Urzycki Potok, Kanał Borowy, Kanał Turowski i odcinek Kanału Dychowskiego. Do głównych zbiorników powierzchniowych należą stawy: Nowogród Bobrzański oraz Dobroszów Mały [Kaniecki i in. 2006].

STRUKTURA FUNKCJONALNO-PRZESTRZENNA

Gminę Nowogród Bobrzański cechuje rozproszone osadnictwo wiejskie, o jednorodnej funkcji zabudowy zagrodowej, z nielicznymi siedliskami samotniczymi (poza obszarami zwartej zabudowy zagrodowej). Do lokalnych ośrodków obsługi ludności gminy zaliczyć można jedynie Nowogród Bobrzański; miejscowość ta skupia ponad 50% potencjału ludnościowego gminy. Występujące w Nowogrodzie Bobrzańskim funkcje usług publicznych i komercyjnych stanowią bazę wyjściową dla koncentracji zainwestowania i dalszego rozwoju różnorodnych funkcji gospodarki pozarolniczej.

Przez obszar gminy przepływa, z południa na północ, rzeka Bóbr, której bieg wyznacza granicę funkcjonalnego podziału miasta Nowogród Bobrzański na dwie części, Nowogród Górny i Nowogród Dolny.

Nowogród Górny, położony we wschodniej części miasta, zlokalizowany jest na skarpie wzniesionej o ponad 30,0 m powyżej Nowogrodu Dolnego, położonego w części zachodniej. W centralnej części Nowogrodu Górnego i Dolnego dominuje zabudowa wielorodzinna. Tereny te, w przeważającej części tworzą osiedla zabudowy jednorodzinnej. Obszary pełniące funkcje przemysłowo-techniczne znajdują się: w północnej części Nowogrodu Górnego – w okolicach ul. Fabrycznej, w części południowej – przy ul. Żarskiej (w tej części znajduje się zakład eksploatacji kruszywa z rzeki Bóbr, stanowiący przedmiot niniejszego artykułu) oraz w zachodniej części Nowogrodu Dolnego, gdzie zlokalizowane są tereny poprzemysłowe po byłej Fabryce Domów.

Analiza przestrzenna miasta i gminy Nowogród Bobrzański wskazuje, że zakład eksploatacji kruszywa zlokalizowany jest w obrębie obszaru chronionego krajobrazu „25 – Dolina Bobru”. Ponadto graniczy (od południa) z obszarem siedliskowym Natura 2000 – Dolina Dolnego Bobru (PLH 080068) i jest oddalony o 0,2 km na północ od granic obszaru chronionego krajobrazu „29 – Dolina Brzeźnicy”. W nieco większej odległości od terenu badań znajdują się następujące obszary siedliskowe Natura 2000: „Mopkowy Tunel koło Krzystkowic” – PLH080024, „Broniszów” – PLH080033 oraz „Nowogrodzkie Przygielkowsko” – PLH080054 [Jarmaczek i in. 2012, Jerzak 2008].

CHARAKTERYSTYKA EKOSYSTEMÓW

Powietrze

Badania stopnia zanieczyszczenia powietrza atmosferycznego, wykonane przez Wojewódzki Inspektorat Ochrony Środowiska w Zielonej Górze na publicznych stacjach pomiarowych w Zielonej Górze i Nowej Soli [WIOŚ 2013] wykazały, że zawartość pyłów zawieszonych oraz dwutlenku siarki (SO₂) i dwutlenku azotu (NO₂) generalnie nie przekracza dopuszczalnych norm, a jedynie

sporadycznie, przy długich okresach bezopadowych, zaobserwowano w w/w punktach monitoringowych krótkotrwałe przekroczenia normatywów pyłów zawieszonych, osiągające maksymalnie $90 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Emisja gazów lub pyłów do powietrza na analizowanym terenie ma charakter typowo niezorganizowany; zanieczyszczenia powodowane są przez urządzenia niestacjonarne typu maszyny robocze i pojazdy samochodowe, a także pylenie spowodowane ruchem tych pojazdów po nieutwardzonym terenie.

Gleby

Rejon Nowogrodu Bobrzańskiego to teren w przeważającej części niezagospodarowany, biologicznie czynny. Występują tutaj tereny uprawne, wody stojące z przylegającymi nieużytkami i obszary leśne, w tym częściowo porośnięte pojedynczymi drzewami i krzewami.

Najwyższą, III klasę, posiada 6,2% gruntów rolnych, IV klasę – 36,7%, a najniższe jakościowo są gleby przynależne do klasy V i VI, zajmujące aż 57,1% gruntów. W dolinach cieków wodnych dominują mady piaszczyste i pyłowe - kl. IVa, IVb, rzadziej V.

Odpowiednio nawodnione tereny są użytkowane jako łąki kośne, które w niewielkim stopniu przechodzą w gleby bagienne terasów zalewowych.

Najbardziej charakterystycznym typem erozji na terenach rolniczych jest erozja wietrzna i wodna. W celu zapobiegania procesom erozji wietrznej niezbędne jest stosowanie zadrzewień i zakrzewień śródpolnych oraz – podobnie jak przy zapobieganiu erozji wodnej – stałe utrzymanie gleby pod pokrywą roślinną.

Wody podziemne

Wśród osadów czwartorzędowych w rejonie Nowogrodu Bobrzańskiego można wyróżnić dwa typy wód [Wróbel 1989]:

- wody podziemne doliny Bobru, które stanowią poziom wodonośny związany z osadami piaszczysto-żwirowymi. Poziom ten charakteryzuje się niewielką miąższością warstwy wodonośnej (do 10,0 m), znacznymi wydajnościami jednostkowymi (rzędu $12,0 \text{ m}^3/\text{h}/\text{l}$ m depresji) i dużą zmiennością warunków dynamicznych warstwy, co pozostaje w bezpośrednim związku ze stanami wody w Bobrze, a także z warunkami atmosferycznymi. Poziom ten z reguły nie posiada izolacyjnej warstwy w stropie, przez co jest narażony na zanieczyszczenie chemiczne i bakteriologiczne,
- wody podziemne wysoczyznowe, zalegające w formie zbiorników elewacyjnych, które związane są wyłącznie z pagórkami piaszczysto-żwirowymi, osadzonymi w zagłębieniach podłoża trzeciorzędowego. Są to z reguły wody o swobodnym zwierciadle, zasilane wyłącznie przez opady atmosferyczne. Na bazie jednego z nich wybudowano w 1924 r. ujęcie wody podziemnej dla potrzeb Nowogrodu Bobrzańskiego. W okresie budowy ujęcia zwierciadło wody

stabilizowało się na głęb. 4,5 m p.p.t., ale po 40-u latach pracy (z wydajnością około 100 m³/dobę) obniżyło się o 20,0 m p.p.t., a na przełomie lat 1970/71 - o kolejne 2,0 m. Był to dowód na trwałe naruszenie zasobów statycznych - odnawialność zasobów była mniejsza niż ilość wód wyeksploatowanych. W tej sytuacji, w początkach lat siedemdziesiątych ubiegłego wieku zaszła konieczność przeprowadzenia kolejnych prac badawczych, służących udokumentowaniu odpowiednio wydajnej warstwy wodonośnej. Nowe ujęcie wody dla Nowogrodu Bobrzańskiego zlokalizowane zostało w dolinie Bobru (Pielice-Pierzwin).

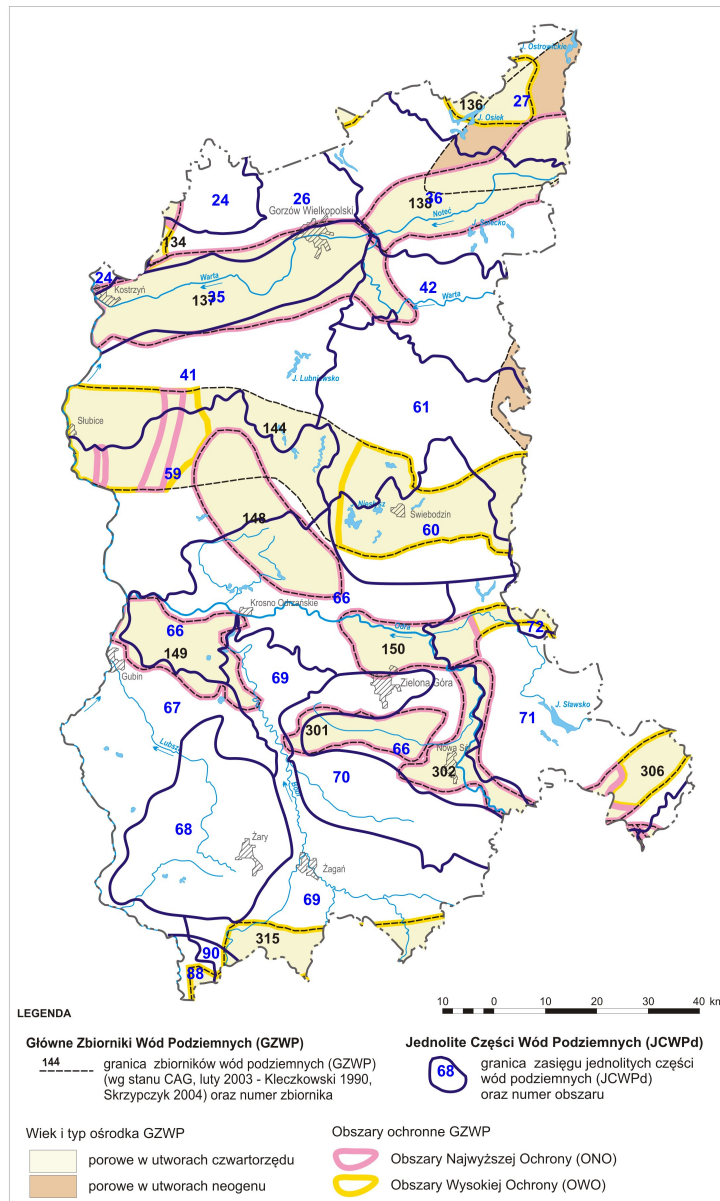
W podłożu geologicznym północnej części Nowogrodu Bobrzańskiego występuje zbiornik wód podziemnych podlegających ochronie – GZWP nr 301, o zasobach eksploatacyjnych 91 tys. m³/dobę m i średniej głębokości ujęć 30 m (rys. 2).

Wody powierzchniowe

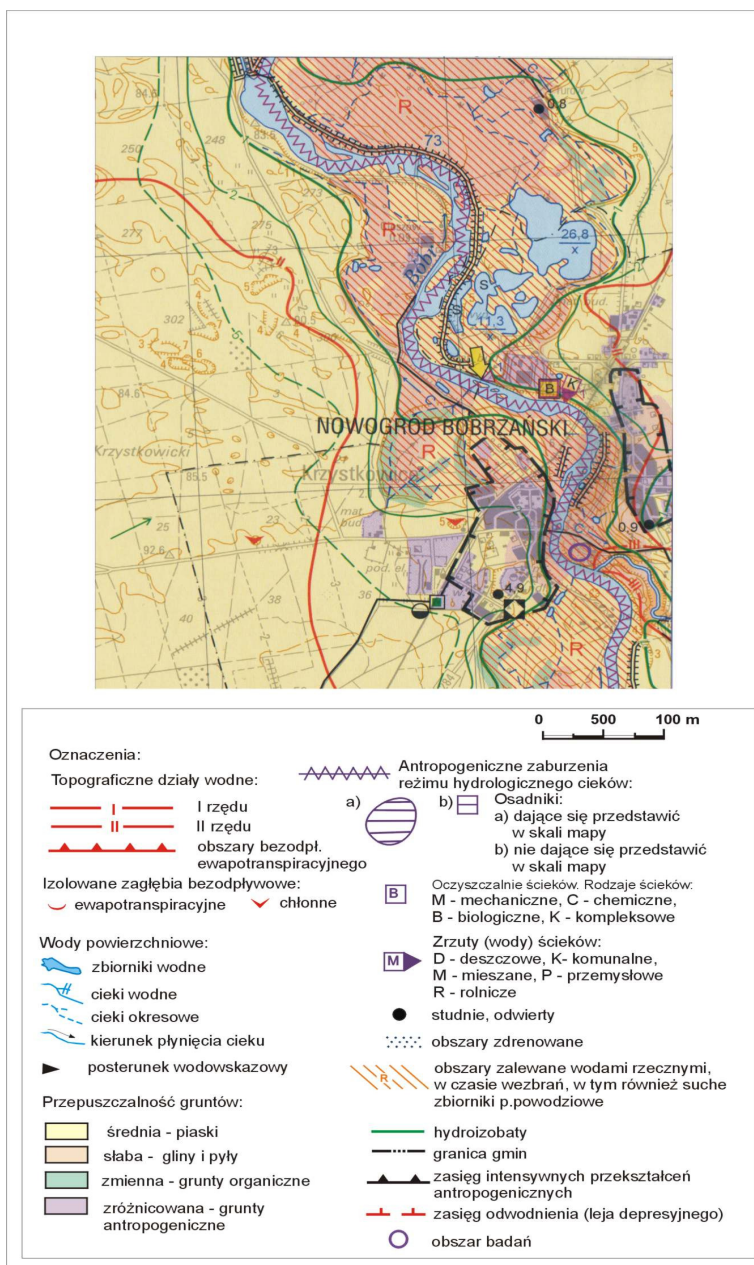
Obszar badań znajduje się w II rzędowej zlewni Bobru (rys. 3).

Wojewódzki Inspektorat Ochrony Środowiska w Zielonej Górze prowadzi badania jakości wód rzek w sieciach monitoringu diagnostycznego, operacyjnego i operacyjnego celowego – zgodnie z rozporządzeniem Ministra Środowiska z dnia 13 maja 2009 r. w sprawie form i sposobu prowadzenia monitoringu jednolitych części wód powierzchniowych i podziemnych [Dz.U. 2009 nr 81 poz. 685]. Na podstawie dotychczasowych wyników badań, w 2010 r. została wykonana przez WIOŚ klasyfikacja stanu/potencjału ekologicznego oraz stanu chemicznego wód rzek na terenie woj. lubuskiego – w sposób określony w rozporządzeniu Ministra Środowiska z dnia 20 sierpnia 2008 r. w sprawie klasyfikacji jednolitych części wód powierzchniowych [Dz. U. z 2008 r. nr 162 poz. 1008].

Przeprowadzona ocena wskazuje, że stan ekologiczny określony dla naturalnych części wód w rzekach województwa w 2010 r. był zróżnicowany i kształtował się między stanem dobrym a stanem złym, przy czym dominował stan ekologiczny umiarkowany. Rzeką Bóbr wykazała w tych badaniach stan umiarkowany. Potencjał ekologiczny, wyznaczany dla sztucznych i silnie zmienionych części wód, przeważnie utrzymywał się na umiarkowanym poziomie, podobnie jak stan ekologiczny. Ocena stanu chemicznego dokonana na podstawie analizy wskaźników charakteryzujących występowanie substancji szczególnie szkodliwych dla środowiska wodnego wskazała na dobry stan chemiczny analizowanego odcinka rzeki.



Rys. 2. Rozmieszczenie głównych zbiorników wód podziemnych w rejonie Środkowego Nadodrza [Kleczkowski 1990, Skrzypczyk 2004]
 Fig. 2. Distribution of the major aquifers in the Middle Oder Region [Kleczkowski 1990, Skrzypczyk 2004]



Rys. 3. Hydrologia okolic Nowogrodu Bobrzańskiego [Rzepecki 2006]
 Fig. 3. Hydrology of Nowogród Bobrzański area [Rzepecki 2006]

Rzeźba terenu

Pod względem geomorfologicznym rejon Nowogrodu Bobrzańskiego stanowi fragment plejstoceńskiej terasy rzecznej, uformowanej przez występujące na przemian procesy akumulacji wód i erozji rzeczno-lodowcowych, wpływających z południa w kierunku północy – w stronę położonej na północy pradoliny (Obniżenie Nowosolskie).

Budowa geologiczna

Analizowany teren zbudowany jest z plejstoceńskich piasków, żwirów i mułków rzecznych; żwiry i piaski zalegają głębiej natomiast mułki rzeczne występują w strefie przypowierzchniowej w postaci kompleksu mad.

Tereny wysoczyzny zbudowane są z przepuszczalnych piasków i słabo przepuszczalnych glin i charakteryzują się zróżnicowanym charakterem zwierciadła wód. Fragmenty zbudowane z miększej serii gruntów przepuszczalnych odznaczają się swobodnym zwierciadłem, stabilizującym się na głębokości od 1 do 4 m i głębiej. Na pozostałych obszarach, gdzie dominują grunty gliniaste, woda gruntowa pojawia się w postaci sączów o zróżnicowanej wydajności i zmiennej głębokości – od 1 do 4 m.

Szata roślinna i świat zwierzęcy

O bogactwie świata roślin i zwierząt decyduje w znacznym stopniu zróżnicowanie terenu pod względem morfologicznym oraz użytkowanie gruntów. Na terenie gminy Nowogród Bobrzański lasy zajmują 61,8% powierzchni. Głównym gatunkiem lasotwórczym jest sosna, zajmująca ok. 93,6% powierzchni leśnej. Tworzy ona drzewostany lite, rzadziej z udziałem brzozy.

W rejonie Nowogrodu Bobrzańskiego występują liczne gatunki roślin zaliczanych do chronionych takich jak: widłak spłaszczony, widłak goździsty, konwalia majowa, zimowit jesienny, goryczka wąskolistna, goździk piaskowy, mącznica lekarska, kruszyna pospolita, cis pospolity, pierwiosnka lekarska.

Bogate zespoły roślinności występują w pobliżu cieków wodnych, szczególnie w dolinie Bobru, gdzie spełniają funkcje ochronne (glebochronne i wodochronne).

Dolina rzeki Bóbr, w tym duże powierzchnie łąk, pastwisk, lasów oraz pól o układzie mozaikowym, tworzą na terenie gminy dogodne warunki dla życia wielu gatunków zwierząt. Do ssaków podlegających ochronie na tym terenie zaliczono: jeża, kreta, ryjówkę aksamitną, ryjówkę malutką, gacka wielkoucha, kunę, łasicę.

Wśród licznych gatunków ptaków gniazdujących i zalatujących, rzadkich i chronionych, należy wymienić: kruka, sójkę, pliszkę żółtą, puszczyka, pójdkę, jastrzębia, rybitwę.

W inwentaryzacji przyrodniczej gminy stwierdzono również występowanie 13 gatunków gadów i płazów.

Duże kompleksy leśne i zróżnicowana rzeźba terenu sprzyjają rozwojowi ostoi zwierzyny, wśród której dominują zwierzęta łowne takie jak jelenie, sarny, dziki, lisy i zające.

Do ważnych gatunków zwierząt, które mogą wstępować na analizowanym terenie (zgodnie z Załącznikiem II Dyrektywy Siedlisk oraz z Załącznikiem I Dyrektywy Ptasiej) należy wymienić: bobra europejskiego, traszkę grzebieniastą, kumaka nizinnego, minoga strumieniowego, bolenia, różankę, kozę złotą, kozę, głowacza białopłetwego, trzeplę zieloną, jelonka rogacza, kozioroga dębosza.

PODSUMOWANIE I WNIOSKI

Przedstawiona charakterystyka fizjograficzna obszaru wydobywania kruszywa naturalnego z koryta rzeki Bóbr, na odcinku rzeki od km 48+640 do km 49+050 wykazała, że planowana inwestycja zlokalizowana jest w obrębie obszaru chronionego krajobrazu „25 – Dolina Bobru”.

Z badań ekofizjograficznych wynika, że zniesienie zakazu eksploatacji kruszywa naturalnego w tym obszarze nie spowoduje zmian w stanie zachowania jego walorów krajobrazowych i możliwości ich kształtowania.

Dodatkowo należy zauważyć, że na analizowanym obszarze od wielu lat funkcjonuje zakład eksploatacji i wydobywania kruszywa naturalnego, w związku z tym, nie zmienia się sposób wykorzystania terenu, czy pokrycie szatą roślinną. Dotychczasowa praca zakładu nie spowodowała żadnych zdarzeń mających negatywny wpływ na środowisko naturalne.

Odrębnej analizy przyrodniczej wymaga natomiast oddziaływanie eksploatacji kruszywa na obszar ochrony siedlisk Natura 2000 „Dolina Dolnego Bobru” - PLH080068, który przylega do obszaru badań od strony południowej.

W przypadku obszarów Natura 2000 bardziej oddalonych od Nowogrodu Bobrzańskiego („Mopkowy Tunel koło Krzystkowic” – PLH080024, „Broniszów” – PLH080033, Nowogrodzkie Przygielkowisko” – PLH080054) można stwierdzić, że eksploatacja kruszywa z doliny Bobru nie ma i nie będzie miała istotnego wpływu na stan chronionej w nich przyrody.

Szczegółowa analiza poszczególnych komponentów środowiska oraz oddziaływania zakładu eksploatacji i wydobywania kruszywa na obszary chronionego krajobrazu i obszary ochrony siedlisk jest możliwa jedynie poprzez wykonanie wnikliwego raportu oddziaływania inwestycji na środowisko.

LITERATURA

1. JERMACZEK, A., MACIANTOWICZ, M., (red.); 2012. Obszary Natura 2000 w województwie lubuskim. Wyd. Regionalna Dyrekcja Ochrony Środowiska w Gorzowie Wielkopolskim; ss. 592.
2. JERZAK, L., (red.); 2008. Opracowanie ekofizjograficzne województwa lubuskiego. Urząd Marszałkowski Województwa Lubuskiego; ss. 283.
3. KANIECKI, A., BACZYŃSKA, A., GOGOŁEK, A.; 2006. Komentarz do mapy hydrograficznej Polski 1:50 000, ark. Jasień (M-33-67-C). Główny Urząd Geodezji i Kartografii; Warszawa.
4. KLECZKOWSKI, A.; 1990. Mapa obszarów głównych zbiorników wód podziemnych (GZWP) w Polsce wymagających szczególnej ochrony 1:500 000. AGH, Instytut Hydrogeologii i Geologii Inżynierskiej; Kraków.
5. KONDRACKI, J.; 2011. Geografia regionalna Polski. Wyd. Naukowe PWN, Warszawa; ss. 444.
6. RZEPECKI, J. (red.); 2006. Mapa hydrograficzna Polski 1:50 000, ark. Jasień. Główny Urząd Geodezji i Kartografii; Warszawa.
7. SKRZYPCZYK, L. (red.); 2004. Mapa Głównych Zbiorników Wód Podziemnych (według stanu CAG z dnia 30 września 2003). Arch. CAG. PIG; Warszawa.
8. GIOŚ (Główny Inspektorat Ochrony Środowiska), 2013. Lubuska Sieć Monitoringu Zanieczyszczeń Powietrza, <http://www.zgora.pios.gov.pl>.
9. WRÓBEL, I.; 1989. Wody podziemne Środkowego Nadodrza i problemy ich ochrony. Wyd. WSI, Zielona Góra, Seria Monografie 50; ss. 208.
10. Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 13 maja 2009 r. w sprawie form i sposobu prowadzenia monitoringu jednolitych części wód powierzchniowych i podziemnych (Dz. U. 2009 nr 81 poz. 685).
11. Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 20 sierpnia 2008 r. w sprawie klasyfikacji jednolitych części wód powierzchniowych (Dz. U. 2008 r. nr 162 poz. 1008).

ECO-PHYSIOGRAPHIC CHARACTERISTICS OF THE NOWOGRÓD BOBRZAŃSKI AREA

S u m m a r y

This paper presents the eco-physiographic characteristics of the Nowogród Bobrzański area. There are analyzed in detail the various components of the environment and the state of preservation of landscape and opportunities for their development. Selection of research area has been conditioned by the operation of natural aggregate from the Bóbr river bed, which takes place in Nowogród Bobrzański and attempt to assess the impact of these projects on the environment.

Key words: eco-physiography, Bóbr River, exploitation of natural aggregate

**ANNA ASANI, MARTA GAWRON,
URSZULA KOŁODZIEJCZYK***

**UWARUNKOWANIA EKSPLOATACJI KRUSZYWA
NATURALNEGO Z RZEKI BÓBR W OBSZARZE
CHRONIONEGO KRAJOBRAZU „25 - DOLINA BOBRU”**

S t r e s z c z e n i e

Artykuł zawiera opracowanie procedury postępowania dotyczącej ubiegania się o pozwolenie na wydobywanie kruszywa w obszarze ochrony krajobrazu „25 – Dolina Bobru”, zlokalizowanym w rejonie Nowogrodu Bobrzańskiego. Zniesienie aktualnie obowiązującego zakazu eksploatacji kruszywa w obszarze chronionego krajobrazu jest warunkiem niezbędnym do uzyskania pozwolenia wodnoprawnego na wydobywanie kruszywa naturalnego z koryta rzeki Bóbr, na odcinku rzeki od km 48+640 do km 49+050.

Słowa kluczowe: eksploatacja kruszywa naturalnego, obszary chronionego krajobrazu, rzeka Bóbr

WSTĘP

W artykule przedstawiono procedurę postępowania dotyczącą wydania uchwały Sejmiku Województwa Lubuskiego, zmieniającej Rozporządzenie nr 3 Wojewody Lubuskiego z dnia 17 lutego 2005 r. w sprawie obszaru chronionego krajobrazu „25 – Dolina Bobru” [Dziennik Urzędowy Województwa Lubuskiego nr 9 poz. 172]. Uchwała ta miałaby dotyczyć zniesienia zakazu „wydobywania do celów gospodarczych skał, w tym torfu oraz skamieniałości, w tym kopalnych szczątków roślin i zwierząt, a także minerałów i bursztynu” na działkach o numerach ewidencyjnych 66/2, 66/3 – obręb ewidencyjny 0001 Nowogród Bobrzański oraz części powierzchni działki nr 1843/2 – obręb ewidencyjny 0002 Nowogród Bobrzański (woda płynąca – rzeka Bóbr) w gminie Nowogród Bobrzański.

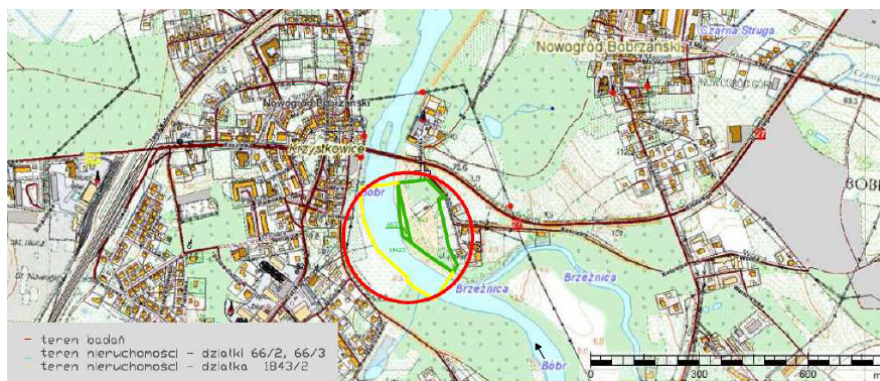
* Uniwersytet Zielonogórski, Instytut Inżynierii Lądowej i Środowiska, Zakład Hydrologii i Geologii Stosowanej

Zniesienie zakazu jest warunkiem niezbędnym do uzyskania pozwolenia wodnoprawnego na wydobywanie kruszywa naturalnego [Martyniak 2011] z koryta rzeki Bóbr, na odcinku rzeki od km 48+640 do km 49+050, w latach 2014-2019.

Wydobywanie kruszywa naturalnego z Bobru w zakładzie zlokalizowanym w Nowogrodzie Bobrzańskim (Krzystkowice) odbywa się nieprzerwanie od 2003 r., a zatem również w okresie poprzedzającym ustanowienie na tym terenie obszaru chronionego krajobrazu – na podstawie decyzji Wojewody Lubuskiego nr RŚ.III.HPat.6811-5/03 z dnia 20 marca 2003 r. udzielającej pozwolenia wodnoprawnego na czas oznaczony, tj. do dnia 31 grudnia 2013 r.

CHARAKTERYSTYKA ZAKŁADU EKSPLOATACJI I WYDOBYCIA KRUSZYWA

Zakład eksploatacji kruszywa w Nowogrodzie Bobrzańskim funkcjonuje ponad 20 lat w tej samej lokalizacji (rys. 1, fot. 1-2). W związku z tym, nie ulega zmianie ani sposób wykorzystania terenu, ani pokrycie szatą roślinną. Dotychczasowe funkcjonowanie zakładu nie spowodowało żadnych zdarzeń mających negatywny wpływ na środowisko naturalne. Zakłada się, że ewentualne awarie w przyszłości również nie spowodują żadnych zagrożeń dla środowiska; brak jest bowiem urządzeń emitujących ponadnormatywne zanieczyszczenia – pojazdy mechaniczne do przewozu kruszywa (z silnikiem spalinowym) podlegają wymogowi corocznego przeglądu technicznego, a większość urządzeń (w tym linia sortownicza) i maszyn posiada napęd elektryczny.



Rys. 1. Lokalizacja terenu badań

Fig. 1. Location of the study area



Fot. 1. Widok zakładu eksploatacji kruszywa od strony zachodniej
Phot. 1. View of undertaking exploitation of aggregate from the west side



Fot. 2. Widok zakładu eksploatacji kruszywa od strony południowo-zachodniej
Phot. 2. View of undertaking exploitation of aggregate from the south-west side

Instalacja do poboru i obróbki kruszywa jest obiektem niezwiązanym trwale z podłożem (semi-mobilnym) – posiada możliwość przemieszczania w obrębie nieruchomości oraz poza nią. Semi-mobilność zapewnia zaplecze transportowe użytkownika instalacji oraz fakt jej wykonania na podporach stalowych lub betonowych, niezwiązanych trwale z terenem. Przyjęte rozwiązania nie pogarszają warunków przepływu wód powodziowych, a jednocześnie – umożliwiają usunięcie zakładu z terenu zagrożonego powodzią podczas wezbrania.

Podstawową technologią wydobycia kruszywa z dna rzeki Bóbr jest wydobycie koparką linową zgarniakową jedno czerpakową. Przemieszczony w okolicy prawego brzegu grunt jest następnie wydobywany za pomocą koparki chwytakowej i odkładany na tymczasowe hałdy przed dalszą obróbką. A następnie transportowany spycharko – ładowarką do zasypnika skąd trafia na sita sortownika, gdzie jest poddawany obróbce, przy wspomaganie wody pod ciśnieniem. Dalej transportowany jest taśmociągami na hałdy gotowego kruszywa o zadanych parametrach.

Uzupełniającą technologią jest wykorzystanie pływającej koparki wieloczerpakowej z zestawem taśmociągów podających kruszywo na hałdy tymczasowe.

Dopuszczalne jest jednocześnie lub zamienne stosowanie obu technologii wydobycia kruszywa z dna rzeki Bóbr.

Średnia zdolność produkcyjna zakładu wynosi ok. 25000 m³/rok materiału rumowiska z koryta rzeki. Podczas eksploatacji dochodzi do maksymalnych 1m przegłębień podczas bagrowania.

Magazynowanie uzyskanych poszczególnych frakcji kruszyw z przesiewania na mokro odbywa się na utwardzonym placu. Z uwagi na rodzaj magazynowanego produktu, brak oddziaływań zagrażających środowisku. Wszelkie wykorzystywane materiały i surowce są naturalne, pochodzenia mineralnego, co gwarantuje brak jakichkolwiek zagrożeń dla środowiska gruntowo-wodnego. Brak jest jednak zabezpieczenia magazynowanego kruszywa przed przepływem wód wezbraniowych i silnymi wiatrami.

Zakład nie prowadzi zrzutu wody zanieczyszczonej do rzeki Bóbr – woda funkcjonuje w obiegu zamkniętym, bez odprowadzania na zewnątrz instalacji, a straty wynikłe z procesu technologicznego są uzupełniane za pomocą lokalnego (pływającego) ujęcia wód powierzchniowych ze stawu zlokalizowanego na terenie zakładu lub pomocniczo z rzeki Bóbr.

Odpady powstające w zakładzie są zagospodarowywane zgodnie z aktualnymi przepisami.

INWENTARYZACJA PRZYRODNICZA OBSZARU BADAŃ

Zakład wydobywania kruszywa naturalnego z koryta rzeki Bóbr (rys. 2) położony jest w obrębie obszaru chronionego krajobrazu „25 – Dolina Bobru”. Jednocześnie graniczy (od południa) z obszarem siedliskowym Natura 2000 – Dolina Dolnego Bobru (PLH 080068) i jest oddalony o 0,2 km na północ od granic obszaru chronionego krajobrazu „29 – Dolina Brzeźnicy” oraz o 7,5 km na północny-wschód od obszar chronionego krajobrazu „23 – Dolina Śląskiej Ochli”.

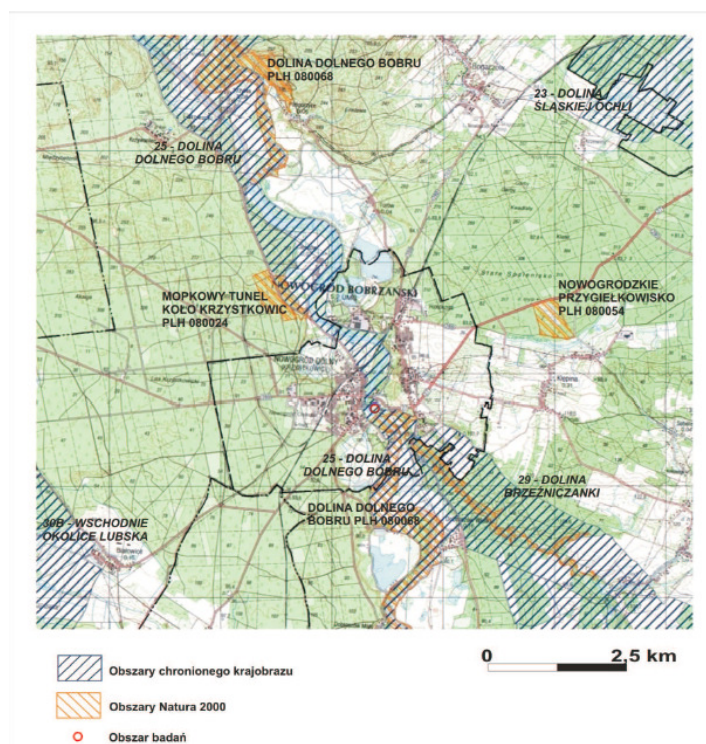
Obszar chronionego krajobrazu „25 – Dolina Bobru” – zajmuje powierzchnię 13.131,0 ha i obejmuje gminy: Dąbie – 1.800,0 ha, Żagań – 2.753,0 ha, Bo-

browice – 3.320,0 ha, Krosno Odrzańskie – 255,0 ha, Małomice – 715,0 ha, Nowogród Bobrzański – 2.248,0 ha, Szprotawa – 1.890,0 ha i miasto Żagań – 150,0 ha.

Formy użytkowania tego terenu to: zabudowania 3,43%, wody 7,53%, lasy 39,59% i grunty rolne 49,45%.

Celem ochrony jest zachowanie krajobrazu doliny rzecznej, a związane z tym wytyczne do planowania przestrzennego dotyczą: ochrony przestrzeni przed zabudową, ochrony naturalności koryta rzecznej, ochrony starorzeczy, ochrony sztucznych zbiorników wodnych oraz eksploatacji złóż żwiru, dopuszczalnej pod warunkiem zachowania ciągłości korytarza ekologicznego Bobru i późniejszej rekultywacji terenu w kierunku mozaiki zbiorników wodnych oraz zarośli łąkowych.

Za możliwe kierunki dalszego rozwoju tego obszaru uznaje się: rolnictwo zrównoważone, agroturystykę, leśnictwo, turystykę kajakową i rekreację.



Rys. 2. Mapa obszarów chronionych w rejonie Nowogrodu Bobrzańskiego
[wg www.natura2000.gdos.gov.pl]

Fig. 2. Map of protected areas in the region of Nowogród Bobrzański
[wg www.natura2000.gdos.gov.pl]

Obszar chronionego krajobrazu „29 – Dolina Brzeźnicy” – o powierzchni całkowitej 2.542,0 ha, położony w gminach: Brzeźnica – 1.040,0 ha i Nowogród Bobrzański – 1.502,0 ha.

Strukturę form użytkowania tego terenu stanowią: zabudowania 4,83%, wody 5,34%, lasy 41,21% i grunty rolne 48,62%.

Celem ochrony tego obszaru jest zachowanie krajobrazu i korytarza ekologicznego doliny rzecznej. Wytyczne do planowania przestrzennego obejmują: ochronę tradycyjnych form przestrzennych osad, ochronę tradycyjnych form zabudowy, ochronę terenów mokradłowych przed zalesianiem i zabudową oraz ochronę użytków zielonych.

Do możliwych kierunków rozwoju tego obszaru należą: zrównoważone rolnictwo i leśnictwo.

Obszar siedliskowy Natura 2000 – Dolina Dolnego Bobru (PLH 080068) obejmuje biegnącą z południa na północ dolinę dolnego biegu Bobru, na odcinku od Żagania do Dychowa, z przerwą w okolicy Nowogrodu Bobrzańskiego – uwarunkowaną zabudowanym terenem miasta.

Część południowa obszaru (od Żagania do Nowogrodu Bobrzańskiego) stanowi granicę pomiędzy dwoma mezoregionami: Wzniesieniami Żarskimi – na zachodzie i Wzgórzami Dalkowskimi – na wschodzie. Dolina Bobru na tym odcinku należy do mikroregionu Obniżenie Bobrzańskie i formalnie włączana jest do Wzniesień Żarskich, jako jej wschodnie rubieże. Ta część obszaru Natura 2000 obejmuje także fragment doliny rzeki Brzeźniczanki przy jej ujściu do Bobru w miejscowości Nowogród Bobrzański. Część północna obszaru (od Nowogrodu Bobrzańskiego do Dychowa) znajduje się w wydzielonym specjalnie dla tego odcinka doliny rzeki mezoregionie o nazwie Dolina Dolnego Bobru.

Ukształtowanie całego obszaru jest typowe dla średniej wielkości rzek nizinnych, ze stosunkowo głęboko wciętym korytem Bobru oraz płaskimi terasami zalewowymi, rozciągającymi się na obu brzegach rzeki.

Przebieg rzeki Bóbr ma tutaj charakter naturalny, z licznymi meandrami i starorzeczami. Deniwelacja doliny jest znaczna i wynosi 43 m (od 93 m n.p.m. w Starym Żaganiu do 50 m n.p.m. w Dychowie).

Krajobraz obszaru wyznacza sama rzeka Bóbr, o malowniczym meandrującym przebiegu, oraz płaski obszar terasy zalewowej w międzywalu. Brzegom rzeki towarzyszy zwykle pas nadrzecznych zarośli wierzbowych oraz pozostałości łąk wierzbowych. Terasa zalewowa stanowi mozaikę łąk oraz wkraczających na nie, w wyniku sukcesji wtórnej, zarośli krzewiastych i niewielkich zadrzewień, a także pól uprawnych, lasów łąkowych i łąkowych oraz rozproszonych zbiorników wodnych.

Dolina rzeki Bóbr pomiędzy Żaganiem i Nowogrodem Bobrzańskim jest słabo zurbanizowana. Natomiast poniżej Nowogrodu Bobrzańskiego wyjątek stanowi techniczna zabudowa stopnia wodnego i elektrowni w Dychowie, oddalonej o ok. 23 km na północ od terenu badań.

Obszar ten ma duże znaczenie dla zachowania ciągłości korytarza ekologicznego doliny rzeki, wraz z występującymi tu licznymi biocenozami dobrze zachowanych łągów dębowo-wiązowo-jesionowych (7% powierzchni) i grądu środkowoeuropejskiego (4% powierzchni). Łącznie stwierdzono tutaj 15 rodzajów siedlisk z Załącznika I Dyrektywy Rady 92/43/EWG, a ponadto ważne stanowiska trzepli zielonej, jelonka rogowca i bobra europejskiego. Ostoja ma także duże znaczenie dla ochrony kozy złotawej.

Zagrożenia tego terenu związane są z przekształceniami antropogenicznymi cieków, co powoduje zanik naturalnych biocenoz dolin rzecznych oraz częściowy zanik naturalnej ichtiofauny.

Spływ ścieków z pobliskich aglomeracji powoduje obniżenie jakości wód w rzece Bóbr i zagrożenie dla występujących w nim ryb. Zapora w Krzywańcu (oddalona o ok. 3,5 km od terenu badań w kierunku północno zachodnim) i stopień wodny w Dychowie (oddalony około 23 km na północ) powodują utrudnienia w migracji ryb, a okresowe wahania poziomu wody w Bobrze, związane z eksploatacją hydroelektrowni, w tym płukaniem namulów z cofek jazów, mogą prowadzić do okresowego śnięcia ryb. Zanik naturalnej ichtiofauny może też być skutkiem suszy hydrologicznej (niskich stanów wód w Bobrze i mniejszych ciekach).

Z kolei, intensyfikacja uprawy łąk i ich przekształcanie na pola uprawne powoduje zanik użytkowanych ekstensywnie łąk niżowych.

Zgodnie z Europejską klasyfikacją typów siedlisk przyrodniczych (Załącznik I – Typy Siedlisk wg I Dyrektywy Rady 92/43/EWG) wydzielono tutaj następujące typy siedlisk (*):

- starorzecza i naturalne eutroficzne zbiorniki wodne ze zbiorowiskami *Nymphaeion*, *Potamion*, murawy kserotermiczne *Festuco-Brometea* i ciepłolubne murawy *Asplenion septentrionalis-Festucion pallentis* *;
- ziołorośla górskie *Adenostylion alliariae* i ziołorośla nadrzeczne *Convolvulalia sepium*;
- niżowe i górskie świeże łąki użytkowane ekstensywnie *Arrhenatherion elatioris* oraz kwaśne buczyny *Luzulo-Fagenion*;
- grąd środkowoeuropejski *Galio-Carpinetum* – klasa *Querco-Fagetea*, rząd *Fagetalia sylvaticae*, związek *Carpinion betuli*, zespół *Galio sylvatici-Carpinetum betuli*;
- grąd subkontynentalny *Tilio-Carpinetum* – klasa *Querco-Fagetea*, rząd *Fagetalia*, związek *Carpinion betuli*;
- pomorski kwaśny las brzoźowo-dębowy *Betulo-Quercetum* – klasa *Quercetea robori-petraeae*, rząd *Quercetalia roboris*, związek *Quercion robori-petraeae*, zespół *Betulo pendulae-Quercetum roboris*;

* gatunek o pierwszorzędym znaczeniu

- bory i lasy bagienne *Vaccinio uliginosi-Betuletum pubescentis*, *Vaccinio uliginosi-Pinetum*, *Pino mugo-Sphagnetum*, *Sphagno girgensohnii-Piceetum* i brzozowo-sosnowe bagienne lasy borealne*;
- łągi wierzbowe, topolowe, olszowe i jesionowe *Salicetum albo-fragilis*, *Populetum albae*, *Alnenion glutinoso-incanae*, olsy źródliskowe*;
- łągowe lasy dębowo-wiązowo-jesionowe *Ficario-Ulmetum*.

Ważne gatunki zwierząt, które mogą występować w pobliżu analizowanego terenu eksploatacji kruszywa (zgodnie z Załącznikiem II Dyrektywy Siedliskowej – Dyrektywa Parlamentu Europejskiego i Rady 92/43/EWG oraz z Załącznikiem I Dyrektywy Ptasiej – Dyrektywa Rady 2009/147/WE) to: bóbr europejski, wydra, traszka grzebieniasta, kumak nizinny, minóg strumieniowy, boleń, różanka, koza złotawa, koza pospolita, głowacz białopłetwy, trzepla zielona, jelonek rogacz, kozioróg dębosz.

Wśród licznych gatunków ptaków gniazdujących i zalatujących, rzadkich i chronionych, należy wymienić: kruka, sójkę, pliszkę żółtą, puszczyka, pójdkę, jastrzębia i rybitwę rzeczną.

W niedalekim sąsiedztwie zakładu eksploatacji wydzielono kolejne cztery Specjalne Obszary Ochrony Siedlisk Natura 2000 [Jermaczek i Maciantowicz (red.) 2005, 2012, Kołodziejczyk i in. 2013] – rys. 2:

- „Mopkowy Tunel koło Krzystkowic” (PLH080024) – w odległości ok. 19 km od zakładu eksploatacji,
- „Broniszów” (PLH080033) – w odległości ok. 17 km od zakładu eksploatacji,
- „Nowogrodzkie Przygielkowisko” (PLH080054) – w odległości ok. 3,5 km od zakładu eksploatacji,
- „Dolina Dolnego Bobru” (PLH080068).

Ochrona przyrody w sąsiedztwie zakładu eksploatacji kruszywa w Nowogrodzie Bobrzańskim obejmuje także:

- pomniki przyrody – 25 dębów szypułkowych (Wysoka, Nowogród Bobrzański: park, wał przeciwpowodziowy rzeki Bóbr oraz lewa strona Bobru na międzywale, rozwidlenie drogi betonowej do Kopalni Kruszywa Krzystkowice w Dobroszowie Małym) oraz szpaler 30 buków zwyczajnych wzdłuż rowu melioracyjnego (Wieś Cieszków, grunty Nadleśnictwa Krzystkowice - Obręb Nowa Wieś, Oddział 273),
- użytki ekologiczne – (w okolicy wsi Wysoka, na zachód od wsi Białowice, na północ od wsi Kępina oraz w „Lesie Krzystkowickim”).

