

Spis treści

Dariusz BORUSZKO, Wojciech DĄBROWSKI,

Elżbieta GRYGORCZUK-PETERSON, Lech MAGREL, Józefa WIATER

Niskoskładnikowe metody oczyszczania ścieków i przeróbki osadów ściekowych

Low-cost methods of wastewater treatment and sewage sludge utilization..... 135

Gennady KOCHETOV, Dmitro SAMCHENKO, Irina NAUMENKO

Improvement of the ferritisation method for removal of nickel compounds from wastewater..... 143

Wojciech SAS, Andrzej GŁUCHOWSKI

Nośność podłoża drogowego z destruktu betonowego na przykładzie badań CBR

Capacity of road subbase from recycled concrete aggregate based on CBR test results..... 149

Maciej SWIRYDZIUK

Ponowne zastosowanie spoiwa cementowego odzyskanego z zaprawy recyklingowej

Further use of cement binder recovered from recycled mortar..... 155

Dariusz TOMASZEWICZ

Przykłady modernizacji i napraw obiektów budowlanych

Examples of modernization and repair building facilities..... 161

NISKOSKŁADNIKOWE METODY OCZYSZCZANIA ŚCIEKÓW I PRZERÓBKİ OSADÓW ŚCIEKOWYCH

**Dariusz BORUSZKO, Wojciech DĄBROWSKI,
Elżbieta GRYGORCZUK-PETERSON, Lech MAGREL, Józefa WIATER***

Politechnika Białostocka, Wydział Budownictwa i Inżynierii Środowiska, ul. Wiejska 45A, 15-351 Białystok

Streszczenie: W pracy przedstawiono wyniki badań dotyczące oczyszczania ścieków komunalnych, odcieków w oczyszczalniach mleczarskich, kompostowania osadów mleczarskich oraz fermentacji osadów w celu uzyskania biogazu. Stwierdzono, że w oczyszczalniach przydomowych uzyskuje się wysoką efektywność oczyszczania ścieków. Oczyszczanie odcieków przy pomocy hydrofitów wpływa korzystnie na pracę oczyszczalni ścieków mleczarskich. Stosowanie Efektywnych Mikroorganizmów przyspiesza procesy kompostowania różnych odpadów organicznych. Osady ścieków komunalnych i mleczarskich można fermentować i otrzymać biogaz.

Słowa kluczowe: osady, ścieki, oczyszczalnie hydrofitowe, biogaz.

1. Wstęp

Praca poświęcona jest problematyce oczyszczania ścieków i przeróbki osadów alternatywnymi metodami. Metody te, to oczyszczanie ścieków z użyciem hydrofitów, wytwarzanie biogazu i kompostów. Wiąże się to z reguły z niskim zużyciem energii, niskimi kosztami inwestycyjnymi i eksploatacyjnymi oraz brakiem użycia reagentów chemicznych do wspomagania procesów.

2. Zastosowanie metody hydrofitowej w ochronie środowiska

Pierwsze systemy hydrofitowe w Polsce pojawiły się latach 90 ubiegłego wieku i wzorowane były na budowanych w Europie Zachodniej i Ameryce Północnej systemach określanych, jako „constructed wetlands”. Charakteryzują się one prostą obsługą oraz brakiem stosowania chemikaliów. W trakcie ich pracy nie powstają odpady charakterystyczne dla obiektów stosujących metody biologiczne i chemicznie czynne. Zalety metody hydrofitowej spowodowały jej wykorzystanie do oczyszczania ścieków bytowych, komunalnych, przemysłowych i rolniczych, ścieków ze stacji paliw, wód deszczowych, odcieków ze składowisk odpadów, spływów obszarowych z pól uprawnych i z lotnisk. Jest ona także stosowana do przeróbki osadów ściekowych. Zaletą złóż hydrofitowych stosowanych do przeróbki osadów jest ich niska energochłonność, prosta budowa oraz tania eksploatacja. Jest to coraz powszechniej stosowana

metoda służąca do rozwiązania problemów gospodarki ściekowej na terenach wiejskich, szczególnie w przypadku zabudowy rozproszonej (Rosen, 2002; Stanko, 2007). Wybór rodzaju przydomowej oczyszczalni ścieków powinien być uwarunkowany ilością odprowadzanych ścieków i zawartym w nich ładunków zanieczyszczeń, warunków gruntowo-wodnych, dostępnej powierzchni oraz aspektów ekonomicznych, które najczęściej wpływają na wybór danego rozwiązania. Uwzględnić należy także ochronę otaczającego środowiska (Błażejewski, 1999; Heidrich, 1998; Heidrich i in., 2008; Rosen, 2002; Stańko, 2007). W innym przypadku ich funkcjonowanie miałyby się z celem.

3. Zastosowanie metody hydrofitowej do oczyszczania odcieków

Ocieki z przeróbki osadów ściekowych są nieodłącznym produktem występującym w każdej oczyszczalni pracującej metodą osadu czynnego. Ich oddziaływanie na proces oczyszczania ścieków jest znaczne. Szczególnie odnosi się to do dużych obiektów oczyszczających ścieki komunalne bądź przemysłowe, gdzie osady są stabilizowane beztlenowo. Występują one także na obiektach stosujących stabilizację tlenową osadów. Taki sposób stabilizacji występuje w oczyszczalniach mleczarskich działających na terenie województwa podlaskiego. Są one zwykle zwracane na początek oczyszczalni powodując tym samym problemy z efektywną i stabilną eksploatacją. Ilość odcieków

* Autor odpowiedzialny za korespondencję. E-mail: j.wiater@pb.edu.pl

w ogólnym strumieniu ścieków wybranych oczyszczalniach wynosiła od kilku do kilkunastu procent.

Zastosowanie kosztownych metod fizyczno-chemicznych jest uzasadnione w przypadku największych oczyszczalni komunalnych. W przypadku mniejszych obiektów, które stabilizują osady tlenowo, celem jest zastosowanie prostszych i znacznie tańszych metod wydzielonego oczyszczania odcieków. Badania własne prowadzone na terenie dwóch oczyszczalni mleczarskich zlokalizowanych w Wysokiem Mazowieckiem i Bielsku Podlaskim. W trakcie badań skoncentrowano się na określeniu podstawowych wskaźników zanieczyszczeń ze szczególnym uwzględnieniem azotu amonowego. Wynika to z tego, iż odcieki z przeróbki osadów mleczarskich zawierają duży ładunek azotu. Złoża o przepływie pionowym służą do prowadzenia procesu nitrifikacji ze względu na dobre natlenienie i cykliczny pionowy przepływ. Rysunek 1 przedstawia instalacje badawcze w Wysokiem Mazowieckiem.

W tabeli 1 i 2 przedstawiono fragment wyników badań z 2007 roku, prowadzonych z zastosowaniem złoża hydrofitowych A i B o różnej budowie (wypełnieniu).

Uzyskane rezultaty wykazały przydatność tej metody celem zmniejszenia ładunku zanieczyszczeń ścieków mleczarskich. Może mieć to szczególne znaczenie ze względu, iż większość oczyszczalni mleczarskich działa według założeń projektowych z lat 70-tych ubiegłego wieku. Wymagają one modernizacji ze względu na wzrost ładunku ścieków jak i wymagania odnośnie, jakości ścieków oczyszczonych. Złoża hydrofitowe poziome, tak jak i pionowe zostały bardzo dobrze rozpoznane, w ostatnich latach zaobserwowano tendencje do stosowania układów hybrydowych opartych o złoża pionowe (nitrifikacja) i poziome (denitrifikacja). Szereg autorów określiło warunki stosowania takiego układu w przypadku oczyszczania ścieków bytowych (Błażejowski, 1996; Obarska-Pempkowiak i in., 2010; Brix i Arias, 2005; Janus i Van der Roast, 1997).



Rys. 1. Instalacje badawcze działające na terenie firmy Mlekovita w Wysokiem Mazowieckiem

Tab. 1. Parametry odcieków zasilających złoża A i B

Parametry	BZT ₅ [mg O ₂ ·dm ⁻³]	ChZT [mg O ₂ ·dm ⁻³]	TKN [mg N·dm ⁻³]	Azot amonowy [mg N-NH ₄ ·dm ⁻³]	Fosfor ogólny [mg P·dm ⁻³]
Wartość średnia	110	232,0	32,1	14,7	7,0

Tab. 2. Efektywność usuwania zanieczyszczeń w złożu hydrofitowym „A” i „B” w Wysokiem Mazowieckiem

Parametry	BZT ₅	CHZT	N-NH ₄	N-TKN	P-ogólny
Złoże pionowe A – efekt usunięcia %					
wartość średnia	86,9	74,2	89,2	70,0	36,0
Złoże pionowe B – efekt usunięcia %					
wartość średnia	85,0	75,0	86,6	69,4	39,0

4. Efektywność pracy przydomowych oczyszczalni ścieków

Efektywność pracy przydomowych oczyszczalni ścieków określać można na podstawie przeprowadzanych ankiet wśród użytkowników przydomowych oczyszczalni oraz badań fizyko-chemicznych ścieków. Badania przeprowadzone zostały na 50 istniejących obiektach, w których zastosowane są głównie дренаże rozsączające i filtry roślinne.

Ankietyzacja miała na celu zebranie danych dotyczących ogólnej charakterystyki i stanu sanitarnego gospodarstw (część I ankiety) oraz funkcjonowania oczyszczalni ścieków (część II ankiety), natomiast badania próbek ścieków dotyczyły głównie określenia takich parametrów jak odczyn, biochemiczne zapotrzebowanie na tlen – BZT₅, chemiczne zapotrzebowanie na tlen – ChZT, zawiesina ogólna oraz stężenie azotu. Uzyskiwane wyniki poddawane były analizie statystycznej. Przykładowe zmiany stężeń zanieczyszczeń dopływających do wybranych przyzagrodowych oczyszczalni ścieków przedstawiono w tabeli 3, a ocenę pracy oczyszczalni na rysunku 2. Tabela 4 zawiera zakresy wartości i stężenia ścieków surowych oraz oczyszczonych w oczyszczalniach roślinnych.

W indywidualnej ocenie eksploatowanych oczyszczalni ścieków w latach 2007-2010 użytkownicy określali ich pracę głównie, jako „dobrą”, „bardzo dobrą” oraz „wzorową” (rys. 2). Tylko nieliczni eksploatatorzy oczyszczalni określili ich pracę, jako „złą”. Wynikało to z błędów popełnionych w trakcie ich budowy. Należy zaznaczyć, że uzyskane oceny odnoszą się jednak do oczyszczalni, które funkcjonują dopiero około dwóch lat.

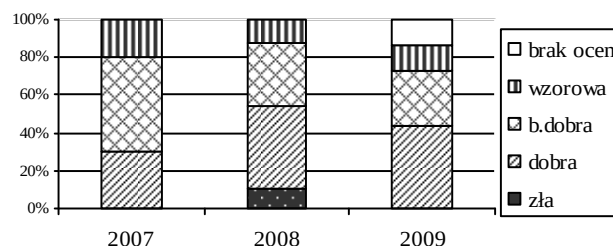
Tab. 3. Przykładowe wartości i stężenia badanych wskaźników w próbkach ścieków surowych i oczyszczonych w wybranych przyzagrodowych oczyszczalni typu roślinnego

Parametr	Ścieki	
	surowe	oczyszczzone
	n = 60	n = 60
pH	Zakres	6,6 – 7,7
	Średnia	7,38
	SD	0,58
BZT ₅ [g·m ⁻³]	Zakres	160 – 1003
	Średnia	620
	SD	359
ChZT [g·m ⁻³]	Zakres	450 – 1800
	Średnia	1033
	SD	374
Zawiesina og. [g·m ⁻³]	Zakres	420 – 530
	Średnia	488
	SD	36

Objaśnienia:

SD – odchylenie standardowe

* – niższe stężenia parametrów ścieków oczyszczonych występowały w obiektach z oczkami wodnymi



Rys. 2. Ocena przydomowych oczyszczalni ścieków w zależności od roku budowy

Tabela 4. Przykładowe wartości badanych wskaźników w próbkach ścieków dopływających do wybranych przyzagrodowych oczyszczalni

Parametr	Kod oczyszczalni						
	Wszystkie n = 90	O1 n = 15	O2 n = 15	O3 n = 15	O4 n = 15	O5 n = 15	O6 n = 15
pH	Zakres	6,6 – 8,5	6,6 – 7,5	7,4 – 8,4	6,8-7,6	6,9 – 7,9	7,4 -8,5
	Średnia	7,89	7,11	8,05	6,96	7,4	8,21
	SD	0,58	0,37	0,58	0,42	0,62	0,48
BZT ₅ [g·m ⁻³]	Zakres	680 – 1200	960 – 1200	680 – 940	910 – 1030	940 – 1020	690 – 1000
	Średnia	903	1008	840	974	982	836
	SD	130	34	82,8	39	27	130
ChZT [g·m ⁻³]	Zakres	890 – 1800	1300 – 1500	810 – 1110	1210 – 1800	1320 – 1510	890 – 1200
	Średnia	1295	1393	1619	1322	1419	1008
	SD	229	65	138	74	68	106
Zawiesina og. [g·m ⁻³]	Zakres	360 – 590	420 – 520	360 – 530	410 – 510	330 – 480	380 – 450
	Średnia	457	481	451	473	468	468
	SD	58,7	30,3	61,5	43,7	45	25,3

Przeprowadzone badania analityczne wykazały dość istotne przekroczenia badanych stężeń zanieczyszczeń w porównaniu ze stężeniami ścieków bytowo-gospodarczych, podawanych w literaturze, na terenie Polski oraz stężeń zanieczyszczeń w ściekach odprowadzanych z osadników gnilnych w innych krajach, na przykład we Francji czy USA (Błazejewski, 1996; Janus i Roest, 1997; Jóźwiakowski i in., 2009; Obarska-Pempkowiak i in., 2010).

W ściekach tych wskaźniki zanieczyszczeń przyjmowały wartości z zakresów: BZT₅ od 680 g·m⁻³ do 1200 g·m⁻³, ChZT od 810 g·m⁻³ do 1800 g·m⁻³ i zawiesiny od 310 g·m⁻³ do 590 g·m⁻³ (tab. 4). Stwierdzono, że w większości przypadków jest to wynikiem odprowadzania do osadników gnilnych (tylko 1-komorowych), także ścieków z mycia pomieszczeń gospodarczych znajdujących się w budynkach inwentarskich. Jednocześnie z analizy uzyskanych wyników przeprowadzonych badań wynika, że na oczyszczalniach uzyskiwano wysoki stopień oczyszczania i ścieki spełniały wymagane, rozporządzeniem z 2006 roku normy, jakie powinny spełniać ścieki przy wprowadzaniu do wód i ziemi. Efekty usunięcia zanieczyszczeń wyrażonych BZT₅ > 20% oraz zawiesiny > 50%. Jednak wysokie parametry ścieków oczyszczonych (tab. 3), nawet przy spełnieniu wymogów związanych z minimalnym stopniem oczyszczania w przydomowych oczyszczalniach ścieków odprowadzanych do gruntu – przy ilości < 5 m³·doba⁻¹, w dalszym stopniu mogą stanowić zagrożenie dla środowiska naturalnego.

5. Niskonakładowe metody przeróbki osadów ściekowych

Gospodarka rolna w regionie północno-wschodniej Polski coraz powszechniej wykorzystuje osady ściekowe, które poddawane są niskonakładowym metodom przeróbki.

Na takie działanie mają wpływ następujące czynniki:

- rolniczo-przemysłowa specyfika regionu,
- właściwości i charakter powstających osadów,
- dostępna na tym obszarze biomasa w postaci: słomy, trocin i zrębków; niezbędna do produkcji kompostów,
- duża ilość gleb o małej zawartości próchnicy,

Na tym terenie występuje przewaga małych i średnich oczyszczalni ścieków komunalnych i mleczarskich, w których powstające osady zawierają niewielkie ilości metali ciężkich (tab. 5).

Metody niskonakładowe są tu rozumiane, jako metody charakteryzujące się: prostą konstrukcją i technologią, łatwością obsługi, wykorzystaniem naturalnych procesów zachodzących w środowisku, stosowaniem urządzeń technologicznych i technicznych w niewielkim stopniu, niezawodnością działania, nieznaczną kontrolą w trakcie trwania procesu, niewielkim udziałem energii elektrycznej, niskimi kosztami inwestycyjnymi i eksploatacyjnymi.

Osady ściekowe powstające w oczyszczalniach ścieków często traktowane są jeszcze jako odpady, a nie jako potencjalny materiał do produkcji energii lub do pozyskania cennych surowców wtórnych, jak na przykład wartościowego nawozu w postaci kompostu. Uwzględniając wymogi prawne obecnie obowiązujące, wiadomo, że ilość odpadów „biodegradowalnych” kierowanych na składowisko, musi być sukcesywnie zmniejszana. Składowanie odpadów komunalnych nieprzetworzonych jest praktycznie zabronione od 1 stycznia 2013 roku. W kraju w dotychczasowych badaniach, prowadzonych nad rolniczym wykorzystaniem osadów ściekowych nie podejmowano próby z odpowiednim przygotowaniem osadów mleczarskich. Istnieje natomiast duży problem z zagospodarowaniem osadów z oczyszczania ścieków mleczarskich z dużych zakładów produkcyjnych. Inny charakter i skład fizykochemiczny tych osadów w porównaniu z typowymi osadami komunalnymi (między innymi zdecydowanie

Tabela 5. Zawartość metali ciężkich w osadach oczyszczalni ścieków mleczarskich

Lokalizacja	Ilość metali ciężkich w mg/kg s.m.						
	Ołów	Cynk	Miedź	Kadm	Nikiel	Chrom	Rtęć
Wysokie Mazowieckie	10	310	35	0,52	5,1	18,4	0,2
Grajewo	19,9	307	22	0,45	7,4	17,6	0,19
Mońki	3,2	157	21	0,11	6,8	11,4	0,2
Mrągowo	24,3	194	27,5	31	18,2	31	2,8
Kolno	12,6	139	17	0,15	8	6,6	0,05
Sejny	10	240	26	0,8	1,9	2,1	0,06
Bielsk Podlaski	5	348	20	0,4	12	16	0,045
Zambrów	8,1	230	28	0,6	9,1	9,6	0,23
Piątница	7,1	410	16	0,26	7,9	19	0,1
Wartość maksymalna przy rolniczym wykorzystaniu	500	2500	800	10	100	500	5

Tab. 6. Zawartość związków biogenych w osadach oczyszczalni ścieków mleczarskich – badania z lat 1996-2007

Lokalizacja	Wybrane wskaźniki charakterystyczne						Odczyn [pH]
	Azot ogólny [g/kg s.m.]	Fosfor ogólny [g/kg s.m.]	Azot anionowy [g/kg s.m.]	Magnez [g/kg s.m.]	Wapń [g/kg s.m.]	Substancje organiczne [%]	
Wysokie Mazowieckie	93,6	22,5	2,91	3,94	28,2	82,9	12,7
Grajewo	31,9	10,6	11	1,02	24,9	67	7,14
Mońki	60,0	8,2	6,4	2,1	18	64	7,04
Mrągowo	42	9,6	4,5	3,1	13,2	55	7,09
Kolno	71	2,2	0,8	5,8	49	31	7,01
Sejny	69	2	2,8	4,2	18	61	7,32
Bielsk Podlaski	21,6	1,75	2,61	6,82	61,9	74,2	7,67
Zambrów	93,5	48,8	0,53	5,73	41,3	74	7,11
Piątnica	74,3	7,6	38	6,9	12,4	82	7,03

wyższa zawartość azotu i fosforu w osadzie w stosunku do związków węgla, występowanie dużych ilości skoagulowanego białka) powoduje, że ich przetwarzanie jest utrudnione. Charakteryzują się one wysoką zawartością składników pokarmowych (tab. 6). Osady te będzie trzeba zagospodarować w inny sposób, na przykład przetwarzając je metodami alternatywnymi. Metoda ta powinna być preferowana dla osadów z małych i średnich oczyszczalni, zgodnie ze strategią odpadów UE – preferencją recyklingu względem spalania.

