UNIWERSYTET ZIELONOGÓRSKI
Wydział Inżynierii Lądowej i Środowiska

Seria: Inżynieria Środowiska - nr 39

zeszyty naukowe

159

Uniwersytet Zielonogórski • Zielona Góra 2015

ZESZYTY NAUKOWE
UNIWERSYTETU ZIELONOGÓRSKIEGO
NR 159

INŻYNIERIA ŚRODOWISKA – 39

ZIELONA GÓRA • 2015

REDAKCJA ZESZYTU NAUKOWEGO:
dr hab. inż. Andrzej Greinert, prof. UZ (*Redaktor Naczelny*)

Redaktorzy tematyczni:
prof. dr hab. inż. Andrzej Jędrczak, prof. dr hab. inż. Tadeusz Kuczyński, prof. dr hab. inż. Zofia Sadecka, dr hab. Michał Drab, prof. UZ, dr hab. Urszula Kołodziejczyk, prof. UZ, dr hab. Zygmunt Lipnicki, prof. UZ, dr hab. Marlena Piontek, prof. UZ, dr hab. inż. Nguyen Thi Bich Loc, prof. UZ

Redaktor techniczny:
dr inż. Ewelina Płuciennik-Koropczuk

Sekretarz:
dr inż. Magda Hudak

Wydano za zgodą J.M. Rektora Uniwersytetu Zielonogórskiego

ISSN 1895-7323

Copyright © by IIŚ WBAiIŚ UZ, Zielona Góra 2015

SPIS TREŚCI

Mariusz Ptak – Wpływ antropopresji na zmienność stanów wody jeziora wierzchowo w latach 1976-2009 5

Mirosława Gilewska, Krzysztof Otremba – Rekultywacja i rewitalizacja gruntów pogórniczych na przykładzie gminy Kleczew 15

Lidia Dąbrowska – Frakcjonowanie metali ciężkich w osadach ściekowych ustabilizowanych beztlenowo 22

Janusz Rosada, Marta Przewocka – Wyznaczenie warunków dla określenia wstępnej izolinii zasięgu zanieczyszczeń jako element monitoringu środowiska wokół Huty Miedzi „Głogów" 31

Edward Meller, Grzegorz Jarnuszewski – Skład chemiczny roślin uprawianych na glebach pobagiennych nawożonych cynkiem i miedzią 45

Marta Skiba – Inwestycje produkcyjne o znaczeniu ponadregionalnym w planistycznych dokumentach krajowych i wojewódzkich 54

Alicja Kot-Niewiadomska – Ocena terenu poprzemysłowego zakładów metalurgicznych „Trzebinia" pod względem planowanych kierunków jego zagospodarowania 66

Rafał Nowak, Maria Włodarczyk-Makuła – Wykorzystanie złóż tarczowych do usuwania azotu amonowego w warunkach ograniczonego dostępu tlenu 75

UNIWERSYTET ZIELONOGÓRSKI • ZESZYTY NAUKOWE NR 159

Nr 39 **INŻYNIERIA ŚRODOWISKA** **2015**

MARIUSZ PTAK*

WPŁYW ANTROPOPRESJI NA ZMIENNOŚĆ STANÓW WODY JEZIORA WIERZCHOWO W LATACH 1976-2009

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

W pracy przedstawiono wahania stanów wody jeziora Wierzchowo. Głównym elementem decydującym o ich przebiegu była zabudowa hydrotechniczna. Odstąpienie od podpiętrzania tego jeziora znacznie zmieniło uwarunkowania związane z przebiegiem poziomu wody. W świetle realizowanego programu mającego na celu zwiększyć zasoby wodne Polski, powyższą sytuację można uznać jako wyjątkową.

Słowa kluczowe: jeziora, wahania stanów wody, zasoby wodne

WSTĘP

Wahania stanów wody są jednym z podstawowych zjawisk decydujących o zespole cech (fizycznych, chemicznych, biologicznych, itd.), jakimi charakteryzuje się dane jezioro. Odpowiednio do powyższych, wielkość napełnienia misy jeziornej wodą jest istotna m.in. dla głębokości falowania, ilości dostarczanych biogenów, zróżnicowania organizmów żywych (w tym z uwzględnieniem stref ekotonowych), itd. Co ważne, wahania poziomu jezior są często kluczowym czynnikiem decydującym o możliwości i charakterze prowadzonej działalności gospodarczej w jego sąsiedztwie czy zlewni. Problematyka oscylacji poziomu wód jeziornych na świecie jest bardzo chętnie podejmowanym zagadnieniem, uwzględniającym szerokie spektrum badawcze [Zolár i Bengtsson, 2006, Li i in., 2007, Dusini i in., 2009, Nishihiro, 2011, Yildirim i in., 2011, Yao i in., 2014]. W przypadku jezior polskich, istnieje także duży zbiór opracowań poruszających tematykę zmian poziomu wody w jeziorach [Skibniewski, 1954, Pasławski, 1972, Niewiarowski, 1978, Chojnowski, 1992, Konatowska i Rutkowski, 2008]. Prace te odnoszą się zarówno do pojedynczych akwenów jak i ich większych grup. Analiza długoletnich zmian poziomu wód jeziornych wykazuje zróżnicowany charakter, który jest uzależniony głównie od

* Zakład Hydrologii i Gospodarki Wodnej, Uniwersytet im. Adama Mickiewicza w Poznaniu

warunków meteorologicznych panujący w danym wieloleciu. Niepodważalny jest fakt, że kierunek i skala wahań wód jeziornych jest wypadkową współdziałania procesów naturalnych i sztucznych – wywołanych przez człowieka. Jak zauważają Jańczak i Choiński [1985], określenie w jednoznaczny sposób głównego czynnika, jest często bardzo trudne.

Przykładem ingerencji człowieka w reżim hydrologiczny jest jezioro Wierzchowo, którego stany wody przez długi czas były regulowane poprzez zabudowę hydrotechniczną. Celem pracy jest analiza ich zmienności w latach 1976-2009.

MATERIAŁY I METODY BADAŃ

Jezioro Wierzchowo jest położone na Pojezierzu Drawskim (rys.1). Jego powierzchnia wynosi 712,5 ha, głębokość maksymalna 26,5 m a średnia 9,6 m. Charakteryzuje się urozmaiconą linią brzegową – liczne są zatoki i półwyspy. Jest jeziorem przepływowym. Jego walory są chętnie wykorzystywane w celach rekreacyjnych. Cichoń [2008] wskazuje, że niesie to pewne zagrożenia dla tego ekosystemu szczególnie w okresie letnim. Jezioro Wierzchowo jest częścią szlaku kajakowego Gwdy. Jak podkreśla Hudak [2011] turystyka wodna jest najmniej inwazyjnym sposobem poznawania cennych przyrodniczo elementów środowiska.

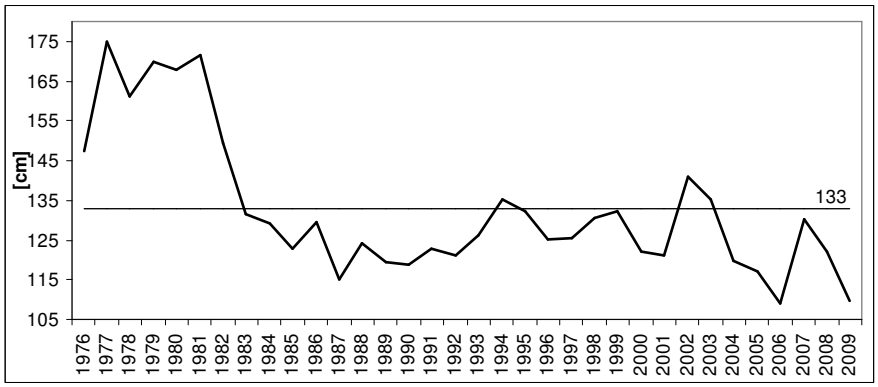
Rys. 1. Lokalizacja obiektu badań
Fig. 1. Location of the study object

W pracy wykorzystano codzienne obserwacje stanów wody prowadzone przez Instytut Meteorologii i Gospodarki Wodnej (IMiGW). Łącznie zbiór ten stanowi ponad 12 tys. rekordów. W tym miejscu należy przypomnieć definicję stanu wody. Jak podaje Bajkiewicz-Grabowska i Magnuszewski [2002], stanem wody nazywane jest wzniesienie zwierciadła wody ponad umownie przyjęty poziom, tzw. zero wodowskazu. Stan wody podawany jest w pełnych centymetrach i jest odniesiony zawsze do zera wodowskazu. W przypadku omawianego jeziora, zero wodowskazu ma rzędną 137,91 m nad Kr (poziom morza w Kronsztadt). Ponadto wykorzystano plany batymetryczne i mapy topograficzne w celu oceny zasobów wodnych jeziora Wierzchowo. Znając rzędną zera wodowskazu oraz najwyższy zanotowany poziom wody w okresie 1976-2009, możliwe było wyznaczenie zasięgu linii brzegowej jeziora przy takim stanie. Korzystając z metody Pencka, obliczono objętość jeziora w powyższej sytuacji. Metoda ta, utożsamia objętość misy jeziornej ze zbiorem ostrosłupów ściętych zamkniętych stożkiem. Dając możliwość dodawania lub odejmowania kolejnej warstwy wody (utożsamianej w tym ujęciu z kolejna bryłą).