KORYTARZ EKOLOGICZNY BOBRU

Rzeka Bóbr jest głównym korytarzem przyrodniczym o charakterze ekologicznym. Obszar objęty eksploatacją kruszywa mieści się w obrębie tego korytarza, co ma duże znaczenie dla zachowania jego ciągłości w aspekcie: przewodnika, siedliska, filtru i bariery oraz źródła i ujścia [Jerzak (red.) 2008]:

- przewodnik (łącznik) – daje możliwość przemieszczania się różnym gatunkom zwierząt między płatami siedlisk. Jest najczęściej definiowaną funkcją korytarzy ekologicznych, jaką w analizowanym obszarze pełnią sezonowe wędrówki pławów z miejsc zimowania do miejsc rozrodu; osobniki dorosłe kumaka nizinnego *Bombina bombina* i traszki grzebieniastej *Triturus cristatus* przemieszczają się na odległość kilkuset metrów. Przetrawanie sieci subpopulacji jest zależne od utrzymania mozaikowatego siedliska pozbawionego barier. Gatunki o małych zdolnościach dyspersyjnych, a także większość ryb czy węży wymagają, by struktura przestrzenna korytarzy ekologicznych była ciągła. Gatunki, które mają duże zdolności dyspersyjne mogą przemieszczać się wykorzystując nieciągłe płaty siedliska. Taką strukturę korytarza ekologicznego określa się jako mozaikową. Dotyczy to ptaków i większości ssaków,
- siedlisko - jest to odpowiednia kombinacja zasobów i warunków środowiskowych, która pozwala na stałe przebywanie osobników i ich rozród. Za mieszkańców tego typu korytarzy na analizowanym terenie można uznać owady, np. muchy. Dolina Bobru stanowi dla ryb (np. minóg rzeczny *Lamperta fluviatilis*) czy bezkręgowców wodnych (np. trzepla zielona *Ophiogomphus cecylia*) jednocześnie siedlisko i drogę przemieszczania się. W przypadku eksploatacji kruszywa z rzeki struktura korytarza ekologicznego może ulec naruszeniu - „mieszkańcy” zasiedlają izolowane płaty siedlisk w obrębie tej samej jednostki krajobrazowej,
- filtr i bariera - struktura liniowa krajobrazu, jaką jest filtr i bariera, wiąże się z rozdzielaniem i różnicowaniem obszarów położonych po obydwu stronach tej struktury. Dla Doliny Bobru odnosi się to do stref buforowych na obrzeżach zbiorników wodnych i związane jest z ograniczeniem, lub blokowaniem przepływu biogenów, zanieczyszczeń itp. Wybiórcze przemieszczanie się (lub brak przemieszczania się) organizmów przez korytarz ekologiczny występuje wtedy, gdy korytarze ekologiczne się krzyżują.
- Teren badań cechuje zróżnicowany krajobraz, w którym sąsiadują ze sobą ekosystemy o różnych cechach i genezie (np. zbiorniki wodne, drogi, zadrzewienia) pełnią funkcję siedliska dla zróżnicowanych zespołów gatunków. Stąd, może on stanowić barierę dla przemieszczania się niektórych organizmów,
- źródło i ujście - model „źródło-ujście” odnosi się do demografii i opisuje jak jakość siedliska wpływa na zmiany liczebności populacji. „Źródło” to siedlisko, w którym reprodukcja przewyższa śmiertelność, „ujście” jest siedliskiem,

gdzie przeważa śmiertelność. W odniesieniu do korytarzy ekologicznych, jako źródła należy traktować takie struktury, które stanowią siedlisko bytowania populacji zasilających sąsiadujące płaty – mogą to być zarówno osobniki, jak i diaspory.

Elementem kształtującym i integrującym krajobraz rozpatrywanego terenu badań jest jakość, ilość i dynamika wód prowadzonych przez rzekę. Na zjawiska naturalne nakłada się tutaj sfera działalności człowieka, która w przypadku niektórych siedlisk jest elementem niezbędnym. Działalność człowieka polegająca na wydobywaniu kruszywa z dna rzeki może stanowić barierę lub filtr dla korytarza ekologicznego ze względu na specyfikę obiektu – zakład pozbawiony jest szaty roślinnej, a wierzchnią warstwę gruntu stanowią piaski i żwiry pochodzenia rzecznego.

Działalność analizowanego zakładu powoduje pogłębianie koryta rzeki na odcinku eksploatacji, a ponadto – tworzy funkcjonowanie wielu kanałów przepływu. Funkcjonowanie systemów przyrodniczych, jakimi są ekosystem i krajobraz wymaga istnienia kanałów łączności między poszczególnymi składnikami systemu oraz między systemem a otoczeniem. Takimi kanałami są m.in.: migracja osobników lub ich diaspor, przepływ miogenów i krążenie wody. Korytarze ekologiczne pełnią wszystkie funkcje omówione wyżej: łącznika, siedliska, filtru, bariery, źródła i ujścia.

Aspekty wpływu inwestycji liniowych na siedliska przyrodnicze są bardzo różnorodne ze względu na różnorodność powiązań i zależności warunkujące prawidłowe funkcjonowanie ekosystemów. Krajobraz doliny rzeki stanowią siedliska: zalewane muliste brzegi rzek, starorzecza i naturalne eutroficzne zbiorniki wodne ze zbiorowiskami Nymphaeion, Potamion, łęgi wierzbowe, topolowe, olszowe i jesionowe oraz łęgowe lasy dębowo-wiązowo-jesionowe [Jurys 2009].

OCENA ODPORNOŚCI TERENU NA DEGRADACJĘ I ZDOLNOŚCI DO REGENERACJI

Badany obszar wykazuje predyspozycje dla zachowania jego ciągłości w aspekcie: przewodnika, siedliska, filtru i bariery oraz źródła i ujścia. Przeprowadzona analiza wykazała, że eksploatacja kruszywa nie spowodowała dotychczas i nadal nie powoduje zmian siedliskowych w analizowanym obszarze. Chociaż okresowo może ona stanowić barierę dla ryb (eksploatacja spod wody), które stosunkowo łatwo znajdują bezpieczne rozwiązanie problemu poprzez odpłyniecie ku lewemu brzegowi rzeki, gdzie taka eksploatacja nie ma miejsca.

Biorąc pod uwagę dynamikę wód prowadzonych przez rzekę i ilość niesionych osadów można uznać, że eksploatacja kruszywa wpływa na: pogłębienie

koryta rzeki, wzrost transportu miogenów oraz zmniejszenie prędkości przepływu, co powoduje wzmożoną sedymentację osadów.

W związku z powyższą analizą oddziaływania inwestycji na poszczególne elementy środowiska można stwierdzić, że przy bezawaryjnym przebiegu przedsięwzięcia oraz prowadzeniu prac zgodnie z wymogami ochrony środowiska, analizowany zakład eksploatacji i wydobywania kruszywa z rzeki Bóbr nie będzie oddziaływać ujemnie na poszczególne komponenty środowiska przyrodniczego i nie zaburzy harmonii przyrodniczej istniejącej pomiędzy nimi.

PODSUMOWANIE I WNIOSKI

Eksploatacja kruszywa z koryta rzecznego w ogólnym rozumowaniu jest zjawiskiem niekorzystnym, ponieważ powoduje zaburzenia w naturalnym ruchu rumowiska rzecznego, a tym samym zmianę reżimu rzeki. Wydobywanie kruszywa zazwyczaj powoduje erozję dna rzeki powyżej rejonu eksploatacji.

Jednakże, uwzględniając szczegółowe uwarunkowania omawianego odcinka rzeki Bóbr, eksploatację kruszywa w tym miejscu uznaje się za celową. Za utrzymaniem eksploatacji przemawia podpiętrzanie wody przez sąsiedni kanał Krzywaniecki oraz stały proces odkładania rumowiska rzecznego przy prawym brzegu rzeki. Ponadto utrzymanie produkcji w zakładzie pozwoli na zachowanie równowagi pomiędzy potrzebami lokalnej społeczności a ochroną środowiska.

Sąsiedztwo mostu drogowego, mały spadek podłużny koryta rzeki i duża szerokość koryta rzeki powodują w tym miejscu obniżenie przepustowości, sprzyjając równocześnie powstawaniu zatorów lodowych oraz zagrożeniom powodziowym dla przyległych terenów. Stąd, stała eksploatacja kruszywa na tym odcinku rzeki jest w pełni uzasadniona.

Dodatkowym atutem przemawiającym za utrzymaniem eksploatacji jest fakt, że powoduje ona ograniczenie procesu zamulania zbiornika Krzywaniec, a tym samym – zapewnia prawidłowe funkcjonowanie hydrotechnicznego węzła Dychowskiego.

Zjawiska naturalne kształtowane przez działalność człowieka, w tym wydobywanie kruszywa z dna rzeki Bóbr, mogą stanowić barierę lub filtr dla istniejącego korytarza ekologicznego. Ze względu na specyfikę obiektu – analizowany zakład pozbawiony jest szaty roślinnej, co niewątpliwie utrudnia migrację flory.

Ważnym aspektem przemawiającym za utrzymaniem eksploatacji jest fakt istnienia i niezakłóconej pracy zakładu przez ostatnie 20 lat, a więc utrzymanie działalności pomimo zmieniających się aktów prawnych związanych z członkostwem w Unii Europejskiej, czy powołaniem obszarów Natura 2000.

LITERATURA

1. JERMACZEK, A., MACIANTOWICZ, M., (red.); 2005. Przyroda Ziemi Lubuskiej. Wyd. Klub Przyrodników, Świebodzin; ss. 400.
2. JERMACZEK, A., MACIANTOWICZ, M., (red.); 2012. Obszary Natura 2000 w województwie lubuskim. Wyd. Regionalna Dyrekcja Ochrony Środowiska w Gorzowie Wielkopolskim; ss. 592.
3. JERZAK, L. (red.); 2008. Opracowanie ekofizjograficzne województwa lubuskiego. Urząd Marszałkowski Województwa Lubuskiego; ss. 283.
4. JURYS, L.; 2009. Podstawy racjonalnej gospodarki małymi złożami kruszywa naturalnego. Górnictwo Odkrywkowe, Nr 2-3, 70-73.
5. ASANI, A., GAWRON, M., KOŁODZIEJCZYK, U.; 2013. Charakterystyka ekofizjograficzna rejonu Nowogrodu Bobrzańskiego, Zeszyty Naukowe Uniwersytetu Zielonogórskiego nr XXX Inżynieria Środowiska nr XX.
6. MARTYNIAK, K.; 2011. Wydobycie kruszywa w świetle formalnoprawnych zagadnień ochrony środowiska. KRUSZYWA. Produkcja-Transport-Zastosowanie, Nr 1/2011, 63-65.
7. Dyrektywa Parlamentu Europejskiego i Rady 2009/147/WE z dnia 30 listopada 2009 r. w sprawie ochrony dzikiego ptactwa (Dziennik Urzędowy Unii Europejskiej L 020, 26/01/2010 PL).
8. Dyrektywa Rady 92/43/EWG z dnia 21 maja 1992 r. w sprawie ochrony siedlisk przyrodniczych oraz dzikiej fauny i flory (Dziennik Urzędowy Wspólnot Europejskich L 206/7, 22/07/1997).
9. Rozporządzenie Nr 3 Wojewody Lubuskiego z dnia 17 lutego 2005 r. w sprawie obszarów chronionego krajobrazu (Dziennik Urzędowy Województwa Lubuskiego nr 9 poz. 172).

CONDITIONS OF EXPLOITATION NATURAL AGGREGATES IN BÓBR RIVER AT THE PROTECTED LANDSCAPE AREA “25 – BÓBR VALLEY”

S u m m a r y

Article provides a procedure about applying for a permit for extraction of aggregates in the landscape conservation area "25 - Bóbr Valley", located in the region of Nowgoród Bobrzański. The abolition of the current ban on the use of aggregate in the landscape protected area, is a necessary condition to obtain a permit for extraction of natural aggregate from the Bóbr river bed, on a stretch from km 48 +640 to km 49 +050.

Key words: exploitation of natural aggregate, protected landscape areas, Bóbr River

AGNIESZKA NOWAK*, IRENEUSZ NOWOGOŃSKI**

**WYNIKI SYMULACJI KANAŁU OGÓLNOSPŁAWNEGO
W UL. P. SKARGI W GŁOGOWIE**

Streszczenie

W pracy przedstawiono analizę obciążenia kanału w ul. P. Skargi ściekami ogólnospławnymi w oparciu o model opracowany przy użyciu programu Epa SWMM oraz wyniki uzyskane z opadów oraz systemu monitoringu strumienia przepływu w sieci kanalizacji ogólnospławnej miasta Głogowa. Wykazano znaczącą rozbieżność wyników uzyskanych z systemu pomiaru napełnień oraz strumieni ścieków z wynikami symulacji.

Słowa kluczowe: kanalizacja ogólnospławna, modelowanie, monitoring opadów, monitoring przepływów

WSTĘP

Zarządzanie systemem odprowadzania ścieków coraz częściej opiera się na wykorzystaniu modeli symulacyjnych umożliwiających ocenę przepustowości kanałów w różnorodnych warunkach.

Wymiarowanie oraz ocena warunków pracy istniejących systemów kanalizacji deszczowej czy ogólnospławnej w Polsce nie jest zadaniem łatwym, z uwagi na brak wiarygodnego modelu opadów deszczu [Kaźmierczak i Kotowski 2012]. Stosowany w praktycznych zastosowaniach model Błaszczyka z 1954 r. zaniża wyniki obliczeń strumieni deszczu o około 40% [Kotowski i in. 2010]. Wynika z tego faktu konieczność weryfikacji istniejących i projektowanych pod kątem ich maksymalnej przepustowości hydraulicznej na podstawie modelu symulacyjnego. Modele hydrodynamiczne systemów kanalizacyjnych umożliwiają uwzględnienie zmiennych w czasie i przestrzeni zbliżonych do rzeczywistych spływów wód opadowych, a także zmiennego, nieustalonego przepływu ścieków w kanałach i obiektach kanalizacyjnych [Kaźmierczak i Kotowski 2012]. Kolejnym, nie mniej istotnym, etapem jest kalibracja modelu

* DRAGADOS S.A. Oddział w Polsce, Budowa drogi ekspresowej S8 odcinek 6 i 7

** Uniwersytet Zielonogórski w Zielonej Górze, Instytut Inżynierii Środowiska

w oparciu o pomiary strumieni objętości w przewodach oraz monitoring opadów. Ostatecznym sprawdzeniem prawidłowości działania otrzymanego modelu jest weryfikacja w oparciu o niezależnie zgromadzone wyniki pomiarów.

CHARAKTERYSTYKA ZLEWNI MIASTA GŁOGOWA

Miasto Głogów należy do prężnie rozwijających i stale rozbudowujących się miast powiatowych w południowo-zachodniej Polsce. Położone jest na pograniczu Dolnego Śląska i Wielkopolski. Większa część miasta obecnie zlokalizowana jest po lewej stronie Odry, chociaż w przeszłości trzon miasta położony był na Ostrowie Tumskim, zwanym również Przedmieściem Katedralnym. Miasto Głogów wraz gminami: wiejską Głogów, Kotła, Żukowice, Jerzmanowa i Pęcław tworzy powiat głogowski. Ogólna powierzchnia miasta wynosi 35,24 km².

Tereny w Gminie Miejskiej Głogów, ze względu na historycznie uwarunkowany przemysłowy charakter obszaru, ma w większości cechy antropogenicznego obszaru miejskiego, mimo to występują tu tereny cenne pod względem przyrodniczym, które są objęte, bądź kwalifikują się do objęcia programem NATURA 2000. Wznoszą się one równomiernie od rzeki Odry w kierunku południowym, ze znacznym wzniesieniem przy i za południowymi granicami miasta. System odprowadzania ścieków dostosowany jest do ukształtowania terenu, co oznacza, że większa część kanałów skierowana jest na osi południe-północ.

Ulica Piotra Skargi, na której znajduje się przelew burzowy, do którego uchodzi analizowana zlewnia, zlokalizowana jest nieopodal głównych traktów komunikacyjnych miasta (m.in. ulicy Bolesława Krzywoustego) oraz bardzo blisko rzeki Odry, praktycznie na jej obrzeżach [Diagnoza miasta Głogów 2012].

GOSPODARKA ŚCIEKOWA NA TERENIE MIASTA GŁOGOWA

Obecnie przeważająca część obszaru znajdującego się w obrębie miasta Głogów uzbrojona jest w system kanalizacji ogólnospławnej. Wyjątek stanowi zlokalizowane na południowych obrzeżach miasta osiedle Paulinów oraz po części osiedle Sportowe i Słoneczne, gdzie podziemną infrastrukturę kanalizacyjną stanowi sieć rozdzielcza (występowanie kanalizacji deszczowej).

Długość sieci kanalizacyjnej na terenie miasta wynosi odpowiednio [Diagnoza miasta Głogów 2012]:

- kanalizacja ogólnospławna 110,3 km;
- kanalizacja sanitarna 10,4 km;

- przyłącza 25,4 km.

Do odprowadzania z terenu miasta ścieków komunalnych przeznaczony jest system grawitacyjno-tłoczny. W obrębie miasta znajduje się sześć przepompowni ścieków przy ulicach: Łąkowej, Grodzisko, Kamiennej Drodze, Witosa, Rudnowskiej oraz Portowej. Wody zanieczyszczone transportowane są do mechaniczno-biologicznej oczyszczalni ścieków położonej w północno-zachodniej części miasta. Oczyszczone ścieki trafiają do odbiornika, czyli rzeki Odry. Do głogowskiej oczyszczalni w Głogowie przekazywane są również ścieki komunalne pochodzące z okolicznych miejscowości: Serby i Ruszowice (gmina wiejska Głogów) oraz Jaczów (gmina Jerzmanowa).

Do rzeki Odry odprowadzany jest również nadmiar wód kopalniano – technologicznych pochodzącym z KGHM Polska Miedź S.A. Możliwe jest to dzięki rurociągom tłocznym: dwa rurociągi DN 800 mm, jeden rurociąg DN 700 mm oraz jeden rurociąg DN 900mm [Diagnoza miasta Głogów 2012].

ZAŁOŻENIA MODELU SYMULACYJNEGO

Do wstępnej kalibracji modelu wykorzystano wyniki badań przeprowadzonych w Głogowie w latach 1998-2000 przez Instytut Inżynierii Środowiska ówczesnej Politechniki Zielonogórskiej (obecnie Uniwersytet Zielonogórski) [Lewicki in. 2000, Nowogoński i Wira 2006]. Badania napełnienia sieci ściekami w sześciu wybranych przekrojach pomiarowych przeprowadzono przy wykorzystaniu limnigrafów.

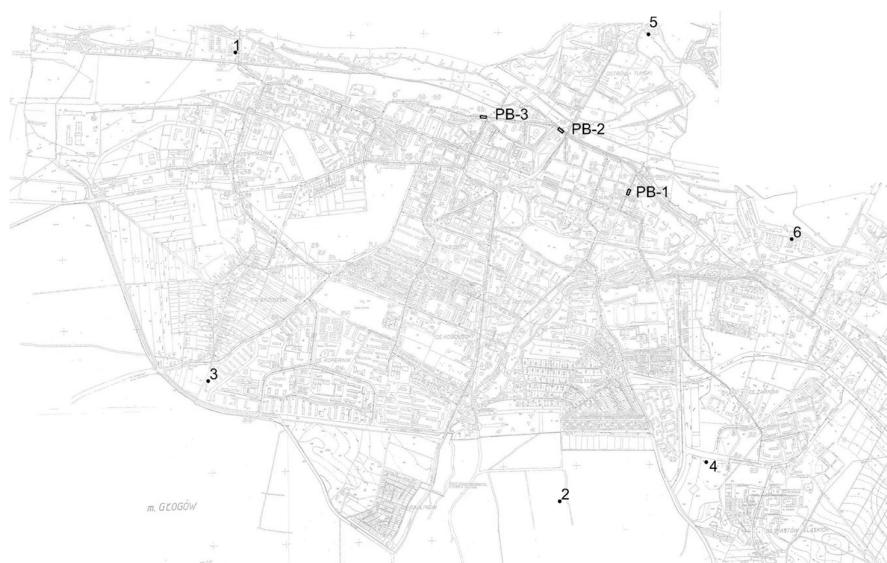
Analiza zlewni wykonana została w oparciu o mapy terenu oraz wizje lokalne. W zlewni kanału przy ul. P. Skargi zidentyfikowano 207 studni kanalizacyjnych, które zostały wprowadzone jako węzły obliczeniowe do opracowywanego modelu (rys. 2). Teren zlewni został podzielony na 207 zlewnie cząstkowe [Każmierczak i Kotowski 2012] przyporządkowane odpowiednio do przyległych węzłów obliczeniowych. Na podstawie analizy map terenu przeprowadzony został podział na zlewnie deszczowe, oraz określone zostały dane charakterystyczne zlewni, takie jak: powierzchnia zlewni uszczelnionej, szerokość zlewni, średni spadek zlewni [Nowogoński i Wira 2006]. Dane na temat opadów z posterunku pogodowego przy ul. Letniej uzyskano od IMGW o/Wrocław [Lewicki i in. 2000].

Na użytek niniejszej publikacji przeprowadzono weryfikację modelu w oparciu o wyniki pomiarów realizowanych w 2012. Obecnie działający system monitoringu bazuje na przepływomierzach profilujących zlokalizowanych w okolicy trzech działających przelewów burzowych oraz na terenie oczyszczalni ścieków. Na obszarze miasta zrealizowano również sześć stanowisk deszczomierzowych usytuowanych wg schematu przedstawionego na rysunku 1. W większości przypadków wykorzystano obiekty PWiK Głogów (dachy hydro-

forni, pompowni), dzięki czemu uniknięto problemów z zasilaniem w energię elektryczną oraz dostępem osób niepowołanych, czy dewastacją.

Zamontowane zostały deszczomierze wagowe wyposażone w moduły transmisji GPRS. Dane dostępne są z poziomu stacji roboczej umiejscowionej na terenie oczyszczalni ścieków w Głogowie.

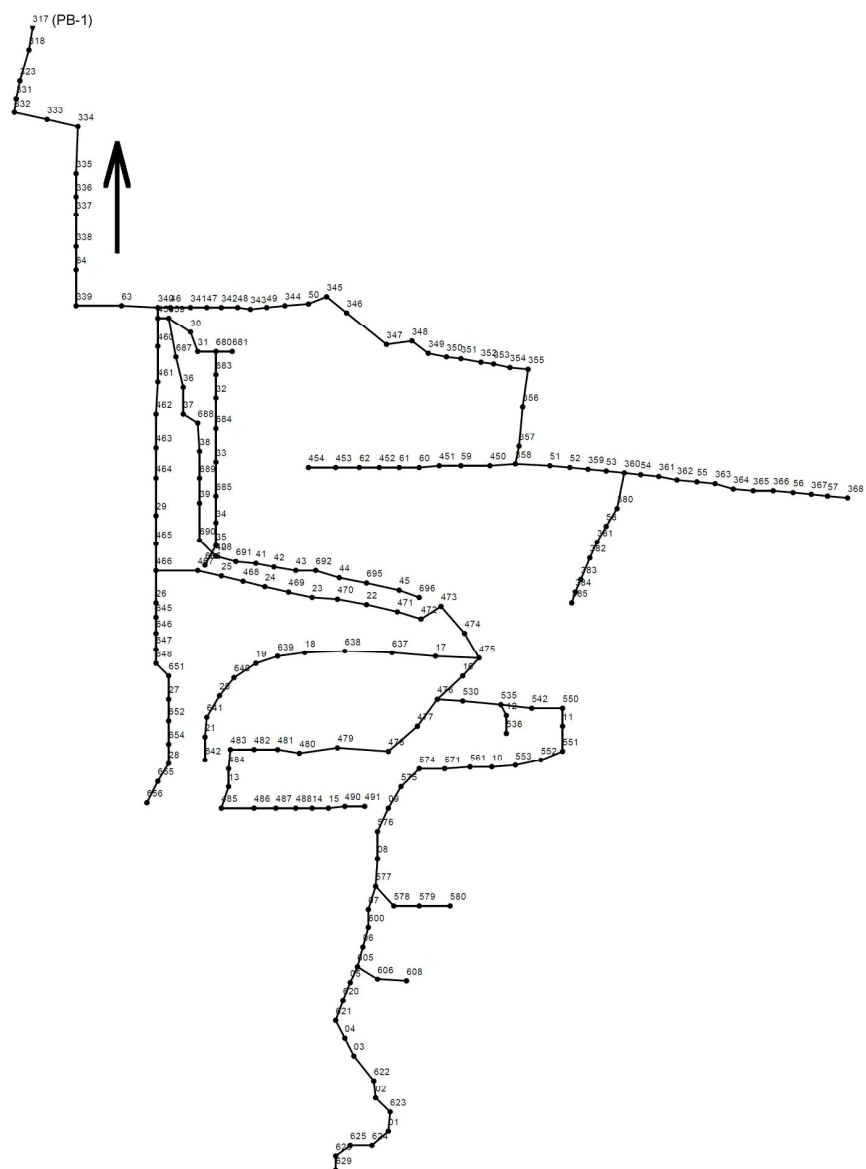
Pomiary poziomu (napętnienia) na krawężniach przelewowych zlokalizowano w trzech działających przelewach burzowych. Zastosowano urządzenia firmy ISCO 2110 z zasilaniem bateryjnym z rejestracją danych i transmisją danych do komputera PC za pośrednictwem portu szeregowego. W przelewach PB-1 i PB-2 zastosowano sondy ultradźwiękowe w obiekcie PB-3 sondę hydrostatyczną [Nowogoński i Kaczmarek 2012].



Rys. 1. Lokalizacja deszczomierzy i przelewów burzowych na terenie miasta
[Nowogoński, Kaczmarek 2012]

Fig. 1. Locations of rain gauges and overflow structures in the city
[Nowogoński, Kaczmarek 2012]

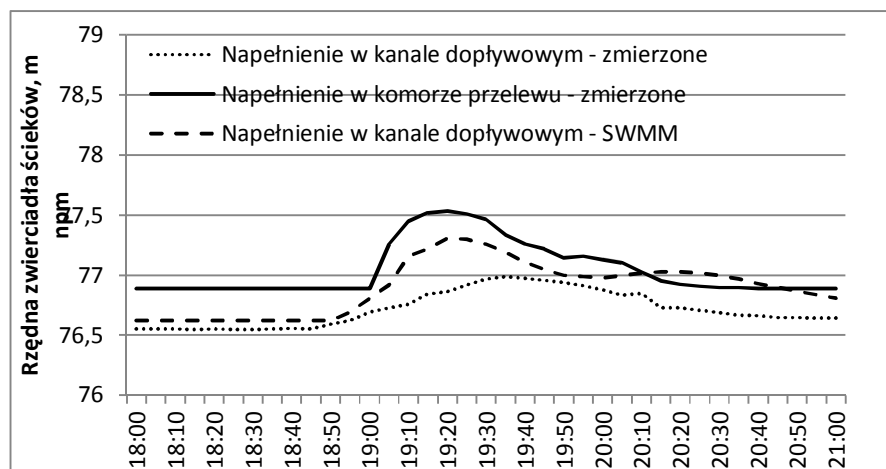
Do realizacji obliczeń wybrano deszcze występujące w sezonie letnim 2012: 13.06, 14.07, 28.07 i 20.08. Dane wybranych zjawisk przedstawiono w tabeli 1.



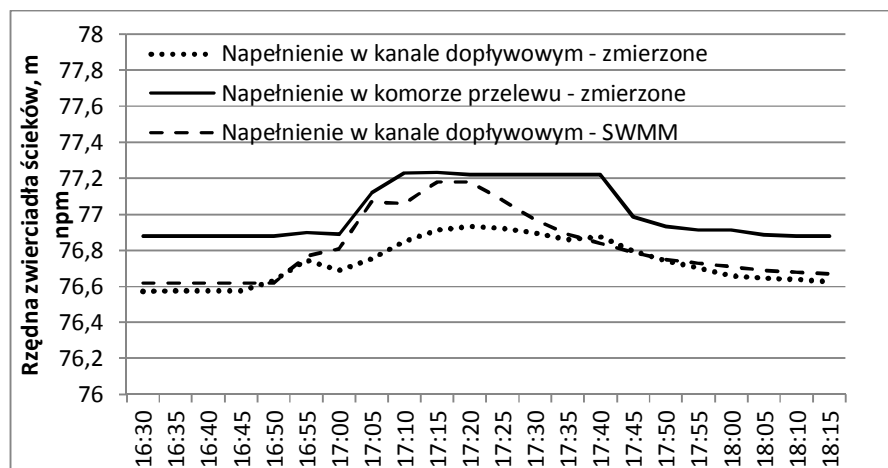
Rys. 2. Schemat węzłów analizowanej sieci kanalizacyjnej
 Fig. 2. Graphical representation of analysed sewage network

ANALIZA WYNIKÓW

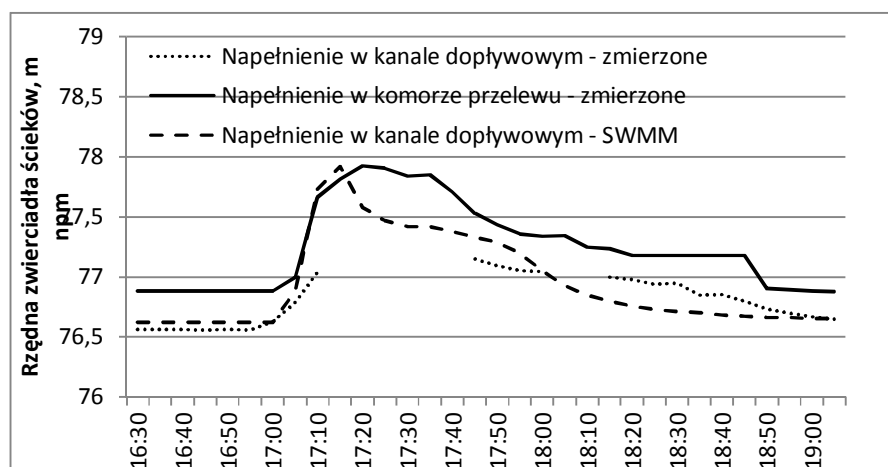
Wyniki otrzymane z modelu symulacyjnego wskazują na zbieżność uzyskanej rzędnej zwierciadła ścieków w kanale dopływowym oraz rzędnej zmierzonej w komorze w węźle 317 (rysunki 3, 4, 5 i 6). Rzędna zwierciadła zmierzona w pobliżu studni 318 znacząco odbiega od pozostałych wyników. Jedynie w przypadku zjawiska zaobserwowanego 28.07.2012 trudno ocenić zbieżność wartości otrzymanych w kolektorze dopływowym. Z uwagi na fragmentację odczytów z przepływomierza nie są to dane wiarygodne. W przypadku strumienia przepływu symulowanego i obserwowanego (rysunki 7, 8, 9 i 10) widoczne jest znaczne przeszacowanie strumienia przepływu przez model. Przyczyną obserwowanego zjawiska jest brak uwzględnienia na obecnym etapie budowy komputerowego modelu symulacyjnego kanałów zlokalizowanych poniżej węzła 317. Nie mniej istotnym powodem może być wykorzystywanie przez przepływomierz zapasowego czujnika pomiaru napełnienia w czasie występowania większych odpływów, czego efektem może być zaniżanie rejestrowanego napełnienia i strumienia przepływu (zjawisko zaobserwowane w czasie analizy plików odczytanych z rejestratora).



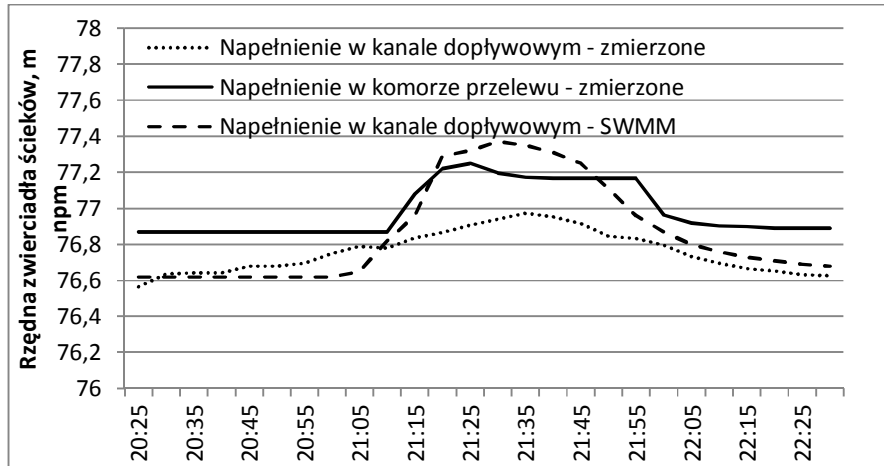
Rys. 3. Napełnienia w węźle nr 318 (zmierzone i symulowane) oraz zmierzone w komorze przelewowej PB-1 (węzeł 317) dla opadu zarejestrowanego w dniu 13.06.2012 r.
 Fig. 3. Depth in junction 318 (measured and simulated) and measured in divider chamber PB-1 (junction 317) for rainfall registered for 13.06.2012



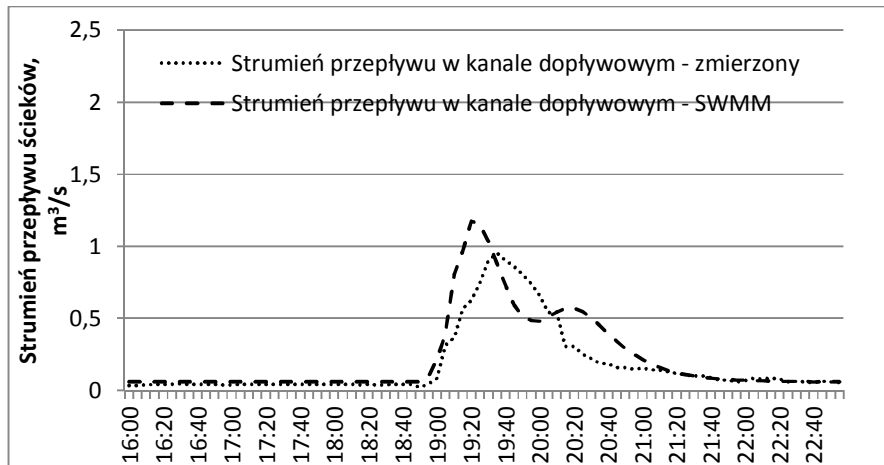
Rys. 4. Napętnienia w węźle nr 318 (zmierzone i symulowane) oraz zmierzone w komorze przelewowej PB-1 (węzeł 317) dla opadu zarejestrowanego w dniu 14.07.2012 r.
Fig. 4. Depth in junction 318 (measured and simulated) and measured in divider chamber PB-1 (junction 317) for rainfall registered for 14.07.2012



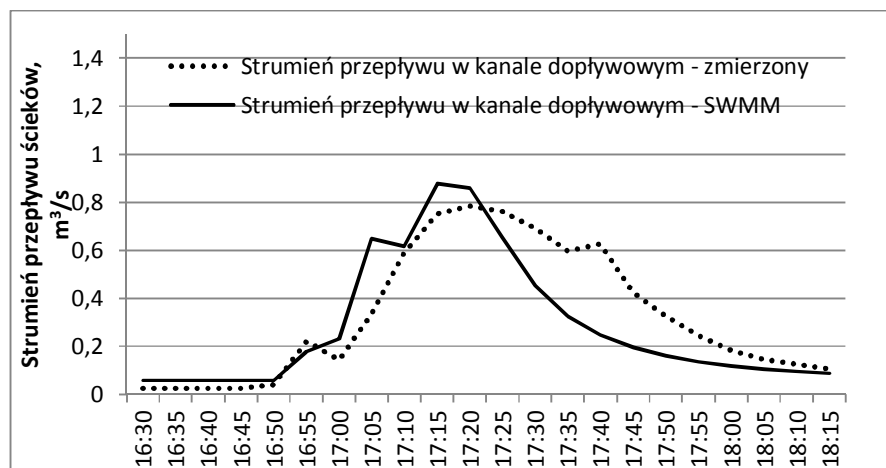
Rys. 5. Napętnienia w węźle nr 318 (zmierzone i symulowane) oraz zmierzone w komorze przelewowej PB-1 (węzeł 317) dla opadu zarejestrowanego w dniu 28.07.2012 r.
Fig. 5. Depth in junction 318 (measured and simulated) and measured in divider chamber PB-1 (junction 317) for rainfall registered for 28.07.2012



Rys. 6. Napężnienia w węźle nr 318 (zmierzone i symulowane) oraz zmierzone w komorze przelewowej PB-1 (węzeł 317) dla opadu zarejestrowanego w dniu 20.08.2012 r.
 Fig. 6. Depth in junction 318 (measured and simulated) and measured in divider chamber PB-1 (junction 317) for rainfall registered for 20.08.2012

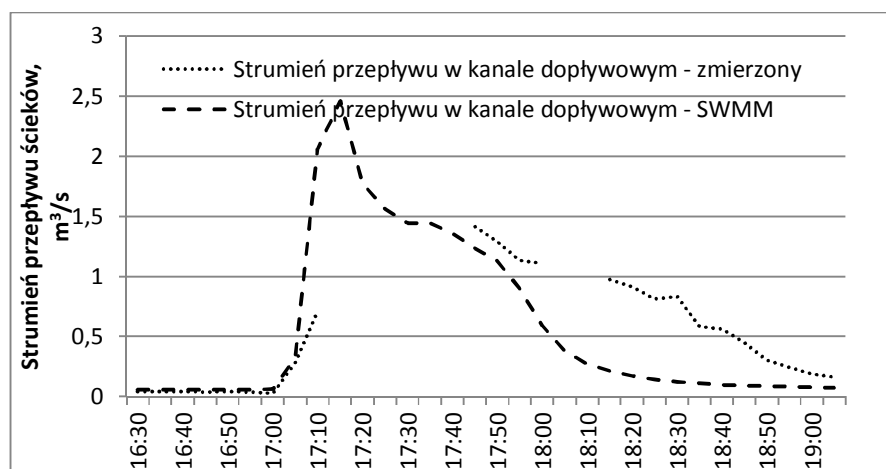


Rys. 7. Dopyw do węzła nr 318 (zmierzony i symulowany) dla opadu zarejestrowanego w dniu 13.06.2012 r.
 Fig. 7. Junction 318 total inflow (measured and simulated) for rainfall registered for 13.06.2012



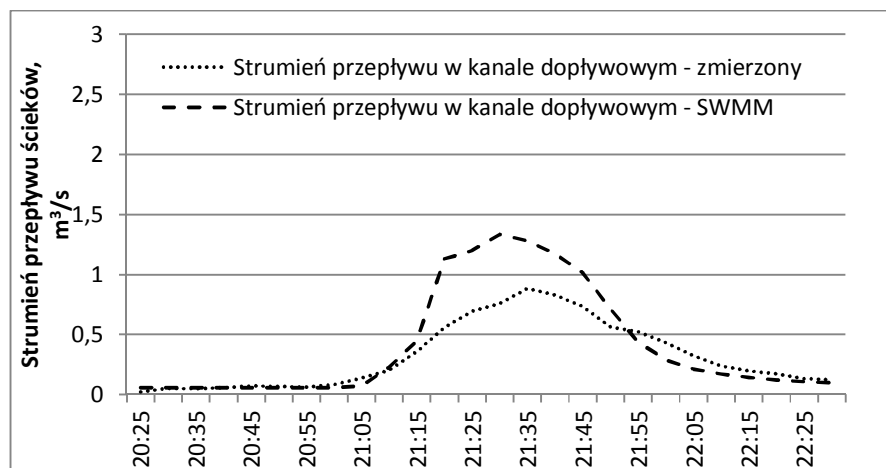
Rys.8. Dopływ do węzła nr 318 (zmierzony i symulowany)
dla opadu zarejestrowanego w dniu 14.07.2012 r.

Fig. 8. Junction 318 total inflow (measured and simulated)
for rainfall registered for 14.07.2012



Rys. 9. Dopływ do węzła nr 318 (zmierzony i symulowany)
dla opadu zarejestrowanego w dniu 28.07.2012 r.

Fig. 9. Junction 318 total inflow (measured and simulated)
for rainfall registered for 28.07.2012



Rys. 10. Dopływ do węzła nr 318 (zmierzony i symulowany)
dla opadu zarejestrowanego w dniu 20.08.2012 r.

Fig. 10. Junction 318 total inflow (measured and simulated)
for rainfall registered for 20.08.2012

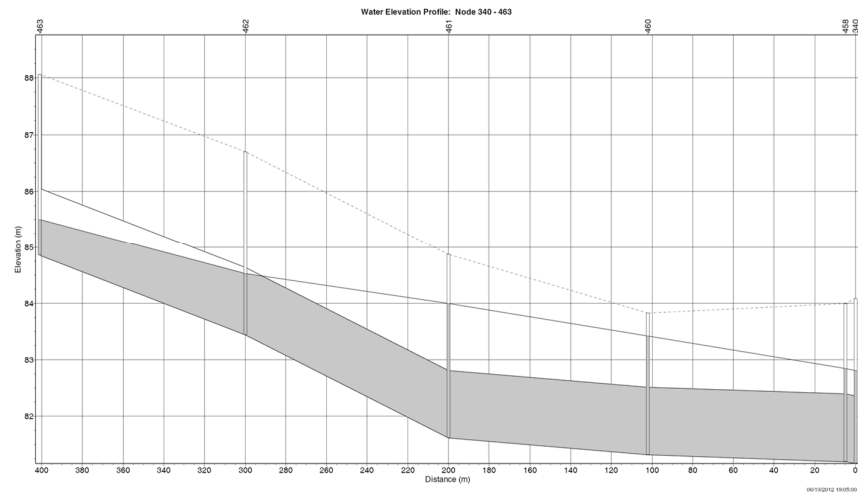
Na obszarze badanej zlewni odnotowywane są w kilku miejscach podczas nawalnych deszczy, np. przy ul. Kazimierza Wielkiego (węzły 466-340) zjawiska wylewów ścieków z sieci na ulicę oraz podtapianie piwnic.

Tab. 1. Dane opadów – deszczomierz 6 (NTI)

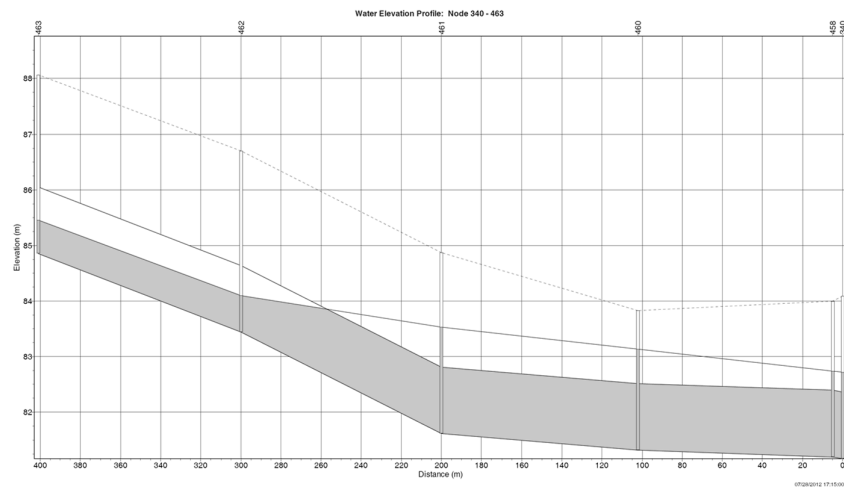
Tab. 1. Rainfall data – rain gauge 6 (NTI)

Parametr	13.06.2012	14.07.2012	28.07.2012	20.08.2012
Wysokość opadu [mm]	8,55	4,57	19,59	6,66
Czas trwania deszczu [min]	115	11	35	32
Maksymalna intensywność deszczu [mm/min]	0,55	1,24	2,51	0,61
Średnia intensywność deszczu [mm/min]	0,07	0,42	0,55	0,21

Wyniki uzyskane przy użyciu modelu symulacyjnego potwierdzają możliwość wystąpienia wymienionych zjawisk. Na odcinku około 300 m przed skrzyżowaniem ul. Kazimierza Wielkiego z ul. Rudnowską w przypadku dwu rozpatrywanych opadów następuje przepływ ciśnieniowy a uzyskana linia ciśnienia stabilizuje się na głębokości mniejszej od 1 m p.p.t. Przykładowe profile kanału w ul. Kazimierza Wielkiego przedstawiono na rysunkach 11 i 12.



Rys. 11. Profil kanału w ulicy Kazimierza Wielkiego (opad - 13.06.2012 r.)
Fig. 11. Channel profile – Kazimierza Wielkiego Street (rainfall - 13.06.2012)



Rys. 12. Profil kanału w ulicy Kazimierza Wielkiego (opad - 20.08.2012 r.)
Fig. 12. Channel profile – Kazimierza Wielkiego Street (rainfall - 28.07.2012)

PODSUMOWANIE

Opracowany dynamiczny model hydrauliczny okazał się cennym źródłem informacji o eksploatowanym systemie, który w przeważającej większości cechuje przestarzała, nieefektywna już konstrukcja. Znaczna część analizowanych przewodów została wybudowana lub przebudowana przed wielu laty, gdy jakość wykonania miała zdecydowanie drugorzędne znaczenie.

W związku z powyższym często na trasie analizowanej sieci występują przeciwn spadki bądź zbyt małe spadki dna kanałów (niewłaściwe rzędne posadowienia), uniemożliwiające zapewnienie prędkości samooczyszczania, co w połączeniu z niewłaściwie dobranymi średnicami przewodów wywołuje zjawisko dławienia i wylewów ścieków ze studzienek.

Wykonana komputerowa symulacja funkcjonowania kanału ogólnospławnego w ul. Piotra Skargi w Głogowie umożliwiła wykrycie miejsc i elementów sieci, narażonych w sposób szczególny na przeciążenia hydrauliczne w okresie intensywnych, nawaalnych opadów deszczu. Wykazano, iż stan rozważanego systemu odprowadzania ścieków nie jest najlepszy, przepustowość odpowiada dawnym założeniom, co do liczby użytkowników sieci, co zdecydowanie wyklucza możliwość dalszej rozbudowy – podłączenia kolejnych użytkowników, a co jest jednak planowane na terenie analizowanej zlewni.

Należy zaznaczyć, iż podczas sporządzania przedmiotowej symulacji nie wzięto pod uwagę wysokości spiętrzenia ścieków w kolektorze poniżej przelewu, a także stanu drożności kanalizacji, czyli stopnia zamulenia kanałów, czy też wrastania korzeni w rury. Trafnym kierunkiem rozwiązania zaistniałego problemu sprawności hydraulicznej sieci z przelewem burzowym przy ul. Piotra Skargi może okazać się koncepcja wykonania wielkośrednicowego, wielokomorowego podziemnego zbiornika retencyjnego, co wiąże się jednak z dogłębnym przeanalizowaniem możliwości realizacji takiej inwestycji. Istotny w tym przypadku może okazać się aspekt ekonomiczny, a co za tym idzie chęć zminimalizowania kosztów potencjalnej inwestycji.