Przez działanie takie rozumie się metody oparte na naturalnych procesach zachodzących w środowisku, (niewymagające ciągłej kontroli, znacznego zużycia energii i korzystania z urządzeń technicznych), takie jak: kompostowanie, suszenie słoneczne czy unieszkodliwianie na poletkach z trzciną, wierzbą lub przetwarzanie z wykorzystaniem dżdżownicy kalifornijskiej.

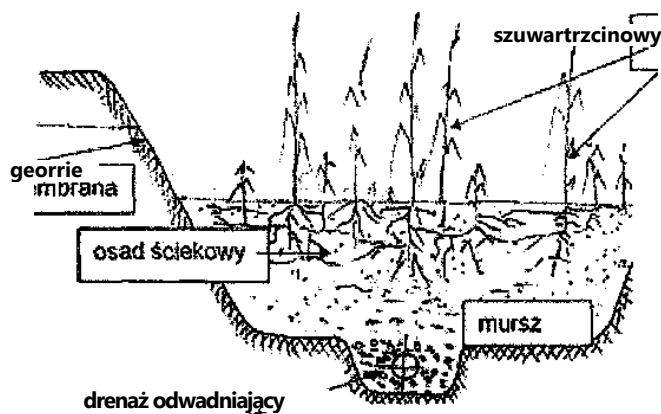
6. Kompostowanie z użyciem dżdżownicy kalifornijskiej

Podstawy wermikompostowania są względnie proste, polegają na skojarzeniu procesu tradycyjnego kompostowania z fizjologiczną aktywnością dżdżownic. Dżdżownice ze względu na specyficzny sposób odżywiania, polegający na rozdrabnianiu substratu organicznego, przyczyniają się powstawania produktu o innych właściwościach niż materiał wyjściowy. Odbywa się to dzięki współpracy mikroorganizmów występujących zarówno w odpadach, jak i przewodzie pokarmowym dżdżownic oraz dzięki enzymom produkowanym przez dżdżownice. W wyniku działalności dżdżownic związki organiczne są rozkładane do łatwo przyswajalnych przez rośliny związków azotu, fosforu, potasu i wapnia. Walkowiak (2007) i Kostecka (1997) twierdzą, że jedna dżdżownica jest w stanie przetworzyć codziennie kilka razy więcej materii organicznej niż wynosi masa jej ciała. Dzięki dużej żarłoczności jedna tona biomasy dżdżownic

w ciągu pięciu dni może przekształcić jedną tonę osadu w wermikompostu (Walkowiak, 2007).

7. Kompostowanie na lagunach z użyciem trzciny

W lagunach osadowych – trzcinowiskach wysokość od dna laguny do korony nasypu wynosi 3,2 m. Są one zbudowane w formie wykopu nasypu. Schemat laguny osadowej przedstawiono na rysunku 3. Doprowadzenie osadu rozwiązano poprzez ułożenie na koronie skarp rurociągów z rur PVC z wbudowanymi trójnikami. Miejsce dozowania uzyskuje się poprzez przekręcenie trójnika wylotem w dół.



Rys. 3. Schemat poletka trzcinowego

W górnej warstwie na poletkach osadowych w oczyszczalni ścieków komunalnych w Zambrówie dokonano nasadzeń trzciny 4 sztuki na 1 m². Roślina ta jest przystosowana do życia w warunkach bagiennych, dzięki wytwarzanym strefom tlenowym wokół korzeni roślin. Umożliwiają one intensywny rozwój kłaczy i korzeni oraz ich penetrację w głąb złoża od 0,3 do 0,9 m. W miarę zalewania warstw osadów są budowane kolejne warstwy systemu korzeniowego, które mają ze sobą kontakt. Zapewnia to stałą, dobrą przepuszczalność złoża. Dolne warstwy ulegają ciągłej mineralizacji i sprasowaniu, które prowadzą do powstania

struktury torfowej. Kłacza trzciny osiągają w osadach średnicę 20-30 mm i wypełniają one znaczną część objętości złoża (Jóźwiakowski i in., 2009). Trzciny po zakończeniu okresu wegetacyjnego nie są wycinane, ale przewracają się i ulegają rozkładowi, wzbogacając powstający kompost i zagęszczając go (Wójcik, 2008). Dno laguny wypełnia glina zwarta, poziom wód gruntowych zalega powyżej 6 m. Nachylenie skarp wynosi 1:1,5, a szerokość grobli wynosi 2-4 m. Laguny zostały wyposażone w zjazdy służące do wywożenia osadu.

8. Kompostowanie osadów z materiałem strukturotwórczym

Kompostowanie jest sumą procesów mikrobiologicznych zachodzących w warunkach tlenowych związaną z tworzeniem humusu jako końcowego produktu z odpadów organicznych. Obok humusu w procesie utylizacji materii organicznej mikroorganizmy produkują duże ilości dwutlenku węgla uwalnianego do atmosfery oraz wytwarzają znaczne ilości energii cieplnej w pryzmach kompostowych. W procesie mineralizacji materii organicznej obok produktu końcowego jakim jest humus uwalniane są mineralne związki azotu i fosforu. W czasie kompostowania tworzona jest także i to w znacznej ilości biomasa mikroorganizmów (Błaszczuk i Fit, 2004). Ogólnie proces kompostowania można przedstawić za pomocą uproszczonej reakcji:

Odpady + mikroorganizmy + tlen (powietrze) →
H₂O + CO₂ + kompost + ciepło

Kompostowanie osadów ściekowych jest procesem wielofunkcyjnym, zapewniającym stabilizację osadów, zniszczenie organizmów chorobotwórczych, redukcję masy i uwodnienia. Oprócz unieszkodliwiania osadów ważnym celem kompostowania jest możliwość ich ponownego wykorzystania w gospodarce i środowisku. Substancja organiczna po przetworzeniu na kompost może być wykorzystana jako materiał nawozowy, strukturotwórczy i rekultywacyjny. Stosowanie w tych metodach Efektywnych Mikroorganizmów przyspiesza procesy przetwarzania osadów ścieków mleczarskich. Wyniki przykładowego składu kompostów przedstawiono w tabeli 7.

9. Wytwarzanie biogazu z osadów ściekowych

Fermentacja metanowa jest złożonym procesem beztlenowym, w którym bakterie rozkładają substancje organiczne. W porównaniu z tlenowymi sposobami oczyszczania, uzyskuje się w procesie fermentacji korzystniejszy bilans węgla, gdyż 80-90% tego pierwiastka przechodzi w formę gazową (Nasierowska, 2000).

Fermentacja osadów jako metoda stabilizacji pozwala na osiągnięcie wszystkich celów, które są zakładane w czasie unieszkodliwiania osadów, a mianowicie (Nasierowska, 2000):

- dobrze prowadzona fermentacja osadów wstępnych i nadmiernych prowadzi do rozkładu stałych substancji organicznych o około 50% i redukcję wszystkich ciał stałych o około 33%;
- ustabilizowany osad nie wydziela przykrych zapachów;
- jest metodą prostą, niezawodną ze stosunkowo niskimi kosztami eksploatacyjnymi.

Proces stabilizacji osadów ściekowych metodą fermentacji jest ekonomicznie uzasadniony dla oczyszczalni ścieków o przepustowości powyżej 15000 mieszkańców równoważnych. W pracy przedstawiono wyniki badań procesu fermentacji metanowej osadów ściekowych pochodzących z oczyszczania ścieków mleczarskich i bytowo- gospodarczych.

1. Osady z oczyszczalni ścieków mleczarskich

Osady poddawane procesowi stabilizacji beztlenowej pochodzą z oczyszczalni zakładowych oczyszczających ścieki pochodzące tylko i wyłącznie z produkcji mleka i jego przetworów. Ścieki mleczarskie z zakładów zlokalizowanych w regionie północno-wschodnim posiadają z reguły niższe wskaźniki BZT₅ i ChZT niż ścieki pochodzące z innych regionów kraju.

2. Osady z komunalnych oczyszczalni ścieków

Skład fizyczno-chemiczny osadów ze ścieków komunalnych zależy od rodzaju i ilości ścieków wprowadzanych do kanalizacji oraz metod ich oczyszczania. W ostatnich latach maleje w nich zawartość metali ciężkich, które muszą być usuwane

Tab. 7. Przykładowa zawartość makroelementów w kompostach z zastosowaniem Efektywnych Mikroorganizmów

Nazwa	Węgiel organiczny	Azot	C:N	Fosfor	Potas
	g/kg s.m.				
Wermikultura	681	102	6,7	35,55	27,99
Wermikultura + efektywne mikroorganizmy	516	100	5,2	34,18	44,79
Trzcina na osadzie	524	107	4,9	37,06	24,6
Trzcina + efektywne mikroorganizmy	519	95	5,5	36,3	14,46
Wierzba na osadzie	620	102	6,1	35,7	41,45
Wierzba + efektywne mikroorganizmy	409	19	21,5	34,75	29,28

ze ścieków przemysłowych przed ich wprowadzeniem do kanalizacji miejskiej. Skład chemiczny osadów ściekowych jest zmienny w bardzo szerokim zakresie zarówno w poszczególnych oczyszczalniach, jak i w okresie eksploatacji w pojedynczym obiekcie (Dymaczewski i in., 1997).

W pracy badano osady zmieszane z osadów wstępnych i wtórnych. Łącznie w całym procesie oczyszczania ścieków powstaje od 0,5 do 1,2 kg suchej masy osadu na 1 kg usuniętego BZT₅.

Badania wykonano w dwóch układach na modelach w skali ułamkowo-technicznej i prowadzono w zakresie temperatury 303-305 K (33-35°C), czyli w fazie fermentacji mezofilowej. Zrealizowano dwa sposoby prowadzenia procesu fermentacji metanowej:

- fermentację statyczną (układ nieprzepływowy) – w procesie której utylizacji był poddawany osad ściekowy jednorazowo wprowadzony do komory fermentacyjnej; proces prowadzono do momentu całkowitego zaniku wydzielania się biogazu; komora była zaszczerpią osadem przefermentowanym w ilości około 20% osadu surowego;
- fermentację dynamiczną (układ przepływowy) – podczas której po każdorazowym pobraniu próby dawkowano do komory fermentacyjnej osad surowy w ilości równej objętości pobranego do oznaczeń osadu fermentującego; proces prowadzono do momentu ustabilizowania się ilości wydzielanego gazu w ciągu doby na jednakowym poziomie; czas fermentacji wahał się w granicach 20-40 dni.

We wszystkich seriach badawczych badano skład biogazu za pomocą specjalistycznej aparatury. Przykładowy skład biogazu z trzech badawczych serii przedstawiono w tabeli 8.

Tab. 8. Przykładowy skład biogazu z trzech serii badawczych (wartości w procentach objętościowych)

	Numer serii		
	I	II	III
CH ₄	78	86	76
CO ₂	18	9	19
	1	1	1
O ₂	1	2	1
	0	1	1
Inne	2	1	2

W wyniku przeprowadzonych badań prowadzonych zaobserwowano wpływ odczynu na zawartość metanu w wydzielanym biogazie. Przykładowo wynosiła ona przy:

- pH = 7,15 – 85% CH₄.
- pH = 7,75 – 83% CH₄.
- pH = 7,98 – 82% CH₄.
- pH = 8,2 – 79% CH₄.

Otrzymana zawartość metanu w biogazie mieści się w przedziałach podanych w dostępnych danych źródłowych. Buraczewski (1990) stwierdził, iż więcej gazu pofermentacyjnego można uzyskać z biomasy

o dużej zawartości suchej masy. W przeprowadzonych badaniach uzyskał z biomasy o stężeniu 25% s.m., o 8% więcej gazu niż z biomasy o zawartości suchej masy 5,3%.

W badaniach własnych uzyskano 400-600 Ndm³ gazu/kg usuniętego ładunku ChZT przy stężeniu suchej masy rzędu 10-20,4%.

Skład biogazu ustalono w ścisłym powiązaniu z czasem trwania procesu stabilizacji anaerobowej, stopniem rozkładu substancji organicznych oraz ze zmianami zawartości azotu amonowego, lotnych kwasów tłuszczowych i odczynu fermentującego osadu i wody nadosadowej.

Zawartość metanu w wydzielającym się gazie wahała się od 71% do 86,8%. Buraczewski (1990) podaje, że gazy z fermentacji zawierają 65-70% metanu. Wydzielający się biogaz z osadów ze ścieków mleczarskich zawierał więcej tego związku. Ilość dwutlenku węgla wahała się w granicach 1,5-26,8%. Ilość tlenu węgla była znikoma i wynosiła od 0,1% do 0,6%. Ilość wydzielającego się gazu zależna była od stężenia ładunku materii organicznej. Z jednego kilograma usuniętego ChZT uzyskano od 228,6 do 698,2 Ndm³ gazu.

10. Podsumowanie

W pracy przedstawiono wyniki badań nad oczyszczaniem ścieków komunalnych, odcieków w oczyszczalniach mleczarskich, kompostowania osadów mleczarskich oraz fermentacji osadów w celu uzyskania biogazu.

Stwierdzono, że w oczyszczalniach przydomowych uzyskuje się wysoką efektywność oczyszczania ścieków. Uzyskane rezultaty wykazały przydatność metody hydrofitowej do zmniejszenia ładunku zanieczyszczeń ścieków mleczarskich. Stosowanie Efektywnych Mikroorganizmów przyspiesza procesy kompostowania odpadów organicznych. Osady ścieków komunalnych i mleczarskich można fermentować i otrzymać biogaz, który składa się głównie z metanu.

Literatura

- Błaszczuk M., Fit M. (2004). Sukcesja mikroorganizmów w czasie kompostowania odpadów organicznych. W: *Materiały VII Konferencji Naukowo-Technicznej. Woda ścieki odpady w środowisku. Biologiczne przetwarzanie stałych odpadów organicznych*, Zielona Góra.
- Błażejowski R. (1996). Hydrobotaniczne oczyszczalnie ścieków. Przegląd systemów i zasad ich projektowania. W: *Materiały II Międzynarodowej Konferencji Naukowo-Technicznej „Oczyszczalnie Hydrobotaniczne”*, Poznań, 25-32.
- Błażejowski R. (1999). Przydomowe oczyszczalnie ścieków. Wyd. Ośrodek Doradztwa w Zarzeczu, Włocławek.
- Brix H., Arias C.A. (2005). The use of vertical flow constructed wetlands for on-site treatment of domestic wastewater: New Danish guidelines. *Ecological Engineering*, No 25, 491-500.
- Buraczewski G. (1990). Ustalenie optymalnych parametrów technologii fermentacji metanowej gnojowicy. Wyd. SGGW, Warszawa.

- Dymaczewski, Z., Oleszkiewicz J.A., Sozański., M.M. (1997). Poradnik eksploatatora oczyszczalni ścieków. *PZITS*, Poznań.
- Heindrich Z. (1998). Przydomowe oczyszczalnie ścieków. *Wyd. COIB*, Warszawa.
- Heindrich Z., Kalencik M., Podedworna J., Stańko G. (2008). Sanitacja wsi. *Wyd. Seidel-Przyw.*, Warszawa, 188-195.
- Janus H.M., van der Roest H.F. (1997). Do not reject the idea of treating reject water. *Wat. Science Technology*, Vol. 35, No. 10, 27-34.
- Jóźwiakowski K., Kornilowicz-Kowalska T., Iglík H. (2009). Estimation of sanitary status of sewage treated in constructed wetland systems. W: *Monograph "Sewages and waste materials in environment"*, Olsztyn, 7-21.
- Kostecka J. (1997). Vermikultura w Polsce jako sposób zamiany osadu ściekowego w cenny nawóz organiczny. W: *Materiały Międzynarodowej konferencji naukowo-technicznej nt. Osady ściekowe odpad czy surowiec?* *Wyd. Politechniki Częstochowskiej*, 121-129.
- Nasierowska A.A. (2000). Fermentacja metanowa jako sposób unieszkodliwiania osadów ściekowych. Praca dyplomowa, Warszawa.
- Obarska-Pempkowiak H., Gajewska M., Wojciechowska E. (2010). Hydrofitowe oczyszczanie wód i ścieków. *PWN*, Warszawa.
- Rosen P. (2002). Przydomowe oczyszczalnie ścieków. *PWN*, Warszawa.
- Stańko G. (2007). Leksykon przydomowych oczyszczalni ścieków. *Wyd. SGGW*, Warszawa.
- Walkowiak A. (2007). Wpływ wybranych parametrów środowiskowych na wermikompostowanie osadów ściekowych. *Polish Journal of Natural Science*, No. 22, 84-91.
- Wójcik P. (2008). W Zambrowie pracują dżdżownice i trzciny. *Wyd. Środowisko*.

LOW-COST METHODS OF WASTEWATER TREATMENT AND SEWAGE SLUDGE UTILIZATION

Abstract: The paper presents results of studies concerning the treatment of municipal wastewater and effluents of dairy wastewater treatment plants, as well as, composting of dairy sludge and its fermentation for biogas. It was found that household sewage treatment plants have high efficiency of wastewater treatment. Treatment of effluents using hydrophytes enhances the activity of dairy wastewater treatment plant. The use of Effective Microorganisms accelerates the composting of different organic wastes. Municipal and dairy sewage sludge can be a source of biogas consisting primarily of methane (fermentation process).

IMPROVEMENT OF THE FERRITISATION METHOD FOR REMOVAL OF NICKEL COMPOUNDS FROM WASTEWATER

Gennady KOCHETOV*, Dmitro SAMCHENKO, Irina NAUMENKO

National University of Construction and Architecture Povitroflotsky Pr. 31, 03680, Kiev, Ukraine

Abstract: A process for comprehensive treatment of wastewater flows of electroplating facilities was developed with ferritisation-based removal of nickel compounds. Effects of ratios of heavy metals concentrations and pulse electromagnetic discharges on ferritisation-based treatment of nickel-containing wastewater were studied. The treatment sediments were analysed by qualitative and quantitative phase analysis. Application of electromagnetic wastewater treatment for low-temperature ferritisation was proved to be economically viable.

Key words: water, treatment, electromagnetic treatment, ferritisation, nickel.