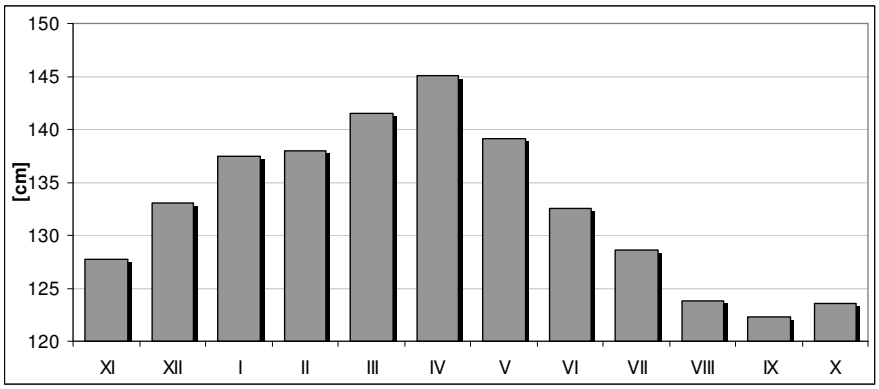
W pracy przedstawiono także rozkład opadów dla stacji Chojnice (oddalonej o ok. 50 km od analizowanego obiektu) jako tło meteorologiczne dla omawianej charakterystyki.

WYNIKI I DYSKUSJA

Zmienność stanów wody jeziora Wierzchowo w okresie 1976-2009 przedstawiono na rys. 2 a w układzie miesięcznym z tego wielolecia na rys. 3.



Rys. 2. Przebieg średnich rocznych stanów wody jeziora Wierzchowo (1976-2009)
Fig. 2. Average annual water level fluctuations in Lake Wierzchowo (1976-2009)



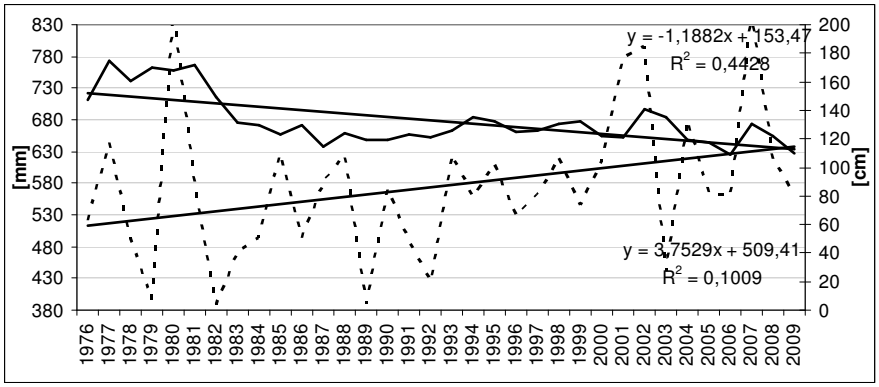
Rys. 3. Średnie miesięczne stany wody jeziora Wierzchowo (1976-2009)
Fig. 3. Average monthly water levels in Lake Wierzchowo (1976-2009)

Średni stan wód jeziora Wierzchowo w latach 1976-2009 wynosił 133 cm, co odpowiada rzędnej 139,4 m n.p.m.

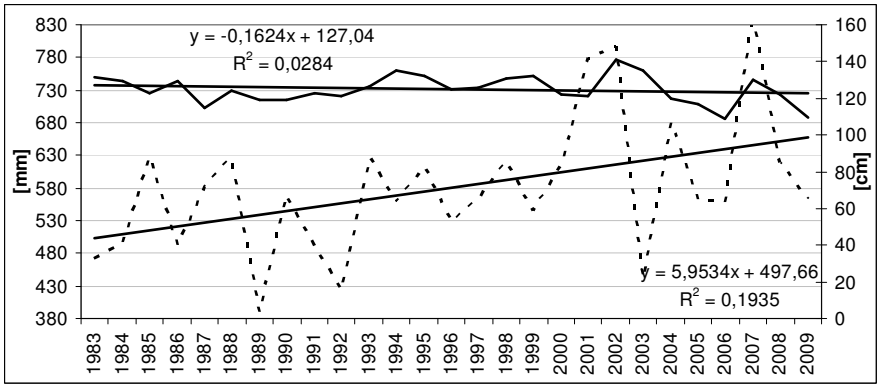
Z przebiegu średnich miesięcznych wynika, że jezioro Wierzchowo charakteryzuje się typowym rozkładem dla jezior niżowych. Po okresie względnej stabilności w styczniu i lutym (retencja zimowa) następuje wzrost stanów wody z kulminacją roztopowa przypadająca na kwiecień. Następnie dochodzi do sukcesywnego obniżania poziomu lustra wody (z uwagi na zróżnicowanie intensywności opadów, wzrost parowania) a wartości najmniejsze osiągane są we wrześniu. Różnica pomiędzy maksymalną a minimalną średnią miesięczną w latach 1976-2009 wniosła 22 cm. W całym wieloleciu maksymalna amplituda wahań stanów wody wyniosła 134 cm.

Przedstawiony na rys. 2 rozkład średnich stanów wody wyraźnie wskazuje na dwudzielność w ich przebiegu. Punktem charakterystycznym jest rok 1983, po którym ustalony stan średni (133 cm) został przekroczony tylko dwukrotnie (pomimo blisko 4-krotnie dłuższego okresu). Wyraźne zróżnicowanie w przebiegu stanów wody związane jest z ingerencją człowieka w stosunki hydrologiczne omawianego jeziora. Dzięki jazowi na Gwdzie, usytuowanemu na odpływie istniała możliwość regulowania poziomu wody w jeziorze. Z uwagi m.in. na podtopienia sąsiednich terenów odstąpiono od podpiętrzania jeziora. Fakt ten miał wpływ na wyraźną tendencję malejącą zmian poziomu wody w okresie 1976-2010, co było m.in. odmienne w stosunku do opadów w całym wieloleciu (rys. 4a). Analiza tych dwóch wielkości w okresie bez oddziaływania zabudowy hydrotechnicznej, a więc po roku 1983 wskazuje, na stabilną sytuację związaną z przebiegiem stanów wody ale jednocześnie nie wykazała tendencji wzrostowej tak jak opady (rys. 4b).

a)