LITERATURA

1. Diagnoza Miasta Głogów. Część ilościowo-analityczna; 2012. Respublic; Warszawa.
2. KOTOWSKI A., KAŻMIERCZAK B., DANCEWICZ A.; 2010. Czasowo-przestrzenne zróżnicowanie opadów atmosferycznych we Wrocławiu. *Ochrona Środowiska*, vol. 32, nr 4, 37–46.
3. KOTOWSKI A., KAŻMIERCZAK B., DANCEWICZ A.; 2010. Modelowanie opadów do wymiarowania kanalizacji. Wydawnictwo Polska Akade-

- nia Nauk, Komitet Inżynierii Lądowej i Wodnej, Instytut Podstawowych Problemów Techniki, Studia z zakresu inżynierii, nr 68; Warszawa.
4. KAŹMIERCZAK B., KOTOWSKI A.; 2012. Weryfikacja przepustowości kanalizacji deszczowej w modelowaniu hydrodynamicznym. Oficyna Wydawnicza Politechniki Wrocławskiej; Wrocław.
 5. LEWICKI Z., NOWOGOŃSKI I., LECHÓW H., KACZMAREK J.; 2000. Badania zmienności przepływu ścieków w kanalizacji m. Głogowa ze szczególnym uwzględnieniem odpływu ścieków deszczowych, pozwalające na właściwy dobór wielkości zbiornika retencyjnego. Raport końcowy. Instytut Inżynierii Środowiska; Zielona Góra.
 6. NOWOGOŃSKI I., KACZMAREK J.; 2012. Badanie zmienności przepływu w sieci kanalizacyjnej m. Głogowa – zadanie 2 – okres pomiarowy 10.2011-09.2012. Instytut Inżynierii Środowiska; Zielona Góra.
 7. NOWOGOŃSKI I., WIRA J.; 2006. Kalibracja hydrauliczna modelu SWMM przy wykorzystaniu danych z badań na terenie miasta Głogów. Instal, nr 9/2006, 81–84.

SIMULATION RESULTS OF P. SKARGI STREET COMBINED SEWAGE CHANNEL'S IN GŁOGÓW

S u m m a r y

The paper presents an analysis of P. Skargi street channel overload with combined sewages using EpaSWMM model and results obtained in flowmeter and pluviometer measurement systems in Głogów. The influence of obtained simulation results and depth measurement system has been shown.

Key words: combined sewer systems, modeling, rainfall monitoring, flowrate monitoring

IRENEUSZ NOWOGOŃSKI***ANALIZA DZIAŁANIA SYSTEMU MONITORINGU SIECI KANALIZACYJNEJ MIASTA GŁOGOWA – WSTĘPNE WYNIKI***Streszczenie*

W pracy przedstawiono analizę działania systemu monitoringu sieci kanalizacji ogólnospławnej oraz opadów zlewni deszczowej. Wykazano wpływ planowania pomiarów na uzyskiwane rezultaty. Wskazano błędy popełnione na etapie montażu oraz konfiguracji urządzeń pomiarowych.

Słowa kluczowe: kanalizacja ogólnospławna, monitoring strumieni ścieków, monitoring opadów

WSTĘP

System monitoringu wybranych parametrów hydraulicznych w kanalizacji oraz warunków meteorologicznych oparty jest na jednostkowych urządzeniach pomiarowych. Dobór urządzeń pomiarowych, niezależnie od rosnącej podaży, obciążony jest zawsze ryzykiem związanym z utrzymaniem deklarowanych przez producenta odporności na czynniki zewnętrzne czy zapewnienia dokładności pomiaru. Znaczenie ma tu wybór typu urządzenia. Odchylenia sum miesięcznych, między odczytami uzyskanymi deszczomierzem Hellmanna a pluwiografem pływakowym czy korytkowym mogą przekraczać 2,5% [Kotowski i in. 2010].

Niezależnie od wymiany informacji między firmami zarządzającymi systemami kanalizacyjnymi ostateczna ocena zastosowanego sprzętu odbywa się zwykle dopiero po wdrożeniu systemu pomiarowego i wykonaniu wstępnych pomiarów.

* Uniwersytet Zielonogórski w Zielonej Górze, Instytut Inżynierii Środowiska

BŁĘDY POMIARÓW SPOWODOWANE WADLIWYM MONTAŻEM I KONFIGURACJĄ

Analizowany system monitoringu sieci kanalizacyjnej wdrożony został w Głogowie. W mieście przeważa kanalizacja ogólnospławna. Główny system kolektorów pochodzi z okresu przedwojennego i charakteryzuje się zbyt małą przepustowością w czasie opadów o znacznym jednostkowym natężeniu oraz występowaniem małych prędkości przepływu w okresach pogody bezdeszczowej, co skutkuje szybko rosnącą warstwą osadów. Zastosowano pomiar strumienia objętości w oparciu o urządzenia ultradźwiękowe [Michalski 2004].

Tab. 1. Kompletność odczytów - przepływomierze przy ul. P. Skargi [Nowogoński i Kaczmarek 2012]

Tab. 1. Completeness of readings – flowmeters near P. Skargi street [Nowogoński and Kaczmarek 2012]

Miesiąc	ul. P. Skargi		
	kanal dopływowy	kanal odpływowy	kanal odciążający
01.2012	Brak odczytów od 1.01 11:25 do 10.01 7:50	Odczyty kompletne	Odczyty kompletne
02.2012	Brak odczytów od 17.02 12:55	Odczyty kompletne	Odczyty kompletne
03.2012	Brak odczytów do 30.03 9:25	Odczyty kompletne	Brak odczytów od 23.03 9:35 do 29.03 10:50
04.2012	Brak odczytów od 27.04 7:00	Odczyty kompletne	Brak odczytów od 30.04 8:35
05.2012	Brak odczytów od 1.05 do 31.05	Brak odczytów od 29.05 12:50 do 30.05 9:25	Brak odczytów od 1.05 do 31.05
06.2012	Brak odczytów od 14.06 6:50	Brak odczytów od 14.06 11:17	Brak odczytów do 14.06 10:45
07.2012	Brak odczytów do 13.07 9:25	Brak odczytów do 12.07 13:30	Brak odczytów od 13.07 8:15 do 16.07 14:40
08.2012	Odczyty kompletne	Odczyty kompletne	Odczyty kompletne
09.2012	Kompletne odczyty do 21.09 11:30	Odczyty kompletne	Odczyty do 5.09 12:10

Deklarowana dokładność pomiaru średniej prędkości przepływu wynosi 0,5% odczytu, podobnie dokładność pomiaru napętnienia zadeklarowano na poziomie 0,5% odczytu. W przypadku deszczomierzy producent podaje deklarowaną rozdzielczość równą 0,001 mm.

Tab. 2. Kompletność odczytów - przepływomierze przy ul. Nadbrzeżnej [Nowogoński i Kaczmarek 2012]

Tab. 2. Completeness of readings – flowmeters near Nadbrzeżna street [Nowogoński i Kaczmarek 2012]

Miesiąc	ul. Nadbrzeżna		
	kanal dopływowy 1	kanal dopływowy 2	kanal odpływowy
01.2012	Odczyty kompletne	Odczyty kompletne	Odczyty kompletne
02.2012	Odczyty kompletne	Brak odczytów od 13.02 14:30 do 17.02 12:40	Odczyty kompletne
03.2012	Odczyty kompletne	Odczyty kompletne	Brak odczytów od 16.03 14:55 do 23.03 13:20
04.2012	Brak odczytów od 5.04 20:20	Brak odczytów od 25.04 7:50 do 26.04 9:00	Brak odczytów od 17.04 13:35 do 25.04 10:30
05.2012	Brak odczytów do 31.05 9:55	Brak odczytów od 27.05 15:00 do 30.05 13:00	Brak odczytów od 09.05 10:45 do 29.05 10:00
06.2012	Brak odczytów od 29.06 10:30	Brak odczytów od 28.06 3:50	Brak odczytów od 11.06 0:22
07.2012	Brak odczytów od 24.06 10:45	Brak odczytów do 25.07.2012 13:10; od 25.07.2012 13:10 błędne odczyty – awaria sprzętu	Brak odczytów od 1.07 do 31.07
08.2012	Brak odczytów do 14.08 12:15; od 14.08 12:20 do 20.08 21:30 błędne odczyty – awaria sprzętu	Brak odczytów od 13.08 8:00 do 20.08 9:20; do 13.08 7:55 – błędne odczyty – awaria sprzętu	Brak odczytów do 1.08 12:35; brak odczytów od 29.08 8:10
09.2012	Kompletne odczyty - błędne wyniki – awaria sprzętu	Kompletne odczyty do 24.09 11:40	Brak odczytów do 6.09 14:00

Uzyskane w okresie pomiarowym styczeń-wrzesień 2012 odczyty pomiarów strumienia objętości wskazują na niską jakość stosowanego w urządzeniu rejestratora wyników (tabele 1, 2 i 3). Niezależnie od jakości i możliwości czujnika pomiarowego większość odczytów tracona jest z powodu:

- braku kontaktu między sondą pomiarową a rejestratorem spowodowanego uszkodzeniem, korozją oraz w jednym przypadku fabryczną wadą gniazda

- przełączeniowego, deklarowanego przez producenta, jako wykonanego przy zachowaniu odpowiedniego stopnia ochrony (IP68);
- błędów w oprogramowaniu rejestratora, powodujących brak zapisu wyników po nieudanym restarcie urządzenia, czyli finalnej operacji obsługi i transmisji danych do urządzenia zewnętrznego.

Tab. 3. Kompletność odczytów - przepływomierze przy ul. Poczdamskiej i na terenie Oczyszczalni Ścieków [Nowogoński i Kaczmarek 2012]

Tab. 3. Completeness of readings – flowmeters near Poczdamska street and in Sewage Treatment Plant [Nowogoński i Kaczmarek 2012]

Miesiąc	ul. Poczdamska		Oczyszczalnia ścieków
	stanowisko PKS	stanowisko Topolowa	
01.2012	Odczyty kompletne	Odczyty kompletne	Brak odczytów
02.2012	Brak odczytów od 26.02 15:05	Odczyty kompletne	Brak odczytów
03.2012	Brak odczytów do 22.03 12:50; brak odczytów od 26.03 5:35	Brak odczytów od 22.03 9:55	Brak danych od początku miesiąca do 14.03 11:00
04.2012	Brak odczytów	Brak odczytów do 19.04 9:45	Odczyty kompletne
05.2012	Brak odczytów	Brak odczytów od 28.05 12:25 do 30.05 7:30	Odczyty kompletne
06.2012	Brak odczytów do 12.06 9:15	Brak odczytów od 27.06 6:55	Odczyty kompletne
07.2012	Odczyty kompletne	Od 9.07 do 25.07 błędne odczyty – awaria	Brak odczytów od 17.07 14:25 do 18.07 8:15
08.2012	Odczyty kompletne	Brak odczytów od 17.08 12:40	Brak odczytów od 16.08 7:35
09.2012	Odczyty kompletne	Brak odczytów do 7.09 9:10; błędne odczyty – awaria	Brak odczytów do 7.09 13:00

Paradoksalnie, najmniej kompletne rezultaty uzyskano na stanowisku zlokalizowanym na terenie oczyszczalni ścieków, jako jedynym zasilanym z sieci energetycznej oczyszczalni, a co za tym idzie, niezależnym od potencjalnie zawodnego zasilania akumulatorowego. Najprawdopodobniej przyczyną było właśnie zbytne zaufanie do urządzenia, co w przypadku wystąpienia błędu restartu urządzenia, powoduje utratę dłuższego okresu pomiarowego.

Większość wyników pomiarów niezależnie od lokalizacji obarczona jest błędami wynikającymi z:

- możliwości sprzętu (oprogramowania wewnętrznego) umożliwiające wprowadzenie tylko dziesięciu punktów charakterystycznych analizowanego przekroju;
- wadliwej konfiguracji urządzenia, polegającej na mało racjonalnym wyborze lokalizacji wybranych punktów charakteryzujących kształt przekroju, co w efekcie prowadzi do zbytniego uproszczenia kształtu przekroju i występowania błędu oszacowania powierzchni czynnej strugi ścieków a w konsekwencji natężenia przepływu [Nowogoński 2012];
- wykorzystania mało wiarygodnego algorytmu oceny strumienia przepływu przy małych napełnieniach [Nowogoński 2012].

Tab. 4. Kompletność odczytów – deszczomierze [Nowogoński i Kaczmarek 2012]

Tab. 4. Completeness of readings – rain gauges [Nowogoński i Kaczmarek 2012]

Miesiąc	Suma czasów okresów bez zarejestrowanych odczytów						Max. czas przerwy w odczytach
	Łąko wa	NTI	Oczysz czalnia	Perseus za	Ruszo wice	Targow isko	
	[godziny]						[min]
09.2011	115	105	106	97	76	77	177
10.2011	136	136	130	109	116	108	176
11.2011	203	205	189	165	143	140	222
12.2011	189	189	176	409	172	166	1192
01.2012	172	171	166	740	151	131	680
02.2012	92	89	90	344	80	82	552
03.2012	92	89	97	95	87	79	196
04.2012	95	90	84	93	86	54	178
05.2012	60	76	73	69	64	60	198
06.2012	49	48	42	53	63	36	172
07.2012	52	50	58	49	52	35	177
08.2012	139	133	218	118	119	101	206
09.2012	114	123	awaria	112	93	230	151

Zastosowany przepływomierz profilujący przy wystąpieniu większych napełnień spowodowanych przepływami w okresach pogody deszczowej posługuje się awaryjnym czujnikiem pomiaru napełnienia zamiast podstawowego, co może powodować błędy w szacowaniu napełnienia kanału ściekami a w konsekwencji strumienia przepływu.

W przypadku pomiarów opadów deszczowych braki odczytów okazały się tak duże, że postawione zadania badawcze nie zostały praktycznie zrealizowane na żadnym stanowisku pomiarowym (tabela 4). Maksymalne długości przerw

w odczytach sięgają 222 minut i występowały zarówno w okresie pogody bezdeszczowej, jak i w czasie występowania opadów atmosferycznych. Sumaryczne miesięczne sumy okresów pozbawionych odczytów wahały się w zakresie od 42 do 230 godzin (bez uwzględnienia okresów awarii stanowiska przy ul. Perseusza).

Pracownicy serwisu gwarancyjnego z uporem twierdzili, że problemy związane z transferem danych związane są z warunkami lokalnymi i spowodowane są przez niską jakość istniejącej infrastruktury teleinformatycznej lub przerwy w zasilaniu w energię elektryczną. Proponowanymi rozwiązaniami były:

- zmiana dostawcy usług transmisji danych;
- zmiana sposobu transferu danych z bezprzewodowego na przewodowy.

W przypadku pierwszego rozwiązania PWiK zmuszone byłoby do podpisania dodatkowej umowy na usługi teleinformatyczne, co wiązałoby się z zerwaniem dotychczasowej umowy a w konsekwencji dodatkowymi kosztami bez gwarancji na realną poprawę uzyskiwanych wyników. W drugim przypadku przy rozmiarze zainstalowanej pamięci konieczne byłoby odczytywanie wyników pomiarów co kilka dni, co wymusiłoby konieczność stworzenia dodatkowego etatu dla pracownika zajmującego się tylko obsługą deszczomierzy.

Tab. 5. Kompletność odczytów – deszczomierze – po aktualizacji oprogramowania

Tab. 5. Completeness of readings – rain gauges – after software update

Miesiąc	Suma czasów okresów bez zarejestrowanych odczytów						Max. czas przerwy w odczytach
	Łąko wa	NTI	Oczysz czalnia	Perseus za	Ruszo wice	Targow isko	
	[godziny]						[min]
12.2011	8,1	9,3	6,1	6,3	5,9	9,1	61
01.2012	9,5	5,7	3,6	5,5	4,6	5,2	46

Rozwiązanie problemu okazało się stosunkowo proste w realizacji i nie wymagało nakładów finansowych. Okazało się, że urządzenia rejestrujące są fabrycznie skonfigurowane z uwzględnieniem maksymalnej oszczędności energii i ilości transmitowanych danych. Algorytm oprogramowania w przypadku błędu transferu podejmował kolejną próbę przesłania danych do serwera danych teoretycznie tylko w przypadku wystąpienia opadu. W przypadku pogody bezdeszczowej transmisja nie była wznawiana, a dane podlegały nadpisaniu. W rzeczywistości, w przypadku zerwania transmisji danych, moduł rejestrujący dane nie podejmował kolejnej próby przesyłu danych niezależnie od warunków atmosferycznych. Po skorygowaniu konfiguracji urządzeń oraz wymianie oprogramowania stacji roboczej, jakość wyników zdecydowania poprawiła się,

a pojedyncze braki wyników mogą być wytłumaczone okresowym brakiem zasilania w energię elektryczną (tabela 5).

Pomiary spiętrzenia na krawędziach przelewowych są najmniej awaryjnym elementem systemu monitoringu. Na stanowisku przy P. Skargi stwierdzono występowanie błędnych pomiarów w sierpniu 2011 oraz w okresie 04.11-11.11.2011. Na stanowisku przy Zamku stwierdzono występowanie błędnych pomiarów w okresie 05.09-8.09.2011. Na stanowisku przy PKS stwierdzono błędne pomiary w okresie grudzień 2011 – marzec 2012, najmniej istotnym dla zadania badawczego. W okresie kwiecień-czerwiec 2012 stwierdzono przemieszczenie punktu odniesienia używanego do określenia napełnienia, brak pomiarów stwierdzono w okresie 11-12.08.2012.

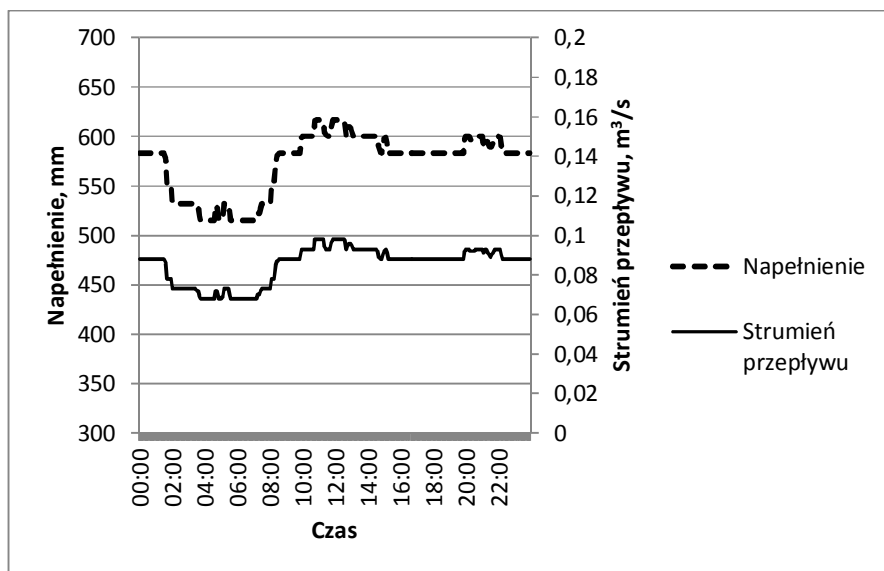
BŁĘDY POMIARÓW SPOWODOWANE NIEWŁAŚCIWĄ EKSPLOATACJĄ

Okresy, w których zarejestrowano wyniki pomiarów strumieni objętości obarczone są błędami, które dyskwalifikują część zgromadzonych danych. W przypadku pomiarów strumienia przepływu główne problemy są związane z:

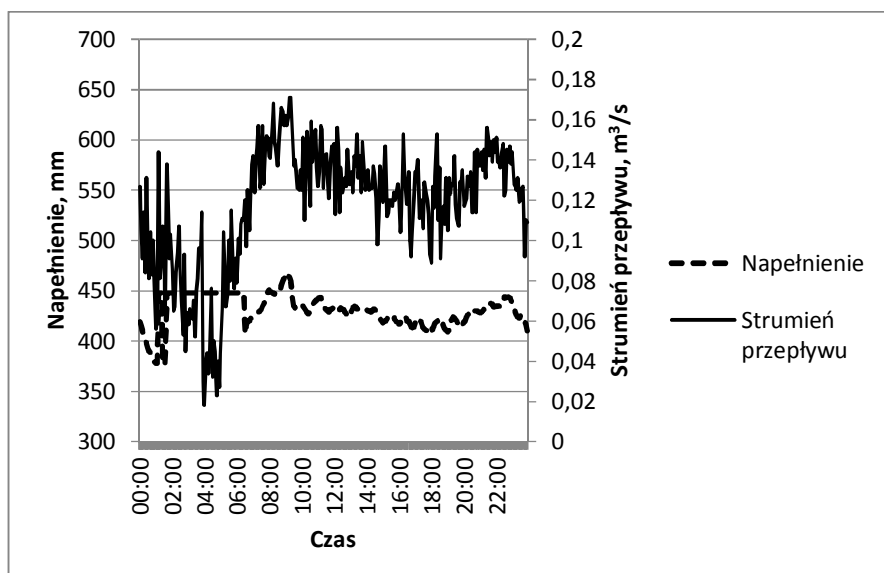
- gromadzeniem osadu na dnie kanału powodującym po pewnym czasie przykrycie czujnika i w konsekwencji deaktywację pomiaru ultradźwiękowego oraz zaburzenia w pracy hydrostatycznego pomiaru napełnienia (rysunki 1 i 2);
- zbyt niską częstotliwością przeglądów połączonych z transferem wyników, skutkując utratą dużych porcji danych, w przypadku wystąpienia błędu oprogramowania wewnętrznego (brak restartu).

W przypadku wydzielonych punktów pomiaru napełnienia, zaniedbania eksploatatora powodują wystąpienie błędu polegającego na „przesunięciu” punktu odniesienia.

Zastosowany czujnik wymaga okresowej weryfikacji położenia punktu przyjętego na poziomie reprezentującym napełnienie zerowe. W przypadku braku weryfikacji przez eksploatatora, możliwe jest wystąpienie przesunięcia odczytów o wartość stosunkowo stałą w czasie. Błąd jest dość prosty w niwelacji, o ile nie występuje w zbyt długim okresie czasu. W okresie pomiarowym zarejestrowano na jednym ze stanowisk przesunięcie punktu odniesienia o prawie 5 cm.



Rys. 1. Wyniki uzyskane przy występowaniu osadów w kanale - 2011-10-16
Fig. 1. Results obtained during sludge occurrence in channel - 2011-10-16



Rys. 2. Wyniki uzyskane bez występowania osadów - 2012-07-25
Fig. 2. Results obtained without sludge occurrence - 2012-07-25

PODSUMOWANIE

Biorąc pod uwagę uzyskane rezultaty, należy stwierdzić, że zarówno niska jakość urządzeń pomiarowych, brak staranności w czasie montażu i konfiguracji oraz błędy w czasie eksploatacji są powodem dość niskiej jakości wyników pomiarów w sezonie pomiarowym październik 2011 – wrzesień 2012. Podjęte działania naprawcze dały już zadowalające rezultaty w przypadku pomiarów opadów, gdzie uzyskano skuteczność przesyłu danych na poziomie akceptowalnym dla założonych celów badawczych. W przypadku pomiarów strumienia przepływu rezultaty działań zostaną ocenione w miesiącach letnich. Wskazano następujące działania umożliwiające poprawę jakości uzyskiwanych wyników pomiarów:

- zaplanowano przeniesienie jednego ze stanowisk pomiarowych, ze studzienki kanalizacyjnej sąsiadującej z komorą rozprężną przepompowni ścieków do studzienki poprzedzającej zlokalizowanej w odległości 75 m (na odcinku nie stwierdzono występowania kanałów dopływowych);
- zobligowano dostawcę przepływomierzy do wykonania powtórnej inwentaryzacji kształtu kanałów nietypowych i regulacji parametrów konfiguracyjnych urządzeń;
- zalecono wykonywanie częstych operacji czyszczenia kolektora głównego ze szczególnym uwzględnieniem odcinków pomiarowych celem eliminacji wpływu osadów;
- zalecono wykonanie powtórnej inwentaryzacji geodezyjnej kolektora głównego w zakresie objętym monitoringiem.

W przypadku pomiarów napełnienia, uzyskiwane wyniki są akceptowalne. Jedynym zaleceniem było zobligowanie eksploatatora do regularnej kontroli punktu odniesienia.

LITERATURA

1. KOTOWSKI A., KAŻMIERCZAK B., DANCEWICZ A.; 2010. Modelowanie opadów do wymiarowania kanalizacji, Wydawnictwo Polska Akademia Nauk, Komitet Inżynierii Lądowej i Wodnej, Instytut Podstawowych Problemów Techniki, Studia z zakresu inżynierii, nr 68; Warszawa.
2. MICHAŁSKI A.; 2004. Pomiary przepływu wody w kanałach otwartych. Oficyna Wydawnicza Politechniki Warszawskiej; Warszawa.
3. NOWOGOŃSKI I., KACZMAREK J.; 2012. Badanie zmienności przepływu w sieci kanalizacyjnej m. Głogowa – zadanie 2 – okres pomiarowy 10.2011-09.2012; Zielona Góra

4. NOWOGOŃSKI I.; 2012. Wpływ inwentaryzacji kształtu przekrojów kanałów na dokładność przepływomierza profilującego. Zeszyty Naukowe Uniwersytetu Zielonogórskiego. Inżynieria Środowiska, nr 145 (25), 16-25.

ANALYSIS OF MONITORING SYSTEM ACTIVITY IN SEWERAGE NETWORK OF CITY GŁOGÓW - PRELIMINARY RESULTS

S u m m a r y

The paper presents an analysis of measurement system activity located in combined sewerage system and attached catchments. The influence of measurement planning on the obtained results has been shown. Errors made during assembly and configuration of measurement equipment has been shown.

Key words: combined sewer systems, flowrate monitoring, rainfall monitoring

ANDRZEJ JĘDRCAK, DARIUSZ KRÓLIK*

**WPŁYW STOPNIA ROZDROBNIENIA MIĘSA
NA WYDAJNOŚĆ PROCESU FERMENTACJI**

Streszczenie

W artykule przedstawiono wyniki badań wpływu rozdrobnienia mięsa na wydajność procesu fermentacji metanowej, prowadzonej w warunkach mezo- i termofilowych. Wykazano, że w procesie fermentacji mezofilowej jak i termofilowej rozdrobnienie odpadu nie wpływało znacząco na ilość i skład wyprodukowanego biogazu. Zauważono natomiast, że produkcja biogazu w warunkach mezofilowych w porównaniu do warunków termofilowych była od 2,0 do 2,6 raza wyższa.

Słowa kluczowe: fermentacja mezofilowa, fermentacja termofilowa, biogaz, mięso

WSTĘP

W literaturze obszernie opisano wpływ na efektywność procesu fermentacji parametrów takich, jak: pH, temperatura, obciążenie komór ładunkiem organicznym i czas fermentacji oraz stężenia składników pokarmowych i związków toksycznych zarówno dla procesów „mokrych” i „suchych”, jak i przebiegających w układach jedno- lub w dwustopniowych, w sposób ciągły lub okresowy [Cecchi 1991, Duarte i Anderson 1982, Grady i in. 1999, Heinrich 1999, Imhoff 1996, Leescher 1996, Malina 1992 i Thome-Kozmiensky 1995].

Wpływem rozdrobnienia odpadów na przebieg ich fermentacji zajmowali się Hills i Nikano [1984], Sharma i in. [1998], Kayhanian i Hardy [1994], Palmowski i Müller [1999, 2000, 2003] oraz Mshandete [2006].

Hills i Nikano [1984] na podstawie wyników badań fermentacji odpadów pomidorów o wielkości cząstek w przedziale od 1,3 do 20 mm wykazali, że wydajność biogazu jest odwrotnie proporcjonalna do wielkości cząstek. Podobne wnioski sformułowali Kayhanian i Hardy [1994] na podstawie wyników badań fermentacji odpadów komunalnych o różnym uziarnieniu oraz Mshandete [2006], badając wpływ rozdrobnienia odpadów szału na efektywność ich fermentacji w warunkach mezofilowych. Palmowski i Müller [1999, 2000, 2003]

* Uniwersytet Zielonogórski, WILiŚ, Zakład Technologii Wody, Ścieków i Odpadów

stwierdzili, że zmniejszenie rozmiarów cząstek odpadów i wynikające stąd zwiększenie ich powierzchni właściwej powoduje wzrost szybkości hydrolizy, pierwszego etapu fermentacji odpadów organicznych. Efektem jest zwiększenie produkcji gazu, zwłaszcza w przypadku fermentacji substratów o wysokiej zawartości materiałów włóknistych, o niskiej podatności na rozkład biologiczny i dużych cząstkach (o powierzchni właściwej $<20 \text{ m}^2/\text{kg}$). Wzrost szybkości produkcji gazu prowadzi do skrócenia czasu fermentacji, co stwarza możliwość zmniejszenia wielkości komory bez strat w produkcji gazu. Negatywnym efektem rozdrobnienia cząstek jest wzrost oporu właściwego przefermentowanych odpadów, istotny przy ich odwadnianiu.

Informacje o wpływie stopnia rozdrobnienia mięsa na wydajność procesu fermentacji są dotychczas skąpe, a publikacje w tym zakresie nieliczne [Masse i in. 2003], pomimo wysokiego potencjału gazowego mięsa i powszechnego fermentowania odpadów zawierających ten składnik w dużych ilościach. Udział odpadów poubojowych w biogazowniach przygotowywanych do realizacji w kraju, w 2010 r., wynosił ok. 13% [Oniszk-Popławska i Mroczkowski, 2010]. Według Jóźwiaka [2009] z odpadu poubojowego bez kości otrzymanego z produkcji mięsa można uzyskać $970 \text{ dm}^3/\text{kg smo}$ o zawartości do 68% metanu. Z kolei doświadczenia austriackiej firmy AAT [informacja własna, 2010] wskazują, że produkcja biogazu jest niższa i wynosi około $750 \text{ dm}^3/\text{kg smo}$ przy 68% zawartości metanu w gazie.

W artykule przedstawiono wyniki badań wpływu rozdrobnienia mięsa na wydajność procesu fermentacji metanowej, prowadzonej w warunkach mezo- i termofilowych, mierzoną objętością i składem wyprodukowanego biogazu oraz stopniem przereagowania odpadów.

METODYKA BADAŃ

Charakterystyka surowców

Próbki do badań stanowiły mieszaniny następujących składników:

- tkanka zwierzęca (mięso wieprzowe) – rozdrobnione do ziaren w kształcie sześciangu o różnych wymiarach (tabela 1),
- materiał zaszczipający – osad przefermentowany z WKFz w oczyszczalni ścieków w Gubin-Guben,
- bufor - roztwór wodorowęglan sodu (NaHCO_3) o stężeniu $60\text{g}/\text{dm}^3$, dodawany w celu uniknięcia zakwaszenia wsadu i hamowania procesu,
- woda.

Udziały składników w badanych próbkach przedstawiono w tabeli 2.

Tab. 1. Wymiary i powierzchnia ziarna

Table 1. Dimensions and grain size

Parametry \ Numer próbki	P-2	P-3	P-4	P-5	P-6
Stopień rozdrobnienia, sześcián o boku, mm	ok. 1	2,5	5,0	10,0	15,0
Powierzchnia ziarna, mm ²	6	37,5	150	600	1350

Tab. 2. Skład wsadów do badań

Table 2. The composition of test batches

Wyszczególnienie	Jednost- ka	Fermentacja mezofilowa		Fermentacja termofilowa	
		Numer próbki			
		P-1	P-2 do P-6	P-1	P-2 do P-6
Odpady	kg sm	-	0,0027	-	0,0115
	kg smo	-	0,0026	-	0,0110
Osady ściekowe	dm ³	0,700	0,700	0,700	0,700
	kg sm	0,0146	0,0146	0,0132	0,0132
	kg sm	0,0094	0,0094	0,0088	0,0088
Bufor	dm ³	0,133	0,133	0,133	0,133
Woda	dm ³	0,167	0,164	0,167	0,156
Objętość próbki	dm ³	1,000	1,000	1,000	1,000
Zawartość sm osadów i odpadów	%	1,46	1,73	1,32	2,47
Iloraz smo odpadów i smo osadów	-	-	0,29	-	1,25

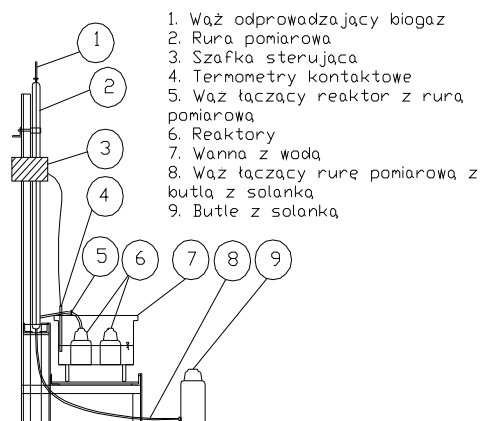
Stanowisko do badań

Badania wykonano, w skali laboratoryjnej, w 12 stanowiskowym „fermentatorze” do fermentacji okresowej. Każde stanowisko składało się z trzech identycznych elementów: komory fermentacyjnej (reaktora) – butla o pojemności 1 dm³ (6), biurety gazowej do pomiaru ilości wyprodukowanego biogazu (2) oraz butli z nasyconym roztworem chlorku sodu (solanką) do wyrównywania ciśnienia (9) (rys.1).

Reaktory, po napełnieniu surowcem, ustawiano w termostacie (7). Termostat stanowiła metalowa wanna wypełniona wodą, której poziom utrzymywano powyżej powierzchni roztworu w reaktorach.

W wannie zamontowano pompy do cyrkulacji wody oraz dwa termometry kontaktowe połączone z urządzeniem sterującym, które w zależności od wskazań termometrów kontrolowało pracę grzałek (włączało lub wyłączało je). Ter-

mostat zapewniał utrzymywanie temperatury mieszaniny w reaktorach z dokładnością 1° C.



Rys. 1. Stanowisko do badań

Fig. 1. The test stand

Przygotowanie próbek do badań

Próbki odpadów o ziarnach $\geq 2,5$ mm uzyskiwano przez krojenie schłodzonego materiału, nadając im kształt sześciątów. Próbki odpadów o rozdrobnieniu maksymalnym uzyskiwano przez dwukrotne zmielenie materiału w młynku i przesiewanie przez sito o prześwicie oczek 1 mm.

Reaktory oznaczone numerem P-1 zawierały próbki kontrolne (bez odpadu) służące do określenia endogennej aktywności materiału zaszczepiającego. Kolejne reaktory, oznaczone numerami od P-2 do P-6, zawierały odpad tkanki zwierzęcej o rozdrobnieniu przedstawionym w tabeli 1.

Do wszystkich reaktorów dodawano 0,700 dm³ materiału zaszczepiającego i 0,133 dm³ buforu. Zawartości reaktorów uzupełniano wodą wodociągową z sieci miejskiej do objętości 1,000 dm³ i reaktory zamykano gumowym korkiem, który unieruchamiano zaciskiem śrubowym. W celu zapewnienia warunków beztlenowych z przestrzeni nad powierzchnią mieszaniny w reaktorach usuwano powietrze przedmuchując je azotem. Następnie reaktory łączono szczelnie z biuretami gazowymi i ustawiano w termostacie.

Fermentację mezofilową odpadów prowadzono przez 25 dni w temperaturze ok. 36°C, a termofilową przez 41 dni w temperaturze ok. 56°C. Badania przeprowadzono w dwóch powtórzeniach.

Zakres i kontrola procesu

Każdego dnia w czasie trwania doświadczeń mierzono objętość wytworzonego biogazu i okresowo oznaczano zawartość w nim metanu, ditlenku węgla i tlenu. Objętość biogazu korygowano do warunków standardowych temperatury i ciśnienia. Skład gazu oznaczano aparatem ALTER WAG-IGA, po nagromadzeniu się go w kolumnie w ilości umożliwiającej dokonanie pomiaru.

Właściwości fermentowanego materiału kontrolowano przed i po fermentacji oznaczając w mieszaninach m.in.: pH, zasadowość og. suchą masę, suchą masę organiczną, OWO (ogólny węgiel organiczny), ChZT (chemiczne zapotrzebowanie na tlen) oraz w roztworach po przesączeniu próbek - zasadowość og. i LKT. Przed analiza próbki poddawano homogenizacji. Oznaczenia wykonywano zgodnie z metodami określonymi w PN.

WYNIKI BADAŃ

Badane odpady

Właściwości fizyczno-chemiczne odpadów poddawanych procesowi fermentacji przedstawiono w tabeli 3.

Odpad (tkanka zwierzęca) zawierał 76,4% wody, substancje lotne (straty prażenia) stanowiły 95,3% jej suchej masy. Zawartość OWO wynosiła 58,4% sm i azotu og. 5,08% sm. Stosunek C/N wynosił 11.

Właściwości przefermentowanego materiału stosowanego do zaszczepiania próbek z odpadami w procesie fermentacji mezofilowej i termofilowej różniły się nieznacznie. Osad zawierał ok. 2 g sm/dm³. Zawartość substancji organicznej wynosiła 64,4% sm (f. mezofilowa) i 66,5% sm (f. termofilowa), OWO – 32,6 i 30,2% sm i azot ogólny 5,13 i 4,98 % sm, kolejno. Stosunek C/N wynosił nieznacznie powyżej 6.

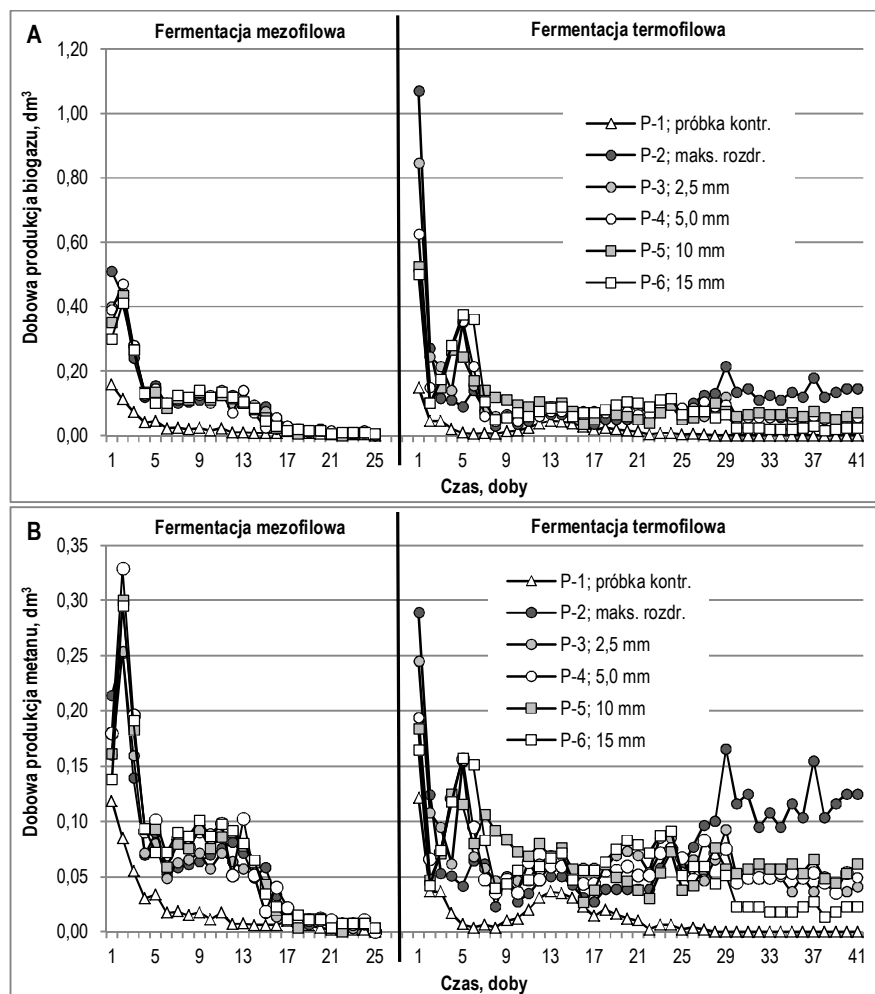
Tab. 3. Właściwości fizyczno-chemiczne odpadów poddanych procesowi fermentacji

Table 3. The physico-chemical properties of the waste subjected to fermentation

Wskaźniki	Jednostka	Tkanka zwierzęca	Materiał zaszczepiający	
			Fermentacja mezofilowa	Fermentacja termofilowa
Wilgotność	%	76,4	97,92	98,11
Sucha masa organiczna	% sm	95,3	64,4	66,5
OWO	% sm	58,4	32,6	30,2
Azot ogólny	% sm	5,08	5,13	4,98
Iloraz C/N	-	11	6,3	6,1

Wydajność produkcji biogazu

Wyniki pomiarów dobowej produkcji biogazu i metanu z badanych mieszanin, w procesach fermentacji mezofilowej i termofilowej, przedstawiono na rysunku 2.



Rys. 2. Dobowa produkcja biogazu (A) i metanu (B) z tkanki zwierzęcej o różnym rozdrobnieniu w procesie fermentacji mezo- i termofilowej

Fig. 2. Daily production of biogas (A) and methane (B) from a different animal tissue fragmented by the meso- and thermophilic fermentation

Przebieg krzywych obrazujących zmiany produkcji dobowej biogazu podczas procesu fermentacji mezofilowej próbek mięsa o różnym uziarnieniu był podobny. Wyraźne różnice w wielkości produkcji wystąpiły tylko w pierwszym dniu badań (rys. 2A).

W pierwszej dobie największą ilość biogazu uzyskano z odpadów o maksymalnym rozdrobnieniu (P-2; 0,450 dm³/d), a najmniej z odpadów o największych ziarnach (P-6; 0,330 dm³/d). W drugiej dobie zróżnicowanie produkcji biogazu było znacznie mniejsze; od 0,410 dm³ z próbki P-6 do 0,470 dm³ z próbki P-4. Po 3 dobie zaobserwowano spadek produkcji biogazu ze wszystkich próbek.

W siódmym dniu nastąpił wzrost dobowej produkcji gazu, który trwał przez około 5 dni. Od trzynastej doby produkcja gazu systematycznie malała i w ostatnim dniu badań wynosiła od 0,000 do 0,005 dm³.

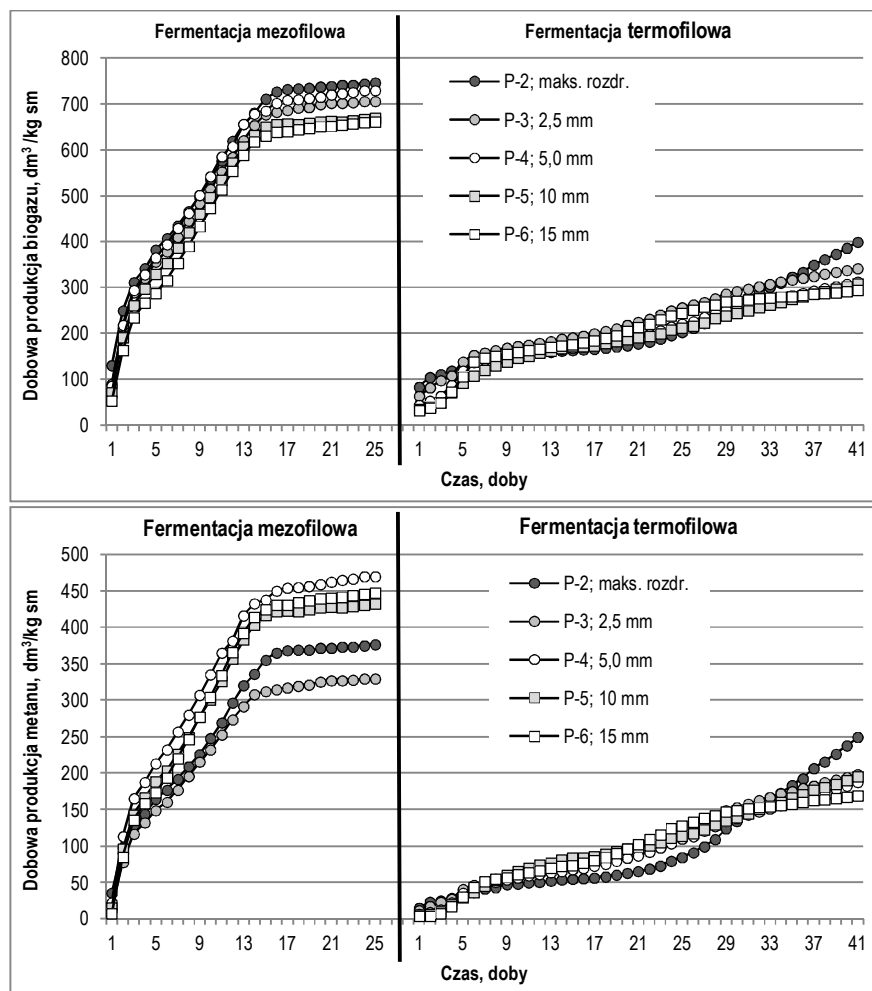
Podobny przebieg miała produkcja gazu z próbki kontrolnej, jednak jej wielkość była znacznie niższa. Maksymalną produkcję odnotowano również w pierwszej dobie - 0,158 dm³. Emisja gazu praktycznie ustała w 20 dniu badań.

Przebieg dobowej produkcji biogazu z próbek mięsa w testach termofilowych był bardziej zróżnicowany (rys. 2A). Maksymalna dobową produkcja gazu wystąpiła w pierwszej dobie testu. Wynosiła ona od 0,500 dm³ dla próbki o największych ziarnach do 1,070 dm³ dla próbki o maksymalnym rozdrobnieniu. W drugim dniu nastąpił gwałtowny spadek wielkości produkcji dla wszystkich próbek.

W piątym dniu odnotowano drugie maksimum produkcji gazu dla próbek od P-3 do P-6. Jedynie produkcja gazu z próbki P-2 utrzymała się na stałym, niskim poziomie. W dobie szóstej rozpoczął się spadek wielkości produkcji z tych próbek. W przypadku próbki P-2 zaobserwowano wzrost produkcji gazu do poziomu powyżej 0,100 dm³/d dopiero po 26 dobie.

Przebieg zmian produkcji dobowej metanu w czasie trwania fermentacji (rys. 2B) był zbliżony do zmian produkcji dobowej biogazu. Biogaz wytwarzany podczas fermentacji mezofilowej był zasobny w metan. Najmniej metanu zawierał biogaz z próbek P-2 (od 58 do 65% (v/v)) i P-3 (od 57 do 67% (v/v)), a najwięcej z próbki P-6 (od 72 do 76% (v/v)). Biogaz z próbki kontrolnej zawierał 75%(v/v) metanu.

Udział metanu w biogazie wytwarzanym w czasie trwania procesu fermentacji termofilowej był bardziej zróżnicowany. W pierwszej dobie trwania procesu udział metanu w gazie wahał się w granicach od 27% (P-2) do 35% (v/v) (P-5). Średnie stężenie metanu w biogazie wytworzonym w dniach od 7 do 29 wzrosło do wartości mieszczących się w granicach od 76 do 79% (v/v). W ostatnim pomiarze, który wykonano w 41 dobie trwania doświadczenia, średni udział metanu w biogazie dla próby P-2 wynosił 86%(v/v) dla pozostałych próbek aż 91, 89, 88 i 91% (v/v), kolejno.