1. Introduction

Wastewater flows of electroplating facilities belong to the most hazardous industrial sources of environmental pollutants, as they contain ions of such heavy metals as iron, copper, zinc, chromium, nickel, etc. Discharges of such toxic wastewater flows into water bodies without a due treatment (including both diluted rinsing water and concentrated exhausted electrolytes, or eluates of regeneration of ion-exchange filters) disturb natural biological processes and reduce quality of natural water sources. In their turn, such adverse impacts affect sanitary living conditions of local residents and the national economy due to losses of valuable heavy metals. Now, more than 4000 electroplating facilities operate in Ukraine. Nationwide, these facilities generate more than 500 million m³ of wastewater per annum. The rate of recuperation of heavy metals and duly treated wastewater reaches less than 10%, while in the Western Europe relevant figures are close to 97-98% (Hammer, 1996). Therefore, enhancement of environmental security by introduction of highly efficient wastewater treatment equipment, and by development of low-waste energy efficient technologies with closed resource cycles is now a priority sphere for development of the Ukrainian economy.

In recent years, electroplating facilities tried to enable comprehensive treatment of their wastewater flows by separation of particular electroplating operations (e.g. by establishing a separate nickel-plating unit). In such a case, efficient local wastewater treatment systems may be installed on-site.

In the majority of cases, Ukrainian electroplating facilities apply traditional reagent-based technologies

to process wastewater flows with nickel compounds (Zapolsky, 2000). As a result, almost 2.4 thousand tons of highly toxic (and valuable) nickel are discharged annually into natural water bodies of Ukraine with inadequately treated wastewater discharges. Application of high doses of reagents for the wastewater treatment makes the water unsuitable for reuse in facility level closed water supply systems without its further purification. Reagent-based wastewater treatment technologies generate bulky sediments, poorly suitable for dehumidification. Their further utilisation is a difficult and expensive process. Therefore, development of a comprehensive, resource-efficient technology for treatment of nickel-containing wastewater is a promising option for improvement of environmental safety. Such a treatment presumes application of methods allowing to ensure the necessary level of wastewater purification with efficient removal of heavy metals in parallel with reduction of reagents dosage and amounts of sediments generated.

Accounting for the above considerations, the ferritisation method appears to be well suitable for treatment of wastewater flows of nickel-plating units that contain iron and nickel ions (Goldman, 2006; Tamaura et al. 1991; Mandaokar et al., 1994). The method allows to remove efficiently both heavy metal ions and organic compounds from the wastewater. Besides that, the method allows to remove chemically stable sediments easily from the cleaned water using magnetic field, as the sediments have ferromagnetic properties.

The range of key factors that regulate ferritisation treatment processes are known to include pH, temperature, concentrations of components and their ratios (Kochetov et al., 2010). It is worth to note that only

*Corresponding Author, e-mail: gkochetov@gmail.com

limited published information is available on how iron to nickel concentrations ratios influences the ferritisation process. Besides that, the ferritisation process is rather energy-intensive as it usually requires temperatures over 70°C. As an alternative to thermal intensification of the process, medium amplitude pulse electromagnetic discharges may be applied (Kovaliova, 2012). However, such an option is also energy intensive.

Therefore, the aim of this study is associated with experimental research of influence of Fe^{2+} to Ni^{2+} concentrations ratios and application of pulse low amplitude electromagnetic discharges on the ferritisation-based comprehensive treatment of electroplating wastewater with removal of nickel compounds.

2. Experimental methods

Model solutions were used – in terms of concentrations and composition they were close to wastewater of nickel-plating units. Chemically pure $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ and $\text{NiSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ reagents were used. To adjust pH of the reaction mixture, 10% NaOH solution was added while stirring. See ferritisation parameters for 5 experimental series in table 1.

Two laboratory units were used for ferritisation process. The first unit operated with thermal treatment of model solutions (fig. 1a), while the second one used pulse electromagnetic treatment (fig. 1b), with magnetic flux amplitude of 0.23 to 0.43 T in the impact zone, operational frequency up to 0.9 kHz. Power capacity of this device is about 30 W.

Tab. 1. Ferritisation parameters at pH = 9.51.

Series #	Treatment		Ratio Z	T, °C	Treatment time, min	Bubbling (O ₂), m ³ /hour
1	Thermal	with aeration	5:1	70	15	0.12
2			4:1			
3						
4		without aeration	2:1			
5	Electromagnetic pulse			17	5	0.12

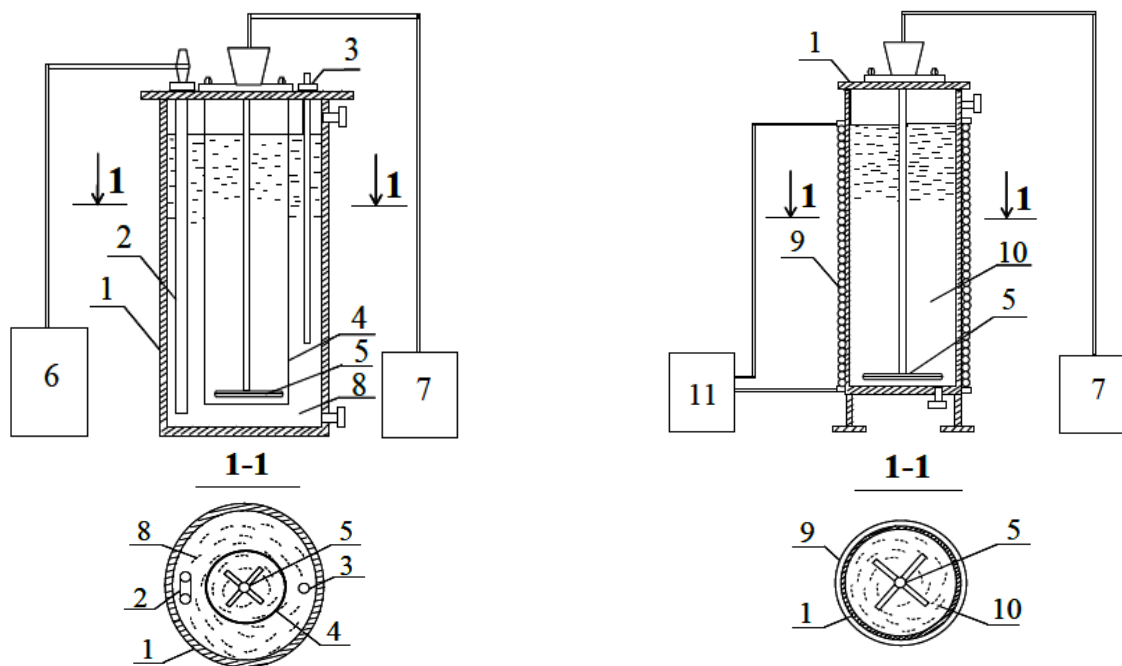


Fig. 1. Laboratory ferritisation units with thermal (a) and pulse electromagnetic (b) treatment of solutions: 1 – case, 2 – tubular electric heaters, 3 – thermometer, 4 – cylinder with treated solution, 5 – air distribution system, 6 – RPSH-5 voltage adjuster, 7 – compressor, 8 – water, 9 – aerial wire, 10 – treated solution, 11 – electronic unit.

The degree of water purification after ferritisation was estimated by equation:

$$a = (C_{in.} - C_{res.}) \cdot 100\% / C_{in.} \quad (1)$$

where: $C_{in.}$ is initial concentration of nickel ions in wastewater in mg/l and $C_{res.}$ is residual concentration of nickel ions in wastewater in mg/l.

Solution pH was controlled by pH-150 MA millivoltmeter. Residual concentrations of iron and nickel ions in purified water were measured by Saturn-2 flame atomic absorption spectrophotometer.

X-ray powder diffraction study of the sediments was carried out with application of Shimadzu XRD-6000 X-ray diffractometer in step mode (Cu - $K\alpha$ radiation). XRD patterns were processed with application of Match V.1.9a software (Crystal Impact) and reference cards ICDD PDF2 + - 2003 (The International Centre for Diffraction Data).

In the case of thermal wastewater treatment, heat power consumption was estimated by equation:

$$W = C \cdot V \cdot (T_2 - T_1) \quad (2)$$

where: C is water specific heat capacity; V is volume of the wastewater heated in m^3 and T_1 , T_2 initial and final temperatures of the wastewater in $^{\circ}C$.

Estimates were made assuming efficiency of electric heating of 95%. In the case of pulse electromagnetic treatment, estimates were made accounting for output power of the unit, volumes of wastewater treated and duration of ferritisation process.

3. Results and discussion

In the course of ferritisation processes with application of different methods of wastewater treatment, black disperse suspensions initially formed and later

transformed into crystalline sediments of lower volume and dense structure. Table 2 contains results of study of thermal wastewater treatment, showing how alteration of ratios of iron to nickel concentrations (Z) may affect volumes of sediments in the samples studied. As data of Table 2 suggest, at Z (2:1), (4:1), sufficiently dense sediments were produced. After drying they become dark brown in colour. It is worth to note that at higher Z values (5:1), volume of the sediments increases and dried sediments become light brown in colour. Data of Table 2 suggest that volumes of the crystalline sediments obtained are 1.5 to 2 times lower comparatively to sediments of reagent-based wastewater treatment (Zapolsky, 2000).

Results in table 2 also show that alteration of wastewater treatment methods also changes pH of treated water and volumes of the sediments obtained. As the Table data suggest, pH of treated water (except in the case of experimental series #4) allows to reuse it in electroplating facilities according to the due Ukrainian standards. Besides that, volumes of crystalline sediments in the case of pulse electromagnetic ferritisation treatment are lower by 30% and 14% comparatively to sediments in the case of thermal water treatment with aeration and without aeration, respectively.

Table 3 shows residual concentrations of iron and nickel ions in treated water depending on concentration ratios Z in initial solutions. As the ratios increase, residual concentrations of both iron and nickel decrease. Results of experimental series #1 suggest that wastewater after ferritisation treatment may be used in closed water supply systems of electroplating facilities only for rinsing purposes. But the water cannot be used for production of electrolyte solutions, as residual levels of iron ions in the water exceed relevant MACs. Accounting for these considerations, we propose to apply further treatment of the water to meet the required quality standards for this purpose.

Tab. 2. Sediments volumes and pH of treated water after ferritisation.

Exp. series #	Treatment methods		Ratio Z	pH		V sed. %
				Before treatment	After treatment	
1	Thermal	with aeration	5:1	9.5	8.72	71
2			4:1		8.31	49
3					6.96	52
4					without aeration	2:1
5	Pulse electromagnetic				7.87	45

Tab. 3. Results of treatment of model wastewater solutions with nickel ions, at different Z ratios.

Exp. series #	Ratios Z	Concentrations (mg/l)								Degree of purification, %	
		Before treatment		After treatment		MAC (category 1)		MAC (category 2)			
		Fe ²⁺	Ni ²⁺	Fe ²⁺	Ni ²⁺	Fe ²⁺	Ni ²⁺	Fe ²⁺	Ni ²⁺		
1	5:1	8760	1752	0.23	0.26	0.3	5.0	0.1	1.0	99.9	99.8
2	4:1	7300	1825	1.92	1.94					99.7	98.8
3	2:1	3820	1910	4.13	2.12					98.7	98.7

Table 4 shows residual concentrations of iron and nickel ions in treated water for different methods of wastewater treatment. The Table data suggest that water after pulse electromagnetic treatment may be reused in water supply systems of electroplating facilities only for rinsing operations.

We also analysed efficiency of ferritisation-based removal of nickel compounds from wastewater of electroplating facilities in comparison to other methods (Hammer, 1996). As data of table 5 suggest, the ferritisation process ensures higher degrees of removal of heavy metals from electroplating wastewater (98.7-99.9%), its removal efficiency exceeds efficiency of other wastewater treatment methods.

Based on available information on mechanisms of ferritisation processes, we may expect that the sediments will demonstrate a rather diverse phase composition, as they may contain different modifications of iron oxides and oxyhydrates, as well as so called phase

particles - i.e. genuine ferromagnetic particles that demonstrate paramagnetic properties due to their small sizes (Yund and Kullerd, 1964).

Structural analysis of the ferritisation sediments suggests that the samples are highly crystalline: their XRD graphs display intensive narrow peaks in the range of 2θ from 30° to 45° (Fig. 2a). Phase identification analysis of the samples reveals presence of iron oxides: Fe_3O_4 and $\gamma\text{-Fe}_2\text{O}_3$, and nickel ferrite Fe_2NiO_4 . The phases are ferromagnetic, they have spinel-type crystalline lattice and are practically insoluble in alkaline and slightly acidic water. Their crystalline lattice parameters were determined based on XRD peaks in the precision area (Tab. 6).

Results of the quantitative phase analysis are shown at figure 2b. The graphs suggest that increasing concentrations of iron ions in initial model solutions result in increase of levels of nickel ferrite phase in sediments.

Tab. 4. Results of treatment of model wastewater solutions with application of different treatment methods ($Z = 2:1$).

Heavy metals ions	C _{in} , mg/l	Treatment methods						MAC (cat. 1)
		Thermal				Pulse electromagnetic		
		without aeration		with aeration				
		C _{res} , mg/l	α, %	C _{res} , mg/l	α, %	C _{res} , mg/l	α, %	
Fe ²⁺	3820	0.21	99.9	4.13	98.7	0.26	99.9	0.3
Ni ²⁺	1910	7.56	95.5	2.21	98.7	3.9	97.6	5.0

Tab. 5. Comparative analysis of different wastewater treatment methods in terms of nickel removal.

#	Methods	Purification degree, %	
		Fe^{2+}	Ni^{2+}
1	Reagent-based (milk of lime)	94 - 96	96
2	Electroflotation	98 - 99.3	98
3	Galvanic coagulation	96 - 98	99
Adsorption			
4	- on antracite(A-1)	-	65
	- on charcoal(BAU)	70	96 - 98
5	Biological	90	50 - 90
6	Ferritisation	98.7 - 99.9	98.7 - 99.8

Tab. 6. Crystalline lattice parameters (a , nm) in sediment samples.

Sample #	Ferrite phases		
	Fe_3O_4	$\gamma\text{-Fe}_2\text{O}_3$	Fe_2NiO_4
1	0.83949	0.83386	0.83400
2	0.83960	0.83386	0.83400
3	0.83953	0.83386	0.83409

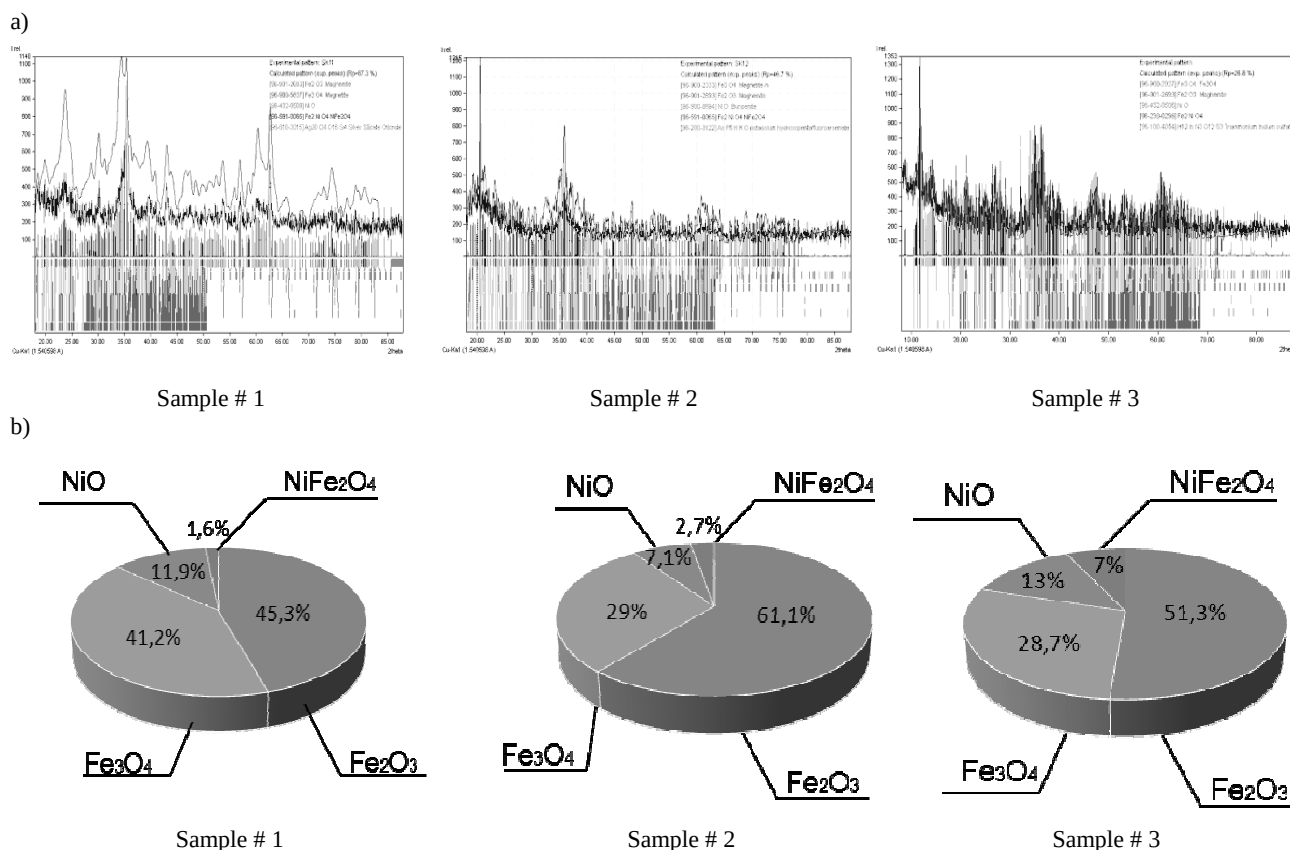


Fig. 2. XRD graphs (a) and phase composition (b) of sediments obtained at initial $\text{Fe}^{2+}/\text{Ni}^{2+}$ ratios of: #1 – 2:1; #2 – 4:1; #3 – 5:1.

XRD graph of the sediment sample obtained by thermal wastewater treatment without aeration reveals highly disperse phases of Fe and Fe_3O_4 . In the case of samples obtained with aeration and with application of thermal and pulse electromagnetic treatment, relevant XRD graphs contained peaks corresponding to interplanar spacings of crystalline oxygen-containing iron and nickel compounds. XRD graph of the sediment sample obtained with aeration reveals most clearly identifiable phases with cubic lattice: magnetite Fe_3O_4 with lattice parameter $a = 8.396 \text{ \AA}$ and ferromagnetic iron oxide $\gamma\text{-Fe}_2\text{O}_3$ ($a = 8.339 \text{ \AA}$). Besides that, we also identified peaks of nickel ferrite NiFe_2O_4 and nickel oxide NiO phases.

In the case of pulse electromagnetic treatment, peaks of nickel ferrite NiFe_2O_4 phase (with inverse spinel cubic lattice and $a = 8.339 \text{ \AA}$), as well as peaks of nickel oxide NiO and nickel hydroxide $\text{Ni}(\text{OH})_2$ were observed in the obtained sediment samples. Therefore, application of electromagnetic activation for ferritisation process promotes formation of crystalline phases with ferromagnetic properties.

Data of Table 7 allow to compare the power consumption of thermal and pulse electromagnetic methods of activation of ferritisation-based treatment of electroplating wastewater for removal of nickel compounds. The data analysis suggests that the pulse electromagnetic method allows to reduce electric energy consumption in 2 to 2.5 times comparatively to the thermal one.

Tab. 7. Power consumption of wastewater treatment methods.