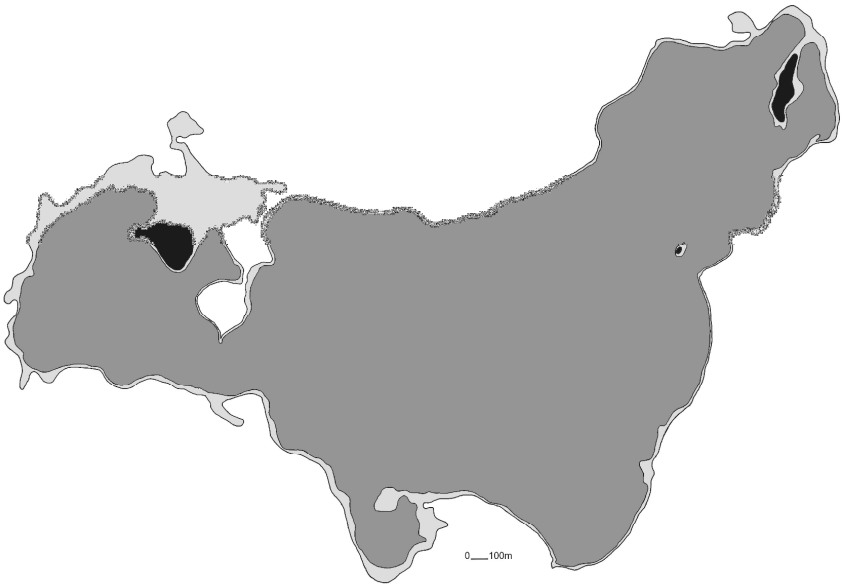


b)



Rys. 4. Tendencja zmian poziomu wody jeziora Wierzchowo na tle opadów (Chojnice); a) w wyniku podpietrzeń, b) bez podpietrzeń
Fig. 4. Water level fluctuations trend in Lake Wierzchowo against rainfall (Chojnice); a) as a result of damming , b) without damming

Najwyższy stan wody w analizowanym okresie odnotowano 16 grudnia 1981 roku i wyniósł 224 cm. Dla tej sytuacji zostały obliczone zasoby wodne zmagazynowane w niecce jeziornej, które wyniosły 74 mln m^3. Wartość ta była o 5,5 % była wyższa w stosunku do danych uzyskanych przez IRŚ (70 mln m^3, przy rzędnej zwierciadła wody 139,5 m. n.p.m.). Zasięg jeziora Wierzchowo przy maksymalnym odnotowanym stanie wody przedstawiono na rys. 5.



Rys. 5. Zasięg jeziora Wierzchowo przy maksymalnym poziomie wody w okresie 1976-2009 (kolor jasno szary)
Fig. 5. The area of Lake Wierzchowo with the maximum water level in the period 1976-2009 (light gray)

Niekorzystne warunki meteorologiczne (niskie opady, wysokie parowanie w półroczu letnim) oraz szerokoskalowa ingerencja człowieka w różne elementy hydrosfery sprawiły, że w wielu rejonach Polski obserwowane są deficyty wody. Polska jest zaliczana do państw europejskich o najmniejszych zasobach wodnych [Kowalczak i in., 1997]. Kędziora [2010] pod tym względem, klasyfikuje nasz kraj na 21 miejscu. Adaptacja hydrosfery dla potrzeb człowieka, trwa co najmniej od kilku wieków. Wielkoskalowe działania w tym zakresie rozpoczęły się w XVII wieku i związane były z kolonizacją olenderską [Kaniecki, 2007]. Wiek XVIII, XIX i XX był kontynuacją tych prac. W ciągu ostatnich kilku dekad coraz większą uwagę zajmują zagadnienia związane z retencjonowaniem wody w poszczególnych zlewniach. W latach ’90 XX wieku wszedł życie program małej retencji, który w skrócie ma realizować założenia związane z opóźnieniem odpływu. Podejście takie to nie tylko pochodna wcześniej wymienionych deficytów wodnych ale także, wytłumiania skrajnych sytuacji hydrologicznych (obok susz to także powodzie), których natężenie w ostatnich latach znacznie wzrasta. Retencja jeziorna jest jedną ze skuteczniejszych form zwiększania zasobów wodnych [Kaniecki, 2013, Kołodziejczyk i Żebrowska,

2013]. W odniesieniu do jezior bezpośrednia ingerencja w ich reżim hydrologiczny dotyczy m.in. zabudowy hydrotechnicznej na wypływie, co stwarza możliwość regulowania stanów a tym samym zasobów zmagazynowanych w nich wody. Przykładowo jedynie w przypadku województwa wielkopolskiego, przewidziane jest podpiętrzenie 48 naturalnych jezior o łącznej powierzchni 3023 ha i pojemności 33,008 mln m^3 (www.wzmiuw.pl).

Liczba jezior regulowanych poprzez urządzenia hydrotechniczne jest znaczna, a przykładami takich działań są chociażby: Wdzydze, Wonieść, Ińsko, Żnińskie Duże, Selmęt Wielki, System Wielkich Jezior Mazurskich, itd.

Istniejąca na jeziorach zabudowa hydrotechniczna może zmieniać swoje funkcje w zależności od charakteru przeważającej aktywności człowieka. Zaprzestanie podpiętrzania jeziora Wierzchowo na tle powszechnie realizowanego programu zwiększenia retencji, należy uznać jako sytuację wyjątkową, lecz nie jednostkową. Dobrym przykładem podobnej sytuacji jest chociażby jezioro Niepruszewskie. Murat-Błażejewska i in., [2008] opisują zmienność warunków hydrologicznych powyższego jeziora, gdzie istniejący jaz piętrzący w pierwszym okresie po wybudowaniu służył do nawodnień rolniczych (ok. 1200 ha) a następnie był wykorzystywany dla potrzeb gospodarki rybackiej. W ostatnim okresie w wyniku presji właścicieli działek przyjeziornych, zostało zmniejszone jego działanie związane ze wzrostem retencji.

W przypadku jeziora Wierzchowo należy pamiętać, że utrzymywanie wyższych stanów wody miało nie tylko przełożenie na bezpośrednie zalewy spowodowane wodami tego akwenu. Fakt ten miał wpływ na sąsiadujące elementy hydrosfery (cieki, rowy, kanały, wody podziemne), dla których jezioro stanowi bazę drenażu. Jak podkreśla Kowalewski i Bielecka, [2007] analizując przykład podpiętrzonego jeziora Selmęt Wielki na Mazurach, podwyższenie poziomu jeziora może bezpośrednio oddziaływać na warunki odprowadzenia wód powierzchniowych z terenów sąsiednich lub powodować okresowe zalewanie części terenu na stosunkowo niewielkich powierzchniach lub podtopienie obszarów nisko położonych.

PODSUMOWANIE

Przedstawiona w pracy analiza zmian stanów wody jeziora Wierzchowo, wskazuje na silną ingerencję człowieka w ich przebieg. W wyniku funkcjonującej zabudowy hydrotechnicznej, istniała możliwość regulowania poziomu wody w tym jeziorze. Z uwagi na problemy związane z tymże faktem, a więc głównie podtopienia będące wynikiem nie tylko bezpośredniego oddziaływania jeziora, ale także zmian stosunków hydrologicznych sąsiednich elementów hydrosfery (podwyższenie bazy drenażowej dla rzek, podniesienie poziomu wód gruntowych, itd.), odstąpiono od sztucznego piętrzenia wód tego akwenu. Sytuację tą

w kontekście realizacji ogólnopolskiego programu związanego z odbudową małej retencji można uznać jako niecodzienną. Jednakże jak się okazuje w odniesieniu do poszczególnych elementów sieci hydrograficznej, priorytetowe okazują się potrzeby lokalne a nie podejście kompleksowe realizowane na tle całego kraju.

Innym zagadnieniem do podjęcia w przyszłości są konsekwencje opisanej sytuacji w odniesieniu np. do wykształcenia strefy brzegowej czy zmienności jakości wody. Przeprowadzenie szczegółowego kartowania geomorfologicznego, pozwoliłoby odpowiedzieć na pytanie, jak (jeśli w ogóle) utrzymywane sztucznie wyższe stany wody wpłynęły chociażby na przebieg procesów erozyjnych i akumulacyjnych w najbardziej dynamicznym obszarze jeziora, który stanowi kontakt wody w lądem.