Rys. 3. Skumulowana produkcja netto biogazu (A) i metanu (B) z tkanki zwierzęcej o różnym rozdrobnieniu w procesie fermentacji mezo- i termofilowej

Fig. 3. The cumulative net production of biogas (A) and methane (B) from a different animal tissue fragmented by the meso- and thermophilic fermentation

Na rysunku 3 przedstawiono skumulowaną jednostkową produkcję netto biogazu i metanu z badanych próbek (produkcja gazu pomniejszona o produkcję z próbki kontrolnej) w $\text{dm}^3/\text{kg sm}$.

Przebieg krzywych zmiany skumulowanej produkcji netto biogazu i metanu z badanych próbek w czasie trwania pomiarów wyraźnie pokazuje występowanie zjawiska hamowania procesu fermentacji.

Podczas fermentacji mezofilowej średnia wydajność dobową produkcji biogazu w pierwszych 5 dniach wahała się od 57,5 (P-6) do 76,4 (P-2) dm^3/kg sm. W okresie od 6 do 15 dnia trwania procesu była ona ponad 2 krotnie niższa i mieściła się w zakresie od 32,0 (P-4 i P-5) do 34,5 (P-6) dm^3/kg sm, a w kolejnych 10 dniach wynosiła od 2,1 (P-5) do 5,0 (P-3) dm^3/kg sm.

W przypadku fermentacji termofilowej badanych próbek średnia wydajność dobową produkcji biogazu w pierwszych 5 dniach była ok. 3 razy niższa niż podczas ich fermentacji mezofilowej i wahała się od 18,5 (P-5) do 27,8 (P-3) dm^3/kg sm. W kolejnych 10 dniach wynosiła ona od 3,7 (P-2) do 7,8 (P-5) dm^3/kg sm, i była od około 4 (P-5) do 9 (P-2) razy niższa niż osiągnięta podczas fermentacji mezofilowej, w tym samym okresie.

W przypadku fermentacji mezofilowej w 26 dobie biogaz nie powstawał (P-3 i P-4) lub jego produkcja była niższa niż 0,5 dm^3/kg sm. Natomiast podczas fermentacji termofilowej biogaz był wytwarzany do czasu zatrzymania doświadczenia (41 doba) i średnia wydajność dobową, w okresie od 26 do 41 dnia, wahała się 3,1 (P-6) do 11,3 (P-2) dm^3/kg sm.

Właściwości fizyczno-chemiczne mieszanin przed i po procesie fermentacji

Właściwości fizyczno-chemiczne próbek z tkanką zwierzęcą, przed fermentacją mezofilową i termofilową, przedstawiono w tabeli 4.

Właściwości fizyczno-chemiczne próbek po fermentacji mezofilowej przedstawiono w tabeli 5, a po fermentacji termofilowej w tabeli 6.

pH mieszanin po fermentacji odpadów mięsa w warunkach mezofilowych oscylowało wokół wartości 7,78, a zasadowość ogólna w zakresie od 9,70 (P-2) do 10,1 g $\text{CaCO}_3/\text{dm}^3$ (P-3 i P-5) (tabela 5).

Wartości wskaźników obrazujących zawartość substancji organicznych w próbkach z odpadem po fermentacji mezofilowej były o około 20% mniejsze w odniesieniu do ich wartości przed fermentacją.

Stężenia azotu ogólnego w mieszaninach z odpadem wynosiły do 845 (P-1) do 875 mgN/dm^3 (P-5 i P-6). Dominował azot amonowy, którego udział wynosił 67%.

Ciecze nadosadowe zawierały LKT w ilości: próbką kontrolną (P-1) – 549 mg/dm^3 , próbki z odpadem od 857 (P-4) do 994 mg/dm^3 (P-2 i P-5).

Mieszaniny po fermentacji termofilowej wykazywały niższe pH w porównaniu do mieszanin po fermentacji mezofilowej (ok. 7,3), poza próbką kontrolną. Zasadowości mieszanin mieściły się w zakresie od 11,2 (P-1) do 12,0 g $\text{CaCO}_3/\text{dm}^3$ (P-4) (próbka P-1; 8,05 g $\text{CaCO}_3/\text{dm}^3$).

Redukcja suchej masy organicznej i OWO w wyniku fermentacji próbek z mięsem malała ze wzrostem ziarna i wynosiła od 25% (P-2) do 19% (P-6).

Tab. 4. Właściwości fizyczno-chemiczne próbek z mięsem przed fermentacją mezofilową i termofilową

Table 4. The physico-chemical properties of the meat samples before fermentation mesophilic and thermophilic

Wskaźniki	Jednostki	Fermentacja mezofilowa		Fermentacja termofilowa	
		P-1	P-2 ÷ P-6	P-1	P-2 ÷ P-6
pH	-	8,50	8,46	8,41	8,37
Zasadowość ogólna	g CaCO ₃ /dm ³	7,65	7,15	7,43	6,93
Sucha masa	g/dm ³	19,79	22,49	18,42	29,93
Sucha masa organiczna	g/dm ³	9,40	11,97	8,79	19,75
OWO	g/dm ³	4,75	6,33	3,95	10,67
ChZT	g O ₂ /dm ³	14,9	19,1	12,7	30,5
Azot ogólny	mg N/dm ³	752	890	659	1244
Azot organiczny	mg N/dm ³	525	645	473	970
Azot amonowy	mg N/dm ³	227	245	187	274
Zasadowość ogólna*	g CaCO ₃ /dm ³	6,84	6,47	6,68	6,30
LKT*	mg CH ₃ COOH/dm ³	360	326	318	284

*Oznaczenie w próbie sączonej

Tab. 5. Właściwości fizyczno-chemiczne próbek z mięsem po fermentacji mezofilowej

Table 5. Physical and chemical properties of samples of meat at mesophilic fermentation

Wskaźniki	Jednostki	P-1	P-2	P-3	P-4	P-5	P-6
pH	-	7,69	7,79	7,79	7,76	7,78	7,79
Zasadowość ogólna	g CaCO ₃ /dm ³	7,98	9,70	10,1	9,80	10,1	9,78
Sucha masa	g/dm ³	18,82	19,56	19,64	19,77	19,92	19,99
Sucha masa organiczna	g/dm ³	8,76	9,37	9,44	9,47	9,65	9,78
OWO	g/dm ³	4,40	4,95	4,95	4,94	5,09	5,05
ChZT	g O ₂ /dm ³	13,8	15,1	15,1	15,1	15,3	15,4
Azot ogólny	mg N/dm ³	760	845	865	850	875	875
Azot organiczny	mg N/dm ³	320	280	290	275	280	285
Azot amonowy	mg N/dm ³	440	565	575	575	595	590
Zasadowość ogólna*	g CaCO ₃ /dm ³	7,43	8,90	8,95	9,00	9,00	8,95
LKT*	mg CH ₃ COOH/dm ³	549	994	960	857	994	926

* Oznaczenie w próbie sączonej

Po procesie fermentacji termofilowej stężenia azotu ogólnego w mieszaninach z odpadem mieściły się w granicach 1220-1280 mg N/dm³. Podobnie jak w próbkach po fermentacji mezofilowej azot amonowy, którego udział wynosił ok. 80% azotu og.

Po procesie fermentacji termofilowej stężenie LKT w cieczach nadosadowych było od 7 do 10 razy wyższe niż podczas mezofilowej fermentacji próbek mięsa. Najwięcej LKT zawierała ciecz nadosadowa w próbce P-3 – 8780 mg/dm³, a najmniej próbka P-2 – 7110 mg/dm³ (P-1; 1610 mg/dm³).

Tab. 6. Właściwości fizyczno-chemiczne próbek z mięsem po fermentacji termofilowej

Table 6. Physical and chemical properties of the meat samples after thermophilic fermentation

Wskaźniki	Jednostki	P-1	P-2	P-3	P-4	P-5	P-6
pH	-	7,89	7,28	7,35	7,32	7,31	7,38
Zasadowość ogólna	g CaCO ₃ /dm ³	8,05	11,2	11,3	12,0	11,5	11,4
Sucha masa	g/dm ³	17,79	25,00	25,65	26,00	26,00	26,10
Sucha masa organiczna	g/dm ³	8,15	14,88	15,53	15,81	15,81	16,01
OWO	g/dm ³	3,61	8,06	8,35	8,45	8,54	8,63
ChZT	g O ₂ /dm ³	11,6	22,7	23,8	24,2	24,4	24,5
Azot ogólny	mg N/dm ³	650	1250	1220	1280	1275	1275
Azot organiczny	mg N/dm ³	280	240	240	265	225	225
Azot amonowy	mg N/dm ³	370	1010	980	1015	1050	1050
Zasadowość ogólna	g CaCO ₃ /dm ³	6,75	9,53	9,90	9,58	9,63	9,70
LKT	mg CH ₃ COOH/dm ³	1610	7110	8780	8590	8109	8740

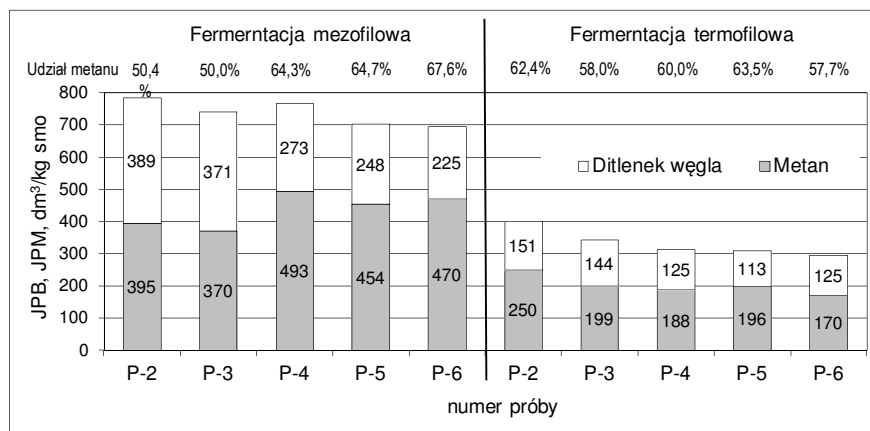
*Oznaczenie w próbce sączonej

DYSKUSJA WYNIKÓW

Na rysunku 4 przedstawiono wartości jednostkowej produkcji biogazu (JPB) i metanu (JPM) wyrażone w dm³/kg sm wyznaczone w badaniach fermentacji mięsa, o różnym uziarnieniu, w warunkach mezo- i termofilowych.

JPB odniesiona do suchej masy organicznej w procesie fermentacji mezofilowej mięsa wahała się od 694 (P-5) do 784 dm³/kg smo (P-2), a JPM - od 370 (P-3) do 470 dm³/kg smo (P-4). W procesach fermentacji termofilowej próbek mięsa JPB mieściła się w przedziale od 295 (P-6) do 401 dm³/kg smo (P-2), a JPM - od 170 (P-6) do 250 dm³/kg smo (P-2). W porównaniu z fermentacją mezofilową JPB była od 2,0 (P-2) do 2,5 (P-4) razy mniejsza dla próbek o tym samym rozdrobnieniu, mimo że fermentację termofilową prowadzono przez 41

dni. Przyczyną tak niskiej produkcji biogazu w procesach termofilowych było hamowanie beztlenowego rozkładu odpadów wywołane wysokim stężeniem kwasów lotnych w fermentowanej mieszaninie.



Rys. 4. Jednostkowa produkcja biogazu w procesie mezofilowej i termofilowej fermentacji mięsa

Fig. 4. Specific biogas production in the mesophilic and thermophilic digestion of meat

Według Duarte i Andersona [1982], zahamowanie metanogenezy o 50% powoduje stężenie kwasów lotnych ponad 3000 mg/dm^3 przy pH 7,0. Grady i in. [1999] stwierdzili, że zahamowanie procesu fermentacji przez kwasy octowy i masłowy ma miejsce przy ich stężeniu przekraczającym $10 \text{ g CH}_3\text{COOH/dm}^3$ w środowisku o odczynie obojętnym a przez kwas propionowy przy stężeniu powyżej $6 \text{ g CH}_3\text{COOH/dm}^3$.

W przeprowadzonych badaniach zasadowość cieczy nadosadowych w próbkach mięsa po fermentacji mezofilowej wynosiła ok. $9,00 \text{ gCaCO}_3/\text{dm}^3$, a stężenie LKT w mięsie było w przedziale od 857 (P-4) do 994 mg/dm^3 (P-2 i P-5). Wartości ilorazu LKT/zasadowość ogólna oscylowały wokół wartości 0,1 (tab. 5). Stężenie LKT w cieczach nadosadowych po procesie fermentacji termofilowej próbek z mięsem ($7110\text{--}8780 \text{ mg/dm}^3$) było od 7 do 10 razy wyższe niż po mezofilowej fermentacji, podczas gdy ich zasadowość ogólna była tylko nieznacznie wyższa ($9,53\text{--}9,90 \text{ gCaCO}_3/\text{dm}^3$). Wartości ilorazu LKT/zasadowość były bardzo wysokie i wynosiły od 0,75 (P-2) do 0,90 (P-6). Wartość stosunku LKT/zasadowość „0,3”, uznawana za alarmującą, była zatem znacznie przekroczona [PZliTS 1997]. Przy wartościach stosunku $0,75\div 0,90$ proces powinien zostać całkowicie zahamowany. Nie wystąpienie załamania się fermentacji wynikało ze stosunkowo wysokiego pH cieczy nadosadowej (ok. 7,3). Bezpośrednią przyczyną zakłóceń fermentacji termofilowej było obciążenie komory

wysokim ładunkiem odpadów. Fermentację termofilową w porównaniu do mezofilowej prowadzono przy obciążeniu komory odpadem ponad czterokrotnie wyższym (11,0 i 2,6 g smo/dm³).

Wyznaczona w badaniach jednostkowa produkcja biogazu podczas fermentacji mezofilowej odpadu mięsa była porównywalna do wartości podawanych przez firmę AAT [informacja własna, 2010] – około 750 dm³/kg smo przy 60% zawartości metanu w gazie, i niższa niż podawana przez Józwiaka – z odpadu poubojowego bez kości otrzymanego z produkcji mięsa można uzyskać w wyniku fermentacji około 950 dm³/kg sm (970 dm³/kg smo) o zawartości metanu do 68% (v/v) [Józwiak 2009].

Wartości stopnia przereagowania (iloraz produkcji biogazu z próbki o danym rozdrobnieniu i z próbki o maksymalnym rozdrobnieniu) wynosiły: dla próbki P-4 – 97,8%, a dla pozostałych próbek od 88,6 do 94,5%. Wartości stopnia przereagowania wyznaczone w doświadczeniach prowadzonych w termofilowym zakresie temperatury, odniesione do produkcji z próbki o maksymalnym rozdrobnieniu, wynosiły od 73,6 (P-6) do 85,4% (P-2), a odniesione do produkcji biogazu w procesie mezofilowym, z próbki o maksymalnym rozdrobnieniu, od 37,6 (P-6) do 51,1% (P-2). Wartości te pozwalają stwierdzić, że zahamowanie procesu fermentacji sięgało ponad 50% (tabela 7).

Tab. 7. Stopień przereagowania odpadów

Table 7. Degree of anaerobic degradation of waste

Typ fermentacji	Stopień przereagowania (G _B), %				
	P-2	P-3	P-4	P-5	P-6
Mezofilowa	100,0	94,5	97,8	89,6	88,6
Termofilowa	100,0	85,4	78,1	77,2	73,6
Termofilowa*	51,1	43,7	40,0	39,5	37,6

* produkcja biogazu w procesie termofilowym odniesiona do produkcji biogazu wyznaczonej dla próbki o maksymalnym rozdrobnieniu w procesie mezofilowym JPB_{max}.

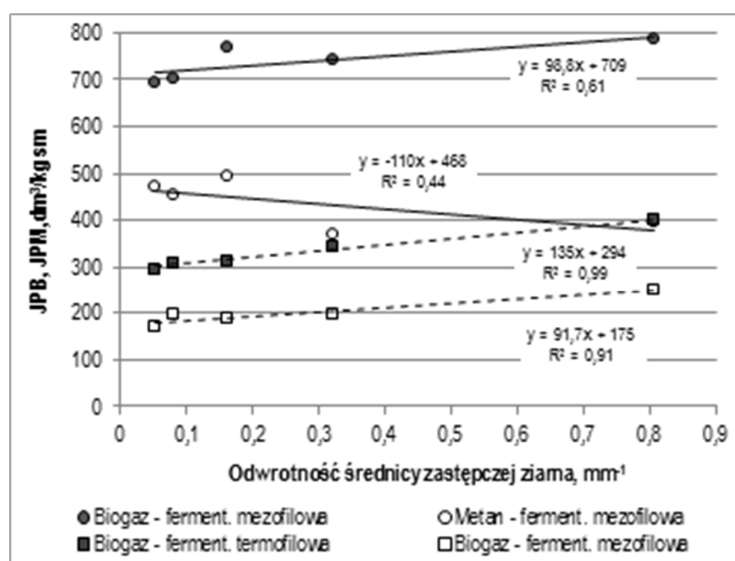
Udział metanu w biogazie, poza próbkami P-2 i P-3, podczas fermentacji mezofilowej był zbliżony do podawanego w literaturze. Średnie zawartości metanu w biogazie uzyskiwanym w procesie fermentacji mezofilowej próbek mięsa wahały się od 50,0% (P-3) do 67,6% (P-6), a podczas fermentacji termofilowej – od 57,7 (P-6) do 62,4% (P-2) (rys. 4).

Na rysunku 5 przedstawiono zależności JPB i JPM od średnicy zastępczej ziarna oraz od powierzchni właściwej fermentowanych próbek odpadów. Średnicę zastępczą ziaren zdefiniowano jako średnicę kuli o objętości równej objętości ziarna próbki odpadów.

Przebiegi zmian JPB i JPM, w badanym zakresie rozdrobnienia odpadów, w zależności od średnicy zastępczej ich ziarna pokazują, że produkcja biogazu

i metanu była odwrotnie proporcjonalna do średniej wielkości cząstek, zarówno podczas fermentacji mezofilowej, jak i termofilowej.

Współczynniki kierunkowe prostych opisujących zależność JPB od odwrotności średnicy zastępczej cząstek były dodatnie dla fermentacji mezofilowej i termofilowej. W przypadku JPM dla próbki odpadów mięsa fermentowanej w warunkach mezofilowych wartość współczynnika kierunkowego była ujemna. Współczynnik determinacji (R^2) dla fermentacji mezofilowej były niskie: 0,61 dla JPB i 0,44 dla JPM, a dla fermentacji termofilowej wysokie: 0,99 dla JPB i 0,91 dla JPM. Podobnie, liniową zależność między szybkością produkcji gazu i odwrotnością średnicy cząstek dla odpadów pomidorów, w zakresie średniej średnicy cząstek od 0,13 do 2,0 cm, wykazali [Hills i Nikano 1984], dla odpadów rolniczych i pozostałości żywności [Sharma i in. 1988] i dla odpadów siszu, w zakresie wielkości cząstek od 2 do 100 mm – [Mshandete i in. 2006].



Rys. 5. Zależności jednostkowej produkcji biogazu i metanu od średnicy zastępczej ziarna mięsa

Fig. 5. Dependence between single biogas and methane production and hydraulic diameter of meat

Wartości JPB i JPM dla próbki o maksymalnym rozdrobnieniu (P-2) były wyższe od wartości wyznaczonych dla próbki odpadów o cząstkach 15 mm (P-6): dla mięsa: o 8 i 2% w warunkach mezofilowych (w warunkach termofilowych miało miejsce około 50% zahamowanie procesu, stąd obserwowane wyższe o około 40% wartości JPB i JPM dla próbki P-2 w porównaniu z próbką P-6 uznano za efekt działania innych czynników).

Stopień rozkładu substancji organicznych zawartych w mięsie w wyniku fermentacji próbek odpadu o różnym uziarnieniu, wyrażony jako zmniejszenie zawartości suchej masy, suchej masy organicznej, ogólnego węgla organicznego i chemicznego zapotrzebowania na tlen przedstawiono w tabeli 8.

Tab. 8. Stopień rozkładu suchej masy, suchej masy organicznej, OWO oraz zmniejszenie wartości ChZT podczas fermentacji mezofilowej i termofilowej próbek mięsa

Table 8. The degree of the degradation of the dry matter and dry organic matter, TOC and COD reduction in the value during mesophilic and thermophilic fermentation of meat

Numer próbki	Stopień rozkładu, %							
	Fermentacja mezofilowa				Fermentacja termofilowa			
	sm	smo	OWO	ChZT	Sm	Smo	OWO	ChZT
P-2	72,6	76,3	64,9	70,8	37,3	38,6	33,8	37,4
P-3	69,9	73,6	65,1	69,8	31,7	32,7	29,5	31,6
P-4	64,8	72,4	65,6	69,8	28,7	30,1	28,0	29,0
P-5	59,3	65,4	56,0	65,6	28,7	30,1	26,6	28,4
P-6	56,7	60,4	59,1	63,2	27,8	28,1	25,3	27,5

Stopień rozkładu odpadów mięsa w procesie fermentacji mezofilowej był bardzo wysoki. W warunkach mezofilowych dla próbki o maksymalnym rozdrobnieniu oraz próbek o ziarnach 2,5 i 5 mm był on porównywalny i wyraźnie mała dla próbek o ziarnach 10 i 15 mm. Dla próbek P-2, P-3 i P-4 zawartość suchej masy zmniejszała się o od 72,6 do 64,8%, suchej masy organicznej o od 76,3 (P-2) do 72,4% (P-4), OWO o około 65%, a wartość ChZT o około 70%. Dla próbek o ziarnach 15 mm (P-6) wartości wskaźników były o od 6,5 (OWO i ChZT) do 12% niższe (smo). W procesie fermentacji termofilowej zmniejszenie zawartości suchej masy, suchej masy organicznej, OWO oraz wartości ChZT również w małym stopniu zależało od wielkości cząstek odpadów. Wartości wskaźników stopnia rozkładu były jednak o od 42 do 53% niższe w porównaniu z fermentacją mezofilową, co potwierdza 50% zahamowanie procesu ustalone w oparciu o wartości JPB i JPM.

WNIOSKI

Wyniki przeprowadzonych badań pozwalają stwierdzić, że:

1. Tkanka zwierzęca jest materiałem bardzo łatwo ulegającym biodegradacji w warunkach beztlenowych; okresowa fermentacja mezofilowa mięsa pro-

- wadzona przy niskim obciążeniu komory ładunkiem $2,7 \text{ g sm/dm}^3$ ($2,6 \text{ g smo/dm}^3$) zakończyła się po 25 dniach.
2. Fermentacja odpadu w termofilowym zakresie temperatury przy 4 krotnie wyższym obciążeniu komory ładunkiem ($11,5 \text{ g sm/dm}^3$; $11,0 \text{ g smo/dm}^3$) była hamowana przez wysokie stężenie kwasów lotnych w fermentowanej mieszaninie. Stopień zahamowania procesu oszacowano na 50%
 3. Rozdrobnienie odpadów łatwo ulegającym biodegradacji takich jak mięso w niewielkim stopniu wpływa na efektywność ich fermentacji.

LITERATURA

1. AAT, 2010. Abwasser- und Abfalltechnik GmbH, Austria, informacja własna.
2. CECCHI F., PAVAN P., MATA-ALVAREZ J., BASSETTI A., COZZOLINO C., 1991. Anaerobic digestion of municipal solid waste: thermophilic versus mesophilic performance at high solids. *Waste Management Res*, 9: 305-315.
3. DUARTE A.C., ANDERSON G.K., 1982. Inhibition Modelling in Anaerobic Digestion, *Wat. Sci. Technol.*, 14: 749-763.
4. GRADY C.P.L., DAIGGER G.T., LIN H.C., 1999. *Biological Wastewater Treatment*, Marcel Dekker, Inc., New York.
5. HEIDRICH ZB., NIEŚCIER A., 1999. Stabilizacja beztlenowa osadów ściekowych. Wyd. PZLiTS, Monografie, Seria Wodociągi i Kanalizacja nr 4, Warszawa.
6. HILLS DJ, NIKANO K., 1984. Effects of particle size on anaerobic digestion of tomato solid wastes, *Agric Wastes*, 10: 285-95.
7. IMHOFF K., IMHOFF K.R., 1996. Kanalizacja miast i oczyszczanie ścieków. Poradnik. Oficyna Wydawnicza Projprzem-EKO, Bydgoszcz.
8. JÓŹWIAK M., 2009. Biogazownie TAIEX.
9. LEESCHBER R., LOLL U., 1996. Klärschlamm. *ATV-Handbuch*. Wyd.4., Ernst & Sohn Verlag, Berlin.
10. MALINA J.F., POHLAND F.D., 1992. Design of Anaerobic Processes for the Treatment of Industrial and Municipal Wastes. Technomic Publishing Co. Inc, 7: 3-33.
11. MSHANDETE A., BJÖRNSSON L., KIVAISIA A.K., RUBINDA-MAYUGIA M.S.T., MATTIASSON B., 2006. Effect of particle size on biogas yield from sisal fibre waste, *Renewable Energy*, 31: 2385-2392.
12. ONISZK-POPLAWSKA A., MROCZKOWSKI P., 2010. Stan i kierunki rozwoju sektora biogazu w Polsce, *Czysta Energia*, 7-8.
13. PZLiTS, 1997. Poradnik eksploatatora oczyszczalni ścieków, ISBN 83-902173-5-X, Poznań.

14. PALMOWSKI L., MÜLLER J., 1999. Influence of the size reduction of organic waste on their anaerobic, in: Mata-Alvarez J., Tilche A., Cecchi F. (Eds.), Proceedings of the Second International Symposium on Anaerobic Digestion of Solid Wastes, Barcelona, I: 136-144, 15-18 June 1999.
15. PALMOWSKI L., MÜLLER J., 2000. Influence of the size reduction of organic waste on their anaerobic digestion, Water Sci. Technol., 41 (3): 155-162.
16. PALMOWSKI L., MÜLLER J., 2003. Anaerobic degradation of organic materials – significance of the substrate surface area, Water Sci. Technol., 47 (12): 231-238.
17. SHARMA, S.K., MISHRA, I.M., SHARMA, M.P., SAINI, J.S., 1988. Effect of particle size on biogas generation from biomass residues, Biomass, 17: 251-263.
18. THOMÉ-KOZMIENSKY K.J., 1995. Biologische Abfallbehandlung. EF-Verlag für Energie- und Umwelttechnik, Berlin.

INFLUENCE OF MEAT SIZE REDUCTION ON THE YIELD OF DIGESTION PROCESS

S u m m a r y

This article presents the results of research on the impact of fragmentation on performance of meat methane fermentation process, performed under meso-and thermophilic. It has been shown that in mesophilic fermentation and thermophilic fragmented waste is not significantly affected by the amount and composition of the produced biogas. It is noted, however, that the production of biogas in mesophilic conditions compared to thermophilic conditions was 2.0 to 2.6 times greater.

Key words: mesophilic fermentation, termophilic fermentation, biogas, meat

EWA OGIOŁDA*, MACIEJ KOZACZEK**

CHARAKTERYSTYKA ZUŻYCIA WODY W SYSTEMACH WODOCIĄGOWYCH „WILKÓW” I „BOREK” W GMINIE GŁOGÓW

Streszczenie

Zużycie wody jest istotnym parametrem charakteryzującym system zaopatrzenia w wodę. Analiza wartości z 16 lat eksploatacji dwóch systemów pozwoliła na obliczenie wartości wskaźników jednostkowego średniego zużycia, współczynników nierównomierności godzinowej i dobowej oraz sformułowanie wniosków dotyczących czynników warunkujących nierównomierność w czasie doby, tygodnia i roku.

Słowa kluczowe: system zaopatrzenia w wodę, zapotrzebowanie na wodę, zużycie wody

WSTĘP

Podstawą projektowania poszczególnych elementów systemów zaopatrzenia w wodę jest wielkość zapotrzebowania na wodę obliczana w okresie perspektywicznym, uwzględniająca potrzeby wszystkich odbiorców, a analiza zużycia wody umożliwia porównanie wartości prognostycznych ze stanem rzeczywistym oraz przeprowadzenie analizy przyczyn i skutków ewentualnych rozbieżności. Istotnym parametrem jest także nierównomierność poboru wody z uwzględnieniem jej zmienności w cyklu rocznym, tygodniowym czy dobowym. Na wielkość zużycia wody wpływ mają różnorodne czynniki – powszechną tendencją jest jego zmniejszanie, które może wynikać ze wzrostu świadomości potrzeby oszczędzania zasobów wodnych, ale również ze wzrostu cen wody [Bergel et al., 2007; Żuchowicki, Kuczyński 2009].

Analiza zużycia wody oraz czynników warunkujących jego zmienność pozwala na prowadzenie prawidłowej eksploatacji sieci wodociągowej oraz racjo-

* Uniwersytet Zielonogórski, Wydział Inżynierii Lądowej i Środowiska,
Instytut Inżynierii Środowiska

** Absolwent kierunku Inżynieria Środowiska Uniwersytetu Zielonogórskiego

nalizację kosztów jej utrzymania, a także na prognozowanie zużycia wody w przyszłości. Pozwoli to na prawidłowe działania eksploatacyjne dotyczące systemu zaopatrzenia w wodę oraz odprowadzenia i oczyszczania ścieków.

CHARAKTERYSTYKA SYSTEMÓW WODOCIĄGOWYCH „BOREK” I „WILKÓW”

Systemy wodociągowe, będące obiektem badań, należą do gminy Głogów, która leży w północnej części województwa dolnośląskiego. Wszystkie miejscowości w tej gminie podłączone są do sieci wodociągowych, a woda czerpana jest z poziomów czwartorzędowego i trzeciorzędowego. Na terenie gminy istnieją 4 systemy wodociągowe: „Borek”, „Wilków”, „Turów” i „Serby”.

System wodociągowy „Borek” obejmuje cztery miejscowości położone w południowej części gminy Głogów: Borek, Bytnik, Przedmoście i Zabornia. Większość odbiorców wody na tym obszarze prowadzi małe i średnie gospodarstwa rolne, zajmujące się głównie uprawą roślin. Od 2003 roku nastąpił znaczny rozwój budownictwa jednorodzinnego, który spowodował rozbudowę infrastruktury technicznej oraz wzrost zapotrzebowania na wodę.

System wodociągowy „Wilków” położony w północnej części gminy Głogów swoim zasięgiem obejmuje miejscowości: Wilków, Klucze, Krzekotów i Serby Stare. Głównymi odbiorcami wody są gospodarstwa domowe. Większość mieszkańców zaopatrywanych przez ten system prowadzi gospodarstwa rolne, z przewagą upraw rolniczych.

Woda dla obu systemów ujmowana jest z dwóch studni głębinowych i podlega procesom uzdatniania w technologii filtrów pospiesznych. Zostaje natleniona w aeratorach, podlega odmanganieniu i odżelazieniu na filtrach, a następnie poprzez zestawy hydroforowe podawana jest do sieci (2 filtry pospieszne – odżelaziacze, 3 filtry pospieszne – odmanganiacze, zestaw hydroforowy – 2 zbiorniki po 100 m³).

Sieci wodociągowe zbudowane w latach 1983-1985 z rur PVC o średnicach 80-160 mm tworzą układy otwarte rozgałęzieniowe, przyłącza wodociągowe wykonane są z rur stalowych ocynkowanych oraz rur PEHD.

METODYKA BADAŃ

Analiza miała na celu wyznaczenie, w oparciu o zarejestrowane w ciągu 16 lat wielkości zużycia wody w miejscowościach dwóch systemów wodociągowych, wartości jednostkowych średnich wskaźników zużycia wody oraz określenie czynników wpływających na zmienność jej zużycia. Podzielono ją na etapy dotyczące:

- ustalenia liczby mieszkańców,

- określenia wielkości zużycia wody,
- obliczenia jednostkowych wskaźników zużycia wody,
- określenia współczynników nierównomierności,
- wskazania czynników wpływających na nierównomierność zużycia w ciągu roku, tygodnia i doby.

Jednostkowe wskaźniki zużycia wody obliczono korzystając ze wzoru [Szpindor 1992]:

$$q_j = \frac{Q_{d\ sr}}{M} \quad (1)$$

Obliczenia współczynników nierównomierności dobowej i godzinowej wykonano przy pomocy następujących formuł:

$$N_d = \frac{Q_{d\ max}}{Q_{d\ sr}} \quad (2)$$

$$N_h = \frac{Q_{h\ max}}{Q_{h\ sr}} \quad (3)$$

gdzie:

q_j – jednostkowy wskaźnik zapotrzebowania na wodę, $\text{dm}^3 \cdot \text{M}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$,

M – liczba mieszkańców,

$Q_{d\ sr}$ – średnie dobowe zapotrzebowanie na wodę, $\text{m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$,

$Q_{d\ max}$ – maksymalne dobowe zapotrzebowanie na wodę, $\text{m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$,

$Q_{h\ sr}$ – średnie godzinowe zapotrzebowanie na wodę, $\text{m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$,

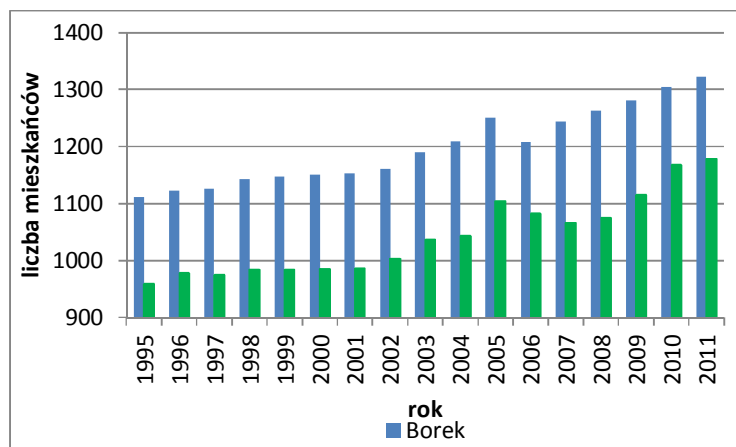
$Q_{h\ max}$ – maksymalne godzinowe zapotrzebowanie na wodę, $\text{m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$,

N_d – współczynnik nierównomierności dobowej,

N_h – współczynnik nierównomierności godzinowej.

ANALIZA WYNIKÓW BADAŃ

Obliczenia i analizę zużycia wody na potrzeby mieszkańców w gminach „Borek” i „Wilków” przeprowadzono dla danych z lat 1995 – 2011 udostępnionych przez Referat Obsługi Wodno-Kanalizacyjnej Urzędu Gminy w Głogowie. Na wstępie określono zmienność liczby odbiorców – uwzględniono mieszkańców zameldowanych na pobyt stały, których gospodarstwa domowe podłączone są do systemu wodociągowego, nie zostały ujęte gospodarstwa korzystające z własnych ujęć wody. Dane przedstawiają stan z dnia 31 grudnia poszczególnych lat. Zestawienie liczby mieszkańców w obu systemach przedstawiono na rys. 1.

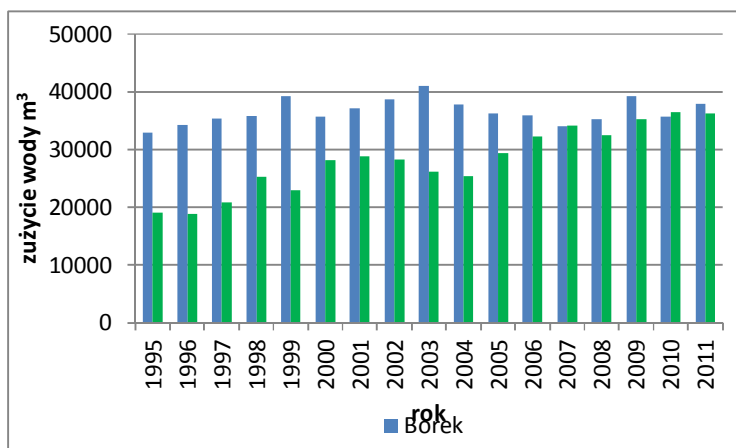


Rys. 1. Zmienność liczby mieszkańców w systemach wodociągowych „Borek” i „Wilków”

Fig. 1 Number of inhabitants in water supply systems „Borek” and „Wilków”

Analiza liczby mieszkańców w badanym okresie wykazuje jednostajny wzrost zaludnienia. Średnia liczba mieszkańców w jednym gospodarstwie domowym w obu systemach wodociągowych w badanym okresie kształtowała się na poziomie 3,9-4,0.

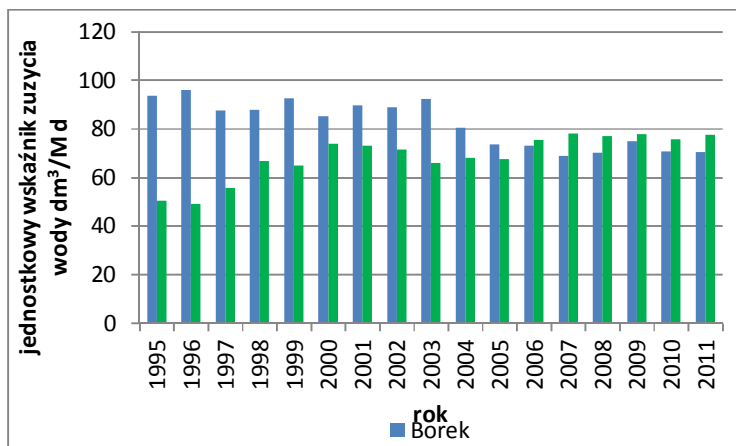
Na podstawie danych z poszczególnych gospodarstw domowych opracowano zestawienie wielkości rocznego zużycia wody w każdym z systemów (rys.2).



Rys. 2. Roczne zużycie wody w systemach „Borek” i „Wilków”

Fig.2. Annual water consumption in systems „Borek” and „Wilków”

Kolejnym etapem analizy były obliczenia jednostkowych wskaźników zużycia wody w obu systemach wodociągowych w poszczególnych latach, które wykonano przy pomocy wzoru (1), a ich wyniki przedstawiono na rys. 3.



Rys. 3. Zmienność jednostkowego wskaźnika zużycia wody w systemach wodociągowych „Wilków” i „Borek”

Fig. 3. Unit water consumption coefficients in systems „Borek” and „Wilków”

Na podstawie przedstawionych powyżej danych dotyczących zużycia wody i liczby mieszkańców z lat 1995 - 2011 obliczono średnie wartości jednostkowego wskaźnika zapotrzebowania na wodę w analizowanym okresie. Dla systemu wodociągowego „Borek” jego wartość wynosi $q = 82,2 \text{ dm}^3 \cdot \text{M}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$, a dla systemu wodociągowego „Wilków” $q = 68,8 \text{ dm}^3 \cdot \text{M}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$.

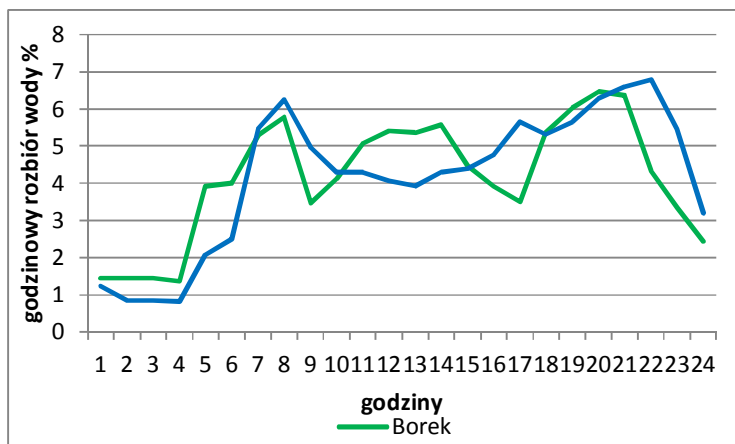
Wartości zapotrzebowania godzinowego i dobowego były podstawą obliczenia współczynników nierównomierności godzinowej i dobowej, do którego użyto wzorów (2) i (3), a wyniki zamieszczono w tab. 1.

Tab. 1. Godzinowe i dobowe zużycie wody oraz współczynniki nierównomierności w poszczególnych systemach

Tab. 2. Hourly and daily water consumption and irregularity coefficients in both systems

System wodociągowy	$Q_{h\max}$ $\text{m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$	$Q_{h\text{sr}}$ $\text{m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$	N_h	$Q_{d\max}$ $\text{m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$	$Q_{d\text{sr}}$ $\text{m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$	N_d
„Borek”	21,20	13,64	1,55	368,78	198,56	1,3
„Wilków”	10,74	63,59	1,62	283,67	116,89	1,7

Przeprowadzono także analizę nierównomierności zużycia wody w różnych przedziałach czasu – w pierwszej kolejności w czasie doby. Wartości procentowe zużycia wody w kolejnych godzinach zamieszczono na rys. 4.

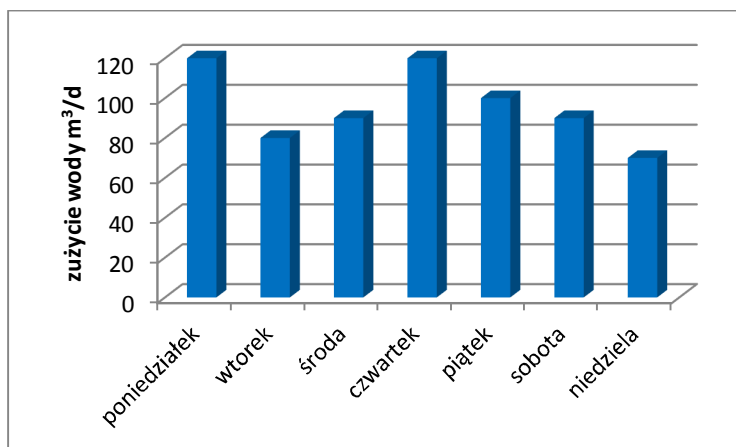


Rys. 4. Rozkład godzinowy zużycia wody w systemach „Wilków” i „Borek”
 Fig. 4. Hourly timetable of water consumption in systems „Borek” and „Wilków”

Z analizy nierównomierności zużycia wody w ciągu doby wynika, że rozkład godzinowy w obu systemach jest nieco odmienny – dla systemu „Wilków” widoczne są 2 szczyty poboru wody: poranny i wieczorny, a w przypadku systemu „Borek” zauważalny jest dodatkowo szczyt w godzinach południowych. Zmniejszony rozbiór w godzinach nocnych występuje między 23 a 4. Widoczne są charakterystyczne dla zużycia wody w gospodarstwach wiejskich godziny ze zwiększonym rozbiorem, co związane jest z porą pojenia zwierząt, czynnościami sanitarnymi oraz pracami związanymi z przygotowaniem pasz.

Zróznicowanie zużycia wody w obu systemach w obrębie kolejnych dni tygodnia i w poszczególnych kwartałach roku poddano analizie opartej na wynikach pomiarów wydajności stacji uzdatniania (rys. 5).

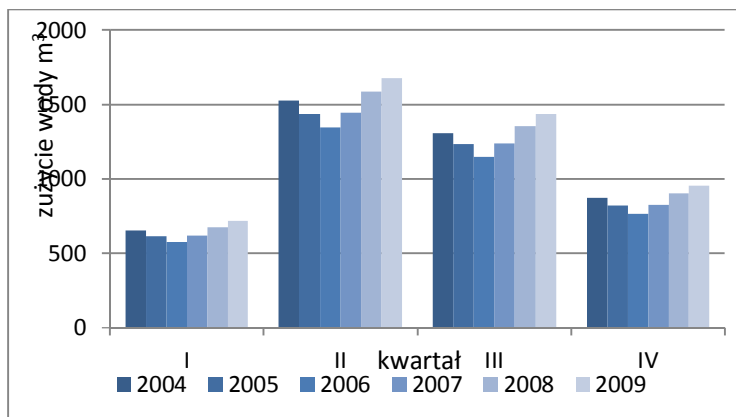
Zmienność zużycia tygodniowego charakteryzuje wzrost rozbioru wody w poniedziałki i czwartki, który może być związany z przygotowaniem płodów rolnych na sprzedaż w dniu następnym – targ warzywno-owocowy odbywa się we wtorek i piątek. Zmniejszone zużycie w niedziele wynika zaś ze mniejszej ilości prac wykonywanych w obrębie gospodarstwa domowego.



Rys. 5. Zużycie wody w poszczególnych dniach tygodnia
Fig. 5. Water consumption in days of the week

Zróżnicowanie zużycia wody w ciągu roku przedstawiono na wykresie 6.

Z analizy nierównomierności zużycia wody w ciągu roku wynika, że największe zużycie wody następowało w miesiącach letnich, co spowodowane było zwiększeniem ilości wody do pojenia zwierząt gospodarskich, dokonywaniem oprysków środkami ochrony roślin oraz podlewaniem upraw. Najmniejsze zużycie wody zaobserwowano w okresie zimy, kiedy woda jest używana głównie do celów bytowo – gospodarczych.



Rys. 6. Struktura zużycia wody w kwartałach w latach 2004-2009
Fig. 6. Water consumption in 2004-2009

WNIOSKI

Analiza wielkości zużycia wody w systemach wodociągowych „Borek” i „Wilków” przeprowadzona została na podstawie danych z lat 1995-2011. Jej wyniki potwierdziły, że na zmienność zużycia wody wpływają różne czynniki.

Obliczono wartości jednostkowych średnich wskaźników zużycia wody dla obu systemów – w przypadku systemu wodociągowego „Borek” jego wartość wynosi $q = 82,2 \text{ dm}^3 \cdot \text{M}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$, a w systemie „Wilków” $q = 68,8 \text{ dm}^3 \cdot \text{M}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$. Są one znacznie niższe niż podawane w Rozporządzeniu Ministra Infrastruktury, bliskie wartościom uważanym za graniczne do utrzymania odpowiedniego poziomu życia mieszkańców, ale nie osiągają tak niskiego poziomu, jak w innych analizowanych wodociągach wiejskich [Bugajski, Kaczor 2007].

Przeprowadzona analiza pozwoliła na potwierdzenie występowania cyklu tygodniowego zużycia wody, w przebiegu którego najwyższe wartości zużycia występują w poniedziałki i czwartki, a najniższe w niedziele.

Dla każdego z systemów określono charakterystykę zmienności zużycia w ciągu doby – dla systemu „Wilków” widoczne są 2 szczyty poboru wody: poranny i wieczorny, w systemie „Borek” zauważalny jest dodatkowo wzrost w godzinach południowych.

Obliczone wartości współczynników nierównomierności zużycia wody godzinowe i dobowe mieszczą się w zakresach podawanych przez Wytyczne z 1991 r.