Exp. series #	Treatment methods	Power consumption, kWh/m ³
3	Thermal	with aeration 67.2
4		without aeration 65.1
5	Pulse electromagnetic	26.9

Besides that, the ferritisation method is more advantageous in terms of environmental security and chemical stability of the sediments generated. We consider potential options for their utilisation: use in production of low-coercitivity ferrites or their application as raw materials for production of construction materials (bricks or ceramics).

4. Conclusions

Therefore, the analysis of studies in the sphere of ferritisation-based wastewater treatment methods for removal of heavy metals allows to evaluate the treatment as highly prospective one due to its clear technological, economic and environmental advantages comparatively to reagent-based treatment methods.

Influence of Fe^{2+} to Ni^{2+} ions concentration ratios on ferritisation treatment of electroplating wastewater was studied. Experimental results demonstrated that changes in Fe^{2+} to Ni^{2+} ions concentrations ratios in initial

solutions affect both degrees of purification and quality of the sediments obtained. Experimental results of wastewater treatment with application of the proposed pulse electromagnetic activation suggest that the method ensures high degrees of wastewater purification (97.6-99.9%) allowing to reuse the treated water in closed water supply systems of electroplating facilities. Besides that, in comparison to the thermal activation option, power consumption was found to decrease substantially, making the technology cheaper and thus more attractive for investments of electroplating facilities. The wastewater treatment technology generates crystalline ferromagnetic sediments. Due to presence of oxides and ferrites, the sediments may be easily separated and are more chemically and thermodynamically stable (Zapolsky, 2000), allowing to find practical options for their utilisation in the marketable products, in contrast to sediments of reagent-based wastewater treatment technologies.

Literature

- Goldman A. (2006). Modern ferrite technology. *Springer*, Pittsburgh.
- Hammer M.J. (1996). Water and wastewater treatment. *Prentice-Hall*, New York.
- Kochetov G., Zorya D., Grinenko J. (2010). Integrated treatment of rinsing copper-containing wastewater. *Civil and Environmental Engineering*, Vol. 1, No. 4, 301-305.
- Kovaliova O. (2012). Combined treatment multicomponent wastewater: low-temperature catalytic ferritization. *Revista științifică a Universității de Stat din Moldova*, Vol. 60, No. 6, 65-76.
- Mandaokar S.S., Dharmadhikari D.M., Dara S.S. (1994). Retrieval of heavy metal ions from solution via ferritisation. *Environmental Pollution*, Vol. 83, No. 3, 277-282.
- Tamaura Y., Katsura T., Rojarayanont S., Yoshida T., Abe H. (1991). Ferrite process: heavy metal ions treatment system. *Water Sciences and Technology*, Vol. 23, No. 10-12, 1893-1900.
- Yund R., Kullerd G. (1964). Stable mineral assemblages of anhydrous copper and iron oxides. *The American mineralogist*, Vol. 49, 689-696.
- Zapolsky A.K. (2000). Physico-Chemical Basics of Wastewater Treatment Technologies. *Libra*, Kiev.

NOŚNOŚĆ PODŁOŻA DROGOWEGO Z DESTRUKTU BETONOWEGO NA PRZYKŁADZIE BADAŃ CBR

Wojciech SAS*, Andrzej GŁUCHOWSKI

Wydział Budownictwa i Inżynierii Środowiska, Szkoła Główna Gospodarstwa Wiejskiego, ul. Nowoursynowska 166, 02-787 Warszawa

Streszczenie: Destrukt betonowy jest materiałem powstałym z kruszenia wyeksploatowanych elementów betonowych. Dotychczas destrukt betonowy deponowano na składowiskach odpadów. Obecnie, w wyniku zwiększonego zapotrzebowania na kruszywo, poszukuje się materiałów alternatywnych. Destrukt betonowy cechuje się wysoką wytrzymałością, niemniej pewne właściwości zarówno mechaniczne, jak i fizyczne nadal budzą wątpliwości, co często zniechęca inżynierów do zastosowania tego materiału. W pracy przedstawiono wyniki badań kalifornijskiego wskaźnika (CBR) nośności destruktu betonowego. Badania poprzedzono analizą właściwości fizycznych materiału. Określenie wskaźnika CBR przeprowadzono dla gruntu o wilgotności optymalnej i w stanie powietrzno-suchym, uwzględniono także takie niekorzystne warunki jak pełne nasycenie oraz niskie zagęszczenie gruntu.

Słowa kluczowe: destrukt betonowy, CBR, budownictwo drogowe, grunt nasypowy.

1. Wprowadzenie

Rozwijające się budownictwo w Polsce zużywa coraz większą ilość materiałów. Dlatego poszukuje się tańszych kruszyw, które mogą zastąpić kruszywo naturalne, szczególnie w budownictwie komunikacyjnym. Zastosowanie materiałów pochodzących z recyklingu często jest właściwą odpowiedzią na powstające potrzeby. Materiały, takie jak: szkło piankowe, destrukt asfaltowy, a także destrukt betonowy powstają z odpadów budowlanych, a mogą być zastosowane w budownictwie. Istotną cechą każdego z tych materiałów jest czasami duże zróżnicowanie pod względem właściwości mechanicznych, jak i fizycznych w porównaniu do kruszywa naturalnego.

Destrukt betonowy dotychczas traktowany jako odpad, który deponowano na składowiskach odpadów. Zmiany w krajowej polityce dotyczącej gospodarowania odpadami powodują powstanie potrzeby wykorzystania destruktu betonowego jako materiału budowlanego (Kabziński, 2012).

Destrukt betonowy powstający w procesie kruszenia został zastosowany jako podbudowa drogowa w konstrukcjach drogowych na terenie między innymi Chin, USA i Norwegii (Li, 2008; Aurstad i in., 2006; Edil i in., 2012). Ponadto destrukt betonowy został sklasyfikowany jako materiał odpowiedni do konstrukcji podbudów pomocniczych, podbudów zasadniczych, warstw odcinających, a także jako element wypełniający nasypy będące barierą dźwiękochłonną (Krezel

i McManus, 2000; Petkovic i in., 2004; Poon i Chan, 2008).

Właściwości destruktu betonowego, takie jak dodatkowa cementacja wynikająca z uwolnienia wcześniej niezwiązanych związków pucolanowych powodują potrzebę lepszego zrozumienia właściwości tego materiału (Deshpande i Hiller, 2011).

Istotną częścią badań tego materiału antropogenicznego wydaje się być klasa betonu będącego źródłem kruszywa (Naziemiec i Gawenda, 2006). Wytrzymałość betonu przed procesem kruszenia może istotnie wpłynąć na jego zachowanie w trakcie powtórnej eksploatacji jako warstwa konstrukcyjna nawierzchni drogowej.

Ponadto, zwraca się uwagę na obowiązek zapewnienia tej samej jakości kruszywa zarówno w przypadku gruntu naturalnego, jak i nasypowego. Te wymagania, określane na podstawie tych samych badań laboratoryjnych, mogą często źle określać parametry gruntu antropogenicznego z powodu jego innej natury, na co zwracano już uwagę (Aurstad i in., 2006, Zabielska-Adamska, 2008). Dodatkowo powinno uwzględniać się wpływ obciążeń cyklicznych na pracę gruntu antropogenicznego w budownictwie drogowym (Sas i in., 2014).

Stąd ważne jest badanie materiałów antropogenicznych nie tylko w celu określenia charakterystyki wytrzymałościowej, lecz także w celu przetestowania zasadności używania niektórych technik laboratoryjnych.

Destrukt betonowy, w porównaniu do naturalnego kruszywa, różni się przede wszystkim pozostałością

* Autor odpowiedzialny za korespondencję. E-mail: wojciech_sas@sggw.pl

hydratyzowanego cementu na powierzchni ziaren kruszywa będącego składnikiem betonu. W efekcie ta właściwość prowadzi do niższej gęstości właściwej ziaren, zróżnicowaniu w jakości kruszywa, a także większej zdolności absorpcji (Gee, 2007; Paranthaman i Mohajerani, 2006).

Badania kalifornijskiego wskaźnika nośności (*CBR*) będące najpopularniejszymi wykonywanymi w laboratoriach badaniami jakości kruszyw do budowy dróg, pozwalają na ustalenie procentowej wartości wskaźnika zalecanej dla badanego kruszywa. Podejmowane są także próby przewidywania wskaźnika *CBR* za pomocą sztucznych sieci neuronowych (Zabielska-Adamska i Sulewska, 2009). Wartość ta klasyfikuje grunt, zgodnie z Wymaganiami Technologicznymi WT-4 (2010), do wykorzystania w poszczególnych warstwach konstrukcyjnych. Ocena wartości *CBR* jest istotna dla inżynierskiego wykorzystania tego materiału w budownictwie drogowym.

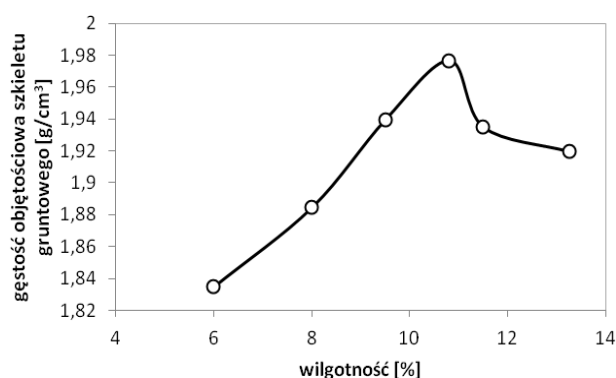
Celem pracy jest przedstawienie wyników badań *CBR* destruktu betonowego, oraz określenie czynników fizycznych wpływających na jego wartość.

2. Materiały

Badaniu poddano materiał pochodzący z kruszenia krawężników drogowych. Przed badaniem określono klasę wytrzymałości betonu użytego do budowy krawężników jako B20 (C16/20). Kruszywo antropogeniczne w 100% składało się z destruktu betonowego i nie zawierało materiałów innego pochodzenia jak szkło czy cegły. Na podstawie analizy sitowej wykonanej według PKN-CEN ISO/TS 17892-4:2009 *Badania geotechniczne. Badania laboratoryjne gruntów – Część 4: składu granulometrycznego* określono krzywą uziarnienia (rys. 1). Grunt rozpoznano jako żwir piaszczysty (saGr) zgodnie z normami PN-EN 1997-2:2009 *Eurokod 7 Projektowanie geotechniczne Część 2: Rozpoznawanie i badanie podłoża gruntowego* i PN-EN ISO 14688-2:2006 *Badania geotechniczne. Oznaczenie i klasyfikacja gruntów – Część 2: Zasady*

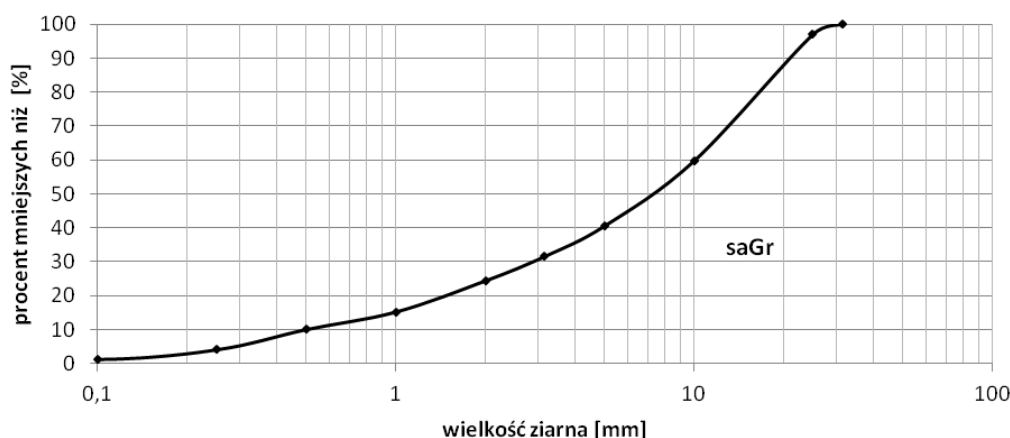
klasyfikowania. Destrukt betonowy zawierał ziarna w przedziale od 31,5 mm do 0 mm. Określono wskaźnik różnoziarnistości $C_U = 20$ oraz wskaźnik krzywizny uziarnienia $C_C = 1,92$. Według PN-EN ISO 14688-2:2006 materiał klasyfikowany jest jako grunt wielofrakcyjny.

Następnie wykonano badanie zagęszczalności metodą zmodyfikowaną Proctora według PN-88/B-04481 *Grunty budowlane. Badania próbek gruntu. Destrukt zagęszczano metodą IV: ubijakiem o masie 4,5 kg w dużym cylindrze o objętości 2,2 dm³ w 5 warstwach, jednostkowa energia zagęszczania wynosiła $E_z = 2,65 \text{ J/cm}^3$. Ustalona wilgotność optymalna wynosiła $w_{opt} = 10,8\%$, a maksymalna gęstość objętościowa szkieletu gruntowego $1,98 \text{ g/cm}^3$ (rys. 2). Wykonano także badania przy zredukowanej energii zagęszczania $E_z = 2,12 \text{ J/cm}^3$.*



Rys. 2. Wyniki badań wilgotności optymalnej gruntu metodą Proctora

Destrukt betonowy został dodatkowo poddany badaniom fizycznym podczas wykonywania badań *CBR*. Destrukt zbadano w stanie powietrzno-suchym oraz przy wilgotności optymalnej. Badanie przeprowadzono dla gruntu nienasyconego i nasyconego, a także w warunkach niedostatecznego zagęszczenia, zmniejszonego o 20% (zagęszczenie za pomocą energii zredukowanej). Tabela 1 prezentuje wyniki oznaczenia właściwości fizycznych dla poszczególnych serii.



Rys. 1. Krzywa uziarnienia badanego gruntu

Tab. 1. Właściwości fizyczne destruktu betonowego

parametr	wilgotność powietrzno-sucha $E_z=2,65 \text{ J/cm}^3$	wilgotność optymalna $E_z=2,65 \text{ J/cm}^3$	grunt w pełni nasycony $E_z=2,65 \text{ J/cm}^3$	wilgotność optymalna $E_z=2,12 \text{ J/cm}^3$
wilgotność w [%]	2,47	10,8	13,4	10,8
gęstość objętościowa szkieletu gruntowego $\rho_d [\text{g/cm}^3]$	1,80	1,98	1,98	1,91
wskaznik porowatości $e [-]$	0,58	0,44	0,44	0,49
porowatość $n [-]$	0,37	0,31	0,31	0,33
stopień wilgotności $S_r [-]$	0,12	0,70	1,00	0,63
stopień zagęszczenia $I_D [-]$	0,64	1,00	1,00	0,87

3. Metody badań

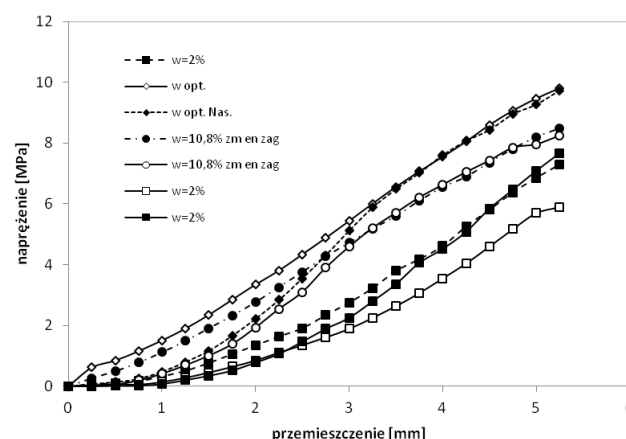
Wykonano badania *CBR* destruktu betonowego który został zagęszczony w cylindrze *CBR* zgodnie z metodą zmodyfikowaną Proctora oraz metoda Proctora ze zredukowaną o 20% energią zagęszczenia. Próbkę był badane do osiągnięcia przez trzpień głębokości 5,25 mm. Każde badanie wykonywano z prędkością zagłębiania trzpienia równą 1,27 mm/min. Podczas badania dokonywano cyfrowego zapisu zagłębienia tłoka [mm] i wartości siły F [kN] z krokiem co 0,25 mm. Destrukt betonowy po badaniu ważono i suszono w celu kontroli właściwości fizycznych.

4. Wyniki i dyskusja

Wykonano 4 serie po 5 badań *CBR* (łącznie 20 próbek). Na rysunku 3 pokazano reprezentatywne wartości wyników badań. Dla wilgotności 2,47% (linia oznaczona jako $w = 2\%$) wyniki badań *CBR* przedstawiały największą zmienność. Związane jest to z dużą szorstkością materiału, która wraz ze wzrostem wilgotności zmniejsza się, co widać zarówno na podstawie badań *CBR*, jak i wyników badań Proctora. Jest to związane z ułożeniem ziaren. Proces zagęszczania może nie dostarczać wystarczającej energii do optymalnego zagęszczenia destruktu przy wilgotności w stanie powietrzno-suchym. Ponadto, zwiększenie energii zagęszczenia może doprowadzić do powstania zjawiska kruszenia, przez co materiał zmieni swoją pierwotną krzywą uziarnienia.

Podczas badania *CBR*, naprężenie rozkładające się w gruncie poprzez kontakt między ziarnami zależy w dużej mierze od powierzchni kontaktu między ziarnami. Większa szorstkość ziaren destruktu betonowego w stanie powietrzno-suchym, niż przy innych wilgotnościach, powoduje że badania *CBR* dla kilku próbek przedstawiają

różniące się między sobą charakterystyki naprężeni-przemieszczenie.



Rys. 3. Wyniki badań *CBR* destruktu betonowego w różnych warunkach

Badanie *CBR* pozwoliło na wyznaczenia charakterystycznych wartości *CBR* dla czterech różnych przypadków (tab. 2). Największa wartość *CBR* dla destruktu betonowego otrzymano w przypadku gruntu o wilgotności optymalnej, zagęszczonego zgodnie ze zmodyfikowaną energią zagęszczenia i wynosiła ona 94,71%. Badanie *CBR* w przypadku każdej próbki przebiegało w podobny sposób. W pierwszy etap następowala mobilizacja nośności destruktu betonowego. Grunt uzyskiwał właściwą wytrzymałość przy głębokości równej około 1 mm. Dodatkowo zanotowano charakterystyczny dźwięk kruszenia się ziaren próbki w pierwszym etapie obciążenia. Wskazuje to na wpływ na zanotowane wartości naprężenia przesuwania się i kruszenia się ziaren. Próbkę po badaniu wykazywały makroskopowo większe zagęszczenie pod miejscem penetracji tłoka niż wokół niego. Ponadto miały tendencje

Tab. 2. Wyniki badań CBR dla destruktu betonowego

Penetracja CBR	wilgotność w stanie powietrzno-suchym $E_z = 2,65 \text{ J/cm}^3$	wilgotność optymalna $E_z = 2,65 \text{ J/cm}^3$	grunt w pełni nasycony $E_z = 2,65 \text{ J/cm}^3$	wilgotność optymalna $E_z = 2,12 \text{ J/cm}^3$
CBR 2,5 [%]	30,0	62,0	51,0	54,0
CBR 5,0 [%]	64,0	95,0	93,0	82,0

do wiązania, szczególnie w przypadku próbek w wilgotności optymalnej oraz nasyconych. Możliwe że jest to spowodowane działaniem niehydratyzowanych związków pucolanowych.