LITERATURA

1. BAJKIEWICZ-GRABOWSKA E., MAGNUSZEWSKI A.; 2002. Przewodnik do ćwiczeń z hydrologii ogólnej, PWN, Warszawa
2. CHOJNOWSKI S.; 1992. Czy susza dotknęła też jeziora? Gazeta obserwatora IMGW, 4-6: 7-11
3. CICHOŃ M.; 2008. Podatność na degradację stref brzegowych jezior Pomorza Środkowego, Dokumentacja Geograficzna nr 37, Współczesne problemy badawcze geografii polskiej – geografia fizyczna, (red.) E. Jekatierynczuk- Rudczyk, M. Stepaniuk, M. Mazur, PAN IGiPZ, PTG
4. DUSINI D.S., FOSTER D.L., SHORE J.A., MERRY C.; 2009. The effect of Lake Erie water level variations on sediment resuspension, Journal of Great Lakes Research, 35, 1: 1-12
5. HUDAK M.; 2011. Wybrane turystyczne szlaki wodne a obszary Natura 2000 i inne obszary chronione w woj. lubuskim, Zeszyty Naukowe Uniwersytetu Zielonogórskiego / Inżynieria Środowiska, 142, 22: 109-119
6. KANIECKI A.; 2007. Przemiany stosunków wodnych na obszarze Niziny Wielkopolskiej do końca XVIII wieku związane z antropopresją, [w:] Z. Michalczyk (red.). Obieg wody w środowisku naturalnym i przekształconym, Wyd. UMCS, Lublin
7. KANIECKI A.; 2013. Zanikłe jeziora Pojezierza Poznańskiego, Badania Fizjograficzne, A 64: 91-104
8. KOŁODZIEJCZYK U., ŻEBROWSKA M.; 2013. Techniczne metody ochrony przeciwpowodziowej w Polsce, Zeszyty Naukowe Uniwersytetu Zielonogórskiego / Inżynieria Środowiska, 151, 31: 96-105
9. KONATOWSKA M., RUTKOWSKI P.; 2008. Zmiany powierzchni i poziomu lustra wody Jeziora Kamińsko (Nadleśnictwo Doświadczalne Zie-

lonka) na przestrzeni ostatnich 150 lat, Studia i Materiały Centrum Edukacji Przyrodniczo-Leśnej, 10, 2 (18): 205-217
10. KOWALEWSKI Z., BIELECKA J.; 2007. Możliwości i uwarunkowania wykorzystania pojemności retencyjnej jeziora Selmęt Wielki na potrzeby energetyki i ochrony środowiska. Przegląd Naukowy. Inżynieria i Kształtowanie Środowiska, 16, 1: 51-61
11. LI X.-Y., XU H.-Y., SUN Y.-L., ZHANG D.-S., YANG, Z.-P.; 2007. Lake-level change and water balance analysis at lake Qinghai, West China during recent decades, Water Resources Management, 21, 9:1505-1516
12. MURAT-BŁAŻEJEWSKA S., ZBIERSKA J., ŁAWNICZAK A., KANCLERZ J., KUPIEC J., SOJKA M.; 2008. Eksploatacja urządzeń wodnych a zasoby wodne zlewni nizinnej, Acta Scientiarum Polonorum. Architectura, 7, 2: 13-22
13. NIEWIAROWSKI W.; 1978. Fluctuacions of water- level in the Gopło Lake and their reasons, Polish Archives of Hydrobiology, 25: 301-306
14. NISHIHIRO J.; 2011. Effects of lake water-level control on lakeshore plant regeneration, Japanese Journal of Conservation Ecology, 16, 2:139-148
15. PASŁAWSKI Z.; 1972. Wieloletnie wahania i tendencje zmian poziomu wód jezior odpływowych w Polsce Północnej, Przegląd Geofizyczny, 17: 249-259
16. SKIBNIEWSKI L.; 1954. Wahania poziomów zwierciadła wody większych jezior Pojezierza Pomorskiego i Mazurskiego, Przegląd Meteorologiczny, VII, 3–4.
17. YAO X., LIU S., LI L., SUN M., LUO J.; 2014. Spatial-temporal characteristics of lake area variations in Hoh Xil region from 1970 to 2011, Journal of Geographical Sciences, 24, 4:689-702
18. YILDIRIM Ü, ERDOĞAN S, UYSAL M.; 2011. Changes in the Coastline and Water Level of the Akşehir and Eber Lakes Between 1975 and 2009, Water Resources Management, 25,3:941-962
19. ZOLÁR P., BENGTSSON L.; 2006. Long-term and extreme water level variations of the shallow Lake Poopó, Bolivia, Hydrological Sciences Journal, 51, 1: 98-114

ANTHROPOGENIC IMPACT ON WATER LEVEL FLUCTUATIONS IN LAKE WIERZCHOWO IN THE YEARS 1976-2009

S u m m a r y

The paper presents water level fluctuations in lake Wierzchowo. Hydraulic engineering structures were the main element determining their course. Withdrawal from the damming of this lake significantly changed the circumstances related to water level fluctuations. In the light of the implemented program, designed to increase the Polish water resources, this situation can be regarded as exceptional.

Key words: lakes, water level, water resources

UNIWERSYTET ZIELONOGÓRSKI • ZESZYTY NAUKOWE NR 159

Nr 39 **INŻYNIERIA ŚRODOWISKA** **2015**

MIROSŁAWA GILEWSKA*, KRZYSZTOF OTREMBA*

REKULTYWACJA I REWITALIZACJA GRUNTÓW POGÓRNICZYCH NA PRZYKŁADZIE GMINY KLECZEW

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

Gmina Kleczew położona jest we wschodniej części województwa wielkopolskiego w powiecie konińskim. Na terenie gminy od 1965 roku prowadzona jest eksploatacja węgla brunatnego przez KWB „Konin", obecnie PAK KWB Konin S.A. Na powierzchni około 2000 ha (18 % obszaru gminy) uformowana została nowa rzeźba powierzchni, w tym najwyżej położony w gminie punkt (129 m n. p. m.) zwany wzgórzem Kleczewskim. Nowa pokrywa glebowa jest konglomeratem występujących w nadkładzie glin zwałowych, a głównie gliny zwałowej zlodowacenia Warty, piasków czwartorzędowych, sporadycznie iłów plioceńskich. Dominującym kierunkiem rekultywacji jest rekultywacja rolnicza. Zgodnie z oczekiwaniami społeczności lokalnej około 404 ha zwałowiska wewnętrznego Jóźwin II A przeznaczono pod rekultywację rekreacyjną. Centralnym punktem tego terenu miał być stok narciarski, o wysokości 70 m, zlokalizowany na wzgórzu Kleczewskim – Malta Bis. Obok uformowany został teren pod amfiteatr, tor motocrossowy pole golfowe, zbiornik wody. Na północnym obrzeżu miasta Kleczewa miał powstać na powierzchni około 50 ha park rekreacyjno-krajobrazowy „Zielone płuca". Z planowanych przedsięwzięć rekultywacyjnych i rewitalizacyjnych, powstał „Park Rekreacji i Aktywności Fizycznej" o pow. 40,5 ha. Pozostała część terenu podlega wtórnej degradacji poprzez zabagnienie i inwazje rokitnika. Część została sprzedana i zmieniła przeznaczenie.

Słowa kluczowe: eksploatacja, rzeźba powierzchni, rekultywacja rekreacyjna, wtórna degradacja

WSTĘP

Gmina Kleczew położona jest we wschodniej części województwa Wielkopolskiego w powiecie konińskim. Obszar gminy stanowi wschodnią część poje-

* Uniwersytet Przyrodniczy w Poznaniu, Katedra Gleboznawstwa i Rekultywacji

zierza gnieźnieńskiego i wynosi 110 km^2. Zamieszkuje ją około 10 000 mieszkańców. Na terenie gminy od 1971 roku prowadzona jest eksploatacja węgla brunatnego przez KWB Konin, obecnie PAK KWB Konin S.A.. Wydobycie węgla prowadzone było trzema odkrywkami. Dwie z nich – Jóźwin IIA i Kazimierz Północ, po wyczerpaniu zapasów węgla zostały zamknięte, odpowiednio w roku 2003 i 2011. Czynną do roku 2019 jest odkrywka Jóźwin IIB.

W wyniku prowadzonej eksploatacji około 18% (2000 ha) powierzchni, stanowiącej centralną część gminy, zajmują grunty pogórnicze. Są one konglomeratem występujących w nadkładzie złóż węgla glin zwałowych głównie gliny zwałowej zlodowacenia Warty, piasków czwartorzędowych oraz sporadycznie iłów plioceńskich. Dominującym kierunkiem rekultywacji z uwagi na korzystne właściwości gruntów pogórniczych jest rekultywacja rolnicza [Gilewska i Otremba, 2011].