Sezonowe wahania, zróżnicowanie w czasie tygodnia czy doby potwierdzają, że istotny wpływ na nierównomierność zużycia wody mają czynniki związane z pracami prowadzonymi w gospodarstwach rolnych.

Zdecydowanie mniejsze od założeń projektowych zużycie wody w systemach wodociągowych powoduje wzrost kosztów stałych utrzymania urządzeń wodociągowych. Następuje także zmniejszenie stopnia wykorzystania przewodów wodociągowych, co powoduje zwiększenie czasu przepływu wody oraz niekorzystnie wpływa na jakość wody znajdującej się w systemach dystrybucji. Analiza faktycznych ilości zużywanej wody pozwala na dokonywanie korekt w infrastrukturze technicznej oraz na właściwy dobór średnic rurociągów przy inwestycjach nowoprojektowanych, pozwoli także na lepsze planowanie rozbudowy i eksploatacji systemów wodociągowych, a co za tym idzie racjonalizację kosztów.

LITERATURA

1. BERGEL, T.; KACZOR G.; 2007. Wielkość i nierównomierność poboru wody przez pojedyncze gospodarstwa wiejskie. Infrastruktura i Ekologia Terenów Wiejskich nr 1, s. 125-136.

2. BUGAJSKI P.; KACZOR G.; 2007. Struktura zużycia wody przez użytkowników wodociągu w gminie Drwinia. *Infrastruktura i Ekologia Terenów Wiejskich* nr 2, s. 81-88.
3. SZPINDOR A.; 1992. *Zaopatrzenie w wodę i kanalizacja wsi*. Arkady, Warszawa.
4. ŻUCHOWICKI, A.; KUCZYŃSKI, W.; 2009. Analiza porównawcza zmian w rozbiórach wody z uwzględnieniem sposobu jej dostarczania do odbiorców. *Środkowo-Pomorskie Towarzystwo Naukowe Ochrony Środowiska*. Tom 11, s. 781-786.
5. Rozporządzenie Ministra Infrastruktury z dn. 14.01.2002r. w sprawie określenia przeciętnych norm zużycia wody (Dz. U. z dn. 31.01.2002 r.)
6. Wytyczne do programowania zapotrzebowania wody i ilości ścieków w miejskich jednostkach osadniczych. Instytut Gospodarki Przestrzennej i Komunalnej. Warszawa 1991.

CHARACTERISTICS OF WATER CONSUMPTION IN WATER SUPPLY SYSTEMS “WILKÓW” AND “BOREK” IN GŁOGÓW COMMUNE

S u m m a r y

Water consumption is an important parameter of water supply system. Analysis of values measured during 16 years exploitation in 2 systems gave possibility to calculate coefficients of unit demand and water consumption irregularity during one day, week and year.

Key words: water supply system, water demand, water consumption

EWA OGIOŁDA*, OSWALD STRYCKI**

MODEL SYMULACYJNY KANALIZACJI PODCIŚNieniOWEJ W LUBIECHOWIE

Streszczenie

Jednym ze sposobów odprowadzania ścieków na terenach wiejskich jest kanalizacja podciśnieniowa. W artykule omówiono zasadę działania systemu i metodykę wymiarowania poszczególnych jego elementów na przykładzie sieci kanalizacyjnej w Lubiechowie. Przedstawiono także możliwość opracowania przy użyciu programu EPANET modelu symulacyjnego będącego narzędziem do analizy różnych wariantów pracy sieci.

Słowa kluczowe: kanalizacja podciśnieniowa, obliczenia symulacyjne

WSTĘP

Odprowadzenie ścieków bytowo-gospodarczych może odbywać się w różny sposób – począwszy od zastosowania systemu bezodpływowego i wywozu ścieków wozami asenizacyjnymi, przez odprowadzenie grawitacyjne, po zastosowanie kanalizacji niekonwencjonalnej – ciśnieniowej lub podciśnieniowej [Heidrich et al., 2008].

Kanalizacja podciśnieniowa może znaleźć zastosowanie, gdy występuje wysoki poziom wód gruntowych. Rozwiązanie to jest zalecane na terenach płaskich, słabo zurbanizowanych o zabudowie rozproszonej. Przepływ ścieków jest wymuszony przez działanie pomp próżniowych. Ścieki z budynku przepływają grawitacyjnie przykanalikiem do węzła opróżniającego z zaworem opróżniającym. Gdy poziom ścieków w studziencie osiąga maksimum, następuje otwarcie zaworu, zassanie ścieków i powietrza do zbiorczego rurociągu podciśnieniowego, a mieszanina odprowadzana jest do zbiornika podciśnieniowego, skąd pompa przetłacza ścieki przewodem ciśnieniowym do oczyszczalni. Szczelność

* Uniwersytet Zielonogórski, Wydział Inżynierii Lądowej i Środowiska, Instytut Inżynierii Środowiska

** Student kierunku Inżynieria Środowiska Uniwersytetu Zielonogórskiego

systemu eliminuje możliwość skażenia wody gruntowej, zapobiega też drenowaniu terenu.

CHARAKTERYSTYKA SKANALIZOWANEGO OBSZARU

Lubiechów to wieś położona w gminie Małomice, w powiecie żagańskim należącym do województwa lubuskiego, zamieszkała przez 216 mieszkańców (stan z 31.12.2012r.). Obszar Lubiechowa charakteryzuje się nizinnym ukształtowaniem terenu – deniwelacja terenu wynosi 7,29 m; najwyższa rzędna terenu przyjmuje wartość 130,74 m n.p.m., natomiast najniższa wynosi 123,45 m n.p.m.

Zabudowa terenu składa się przede wszystkim z domków jednorodzinnych i przylegających do nich budynków gospodarczych, znajdują się tam także szkoła, świetlica, remiza strażacka oraz sklep.

W Lubiechowie ścieki bytowo-gospodarcze gromadzone są w przydomowych zbiornikach bezodpływowych i okresowo wywożone taborem asenizacyjnym do oczyszczalni ścieków w Małomicach.

Sieć kanalizacji podciśnieniowej wytrasowano jako dwie gałęzie zbiorczych rurociągów podciśnieniowych A i B. Każda gałąź składa się z głównego zbiorczego rurociągu podciśnieniowego, do którego podłączone zostały boczne zbiorcze rurociągi podciśnieniowe oraz rurociągi podłączeniowe. Gałąź A obejmuje zachodnią, natomiast gałąź B – wschodnią część wsi.

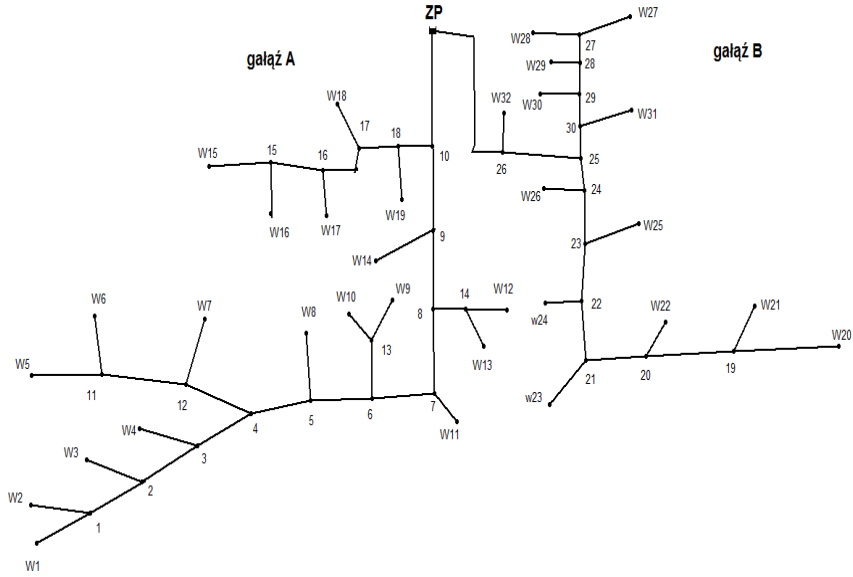
Na terenach posesji rozmieszczone zostały węzły opróżniające, których zadaniem jest gromadzenie ścieków z poszczególnych grup domów. Z węzłów opróżniających wyprowadzone są rurociągi, które łączą węzły ze zbiorczymi rurociągami podciśnieniowymi.

Stację pompowo-próżniową zlokalizowano w północnej części Lubiechowa, z dala od zabudowy, w celu uniknięcia uciążliwości zapachowej. Do stacji doprowadzone zostały zbiorcze rurociągi podciśnieniowe, a dalej rurociągiem tłocznym ścieki transportowane są do oczyszczalni ścieków oddalonej o 3,5 km, znajdujące się w Małomicach.

METODYKA WYMIAROWANIA KANALIZACJI PODCIŚNIENIOWEJ

Dostępne w literaturze metody wymiarowania kanalizacji podciśnieniowej sprowadzają się do spełnienia wymogów, doboru określonych parametrów i średnic przewodów [Kalenik, 2011b]. Długość zbiorczego rurociągu podciśnieniowego nie powinna przekraczać 4 km – w Lubiechowie długość rurociągów gałęzi A wynosi ok. 1204 m, a B – ok. 1335 m. W skład sieci wchodzi 32 węzły opróżniające, które są podłączone do rurociągów zbiorczych w 26 wę-

złąch obliczeniowych, a obie gałęzie doprowadzone są do zbiornika podciśnieniowego (ZP) w stacji próżniowo-pompowej. Graf sieci przedstawiono na rys. 1.



Rys. 1. Graf sieci kanalizacji podciśnieniowej w Lubiechowie
Fig. 1. Graph of vacuum sewer system in Lubiechów

Kolejnym krokiem było obliczenie gęstości zasiedlenia dla pojedynczej gałęzi, do którego zastosowano wzór [Kalenik, 2011b]:

$$G_z = \frac{\sum M_i}{L_g} \quad (1)$$

gdzie:

G_z - gęstość zasiedlenia dla pojedynczej gałęzi, m^{-1} ,

$\sum M_i$ - liczba mieszkańców podłączonych do pojedynczej gałęzi,

L_g - długość pojedynczej gałęzi, m.

Na podstawie obliczonej gęstości zasiedlenia oraz długości poszczególnych gałęzi zbiorczych rurociągów podciśnieniowych dobiera się dla każdego z odcinków sieci proporcje ilościowe powietrza do ścieków f [Kalenik, 2011b]. Wyniki obliczeń dla gałęzi A i B zamieszczono w tabeli 1.

Tab. 1. Parametry do doboru średnic przewodów

Tab. 1. Parameters for pipe diameters calculation

Gałąź	ΣM_i	L_g	G_z	f
	[-]	[m]	[m ⁻¹]	[-]
A	118	1203,45	0,10	4,0-8,0
B	98	1335,07	0,07	5,0-9,0

Na podstawie gęstości zasiedlenia oraz ilości mieszkańców podłączonych na poszczególnych odcinkach zbiorczego rurociągu podciśnieniowego dobrano średnice odcinków zbiorczych rurociągów podciśnieniowych z PE100 – 2184,65 m o średnicy 75 mm, a pozostałe 90 mm.

Po zwymiarowaniu sieci rurociągów podciśnieniowych obliczono objętość zbiornika podciśnieniowego, na którą składa się suma minimalnej objętości ścieków i powietrza [Kalenik, 2011b]:

$$V = V_s + V_p \quad (2)$$

gdzie:

V - objętość zbiornika podciśnieniowego, m³,

V_s - minimalna objętość ścieków w zbiorniku podciśnieniowym, m³,

V_p - minimalna objętość powietrza w zbiorniku podciśnieniowym, m³.

Minimalna objętość ścieków w zbiorniku podciśnieniowym obliczona została ze wzoru [Kalenik, 2011b]:

$$V_s = \frac{0,25 \cdot Q_{sp}}{k_s} \quad (3)$$

gdzie:

Q_{sp} - wydajność pomp ściekowych, m³·h⁻¹,

k_s - liczba załączeń pomp ściekowych w ciągu godziny,

a minimalna objętość powietrza w zbiorniku podciśnieniowym [Kalenik, 2011b]:

$$V_p = \frac{0,25 \cdot Q_{pps} \cdot \frac{(p_{\max} + p_{\min})}{2}}{(p_{\max} - p_{\min}) \cdot k_p \cdot n_p} \quad (4)$$

gdzie:

Q_{pps} - wydajność pomp próżniowych w kanalizacji podciśnieniowej, m³·h⁻¹,

$p_{\min}$ - minimalne bezwzględne ciśnienie w zbiorniku podciśnieniowym, przy którym następuje wyłączenie pomp próżniowych, kPa,

p_{max} - maksymalne bezwzględne ciśnienie w zbiorniku podciśnieniowym, przy którym następuje załączenie pomp próżniowych, kPa,

k_p - liczba załączeń pomp próżniowych w ciągu godziny,

n_p - liczba pomp próżniowych,

V_s - minimalna objętość ścieków w zbiorniku podciśnieniowym, m³.

Wielkość dopływu ścieków obliczono znając liczbę mieszkańców, których domy podłączone są do poszczególnych węzłów opróżniających. Przyjęto, że średnia dobową ilość ścieków na jednego mieszkańca wynosi 150 dm³·d⁻¹, a współczynniki nierównomierności przyjmują wartości $N_d = 2,0$, $N_h = 3,0$ [Wytyczne 1991]. Ilość powietrza obliczono natomiast na podstawie ilości ścieków i proporcji ilościowej powietrza do ścieków.

Do dalszych obliczeń założono następujące parametry:

- liczbę załączeń pomp ściekowych w ciągu godziny $k_s = 1$,
- wartości ciśnienia w zbiorniku podciśnieniowym: $p_{min} = 55$ kPa, $p_{max} = 70$ kPa,
- liczbę załączeń pomp próżniowych w ciągu godziny $k_p = 1$,
- liczbę pomp próżniowych $n_p = 2$ szt.

Wyniki obliczeń wydajności pomp ściekowych i próżniowych oraz parametrów zbiornika podciśnieniowego zamieszczono w tabelach 2 i 3.

Tab. 2. Ilość ścieków i powietrza dopływającego do zbiornika podciśnieniowego

Tab. 2. Amount of wastewater and air flowing to vacuum collection vessel

Gałąź	$Q_{d\acute{s}r}$	Q_{si}	Q_s	Q_{pi}	Q_p	f
	[m ³ ·d ⁻¹]	[dm ³ ·s ⁻¹]				[-]
A	32,40	0,59	1,08	3,30	6,34	5,9
B		0,49		3,04		

Dobrano zbiornik pionowy o objętości $V = 10,25$ m³. Dla uzyskanych wyników spełniony jest warunek $V \geq 3 \cdot V_s$ [Kalenik, 2011b]

Tab. 3. Objętość zbiornika podciśnieniowego

Tab. 3. Volume of vacuum collection vessel

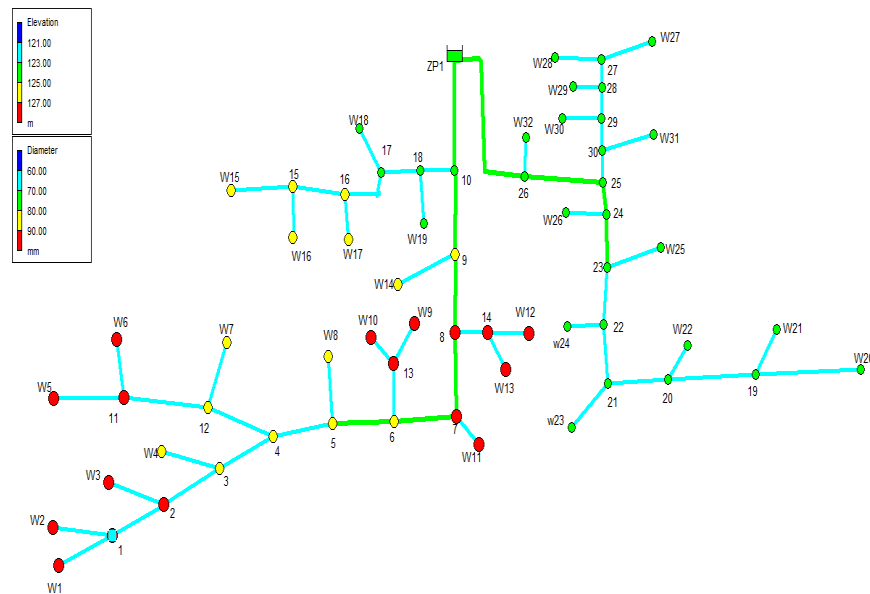
Minimalna objętość ścieków V_s [m ³]	Minimalna objętość powietrza V_p [m ³]	Objętość zbiornika podciśnieniowego V [m ³]	$3 \cdot V_s$ [m ³]
2,25	8,0	10,25	6,75

MODEL SYMULACYJNY

Dla dobranych, zgodnie z omówioną metodyką, średnic przygotowano w programie EPANET, opracowanym przez Dział Zaopatrzenia w Wodę i Gospodarki Wodnej Amerykańskiej Agencji Ochrony Środowiska, model symulacyjny sieci. Punktem wyjścia do obliczeń jest graf sieci oraz dane opisujące poszczególne jego elementy [Rossmann, 2000]:

- dla węzłów: wielkość dopływu ścieków i rzędne osi rurociągu,
- dla odcinków: średnice, długości, współczynniki chropowatości rurociągów,
- dla zbiornika – rzędna ciśnienia.

Na rys. 2. zamieszczono graf, na którym przedstawiono wartości rzędnych osi rurociągu w węzłach i średnice poszczególnych odcinków przewodów.



Rys. 2. Graf sieci kanalizacyjnej w Lubiechowie z rzędnymi osi i średnicami rurociągów
Fig. 2. Graph of sewer system in Lubiechów with elevation and pipes diameters

Rezultatami obliczeń są wartości podciśnienia w węzłach sieci, natężenia i prędkości przepływu oraz straty ciśnienia w poszczególnych rurociągach. Dane wejściowe i wyniki obliczeń przedstawiane są zarówno w formie tabelarycznej, jak i graficznej (grafy, profile linii ciśnień, rozkłady ciśnienia itd.) [Rossmann, 2000].

Program umożliwia wybór jednej z trzech formuł, przy pomocy których

następuje obliczanie strat ciśnienia: Darcy-Weisbacha, Hazena-Williamsa i Chezy-Manninga. W prezentowanych obliczeniach wybrano formułę Darcy-Weisbacha [Kalenik, 2011a]:

$$\Delta h = \left(\sum \zeta + \lambda \frac{l}{d} \right) \frac{v^2}{2g} \quad (5)$$

gdzie:

Δh - strata ciśnienia w rurociągu, m,

ζ - współczynnik oporów miejscowych,

λ - współczynnik liniowych oporów tarcia,

l - długość rurociągu, m,

d - średnica wewnętrzna rurociągu, m,

v - prędkość przepływu, $\text{m} \cdot \text{s}^{-1}$,

g - przyspieszenie ziemskie, $\text{m} \cdot \text{s}^{-2}$.

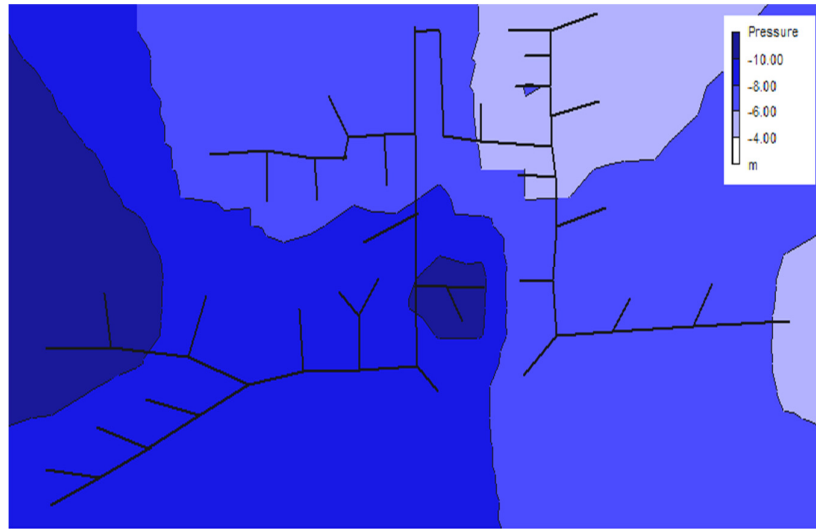
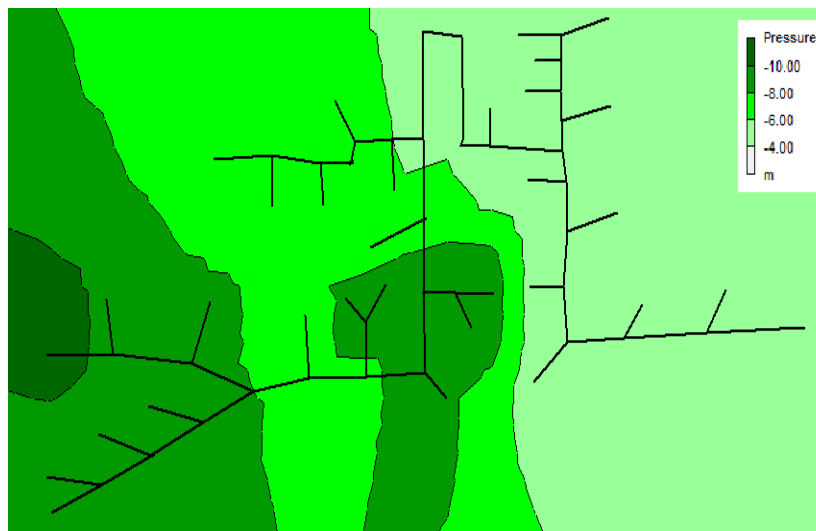
W obliczeniach przyjęto współczynnik chropowatości bezwzględnej $k = 0,1 \text{ mm}$, a kinematyczny współczynnik lepkości ścieków $\nu = 1,04 \cdot 10^{-6} \text{ m}^2 \cdot \text{s}^{-1}$ [Siwiec et al., 2001].

Dla właściwego działania sieci kanalizacji podciśnieniowej niezbędne jest utrzymanie podciśnienia na odpowiednim poziomie - węzeł opróżniający będzie pracował prawidłowo, gdy minimalne podciśnienie na podłączeniu będzie wynosić 2 m [Kalenik, 2004].

Dla opracowanego modelu symulacyjnego przeprowadzono obliczenia wariantów pracy sieci zróżnicowanych pod względem ciśnienia w zbiorniku podciśnieniowym i liczby otwartych zaworów próżniowych.

W pierwszej kolejności przeprowadzono obliczenia przy założeniu, że otwarte są wszystkie zawory próżniowe, a podciśnienia w zbiorniku utrzymywane jest na poziomie 7 m (wariant 1). Wyniki przedstawione na rys. 3 pokazują rozkład podciśnienia na całym obszarze. Wskazują na to, że sieć będzie pracować prawidłowo, a minimalne podciśnienie – 5,76 m - umożliwi zassanie ścieków we wszystkich węzłach opróżniających.

Kolejny wariant obliczeniowy zmodyfikowano zakładając, że otwarte są tylko skrajne zawory próżniowe, a podciśnienie w zbiorniku utrzymywane jest na poziomie 5,5 m. Zakres obliczonego podciśnienia na całym obszarze przedstawiono na rys. 4. Przy takich założeniach sieć będzie również pracować prawidłowo, a najniższe podciśnienie wyniosło 4,61 m.

*Rys. 3. Rozkład podciśnienia w sieci (variant 1)**Fig. 3. Contour plot of negative pressure in sewer system (variant 1)**Rys. 4. Rozkład podciśnienia w sieci (variant 2)**Fig. 4. Contour plot of negative pressure in sewer system (variant 2)*

WNIOSKI

W artykule przedstawiono, na przykładzie sieci w Lubiechowie, metodykę wymiarowania sieci kanalizacji podciśnieniowej – ustalenie natężenia przepływu ścieków, dobór średnic przewodów i ilości powietrza oraz objętości zbiornika podciśnieniowego. Zakres średnic w zaprojektowanej sieci, odprowadzającej ścieki od 216 osób mieści się w zakresie 75-90 mm, a objętość całkowita zbiornika wynosi 10,25 m³.

Na podstawie otrzymanych wyników opracowano w programie EPANET model symulacyjny pozwalający na przeprowadzanie różnych wariantów obliczeń, a ich rezultaty pozwalają na przeprowadzenie analizy sieci w szerszym zakresie niż w typowych obliczeniach projektowych.

Na uzyskane wyniki wartości podciśnienia w poszczególnych węzłach opróżniających wpływ mają zarówno podciśnienie w zbiorniku próżniowym, jak i topografia terenu. Wartości ulegają także zmianom, w zależności od liczby otwartych jednocześnie zaworów opróżniających. Uzyskane wyniki potwierdzają, że sieć przy założonych parametrach pracować będzie prawidłowo, a przygotowany model symulacyjny jest bardzo dobrym narzędziem do przeprowadzenia kolejnych wariantów obliczeń.

LITERATURA

1. HEIDRICH, Z.; PODEDWORNA, J.; KALENIK, M.; STAŃKO, G.; 2008. Sanitacja wsi. Warszawa.
2. KALENIK, M.; 2004. Hydrauliczne warunki działania kanalizacji podciśnieniowej. *Gaz, Woda i Technika Sanitarna* nr 4, s. 125-130.
3. KALENIK, M.; 2011a. Analiza porównawcza strat ciśnienia w rurach z PVC i PE modelowanych wzorami Darcy - Weisbacha i Hazena - Williamsa. *Gaz, Woda i Technika Sanitarna* nr 10, s. 407-410.
4. KALENIK, M.; 2011b. Niekonwencjonalne systemy kanalizacji. Wydawnictwo SGGW. Warszawa.
5. ROSSMANN, L.; 2000. EPANET 2, Users Manual. National Risk Management Research Laboratory Office of Research and Development U. S. Environmental Protection Agency, Cincinnati.
6. SIWIEC, T.; KALENIK, M.; MORAWSKI, D.; MAJKA, B.; 2001. Modyfikacja metody obliczania oporów hydraulicznych ciśnieniowego przepływu ścieków. *Instal* nr 11, s. 23-26.
7. Wytyczne do programowania zapotrzebowania wody i ilości ścieków w miejskich jednostkach osadniczych. Instytut Gospodarki Przestrzennej i Komunalnej. Warszawa 1991.

SIMULATION MODEL OF VACUUM SEWER SYSTEM IN LUBIECHÓW

S u m m a r y

One of wastewater transport methods applied for a small number of houses in villages is vacuum system. In this paper its rules of operation and calculation of system elements in Lubiechów were shown. Results of calculation and possibilities of simulation model prepared in EPANET advantages were also presented.

Key words: vacuum sewer system, simulation calculation

**EWA PORA, JAROSŁAW KASZUBKIEWICZ,
DOROTA KAWAŁKO, MATEUSZ CUSKE***

**WPŁYW WIELKOŚCI ZASOLENIA ORAZ NACISKU GLEBY
NA WŁAŚCIWKOŚCI RETENCYJNE
WYBRANEGO SUPERABSORBENTU**

Streszczenie

Główną zaletą superabsorbentów jest zdolność magazynowania roztworów. Dodatek hydrożelu do gleby ogranicza stres u roślin wynikający z niedostatków wody. Czynniki zewnętrzne tj. nacisk gleby oraz zasolenie roztworu glebowego wpływają ograniczająco na retencję wody przez SAPy.

Słowa kluczowe: superabsorbent, nacisk, zasolenie

WSTĘP

Superabsorbenty (hydrożele, SAPy) są stosowane w wielu gałęziach przemysłu. Szczególne znaczenie odgrywają w rolnictwie [Omidian, 1998] oraz ogrodnictwie [Hadam i inni, 2011], gdzie są wykorzystywane od lat '80 [Rosa i inni, 2012] w celu poprawy właściwości wodnych gleb [Ekebaf, 2011]. Wynika to przede wszystkim z ich zdolności do magazynowania dużych ilości wody (nawet 1000 razy więcej niż ważą w stanie suchym) [Karadag, 2002]. Zasolenie oraz nacisk gleby może ograniczać magazynowanie wody przez SAPy [Mohan, 2005].

Celem przeprowadzonych badań było określenie jednoczesnego działania dwóch czynników na właściwości superabsorbentów: nacisku zdeponowanej masy gleby oraz roztworu glebowego o zróżnicowanym zasoleniu ($216 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$ oraz $347 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$).

* Uniwersytet Przyrodniczy we Wrocławiu, Wydział Przyrodniczo-Technologiczny, Instytut Nauk o Glebie i Ochrony Środowiska

MATERIAŁ I METODY

Doświadczenie zostało przeprowadzone z wykorzystaniem superabsorbentu Aquaterra 20-40. Sorbent ten ma postać białych grudek o średnicy ok. 2 mm w stanie suchym oraz 10 mm po nawilżeniu. Pod względem chemicznym jest to usieciowiony poliakrylan potasu.

Badania zostały przeprowadzone za pomocą aparatów Wasiliewa w kontrolowanych warunkach laboratoryjnych. W aparacie umieszczano 0,3 g sorbentu w stanie suchym, nałożono na niego obciążenie, a następnie doprowadzano wodę destylowaną lub roztwór. Pomiary były dokonywane po upływie 24 godzin. Każdy pomiar został wykonany dwa razy a następnie wyniki uśredniono. Zastosowano nacisk od 0 do 1812 N/m² (co odpowiada umieszczeniu hydrożelu w górnej lub środkowej części poziomu akumulacyjnego gleby).

Określono wpływ jednoczesnego działania nacisku oraz dwóch roztworów glebowych o zasoleniu 216 mg·dm⁻³ oraz 347 mg·dm⁻³. Próbą kontrolną była woda destylowana o zawartości soli 11 mg·dm⁻³. Zasolenie roztworów zmierzono konduktometryczne (stosunek wody do gleby wynosił 1:5).

Roztwór glebowy o zasoleniu 216 mg·dm⁻³ pobrano z poziomu akumulacyjnego (A) gleby należącej do typu gleb rdzawych o składzie granulometrycznym piasku słabo gliniastego. Glebę pobrano na polu ornym w rejonie stacji doświadczalnej UP Swojec. Roztwór pozyskiwano przy zastosowaniu podciśnienia 20 kPa.

Roztwór glebowy o zasoleniu 347 mg·dm⁻³ pozyskano z poziomu akumulacyjnego (A) gleby należącej do typu czarnych ziem o składzie granulometrycznym gliny średniej pylastej przy zastosowaniu podciśnienia 20-50 kPa.

Skład granulometryczny pobranych gleb określono metodą Casagrande'a w modyfikacji Prószyńskiego.

W oparciu o skład pozyskanych roztworów glebowych wytworzone zostały roztwory o analogicznym składzie, które posłużyły do nasycania sorbentów. Badane były zatem właściwości wodne superabsorbentów wysycanych roztworami zbliżonymi do naturalnie występujących w glebach.

WYNIKI I DYSKUSJA

Otrzymane wyniki przedstawiono w formie wykresu (rys. 1). Do otrzymanych punktów dopasowano linię trendu metodą najmniejszych kwadratów według równania:

$$y = \frac{a}{(x + b)}$$

gdzie:

y - oznacza liniowy przyrost objętości superabsorbentu, mm

x - nacisk wywierany na sorbent, Nm^{-2}

a,b - współczynniki liczbowe równania

Wartości współczynników a i b dla poszczególnych retencjonowanych roztworów przedstawiono w tab. 1.

Tab.1. Wartości współczynników a i b linii trendu wg metody najmniejszych kwadratów

Tab.1. The values of coefficients a and b trend line by the method of least squares

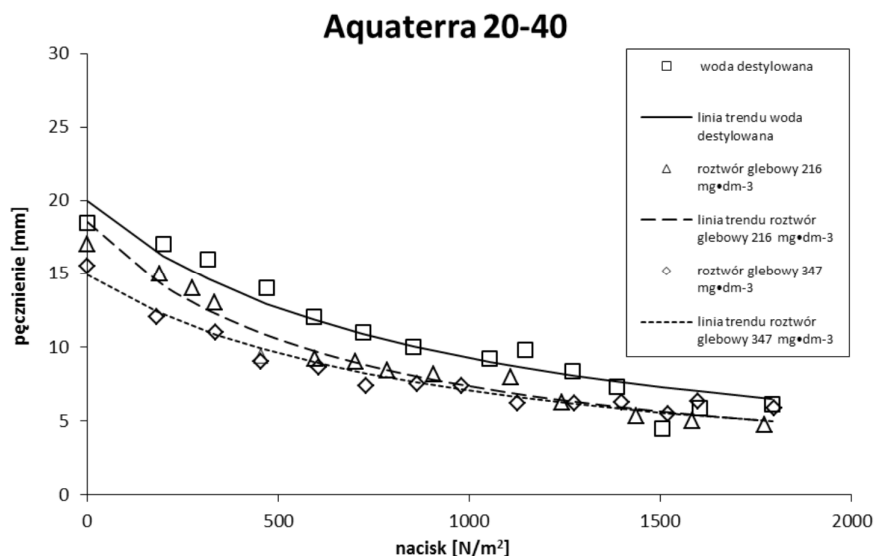
Współczynnik	Woda destylowana	Roztwór 216 $\text{mg}\cdot\text{dm}^{-3}$	Roztwór 347 $\text{mg}\cdot\text{dm}^{-3}$
a	17257,1	12629,1	13302,2
b	864,4	706,9	893,9

SAPy retencjonują wodę nawet pod wpływem pewnego nacisku [Kiatkamjornwong, 2007; Zheng, 2007]. Otrzymane krzywe obrazują wpływ jednoczesnego działania nacisku oraz wybranego roztworu (wody destylowanej, roztworu glebowego o zasoleniu 216 $\text{mg}\cdot\text{dm}^{-3}$ lub 347 $\text{mg}\cdot\text{dm}^{-3}$). Superabsorbent wykazał największą retencję podczas sorpcji wody destylowanej przy zerowym nacisku. Nawet niewielkie obciążenie (rzędu 181 N/m^2) ograniczało pęcznienie hydrożelu. Przy nacisku 1812 N/m^2 , zdolność superabsorbentu do sorpcji wody zmalała trzykrotnie.

Wzrost koncentracji soli w retencjonowanym roztworze, również działa negatywnie na SAP [Zhao i in., 2005].

Wyraźne ograniczenie pęcznienia występuje przy zastosowaniu roztworu o zasoleniu 216 $\text{mg}\cdot\text{dm}^{-3}$. Różnica między sorpcją wody destylowanej, a omawianego roztworu glebowego wynosi dla zerowego nacisku 1,5 mm, natomiast przy największym nacisku 1,4 mm. W przypadku roztworu o zasoleniu 347 $\text{mg}\cdot\text{dm}^{-3}$ różnice są jeszcze większe. Bez nacisku pęcznienie zmalało o 3,0 mm, natomiast przy największym obciążeniu różnica wynosi 0,28 mm. Redukcja chłonności superabsorbentów ma związek z rozpuszczonymi w roztworze jonami [Sadeghi i inni, 2007; Hadam, 2010]. Jony dwu- i trójwartościowe silniej ograniczają właściwości retencyjne SAPów niż jony jednowartościowe [Jhurry, 1997; Foster, 1990].

Jony jednowartościowe zmniejszają chłonność SAPów o 75%, natomiast dwu i trójwartościowe nawet o 90% [Dąbrowska, Lejcuś, 2012]. We wszystkich retencjonowanych roztworach największe różnice występują przy małych wartościach nacisku. Wraz ze wzrostem obciążenia pęcznienie SAPów było porównywalne.



Rys. 1. Pęcznienie sorbentu Aquaterra 20-40 pod naciskiem z zastosowaniem wody destylowanej oraz zasolonych roztworów glebowych

Fig. 1. Aquaterra 20-40 sorbents swelling under pressure with the use of distilled water and salinity soil solutions

WNIOSKI

1. Superabsorbent jest wrażliwy nawet na niewielkie wartości nacisku zdeponowanej na nim gleby. W związku z tym należy go umieszczać na możliwie jak najmniejszej głębokości.
2. Największe różnice w pęcznieniu hydrożelu, związane z zasoleniem roztworu, występują przy małych wartościach nacisku. Przy zastosowaniu obciążenia powyżej 1100 N/m^2 , różnice wyraźnie maleją.
3. Skład chemiczny retencjonowanego roztworu może negatywnie wpływać na właściwości superabsorbentu. Zwłaszcza roztwory zawierające kationy dwuwartościowe ograniczają pęcznienie SAPu.

LITERATURA

1. DĄBROWSKA J., LEJCUŚ K.; 2012. Charakterystyka wybranych właściwości superabsorbentów. *Infrastr. i Ekologia Terenów Wiejskich*, Nr 3/IV/2012, 59-68.

2. EKEBAFE L.O., OGBEIFUN D.E., OKIEIMEN F.E.; 2011. Polymer applications in agriculture. *Biokemistri*, Vol. 23, No. 2, 81-89.
3. FOSTER W.J., KEEVER G.J.; 1990. Water absorption of hydrophilic polymers (hydrogels) reduced by media amendments. *J. Environ. Hort.*, 8(3), 113-114.
4. HADAM A., KARACZUN Z.; 2010. Wpływ zasolenia na działanie hydrożelu na przykładzie reakcji traw gazonowych. V Konferencja Młodych Uczonych, Kraków, 241-246.
5. HADAM A., WROCHNA M., KARACZUN Z.; 2011. Wpływ zasolenia na wybrane gatunki traw gazonowych uprawianych z dodatkiem hydrożelu w podłożu. *Ochrona Środowiska i Zasobów Naturalnych*, Nr. 49, 15.
6. JHURRY D.; 1997. Agricultural polymers. *Conference Proceedings of the 2nd annual meeting of Agricultural Scientists, Mauritius (1997)*, 109-112.
7. KARADAG E., SARAYDIN D.; 2002. Swelling of superabsorbent acrylamide/sodium acrylate hydrogels prepared using multifunctional crosslinkers. *Turk J. Chem.*, 26, 863-875.
8. KIATKAMJORNWONG S.; 2007. Superabsorbent polymers and superabsorbent polymer composites. *Science Asia*, Sup.1, 39-43.
9. MOHAN M.Y., MURTHY K., RAJU M.; 2005. Synthesis, characterization and effect of reaction parameters on swelling properties of acrylamide-sodium methacrylate superabsorbent copolymers. *Reactive & Functional Polymers*, 63, 11-26.
10. OMIDIAN H., HASHEMI S.A., SAMMES P.G., MELDRUM I.G.; 1998. Modified acrylic-based superabsorbent polymers. Effect of temperature and initiator concentration. *Polymer*, Vol. 39, No. 15, 3459-3466.
11. ROSA F., CASQUILHO M.; 2012. Effect of synthesis parameters and of temperature of swelling on water absorption by a superabsorbent polymer. *Fuel Processing Technology*, 103, 174-177.
12. SADEGHI M., KOUTCHAKZADEH G.; 2007. Swelling kinetics study of hydrolyzed carboxymethylcellulose-poly (sodium acrylate-co-acrylamide) superabsorbent hydrogel with salt-sensitivity properties. *J. Sci. I. A. U.*, Vol. 17, No. 64, 19-26.
13. ZHAO Y., SU H., FANG L., TAN T.; 2005. Superabsorbent hydrogels from poly(aspartic acid) with salt-, temperature- and pH-responsiveness properties. *Polymer*, 46, 5368-5376.
14. ZHENG Y., LI P., ZHANG J., WANG A.; 2007. Study on superabsorbent composite. Synthesis, characterization and swelling behaviors of poly(sodium acrylate) / vermiculite superabsorbent composite. *European Polymer J.*, 43, 1691-1698.

**EFFECT OF SOIL SOLUTION SALINITY
AND SOIL PRESSURE ON RETENTION PROPERTIES
OF SELECTED SUPERABSORBENT**

S u m m a r y

The main advantage of superabsorbents is the ability to storage solutions. Addition of hydrogel into soil reduces plants stress due to deficiencies of water. Factors such as soil pressure and salinity of soil solution, limited retention by SAPs.

Key words: superabsorbent, pressure, salinity

ANNA IŻEWSKA*, CZESŁAW WOŁOSZYK**,
STANISŁAW SIENKIEWICZ***

**ASSESSMENT OF PHYSICAL, CHEMICAL AND ENERGETIC
PROPERTIES OF SLUDGE IN INDUSTRIAL AND MUNICIPAL
SEWAGE TREATMENT PLANT**

Abstract

The work presents physical, chemical and energetic properties of sludge from industrial and municipal sewage treatment plant in West Pomeranian Voivodeship. Among many macronutrients, sludge contains much of the following: nitrogen, phosphorus, calcium and magnesium, but little potassium. Total content of heavy metals (Cd, Cr, Cu, Mn, Ni, Pb, Hg, Zn) was lower than norms admitting sludge for natural, including agricultural use, presented in the Order of Ministry of the Environment¹⁴. Much content differentiation of particular sludge components indicates on the necessity to analyze each portion before its use. The kind of sludge (municipal, industrial) and the way of processing (thickening, drainage, drying) is embodied in differentiation in the content of organic dry matter and total organic carbon. Heat of combustion and calorific value of analyzed sludge oscillates in a very wide scope and the lowest value of indexes were achieved for dried municipal and industrial sludge, whilst higher for thickened municipal sludge and drained one. Sludge, the one after initial thermal processing (i.e. drying) can be used as renewable source of energy. Pearson's linear correlation analysis of sludge has show significant positive linear dependence between calorific value and organic dry matter content as well as total content of carbon and nitrogen for all analyzed kinds of sludge.

Key words: sewage sludge, properties of sludge, chemical composition of sludges, heat of combustion and calorific value of sludge

* West Pomeranian Technological University in Szczecin, Department of Sanitary Engineering

** West Pomeranian Technological University in Szczecin, Department of Reclamation and Environmental Chemistry

*** University of Warmia and Mazury in Olsztyn, Chair of Agricultural Chemistry and Environmental Protection

INTRODUCTION

Municipal sludge is waste, that develops during daily life processes, work and recreation of country's inhabitants – who are its direct producers, furthermore, it is also a derivative of some industrial processes. Physical and chemical composition of sludge, and especially the content of heavy metals, should be particularly monitored and limited.

Sludge management is subject not only to waste management act, but also to other acts and regulations, that are specific in the way of sludge development, treatment and the scale of environment threat.

National Waste Management Strategy [Journal of Law, 2010, no101 item 1193]. Presupposes that in 2022 in Poland there will be developed ca. 746,00 thousand of Mg d.m. of sludge, i.e. 3 730, 00 thousand of Mg with water content of 80%. Increasing amount of sludge forces designers to search for alternative methods of sludge processing. Therefore, for most of the large agglomeration designs, drying and thermal recycling of sludge is suggested.

Sludge contains organic substance in over 50 percent [Cornel et. al 2011, Czekala 1999, Ndaji et. al 1999, Roca-Perez et al 2009, Shen and Zhang 2003, Stelmach and Wasielewski 2008], so it can be used as renewable source of energy (RSE). For Poland, as a member state of European Union, sludge becomes a very valuable RSE, due to the ecological policy that is imposed according to EU Directive 2001/77/WE as of 27 September 2001.

The goal of this work is to assess physical, chemical and energetic properties of sludge coming from industrial and municipal sewage treatment plant in West Pomeranian Voivodeship.

Material and methods

Analyzed sludge comes from sewage treatment plant localized in West Pomeranian Voivodeship:

- sludge 1 – from a food industry treatment plant (brewery), where dewatering process takes place on a belt press;
- sludge 2 – from a mechanical-biological treatment plant (village), where dewatering process takes place in a sludge bagging machine. In such a sewage treatment plant water plants partially participate in the process of biological sludge treatment;
- sludge 3 – from a municipal mechanical-biological sewage treatment plant (city of 200 000 PE), where dewatering process takes place on a belt press;
- sludge 4a – from a municipal mechanical-biological sewage treatment plant (city of 419000 PE), where sludge undergoes thickening process only;
- sludge 4b – as above, where sludge undergoes dewatering on a belt press;

- sludge 4c – as above, where sludge undergoes dewatering on a belt press, and then is dried in a contact dryer.

Sludge 4a, 4b and 4c come from the same sewage treatment plant, but the samples were taken from different stages of technological processing.

In sludge samples the following parameters were made:

- pH as of PN-91C-04540/05/01,
- dry matter, organic dry matter, dry mineral substance as of PN-EN-02/12879,
- total content of nitrogen, carbon and sulphur with the use of CNS elemental analyzer by Coestech,
- total content of phosphorus as of PN-98C-04537-14,
- total content of potassium and calcium as of PN-ISO 9964/1 and 2,
- total content of heavy metals (Cd, Cu, Cr, Mn, Ni, Pb, Zn) as of PN-ISO 02/8288,
- total content of mercury with the hydride generation method,
- heat of combustion and calorific value as of PN-EN-ISO 9931:2005.

Sludge from the chosen West Pomeranian Voivodeship sewage treatment plants characterize with much differentiation of physical, chemical and technological properties. Physical properties, to which we include: dry matter content, organic dry matter content and mineral matter content, were dependent on the kinds of sludge and the way of its processing.

Mechanical process of sludge, on a belt press, ought to ensure sludge acquisition of dry matter content over 20%. In this study, sludge 1 and 3 met the requirements and contained 21.3 and 22.1 % d.m. respectively, however, sludge 4b failed to reach the limit of over 20% d.m. and contained 17.4% d.m. (Table 1). The lowest content of dry matter (4.43%) had sludge 4a (municipal after thickening), and the highest (95.4%) sludge 4c (municipal after drying).

Organic dry matter content in analyzed sludge ranged from 29.2 to 67.6%. The least of organic substance contained sludge coming from food industry, and the most from agglomeration with 200 000 PE (sludge 3). It has been observed that together with sludge processing, lowering of organic substance content and total carbon took place. Sludge that underwent thickening process only contained 57.2% d.m.o., and after drying process in a contact dryer the content of dry organic substance reduced to 41.0%. Similar relationship appeared for total carbon.

Among chemical properties which determine fertilizer value and usefulness of sludge for soil fertilization and plants manuring, also reaction, content of macronutrients and heavy metals should be included, many of which are essentials micronutrients.