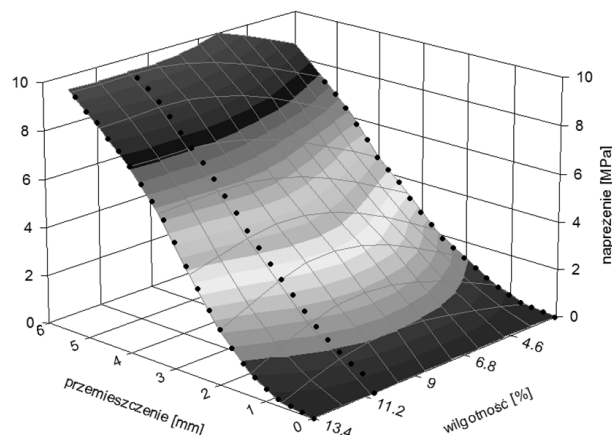
Nie zauważono także istotnego wpływu nasycenia próbki na wyniki badania CBR (wyniki badania CBR na głębokości 5,0 mm). Zredukowana energia zagęszczania przy wilgotności optymalnej wyraźnie przyczyniła się do zmniejszenia się wyników badania CBR. Wyniki na głębokości penetracji 2,5 mm różnią się od tych na głębokości 5,0 mm względu na zjawisko kruszenia i przesuwania się ziaren.

Kolejnym etapem była analiza wyników badania CBR w zależności od zmiany właściwości fizycznych, takich jak stopień nasycenia i wilgotność destruktu oraz energia zagęszczania.

Rysunek 4 prezentuje zmianę charakterystyki naprężenie-przemieszczenie w badaniach CBR w zależności od wilgotności gruntu. Trójwymiarowy obraz tej zmienności pozwala na wyznaczenie zależności pomiędzy charakterystyką otrzymaną z badania CBR i zmianą wilgotności. Równanie (1), otrzymane za pomocą programu TableCurve 3D na podstawie badań CBR (czarne punkty), prezentuje zmianę naprężenia σ oznaczonego jako z , w zależności od zagłębienia trzpienia d oznaczonego jako x i wilgotności gruntu w oznaczonej jako y :

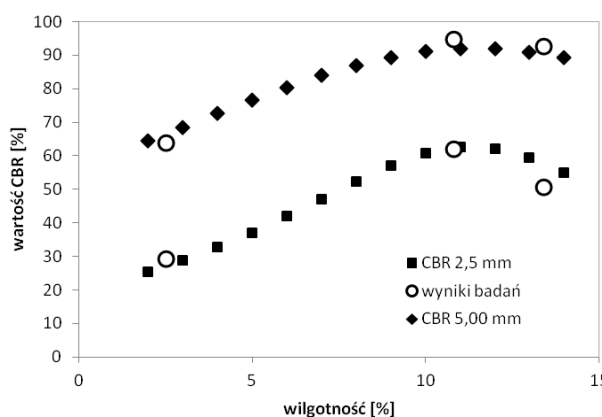
$$z = \frac{a + bx + cx^2 + dx^2 + ey}{1 + fx + gx^2 + hy + iy^2} \quad (1)$$

gdzie: litery od a do i oznaczają stałe równania: $a = 0,110575007$; $b = 0,299447229$; $c = -0,19002565$; $d = 0,102382016$; $e = -0,0116137$; $f = -0,19804911$; $g = 0,065973766$; $h = -0,11292853$; $i = 0,004875293$. Dla równania (1) wartość R^2 dla powierzchni i danych empirycznych wynosiła 0,994.



Rys. 4. Trójwymiarowy obraz zmiany wartości naprężenia wraz ze zmianą zagłębienia trzpienia i wilgotnością destruktu betonowego (punkty przedstawiają wyniki badań)

Równanie (1) zostało użyte do wyznaczenia zmian wskaźnika CBR wraz ze zmianami wilgotności. Przyjęto stałe przemieszczenie tłoka na głębokości 2,5 i 5,0 mm. Jako zmienną wykorzystano wilgotność. Dla tych warunków otrzymano za pomocą wzoru (1) wartość naprężenia, którą następnie przeliczono na wartość CBR (rys. 5). Najwyższą wartość wskaźnika CBR uzyskano dla wilgotności 11%, zgodnie ze wzorem (1). Oznacza to, że destruktu betonowy pod wpływem zmian wilgotności zachowuje się tak samo jak grunty naturalne. Pomimo kruszenia się materiału nie wykazuje on z tego powodu innego zachowania się w przypadku zmiany wilgotności niż grunty naturalne.



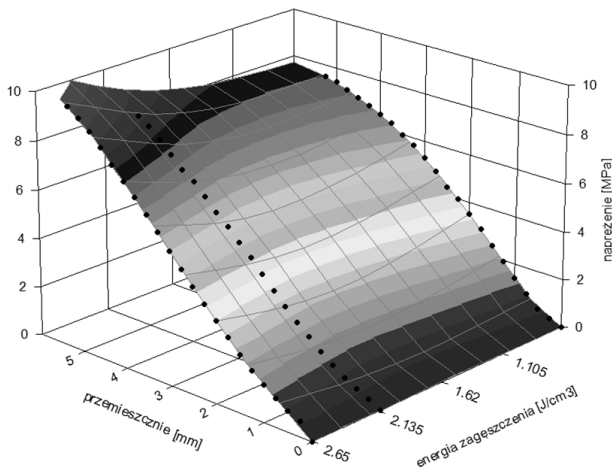
Rys. 5. Wyniki zmiany wskaźnika CBR i wilgotności

Rysunek 6 prezentuje zmianę charakterystyki naprężenie-przemieszczenie w badaniach CBR w zależności od energii zagęszczania. Trójwymiarowy obraz tej zmienności pozwala na wyznaczenie zależności

między charakterystyką otrzymaną z badania *CBR* i zmianą energii zagęszczenia. W równaniu wykorzystano wyniki badań *CBR* dla energii zagęszczenia równych: 2,65 J/cm³, 2,12 J/cm³ i 0,59 J/cm³. Równanie (2) reprezentuje zmianę naprężenia σ oznaczonego jako z w zależności od zagłębienia trzpienia d oznaczonego jako x i energii zagęszczenia E_z oznaczonej jako y :

$$z = a + bx + cy + dx^2 + ey^2 + fxy + gx^2 + hy^2 + ixy^2 + jx^2y \quad (2)$$

gdzie litery od a do i oznaczają stałe równania: $a = 0,007281085$; $b = 2,026418768$; $c = -0,42048627$; $d = 0,147950297$; $e = 0,09468285$; $f = -0,85935516$; $g = -0,04394887$; $h = 0,038735008$; $i = 0,156949187$; $j = 0,102137393$. Dla równania (2) wartość R^2 pomiędzy wynikami badań a wartościami obliczonymi na podstawie przyjętej funkcji wynosiła 0,999.



Rys. 6. Trójwymiarowy obraz zmiany wartości naprężenia wraz ze zmianą zagłębienia trzpienia i energią zagęszczenia dla destruktu betonowego

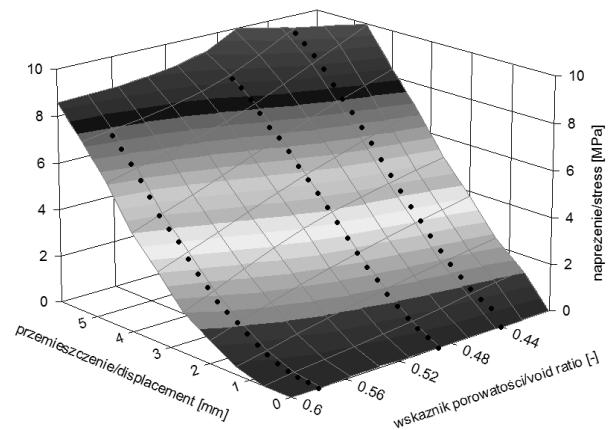
Równanie (2) przedstawia wpływ wzrostu energii zagęszczenia na wzrost wskaźnika nośności *CBR*. Otrzymane wyniki potwierdzają wpływ większych energii zagęszczenia na zwiększenie się wskaźnika nośności.

Rysunek 7 prezentuje zmianę charakterystyki naprężenie-przemieszczenie w badaniach *CBR* w zależności od zmiany wskaźnika porowatości. Trójwymiarowy obraz tych zależności pozwala na wyznaczenie zmian charakterystyki otrzymanej z badania *CBR* i zmian wskaźnika porowatości. Równanie (3) prezentuje zmianę naprężenia σ oznaczonego jako z w zależności od zagłębienia trzpienia d oznaczonego jako x i wskaźnika porowatości e oznaczonego jako y :

$$z = a + bx + \frac{c}{y} + dx^2 + \frac{e}{y^2} + \frac{fx}{y} + gx^2 + \frac{h}{y^2} + \frac{ix}{y^2} + \frac{jx^2}{y} \quad (3)$$

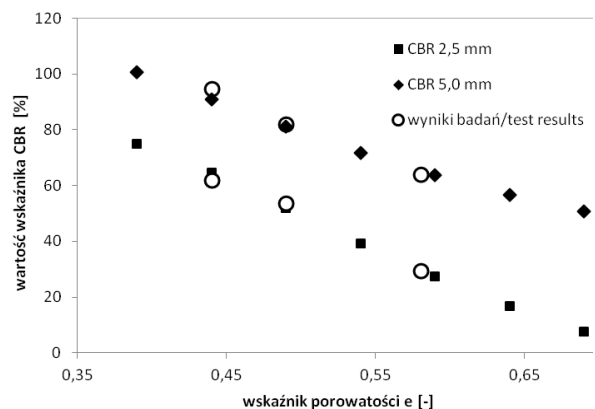
gdzie litery od a do i oznaczają stałe równania: $a = -3,26318939$; $b = -3,49251586$; $c = -0,08425937$; $d = 1,030057614$; $e = 2,655795668$; $f = 1,456630108$; $g = -0,03617539$; $h = -0,87306618$; $i = 0,274280039$; $j = -0,31758035$. Dla równania (3) wartość korelacji R^2

między wynikami badań, a wartościami obliczonymi wynosiła 0,998.



Rys. 7. Trójwymiarowy obraz zmiany wartości naprężenia wraz ze zmianą zagłębienia trzpienia i wskaźnika porowatości dla destruktu betonowego

Równanie (3) posłużyło do wyznaczenia zmiany wskaźnika *CBR* wraz ze zmianą wskaźnika porowatości. Rezultat obliczeń przedstawiono na rysunku 8. Wzrost wartości wskaźnika *CBR* przy zmniejszaniu się wskaźnika porowatości oznacza, że wzrost zagęszczenia poprawia właściwości mechaniczne destruktu betonowego wyrażone poprzez wskaźnik *CBR*.



Rys. 8. Wyniki zmiany wskaźnika *CBR* i wskaźnika porowatości

5. Wnioski

W artykule przedstawiono wyniki badań właściwości fizycznych oraz kalifornijskiego wskaźnika nośności *CBR* dla gruntu antropogenicznego, jakim jest destruktu betonowy. Otrzymane wyniki i ich analiza prowadzą do następujących wniosków:

- Destruktu betonowy jest materiałem o wysokim wskaźniku nośności *CBR*. Zgodnie z Wymaganiami Technicznymi WT-4 materiał, który charakteryzuje się wartością *CBR* większą niż 40% może być zastosowany jako podłoże ulepszone, większa niż 60% – jako podbudowa pomocnicza oraz większa niż 80%

- jako podbudowa zasadnicza. Destrukt betonowy, zagęszczony metodą zmodyfikowaną przy wilgotności optymalnej, którego wartość *CBR* wynosiła ponad 90% spełnia wymogi stawiane gruntem budowlanym, wbudowywanym w warstwy podbudowy.
- Wykonane badania *CBR* pozwoliły na scharakteryzowanie czynników wpływających na wartość wskaźnika *CBR*. Destrukt betonowy zachowuje się podobnie jak grunt naturalny, reagując na zmiany wskaźnika porowatości, wilgotności czy energii zagęszczenia.
- Destrukt betonowy charakteryzuje się niskim zagęszczeniem na powierzchni próbki. Z tego powodu penetracja tłoka w głąb próbki na głębokość równą 2,5 mm daje dużo niższe wartości wskaźnika *CBR* niż przy penetracji tłoka na głębokość równą 5,0 mm. Ponadto, kruszenie się destruktu betonowego powoduje pod powierzchnią tłoka powstawanie bardziej zagęszczonej warstwy gruntu, która pochodzi z pokruszonych ziaren.
- Wzory (1), (2) i (3) mogą być zastosowane w praktyce inżynierskiej przy obliczaniu wartości kalifornijskiego wskaźnika nośności *CBR* w zależności od zmiennych właściwości fizycznych badanego gruntu.
- Destrukt betonowy może być rozważany jako kruszywo zastępcze przy konstruowaniu dolnych warstw konstrukcji drogowej. Właściwości mechaniczne destruktu betonowego określone na podstawie wskaźnika *CBR* nie odbiegają od gruntów naturalnych.

Literatura

- Aurstad J., Berntsen G., Petkovic G. (2006). Evaluation of unbound crushed concrete as road building material – Mechanical properties vs. field performance. W: *Proc. 26th International Baltic Road Conference*, Kuressaare, Estonia.
- Deshpande Y.S., Hiller J.E. (2011). Pore characterization of manufactured aggregates: recycled concrete aggregates and lightweight aggregates. *Materials and Structures*, Vol. 45 (1), 67-79.
- Edil T.B., Tinjum J.M., Benson C.H. (2012). Recycled unbound materials. TPF-5 (129) *Final Report. MNDOT, MN, USA*.
- Gee K.K. (2007). Use of recycled concrete Pavement as Aggregate in Hydraulic-Cement. *42 Concrete Pavement. FHWA Publication-T 5040.37. US Department of Transportation*.
- Kabziński A. (2012). Prognoza zapotrzebowania i produkcji kruszywa w Polsce w latach 2012–2020. *Nowoczesne Budownictwo Inżynieryjne*, 45 (6), 84-89.
- Krezel Z.A., McManus K. (2000). Recycled aggregate concrete sound barriers for urban freeways. *Waste Management*, Vol. 31, 884-892.
- Li X. (2008). Recycling and reuse of waste concrete in China Part I. Material behaviour of recycled aggregate concrete. *Resources, Conservation and Recycling*, Vol. 53, 36-44.
- Nazimiec Z., Gawenda T. (2006). Ocena efektów rozdrabniania surowców mineralnych w różnych urządzeniach kruszących. *Prace Naukowe Instytutu Górnictwa Politechniki Wrocławskiej*, Konferencje 115 (46), 83-94.
- Paranavithana S., Mohajerani A. (2006). Effects of Recycled Concrete Aggregates on Properties of Asphalt Concrete. *Resource, Conservation and Recycling*, Vol. 48, 1-12.
- Petkovic G., Engelsen C.J., Haoya A.O., Breedveld G. (2004). Environmental impact from the use of recycled materials in road construction: method for decision making in Norway. *Resources, Conservation and Recycling*, Vol. 42, 249-264.
- Poon C. S., Chan D. (2006) Feasible use of recycled concrete aggregates and crushed clay brick as unbound road sub-base. *Construction and Building Materials*, Vol. 20, 578-585.
- Sas W., Głuchowski A., Szymański A. (2014). Cyclic behavior of recycled concrete aggregate improved with lime and gypsum addition. W: *Proc. 4th International Conference on Geotechnique, Construction Materials and Environment*, Vol. 1 Brisbane, Australia, 196-201.
- WT – 4: Mieszanki niezwiązane do dróg krajowych. GDDKiA.
- Zabielska-Adamska K. (2008). Laboratory compaction of fly ash and fly ash with cement additions. *Journal of Hazardous Materials*, Vol. 151, 2-3, 481-489.
- Zabielska-Adamska K., Sulewska M.J. (2009). Neural Modeling of CBR values for compacted Ely Ash. *17th International Conference on Soil Mechanics and Geotechnical Engineering "The Academia Practice of Geotechnical Engineering ICSMGE, Alexandria, Egipt, 781-784*.

CAPACITY OF ROAD SUBBASE FROM RECYCLED CONCRETE AGGREGATE BASED ON CBR TEST RESULTS

Abstract: Recycled Concrete Aggregate (RCA) is a material created from reclaimed concrete debris. RCA was deposited on landfills. Nowadays, demand of natural aggregates leads to searching of new sources of aggregates which are useable for construction. RCA is characterised by high strength nevertheless, but some of physical and mechanical properties still need to be highlighted. Such uncertainty often discourages engineers to use this material. In the paper the results of *Californian Bearing Ratio (CBR)* tests performed on RCA samples was presented. Studies was preceded by analysis of physical properties. The *CBR* tests were performed for RCA in optimum moisture, air-dry and soaked conditions. Low compaction energy occurrence was also considered.

PONOWNE ZASTOSOWANIE SPOIWA CEMENTOWEGO ODZYSKANEGO Z ZAPRAWY RECYKLINGOWEJ

Maciej SWIRYDZIUK*

Wydział Budownictwa i Inżynierii Środowiska, Politechnika Białostocka, ul. Wiejska 45 A, 15-351 Białystok

Streszczenie: W artykule przedstawiono wyniki badań nad możliwością odzyskania spoiwa cementowego z zaprawy recyklingowej. Spoiwo cementowe uzyskano w wyniku domielenia wyprażonej zaprawy recyklingowej w laboratoryjnym młynku planetarnym. Zaprojektowano 10 składów zapraw cementowych z różną zawartością materiału wtórnego. Następnie wykonano badania właściwości mechanicznych. Wyniki badań wykazują, że częściowe zastąpienie cementu domieloną zaprawą recyklingową, w nowo projektowanych zaprawach jest możliwe.

Słowa kluczowe: zaprawa recyklingowa, spoiwo cementowe, właściwości mechaniczne.

1. Wprowadzenie

Spoiwo hydrauliczne w postaci cementu jest podstawowym materiałem wiążącym wykorzystywanym przy produkcji betonów i zapraw. Powstaje w wyniku wypalenia w wysokiej temperaturze około 1450°C surowców mineralnych (margiel lub wapień i glina) na klinkier cementowy. W dalszej kolejności klinkier mielony jest z gipsem, który pełni rolę regulatora czasu wiązania. W 1824 roku Aspdin opracował technologię sztucznego spoiwa, które nazwał cementem portlandzkim. Rok później wybudowano w Anglii pierwszą cementownię (Jamroży, 2009).

Proces produkcji cementu jest energochłonny i przyczynia się do emisji gazów cieplarnianych, co w znaczny stopniu odbija się na środowisku naturalnym. Warto podkreślić, iż tona wyprodukowanego klinkieru emituje do atmosfery tonę CO₂ (Gartner, 2004). Należy zauważyć, że w ostatnich dwóch latach nastąpił zauważalny wzrost światowego zużycia cementu. Ocenia się, że w 2012 roku światowe zużycie cementu osiągnęło poziom 3860 mln ton/rok (www.pbrz.pl), co w przeliczeniu na jednego mieszkańca Ziemi wynosi około 500 kg/rok. Wizja zmniejszających się zasobów naturalnych i wzrostów kosztów energii wymusza podjęcie działań, których korzyści będą odczuwalne w niedalekiej przyszłości. Dotyczyć one będą zmniejszania energochłonności produkcji cementu, wykorzystania odpadów przemysłowych oraz możliwie jak najszerzego stosowania recyklingu.