Około 540 ha gruntów pogórniczych, zgodnie z potrzebami społeczeństwa gminy, przeznaczonych zostało pod rekultywację rekreacyjną. Ośrodek rekreacyjno-sportowy pod nazwą „Malta Bis", miał być atrakcją turystyczną oraz wizytówką gminy Kleczew i KWB Konin. Trudności organizacyjne, finansowe spowodowały, że jego realizacja okazała się nie w pełni możliwa. W roku 2010 tereny te zostały objęte „Programem Rewitalizacji Zdegradowanych Obszarów Miejskich i Poprzemysłowych Gminy Kleczew na lata 2009-2018".

KONCEPCJA REKULTYWACJI REKREACYJNEJ

W roku 2000 Konrad Tuszewski [2000], projektant poznańskiej Malty, na zlecenie Urzędu Miasta i Gminy Kleczew, opracował koncepcję programowo-przestrzenną ośrodka rekreacyjnego w Kleczewie, pod nazwą Malta Bis. Miejscem realizacji projektu miało być zwałowisko wewnętrzne odkrywki Jóźwin IIA. Plan zakładał budowę amfiteatru, stoku narciarskiego, letniego toru saneczkowego, motocrossu, boisk dla piłki plażowej, kortów, ścianki wspinaczkowej, placów zabaw dla dzieci, dróg rowerowych w tym także do uprawiania kolarstwa górskiego. Koncepcja zakładała również budowę wodospadów, torów wodnych z pływającymi gondolami, budowę hotelu dla 100 osób, campingu dla około 200 osób, a także terenu dla przyjęcia od 1000 do 2000 osób uczestniczących w okazjonalnych imprezach plenerowych. Po zaprzestaniu działalności górniczej „Malta Bis" miała kreować atrakcje turystyczne regionu, generować miejsca pracy i dochód.

Autor projektu, jak sądzić należy, nie uwzględnił jednak w pełni struktury demograficznej i społecznej mieszkańców gminy oraz specyfiki gruntów pogórniczych. Materiał ziemny zdeponowany na zwałowisku różni się znacznie od gruntów rodzimych i składa się z przemieszanych litologicznie skał występujących w nadkładzie złoża. Różnią się one właściwościami fizycznymi, chemicz-

nymi i fizykochemicznymi. W litologicznie zróżnicowanym przekroju zwałowiska przeważa dominująca w nadkładzie glina zwałowa szara zlodowacenia Warty [Gilewska i in, 2010]. Ten nowy ośrodek gruntowy podlega przemianom fizycznym i mechanicznym. Większość gruntów w krótkim okresie po ich zdeponowaniu na zwałowisku, jak podaje Woźniak [2007], jest na pograniczu stanu luźnego i średnio zagęszczonego. Pomiędzy bryłami i okruchami skał występują styki punktowe. W takim stanie grunt pogórniczy ma wyraźną strukturę bryłową i duże przestrzenie międzybryłowe. W miarę upływu czasu i wzrastającego nacisku mas ziemnych, jak również przenikającej wody opadowej, bryły skał spoistych ulegają powolnemu rozmakaniu i rozlasowaniu. Styki punktowe pomiędzy bryłami przechodzą w powierzchniowe. Zachodzi wypełnianie wolnych przestrzeni i zagęszczanie gruntów. Objawem zmian zachodzących w wewnętrznej strukturze górotworu jest osiadanie.

W roku 2002 ówczesny Zarząd KWB Konin podpisał porozumienie z miastem i gminą Kleczew, w którym kopalnia zobowiązana została do ukształtowania terenu pod ośrodek rekreacyjny, a gmina do sukcesywnego nabywania rekultywowanych gruntów i ich zagospodarowywania we własnym zakresie.

Ośrodek miał około 404 ha i składał się z pięciu obiektów: stoku narciarskiego o wysokości 70 m i długości 700 m, toru mocrossowego o powierzchni 15ha, amfiteatru o powierzchni 24 ha, zbiornika wodnego o powierzchni około 9ha i głębokości 6-8m oraz 40 ha pola golfowego [Kasztelewicz 2012, Kasztelewicz i in. 2007, Michalski 2012]. Przygotowanie terenu wymagało zmiany układów technologicznych oraz bardzo precyzyjnych prac związanych z ukształtowaniem powierzchni [Galantkiewicz, 2010].

Prace związane z ukształtowaniem terenu zakończone zostały przez kopalnię w 2005 roku. W ciągu trzech lat nie przystąpiono do realizacji projektu, a grunty podlegały już procesom geodynamicznym. W tworzących się nieckach osiadania zaczęła stagnować woda opadowa. Pojawiła się również sukcesja spontaniczna złożona głównie trzcinnika piaskowego i rokitnika zwyczajnego. Dla ograniczenia procesu wtórnej degradacji w 2008 roku kopalnia całą powierzchnię obsiała lucerną z trawami.

Szansą dla realizacji projektu stała się rewitalizacja. Zainteresowanie tematyką rewitalizacyjną wiąże się z przystąpieniem Polski do Unii Europejskiej. Rewitalizacja nie ma odzwierciedlenia w krajowych przepisach, w przeciwieństwie do rekultywacji, która umocowana jest w aktach prawnych w randze ustaw. Rewitalizacja musi odbywać się jednak w oparciu o decyzje administracyjne, jak również ustalenia dokumentów planistycznych, wpisywać się w kierunki rozwoju miast, gmin, powiatów oraz województwa. Gmina Kleczew chcąc uzyskać środki na działania rewitalizacyjne z Wielkopolskiego Regionalnego Programu Operacyjnego na lata 2007-2013, została zobligowana do posiadania programu rewitalizacji. W roku 2010 Samorząd Gminy Kleczew przyjął

Program Rewitalizacji Zdegradowanych Obszarów Miejskich i Poprzemysłowych Gminy Kleczew na lata 2009-2018.

PROGRAM REWITALIZACJI I JEGO REALIZACJA

Wyznaczenie granic rewitalizowanych obszarów zostało oparte na analizie dokumentów programowych i strategicznych gminy, wizjach lokalnych w terenie mających na celu identyfikację stanu istniejącego i konsultacji społecznych. W programie rewitalizacji wskazano pięć obszarów wymagających rewitalizacji. Cztery z nich obejmują zdegradowane tereny pogórnicze.

Koszt planowanych działań rewitalizacyjnych wynosił prawie 21 900 955 złotych. Przewidywano trzy źródła finasowania: z budżetu Gminy Kleczew – 11%, środków prywatnych – 32%, środków pochodzących z funduszy Unii Europejskiej – 57%.

Zrealizowana została rewitalizacja obszaru 1 pod nazwą „Rewitalizacja Terenów Pogórniczych wokół jeziora w gminie Kleczew" w ramach Wielkopolskiego Regionalnego Programu Operacyjnego (WRPO) na lata 2007-2013, priorytet IV Rewitalizacja obszarów problemowych, Działanie 4.2 Rewitalizacja terenów poprzemysłowych i powojskowych.

Zrewitalizowany obszar ma powierzchnię 40,5 ha. W wyniku podjętych działań rewitalizacyjnych powstały: park linowy na palach, amfiteatr, tereny treningowe dla quadów wraz z drogą dojazdową dla quadów, plaża, wiata grillowa, plac rekreacyjny, sanitariaty. W zbiorniku wodnym o powierzchni około 10ha, powstałym w wyniku wcześniejszego zalania wyrobiska poeksploatacyjnego, wykonano slip do wodowania lekkich łodzi, pomosty pływające (do celów: rekreacji, wędkarstwa, kajakarstwa, cumowania lekkich łodzi i rowerów wodnych).

Koszt realizacji rewitalizacji wyniósł 4.767.070,52 zł, a dofinansowanie w ramach WRPO wyniosło 3. 292.594,38 zł co stanowi 69% całkowitej wartości. Inwestycja została oddana do użytku w październiku 2012 roku natomiast oficjalne otwarcie obiektu nastąpiło w maju 2013 roku i obecnie nosi nazwę: „Park Rekreacji i Aktywności Fizycznej w Kleczewie".