Tab. 1. Physical, chemical and energetic properties of industrial and municipal sludges

Tab. 1. Fizyczne, chemiczne i energetyczne właściwości przemysłowych i komunalnych osadów ściekowych

Type of sludge	Dry matter	Dry organic matter	Dry mineral matter	pH H ₂ O	N	C	S	P	K	Ca	Heat of combustion	Calorific value
	%				% d.m.						MJ·kg ⁻¹ d.m.	
Sludge 1	213	29.2	70.8	6.12	2.45	18.7	0.421	0.721	0.238	0.158	13.83	13.05
Sludge 2	10.9	56.5	43.5	6.85	6.02	39.7	0.724	0.983	1.486	0.998	26.90	26.63
Sludge 3	22.1	67.6	32.4	6.75	7.27	42.3	0.622	1.352	0.434	1.791	31.41	30.63
Sludge 4a	4.43	57.2	42.8	6.91	4.82	35.5	0.672	1.294	0.920	0.778	28.10	27.38
Sludge 4b	17.4	52.2	47.8	7.07	5.00	32.0	0.934	1.218	0.816	1.602	27.64	26.86
Sludge 4c	95.4	41.0	59.0	7.14	3.70	27.9	0.892	1.250	0.552	6.212	21.34	20.21

The lowest pH value marked in water (6.12) had sludge 1, coming from food industry (from brewery) – table 1. Sludge from municipal sewage treatment plants were more alkaline and its pH ranged from 6.85 to 7.14.

The lowest amount of total carbon has been marked in sludge 1 (18.7% d.m.), and over two times more in sludge 2 and 3 (from village sewage treatment plant and from smaller urban agglomeration). Sludge 4 (from large urban agglomeration sewage treatment plant) that underwent thickening and dewatering on belt press, contained similar amount of carbon (35.5 and 32.0% d.m.), and after drying in a dryer the content of this component reduced to 27.9% d.m.

Total content of nitrogen was dependent on kinds of sludge and the way of its processing (Table 1). The poorest amount of nitrogen was in sludge 1 (2.45% d.m.), and the richest was sludge 3 (7.17% d.m.). Sludge 4 coming from different stages of processing in the same sewage treatment plant, similarly to carbon, after thickening (sludge 4a) and dewatering on belt press (sludge 4b) contained almost the same amount of nitrogen (4.82 and 5.00% s.m.), and after drying much less (3.70% d.m.).

Total content of phosphorus, potassium, calcium and sulphur in analyzed sludge ranged in a very wide scope (Table 1). The poorest amount of all mentioned components was in sludge from food industry sewage treatment plant. Total content of phosphorus in sludge 1 was 0.721% d.m., and in other it ranged from 0.983 to 1.352% d.m. sludge from municipal waste usually characterize with a small total content of potassium (ca. 0.50% K d.m.), because this component accumulates in drain water. This study indicates on the fact, that potassium appears in much higher content in sludge, depending on its kind and way of processing. In sludge 1, content of potassium (0.238% d.m.) was lower, and in sludge 3 (0.434% d.m.) it was close to the average of many country studies, and in sludge 2 it was higher (1.486% d.m.) ca. three times. Sludge 4a and 4b had 0,920 and 0, 816% of potassium in dry matter, and 4c almost a half less. Similarly to phosphorus and potassium, the lowest total content of calcium

was found in sludge from brewery (0.158% d.m.), and almost six times higher in sludge 2 (0.998% d.m.). High calcium content also had sludge 3 and 4b (1.791 and 1.602% d.m.), which were sampled for analysis after dewatering on a belt press. Sludge 4a (after thickening) had nearly two times less calcium (0.778% d.m.), and in sludge 4c content of this component increased to 6.212% d.m.

Sludge can be a considerable source of sulphur for plants, which deficiency is noted in soils from over a half of agricultural lands in Poland. Total content of sulphur in sludge from brewery was 0.421% s.m., and in other was higher and ranged from 0.622 to 0.934% d.m.

Total content of heavy metals (Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, Zn) in sludge is a very important element of sludge chemical composition. Norms that allow sludge for natural use were determined in Environment Minister's Order [Journal of Law, 2010, no 137 item 924].

Content of cadmium ranged from 0.83 to 1.63 mg·kg⁻¹d.m. (norm 20 mg·kg⁻¹d.m.), which means that it was even 12 to 24 times lower than the norm.

Chrome ranged from 8.42 to 13.4 mg·kg⁻¹d.m., which indicates on its wide variety in flowing sludge. The difference between the lowest content of copper in sludge (229 mg·kg⁻¹d.m.) and the highest (341 mg·kg⁻¹d.m.) was 48.9%. Manganese, that was not included in the norm, ranged from 51,2 to 243,0 mg·kg⁻¹s.m. Sludge dehydration process had influence on the content of this micronutrient. Having analyzed sludge 4a, 4b and 4c it was established that together with the loss of water, content of manganese in sludge was increasing from 66.75 mg·kg⁻¹d.m. (thickened) to 157.0 mg·kg⁻¹d.m. (dried). Content of nickel in sludge also ranged in wide boundaries (from 23.19 to 56.20 mg·kg⁻¹d.m.), but according to the norm, it was over 5 to ca. 13 times lower. Concentration of lead ranged from 25.8 to 39.7 mg·kg⁻¹d.m. and it was much lower than the norm (750 mg·kg⁻¹d.m.), with the use of sludge in agriculture and for ground reclamation for farming purposes (Table 2).

Among analyzed heavy metals, content of mercury in sludge deviated from the norm in the lowest range (16 mg·kg⁻¹d.m. with the use for agriculture and ground reclamation for farming purposes). As for its highest content – 0.901 mg·kg⁻¹d.m. there was 16.6 times less (agriculture use), and with the lowest content – 0,380 mg·kg⁻¹d.m. – 39.5 times. Content of zinc in examined sludge was lower several times from the acknowledged norm. Sludge that come from village agglomeration and smaller urban one (sludge 2 and 3) included less amount of this element (498 and 462 mg·kg⁻¹d.m.), and in other sludge its content ranged from 512 to 536 mg·kg⁻¹d.m.

Tab. 2. Content of heavy metals in industrial and municipal sewage sludge

Tab. 2. Zawartość metali ciężkich w komunalnych osadach ściekowych

Type of sludge	Cd	Cr	Cu	Mn	Ni	Pb	Hg	Zn
	$\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}\text{d.m.}$							
Sludge 1	0.83	9.47	259	51.25	23.19	25.8	0.454	536
Sludge 2	0.87	8.42	287	115.5	27.55	28.9	0.387	498
Sludge 3	1.63	13.4	229	243.0	24.10	31.8	0.825	462
Sludge 4a	1.47	10.8	312	66.75	49.10	34.8	0.879	512
Sludge 4b	1.44	10.4	319	146.25	55.67	36.8	0.846	514
Sludge 4c	1.42	9.87	341	157.0	56.20	39.7	0.901	528

The results of the study show, that heat of combustion of all analyzed sludge was higher than calorific value by 1.01 to 5.98% (Table 1). It has been stated, that heat of combustion of sludge coming from food industry was lower ($13.8 \text{ MJ}\cdot\text{kg}^{-1}\text{d.m.}$), and the highest for sludge coming from agglomeration of 200 000 PE (sludge 3) – $31.4 \text{ MJ}\cdot\text{kg}^{-1}\text{d.m.}$

On the basis of these results, Pearson's linear correlation analysis was carried out between calorific value (dependent measure Y) and the content of organic dry matter, dry mineral matter and total content of carbon and nitrogen.

Highly significant positive linear dependencies between calorific value and the content of dry organic matter and total carbon and nitrogen content was noted for all examined sludge. Correlation coefficients (r), which show the importance of such dependencies, ranged from 0.9242 (for nitrogen) to 0.9811 (for dry organic matter). Whereas analysis of determination and correlation coefficient carried out for dry mineral mass has shown crucial negative dependencies. Together with the growth of dry mineral mass content, calorific value of sludge was becoming notably lowered, determination coefficient was 96.25% (Table 3).

Discussion

Sludge from chosen sewage treatment plants located in West Pomeranian Voivodeship had the characteristics of much differentiation of physical, chemical and technological properties. Physical properties, to which we include the following: dry matter content, dry organic matter content and mineral matter content, were dependent on kinds of sludge and the way of its processing.

In studies by Pascual et al. [1997] the content of organic substance in sludge is 39.35%, in study by Li et al. [2009] and Kitzak et al. [2012] over 41.0% and by Ndaj et al. [1999] and Roca-Perez et al. [2009] over 60%. Whereas, based on own studies, only in sludge coming from food industry sewage treatment plant

less organic substance was found when compared to properties quoted in literature.

Tab. 3. Linear regression equation and linear correlation coefficient value between organic dry matter content (C_{dmo}), dry mineral matter (C_{dmm}), total carbon content (C_c) and nitrogen (C_N) and calorific value C_v [MJ/kg dm] for sludge

Tab. 3. Równanie regresji liniowej i wartość współczynnika korelacji liniowej pomiędzy zawartością suchej masy organicznej (C_{smo}), suchej masy mineralnej (C_{smm}), całkowitą zawartością węgla (C_c) i azotu (C_n), a wartością opałową C_v [MJ/kg sm] dla osadów

Designation	Unit	Regression equation	The correlation coefficient [r]
Dry organic matter	%	$W_o = 0.4639 \cdot C_{dmo} + 0.6186$	0.9811
Dry mineral matter	%	$W_o = -0.4639 \cdot C_{dmm} + 47.011$	-0.9811
Carbon	%	$W_o = 0.7356 \cdot C_c$	0.9493
Nitrogen	%	$W_o = 3.499 \cdot C_N + 7.0305$	0.9242

Presented analysis of macronutrients content in sludge show that sludge is a significant source of nitrogen, phosphorus, calcium and sulphur for plants, and potassium in lesser amount. A study by Dusza et al [2009] shows that concentrations of of main nutrient compounds in the sludge (N, P K) enables classification of this material as suitable for use in agriculture. Simultaneously, it should be noted, that particular components of sludge are widely different dependent on place it comes from and way of processing.

Results of analyses of sludge coming from West Pomeranian Voivodeship sewage treatment plants presented in this work indicate on the fact that the content of nitrogen, phosphorus and potassium are within the range provided by literature [Gondek 2006, Li et al. 2009, Roca-Perez et al 2009]. Having analyzed total content of sulphur in examined sludge, which ranged from 0.421 to 0.934% it has been stated, that it is lower than provided Shen and Zhang [2003] (1.14%), Stelmach and Wasielewski [2008] (1.34%), as well as Werle and Wilk [2010] (1.00-1.50%). Average total content of calcium in sludge is 1.923% and is lower than data provided by Gondek [2006] and Roca-Perez et al. [2009].

Total content of heavy metals (Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, Zn) is a very important element of sludge chemical composition. The norms that allow sludge for natural use were specified in the Order of Ministry of the Environment [2010]. Among analyzed heavy metals, there is no that would exceed the norms presented in the Order of Ministry of the Environment [Journal of Law, 2010, no137 itm 924] regarding use of sludge in agriculture (table 2). Having

analyzed literature [Gondek 2006, Li et al. 2009, Roca-Perez et al. 2009, Torii and Lavado 2009, Wei and Lui 2005] it has been stated, that examined sludge from municipal sewage treatment plants contained lower amounts of heavy metals in most cases.

The content of organic substance in sludge influences heat of combustion and calorific value of sludge. Calorific value determines useful thermal effect of combustion, and heat of combustion is higher than calorific value by condensation heat of total water vapor from fumes, that come from gas humidity and hydrogen combustion [Bień 2007]. Based on own studies, sludge heat of combustion ranged from 13.83 to 31.41 MJ·kg⁻¹·s.m and was dependent on kind of sewage treatment plant and stage of its processing. Whereas, Stelmach and Wasielewski [2008] say that sludge heat of combustion is 11.9 MJ·kg⁻¹·s.m., Werle and Wilk [2010], state that from 7.00 to 15.10 MJ·kg⁻¹·s.m., and Murakami et al. [2009] that from 16 to 21 MJ·kg⁻¹·s.m. This indicates the possibility that municipal waste could be used for energetic purposes – as renewable source of energy.

Conclusion

1. Sludge, depending on the way of its processing and its kind, characterizes with a variable content of organic dry matter and total carbon.
2. Sludge is a rich source of macronutrients such as: nitrogen, phosphorus, calcium and magnesium, except for potassium. A wide variety of content of particular sludge components indicate on the necessity to carry out analysis on each sludge sample.
3. Analyzed sludge did not contain excessive amounts of heavy metals.
4. Calorific value of examined municipal waste ranged from 21.34 to 31.41 MJ/kg d.m. This sludge, after initial thermal processing (eg. drying), can be used as renewable source of energy.
5. Linear correlation analysis of sludge has shown a very significant positive linear dependencies between calorific value and the content of organic dry matter with total content of carbon and nitrogen in all examined sludge.

This article is part of the research project no NN 305 172340

REFERENCE

1. BIEN J.; 2007. Osady ściekowe. Teoria i praktyka. Wydawnictwo Politechniki Częstochowskiej, Częstochowa. (in Polish).
2. CORNEL P., MEDA A., BIEKER S.; 2011. Wastewater as a source of energy, nutrients and service water. Treatise in Water Science. Elsevier Verlag.
3. CZEKAŁA J.; 1999. Osady ściekowe źródłem materii organicznej i składników pokarmowych. Fol. Univ. Agric. Stetin. 200 Agricultura (77), 33-39. (in Polish).
4. DUSZA E, ZABŁOCKI Z, MIESZCZERYKOWSKA-WÓJCIKOWSKA B.; 2009. Content of magnesium and other fertilizer compounds in stabilized and dewatered sewage sludge from the municipal sewage treatment plant in Recz. J. Elem. 2009, 14(1), 63-70. (in Polish).
5. Dyrektywa 2001/77/WE Parlamentu Europejskiego i Rady z dnia 27 września 2001 r. w sprawie wspierania produkcji na rynku wewnętrznym energii elektrycznej wytwarzanej ze źródeł odnawialnych (Dz. Urz. L 293/33 z dnia 27.09.2001).
6. GONDEK K.; 2006. Zawartość różnych form metali ciężkich w osadach ściekowych i kompostach. Acta Agrophysica 8(4): 825-838. (in Polish).
7. KITCZAK T., CZYŻ H., KIEPAS-KOKOT A.; 2012. Możliwości zagospodarowania odpadów organicznych, jako źródła masy organicznej w budowie podłoży trawnikowych. Rocznik Ochrona Środowiska 14: 407-416. (in Polish).
8. Krajowy Plan Gospodarki Odpadami (M.P. z dnia 24 grudnia 2010 r. nr 101, poz. 1193).
9. LI S., ZHANG K., ZHOU S., ZHANG L., CHEN Q.; 2009. Use of dewatered municipal sludge on Canna growth in pot experiments with a barren clay soil. Waste Management, doi:10.1016/j.wasman.2008.12.007.
10. MURAKAMI T., SUZUKI Y., NAGASAWA H., YAMAMOTO T., KOSEKI T., HIROSE H., OKAMOTO S.; 2009. Combustion characteristics of sewage sludge in an incineration plant for energy recovery. Fuel Processing Technology 90, 778-783.
11. NDAJI F.E., ELLYATT W.A.T., MALIK A.A., THOMAS K.M.; 1999. Temperature programmed combustion studies of coal and waste materials. Fuel 78, 301-307.
12. PASCUAL J.A., GARCIA C., HERMANDEZ T., AYUSO M.; 1997. Changes in the microbial activity of an arid soil amended with urban organic wastes. Biol. Fertil. Soil 24: 429-434.
13. ROCA-PEREZ L., MARTINEZ C., MARCILLA P., BOLUDA R.; 2009. Composting rice straw with sewage sludge and compost effects on the soil-

- plant system. Chemosphere (2009),
doi: 10.1016/j.chemosphere.2009.12.059
14. Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 13 lipca 2010 r. w sprawie komunalnych osadów ściekowych (Dz. U. z dnia 13 lipca 2010 r. nr 137 poz. 924). (in Polish).
 15. SHEN L., ZHANG D.; 2003. An experimental study of oil recovery from sewage sludge by low-temperature pyrolysis in a fluidized-bed. Fuel 82, 465-472.
 16. STELMACH S., WASIELEWSKI R.; 2008. Co-combustion of dried sewage and coal in a pulverized coal boiler. J. Mater Cycles Waste Manag. 10: 110-115.
 17. TORII S.I., LAVADO R.; 2009. Zinc distribution in soils amended with different kinds of sewage sludge. J. Environmental Management 99: 1571-1579.
 18. WEI Y., LUI Y.; 2005. Effects of sewage sludge compost application on crops and cropland in a 3-year field study. Chemosphere 59, 1257-1265.
 19. WERLE S., WILK R.K.; 2010. A review of methods for the thermal utilization of sewage sludge: The Polish perspective. Renewable Energy 35, 1914-1919.

OCENA WŁAŚCIWOŚCI FIZYCZNYCH, CHEMICZNYCH I ENERGETYCZNYCH OSADÓW POCHODZĄCYCH Z OCZYSZCZALNI ŚCIEKÓW PRZEMYSŁOWYCH I KOMUNALNYCH

S u m m a r y

W pracy przedstawiono właściwości fizyczne, chemiczne i energetyczne osadów pochodzących z oczyszczalni ścieków przemysłu spożywczego i komunalnych województwa zachodniopomorskiego. Spośród makro- i składników osady ściekowe zawierały dużo: azotu, fosforu, wapnia i magnezu, a mało potasu. Całkowita zawartość metali ciężkich (Cd, Cr, Cu, Mn, Ni, Pb, Hg, Zn) była mniejsza od norm dopuszczających osady do przyrodniczego, w tym rolniczego wykorzystania, przedstawionych w Rozporządzeniu MŚ. Znaczne zróżnicowanie zawartości poszczególnych składników w osadach wskazuje na konieczność analizowania każdej partii przed ich wykorzystaniem. Rodzaj osadów (z przemysłu spożywczego, komunalne) i sposób ich przerobu (zagęszczanie, odwadnianie, suszenie) znajdowało odzwierciedlenie w zróżnicowaniu zawartości suchej masy organicznej i węgla całkowitego. Ciepło spalania i wartość opałowa analizowanych osadów ściekowych wahała się w bardzo szerokim zakresie i najniższe wartości tych wskaźników uzyskano w przypadku osadu przemysłowego i komunalnego po suszeniu, a wyższe dla osadu komunal-

nego zagęszczonego oraz odwodnionych. Osady, te po wstępnej termicznej przeróbce (np. suszeniu) mogą być wykorzystywane jako odnawialne źródło energii. Analiza korelacji prostoliniowej Pearsona osadów ściekowych wykazała istotne dodatnie prostoliniowe zależności między wartością opałową a zawartością suchej masy organicznej oraz całkowitą zawartością węgla i azotu dla wszystkich badanych rodzajów osadów ściekowych.

Słowa kluczowe: osady ściekowe, właściwości osadów, skład chemiczny osadów, ciepło spalania i wartość opałowa osadów

JUSTYNA CZAJKOWSKA*

**WPLYW PRĘDKOŚCI PRZEPŁYWU I STĘŻEŃ
POSZCZEGÓLNYCH JONÓW NA ODKŁADANIE SIĘ
STRUWITU Z ROZTWORÓW WODNYCH
NA WEWNĘTRZNYCH POWIERZCHNIACH
RUROCIĄGÓW STAŁOWYCH PRZY pH=9,5**

Streszczenie

Ze względu na specyfikę procesów zachodzących podczas beztlenowej fermentacji osadów na wielu oczyszczalniach stosujących tę metodę stabilizacji zauważono problem powstawania związków trudno rozpuszczalnych. Okazało się, że jest to najczęściej fosforan amonowo-magnezowy popularnie nazywany struwitem. Aby zbadać na ile istotny jest wpływ prędkości przepływu roztworu na odkładanie się struwitu na wewnętrznych powierzchniach rurociągów stalowych wykonano badania eksperymentalne wykorzystując przygotowaną do tego celu instalację. Zmiennymi niezależnymi były prędkość przepływu (0,40, 0,90 i 1,40 m/s) oraz skład roztworu, natomiast parametrem badanym była masa odkładającego się struwitu. Badania wykonano dla stałego pH=9,5. W badanym zakresie zaobserwowano gwałtowny wzrost osadzania materiału badawczego wraz ze spadkiem prędkości przepływu.

Słowa kluczowe: struwit, oczyszczalnia ścieków

WSTĘP

Struwit jest minerałem krystalicznym odkrytym w połowie XIX w. o wzorze chemicznym $MgNH_4PO_4 \cdot 6H_2O$. Cechy charakterystyczne tego związku to: barwa biała przejrzysta lub półprzejrzysta o połysku szklistym, przełam nierówny, łupliwość waha się od dobrej do słabej, twardość w skali Mosha wynosi 2 i masa właściwa 1700 kg/m^3 .

* Szkoła Główna Gospodarstwa Wiejskiego w Warszawie, Wydział Budownictwa i Inżynierii Środowiska, Katedra Inżynierii Budowlanej, Zakład Wodociągów i Kanalizacji

Problemy związane z odkładaniem się struwitu i związków fosforanowych w oczyszczalniach ścieków zostały zidentyfikowane po raz pierwszy w 1939 r. [Rawn i inni 1939]. Istnieje wiele oczyszczalni w Polsce i na świecie, w których osadzanie się struwitu wywołało wiele problemów eksploatacyjnych. Otóż w oczyszczalni ścieków w WaBmannsdorf istniała konieczność czyszczenia instalacji aż co 2 tygodnie [Heinzmann 2001]. Na oczyszczalni w Slough (Wielka Brytania) już po roku funkcjonowania nie był możliwy transport rurociągami z komór fermentacyjnych do wirówek [Williams 1999]. Na oczyszczalni ścieków w Sacramento zaistniała konieczność wymiany 5,6 km zablokowanych osadami struwitu rurociągów [Ohlinger i inni 1998]. Również w Polsce istnieją oczyszczalnie, które borykają się z formowaniem osadów struwitu, np. oczyszczalnia ścieków „Kujawy” w Krakowie, gdzie problem objął prasy do odwadniania osadów [Soczek 2003].

Zjawisko nabrało większego znaczenia po wprowadzeniu Dyrektywy UE dotyczącej oczyszczania ścieków komunalnych (Dyrektywa 91/271/EC z 21 maja 1991 r.). Zmiany w przepisach dotyczących usuwania azotu i fosforu ze ścieków doprowadziły do problemów szczególnie po procesach biologicznego oczyszczania ścieków. Konsekwencją czego, jest zwiększenie intensywności tworzenia, a w związku z tym osadzania struwitu w instalacjach. Jego powstawanie związane jest głównie z fermentacją beztlenową i procesami następującymi po niej.

W procesie fermentacji wzrasta stężenie rozpuszczonych jonów budujących struwit. Jony amonowe powstają z rozkładu głównie białek, a jony fosforanowe są uwalniane z komórek bakterii fosforowych. W poprzedzających je procesach są one związane w cząstkach ścieków i komórkach bakteryjnych. Źródłem jonów magnezu w oczyszczalniach ścieków jest najczęściej twarda woda, ale także woda morska i ścieki przemysłowe [Doyle i inni 2002]. Podczas fermentacji beztlenowej pH jest wyższe niż w poprzedzających je procesach. Jest to dodatkowa cecha procesu beztlenowego, która sprzyja powstawaniu struwitu. Okazuje się bowiem, iż struwit jest nierozpuszczalny przy wysokim pH [Munch, Barr 2001].

Tworzenie struwitu można podzielić na dwa etapy: zarodkowania i wzrostu. Zarodkowanie występuje, gdy składowe jony łączą się w zarodki kryształów. Wzrost kryształów trwa, aż do osiągnięcia równowagi składników. W oczyszczalniach ścieków wzrost kryształów trwa w nieskończoność, ponieważ składniki uzupełniane są w sposób ciągły [Parsons i inni 2001].

W oczyszczalniach ścieków wytrącanie struwitu jest niekontrolowane i spontaniczne i pociąga za sobą wzrost strat hydraulicznych (na skutek blokowania rurociągów transportujących), uszkodzenia mechaniczne pomp i wirników, a ostatecznie zwiększa koszty eksploatacyjne związane z usuwaniem wyżej wymienionych problemów.

Ponieważ jednym z czynników, które wpływają na wytrącanie się osadów w rurociągach jest prędkość przepływu postanowiono zbadać ten czynnik zwracając uwagę na zależności ilościowe podstawowych składników. Niniejsze badania oparte są na wynikach badań laboratoryjnych, których celem było wyznaczenie korelacji stężeń poszczególnych jonów oraz wartości odczynu, przy jakich następuje wytrącenie osadu [Czajkowska, Siwiec 2011].

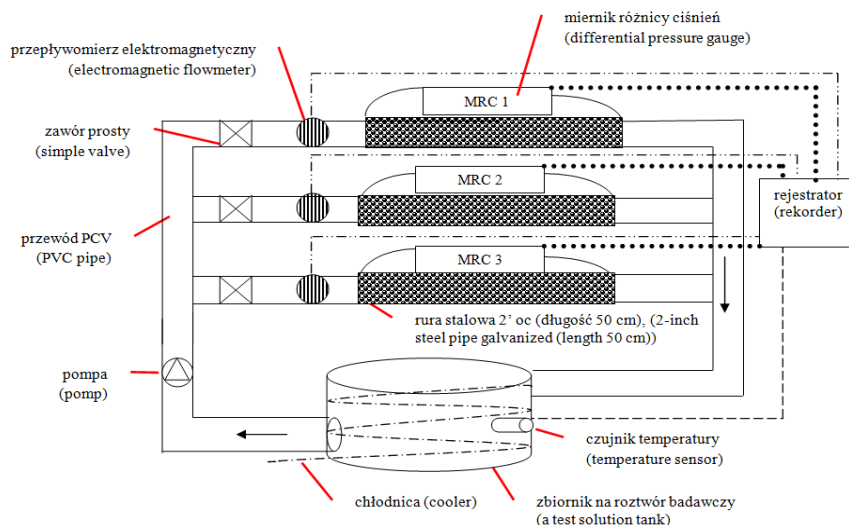
METODYKA BADAŃ

Badania przeprowadzono na stanowisku badawczym, które znajduje się na terenie Naukowo Badawczej Stacji Wody SGGW. Stanowisko badawcze stanowi zamknięty układ, w którym roztwory badawcze wytwarzane są na bazie wody destylowanej i następujących związków: NH_4Cl , $\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ i KH_2PO_4 . Korekta pH dokonywana była za pomocą KOH.

W niniejszych badaniach sprawdzano wpływ trzech prędkości, tj. 0,40, 0,90 i 1,40 m/s, na ilość wytrąconego osadu w oparciu o wcześniej przeprowadzone badania laboratoryjne dla pH=9,5. Do badań na stanowisku wybrano cztery wartości stężeń jonów amonowych (100, 400, 700 i 1000 mg $\text{NH}_4^+/\text{dm}^3$) i pięć jonów ortofosforanowych (50, 100, 150, 200 i 250 mg $\text{PO}_4^{3-}/\text{dm}^3$). Wartość stężenia magnezu, przy którym następowało wytrącanie osadu dla powyższych kombinacji jonów amonowych i ortofosforanowych obniżono w stosunku do badań laboratoryjnych o 10 %. W ten sposób uzyskano dwadzieścia kombinacji stężeń. Cykl badawczy trwał 70 h i w tym czasie nie uzupełniano ubytku składników roztworu wyjściowego. Ilość odłożonego osadu określono na podstawie różnicy mas rurociągu stalowego po zakończeniu cyklu i czystego rurociągu przygotowanego do cyklu badawczego. Pomiaru dokonywano wagą laboratoryjną o dokładności 0,1 g.

Schemat ideowy stanowiska przedstawia rys. 1.

Ze zbiornika roztwór badawczy zasysany jest przewodem z PVC przez pompę i kierowany jednocześnie do trzech równoległych ciągów. Na każdym z nich znajduje się zawór prosty do regulacji przepływu, przepływomierz elektromagnetyczny, 50 cm rurociąg stalowy (stanowiący najistotniejszy element) oraz podłączony do każdego rurociągu miernik różnicy ciśnień. Następnie układ ponownie zostaje połączony, co umożliwia powrót roztworu do zbiornika. W celu obniżenia temperatury roztworu w zbiorniku zainstalowano chłodnicę, przez którą przepływa woda chłodnicza o temp. $\sim 12^\circ\text{C}$. Do pomiaru temperatury służy czujnik zamontowany w zbiorniku. Przepływomierze elektromagnetyczne, mierniki różnicy ciśnień oraz czujnik temperatury podłączone są do rejestratora, który co 5 min. zapisuje wartość chwilową badanego parametru.



Rys. 1. Schemat ideowy stanowiska badawczego

Fig. 1. Schematic diagram of the test stand

WYNIKI I DYSKUSJA

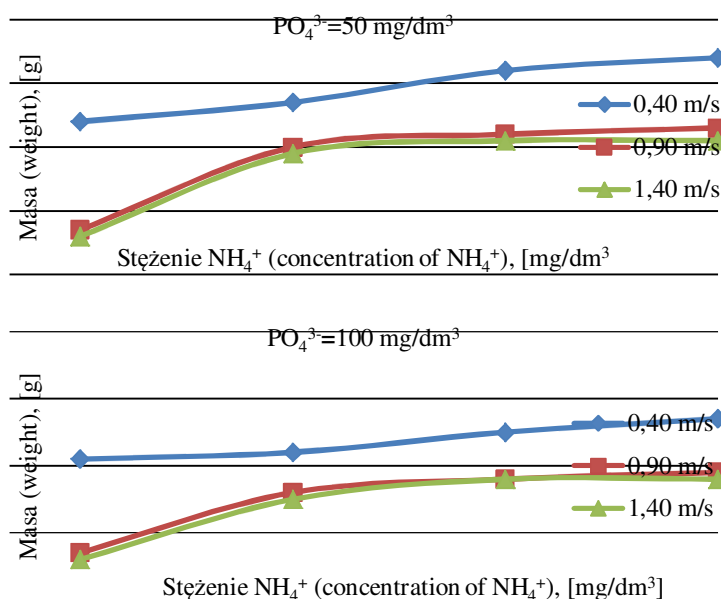
Wyniki badań masy wytrąconego osadu w zależności od stężenia jonów NH_4^+ dla wybranych stężeń jonów PO_4^{3-} (50 i 100 mg/dm^3) oraz badanych prędkości dla $\text{pH}=9,5$ przedstawiono na rys. 2.

Na osiach poziomych wykresów zostały zamieszczone stężenia jonu amonowego ($\text{mgNH}_4^+/\text{dm}^3$), natomiast na osi pionowej masy wytrąconego osadu. Każdy z wykresów odnosi się do wybranego stężenia jonu fosforanowego, co uwidoczniło w ich nagłówkach.

Z analizy uzyskanych danych wynika, że wraz ze wzrostem stężenia jonów amonowych rośnie ilość wytrąconego osadu zarówno dla stężenia jonów PO_4^{3-} 50 jak i 100 mg/dm^3 . Dla stężenia jonów amonowych na poziomie 100 mg/dm^3 , a jonów ortofosforanowych na poziomie 50 mg/dm^3 i prędkości 0,40 m/s masa wytrącenia wynosi 2,4 g, natomiast dla stężenia jonów amonowych na poziomie 400 mg/dm^3 wynosi 2,7 g, dla 700 mg/dm^3 wynosi 3,2 g, a dla 1000 mg/dm^3 3,4 g. Ta sama tendencja dotyczy pozostałych stężeń jonów ortofosforanowych i wszystkich badanych prędkości.

Największą ilość wytrąconego osadu odnotowano dla prędkości 0,40 m/s, najmniejsza zaś dla 1,40 m/s. Dla stężenia jonów amonowych na poziomie 100 mg/dm^3 i stężenia jonów ortofosforanowych na poziomie 50 mg/dm^3 dla prędkości 0,40 m/s masa wytrącenia wynosi 2,4 g, natomiast dla prędkości 0,90 m/s

wynosi 0,7 g, a prędkości 1,40 m/s wynosi 0,6 g. Ta sama tendencja daje się zauważyć dla pozostałych stężeń jonów amonowych oraz dla pozostałych stężeń jonów ortofosforanowych.

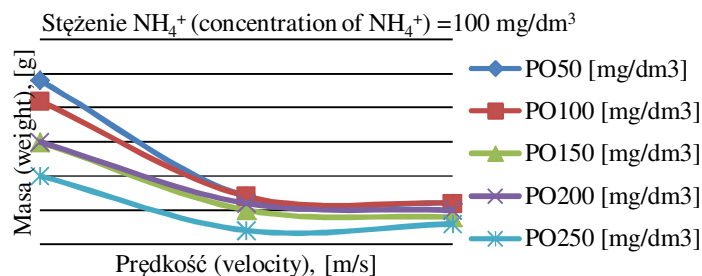


Rys. 2. Masa wytrąconego osadu w rurociągach stalowych w zależności od stężenia jonów NH_4^+ i stężenia jonów PO_4^{3-} (50 i 100 mg/dm³) przy prędkości 0,40, 0,90 i 1,40 m/s przy pH=9,5

Fig. 2. Weight of the precipitate in the steel pipes according to the concentration of NH_4^+ ions and concentrations of PO_4^{3-} ions (50 and 100 mg/dm³) at velocity 0.40, 0.90 and 1.40 m / s at a pH = 9.5

Warto zauważyć, iż wraz ze wzrostem stężenia jonów ortofosforanowych maleje masa wytrącenia. Dla stężenia jonów amonowych na poziomie 100 mg/dm³ i prędkości 0,40 m/s przy stężeniu jonów ortofosforanowych na poziomie 50 mg/dm³ masa wytrącenia wynosi 2,4 g, podczas gdy dla stężenia jonów ortofosforanowych 100 mg/dm³ wynosi 2,1 g. Zależności te przedstawiono na rys. 3, na którym przedstawiono masę wytrąconego osadu w zależności od prędkości i stężenia jonów ortofosforanowych dla stężenia jonów amonowych równego 100 mg/dm³.

Szczegółowe wyniki badań dla pH=9,5 przedstawiono w tabeli 1.



Rys. 3. Masa wytrąconego osadu w rurociągach stalowych w zależności od stężenia jonów PO_4^{3-} , prędkości 0,40, 0,90 i 1,40 m/s przy pH=9,5 dla stężenia jonów NH_4^+ = 100 mg/dm³

Fig. 3. Weight of the precipitate in the steel pipes according to the concentration of PO_4^{3-} ions, velocity 0.40, 0.90 and 1.40 m / s at pH = 9.5 for the concentration of NH_4^+ = 100 mg/dm³

Tab. 1. Ilość wytrąconego osadu (w gramach) w zależności od stężenia NH_4^+ i PO_4^{3-} oraz badanych prędkości dla pH=9,5

Table 1. Amount of precipitate (grams) depending on the concentration of NH_4^+ i PO_4^{3-} and speed tested at pH=9,5

Stężenie PO_4^{3-} (concentration of PO_4^{3-}), mg/dm ³	Prędkość (velocity), m/s	Stężenie NH_4^+ (concentration of NH_4^+), mg/dm ³			
		100	400	700	1000
50	0,4	2,4	2,7	3,2	3,4
	0,9	0,7	2,0	2,2	2,3
	1,4	0,6	1,9	2,1	2,1
100	0,4	2,1	2,2	2,5	2,7
	0,9	0,7	1,6	1,8	1,9
	1,4	0,6	1,5	1,8	1,8
150	0,4	1,5	1,6	2,3	2,7
	0,9	0,5	0,9	1,8	1,7
	1,4	0,4	0,9	1,7	2,0
200	0,4	1,5	1,6	2,3	2,4
	0,9	0,6	1,0	1,2	1,3
	1,4	0,5	1,0	1,1	1,2
250	0,4	1,0	1,5	1,8	2,0
	0,9	0,2	0,7	0,7	1,0
	1,4	0,3	0,6	0,5	0,7

PODSUMOWANIE I WNIOSKI

W publikacji [Czajkowska, Siwiec 2001] określono próg stężeń początkujących proces krystalizacji. W niniejszych badaniach celowo przyjęto niższe stężenia magnezu (o 10%) poniżej tego progu w celu sprawdzenia czy warunki hydrauliczne mają wpływ na proces wytrącania i osadzania. Należy zwrócić uwagę, że nie odpowiada to stałej (ujemnej) wartości bezwzględnej przyrostu stężenia magnezu w funkcji stężenia jonów amonowych.

Jak dowodzą te i wcześniejsze badania, struwit lub mieszaniny innych związków wytrącają się przy dużych zróżnicowaniach stężeń związków amonu, fosforanów oraz magnezu. Najistotniejsze wnioski z niniejszych badań kształtują się następująco:

- masa wytrąconego osadu wzrasta wraz ze wzrostem stężenia jonów amonowych,
- masa wytrąconego osadu maleje wraz ze wzrostem stężenia jonów ortofosforanowych,
- dla wybranego stężenia jonów $\text{NH}_4^+=100 \text{ mg/dm}^3$ i $\text{PO}_4^{3-}=50 \text{ mg/dm}^3$ zmniejszenie prędkości z 1,40 m/s do 0,90 m/s spowodowało ~17% przyrost masy odkładanej, zaś zmniejszenie prędkości do 0,40 m/s skutkowało kolejnym wzrostem o ~243% w stosunku do masy odłożonej przy prędkości 0,90 m/s. W badaniu zaobserwowano silną nieliniowość. Dla pozostałych stężeń ta tendencja jest zachowana.

LITERATURA

1. CZAJKOWSKA J., SIWIEC T.; 2001. Krystalizacja struwitu w zmiennych warunkach odczynu i stężeń analizowanych składników. *Infrastruktura i Ekologia Terenów Wiejskich*, PAN oddział w Krakowie, Nr 7, 145-154.
2. DOYLE J.D., PARSONS S.A.; 2001. Struvite formation, control and recovery. *Water Research*, vol 36, 3925-3940.
3. HEINZMANN B. 2001.; Phosphorus recovery in wastewater treatment plants. Second International Conference.
4. MUNCH E.V., BARR K.; 2001. Controlled struvite crystallisation for removing phosphorus from anaerobic digester sidestreams. *Water Research*, Vol. 35, Nr 1, 151-159.
5. OHLINGER K.N., YOUNG T.M., SCHROEDER E.D.; 1998. Predicting struvite formation In digestion. *Water Research*, Vol. 32, Nr 12, 3607-3614.
6. PARSONS S.A., WALL, F., DOYLE, K., OLDRING, K., CHURCHLEY J.; 2001. Assessing the potential for struvite recovery at sewage treatment works. *Environmental Technology*, Vol. 22, 1279-1286.

7. RAWN A.M., PERRY BANTA A., POMEROY R.; 1939. Multiple stage sewage digestion. Trans ASCE, 105, 93-132.
8. SOCZEK A.; 2003. Zastosowanie polimerów w celu eliminacji osadów struwitu i osadów wapniowych. Forum Eksploatatora, Nr 1, 10-12.
9. WILLIAMS S.; 1999. Struvite precipitation In the sludge stream at Slough wastewater treatment plant and opportunities for phosphorus recovery. Environmental Technology, 20, 743-747.

**EFFECT OF VELOCITY AND CONCENTRATION
OF INDIVIDUAL IONS ON THE DEPOSITION
OF STRUVITE FROM AQUEOUS SOLUTIONS
ON THE INTERNAL SURFACES OF STEEL PIPES AT PH = 9.5**

S u m m a r y

Due to the nature of processes taking place during the anaerobic digestion of sewage sludge on many using this method of stabilization observed the emergence of the problem of sparingly soluble compounds. It turned out that it is mostly magnesium ammonium phosphate, commonly known as struvite. To investigate how important is the impact velocity solution for the deposition of struvite on the inner surfaces of steel pipes suitable experimental studies were performed using the set for this purpose the installation. The independent variables are the flow rate (0.40, 0.90 and 1.40 m / s) and the composition of the solution, and the parameter considered was the mass produced struvite. The tests were performed for a constant pH = 9.5. During the study observed a sharp increase in the deposition of test material with decreasing velocity.

Key words: struvite, wastewater treatment plant

PAŹIK RAFAŁ^{*}, KOSTECKI JAKUB^{}**

PRACA GRUNTOWEGO WYMIENNIKA CIEPŁA NA TLE ZMIENNYCH WARUNKÓW ATMOSFERYCZNYCH

Streszczenie

W pracy omówiono zastosowanie gruntowego żwirowego wymiennika ciepła wykorzystywanego w systemach wentylacji z odzyskiem ciepła. Analizie poddano skuteczność pracy w zmiennych warunkach atmosferycznych, obejmujących zimę oraz lato. Zaprezentowano wyniki uzyskanych, dzięki wymiennikowi, temperatur i oceniono odczuwalny komfort po całorocznej eksploatacji.

Słowa kluczowe: gruntowy wymiennik ciepła, rekuperacja, wentylacja, chłodzenie pasywne, GZWC

WSTĘP

Wzrastająca potrzeba poczucia komfortu wewnątrz obiektów budowlanych wymusza coraz to nowsze sposoby pozyskiwania ciepła lub chłodu. Idea zrównoważonego rozwoju wymaga jednocześnie aby były to systemy niskoenergetyczne [2006/32/WE]. Bardzo często w tym celu wykorzystuje się odnawialne źródła energii.

Pompa ciepła może dostarczać ciepło lub chłód. Może to następować w sposób aktywny bądź pasywny, tzw. „natural cooling”. W praktyce spotykane są różne konstrukcje i rozwiązania technologiczne [Florides i Kalogirou, 2007], które w głównej mierze sprawdzają się w okresie jesienno-zimowym (sezon grzewczy) [Kavanaugh i Rafferty, 1997].

Zastosowanie pompy ciepła dla pracy odwróconej celem naturalnego chłodzenia, nie daje efektów porównywalnych ze standardowymi instalacjami. Wykorzystanie w sposób pasywny ciepła, wymagałoby głębokich odwiertów (do głębokości ok. 100-200 m) [Pahud i Matthey 2001; Zeng i inni 2001], co powoduje wzrost kosztów inwestycyjnych. W budownictwie mieszkaniowym jedno-

^{*} Doktorant Wydziału Inżynierii Lądowej i Środowiska Uniwersytetu Zielonogórskiego

^{**} Zakład Ochrony i Rekultywacji Gruntów, Instytut Inżynierii Środowiska Uniwersytetu Zielonogórskiego

rodzinnym szerszego znaczenia może nabrać zastosowanie przeponowych gruntowych żwirowych wymienników ciepła o poziomym przepływie (GŻWC), które zarówno w okresie letnim jak i zimowym przyczyniają się do zmniejszenia kosztów eksploatacyjnych [Esen i inni 2007, Inalli i Esen 2004]. Ponadto powietrze po przejściu przez GŻWC ma lepszą czystość mikrobiologiczną w porównaniu z powietrzem zewnętrznym [Szponar i Iwanicka 2006]. W tym względzie bardzo interesującym wydaje się być możliwość analizy całorocznej pracy takiego wymiennika i wykazania korzyści z tak z prostego i zarazem niedrogiego rozwiązania.

CHARAKTERYSTYKA OBIEKTU BADAŃ I TEZY PRACY

Obiekt doświadczalny zlokalizowano w zachodniej Polsce, w okolicy Zielonej Góry (51°59'12" N 15°33'57" E).

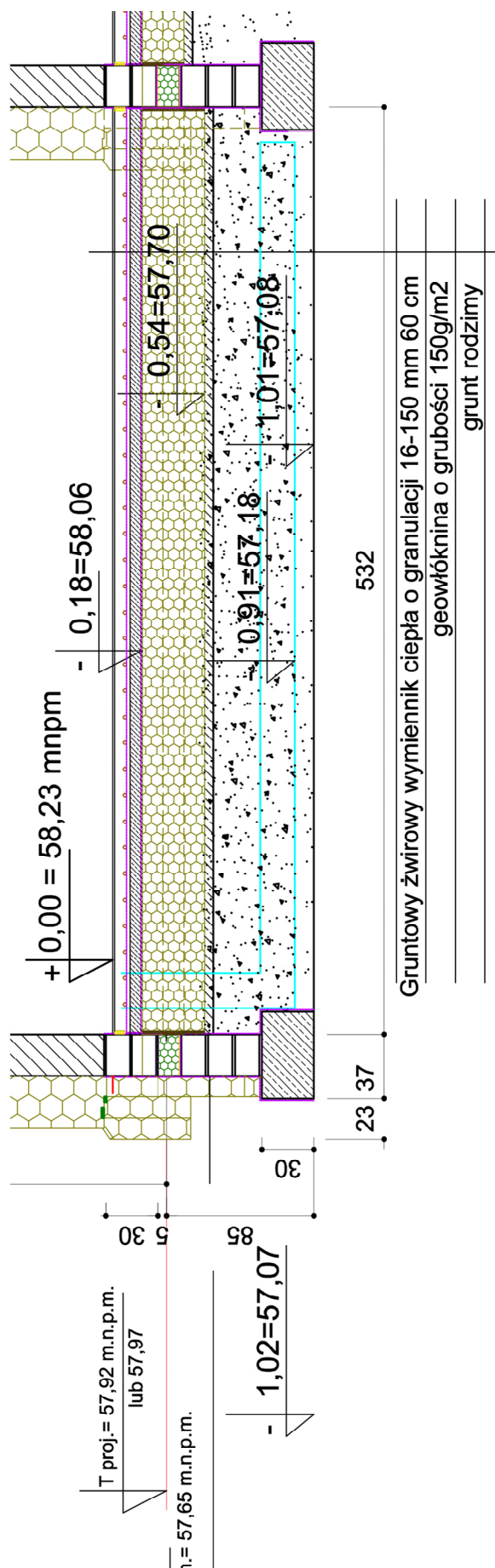
Wymiennik gruntowy zbudowany jest z dwóch komór – zewnętrznej (A), o wymiarach 1,5x2,0x0,5 m i wewnętrznej (B) o wymiarach 5,3x6,9x0,55 m (rys. 2). Obie komory wypełnione są 35 t żwiru o uziarnieniu 16 - 32 mm. W części głównej wymiennika, przy ścianach zewnętrznych umieszczono poziomo rury PVC o średnicy 200 mm (rys. 1, 3-4).

Zadaniem zewnętrznego wymiennika (A) jest wstępne podniesienie bardzo niskiej temperatury przed wprowadzeniem mroźnego powietrza bezpośrednio w sąsiedztwo ściany fundamentowej i do głównej części wymiennika (B). Nad dużą komorą (B) umiejscowiono jednorodzinny budynek mieszkalny, oddzielony od warstwy żwiru ociepleniem (styropian o grubości 36 cm) (rys. 1, 3-4).