Kruszywo recyklingowe, w zależności od frakcji, zawiera w swoim składzie od 25-60% przylegającej zaprawy cementowej (Hansen i Narud, 1983). Im drobniejsze jest kruszywo, tym więcej zawiera

w swoim składzie zaprawy. Zaprawa ta jest materiałem porowatym, a jej porowatość zależy w głównej mierze od wskaźnika W/C betonu recyklingowego, z którego została otrzymana (Etxeberria i in., 2007). Liczne badania naukowe udowodniły, że stwardniała zaprawa recyklingowa ma szkodliwy wpływ na nowo projektowany beton – pogarsza urabialność mieszanki, obniża właściwości fizyczne i mechaniczne betonu. Natomiast Evangelista i de Brito (2007) stwierdzili, że stosowanie drobnego kruszywa recyklingowego jako substytutu drobnego kruszywa naturalnego w ilości nawet do 30% nie zagraża właściwościom mechanicznym betonu.

Należałoby więc podjąć działania badawcze mające na celu ponowne efektywne wykorzystania zaprawy recyklingowej jako wartościowego materiału wtórnego.

Celem niniejszego artykułu jest przedstawienie właściwości mechanicznych zapraw cementowych z dodatkiem spoiwa recyklingowego, które stanowi częściowy substytut cementu.

2. Metodologia badań własnych

Przedmiotem badań były zaprawy cementowe z dodatkiem domielonej zaprawy recyklingowej jako częściowego substytutu cementu. Celem badań było określenie wpływu ilości dozowanej zaprawy recyklingowej oraz czasu jej domiału na właściwości fizyczne i mechaniczne zapraw cementowych.

Do badań użyto zaprawy uzyskanej w wyniku prażenia kruszywa recyklingowego. Prażenie kruszywa wtórnego wykonano w elektrycznym piecu ceramicznym w temperaturze 600°C i czasie 50 minut. Obróbka termiczna kruszywa miała na celu wywołanie procesu dehydratacji cementu, aby odnowić jego właściwości

* Autor odpowiedzialny za korespondencję. E-mail: maciej.swirydziuk@gmail.com

aktywizujące. W związku z tym, że kruszywo recyklingowe zawiera znaczne ilości zaprawy cementowej, zabieg ten pozwolił również na łatwiejsze odspojenie zaprawy od kruszywa grubego.

Do mechanicznego oddzielenia zaprawy od kruszywa wykorzystano bęben Los Angeles. Proces odspajania wykonano częściowo według PN-EN 1097-2 *Badanie mechanicznych i fizycznych właściwości kruszyw – Metody oznaczania odporności na rozdrabnianie*. W ten sposób uzyskano kruszywo wtórne o parametrach zbliżonych do kruszywa naturalnego oraz zaprawę recyklingową, która stanowiła zamiennik cementu w nowo projektowanych zaprawach. Tak uzyskany materiał został przesiany przez sito, w celu uzyskania frakcji 0/2 mm, a następnie poddany domieleniu w młynku planetarnym (rys. 1).

W celu prognozowania zmian wybranych właściwości mechanicznych zaprawy cementowej rozpisano dwuczynnikowy plan eksperymentu polisekcyjno-rotalno-quasi-uniformalny dla dwóch wielkości wejściowych, w którym liczba obiektów doświadczalnych $n = 10$ (...). Jest to jeden z planów centralnych, kompozycyjnych z dwukrotnym powtórzeniem doświadczenia w punkcie centralnym. Określa go ustalona liczba kombinacji wartości unormowanych, kodowanych wynoszących: 0, ± 1 , $\pm 1,414$. Zbiór wielkości wejściowych tworzą dwie zmienne niezależne na pięciu poziomach zmienności:

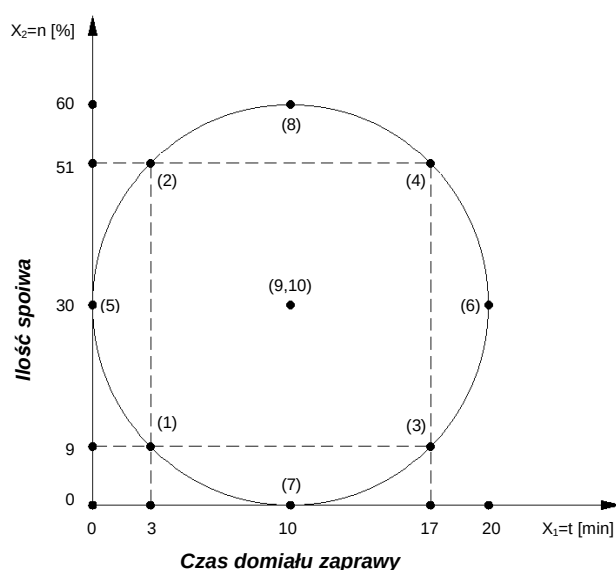
- X_1 – czas domiału zaprawy recyklingowej, który wynosił: 0, 3, 10, 17 i 20 [min],
- X_2 – dodatek spoiwa recyklingowego, jako zawartość procentowa masy cementu: 0, 9, 30, 51 i 60 [%].

Wartości kodowane zmiennych wejściowych przedstawiono w tabeli 1.

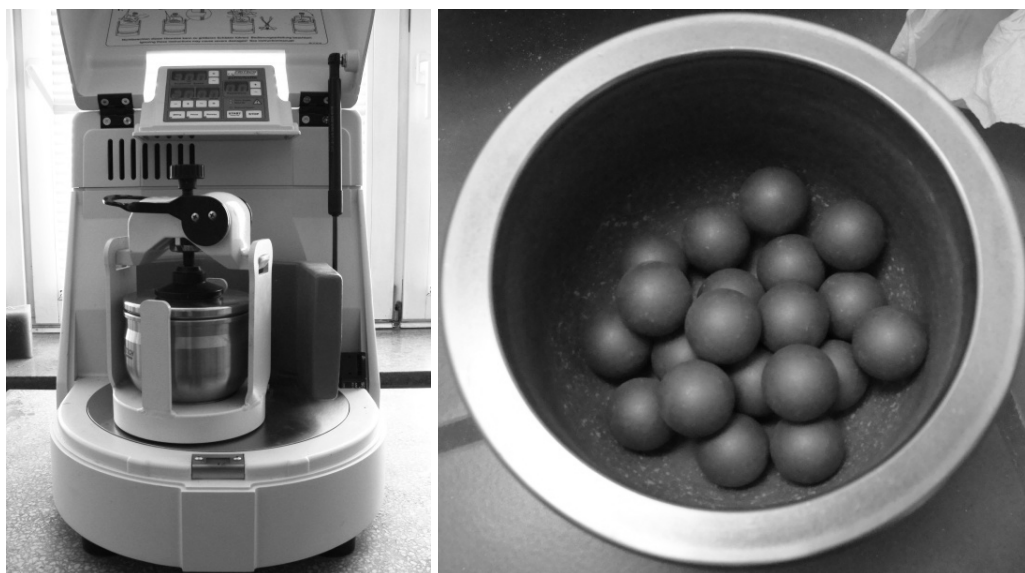
Tab. 1. Wartości kodowe zmiennych wejściowych eksperymentu

X_1 – czas domiału zaprawy recyklingowej		X_2 – dodatek spoiwa recyklingowego	
0 min	-1,414	0 %	-1,414
3 min	-1	9 %	-1
10 min	0	30 %	0
17 min	+1	51 %	+1
20 min	+1,414	60 %	+1,414

Układ punktów badawczych w przyjętym planie eksperymentu przedstawiono na rysunku 2.



Rys. 2. Układ punktów badawczych według planu eksperymentu



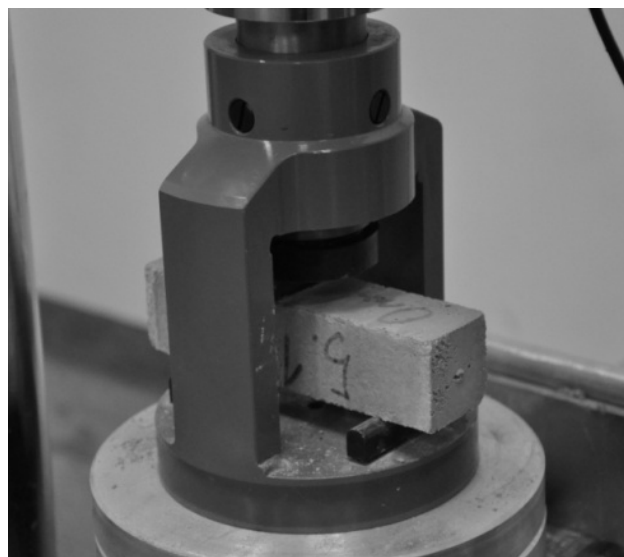
Rys. 1. Młynek planetarny

Funkcja obiektu została zapisana w postaci wielomianu drugiego stopnia:

$$z = a_0 + a_1x_1 + a_2x_2 + a_{12}x_1x_2 + a_{11}x_1^2 + a_{22}x_2^2 \quad (1)$$

Próbki badawcze w postaci beleczek o wymiarach 4×4×16 cm wykonano zgodnie z normą PN-EN 196-1:2006 *Metody badania cementu – Część 1: Oznaczanie wytrzymałości*. Przyjęto normową recepturę zaprawy w stosunku 0,5:1:3, to jest 225 g wody, 1350 g piasku oraz 450 g odpowiednio cementu lub cementu ze spoiwem recyklingowym. Do badań wykorzystano cement portlandzki wieloskładnikowy CEM II/B-M (V-LL) 32,5R oraz piasek normowy CEN PN-EN 196-1. Skład poszczególnych zapraw cementowych przedstawiono w tabeli 2.

Po 28 dniach dojrzewania beleczek przeprowadzono na nich badania właściwości mechanicznych, to jest wytrzymałość zaprawy na rozciąganie przy zginaniu (rys. 3) i ściskanie. Badania wytrzymałościowe wykonano za pomocą prasy hydraulicznej według PN-EN 196-1:2006. Wynik badania obliczono jako średnią arytmetyczną z trzech prób zginania oraz sześciu prób ściskania poszczególnych wyników uzyskanych podczas zginania i ściskanie każdej serii badanych próbek.



Rys. 3. Badanie wytrzymałości na zginanie w prasie hydraulicznej

3. Wyniki badań

Uzyskane wyniki badań wytrzymałości zapraw dla poszczególnych serii badawczych zamieszczono w tabeli 3.

Tab. 2. Skład badanych zapraw cementowych

Seria	I	II	II	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X
Czas domiału [min]	3	3	17	17	0	20	10	10	10	10
Dodatek spoiwa recykl. [%]	9	51	9	51	30	30	0	60	30	30
Woda [g]	225	225	225	225	225	225	225	225	225	225
Piasek kwarc. [g]	1350	1350	1350	1350	1350	1350	1350	1350	1350	1350
Ilość cementu [g]	409,5	220,5	409,5	220,5	315,0	315,0	450,0	180,0	315,0	315,0
Ilość zaprawy [g]	40,5	229,5	40,5	229,5	135,0	135,0	0,0	270,0	135,0	135,0

Tab. 3. Wyniki badań wytrzymałości na ściskanie i zginanie

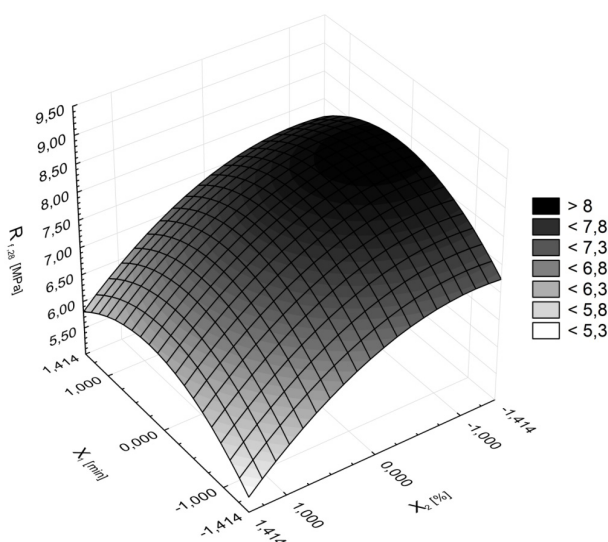
Seria	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X
Czas domiału [min]	3	3	17	17	0	20	10	10	10	10
Dodatek spoiwa recykl. [%]	9	51	9	51	30	30	0	60	30	30
Wytrzymałość na zginanie [MPa]	7,2	6,6	7,5	7,0	7,0	7,5	9,0	6,0	7,5	8,3
Wytrzymałość na ściskanie [MPa]	55,2	26,8	41,1	28,0	36,4	37,6	57,0	21,9	42,0	42,3

3.1. Wytrzymałość zaprawy cementowej na zginanie

Na podstawie analizy statystycznej uzyskanych wyników badań przeprowadzonej w programie Statistica wyznaczono równanie regresji opisujące zmiany wytrzymałości na rozciąganie przy zginaniu zaprawy cementowej po 28 dniach dojrzewania. Współczynnik determinacji modelu R^2 został oznaczony na poziomie 0,72. Interpretację graficzną obiektu badania dla wartości kodowanych rozpatrywanych czynników przedstawiono na rysunku 4.

$$R_{f,28} = 7,915 + 0,1686 \cdot x_1 - 0,6744 \cdot x_2 + 0,0125 \cdot x_1 \cdot x_2 - 0,4025 \cdot x_1^2 - 0,3050 \cdot x_2^2 \quad (2)$$

$$R^2 = 0,72$$



Rys. 4. Wytrzymałość zaprawy cementowej na zginanie $R_{f,28}$ [MPa] w zależności od czynników zmiennych X_1 – czas domiału zaprawy recyklingowej [min] oraz X_2 – dodatek spoiwa recyklingowego [%]

Na podstawie analizy równania regresji (2) stwierdzono, że dodatek spoiwa recyklingowego ma znaczący wpływ na zmianę wytrzymałości zaprawy na zginanie. Wraz ze wzrostem dodatku spoiwa recyklingowego maleje wytrzymałość zaprawy cementowej. Dodatek 60% spoiwa recyklingowego bez domiału spowodował spadek wytrzymałości zaprawy nawet o 32%. Natomiast wydłużenie czasu domiału dodatku spowodowało niewielki przyrost wytrzymałości zaprawy. Przy domiale spoiwa recyklingowego w czasie 10 min odnotowano wzrost wytrzymałości zaprawy rzędu około 19%.

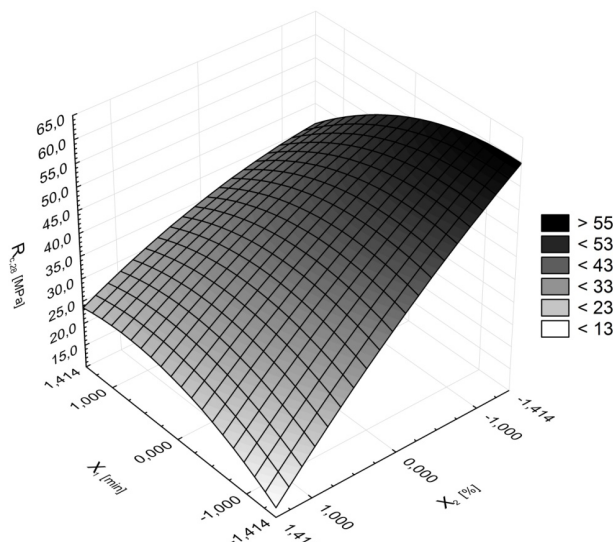
3.2. Wytrzymałość zaprawy cementowej na ściskanie

Na podstawie analizy statystycznej wyznaczono równanie regresji (3) opisujące zmiany wytrzymałości na ściskanie zaprawy cementowej po 28 dniach dojrzewania. Współczynnik determinacji modelu R^2 został oznaczony na poziomie 0,97. Interpretację graficzną obiektu badania

dla wartości kodowanych rozpatrywanych czynników przedstawiono na rysunku 5.

$$R_{c,28} = 42,0 - 1,406 \cdot x_1 - 11,3931 \cdot x_2 + 3,825 \cdot x_1 \cdot x_2 - 2,6125 \cdot x_1^2 - 1,3875 \cdot x_2^2 \quad (3)$$

$$R^2 = 0,97$$



Rys. 5. Wytrzymałość zaprawy cementowej na ściskanie $R_{c,28}$ [MPa] w zależności od czynników zmiennych X_1 – czas domiału zaprawy recyklingowej [min] oraz X_2 – dodatek spoiwa recyklingowego [%]

Analizując rysunek 5 można wnioskować, że dodatek spoiwa recyklingowego w zaprawie ma decydujący wpływ na zmniejszenie jej wytrzymałości. Zależność ta jest wprost proporcjonalna. Im większa jest zawartość dodatku, tym większy jest spadek wytrzymałości zaprawy. Dodatek 60% spoiwa recyklingowego przy zerowym czasie domiału spowodował ponad dwukrotny spadek wytrzymałości materiału w porównaniu z zaprawą wzorcową, wykonaną na „czystym” cemencie. Niewielki wpływ na zmianę wytrzymałości wykazał czas domiału spoiwa recyklingowego przy mniejszych jego zawartościach w zaprawie. Natomiast wraz ze wzrostem substytutu cementu w materiale, rośnie istotność czasu domiału. Przy zawartości 60% i czasie domiału równym 20 minut, odnotowano wzrost wytrzymałości materiału sięgającą prawie 100%, w porównaniu z zerowym czasem jego domiału.

4. Wnioski

1. Wydłużenie czasu domiału spoiwa recyklingowego, dodanego do zaprawy jako substytutu cementu, zmniejsza spadek wytrzymałości na zginanie beleczek, który obliczono dla skrajnych zawartości dodatku 0% i 60%. Zawartość substytutu cementu w zaprawach powinna wynosić maksymalnie 30% masy, co już przy niewielkim czasie domiału daje dobry wynik wytrzymałości. Przy domiale spoiwa w czasie 3 minut spadek wytrzymałości na zginanie wyniósł 5%, w porównaniu do zaprawy wzorcowej.

W przypadku badania wytrzymałości na ściskanie spadek ten jest większy i wynosi około 30%.

2. Należy dążyć do jak najwyższego czasu domiału zaprawy recyklingowej w celu poprawienia jej aktywności. Trzeba pamiętać, że stopień rozdrobnienia spoiwa jest czynnikiem decydującym o podstawowych właściwościach użytkowych produktu. Przed domialem zaprawa recyklinowa musi być przesiana przez sito co najmniej 2 mm, aby usunąć jak najwięcej drobnego kruszywa.
3. Wyniki potwierdzają, że technologia odzysku spoiwa cementowego z zaprawy recyklingowej sprawdza się przy zachowaniu odpowiednich parametrów oraz rozsądnej zawartości wtórnego spoiwa.

Podsumowując, zastosowanie dodatku recyklingowego do produkcji betonu obniża koszty produkcji, koszty utylizacji odpadów oraz chroni środowisko naturalne. Sprawia to, że recykling materiałów budowlanych na całym świecie stale rozwija się i będzie znajdował zastosowanie na coraz szerszą skalę.