Rewitalizację ujętego w programie „Obszaru rewitalizacji 2" pod nazwą Wschodnia część zdegradowanego obszaru pokopalnianego gminy wraz z przyległym obszarem leśnym" przewidziano na lata 2011-2014. Jego powierzchnia wynosi 270 ha. Właścicielem 160 ha jest urząd miasta i gminy Kleczew, pozostałe 110 ha jest własnością PAK KWB Konin S.A. Zaplanowano na nim centrum rekreacyjno-sportowe, które miało się składać z obiektów ujętych w projekcie „Malta Bis": toru motocrossowego, całorocznego stoku narciarskiego, amfiteatru, pola golfowego, parku oraz infrastruktury towarzyszącej. Koszty

realizacji rewitalizacji miały wynosić 10.940.000 zł, a źródłem finansowania miały być środki pozyskane od inwestorów prywatnych i WRPO.

Działania rewitalizacyjne na tym obszarze nie zostały podjęte. Tereny pokopalniane podlegają postępującej degradacji, której symptomem jest nie tylko sukcesja krzewów i trzcinnika piaskowego ale także deformacja specjalnie wyprofilowanej powierzchni. Płyta amfiteatru w ciągu kilkunastu lat samoczynnie przekształciła się w akwen wodny. Najwyższy punkt w gminie (+129 m n.p.m.) usypany w celu budowy stoku narciarskiego nazwany został Wzgórzem kleczewskim. Planowany duży kompleks rekreacyjno-sportowy pod nazwą „Malta Bis", który miał być chlubą dla kopalni i gminy stał się ich problemem. Korzystne wyjście dla siebie znalazła kopalnia sprzedając w roku 2014 część terenu (74,13 ha) z planowanym amfiteatrem włącznie. Nowy właściciel wystąpił z wnioskiem do Starostwa Powiatowego w Koninie o przywrócenie użytkowania rolniczego na tych gruntach i zmiany w ewidencji gruntów. Te grunty w ewidencji figurowały jako grunty zurbanizowane i zabudowane. Wymagało to zmian w MPZP i ewidencji. Gmina przystała na te zmiany, co wskazuje na dużą otwartość gminy w pozyskiwaniu inwestorów.

Obszar 4 rewitalizacji zlokalizowany jest przy północnej granicy miasta Kleczewa i należy do PAK KWB Konin. Na tym terenie do roku 2015 miał powstać park rekreacyjno-krajobrazowy o powierzchni 50 ha pod nazwą „Zielone płuca Kleczewa. Koszty realizacji tego przedsięwzięcia oszacowano na 1.730.000 zł i miały one pochodzić w 25% ze środków pochodzących ze spółki powstałej w ramach partnerstwa publiczno-prywatnego lub KWB „Konin" bądź inwestora prywatnego, oraz w 75% ze z WRPO.

W 2012 roku kopalnia, w ramach rekultywacji, na powierzchni około 14,40 ha wykonała nasadzenia o charakterze parkowo-leśnym i wyznaczyła dukty spacerowo-rekreacyjne. Wśród wprowadzonych drzew i krzewów zabrakło jednak gatunków charakterystycznych dla zieleni parkowej. Wprowadzono: klon jesionolistny, robinię akacjową. Pojawiły się na drodze sukcesji spontanicznej rokitnik zwyczajny i wierzba, a pokrycie trawiaste stanowił głównie trzcinnik piaskowy. Wyznaczenie duktów polegało na wysypaniu ich trasy piaskiem.

Kopalnia w 2013 roku przetransportowała na jedną z działek tego obszaru koparkę kołową. Po remoncie, wykonanym przez kopalnie, stanowi ona pomnik przemysłu wydobywczego na ziemi kleczewskiej. Zagospodarowanie terenu wokół koparki wykonała gmina gdyż jest właścicielem tego terenu.

PODSUMOWANIE

Rekultywacja i rewitalizacja mają ważny udział w rozwoju gospodarczym oraz porządkowaniu problemów środowiskowych i społecznych. Szczególna

jest rola rewitalizacji, której działania nakierowane są na człowieka – poprawy jego warunków życia poprzez uatrakcyjnienie terenów pokopalnianych, stworzenie miejsc pracy, wypoczynku głównie w oparciu o potencjał lokalny. Działania rewitalizacyjne powinny być jednak zaplanowane na poziomie umożliwiającym ich realizację oraz dostosowane do struktury społecznej i gospodarczej. Ten warunek nie do końca był spełniony w przypadku gminy Kleczew. Przeceniono wskaźnik społeczny i gospodarczy, w tym okresie zaszły także zmiany właścicielskie kopalni.

Do osiągnięć gminy należy zaliczyć: Park rekreacji i aktywności fizycznej, który jest wykonany z niezwykłą estetyką, starannością i jakością. Cieszy się on dużym zainteresowaniem miasta gminy i regionu.

Gmina wykazuje otwartość na wszelkie działania związane z pozyskiwaniem inwestorów. Wiąże się to często nawet ze zmianami MPZP.

LITERATURA

1. GALANTKIEWICZ E., 2010. Wyimki. Kronika 65-lecia Kopalni Węgla Brunatnego „Konin".2010.; 278.
2. GILEWSKA M., OTREMA K., ZAJĄC W., 2010. Kształtowanie funkcjonalnej przestrzeni produkcyjnej na gruntach pogórniczych KWB „Konin" i KWB „Adamów. Zeszyty Naukowe Uniwersytetu Przyrodniczego we Wrocławiu, Rolnictwo XCVI, nr 576, 33-43.
3. GILEWSKA M., OTREMBA K., 2011. Kształtowanie krajobrazu rolniczego na terenach pogórniczych Kopalni Węgla Brunatnego w rejonie Konina. Roczniki Gleboznawcze, T LXII Nr 2, Warszawa, 109-114.
4. KASZTELEWICZ Z., MICHALSKI A. JAGODZIŃSKI Z. CZAPLICKI P., 2007. Zagospodarowanie terenów pogórniczych w KWB „Konin" w Kleczewie SA. Górnictwo i Geoinżynieria, z 2, 331-338.
5. KASZTELEWICZ Z., 2012. Prace rekultywacyjne w górnictwie odkrywkowym wegla brunatnego w Polsce. Sesja naukowa „Bioróżnorodność terenów pokopalnianych rejonu konińskiego. Muzeum Okręgowe w Koninie, konin; 69-80.
6. MICHALSKI A., 2012. Kierunki rekultywacji terenów pogórniczych kopalni „Konin". Sesja naukowa „Bioróżnorodność terenów pokopalnianych rejonu konińskiego. Muzeum Okręgowe w Koninie, konin; 69-80.
7. Program rewitalizacji zdegradowanych obszarów miejskich i poprzemysłowych gminy Kleczew na lata 2009-2018. 2010. Opracowanie: Agencja Wspierania Inicjatywy Lokalnych S.A, Poznań; 152.
8. TUSZEWSKI K., 2000. Koncepcja programowo-przestrzenna ośrodka rekreacyjnego w Kleczewie. Opracowanie, Malta-ski, Poznań; 35.

9. WOŹNIAK H., 2007. Osiadanie spoistych gruntów zwałowanych pod obciążeniem własnym – opis procesu w świetle badań modelowych. Geologos 11, 401-409.

RECLAMATION AND REVITALIZATION OF POST-MINING LAND ON THE EXAMPLE OF KLECZEW

S u m m a r y

Kleczew commune is located in the eastern part of Wielkopolska in the district of Konin. In the municipality since 1965 is conducted lignite mining by KWB "Konin", now PAK KWB Konin SA On the surface about 2 000 ha (18% of the municipalities) was formed new sculpture area, including the highest point in the village (+129 m a.s.l.) called the Hill Kleczew. New soil cover is a conglomerate found in the overburden tills, mainly glacial boulder clay Warta, Quaternary sands, clays occasionally Pliocene. The dominant direction is the rehabilitation of agricultural reclamation. As expected, the local community about 404 hectares of inner dumping ground Jóźwin II A earmarked for the remediation of recreation. The focal point of this area was to be a ski slope, hight of 70 m, located on a Hill Kleczew - Malta Bis. Beside formed a plot for an amphitheater, motorcross track a golf course, a water tank. On the northern edge of the town Kleczew was built on an area of about 50 hectares of park and recreation landscape "green lungs". With the planned reclamation and revitalization created "Park of Recreation and Physical Activity" of the area. 40.5 hectares. The remainder of the land is subject to secondary degradation through poludification and invasion of sea buckthorn. Part was sold and changed its destiny.