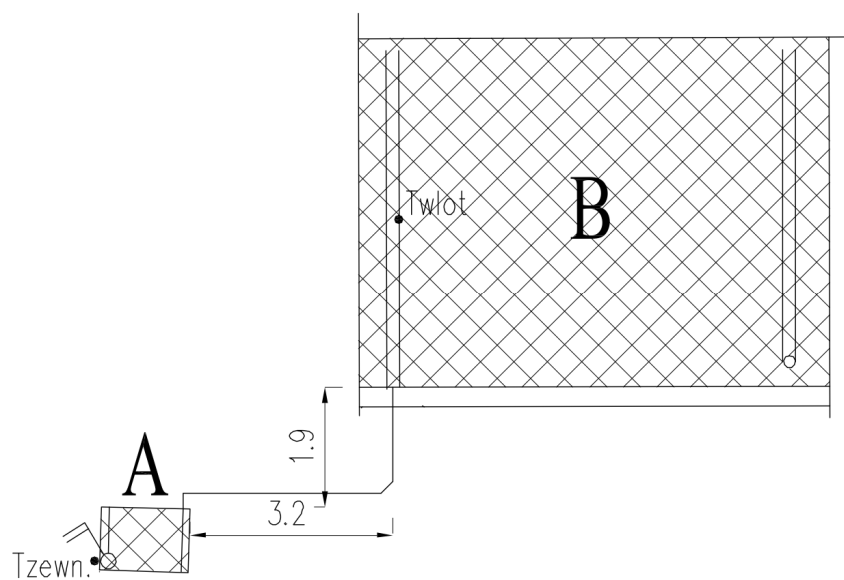
W obiekcie nie zastosowano wentylatorów wspomagających działanie wymiennika - powietrze zasysane jest przez wentylatory w centrali wentylacyjnej z odzyskiem ciepła. Maksymalna wydajność instalacji to $450 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$. Zapewnia ona latem 2 wymiany powietrza na godzinę. W okresie zimowym utrzymanie wilgotności na poziomie 50 - 55% gwarantuje strumień powietrza wentylacyjnego na poziomie ok. $70 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$ (0,3 wymiany na godzinę). Całkowita moc elektryczna pobierana przez centralę z odzyskiem ciepła przy maksymalnym przepływie (lato) to 135 W, a minimalna (zima) to 7 W.

W pracy wyznaczono następujące tezy:

- praca gruntowego żwirowego wymiennika ciepła latem gwarantuje utrzymanie komfortu na odpowiednim poziomie,
- uzyskiwane temperatury za wymiennikiem zimą w okresach największych mrozów są dodatnie, co sprzyja skutecznej pracy systemu wentylacyjnego z odzyskiem ciepła,
- dzięki pracy naprzemiennej letnio/zimowej wymiennik może skutecznie pracować przez cały rok bez konieczności jego dodatkowej regeneracji.



Rys. 1. Schemat budowy gruntowego żwirowego wymiennika ciepła
Fig. 1. The scheme of the ground heat exchanger



Rys. 2. Schemat wymiennika
Fig. 2. Diagram of the exchanger



Rys. 3. Włot do wymiennika
Fig. 3. Inlet to the exchanger



Rys. 4. Wylot z wymiennika
Fig. 4. Outlet from the exchanger

METODYKA BADAŃ

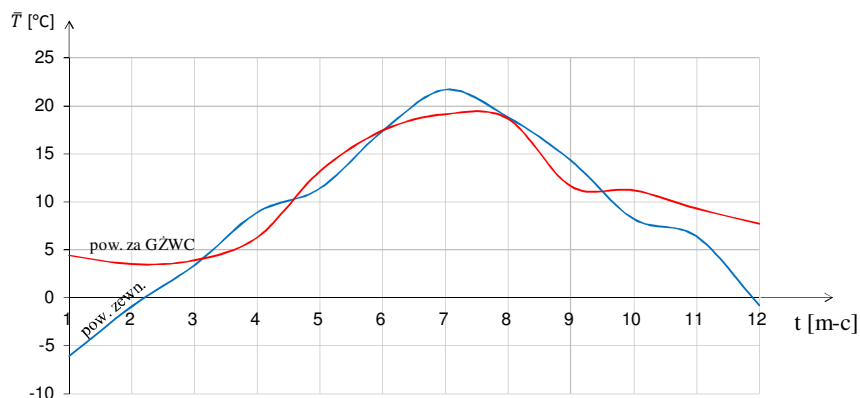
Badania prowadzono na przełomie 2009 i 2010 roku. Pomiarami objęto zmiany temperatury w układzie punktowym, przy pomocy czujników Pt100. Czujniki zostały skalibrowane poprzez pomiar topniejącego lodu, a poprawki uwzględnione w badaniach. Punkty badawcze umieszczono na zewnątrz budynku ($T_{zewn.}$) oraz w jego wnętrzu, jako średnia temperatura ze wszystkich pomieszczeń w domu ($T_{wewn.}$), oraz na wylocie z dużej komory wymiennika (B) (T_{wylot}) i na wlocie do dużej komory wymiennika (T_{wlot}) - wg rys 1. Odczytu temperatur dokonywano 3 razy w ciągu doby – ok. godz. 7.00 rano, ok. 15.00 i ok. 23.00. Badaniami objęto sezon letni oraz zimowy (12 miesięcy).

Centrala z odzyskiem ciepła oraz wymiennik ciepła pracowały z maksymalną wydajnością ($450 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$) od czerwca do sierpnia w godzinach 6:00-22:00. W godzinach 22:00-6:00 system pracował z automatycznym wyborem najniższej temperatury nawiewanej do centrali (0,5 wymiany na godzinę, pobór ok. 30 W).

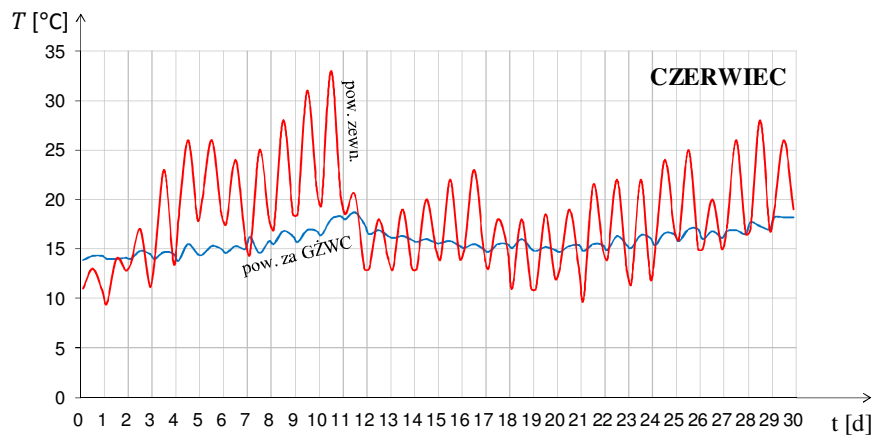
W pozostałych miesiącach system pracował z minimalną wydajnością $70 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$ ($0,3 \text{ dm}^3 \cdot \text{h}^{-1}$, dla utrzymania komfortu i wymaganej wilgotności powietrza - ok. 55%, zużycie energii na poziomie 7 W). Nawiew do pomieszczeń czystych, a wywiew z pomieszczeń brudnych odbywał się za pomocą anemostatów sufitowych.

WYNIKI BADAŃ

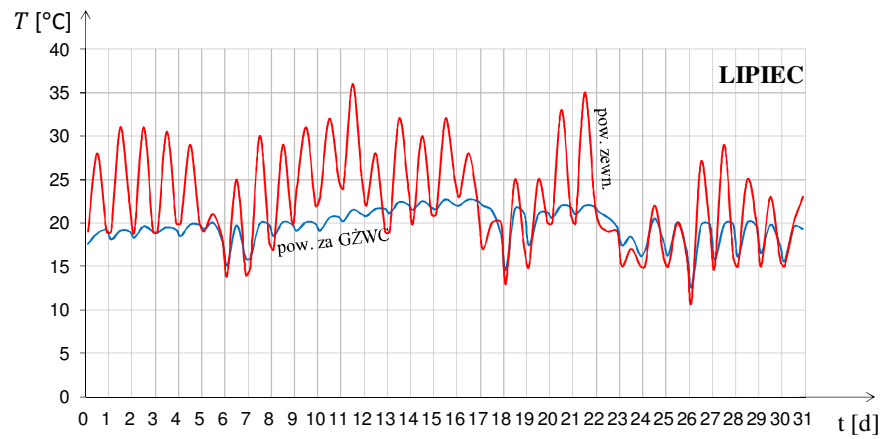
Na rysunku 4 przedstawiono przebieg średniej temperatury powietrza zewnętrznego oraz powietrza za GZWC w poszczególnych miesiącach w ciągu roku. Natomiast na rysunkach 5 - 7 zaprezentowano temperatury w ciągu poszczególnych dni za wymiennikiem dla miesięcy letnich: czerwca, lipca i sierpnia w roku 2010. Rysunek nr 8 pokazuje całoroczny wykres temperatur w różnych miejscach pomiaru.



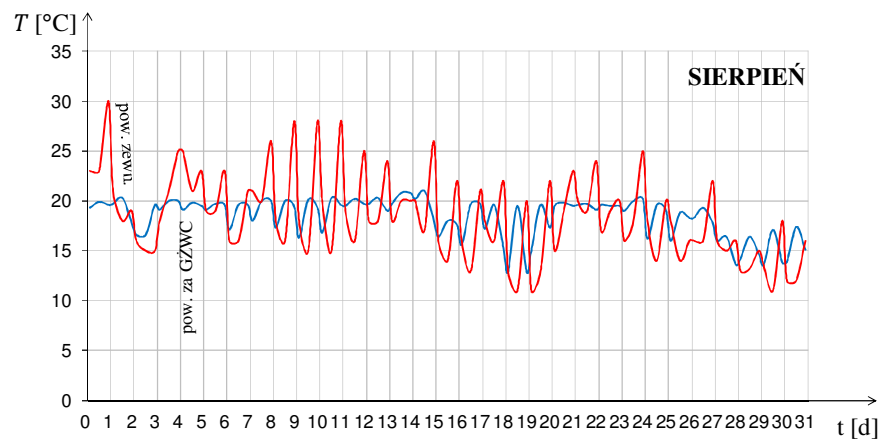
Rys. 5. Roczny wykres temperatur
Fig. 5. Mean annual temperature



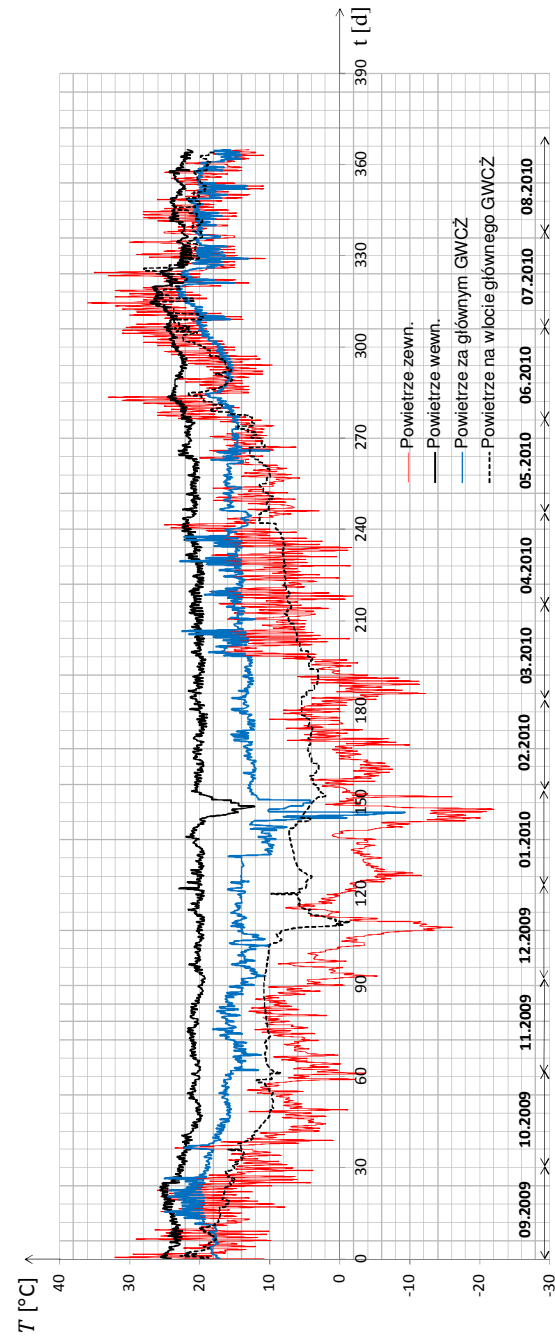
Rys. 6. Dzienny wykres temperatur – czerwiec
Fig. 6. Mean daily temperature - June



Rys. 7. Dzienny wykres temperatur – Lipiec
Fig. 7. Mean daily temperature - July



Rys. 8. Dzienny wykres temperatur – Sierpień
Fig. 8. Mean daily temperature – August



Rys. 9. Roczny wykres temperatur w punktach pomiarowych – 2009/2010

Fig. 9. Mean annual temperature in measurement points– 2009/2010

Analiza statystyczna wykazała wysoce istotną zależność pomiędzy temperaturą wewnątrz obiektu a temperaturą w poszczególnych punktach pomiarowych (tab. 1).

Tab. 1 Analiza korelacji temperatur w punktach badawczych

Tab. 1 Correlation matrix of temperature in measurement points

Zmienne, °C	Średnia	Odchylenie standardowe	Temp.zew.	Temp.włot	Temp.wylot	Temp.wew.
Sezon letni, $p < 0,010$, $n = 399$						
Temp.zew.	18,03	5,49	1,00	0,53*	0,59*	0,59*
Temp.włot	18,62	3,85	0,53*	1,00	0,62*	0,61*
Temp.wylot	18,23	2,50	0,59*	0,62*	1,00	0,75*
Temp.wew.	23,20	1,37	0,59*	0,61*	0,75*	1,00
Sezon zimowy, $p < 0,010$, $n = 696$						
Temp.zew.	3,44	7,46	1,00	0,57*	0,67*	0,57*
Temp.włot	7,83	3,26	0,57*	1,00	0,52*	0,52*
Temp.wylot	14,28	2,94	0,67*	0,52*	1,00	0,70*
Temp.wew.	20,36	1,22	0,57*	0,52*	0,70*	1,00

* korelacja wysoce istotna

PODSUMOWANIE

Zastosowanie standardowych systemów chłodzenia i wstępnego podgrzewu powietrza wymaga dodatkowych nakładów inwestycyjnych. Dodatkowe elementy wpływają również na wzrost kosztów eksploatacyjnych [Congedo i inni., 2012].

W celu zminimalizowania ponoszonych nakładów finansowych, dobrym rozwiązaniem wydaje się być gruntowy żwirowy wymiennik ciepła [Pązik 2010]. Zastosowanie go zimą gwarantuje pracę systemu wentylacyjnego z odzyskiem ciepła bez konieczności jego odszraniania przy temperaturach poniżej 0°C. Podnosi to jednocześnie sprawność temperaturową całego układu, co podkreślają wyniki analizy statystycznej. Takie rozwiązanie umożliwia w okresie letnim schłodzenie temperatury zewnętrznej do wartości poniżej 20°C. Może to gwarantować poczucie komfortu pomimo braku standardowego systemu chłodzenia z wykorzystaniem np. wody lodowej.

Temperatura nawiewana na początku lata wynosiła ok. 14-15°C a na koniec sierpnia dochodziła do ok 20-21°C. Związane było to ze wzrostem temperatury całego złoża. Podobne dane figurują w innych opracowaniach [Link Air 2013]. Wymiana powietrza z intensywnością 1,5-2 w ciągu godziny pozwalała na podniesienie odczuwalnego komfortu latem, co świadczy o skutecznej możliwości wykorzystania GZWC do celów chłodzenia.

Lekkie pogorszenie komfortu cieplnego było odczuwalne jedynie podczas wzmożonych jednoczesnych działań związanych z przygotowywaniem większych posiłków, gotowaniem, pieczeniem itp.

Odpowiednio zaprojektowany i wykonany wymiennik pozwala na pracę naprzemienną w układzie ciągłym: zima/lato. Nie występuje wówczas konieczność dodatkowej regeneracji i pracy np. w cyklu 12/12 (12 h pracy i 12 h regeneracji), co jest widoczne na rysunku 9.

Na podstawie badań, zgodnie z rysunkami, 5-9 powietrze po przejściu przez wymiennik charakteryzuje się stabilnością, również stabilizując temperaturę wewnątrz obiektu. Istotnym jest to, że w obiekcie nie było zamontowanych żadnych rolet i innych elementów ograniczających dopływ promieni słonecznych, podnoszących temperaturę. Pomimo to, utrzymywała się ona wewnątrz przez cały rok w zakresie ok. 20-26°C.



HUMAN CAPITAL
HUMAN – BEST INVESTMENT



Autor jest stypendystą w ramach Poddziałania 8.2.2 „Regionalne Strategie Innowacji”, Działania 8.2 „Transfer wiedzy”, Priorytetu VIII „Regionalne Kadry Gospodarki” Programu Operacyjnego Kapitał Ludzki współfinansowanego ze środków Europejskiego Funduszu Społecznego Unii Europejskiej i z budżetu państwa

LITERATURA

1. 2006/32/WE Dyrektywa Parlamentu Europejskiego i Rady z dnia 5 kwietnia 2006 r. w sprawie efektywności końcowego wykorzystania energii i usług energetycznych oraz uchylająca dyrektywę Rady 93/76/EWG.
2. CONGEDO P.M., COLANGELO G., STARACE G., 2012: CFD simulations of horizontal ground heat exchangers: A comparison among different configurations, *Applied Thermal Engineering*, 33-34, s. 24-32.
3. ESEN H., INALLI M., ESEN M., PIHTILI K., 2007: Energy and energy analysis of a ground-coupled heat pump system with two horizontal ground heat exchangers, *Building i Environment*, 42, s. 3606-3615.
4. FLORIDES G., KALOGIROU S., 2007: Ground heat exchangers e a review of systems, models and applications, *Renewable Energy*, 32, s. 2461-2478.
5. INALLI M., ESEN H., 2004: Experimental thermal performance evaluation of a horizontal ground-source heat pump system, *Applied Thermal Engineering* 24, s. 2219-2232.
6. KAVANAUGH S.P., RAFFERTY K.: Ground source heat pumps - design of geothermal systems for commercial and institutional buildings. *ASHRAE Applications Handbook*, USA, 1997.

7. LINK AIR, 2013: Wentylacja Kilmatyzacja Rekuperacja: Gruntowy, żwirowy wymiennik ciepła – same korzyści. Dostępny (05.04.2013) w World Wide Web: <http://www.linkair.pl/gruntowy-zwirowy-wymiennik-ciepła-same-korzyści,3652.html>.
8. PAHUD D., MATTHEY B., 2001: Comparison of the thermal performance of double U-pipe borehole heat exchangers measured in situ, *Energy and Buildings*, 33, s. 503-507.
9. PAŹIK R., 2010: Budowa, koszty i eksploatacja domu pasywnego. *Zeszyty Naukowe Uniwersytetu Zielonogórskiego. Inżynieria Środowiska*, 138 (18), s. 125-145.
10. SZPONAR B, IWANICKA M., 2006: Gruntowy wymiennik ciepła - Mikrobiologiczna czystość. *Magazyn Instalatora*, 2 (90), s. 18-19.
11. ZENG H., DIAO N., FANG Z., 2001: Efficiency of vertical geothermal heat exchangers in the ground source heat pump system, *J. of Thermal Science*, 12 (1), s. 77-81.

THE EFFICIENCY OF THE GROUND-COUPLED HEAT EXCHANGER UNDER VARYING WEATHER CONDITIONS

S u m m a r y

In this article we present the work of the ground-coupled heat exchanger working in the systems with heat recovery. Efficiency of work under varying weather conditions, including winter and summer were analyzed. We also present the results of the temperature and comfort after a year-long operation.

Key words: ground-coupled heat exchanger, recuperation, ventilation, passive cooling, GHE

ANNA IŻEWSKA*, CZESŁAW WOŁOSZYK**

WŁAŚCIWOŚCI FIZYCZNO-CHEMICZNE GLEBY LEKKIEJ NAWOŻONEJ POPIOŁEM ZE SPALANIA KOMUNALNYCH OSADÓW ŚCIEKOWYCH

Streszczenie

Schemat badań obejmował pięć wariantów nawożenia kukurydzy I rzepaku jarego nawozami mineralnymi (NK, NPK) oraz nawozami mineralnymi i wzrastającymi dawkami popiołu ze spalania komunalnych osadów ściekowych (NK+P1, NK+P2, NK+P3). Popiół potraktowano jako substytut fosforu z nawozów fosforowych. Stwierdzono, że nawożenie mineralne azotem i potasem w postaci nawozów mineralnych i trzecią dawką popiołu ze spalania komunalnych osadów ściekowych po dwóch latach nawożenia powodowało istotny wzrost całkowitej zawartości węgla i azotu w glebie w porównaniu z wyłącznym nawożeniem mineralnym i pierwszą dawką popiołu. Zastąpienie w dawce NPK fosforu z superfosfatu wzbogaconego fosforem z popiołu ze spalania komunalnych osadów ściekowych spowodowało w obiektach po zbiorze kukurydzy zmianę klasy zasobności gleby w przyswajalny fosfor z wysokiej na bardzo wysoką. Zawartość przyswajalnego magnezu po dwóch latach stosowania popiołu z komunalnych osadów ściekowych wzrosła z klasy zasobności niskiej do klasy średniej w obu badanych obiektach.

Słowa kluczowe: popiół z komunalnych osadów ściekowych, gleba lekka, przyswajalny fosfor, przyswajalny potas, całkowita zawartość azotu i węgla

WSTĘP

Szacuje się, że liczba ludności na świecie wzrośnie o 2,9 miliarda w nadchodzących latach i osiągnie 9 miliardów w 2050 roku. W związku z niestąbnącym wzrostem populacji, potrzeby żywieniowe ludności można będzie zapewnić jedynie poprzez dalszy rozwój produkcji żywności na już istniejących gruntach rolnych, gdyż na świecie powierzchnia upraw nie może znacznie wzrosnąć.

* Zachodniopomorski Uniwersytet Technologiczny w Szczecinie, Katedra Inżynierii Sanitarnej,

** Zachodniopomorski Uniwersytet Technologiczny w Szczecinie, Katedra Gleboznawstwa, Łąkarstwa i Chemii Środowiska

Bardziej intensywne rolnictwo, przyjęcie wysoko wydajnych upraw będzie w stanie zwiększyć plony roślin. Uprawy, te będą wymagały intensywnego nawożenia mineralnego.

Odpadem, który można wykorzystać jako źródło fosforu są popioło-żuźle powstałe ze spalania komunalnych osadów ściekowych. W krajach rozwiniętych jeden mieszkaniec wydała w ciągu doby 1,2-1,4 g fosforu [Smil 2000]. Jak wykazały badania Smila [2000] w 2000 r do kanalizacji w Europie (15 krajów UE) zostało skierowane 146000 ton fosforu. Także stosowanie w detergentach $\text{Na}_5\text{P}_3\text{O}_{10}$ stanowi istotne źródło fosforu trafiającego do kanalizacji, który w roku 2000 wyniósł 76000 ton.

Proponuje się ponowne wykorzystanie popioło-żużli powstałych ze spalania komunalnych osadów ściekowych do nawożenia roślin, gdyż posiadają one dużą zawartość fosforu od 15 % dla popiołu fluidalnego do 26% [Cyr i in. 2007, Donatello i in. 2010]. Natomiast zawartość fosforu w popiołach pochodzących ze spalania biomasy wynosi ponad 40% [Alotaibi in. 2013].

W zależności od składu chemicznego komunalnych osadów ściekowych, jak i rozwiązań technologicznych w termicznej ich utylizacji, otrzymuje się popiół o różnej zawartości makro- i mikroskładników, w tym metali ciężkich.

W niniejszej pracy podjęto próbę oceny wpływu nawożenia popiołem ze spalania komunalnych osadów ściekowych na właściwości fizykochemiczne gleby lekkiej. Popiół pochodził ze spalania w piecu rusztowym komunalnych osadów ściekowych w Oczyszczalni „Pomorzany” w Szczecinie.

MATERIAŁ I METODA

W latach 2011-2012 w Rolniczej Stacji doświadczalnej w Lipniku koło Stargardu Szczecińskiego przeprowadzono badania z wykorzystaniem do nawożenia roślin popiołu ze spalania komunalnych osadów ściekowych. Doświadczenie polowe zlokalizowano na glebie brunatno-rdzawej, niecałkowitej, wytworzonej z piasku gliniastego lekkiego pylastego, średnio głęboko podścielonego gliną lekką (klasa bonitacyjna IVb, kompleks żytni dobry – 5, kategoria agronomiczna – gleba lekka). Przed założeniem doświadczenia odczyn gleby był lekko kwaśny (5,8 pH w 1 mol $\text{KCl} \cdot \text{dm}^{-3}$), całkowita zawartość węgla wynosiła $8,59 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$, azotu $0,84 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$, form przyswajalnych fosforu była wysoka, a potasu i magnezu niska.

Schemat badań obejmował pięć wariantów (w 4 powtórzeniach) nawożenia nawozami mineralnymi i popiołem ze spalania komunalnych osadów ściekowych : NK, NPK, NK+P1 (P1 – 1 dawka popiołu), NK+P2 (P2 – 2 dawka popiołu), NK+P3 (P3 – 3 dawka popiołu) kukurydzy na ziarno i rzepaku jarego. Kolejne warianty nawozowe opisano poniżej, odrębnie dla każdej z roślin testowych.

Nawożenie azotem przedsięwzię pod obie rośliny stosowano w postaci siarczanu amonowego (20% N), a pogłównie saletrą amonową (34%N), fosforem w formie superfosfatu wzbogaconego (40% P_2O_5), a potasem – solą potasową (60% K_2O). Popiół ze spalania komunalnych osadów ściekowych, który stanowił substytut nawozu fosforowego, pochodził z Oczyszczalni Ścieków „Pomorzany” w Szczecinie. W obu latach badań zastosowano ten sam popiół, a jego skład chemiczny zamieszczono w tab. 1.

Tab. 1. Skład chemiczny popiołu ze spalania komunalnych osadów ściekowych [Iżewska, Wołoszyk 2013]

Tab. 1. The chemical composition of ash from the incineration of municipal sewage sludge

Zawartość form rozpuszczalnych P_2O_5 [%]			Zawartość całkowita [%]		
w mocnych kwasach mineralnych	w 2% kwasie cytrynowym	w wodzie	K	Ca	Mg
22,05	12,08	7,64	4,26	6,22	3,87
Zawartość całkowita [$mg \cdot kg^{-1}$ s.m.]					
Cd	Cu	Mn	Ni	Pb	Zn
4,16	476	411	74,7	93,0	745

Roślinami testowymi w obu latach badań były kukurydza i rzepak jary, które w pierwszym roku uprawiano po pszenicy ozimej, a w drugim roku po kukurydzy rzepak jary, a po rzepaku kukurydzę. Przedsięwzię pod kukurydzę zastosowano następujące nawożenie: N – 40 kg, P_2O_5 – 50 kg, K_2O – 110 $kg \cdot ha^{-1}$, a z kolejnymi dawkami popiołu wniesiono 50, 100 i 150 $kg P_2O_5 \cdot ha^{-1}$. Pogłównie (w fazie 6-7 liścia) zastosowano 40 $kg N \cdot ha^{-1}$. Rzepak jary (odm. Larissa – 2011 r., odm. Markus – 2012 r.) nawożono przedsięwzię: N – 50 kg, P_2O_5 – 50 kg, K_2O – 120 $kg \cdot ha^{-1}$, a z kolejnymi dawkami popiołu wniesiono 50, 100 i 150 $kg P_2O_5 \cdot ha^{-1}$. Pogłównie (w fazie zielonego pąka) zastosowano 50 $kg N \cdot ha^{-1}$. Porównanie wielokrotne średnich przeprowadzono za pomocą procedury Tukeya, przy $p = 0,05$. Istotność różnic w zawartości pierwiastków pomiędzy zróżnicowanym nawożeniem określono za pomocą testu Tukeya, a wartość NIR testu Newmana-Keulusa stosując program Statistica 10.

Całkowitą zawartość azotu i węgla oznaczono na analizatorze elementarnym firmy Coastech. Analizę chemiczną gleby wykonano zgodnie z:

- PN-R-040223:1996. Analiza chemiczno-rolnicza gleby. Oznaczanie zawartości przyswajalnego fosforu w glebach mineralnych
- PN-R-04020:1994. Analiza chemiczno-rolnicza gleby. Oznaczanie zawartości przyswajalnego magnezu. Oznaczanie zawartości przyswajalnego potasu w glebach mineralnych.
- PN ISO 10390:1997. Jakość gleby. Oznaczanie pH.

Wyniki prezentowane w pracy stanowią średnią z dwóch lat prowadzenia badań.

WYNIKI I DYSKUSJA

Nawożenie nawozami mineralnymi i popiołem ze spalania komunalnych osadów ściekowych w porównaniu z wyłącznym nawożeniem mineralnym (NK) w większości przypadków różnicowało właściwości fizykochemiczne gleby lekkiej. pH w 1 mol·dm⁻³ KCl oraz całkowitą zawartość węgla i azotu podano jako średnią arytmetyczną z dwóch lat prowadzenia badań - po zbiorze kukurydzy, (gdzie pierwszego roku uprawiany był rzepak jary a w roku następnym kukurydza) i po zbiorze rzepaku jarego, (gdzie w pierwszym roku uprawiana była kukurydza a po niej rzepak jary) (tab. 2).

Tab. 2. Właściwości fizykochemiczne gleby lekkiej po dwóch latach stosowania popiołu z komunalnych osadów ściekowych

Tab. 2. Physicochemical properties of light soil after two years of ash from municipal sewage sludge

NAWOŻENIE	PO ZBIORZE KUKURUDZY*				PO ZBIORZE RZEPAKU JAREGO*			
	pH _{KCl}	C	N	C:N	pH _{KCl} I	C	N	C:N
		g·kg ⁻¹				g·kg ⁻¹		
NK	6,16	8,539	0,893	9,567	5,84	7,620 a,b	0,733 a,b	10,39
NPK	6,27	8,285	0,876	9,458	5,74	8,369 b	0,788 a	10,62
NK + P1	6,11	8,646	0,897	9,644	6,02	6,715 a	0,641 b	10,48
NK + P2	6,21	8,124	0,854	9,513	5,66	7,921 b	0,756 a,b	10,49
NK + P3	6,12	8,256	0,847	9,753	5,62	8,364 b	0,828 a	10,11
Średnia	6,17	8,369	0,873	9,587	5,75	7,798	0,749	10,41
Odchylenie standardowe	0,06	0,193	0,020	0,103	0,15	0,611	0,063	0,173
NIR _{0,05}	r.n. N.S.	r.n. N.S.	r.n. N.S.	r.n. N.S.	r.n. N.S.	0,945*	0,119*	r.n. N.S.

Objaśnienia do tabeli – Explanations for table: a, ab, b – grupy jednorodne wyznaczone na podstawie obliczeń statystycznych – homogeneous groups determined on the basis of statistical calculations; *NIR_{0,05} – różnice istotne przy p = 0,05 – LSD_{0,05} – significant differences at p = 0,05; ** r.n. – różnice nieistotne – n.s. – not significant differences

W omawianych badaniach w obu latach i w obu wariantach uprawy roślin nie zaobserwowano wyraźnych zmian pH gleby w porównaniu z pH przed założeniem doświadczenia (pH w 1 mol·dm⁻³ KCl 5,8). W obiekcie po zbiorze kukurydzy średnia wartość pH w drugim roku wyniosła 6,17, a po zbiorze rzepaku jarego 5,75 (tab.2). Także w badaniach Piekarczyka [2013] po zastosowaniu popiołu ze spalania biomasy w okresie dwóch lat nie było istotnych zmian pH gleby. Natomiast w badaniach Mellera i Billendy [2012] wzrastające dawki popiołu powodowały wzrost odczynu gleby i zmniejszenie kwasowości hydroli-

tycznej. Nawożenie odpadami – osadami ściekowymi gleby lekkiej w badaniach Stańczyk-Mazanek i in. [2013] powodowało wzrost kwasowości hydrolitycznej gleby.

Zastosowane nawożenie nawozami mineralnymi i popiołem ze spalania osadów ściekowych nie miało istotnego wpływu na całkowitą zawartość węgla i azotu w glebie po zbiorze kukurydzy, choć zaobserwowano wzrost zawartości tych pierwiastków w porównaniu przed założeniem doświadczenia. Natomiast w obiektach po zbiorze rzepaku jarego nastąpił istotny wzrost zawartości całkowitego węgla w wariantach nawożonych NK, NPK, NK+P2 i NK+P3 w porównaniu z wariantem nawożonym pierwszą dawką popiołu ($50 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$). Średnia całkowita zawartość azotu w glebie wyniosła $0,749 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$. W wyniku stosowania przez dwa kolejne lata pojedynczej dawki popiołu ($50 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$) zawartość tego pierwiastka ($6,715 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$) była najmniejsza w porównaniu z dawką drugą ($100 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$) – $0,756 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ i trzecią ($150 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$) – $0,828 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$.

W tabeli 3 przedstawiono średnią zawartość przyswajalnych form fosforu, potasu i magnezu w glebie. W analizowanej tabeli średnia zawartość fosforu przyswajalnego w obiekcie po zbiorze kukurydzy wynosiła $100,28 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, a po zbiorze rzepaku była o 14,43% mniejsza. W wyniku zastosowanego nawożenia w obiektach po kukurydzy nastąpiła zmiana klasy zasobności gleb na bardzo wysoką, po rzepaku jarym pozostała w klasie wysokiej.

Średnia zawartość potasu przyswajalnego z dwóch lat badań kształtowała się w zakresie od 47,86 do $51,53 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$. Po dwóch latach stosowania popiołu największa zawartość potasu wystąpiła w wariantcie nawożonym drugą dawką popiołu ($60,26 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$) a najmniejsza dawką trzecią ($42,13 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$). Natomiast po zbiorze rzepaku jarego zaobserwowano istotne zmniejszenie zawartości potasu przyswajalnego w wariantach nawożonych NK w porównaniu z wariantem nawożonym drugą dawką popiołu.

Analiza statystyczna średnich z dwóch lat zawartości przyswajalnego magnezu w warstwie ornej w obiektach po zbiorze kukurydzy i po zbiorze rzepaku jarego nie wykazała istotnych różnic pomiędzy wariantami nawozowymi. Zawartość przyswajalnego magnezu wzrosła z klasy zasobności niskiej do klasy średniej w obu badanych obiektach i po dwóch latach badań wyniosła średnio $38,44 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ (po zbiorze kukurydzy) i $40,78 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ (po zbiorze rzepaku jarego).

W eksperymencie przeprowadzonym na glebie lekkiej przez Piekarczyka [2013], który aplikował popiół ze słomy z pszenicy ozimej w ilości do $1 \text{ Mg} \cdot \text{ha}^{-1}$ nie zaobserwowano istotnych zmian zasobności gleby w przyswajalne dla roślin makroskładniki. Natomiast w badaniach Mellera i Biledy [2012], wzrastające dawki popiołu z biomasy wyraźnie podwyższały zawartość przyswajalnego potasu, fosforu i magnezu w glebie. Zasobność gleby w przyswajalny potas zwiększyła się ze średniej do bardzo wysokiej.

W pracy obliczono także oczekiwane średnie brzegowe zawartości makroskładników w glebie po dwóch latach stosowania popiołów ze spalania komunalnych osadów ściekowych. Obliczenia, te wykonano dla całkowitego węgla i azotu oraz przyswajalnego potasu dla obiektów po zbiorze rzepaku jarego.

Dwuletnie wyniki badań wskazują, że po zastosowaniu pierwszej dawki popiołu ($NK+50 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$) można oczekiwać największego wzrostu zawartości całkowitego węgla do $8,6 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ przy zakresie od $7,5$ do $9,7 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$. Dwa pozostałe warianty nawożenia popiołem były na zbliżonym poziomie i wyniosły dla dawki drugiej $8,2 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$, a dla trzeciej $8,3 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ (rys. 1).

Tab. 3. Średnie zawartości przyswajalnych makroskładników w glebie po dwóch latach stosowania popiołu z komunalnych osadów ściekowych

Tab. 3. Average content of available microelements in the soil after two years of ash from municipal sewage sludge

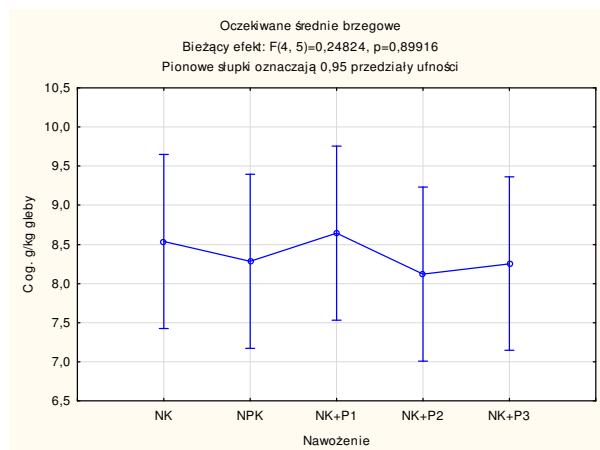
Nawożenie	Po zbiorze kukurudzy*			Po zbiorze rzepaku jarego*		
	P	K	Mg	P	K	Mg
	$\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$					
NK	94,62	49,56	40,8	83,71	37,14	39,3
NPK	98,97	56,13	37,2	83,275	50,32 a	39,7
NK + P1	102,46	49,59	37,3	93,74	46,24 a	40,5
NK + P2	106,82	60,26	37,5	86,33	60,27 a	44,1
NK + P3	98,535	42,13	39,4	81,97	45,35 a	40,3
Średnia	100,28	51,535	38,44	85,805	47,86	40,78
Odchylenie standardowe	1,84	4,108	6,219	2,66	4,213	7,54
NIR _{0,05}	r.n. N.S.	r.n. N.S.	r.n. N.S.	r.n. N.S.	18,55*	r.n. N.S.

Objaśnienia do tabeli – Explanations for table: a – grupa jednorodna wyznaczona na podstawie obliczeń statystycznych – homogeneous group determined on the basis of statistical calculations; *NIR_{0,05} – różnice istotne przy $p = 0,05$ – LSD_{0,05} – significant differences at $p = 0,05$; ** r.n. – różnice nieistotne – n.s. – not significant differences

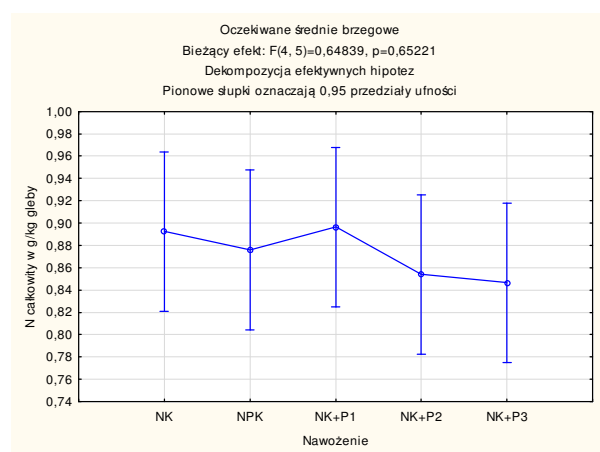
Na rys. 2 przedstawiono oczekiwaną średnią brzegową całkowitą zawartość azotu po zbiorze rzepaku jarego. Określono, że w wyniku zastosowania nawożenia azotowo-potasowego oraz pierwszej dawki popiołu (NK+P1) może zostać osiągnięta w glebie lekkiej całkowita zawartość azotu na poziomie $0,89 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ z rozstępem od $0,82$ do $0,97 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ (rys. 2).

Analiza oczekiwanej średniej brzegowej zawartości przyswajalnego potasu w rozpatrywanym doświadczeniu po dwóch latach stosowania popiołu ze spalania komunalnych osadów ściekowych wykazała, że najmniejszą istotną zawartość tego pierwiastka można osiągnąć w glebie na wariantach nawożonych trzecią dawką popiołu (NK+P3) i będzie ona wynosić $41 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, w zakresie od 18 do $68 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$. Największe zawartości tego pierwiastka osiągnie się w glebie

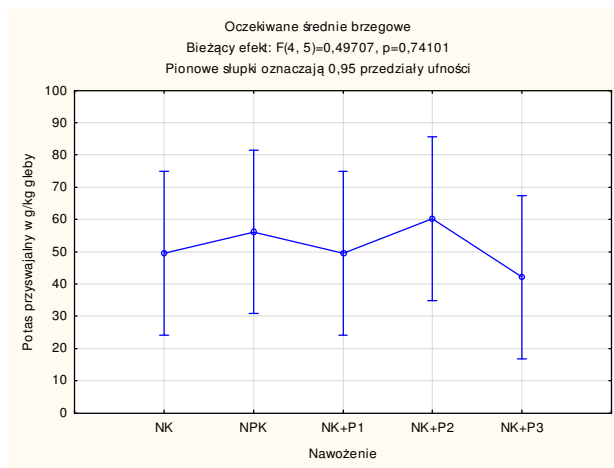
nawożonej drugą dawką popiołu ($100 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$) i wyniesie ona $60 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, w zakresie od 35 do $85 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$.



Rys. 1. Oczekiwana średnia brzegowa zawartość całkowitego węgla w glebie lekkiej po dwóch latach stosowania popiołu z komunalnych osadów ściekowych
Fig. 1. The expected average total carbon content of coastline general light soil after two years of ash from municipal sewage sludge



Rys. 2. Oczekiwana średnia brzegowa zawartość całkowitego azotu w glebie lekkiej po dwóch latach stosowania popiołu z komunalnych osadów ściekowych
Fig.2. The expected average total nitrogen content coastline in sandy soil after two years of ash from municipal sewage sludge



Rys. 3. Oczekiwana średnia brzegowa zawartość przyswajalnego potasu w glebie lekkiej po dwóch latach stosowania popiołu z komunalnych osadów ściekowych

Fig. 3. The expected average shoreline available potassium content in sandy soil after two years of ash from municipal sewage sludge

WNIOSKI

- Nawożenie mineralne azotem i potasem w postaci nawozów mineralnych i trzecią dawką popiołu ze spalania komunalnych osadów ściekowych po dwóch latach nawożenia spowodowało istotny wzrost całkowitej zawartości węgla i azotu w glebie w porównaniu z wyłącznym nawożeniem mineralnym i pierwszą dawką popiołu.
- Zastąpienie w dawce NPK fosforu z superfosfatu wzbogaconego fosforem z popiołu ze spalania komunalnych osadów ściekowych spowodowało w obiektach po zbiorze kukurydzy zmianę klasy zasobności gleby w przyswajalny fosfor z wysokiej na bardzo wysoką.
- Zawartość przyswajalnego magnezu po dwóch latach stosowania popiołu z komunalnych osadów ściekowych wzrosła z klasy zasobności niskiej do klasy średniej w obu badanych obiektach.

**Praca finansowana z środków Ministerstwa Nauki i Szkolnictwa Wyższego
w ramach projektu badawczego nr: NN 305 1723 40**

LITERATURA

1. ALOTAIBI K.D., SCHOENAU J.J., FONSTAD T., 2013. Possible utilization of ash from meat and bone meal and dried distillers grains gasification as a phosphorus fertilizer: crop growth response and changes in soil chemical properties. *J. Soils Sediments* 13, 1024-1031.
2. CYR M., COUTAND M., CLASTRES P., 2007. Technological and environmental behavior of sewage sludge ash (SSA) in cement-based materials. *Cement and Concrete Research* 37 (8), 1278-1289.
3. DONATELLO S., TONG D., CHEESEMAN C.R. 2010. Production of technical grade phosphoric acid from incinerator sewage sludge ash (ISSA). *Waste Management* 30, 1634-1642.
4. IŻEWSKA A., WOŁOSZYK CZ., 2013. Wpływ nawożenia popiołem ze spalania komunalnych osadów ściekowych na właściwości chemiczne gleby lekkiej. *Praca w druku*.
5. MELLER E., BILENDA E., 2012. Wpływ popiołów ze spalania biomasy na właściwości fizykochemiczne gleb lekkich. *Polityka Energetyczna*, Tom 15, Z. 3, 287-292.
6. PIEKARCZYK M. 2013. Zawartość przyswajalnych form niektórych makro- i mikroelementów w glebie lekkiej nawożonej popiołem ze słomy pszennej ozimej. *Fragm. Agron.* 30(1), 92-98.
7. SMIL V., 2000. Phosphorus in the environment: natural flows and human interferences. *Annual Review of Energy and the Environment* 25, 53-88.
8. STAŃCZYK-MAZANEK E., PIĄTEK M., KĘPA U., 2013. Wpływ następczy osadów ściekowych stosowanych na glebach piaszczystych na właściwości kompleksu sorpcyjnego. *Rocznik Ochrona Środowiska* 15, 2437-2451.

PHYSICOCHEMICAL PROPERTIES OF SOIL WITH LIGHT ASH FERTILIZED BURNING OF MUNICIPAL SEWAGE SLUDGE

S u m m a r y

Schematic of study included five variants of fertilization of maize and spring oilseed rape with mineral fertilizers (NK, NPK) and mineral fertilizers and increas - stającymi doses of ash from the incineration of municipal sewage sludge (NK + P1 NK + P2, NK + P3). The ash was treated as a substitute for phosphorus - phosphorus cars . It was found that mineral fertilizers with nitrogen and potassium in the form of mineral fertilizers and third doses of ash from the incineration of municipal sewage sludge fertilization after two years resulted in a significant increase in the

total carbon and nitrogen content in the soil in comparison with the sole mineral fertilization and the first dose of ash. Replacement at a dose of NPK phosphorus from superphosphate enriched with phosphorus from the ash from the incineration of municipal sewage sludge resulted in objects after the maize class change in the soil available phosphorus from high to very high. The content of available magnesium after two years of ash from municipal sewage sludge increased from a low -class wealth to the middle class in both places .

Key words: ash from municipal sewage sludge, soil, light, available phosphorus, available potassium, total nitrogen and carbon

AGNIESZKA ŚLIWIŃSKA*, MICHAŁ DRAB**

**ZMIANY ZAWARTOŚCI WĘGLA ORGANICZNEGO
ORAZ WZAJEMNY STOSUNEK JEGO FORM
W REKULTYWOWANYCH UTWORACH PO EKSPLOATACJI
WĘGLA BRUNATNEGO W REJONIE ŁĘKNICY**

Streszczenie

Materiał badawczy pochodził z poletek doświadczenia założonego na terenach pokopalnianych po byłej Kopalni „Przyjaźń Narodów” w rejonie Łeknicy w województwie lubuskim. Omówione grunty charakteryzowały bardzo niekorzystne właściwości fizyczno-chemiczne [Krzaklewski I Wójcik 2007, Greinert 1988 oraz Greinert i in. 2009]. Uśrednione próbki gruntów pobrane z różnych głębokości poddano ekstrakcji metodą Schnitzera wykorzystując ług sodowy. W dalszej kolejności w próbkach tych oznaczono zawartości węgla ogólnego oraz sumy węgla kwasów huminowych i kwasów fulwowych przy użyciu analizatora TOC-Vcsn Total Organic Carbon Analyser-Shimadzu. Badania wykazały wysoce istotne zróżnicowanie zawartości węgla ogólnego oraz węgla kwasów huminowych i fulwowych. Stosunki węgla kwasów huminowych do węgla kwasów fulwowych przekraczały znacznie wartość 1,0. Wskazuje to na słaby stopień mineralizacji masy organicznej w badanych gruntach.