Należy kontynuować badania dotyczące domiału zaprawy recyklingowej celem uzyskania jak największej powierzchni właściwej. Należy również zbadać wytrzymałość beleczek po 90 dniach dojrzewania. Należy badać spoiwo recyklingowe pod kątem aktywności hydraulicznej i pucolanowej dodatku

Literatura

- Ettxeberria M., Vazquez E., Mari A., Barra M. (2007). Influence of amount of recycled coarse aggregates and productions process on properties of recycled aggregate concrete. *Cement and Concrete Research*, 37, 735-742.
- Evangelista L., de Brito J. (2007). Mechanical behaviour of concrete made with fine recycled concrete aggregates. *Cem Concr Compos*, 29 (5), 397-401.
- Gartner E. (2004). Industrially interesting approaches to "low-CO₂" cement. *Cement and Concrete Research*, 34, 1489-1498.
- Hansen T.C., Narud H. (1983). Strength of recycled concrete made from crushed concrete coarse aggregate. *Concrete International – Design and Constructions*, 5/1983.
- Jamroz Z. (2009). Beton i jego technologie. PWN, Warszawa.

FURTHER USE OF CEMENT BINDER RECOVERED FROM RECYCLED MORTAR

Abstract: The paper presents the test results of possibilities of recovery a cement binder from recycled mortar. The cement binder was obtained by grinding roasted recycled mortar in the laboratory planetary mill. Ten compositions of the cement binder with different content of recycled material were designed. Then laboratory samples were prepared and tests of mechanical and physical properties were conducted. Test results posted in these publication show that partial replacement of cement for grind recycled mortar in the new designed cement mortars is possible.

PRZYKŁADY MODERNIZACJI I NAPRAW OBIEKTÓW BUDOWLANYCH

Dariusz TOMASZEWICZ*

Wydział Budownictwa i Inżynierii Środowiska, Politechnika Białostocka, ul. Wiejska 45A, 15-351 Białystok
Wydział Techniczny, Wyższa Szkoła Agrobiznesu, ul. Studencka 19, 18-402 Łomża

Streszczenie: Artykuł dotyczy zakresu i analizy opłacalności modernizacji i napraw dwóch obiektów: budynku leśniczówki oraz domu wielorodzinnego. Remonty polegają na naprawie uszkodzeń w istniejącej części leśniczówki przed dobudowaniem nowej części obiektu oraz na adaptacji pomieszczeń mieszkalnych budynku wielorodzinnego na lokale handlowo-usługowe.

Słowa kluczowe: modernizacja obiektów budowlanych, remonty, analiza opłacalności.

1. Wprowadzenie

Stosuje się różne metody napraw i wzmocnień budynków w zależności od rodzaju uszkodzeń obiektu. Działania związane z utrzymaniem obiektów budowlanych przedstawione są w pracy Runkiewicza (2006) oraz zdefiniowane zostały w normie PN-ISO 15686-1:2005 *Budynki i budowle. Planowanie okresu użytkowania. Część 1: Zasady ogólne*.

W celu sprawdzenia opłacalności remontów lub modernizacji zarządcy powinni zastosować następujący rachunek efektywności:

$$R < J - J \cdot E \quad (1)$$

gdzie: R jest szacunkową wysokością potrzebnych nakładów na 1 m² powierzchni użytkowej, J jest kosztem budowy 1 m² powierzchni użytkowej nowego budynku według lokalnych warunków cenowych, E jest czynnikiem dyskontującym, zależnym od okresu użytkowania budynku po remoncie lub modernizacji (Jaworowski, 1999; Zbrożek, 2001).

Jeżeli nierówność (1) zostanie spełniona, wówczas modernizacja jest opłacalna. W przypadku niespełnienia warunku (1) budynek należy rozebrać, po uprzednim zgłoszeniu do odpowiednich władz nadzoru budowlanego (Jaworowski, 1999; Zbrożek, 2001).

Każdy budynek wskutek niewykonywania bieżących napraw i konserwacji konstrukcji stopniowo ulega niszczeniu i degradacji (rys. 1).



Rys. 1. Budynek przed modernizacją, zlokalizowany przy ul. Rządowej w Łomży (Tomaszewicz, 2007)

2. Naprawa i modernizacja budynku leśniczówki

2.1. Charakterystyka budynku

Budynek leśniczówki (rys. 2) jest obiektem wolnostojącym, podpiwniczonym w części dobudowanej. W rzucie z góry stanowi prostokąt o wymiarach: 884 cm × 1100 cm. Budynek został rozbudowany w latach dziewięćdziesiątych ubiegłego wieku w związku z koniecznością zapewnienia kwater łowieckich dla myśliwych przyjeżdżających na polowania. Budynek ma mieszany układ konstrukcyjny. Elementami nośnymi są ściany zewnętrzne poprzeczne (szczytowe) i ściany podłużne. Ławy fundamentowe są żelbetowe o wymiarach przekrojów poprzecznych ław pod ścianami nośnymi zewnętrznymi 40 cm × 75 cm i pod innymi ścianami nośnymi 40 cm × 80 cm.

* Autor odpowiedzialny za korespondencję. E-mail: d.tomaszewicz@doktoranci.pb.edu.pl



Rys. 2. Leśniczówka w Baczach Mokrych

Ściany piwnic w dobudowanej części budynku wykonano z bloczków betonowych M-4 i M-2 na zaprawie cementowej, z izolacją cieplną z płyt styropianowych gładkich EPS S 042 FASADA-STYR PREMIUM o grubości 5 cm. Grubość trójwarstwowych ścian zewnętrznych piwnic wynosi 41 cm (24 cm + 5 cm + 12 cm), a ścian wewnętrznych 25 cm.

Ściany zewnętrzne parteru o grubości 41 cm, również trójwarstwowe, wykonane są z betonu komórkowego YTONG (17,5 cm bloczek + 8 cm pustka powietrzna + 15 cm bloczek). Ściany wewnętrzne nośne mają grubość równą 25 cm, ścianki działowe – 12 cm.

Ściany wewnętrzne na poddaszu wykonano z płyt gipsowo-kartonowych zwykłych GKB o wymiarach 12,5 mm × 1200 mm × 2600 mm, zamocowanych na konstrukcji w postaci rusztu stalowego.

Stropy nad piwnicą i parterem są żelbetowe o grubości 12 cm, jednokierunkowo zbrojone. Izolację stropu nad piwnicą stanowi warstwa styropianu o grubości 8 cm, wykonana zgodnie z normą PN-B-02151 *Ochrona przed hałasem w budynkach – izolacyjność akustyczna przegród*.

Nad poddaszem jest strop z płyt gipsowo-kartonowych zwykłych GKB o wymiarach 12,5 mm × 1200 mm × 3000 mm na ruszcie metalowym, o rozstawie profili nośnych 60 cm.

Część istniejącą stanowił budynek niepodpiwniczony, który w rzucie miał kształt prostokąta o wymiarach: 855 cm × 1220 cm.

2.2. Opis stanu technicznego budynku

Ogólny stan techniczny budynku leśniczówki należało określić jako niezadowalający. W dobrym stanie technicznym był fundament w 2/3 górnej wysokości. Pozostała część fundamentu była w złym stanie technicznym, wywołanym przedostaniem się do fundamentu agresywnych ścieków z pobliskiego szamba, które zostało niebawem zlikwidowane. Dodatkowo podczas prac wzmacniających ścianę szczytową budynku leśniczówki nastąpiła awaria, która była spowodowana niewłaściwym podbijaniem fundamentu.

2.3. Analiza przyczyn uszkodzeń

W istniejącym budynku leśniczówki fundament był wykonany z kamienia. Wykonawca według Inspektora Nadzoru popełnił błąd przy podbijaniu tego fundamentu podczas wykonywania ław. Nie przeprowadzono podbijania fundamentu odcinkami, tylko wykonano odkrywkę pod całą długością ściany szczytowej. Podbijanie miało wzmocnić istniejący fundament i należało je wykonywać mijankowo, co drugi odcinek o długości około 1,0 m. Podczas robót naprawczych nastąpiła trzydniowa przerwa świąteczna, podczas której intensywne opady deszczu, spowodowały podmycie fundamentu z kamienia istniejącej części leśniczówki, a w konsekwencji jego pęknięcie i przewrócenie się ściany szczytowej budynku.

2.4. Sprawdzenie opłacalności remontu budynku leśniczówki

Przed rozpoczęciem remontu przeprowadzono rachunek jego opłacalności zgodnie ze wzorem (1), w którym uwzględniono następujące czynniki:

$$R = J \cdot P_{zb} = 1800 \text{ zł/m}^2 \cdot 39,5\% = 711 \text{ zł/m}^2$$

$$711 \text{ zł/m}^2 < 1800 \text{ zł/m}^2 - 1800 \text{ zł/m}^2 \cdot 0,417$$

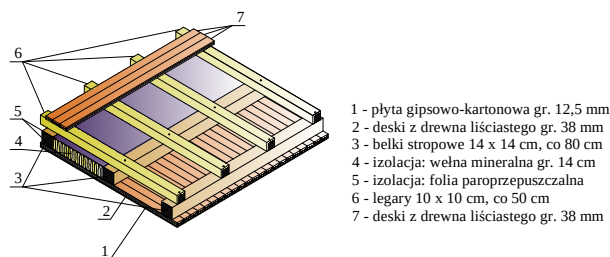
$$\Rightarrow 711 \text{ zł/m}^2 < 1049,40 \text{ zł/m}^2$$

gdzie: J jest kosztem budowy 1 m² leśniczówki, który według rozeznania lokalnego wynosi $J = 1800 \text{ zł/m}^2$, $P_{zb} = 39,5\%$ jest stwierdzonym procentem zniszczenia budynku, a współczynnik E dyskontujący na okres 15 lat użytkowania po remoncie przyjęto $E = 0,417$ (Jaworowski, 1999; Zbrożek, 2001).

Na podstawie przeprowadzonych obliczeń stwierdzono, że modernizacja budynku leśniczówki jest opłacalna.

2.5. Zakres prac remontowo-modernizacyjnych

Ustalono zakres prac remontowych (Sieczkowski i in., 1983; Ścisławski, 2004; Buczkowski, 2009; Rudziński, 2010). W części istniejącej budynku leśniczówki fundament wykonany został z kamienia, a stropy nad parterem są drewniane legarowo-listwowe (rys. 3). Pierwotnie były to stropy z zamocowaną od spodu trzciną. Podczas prac związanych z realizacją dobudowanej części leśniczówki w stropach zostały wymienione poszczególne elementy. Stan techniczny belek wymagał dokonania wymiany (trzy belki były spróchniałe, a dwie pęknięte) (Klima, 1997). Od spodu trzcinę wymieniono na płyty gipsowo-kartonowe zwykłe GKB o grubości 12,5 mm. Na belkach stropowych zamontowane zostały nowe legary i na nich ułożono ślepą podłogę z desek z oblistwowaniem.



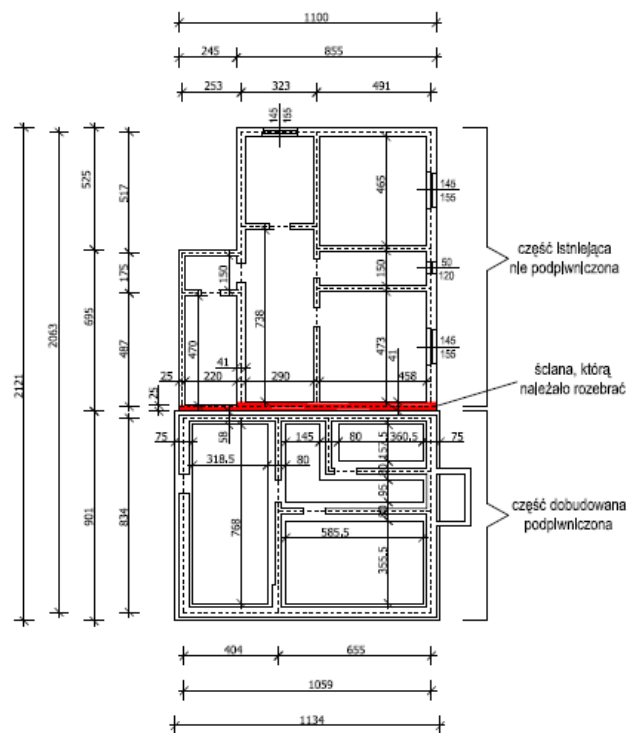
Rys. 3. Schemat rozwiązania konstrukcyjnego drewnianego stropu leśniczówki

Dach wielospadowy drewniany nad całym budynkiem leśniczówki pokryty został płytami ONDULINE.

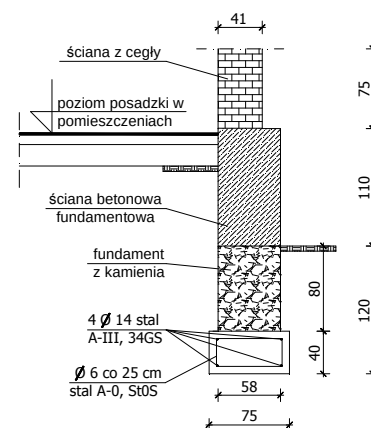
Fundament pod ścianą (rys. 4 i 5) o długości 11,0 m należało podzielić na 10 równych odcinków, każdy po 1,10 m (rys. 6). Następnie (zgodnie z numeracją na rys. 6) powinno się odkopać odcinki nieparzyste, to jest 1, 3, 5, 7 oraz 9. Odcinki te należało podkopywać na długościach 1,40 m oraz szerokości około 1,0 m z pochyleniem skarpy 1:1, celem umiejscowienia szkieletu zbrojenia w wykopanym odcinku oraz zapewnienia możliwości zabetonowania danego odcinka. Do prac na kolejnych odcinkach (tym razem parzystych, to jest 2, 4, 6, 8 i 10 – odcinki po 80 cm) można było przystąpić po 3-5 dniach od chwili betonowania ścian, to jest po osiągnięciu przez beton 50% zakładanej wytrzymałości. Różne sposoby podbijania fundamentów zostały szczegółowo opisane w pracy (Sieczkowski i in., 1983).

Montaż zbrojenia należało przeprowadzić na zakład przy długości zakładu minimum 70Ø (około 100 cm w przypadku prętów Ø14) i przesunięciu zakładów sąsiednich prętów o 25Ø (35 cm) poprzez wiązanie drutem odcinkowych szkieletów zbrojeniowych.

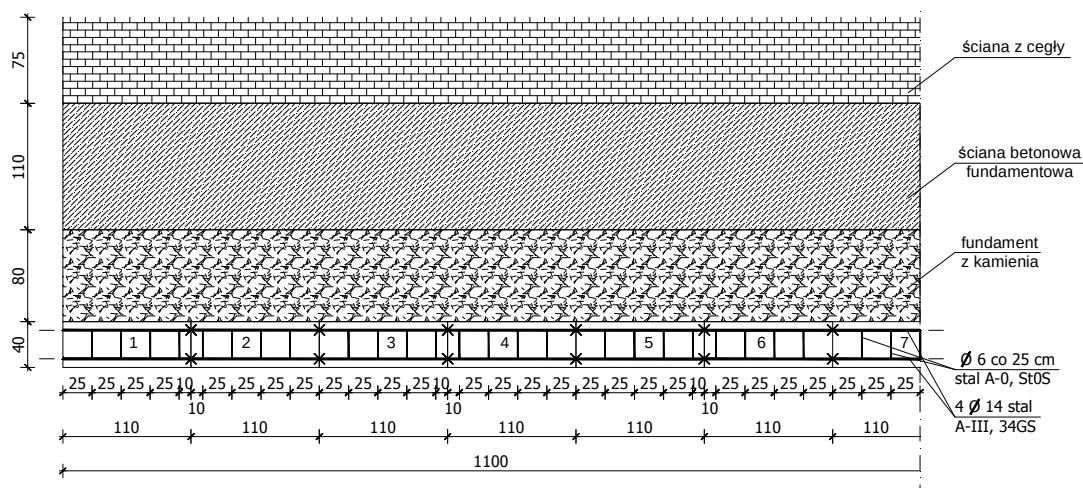
W istniejącym budynku leśniczówki dokonano rozbudowy i nadbudowy, tworząc w całości budynek parterowy z poddaszem użytkowym. W projektowanej części wykonano wykopy na całości budynku, ławy żelbetowe oddzielono od istniejącego fundamentu dylatacją. Ściany dobudowanej części wykonano z bloczków betonowych na zaprawie cementowej.



Rys. 4. Rzut fundamentów dobudowanej leśniczówki i ścian części istniejącej



Rys. 5. Widok podbitego fundamentu z kamienia w przekroju



Rys. 6. Fragment rozplanowanego podbicia fundamentu wraz ze zbrojeniem odcinkowym

Rozebrano istniejące pokrycie wraz z więźbą dachową. Ściany zewnętrzne dobudowanego parteru i poddasza części istniejącej oraz dobudowanej, wykonano z betonu komórkowego na zaprawie cementowo-wapiennej. Dodatkowo ścianę budynku leśniczówki po usunięciu usterek, wzmocniono poprzez zastosowanie kotew Brutt Saver (rys. 7).



Rys. 7. Widok kotwy Brutt Saver do wzmocniania konstrukcji murowych (www.brutt-saver.pl)

3. Modernizacja budynku wielorodzinnego

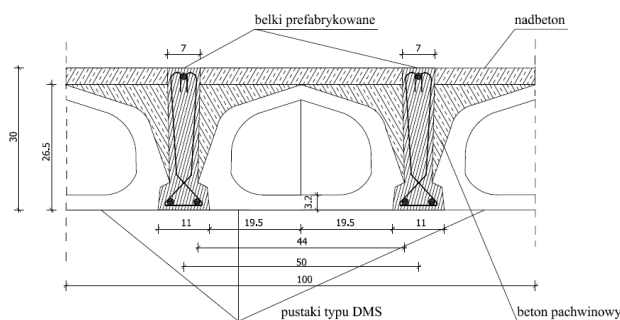
3.1. Charakterystyka budynku

Budynek mieszkalny wielorodzinny został wzniesiony w zabudowie szeregowej (rys. 8). Jest w całości podpiwniczony. W rzucie budynek stanowi prostokąt o wymiarach: 1205 cm × 5246 cm.



Rys. 8. Budynek wielorodzinny zlokalizowany przy ulicy Rządowej w Łomży (Tomaszewicz, 2007)

Budynek zbudowano w latach pięćdziesiątych ubiegłego wieku. Układ konstrukcyjny ścian nośnych – podłużny. Elementami nośnymi są ściany zewnętrzne podłużne oraz ściana szczytowa wewnętrzna. Ławy fundamentowe wykonano z żelbetu. Wymiary przekrojów poprzecznych ław pod ścianami konstrukcyjnymi: 40 cm × 120 cm oraz pod ścianami nośnymi: 40 cm × 80 cm. Fundamenty budynku posadowione są na głębokości 2,47 m poniżej poziomu terenu. Ścianki działowe z cegły dziurawki: w piwnicach o grubości równej 12 cm, na wyższych kondygnacjach o grubości 6,5 cm. Stropy są ukształtowane jako konstrukcja z belkami prefabrykowanymi ze żwirobetonu wibrowanego oraz pustakami z gruzobetonu typu DMS (rys. 9).