Key word: opencast use, sculpture of area, recreational reclamation, secondary degradation

UNIWERSYTET ZIELONOGÓRSKI • ZESZYTY NAUKOWE NR 159

Nr 39 **INŻYNIERIA ŚRODOWISKA** **2015**

LIDIA DĄBROWSKA*

FRAKCJONOWANIE METALI CIĘŻKICH W OSADACH ŚCIEKOWYCH USTABILIZOWANYCH BEZTLENOWO

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

Frakcjonowanie metali ciężkich w osadach ściekowych umożliwia ocenę mobilności metali, co jest szczególnie istotne, gdy osady miałyby być stosowane w rolnictwie. Wykazano, że we frakcji mobilnej wymienno-węglanowej osadów występowało najwięcej niklu. Miedź, kadm oraz chrom były obecne głównie we frakcji organiczno-siarczkowej, natomiast ołów we frakcji związków praktycznie nierozpuszczalnych. Z kolei cynk występował zarówno we frakcji organiczno-siarczkowej, jak i tlenków żelaza i manganu.

Słowa kluczowe: metale ciężkie, frakcjonowanie, mobilność, osady ściekowe, fermentacja

WSTĘP

Ustabilizowane osady ściekowe, oprócz określonych wymagań sanitarnych, przy wykorzystaniu do celów rolniczych i rekultywacyjnych muszą spełniać wymagania dotyczące dopuszczalnych zawartości metali ciężkich [Rozporządzenie 2015]. Istotne jest jednak nie tylko oznaczenie całkowitych zawartości metali ciężkich w osadach, ale również form ich występowania, które decydują o mobilności i biodostępności metali. Transfer metali ciężkich z osadów ściekowych do łańcucha pokarmowego następuje przez rośliny uprawiane na glebach nawożonych tymi osadami. Pomimo, że niektóre metale ciężkie w ilościach śladowych (jako mikroelementy) są niezbędne do metabolizmu roślin i zwierząt, to jednak w stężeniach ponadprogowych mogą wykazywać działanie toksyczne i stanowić zagrożenie zarówno dla roślin, jak i zwierząt [Dai i in. 2006; Nagajyoti i in. 2010].

* Politechnika Częstochowska, Wydział Inżynierii Środowiska i Biotechnologii, Katedra Chemii, Technologii Wody i Ścieków

Do oznaczania frakcji biodostępnej oraz oceny zdolności migracyjnych metali ciężkich związanych z fazą stałą osadów ściekowych wykorzystuje się ekstrakcję pojedynczą, natomiast dla uzyskania informacji pozwalającej na poznanie form występowania metali, sposobu związania ze składnikami matrycy oraz możliwości ich uruchamiania i transportu, prowadzi się ekstrakcje wieloetapowe [Świetlik i Trojanowska 2008]. Ekstrakcja wieloetapowa realizowana jest roztworami o stopniowo wzrastającej agresywności. Dla każdego etapu dobiera się reagenty, które są zdolne wyekstrahować grupę połączeń metali o znanych właściwościach. Na przebieg ekstrakcji mają wpływ takie czynniki jak: rodzaj badanej próbki, jej pH, stopień rozdrobnienia, czas ekstrakcji, stosunek masy ciała stałego do roztworu, temperatura, właściwości chemiczne i selektywność wybranych ekstrahentów jak również kolejność poszczególnych etapów ekstrakcji. Nie identyfikuje się konkretnych indywiduów chemicznych w danej frakcji, tylko frakcję jako całość. Podczas frakcjonowania metali w osadach ściekowych z użyciem ekstrakcji sekwencyjnej najczęściej wyróżnia się frakcje: wymienną, węglanową, tlenków żelaza i manganu, organiczną i siarczkową oraz pozostałościową [Fuentes i in. 2008; Lasheen i in. 2009; Barałkiewicz i Bulska 2009; Wilk i Gworek 2009]. Za mobilne uważa się metale występujące we frakcji wymienno-węglanowej, z której uwalnianie następuje pod wpływem zmiany pH oraz składu jonowego cieczy. Metale związane we frakcji tlenków Fe(III) i Mn(III/IV) oraz z materią organiczną są czasowo unieruchomione. Frakcja tlenkowa jest wrażliwa na zmiany potencjału redoks, natomiast metale związane z substancją organiczną są uwalniane w procesie mineralizacji substratu. Za metale unieruchomione uważa się te, które są zgromadzone w pozostałości rozpuszczalnej dopiero w stężonych kwasach mineralnych.

Celem badań było wykazanie, w jakich formach chemicznych występują metale w wybranych ustabilizowanych i odwodnionych osadach ściekowych. Wiedza uzyskana na podstawie wyników frakcjonowania metali ciężkich w osadach ściekowych jest szczególnie istotna w przypadku osadów, które miałyby być stosowane w rolnictwie.

MATERIAŁ I METODYKA BADAŃ

Jako materiał do badań wykorzystano wysuszone osady ściekowe, dwukrotnie pobrane z oczyszczalni ścieków komunalnych w województwie śląskim – osad (1) w listopadzie 2014 roku i osad (2) w marcu 2015 roku. Stabilizacja osadów w tej oczyszczalni prowadzona jest w procesie mezofilowej fermentacji metanowej. Ustabilizowane osady odwadniane są mechanicznie na prasie taśmowej, a następnie poddawane suszeniu w suszarce kolumnowej.

W celu ilościowego oznaczenia form występowania metali ciężkich w osadach ściekowych przeprowadzono ekstrakcję sekwencyjną stosując procedurę

BCR (tab. 1), zgodnie z wytycznymi zamieszczonymi w pracy [Rauret i in. 2000]. Przygotowano do ekstrakcji po trzy próbki każdego osadu, rozdrobnionego i przesianego przez sito o średnicy oczek 0,4 mm.

W celu uzupełnienia badań dodatkowo przeprowadzono czwarty etap - oznaczenie zawartości metali we frakcji pozostałości (metoda BCR nie precyzuje warunków ługowania metali z tej frakcji). Wyznaczenie jej udziału może odbywać się metodą obliczeniową z różnicy między całkowitą zawartością metali, a sumą w poszczególnych frakcjach lub przez mineralizację frakcji pozostałościowej mieszaniną stężonych kwasów. W przeprowadzonych badaniach zastosowano mineralizację wodą królewską w temperaturze 120°C w czasie 2 godzin. Stężenia metali ciężkich (Cu, Zn, Cd, Ni, Pb, Cr) w uzyskanych ekstraktach oznaczono metodą absorpcyjnej spektrometrii atomowej (spektrometr novAA 400, Analytik Jena) w czterokrotnym powtórzeniu.

Tab. 1. Procedura ekstrakcji sekwencyjnej nazywana BCR
Tab. 1. The BCR sequential extraction procedure

Etap	Stosowane ekstrahenty w odniesieniu do 1 g suchej masy osadu, warunki prowadzenia ekstrakcji	Formy metali
I	40 cm^3 0,11 M CH_3COOH temp. 20°C, czas kontaktu 16 h	Wymienne, związane z węglanami
II	40 cm^3 0,5 M $NH_2OH \cdot HCl$ (doprowadzone do pH=2 przy użyciu HNO_3), temp. 20°C, czas kontaktu 16 h	Związane z tlenkami Fe i Mn
III	10 cm^3 8,8 M H_2O_2 (pH=2÷3), temp. pokojowa, czas kontaktu 1 h, temp. 85°C, czas kontaktu 1 h, 10 cm^3 8,8 M H_2O_2, temp. 85°C, czas wytrząsania 1 h, 50 cm^3 1 M CH_3COONH_4 (doprowadzenie do pH=2, przy użyciu HNO_3), temp. 20°C, czas wytrząsania 16 h	Związane z materią organiczną i siarczkami

WYNIKI BADAŃ I DYSKUSJA

Osady ściekowe ze względu na zawartość metali ciężkich (cynku, miedzi, niklu, ołowiu, kadmu i chromu) spełniały wymagania stawiane przy wykorzystaniu osadów komunalnych do rekultywacji terenów na cele nierolne [Rozporządzenie 2015]. W przypadku wykorzystania w rolnictwie oraz do rekultywacji gruntów na cele rolne przekroczona została w osadach zawartość cynku.