Słowa kluczowe: nieużytki po kopalni węgla brunatnego, rekultywacja, węgiel organiczny, kwasy fuwowe i huminowe

WSTĘP

Pozostające w glebach resztki roślinne i zwierzęce są źródłem materii organicznej. Procesy przemian materii organicznej są bardzo złożone i najsilniej zachodzą w powierzchniowej warstwie gleb tzw. poziomie próchnicznym. Odpowiedzialnymi za te procesy są drobnoustroje i mikrofauna glebowa [Badura 2004, Gonet i Markiewicz 2007]. Tempo przemian związków organicznych w

* doktorantka kierunku inżynieria środowiska; Uniwersytet Zielonogórski, Wydział Inżynierii Lądowej i Środowiska, Instytut Inżynierii Środowiska

** Uniwersytet Zielonogórski, Wydział Inżynierii Lądowej i Środowiska, Instytut Inżynierii Środowiska, Zakład Ochrony i Rekultywacji Gruntów

materię organiczną - humus - próchnicę zależy od warunków klimatycznych [Gonet i Markiewicz 2007]. Głównym składnikiem masy organicznej są według Kononowej [1968] tzw. swoiste substancje próchnicze (substancje humusowe). Stanowią one od 85-90% ogólnej ilości materii organicznej. Wśród substancji humusowych w glebach wyróżnia się kwasy fulwowe, kwasy huminowe i huminy. Wymienione związki tworzą w glebach mieszaninę – kompleks różnych substancji organicznych w zależności od rodzaju połączeń, z których powstają oraz warunków środowiska. Układy tych związków są zróżnicowane między sobą w zależności od budowy rodników i stopnia polimeryzacji.

CHARAKTERYSTYKA SUBSTANCJI ORGANICZNYCH

Substancje organiczne w glebie odgrywają dużą rolę. Według Dziadowiec [2004] wpływają one korzystnie na właściwości fizyczne, fizykochemiczne, chemiczne i biologiczne gleb. Nadają one barwę ciemną i dzięki temu gleby pochłaniając promieniowanie słoneczne szybciej się nagrzewają, przedłużając okres wegetacji roślin. Substancje organiczne mają wysoką pojemność wodną. Wydatnie zwiększają zdolności sorpcyjne gleb, adsorbują duże ilości kationów i regulują przy tym stężenie roztworów glebowych. Substancje organiczne zwiększają też zdolności buforowe gleb, regulując ich odczyn i stężenie składników pokarmowych niezbędnych do życia roślin. Są głównym źródłem węgla i azotu [Gonet i Markiewicz 2007]. Wzbogacają gleby w wyniku procesów syntezy i mineralizacji w składniki pokarmowe m.in.: fosfor, potas, wapń i wiele innych. Substancje humusowe wpływają korzystnie na aktywność biologiczną gleb [Eliada i in. 2005].

Ze względu na złożoną budowę oraz skład elementarny substancje humusowe klasyfikuje się za Odenem [Świdarska-Bróz 1985] według ich rozpuszczalności oraz w zależności od źródła ich pochodzenia. Wykazano, że od masy cząsteczkowej substancji humusowych zależy szybkość wiązania przez nie protonów i metali, a także zdolność do adsorpcji oraz migracji w środowisku. Substancje humusowe o niższej masie cząsteczkowej cechuje szybszy proces sorpcji oraz większa ruchliwość, natomiast substancje o większej masie cząsteczkowej wykazują większą zdolność wiązania metali [Krupińska 2012].

Kwasy fulwowe (KF) składają się z utlenionych pierścieni aromatycznych z rozbudowanymi łańcuchami bocznymi. Od kwasów huminowych różnią się swym składem elementarnym, budową i właściwościami.

Z tabeli 1 wynika, że kwasy fulwowe w stosunku do kwasów huminowych mają mniejszą zawartość węgla i azotu, a większą tlenu, natomiast zawartości wodoru są porównywalne. Łatwa rozpuszczalność fulwokwasów, jak i większości ich soli, decyduje o ich ruchliwości i zdolności przenikania w głąb profilów glebowych. Budowa i właściwości fulwokwasów nie są dotychczas zbadane

oraz wyjaśnione. Kwasy te dysocjują w roztworach silniej niż kwasy huminowe i wykazują odczyn silnie kwaśny.

Tab. 1. Skład elementarny frakcji próchnicznych wg Dobrzańskiego i Zawadzkiego [1999]

Tab. 1. Elemental composition of the humus fractions acc. to Dobrzański and Zawadzki [1999]

%	Kwasy huminowe	Kwasy fulwowe
C	53,6-56,2	40,7-50,6
H	3,2-6,2	3,8-7,0
O	33,3-38,8	43,1-49,7
N	0,8-5,5	0,9-3,3

Kwasy huminowe (KH) tworzą się w wyniku rozkładu wyjściowych organicznych substancji roślinnych i zwierzęcych oraz syntezy wielocząsteczkowych związków kwasów huminowych. Z chemicznego punktu widzenia kwasy huminowe zbudowane są z części aromatycznych i alifatycznych połączonych ze sobą wiązaniami kowalencyjnymi tzw. mostkami atomów np.: tlenowym –O–, azotowym –N= posiadającymi liczne grupy karboksylowe, hydroksylowe, metoksylowe, karbonylowe, chinonowe, sulfonowe oraz węglanowe, przyłączone do części alifatycznych i aromatycznych. Omówione związki różnych gleb charakteryzują się zróżnicowaną budową.

Interakcje pomiędzy substancjami organicznymi i mineralnymi są bardzo ważnymi fizykochemicznymi procesami zachodzącymi w glebie. Do charakterystyki właściwości próchnicy ważnym jest znajomość stosunku kwasów huminowych do fulwowych, a zwłaszcza w nowo powstających glebach.

CEL I OBIEKT BADAŃ

Celem pracy było określenie zawartości węgla wyekstrahowanego metodą Schnitzera [Dziadowiec i Gonet 1999] w stosunku do węgla ogólnego oraz określenie stosunku CKH/ CKF w glebach z poletka kontrolnego (bez nawożenia) i poletek nawożonych różnymi wariantami, nawozów mineralnych po 24 latach trwania doświadczenia.

Utwory zwałowe po byłej kopalni węgla brunatnego w Łęknicy stanowią głównie fitotoksyczne kwaśne piaski miocenijskie z różną ilością okruchów węgla brunatnego. Niekorzystną cechą tych utworów oprócz nadmiernego zakwaszenia (pH w 1M KCl często poniżej 3,5) są bardzo negatywnie ukształtowane właściwości fizyczne (nadmierna zwięzłość i skłonność do cementacji). Są to grunty o niejednorodnej budowie, niekorzystnych właściwościach powietrzno-wodnych, bardzo małej zasobności w składniki mineralne oraz niskiej aktywno-

ści biologicznej [Krzaklewski i Wójcik 2007, Greinert i in. 2009]. Właściwości te były zbliżone do właściwości utworów zwałowych w rejonie kopalni „Turów”, które w swoim składzie zawierają silnie zawęglone i zasiarczone ility kaolinitowe [Krzaklewski i Mikłaszewski 1996].

Prace badawcze prowadzono na terenach po byłej kopalni węgla brunatnego „Przyjaźń Narodów” – w rejonie Łęknicy, województwo lubuskie. Po zakończeniu wydobywania węgla tereny zrekultywowano [Greinert 1988] następująco:

- wyrównanie powierzchni spychaczami,
- odkwaszanie gruntów wapnem magnezowym z Huty Cynku „Miasteczko Śląskie” w ilości $50 \text{ Mg} \cdot \text{ha}^{-1}$,
- nawożenie mineralne: mączka fosforytowa w ilości $5 \text{ Mg} \cdot \text{ha}^{-1}$, saletrzak w ilości $0,2 \text{ Mg} \cdot \text{ha}^{-1}$, fosforan amonu w ilości $0,2 \text{ Mg} \cdot \text{ha}^{-1}$ i sól potasowa w dawce $0,4 \text{ Mg} \cdot \text{ha}^{-1}$,
- obsadzanie powierzchni sosną zwyczajną.

METODYKA BADAŃ

Doświadczenie polowe założono w 1986 roku. Poletka wytyczono na powierzchniach obsadzonych sosną. Wymiary poletek wynosiły $35 \times 8 \text{ m}$. Na poletkach zastosowano zmienne warianty nawożenia mineralnego według schematu:

- kontrola – bez nawożenia mineralnego
- wapno magnezowe $8 \text{ Mg} \cdot \text{ha}^{-1}$
- $\text{N} - 0,10 + \text{P}_2\text{O}_5 - 0,07 + \text{K}_2\text{O} - 0,16 \text{ Mg} \cdot \text{ha}^{-1}$
- $\text{N} - 0,20 + \text{P}_2\text{O}_5 - 0,14 + \text{K}_2\text{O} - 0,32 \text{ Mg} \cdot \text{ha}^{-1}$
- wapno magnezowe $8 \text{ Mg} \cdot \text{ha}^{-1} + \text{N} - 0,10 + \text{P}_2\text{O}_5 - 0,07 + \text{K}_2\text{O} - 0,16 \text{ Mg} \cdot \text{ha}^{-1}$
- wapno magnezowe $8 \text{ Mg} \cdot \text{ha}^{-1} + \text{N} - 0,20 + \text{P}_2\text{O}_5 - 0,14 + \text{K}_2\text{O} - 0,32 \text{ Mg} \cdot \text{ha}^{-1}$

Wapno magnezowe stosowano jednorazowo, jesienią 1986 roku. Nawozy mineralne stosowano wiosną 1987 roku w postaci:

- N – saletry amonowej
- P_2O_5 – superfosfatu pojedynczego pylistego
- K_2O – soli potasowej 50%

Jesienią 2010 roku z charakterystycznych warstw poziomu próchnicznego gleb inicjalnych z poszczególnych poletek pobrano uśrednione próbki. Próbki poddano ekstrakcji metodą Schnitzera przy pomocy ługu sodowego bez wstępnej dekalcytacji. Następnie w każdej próbie określono w trzech powtórzeniach zawartość węgla ogólnego oraz węgla wyekstrahowanego czyli sumy węgla kwasów huminowych i węgla kwasów fulwowych za pomocą analizatora TOC-Vcsn Total Organic Carbon Analyzer Shimadzu.

WYNIKI BADAŃ

Dane zawarte w tabeli 2 wskazują, że zawartości C ogólnego w próbkach glebowych pobranych z poszczególnych poletek były wyraźnie zróżnicowane. Najmniej C ogólnego stwierdzono w próbkach gruntu pobranych z poletka nr 5 (wapno magnezowe $8 \text{ Mg} \cdot \text{ha}^{-1}$ + N - 0,10 + P_2O_5 - 0,07 + K_2O - 0,16 $\text{Mg} \cdot \text{ha}^{-1}$). Najwięcej omówionej formy węgla wystąpiło w próbkach z poletka nr 4 (warian z nawożeniem N - 0,20 + P_2O_5 - 0,14 + K_2O - 0,32 $\text{Mg} \cdot \text{ha}^{-1}$).

Tab. 2. Zawartości form węgla oraz stosunek $C_{\text{KH/KF}}$ w próbkach glebowych

Tab. 2. Content and the ratio $C_{\text{KH/KF}}$ of carbon forms in soil samples

Nr poletka	Głębokość pobrania próbek; cm	C ogólny	C wyekstrahowany	Udział C wyekstrahowanego do ogólnego	Stosunek C _{KH/KF}
		g·kg ⁻¹			
1	0-3	423,5	53,8	127,0	1,5
	3-8	10,2	4,9	480,4	1,5
	8-30	5,5	4,0	727,3	3,4
	<30	3,8	3,5	921,1	4,4
2	0-3	387,3	115,2	297,4	2,8
	1,5-12	34,3	16,4	478,1	9,3
	12-30	31,2	19,6	628,2	13,0
	<30	23,4	16,0	683,4	8,6
3	0-2,5	319,0	70,1	219,7	2,3
	2,5-9	24,3	11,3	465,0	6,7
	9-30	12,9	10,0	775,2	6,3
	<30	44,1	30,9	700,7	12,0
4	0-3	436,9	90,6	207,4	2,7
	3-7	21,5	10,2	474,4	3,4
	7-22	15,0	11,3	753,3	5,9
	<42	13,2	10,0	757,5	4,0
5	0-3	55,9	13,0	232,6	1,8
	3-7	12,2	5,8	475,4	2,4
	7-23	14,5	10,6	731,0	4,3
	<32	8,7	6,6	758,6	2,9
6	0-3	148,4	24,6	165,8	3,3
	3,5-10	14,5	8,9	613,8	3,1
	10-32	14,8	10,2	689,2	5,2
	<32	11,3	8,0	708,0	4,4

Analiza statystyczna wykazała wysoce istotne zróżnicowanie zawartości C ogólnego w próbkach pobranych z poszczególnych poletek doświadczenia, NIR

= 0,012 g·kg⁻¹, $p < 0,01$. Bez względu na zastosowany wariant nawozowy najwyższe zawartości C ogólnego stwierdzono w poziomach ściółki leśnej. Wraz ze wzrostem głębokości poboru próbek zawartości omówionej formy węgla zmniejszały się. Analiza statystyczna ukazała wysoce istotny wpływ głębokości poboru próbek gruntów na zmiany C ogólnego, $NIR = 0,011 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$, $p < 0,01$. Podobne zależności wykazano w przypadku zawartości węgla wyekstrahowanego z badanych gleb. W tym przypadku wartości NIR wyniosły odpowiednio 0,042 g·kg⁻¹ dla poletek i 0,035 g·kg⁻¹ dla głębokości a prawdopodobieństwo dla obu przypadków było poniżej 0,01.

Udział procentowy węgla wyekstrahowanego w stosunku do formy ogólnej węgla w próbkach pobranych z poziomu ściółki leśnej wszystkich badanych poletek był wyraźnie niższy w porównaniu z próbkami pobranymi z głębszych warstw. Wraz ze wzrostem głębokości poboru próbek wszystkich poletek wzrastał udział węgla wyekstrahowanego w stosunku do formy ogólnej węgla. W próbkach pobranych z poziomów głębszych udział węgla wyekstrahowanego w stosunku do węgla ogólnego zmieniał się od 2,3-krotnie w próbkach z poletka nr 2 (wariant z wapnem magnezowym) do 7,2-krotnie w próbkach z poletka kontrolnego – bez nawożenia. Stosunek $C_{KH/KF}$ charakteryzujący, stopień rozkładu masy organicznej bardzo wyraźnie przewyższał wartość 1,0 (tab. 2). Świadczy to o bardzo słabym stopniu mineralizacji substancji organicznej w badanych gruntach pokopalnianych. Stosunek ten był najwyższy na poletku 2 (wariant z wapnem), na którym wynosił od 2,8 w poziomie ściółki leśnej do 13,0 w próbce pobranej z głębokości 12-30 cm. Najniższe stosunki oznaczonych kwasów organicznych stwierdzono w próbkach pobranych z poletka kontrolnego, w których kształtował się on od 1,5 do 4,4. Próbkę pobraną z poletka 4, 5 i 6 wykazały bardzo zbliżone wartości stosunków kwasów huminowych do fulwokwasów.

DYSKUSJA

Powstająca w czasie rekultywacji masa organiczna wpływa znacząco na właściwości powstających gleb na terenach pokopalnianych. Efektywność rekultywacji stanowi kryterium oceny jakościowej powstających gleb. Istotnym przy ocenie jakości masy organicznej jest stosunek węgla kwasów huminowych do węgla kwasów fulwowych (C_{KH}/C_{KF}). W badanych profilach wyekstrahowane związki wskazują na wyraźną dominację kwasów huminowych. W najwyższych położonych poziomach wszystkich poletek stosunek C_{KH}/C_{KF} wskazywał na intensywne gromadzenie się kwasów huminowych. Omówiony stosunek kwasów do siebie ma wartość powyżej 1. Podobny skład frakcyjny wykazano w utworach zwałowych z terenów kopalni „Turów”, w których frakcja kwasów huminowych wyraźnie dominowała. Dzięki ich właściwościom i budowie

można tłumaczyć wiele procesów zachodzących w gruntach pogórnich [Gilewska 1991]. Przyjmuje się, że cechą charakterystyczną próchnicy kwaśnych gleb bielcowych jest przewaga fulw kwasów nad kwasami huminowymi, to jest stosunek $C_{KH/KF} < 1,0$ [Kononowa 1968]. W badanych glebach we wszystkich badanych próbkach stosunek $C_{KH/KF}$ był wyższy od 1,0 a w miarę wzrostu głębokości poboru próbek najczęściej zwiększał się. Tylko w poziomach > 30 cm i > 42 cm nieznacznie był mniejszy od poziomów zalegających ponad wymienionymi. Wyniki opisane korespondują z wynikami badań gruntów pogórnich zwałowisk „Bełchatów” i „Piaseczno” w wariantach żyźniejszych ($C_{KH/KF}$ odpowiednio 1,38 i 1,70) oraz na zwałowisku „Smolnica” w wariantcie nienawożonym [Pietrzykowski 2010].

Nawożenie mineralne wpływa pozytywnie na przemiany masy organicznej [Neagu, Oprea 2012]. Zmniejszanie zawartości masy organicznej w głąb profilu wskazuje na mineralizację szczątków organicznych a więc wzrost aktywności biologicznej [Luspascu i in. 2011]. Niniejsze badania wykazały powolną mineralizację, a więc akumulację masy organicznej w każdym z badanych profili. Procentowy udział węgla wyekstrahowanego w stosunku do węgla ogólnego wahał się od 12,7 do 92,1. Substancje organiczne ulegają szybciej mineralizacji, gdy stopień humifikacji, a więc udział węgla wyekstrahowanego w zawartości węgla ogólnego wynosi powyżej 70% [Luspascu i in. 2011].

W badanych utworach pokopalnianych w każdym profilu wytworzył się na głębokości 0-3 cm poziom organiczny „O” przypominający właściwościami naturalny poziom ściółki leśnej. Poziom ten jest najbardziej zasobny w masę organiczną, pochodzącą nie tylko z okruszków węgla brunatnego ale z opadu drzewnego. Z pewnością na procesy przemian masy organicznej w badanych utworach pokopalnianych miały też wpływ właściwości gruntów, to jest silne jego ubicie oraz niekorzystne właściwości fizykochemiczne i chemiczne [Greinert i in. 2009].

WNIOSKI

Przeprowadzone badania upoważniają do sformułowania następujących wniosków:

- Zawartość węgla organicznego oraz węgla wyekstrahowanego czyli sumy węgla kwasów huminowych i fulwowych w glebach z poszczególnych poletek była wysoce istotnie zróżnicowana.
- Najwyższe zawartości obu form węgla występowały w wierzchniej warstwie poziomu próchnicznego gleb. W miarę wzrostu głębokości pobrania próbek zawartości te ulegały zmniejszeniu. Stwierdzono wysoce istotne zróżnicowanie zawartości węgla organicznego i jego form zależnie od głębokości zalegania materiału.

- Stosunek $C_{KH/KF}$ w badanych gruntach pokopalnianych znacznie przekraczał wartość 1,0. Świadczy to o słabej mineralizacji masy organicznej w badanych glebach.

LITERATURA

1. BADURA L., 2004. Mikroorganizmy w glebach – ich rola i znaczenie, Akademia Górniczo-Hutnicza im. Stanisława Staszica w Krakowie, Zeszyty Naukowe nr 2, Kraków.
2. DOBRZAŃSKI B., ZAWADZKI S., 1999. Gleboznawstwo. PWRiL Warszawa.
3. DZIADOWIEC H., 2004. Procesy humifikacji w glebach leśnych. Metody badań substancji humusowych ekosystemów wodnych i lądowych; pod redakcją D. Gołbiowskiej, Akademia Rolnicza w Szczecinie.
4. DZIADOWIEC H., GONET S., 1999. Przewodnik metodyczny do badań materii organicznej gleb. Prace Komisji Naukowych Polskiego Towarzystwa Gleboznawczego nr 120, Warszawa.
5. ELIADA M. PENA-MENDEZ; HAVEL J., PATOCKA J., 2005. Humic substances – compounds of still unknown structure: applications in agriculture, industry, environment, and biomedicine, Journal of Applied Biomedicine. Vol: 3 Issue: 1 Pages/record No.: 13-24.
6. GONET S., MARKIEWICZ M., 2007. Rola materii organicznej w środowisku. Polskie Towarzystwo Substancji Humusowych, Wrocław.
7. GILEWSKA M., 1991. Rekultywacja biologiczna gruntów pogórnich na przykładzie KWB „Konin”, Roczniki Akademii Rolniczej w Poznaniu, Poznań.
8. GREINERT H., 1988. Charakterystyka właściwości gleb powstałych w wyniku rekultywacji terenów po eksploatacji węgla brunatnego w rejonie Łęknicy, Zeszyty Naukowe nr 84, Inżynieria Środowiska 4, Zielona Góra.
9. GREINERT H., DRAB M., GREINERT A., 2009. Studia nad efektywnością zwałowisk fitotoksycznie kwaśnych piasków mioceńskich po byłej kopalni węgla brunatnego w Łęknicy, Uniwersytet Zielonogórski, Zielona Góra.
10. KONONOWA M., 1968. Substancje organiczne gleby, ich budowa, właściwości i metody badań, PWRiL Warszawa.
11. KRUPIŃSKA I., 2012. Problemy związane z występowaniem substancji humusowych w wodach podziemnych, Zeszyty Naukowe nr 148, Inżynieria Środowiska 28, Zielona Góra.
12. KRZAKLEWSKI W., WÓJCIK J., 2007. Doskonalenie technologii rekultywacji biologicznej zboczy i kształtowanie biotopu dla leśnego zagospodaro-

- rowania zwałowiska zewnętrznego KWB „Turów”. IKiO AGH, Kraków, 12-20.
13. KRZAKLEWSKI W., MIKŁASZEWSKI A., 1996. Rekultywacja zwałów nadkładu w górnictwie węgla brunatnego w Polsce (Reclamation of dumps in brown coal industry in Poland). *Prace naukowe Instytutu Górnictwa Politechniki Wrocławskiej* Nr 79. Oficyna Wydawnicza Politechniki Wrocławskiej Wrocław.
 14. LUPASCU A., CHELARIU D., 2011. Humic fractions from two soil types located in Harghita Mountains, Present Environment and Sustainable Development, Vol: 5 Issue: 1 Pages/record No.: 197-206.
 15. NEAGU C.V., OPREA G., 2012. Humus Substances and Soil Fertility, *Scientific Papers Series: Management, Economic Engineering in Agriculture and Rural Development*, Vol: 12 Issue: 1 Pages/record No.: 153-156.
 16. PIETRZYKOWSKI M., 2010. Skład frakcyjny i właściwości optyczne próchnic gleb powstających na terenach pogórnicznych rekultywowanych dla leśnictwa Fractional composition and optical properties of humus of soils developing on post-mining areas reclaimed for forest use. *SYLWAN* R.154 (11):742-749.
 17. ŚWIDERSKA-BRÓŹ M., 1985. Interakcja związków humusowych z wybranymi metalami oraz jej wpływ na usuwanie badanych metali z wody, Wyd. PWr., Wrocław.

THE CHANGES IN FORMS OF ORGANIC CARBON AND ITS CONTENT IN RECLAIMED AREA OF ŁĘKNICA REGION

S u m m a r y

The samples were taken from the plots experiment established in the areas of the "Przyjaźń Narodów" lignite mine in Łęknica Region. The discussed land characterized very unfavorable physical-chemical properties chemiczne [Krzaklewski i Wójcik 2007, Greinert 1988, Greinert et al. 2009]. The mean soil samples taken from individual soil horizons were extracted by sodium hydroxide (Schnitzer method). Subsequently, these samples were determined in the content of total carbon and the sum carbon from humic and fulvic acids on TOC-V_{CSN} Shimadzu. The study showed highly significant differences in the content of total carbon and carbon from humic and fulvic acids. Relations between total coal to coal from humic and fulvic acids exceed the value of 1.0 which may suggest a low level of mineralization of organic matter in studied soils.

Key words: land after brown coal-mine, reclamation, organic carbon, fulvic and humin acids

JACEK CZEKAŁA***AZOT I JEGO FRAKCJE W KOMUNALNYCH
OSADACH ŚCIEKOWYCH***Streszczenie*

W pracy przedstawiono wyniki badań dotyczących udziału frakcji azotu, w komunalnych osadach ściekowych. Stwierdzono, że hydrolizie podlegało średnio od 41,8 do 52,4% azotu, przy czym na połączenia szybko dostępne dla roślin, które charakteryzuje frakcja wodnorozpuszczalna przypadło od 14,4 do 21,3% ogólnej ilości azotu w osadach ściekowych

Słowa kluczowe: osady ściekowe, frakcje azotu

WPROWADZENIE

Azot jest najważniejszym składnikiem plonotwórczym roślin, pobieranym w formie kationu, jak i anionu. Zawartość azotu ogólnego w glebach według różnych źródeł waha się od 0,01 do 0,40%, przy średniej zawartości dla gleb polskich 0,1% [Kalembasa, Niklewski 1979, Mercik i Fotyma 1995]. Jednakże dla roślin dostępne jest na ogół od 1 do 3% powyższych ilości. Wynika to z faktu występowania azotu głównie w formach organicznych [Stevenson 1982]. Tak mała dostępność azotu glebowego dla roślin wskazuje na konieczność corocznego nawożenia tym składnikiem.

Rolnictwo wykorzystuje w tym celu różne źródła azotu, głównie nawozy mineralne oraz naturalne i organiczne. Coraz częściej rolnicy korzystają także z komunalnych osadów ściekowych lub kompostów wytworzonych z ich udziałem. Z danych GUS [2012] wynika, że w 2011 roku rolnictwo wykorzystało 116,2 tys. Mg osadów komunalnych w przeliczeniu na suchą masę. Stanowiło to 22,4% ogólnej masy osadów komunalnych wytworzonej w Polsce. Brak z kolei dokładnych danych dotyczących masy kompostowanych osadów komunalnych i wytwarzanych z ich udziałem kompostów.

Komunalne osady ściekowe są odpadem zasobnym w azot, którego zawartość waha się w bardzo szerokich granicach. Według Maćkowiaka [2000], za-

* Uniwersytet Przyrodniczy w Poznaniu, Katedra Gleboznawstwa i Ochrony Gruntów

wartość N w osadach pochodzących z przemysłu spożywczego wynosił średnio $35,3 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1} \text{ s.m.}$, w zakresie od 1,20 do $83,50 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1} \text{ s.m.}$. Z badań Czekąły (dane niepublikowane) wynika, że komunalne osady ściekowe zawierają azot w ilościach od 11,9 do 61,5 średnio $39,1 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1} \text{ s.m.}$. Na ogół zawartość ta waha się w granicach od 25,0 do $40,0 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1} \text{ s.m.}$, chociaż maksymalne ilości azotu mogą przekraczać nawet $80 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1} \text{ s.m.}$ [Siuta 2002].

Można więc mówić o osadach, jako potencjalnie ważnym źródle azotu. Tym bardziej, że masa wytwarzanych osadów wzrasta z każdym rokiem [GUS 2012], jak i ich wykorzystanie w rolnictwie (tab.1). Przyjmując średnią zawartość azotu w komunalnych osadach ściekowych na poziomie $35 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1} \text{ s.m.}$ oznacza to, że w masie wytworzonych osadów w 2011 roku zawarte było średnio 18172 Mg azotu, z czego do rolnictwa trafiło około 4070 Mg tego składnika.

Tab. 1. Komunalne osady ściekowe wytworzone w latach 2006-2011 (tys. Mg s.m.) oraz ilości zawartego w nich azotu

Tab. 1. Household sewage sludge produced in years 2006-2011 (thousands of tons DM) and quantities of nitrogen contained in it.

Wyszczególnienie	Lata				
	2006	2007	2008	2009	2011
Osady - tys. Mg suchej masy	501,3	533,4	567,3	563,1	519,2
Stosowane w rolnictwie; tys. Mg s.m.	80,6	98,2	112,0	123,1	116,2
Wykorzystanie w rolnictwie (%)	16,1	18,4	19,7	21,9	22,4
Średnia zawartość N	$35 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1} \text{ s. m.}$				
Średnia ilość N w osadach - Mg	17545	18669	19855	19708	18172
Średnia ilość N (Mg) zastosowana z osadami w rolnictwie	2810	3437	3920	4308	4067

Zawartość ogólna azotu w osadach to jedna kwestia, a dostępność tego składnika dla roślin to inny problem. Kuziemska i Kalembasa [1997] wykazali, że osady komunalne zastosowane w zróżnicowanych dawkach nie wpływały istotnie na plony plonu ziarna i słomy jęczmienia, jak i plony kukurydzy, wykazując podobne działanie do obornika. Zdaniem autorów azot w osadach występuje w formie związków trudno ulegających mineralizacji, co jest prawdopodobnie główną przyczyną jego małego wykorzystania przez rośliny. Czekąła [2000] badając wartość nawozową osadów wykazał duże, ale zróżnicowane wykorzystanie z nich azotu przez rośliny z wyraźną tendencją malejącą wraz ze wzrastającymi dawkami osadów.

Z badań [Hernandez i in. 2002] wynika, że w okresie 20 tygodni, mineralizacji podlegało w glebach od 13 do 41% azotu zawartego w osadach ściekowych. Wykazano, że większa mineralizacja miała miejsce w glebie lekkiej niż

ciężkiej. Z kolei badania Wieczorka i Gambusia [2009] wskazują na znaczenie pochodzenia i właściwości osadów w wykorzystaniu azotu przez rośliny.

Celem pracy było określenie form azotu w wybranych komunalnych osadach ściekowych.

MATERIAŁ I METODY

Próbki osadów ściekowych pochodziły z czterech różnych oczyszczalni ścieków. Próbką 6 była granulatem powstałym po wysuszeniu osadów, z oczyszczalni, z której pochodzi próbka 5. Wybrane właściwości osadów przedstawiono w tabeli 2.

Frakcje azotu w osadach ściekowych określono metodą analizy sekwencyjnej obejmującej następujące formy [Czekała i in. 2010]:

- wodnorozpuszczalna (N-H₂O),
- łatwo hydrolizująca (N-LH),
- trudno hydrolizująca (N-TH),
- azot niehydrolizujący (N-NH)

Próbki (s.m.) osadów wytrząsano wodą dejonizowaną (1:50 m/v) przez 2 godziny. Następnie całość odwirowano i przesączono do kolbek miarowych (100 cm³).

Azot amonowy (N-NH₄) oznaczono metodą Bremnera z MgO, azot ogólny w wyciągu metodą Kjeldahla. Pozostałość po odwirowaniu zalano roztworem 0,25 mol·dm⁻³ H₂SO₄ i przez okres 3 h hydrolizowano na łaźni wodnej w temperaturze 105°C, a po odwirowaniu roztwór przesączono do kolbek miarowych (100 cm³), uzyskując frakcję azotu łatwo hydrolizującego.

Pozostałość kompostu hydrolizowano roztworem 2,50 mol·dm⁻³ H₂SO₄ przez 3 h na łaźni wodnej w temperaturze 105°C, odwirowano a roztwór przesączono do kolbek miarowych (100 cm³). Azot oznaczony w wyciągu stanowiła frakcja trudno hydrolizująca (N-TH). Azot nie hydrolizujący (N-NH) wyliczono z różnicy między zawartością azotu ogólnego (N_{og}) a sumą wydzielonych trzech frakcji.

W obu wyciągach kwaśnych oznaczono azot amonowy, ogólny oraz organiczny.

Azot ogólny osadów ściekowych (N_{og}) oraz azot ogólny frakcji (N_{og}Fr) oznaczono metodą Kjeldahla na aparacie typu 2300 Kjeltac Analizer Unit.

Uzyskane wyniki opracowano statystycznie metodą analizy wariancji stosując do określenia istotności różnic test Duncana, przy poziomie istotności $p \leq 0,05$ z wykorzystaniem programu STAT.

WYNIKI I DYSKUSJA

Wybrane właściwości osadów ściekowych, pochodzące z różnych oczyszczalni przedstawiono w tabeli 2. Uwagę zwracają przede wszystkim różnice w zawartości materii organicznej, co pośrednio wskazuje na różny stopień stabilizacji osadów. Pod tym względem wyróżniają się szczególnie próbki osadów nr 2 i 5.

Tab. 2. Wybrane właściwości próbek osadów ściekowych

Tab. 2. Selected properties of the samples the sewage sludge

Parametr	Jednostka	Osady ściekowe					
		1	2	3	4	5	6
Sucha masa	%	16,98	12,41	37,27	38,00	19,32	94,97
Materia organiczna	g·kg ⁻¹ s.m.	661,5	744,5	555,0	656,0	785,0	625,0
N _{ogólny}		48,86	56,28	26,04	38,08	48,86	39,62
C _{org}		330,8	372,0	290,0	336,2	377,5	326,2
Popiół		338,5	255,5	445,0	344,0	215,0	375,0
C : N		6,77	6,61	5,15	8,83	7,73	8,23
pH(H ₂ O)		6,96	7,22	7,67	6,89	6,76	6,92

Różnice ilościowe w osadach dotyczyły również zawartości azotu ogólnego, wynoszące od 26,04 do 56,28 g·kg⁻¹ s.m. (tab. 2), które były statystycznie istotne ($F = 2397^{**}$), o czym świadczy wydzielenie ich w różnych grupach jednorodnych (tab. 2). Bez względu na zawartość ogólną, wszystkie próbki osadów podlegały w zróżnicowanym stopniu działaniu roztworów: wodnego i kwaśnych (0,25 i 2,50 mol·dm⁻³ H₂SO₄) (tab. 3). Podkreślić należy przede wszystkim względnie dużą ilość form wodnorozpuszczalnych, teoretycznie łatwo dostępnych dla roślin. Suma N-H₂O, wynosiła średnio od 3,73 do 10,42 g·kg⁻¹ s.m. (tab. 3), co stanowiło od 14,4 do 21,3% zawartości ogólnej N osadów.

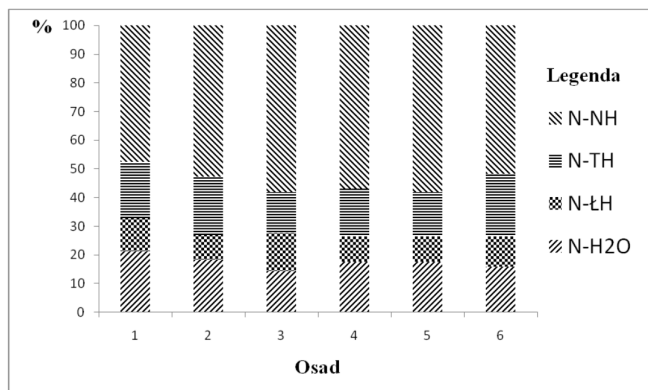
Do wyciągu wodnego przeszła forma nieorganiczna, amonowa, oraz część azotu organicznego. Ilość azotu amonowego (N-NH₄) niezwiązana, wynosiła od 0,58 do 2,60 g·kg⁻¹ s.m. (tab. 3), co stanowiło od 5,6 do 39,1% sumy N wyekstrahowanego roztworem wodnym. Uwagę zwraca próbka nr 6 będąca granulatem wysuszonych osadów, jak i nr 5 stanowiąca osad nie podsuszony po prasie, z tej samej oczyszczalni.

Wykazano, że zawartość amonowej formy azotu wyciągu wodnego nie zależała istotnie od N_{og} wyciągu ($r = -0,43$), natomiast suma N-H₂O, była istotnie dodatnio skorelowana z zawartością azotu ogólnego osadów ($r^2 = 0,929$).

Podkreślić należy stosunkowo dużą ilość azotu „wolnego” N-NH₄, nie tylko w wyciągu wodnym, ale i w wyciągach kwaśnych (tab. 3). W odniesieniu do

sum azotu tych frakcji stanowiło to od 8,7 do 46,6% we frakcji łatwo rozpuszczalnej i od 21,7 do 52,55 we frakcji trudno rozpuszczalnej azotu. Wskazuje to na możliwość uwalniania się azotu amonowego w procesie przemian osadów ze wszystkich jego połączeń podlegających w różnym stopniu rozkładowi.

Mniejsze ilości (od 2,4 do 3,0 krotnie) stanowiły formy azotu łatwo hydrolizującego (tab. 2), wynoszące od 8,5 do 13,2% azotu ogólnego osadów. Z kolei na połączenia trudno rozpuszczalne, hydrolizujące w roztworze $2,50 \text{ mol} \cdot \text{dm}^{-3} \text{H}_2\text{SO}_4$, przypadało średnio od 15,6 do 21,7% azotu ogólnego (rys. 1).



Rys. 1. Udział frakcji azotu w azocie ogólnym osadów ściekowych
Fig. 1. Proportion of fraction nitrogen in total nitrogen of the examined sewage sludge

Tab. 3. Azot ogólny i jego frakcje w badanych osadach ściekowych
Tab. 3. Total and fraction nitrogen content in the examined sewage sludge

Osady	N _{ogólny}	Frakcje azotu								
		wodnorozpuszczalna			0,25 mol·dm ⁻³ H ₂ SO ₄ *			2,5 mol·dm ⁻³ H ₂ SO ₄ **		
		N _{og}	N-NH ₄	N _{org.}	N _{og}	N-NH ₄	N _{org.}	N _{og}	N-NH ₄	N _{org.}
		g·kg ⁻¹ s.m.								
1	48,86e	10,42d	0,69a	9,73d	5,68d	0,64b	5,04d	9,52d	2,50b	7,02d
2	56,28f	10,38d	0,58a	9,80d	4,76c	0,40a	4,36c	11,48e	2,49b	8,99e
3	26,04a	3,74a	1,01b	2,73a	3,43a	1,60d	1,83a	3,71a	1,65a	2,06a
4	38,08b	6,65bc	2,60d	4,05b	3,43a	1,51d	1,92a	6,37b	2,80b	3,57b
5	42,98d	7,56c	1,80c	5,76c	3,78ab	0,81b	2,97b	6,72b	3,52c	3,20b
6	39,62c	6,30b	1,67c	4,63b	4,20b	1,03c	3,17b	8,61c	2,63b	5,98c
średnio	41,98	7,51	1,39	6,12	4,21	1	3,21	7,73	2,6	5,13

* azot łatwo hydrolizujący; ** azot trudno hydrolizujący

a-f- wartości oznaczone w kolumnach różnymi literami różnią się statystycznie istotnie, $P < 0.05$

Tab. 4. Suma azotu rozpuszczalnego w osadach ściekowych

Tab. 4. The sum of soluble nitrogen in sewage sludge

Osady ściekowe	Suma azotu rozpuszczalnego $\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$ s.m.	Udział w N_{og} (%)
1	25,62	52,43
2	26,62	47,30
3	10,88	41,78
4	16,45	43,20
5	18,06	42,02
6	19,11	48,23

WNIOSKI

- Badane osady ściekowe charakteryzowały się zróżnicowaną zasobnością w azot ogólny, wynoszącą ponad 87% między wartościami skrajnymi.
- Azot zawarty w badanych komunalnych osadach ściekowych występował we frakcjach chemicznych o zmiennej podatności na rozpuszczanie, jak i w różnych połączeniach w każdej z frakcji.
- Frakcje azotu rozpuszczalne w wodzie i potencjalnie szybko dostępne dla roślin stanowiły od 14,4 do 21,3% azotu ogólnego osadów, z różnym w nich udziałem formy amonowej i połączeń organicznych.
- We wszystkich frakcjach rozpuszczalnych azotu wysoki udział miał wolny azot amonowy, a więc względnie szybko dostępny dla roślin podczas mineralizacji osadów w glebie.
- Azot w połączeniach trwałych, nie hydrolizujących stanowił średnio od 47,6 do 58,2% ogólnej jego ilości w osadach ściekowych.

LITERATURA

1. GREINERT, A.; 2000. Ochrona i rekultywacja terenów zurbanizowanych. Wyd. Politechniki Zielonogórskiej; ss. 216.
2. GREINERT, H.; DRAB, M.; 1984. Możliwość wykorzystania kory sosnowej w uprawie pomidorów szklarniowych. Zeszyty Naukowe WSI w Zielonej Górze, Nr 74, 117-130.
3. CZEKAŁA J., WRÓBLEWSKA H., PIOTROWSKA M., 2010. Nitrogen and its fractions in compots from wood waste. Ecological Chemistry and Engineering A, 17(6):585-591.

4. BREMNER J.M., 1965. Inorganic forms of nitrogen. In: C.A. Black (ed.) *Methods of soil analysis. Part 2, Agronomy*, **9**, 1179-1237. Amer. Sci. Soc. Agr. Inc., Madison, USA.
5. GARAU M.A., FELIPO M.T, RUIZ DEVILLA M.C., 1986. Nitrogen mineralization of sewage in soils. *Journal Environmental Quality*, **15**, 225-229.
6. Główny Urząd Statystyczny, 2012. *Ochrona środowiska*. Warszawa.
7. HERNÁNDEZ T., MORALB R., PEREZ- ESPINOSAB A., MORENO-CASELLESB J., PEREZ-MURCIAB M. D., GARCÍA C., 2002. Nitrogen mineralisation potential in calcareous soils amended with sewage sludge. *Bioresource Technology*, **83** 3, 213-219.
8. KUZIEMSKA B., KALEMBASA S., 1997. Wpływ wapnowania, dawki i rodzaju osadów ściekowych oraz nawożenia NPK na plon, skład chemiczny roślin i gleby. Cz. I. Plon roślin. *Arch. Ochr. Środ.*, **23**, 1-1: 97-108.
9. MAĆKOWIAK CZ., 2000. Skład chemiczny osadów ściekowych i odpadów przemysłu spożywczego o znaczeniu nawozowym. *Pam. Puł.*, **4**(5): 131-143.
10. MAGDOF F.R., AMADON J.F., 1980. Nitrogen availability from sewage sludge. *Journal Environmental Quality*, **9**, 451-455.
11. LAMPERT C., M. ZEISSNER, H. KROISS. Sewage sludge composition – a multifunctional information (internet)
<http://www.bvsde.paho.org/bvsaar/cdlodos/pdf/sewagesludge1003.pdf>, 30.03.2013).
12. LINDEMANN W.C., CARDENAS M., 1984. Nitrogen mineralization potential and nitrogen transformations of sludge-amended soil. *Soil Science Society America Journal*, **48**, 1072-1077.
13. SIUTA J., 2002. *Przyrodnicze użytkowanie odpadów*. IOŚ, Warszawa.
14. SMITH J.L. Cycling of nitrogen through microbial activity. [in:] *Advances in Soil Science*, (eds.) Hatfield J.L., Steward B.A., Lewis Publishers, Boca Raton, London: 91-120.
15. STEVENSON F.J., 1994. *Humus chemistry. Genesis, composition, reactions*. Wiley-Interscience Publ., 512 pp.
16. WIECZOREK J., GAMBUŚ F., 2009. Porównanie działania obornika i komunalnych osadów ściekowych na plonowanie i skład chemiczny słonecznika w doświadczeniu lizymetrycznym. *Zesz. Prob. Post. Nauk Roln.*, **537**: 359-368.

NITROGEN AND ITS FRACTIONS IN MUNICIPAL SAWAGE SLUDGE

S u m m a r y

The paper presents the results of research on the share of nitrogen fractions in household sewage sludge. It was found that on average 41.8% to 52.4% of nitrogen in sludge underwent hydrolysis. Yet, it should be stressed that 14.4% to 21.3% of the total amount of nitrogen included bonds characterised by water-soluble fractions, and thus easily accessed by plants.

Key words: sewage sludge, nitrogen fractions



**UNIWERSYTET ZIELONOGÓRSKI
INSTYTUT INŻYNIERII ŚRODOWISKA**

ZAPRASZA DO PODJĘCIA STUDIÓW

**NA KIERUNKU INŻYNIERIA ŚRODOWISKA
ZE SPECJALNOŚCIAMI: SYSTEMY OCHRONY ŚRODOWISKA,
URZĄDZENIA SANITARNE, ZAOPATRZENIE W WODĘ,
UNIESZKODLIWIANIE ŚCIEKÓW I ODPADÓW**

Studia pierwszego stopnia **inżynierskie** odbywają się w formie studiów stacjonarnych (3,5-letnie) i niestacjonarnych (4-letnie).

Studia drugiego stopnia **magisterskie** odbywają się w formie studiów stacjonarnych (1,5-roczne) i niestacjonarnych (2-letnie).

Studia trzeciego stopnia **doktoranckie** odbywają się w formie studiów stacjonarnych (4-letnie).

Informacje o kierunku i specjalnościach znajdziecie Państwo na stronie:

http://www.wils.uz.zgora.pl/oferta_dydaktyczna.html#dwa

Dziekanat WILiŚ (pok. 101 i 102, bud. A-8) czynny: wtorek, środa, czwartek, piątek - w godzinach 10-13, sobota (w czasie zjazdów WILiŚ): w godzinach 8-12, nieczynny – poniedziałek.

Informacje na temat rekrutacji:

<http://rekrutacja.uz.zgora.pl/index.php?akt>

Strona internetowa Wydziału Inżynierii Lądowej i Środowiska:

<http://www.wils.uz.zgora.pl/index.html>

Strona internetowa Instytutu Inżynierii Środowiska:

<http://www.iis.uz.zgora.pl/>



**UNIwersytet ZIELONOGÓRSKI
Instytut Inżynierii Środowiska**

**ZAPRASZA
DO WSPÓŁPRACY**

Oferujemy wykonanie:

- ocen oddziaływania na środowisko i raportów środowiskowych, na rzecz opracowań środowiskowych i planistycznych;
- opracowań ekofizjograficznych na inne cele niż wyżej podane;
- projektów koncepcyjnych i wykonawczych rekultywacji terenów zdegradowanych;
- dokumentacji geologiczno-inżynierskich;
- operatów wodno-prawnych;
- badań właściwości wód powierzchniowych i podziemnych, w tym przeznaczonych do spożycia;
- badań ścieków komunalnych i przemysłowych, osadów ściekowych i odpadów;
- badań gleb i gruntów wraz z podaniem zaleceń uprawowych i rekultywacyjnych.