Rys. 9. Schemat stropu DMS (Tomaszewicz, 2007)

Schody i spoczniki na klatkach schodowych są prefabrykowane, tynk zewnętrzny i wewnętrzny cementowo-wapienny. Zaprojektowane zostało przeszklenie lokali w przegrodach aluminiowych z profili cienkościennych powlekanych wraz z drzwiami. Drzwi zewnętrzne od strony podjazdu – przymykowe aluminiowe. Konstrukcję dachu stanowi więźba drewniana płatwiowo-kleszczowa, pokryta blachą trapezową.

Wykonano wykop pod podjazd dla osób niepełnosprawnych o wymiarach 10,0 × 3 × 1,20 m. Schody przy pochylni – żelbetowe proste na płycie grubości 8 cm. Fundamenty pochylni wykonano z bloczków betonowych o wymiarach 25 × 12 × 14 cm. Izolacje pionowe przeciwwilgociowe wykonano jako powłokowe bitumiczne. Podkład wykonano z zagęszczonego materiału sypkiego w postaci lekkiego kruszywa keramzytowego, na podłożu gruntowym. Zastosowano obrzeża betonowe o wymiarach 20 × 6 cm na podsypce piaskowej.

3.2. Opis stanu technicznego budynku wielorodzinnego

Stan techniczny budynku oceniono jako dobry. W trakcie modernizacji konieczna była wymiana pokrycia dachowego z płyt azbestowo-cementowych na pokrycie z blachy trapezowej. Strop typu DMS spełniał swoją funkcję. Jednak zmiana kwalifikacji pomieszczeń wymuszała jego wzmocnienie, by zapobiec klawiszowaniu. Stolarka okienna wraz z parapetami była w średnim stanie technicznym i została wymieniona na nową.

3.3. Sprawdzenie opłacalności remontu budynku wielorodzinnego

Zgodnie ze wzorem (1) w rachunku opłacalności uwzględniono następujące czynniki:

$$R = J \cdot P_{zb} = 2700 \text{ zł/m}^2 \cdot 27\% = 729 \text{ zł/m}^2$$

$$729 \text{ zł/m}^2 < 2700 \text{ zł/m}^2 - 2700 \text{ zł/m}^2 \cdot 0,277$$

$$\Rightarrow 729 \text{ zł/m}^2 < 1952,10 \text{ zł/m}^2$$

gdzie: J jest kosztem budowy 1 m² budynku wielorodzinnego z cegły, który według rozeznania lokalnego wynosi $J = 2700 \text{ zł/m}^2$, $P_{zb} = 27\%$ jest

stwierdzonym procentem zniszczenia budynku, a współczynnik E dyskontujący na okres 22 lat użytkowania po remoncie przyjęto 0,277 (Jaworowski, 1999; Zbrożek, 2001).

Na podstawie przeprowadzonych obliczeń stwierdzono, że remont budynku wielorodzinnego jest opłacalny.

3.4. Analiza zmian modernizacyjnych

Zmiany modernizacyjne dotyczyły przegrupowania ścianek działowych mieszkań celem utworzenia lokali handlowo-usługowych. Należało przy tym wzmocnić strop, by dostosować go do nowych warunków użytkowania. W przypadku adaptacji pomieszczeń mieszkalnych na lokale handlowo-usługowe należy zwrócić szczególną uwagę na właściwe wzmocnienie elementów konstrukcji, poprzez oparcie belek na ścianach osłonowych przy wykonywaniu otworów w ścianach nośnych, co oznacza wykonanie „poduszki” z betonu klasy minimum C 20/25 w wykutych gniazdach.

Sprawdzono ugięcie stropu DMS w nowych warunkach użytkowania:

- Rozpiętość efektywna (obliczeniowa) belki stropowej DMS

$$l_{\text{eff}} = l_n \cdot 1,05 = 5,36\text{m} \cdot 1,05 = 5,63\text{m} \quad (1)$$

- Ugięcie stropu DMS wyznaczono według PN-EN 1993-1-1:2006 *Projektowanie konstrukcji stalowych. Część 1-1: Reguły ogólne i reguły dla budynków*

$$w = \frac{5}{48} \cdot \frac{q \cdot l^4}{EJ} \quad (2)$$

$$w = \frac{5}{48} \cdot \frac{4,71\text{N/mm} \cdot (5630\text{mm})^4}{210000\text{N/mm}^2 \cdot 38310000\text{mm}^4} = 61,27\text{mm}$$

gdzie sztywność belki przy obliczaniu stropu DMS przyjęto jak dla dwuteownika HEB 180, by sprawdzić w jakim stopniu może zostać przekroczony SGU.

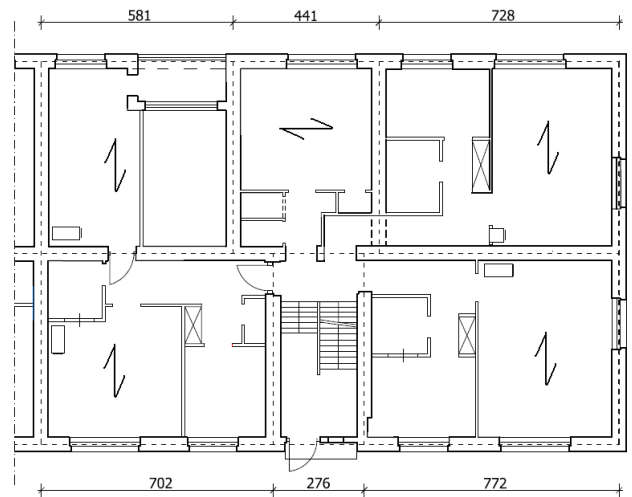
- Wartość graniczna ugięcia pionowego

$$w_{\text{max}} = \frac{l_{\text{eff}}}{250} \frac{5630\text{mm}}{250} = 22,52\text{mm}$$

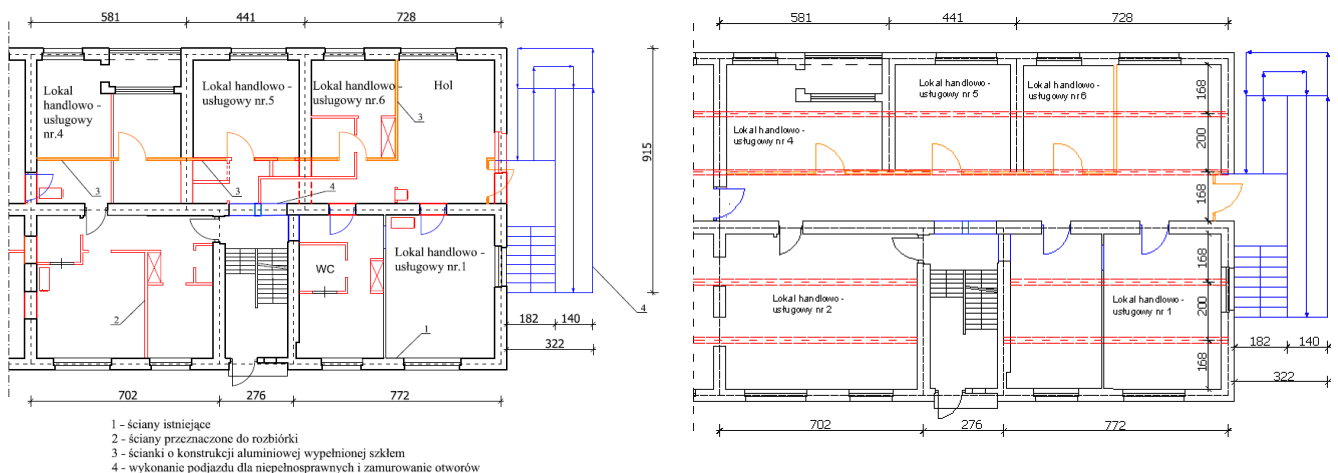
Wartość graniczna ugięcia została przekroczona w znacznym stopniu, dlatego należało wzmocnić strop DMS, z uwagi na przekwalifikowanie tej części pomieszczeń mieszkalnych na lokale handlowo-usługowe.

3.5. Zakres prac remontowo – modernizacyjnych

Zakres prac remontowo-modernizacyjnych (Ściślewski, 2004; Buczkowski) obejmował zmianę usytuowania ścian działowych w dwóch z trzech segmentów budynku wielorodzinnego w celu przekształcenia pomieszczeń mieszkalnych (rys. 10) na lokale handlowo-usługowe. Budynek posiada trzy kondygnacje mieszkalne. Znajdowały się w nim mieszkania jedno-, dwu- i trzypokojowe. Zmiany projektowe naniesione w dwóch segmentach przedstawione zostały na rysunku 11.



Rys. 10. Inwentaryzacja fragmentu rzutu (jednego segmentu) parteru budynku



Rys. 11. Widok projektu modernizacji części parteru budynku z naniesionymi zmianami oraz z dobudowaną pochylnią dla osób niepełnosprawnych

Planowana modernizacja miała na celu utworzenie sześciu lokali handlowo-usługowych, które nie będą ze sobą połączone. Przy lokalu od strony wejścia zaprojektowany został podjazd dla osób niepełnosprawnych, od strony szczytowej budynku (rys. 11) wraz z toaletą mieszczącą się przy wejściu od strony podjazdu.

W budynku wielorodzinnym w związku ze zmianą funkcji i przeznaczenia części parteru (dwóch z trzech naw) należało wzmocnić strop typu DMS (rys. 12 i 13). Belki prefabrykowane stropu w rozstawie $e = 50$ cm były zamontowane w ścianach podłużnych. Jako wzmocnienie istniejącego stropu, proponowanym rozwiązaniem było osadzenie w wykutych w ścianach gniazdach dwuteowników HEB 180, podpartych stemplami PERI MULTIPROP 350 na czas związania belek betonem (około 5 dni).

Sprawdzono ugięcie stropu DMS wzmocnionego podciągami HEB 180:

$$w = \frac{5}{384} \cdot \frac{0,5021 \text{ N/mm} \cdot (7720 \text{ mm})^4}{210000 \text{ N/mm}^2 \cdot 38310000 \text{ mm}^4} = 2,89 \text{ mm}$$

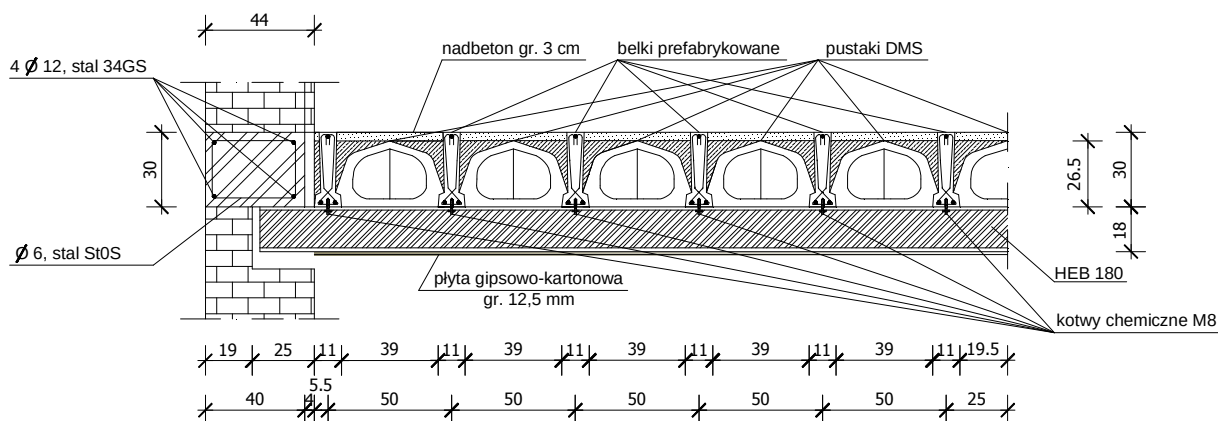
gdzie ciężar własny dwuteownika HEB 180 przyjęto równy $q = 0,5021$ N/mm.

Jak widać, wartość strzałki ugięcia została zmniejszona o około 4,5 mm.

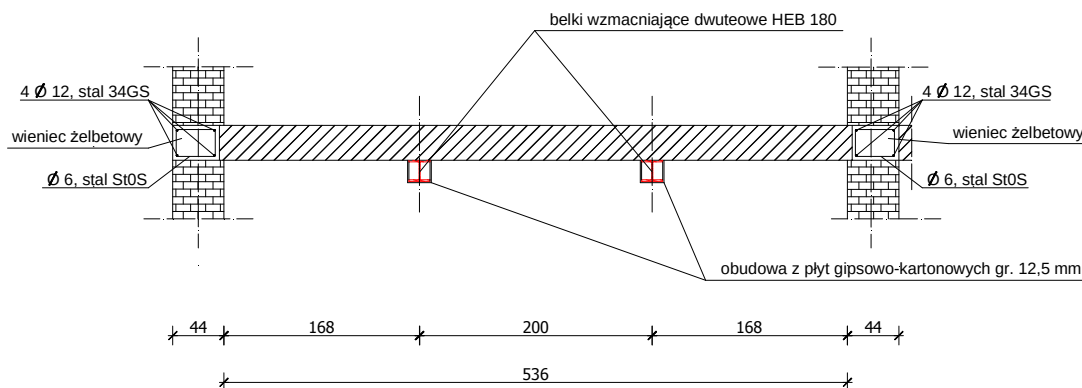
Belki można podnosić do wykutych wcześniej gniazd o głębokości grubości 1 cegły przy zastosowaniu jednopomostowych rusztowań wewnętrznych rurowych lub tak zwanych rusztowań warszawskich. Współpracę podciągu z istniejącym stropem uzyskano poprzez zastosowanie kotew chemicznych w punktach umiejscowienia belek DMS, przewlekanych przez uprzednio wywiercone otwory w półkach z obu stron dwuteownika HEB 180.

4. Wnioski

W omawianych przykładach modernizacji i remontów obiektów budowlanych rozwiązano różne problemy praktyczne. W budynku wielorodzinnym zaistniała konieczność wzmocnienia części stropu parteru spowodowana zmianą funkcji części pomieszczeń. W przypadku budynku leśniczówki zaistniał problem oceny stopnia uszkodzeń i możliwości naprawy, przed dobudowaniem nowej części budynku leśniczówki. Przedsięwzięcia budowlane zostały poprzedzone ocenami opłacalności remontu, które wykazały, że przeprowadzenie obu inwestycji było opłacalne.



Rys. 12. Przekrój podłużny wzmocnienia stropu DMS



Rys. 13. Przekrój poprzeczny wzmocnienia stropu DMS

Literatura

- Buczowski W. (red.) (2009). Budownictwo ogólne. Tom IV: Konstrukcje budynków. *Arkady*, Warszawa.
- Jaworowski M. (1999). Informator w sprawie realizacji inwestycji i remontów budowlanych w Lasach Państwowych. Warszawa.
- Klima E. (1997). Opinia techniczna w sprawie ustalenia przyczyn spękania i częściowego przewrócenia się ściany w budynku leśniczówki oraz oceny stanu technicznego drewnianego stropu nad parterem, dotycząca istniejącego budynku leśniczówki zlokalizowanej w Baczach Mokrych gmina Zambrów. Łomża.
- Rudziński L. (2010). Konstrukcje murowe. Remonty i wzmocnienia. *Wydawnictwo Politechniki Świętokrzyskiej*, Kielce.
- Runkiewicz L. (2006). Określenia dotyczące napraw i wzmocnień konstrukcji budowlanych. *Przegląd Budowlany*, 10/2006.
- Sieczkowski J., Chrabczyńska A., Farasiewicz Z. (1983). Metody wzmacniania posadowienia budynków remontowanych i modernizowanych. *Centrum Techniki Komunalnej*, Warszawa.
- Ściślewski Z. (2004). Problemy zagrożenia przed korozją obiektów (budynków) w działalności rzeczoznawcy.
- W: Materiały 8. Konferencji Naukowo-Technicznej, Cedzyna k. Kielc, 21-23.04.2004, *Instytut Techniki Budowlanej*, Warszawa, 241-258.
- Tomaszewicz D. (2007). Projekt modernizacji budynku mieszkalnego z uwzględnieniem technologii wykonania. Praca dyplomowa inżynierska, *Politechnika Białostocka*, Wydział Budownictwa i Inżynierii Środowiska, Białystok.
- Zbrozek P. (2001). Informator w sprawie realizacji inwestycji i remontów budowlanych w Lasach Państwowych. Warszawa.

EXAMPLES OF MODERNISATION AND REPAIR BUILDING FACILITIES

Abstract: The paper concerns the scope and cost-benefit analysis of modernization and repair of two objects: forester's house and multi-family house. Modernisation involves the repair of defects in the existing part of the forester's house before constructing a new part of the building and on the adaptation of multi-family building living quarters into the retail and service building.

Abstracts Vol. 5 No. 4

**Dariusz BORUSZKO, Wojciech DĄBROWSKI,
Elżbieta GRYGORCZUK-PETERSON, Lech MAGREL, Józefa WIATER**
Low-cost methods of wastewater treatment and sewage sludge utilization

The paper presents results of studies concerning the treatment of municipal wastewater and effluents of dairy wastewater treatment plants, as well as, composting of dairy sludge and its fermentation for biogas. It was found that household sewage treatment plants have high efficiency of wastewater treatment. Treatment of effluents using hydrophytes enhances the activity of dairy wastewater treatment plant. The use of Effective Microorganisms accelerates the composting of different organic wastes. Municipal and dairy sewage sludge can be a source of biogas consisting primarily of methane (fermentation process).

Gennady KOCHETOV, Dmitry SAMCHENKO, Irina NAUMENKO
Improvement of the ferritisation method for removal of nickel compounds from wastewater

A process for comprehensive treatment of wastewater flows of electroplating facilities was developed with ferritisation-based removal of nickel compounds. Effects of ratios of heavy metals concentrations and pulse electromagnetic discharges on ferritisation-based treatment of nickel-containing wastewater were studied. The treatment sediments were analysed by qualitative and quantitative phase analysis. Application of electromagnetic wastewater treatment for low-temperature ferritisation was proved to be economically viable

Wojciech SAS, Andrzej GŁUCHOWSKI
Capacity of road subbase from recycled concrete aggregate based on CBR test results

Recycled Concrete Aggregate (RCA) is a material created from reclaimed concrete debris. RCA was deposited on landfills. Nowadays, demand of natural aggregates leads to searching of new sources of aggregates which are useable for construction. RCA is characterised by high strength nevertheless, but some of physical and mechanical properties still need to be highlighted. Such uncertainty often discourages engineers to use this material. In the paper the results of *Californian Bearing Ratio (CBR)* tests performed on RCA samples was presented. Studies was preceded by analysis of physical properties. The *CBR* tests were performed for RCA in optimum moisture, air-dry and soaked conditions. Low compaction energy occurrence was also considered.

Maciej SWIRYDZIUK
Further use of cement binder recovered from recycled mortar

The paper presents the test results of possibilities of recovery a cement binder from recycled mortar. The cement binder was obtained by grinding roasted recycled mortar in the laboratory planetary mill. Ten compositions of the cement binder with different content of recycled material were designed. Then laboratory samples were prepared and tests of mechanical and physical properties were conducted. Test results posted in these publication show that partial replacement of cement for grind recycled mortar in the new designed cement mortars is possible.

Dariusz TOMASZEWICZ
Examples of modernization and repair building facilities

The paper concerns the scope and cost-benefit analysis of modernization and repair of two objects: forester's house and multi-family house. Modernisation involves the repair of defects in the existing part of the forester's house before constructing a new part of the building and on the adaptation of multi-family building living quarters into the retail and service building.