Przeprowadzone frakcjonowanie metali ciężkich wykazało, że metale związane były głównie (z wyjątkiem ołowiu) we frakcji organiczno-siarczkowej osadów. Średnie zawartości metali ciężkich w poszczególnych frakcjach che-

micznych osadów ściekowych wraz ze średnią uzyskanych odchyleń od tych wartości, przedstawiono w tab. 2 i 3.

Tab. 2. Zawartość metali ciężkich we frakcjach chemicznych osadu (1)
Tab. 2. Concentration of heavy metals in chemical fractions of sludge (1)

Metal	Unit	Concentration in fractions				Sum
		Exchangeable - carbonate	Fe/Mn oxides	Organic - sulfide	Residual	
Zn	mg/kg %	231,0±6 8,2	905,0±8 32,1	1527,0±11 **54,3**	152,0±5 5,4	2815,0 100
Cu	mg/kg %	1,9±0,4 0,7	1,3±0,3 0,5	226,0±7 **87,7**	28,5±0,8 11,1	257,7 100
Ni	mg/kg %	35,2±1,2 29,7	17,1±0,6 14,4	50,3±1,9 **42,5**	15,8±0,4 13,4	118,4 100
Pb	mg/kg %	8,5±0,8 7,3	9,2±0,7 7,8	13,0±1,1 11,1	86,5±2,5 **73,8**	117,2 100
Cd	mg/kg %	0,4±0,1 5,3	1,1±0,3 14,7	4,6±0,3 **61,3**	1,4±0,2 18,7	7,5 100
Cr	mg/kg %	3,8±0,4 0,9	3,4±0,3 0,8	307,0±9 **70,9**	118,4±3,1 27,4	432,6 100

Tab. 3. Zawartość metali ciężkich we frakcjach chemicznych osadu (2)
Tab. 3. Concentration of heavy metals in chemical fractions of sludge (2)

Metal	Unit	Concentration in fractions				Sum
		Exchangeable - carbonate	Fe/Mn oxides	Organic - sulfide	Residual	
Zn	mg/kg %	146,0±5 5,0	711,0±9 24,1	1660,0±14 **56,4**	426,0±7 14,5	2943,0 100
Cu	mg/kg %	3,6±0,8 1,3	6,5±1,1 2,3	237,0±6 **85,1**	31,4±2,1 11,3	278,5 100
Ni	mg/kg %	58,3±1,8 **33,5**	27,4±0,7 15,7	64,6±3,1 **37,1**	23,8±0,9 13,7	174,1 100
Pb	mg/kg %	10,1±0,4 9,3	6,3±0,4 5,8	9,5±0,5 8,7	83,0±2,3 **76,2**	108,9 100
Cd	mg/kg %	0,7±0,2 8,5	1,2±0,3 14,6	4,5±0,6 **54,9**	1,8±0,2 22,0	8,2 100
Cr	mg/kg %	3,6±0,7 0,9	6,5±0,9 1,7	296,0±4,4 **75,3**	87,0±2,6 22,1	393,1 100

Cynk w osadzie (1) występował we frakcji organiczno-siarczkowej w ilości 1527 mg/kg, a w osadzie (2) w ilości 1660 mg/kg, co stanowiło odpowiednio 54% i 56% całkowitej jego zawartości w osadach. Znaczne ilości tego metalu oznaczono również we frakcji tlenków żelaza i manganu – 905 mg/kg (32%) i 711 mg/kg (24%). Miedź i chrom występowały w osadach (1) i (2) we frakcji organiczno-siarczkowej w ilościach odpowiednio 226 i 237 mg/kg oraz 307 i 296 mg/kg, natomiast nikiel i kadm w ilościach 50 i 65 mg/kg oraz 4,6 i 4,5 mg/kg. Znaczące ilości niklu (30 i 34%) występowały również we frakcji wymienno-węglanowej osadów, natomiast kadmu (15% całkowitej zawartości) we frakcji tlenków żelaza i manganu. Największą zawartość ołowiu zarówno w osadzie (1), jak i osadzie (2) stwierdzono we frakcji związków praktycznie nierozpuszczalnych, 87 i 83 mg/kg, co stanowiło odpowiednio 74 i 76% całkowitej jego zawartości. Uzyskane wyniki znajdują potwierdzenie w badaniach innych autorów badających osady ściekowe stabilizowane w procesie fermentacji metanowej [Alonso Alvares i in. 2002; Fuentes i in. 2008; Walter i in. 2006].

Zestawienie przykładowych wyników badań analizy specjacyjnej metali ciężkich w osadach poddawanych stabilizacji beztlenowej, w których zastosowano do ekstrakcji metali procedurę BCR przedstawiono w tab. 4.

Jak wynika z tab. 4 badaniami [Fuentes i in. 2008] wykazano, że w osadach dominującą rolę w wiązaniu kadmu, chromu, miedzi i cynku odegrała frakcja organiczno-siarczkowa (55-85%). Natomiast nikiel i ołów występowały głównie we frakcji pozostałościowej osadów (42 i 89%). Znaczny udział tej frakcji uzyskano w wiązaniu kadmu i cynku (24 i 23%). W osadach analizowanych przez Walter i in. [2006] miedź i chrom występowały głównie we frakcji organiczno-siarczkowej (84 i 51%), ołów i nikiel we frakcji pozostałościowej (64 i 40%), cynk we frakcji tlenków Fe i Mn osadów (41%). W znacznych ilościach (ponad 42%) we frakcji pozostałościowej występował również chrom. Natomiast udział niklu, ołowiu oraz cynku we frakcji organiczno-siarczkowej wynosił odpowiednio 14, 26, 37% całkowitej zawartości.

Alonso Alvarez i in. [2006] przeprowadzili badania osadów pochodzących z procesu oczyszczania ścieków komunalnych prowadzonego w warunkach beztlenowych w stawach stabilizacyjnych (próbki pobrano z 10 oczyszczalni zlokalizowanych w południowej Hiszpanii). Badania wykazały, że dominującą rolę w wiązaniu wszystkich badanych metali: cynku, miedzi, niklu, ołowiu, kadmu i chromu odegrała frakcja pozostałościowa osadów (42-73%). Stwierdzono również znaczny udział frakcji organiczno-siarczkowej w wiązaniu tych metali (26-35%). Cynk występował także w znacznej ilości (13% całkowitej zawartości) we frakcji tlenków żelaza i manganu. Do badań przeprowadzonych przez Gawdzika i Latosińską [2010] wykorzystano osady stabilizowane beztlenowo, pobrane z terenu mechaniczno-biologicznej gminnej oczyszczalni ścieków w woj. świętokrzyskim. Przeprowadzona analiza specjacyjna wykazała, że wszystkie badane metale kumulowały się głównie we frakcji pozostałościowej

(49-98%). Stwierdzono odpowiednio 14 i 19% całkowitej zawartości miedzi i niklu we frakcji organiczno-siarczkowej.

Tab. 4. Procentowa zawartość metali ciężkich we frakcjach chemicznych osadów ściekowych stabilizowanych beztlenowo
Tab. 4. Percentage distribution of heavy metals in chemical fractions of sewage sludge after digestion

Zn	Cu	Ni	Pb	Cd	Cr	References
Concentration in exchangeable-carbonate fraction, %						
-	14,6	**-**	0,3	10,5	3,2	Hanay 2008
19,4	1,7	7,5	0,1	1,4	0,1	Solis 2002
11,2	0,8	11,0	0,3	0,8	0,7	Alonso 2006
15,7	1,1	**37,5**	7,8	19,2	7,6	Walter 2006
12,1	3,5	24,7	0,1	12,4	0,1	Fuentes 2008
0,3	15,3	19,6	5,0	19,3	1,7	Gawdzik 2010
Concentration in Fe/Mn oxides fraction, %						
-	24,0	**-**	43,0	18,5	9,9	Hanay 2008
24,2	0,4	2,6	0,1	13,9	0,1	Solis 2002
12,6	0,3	2,4	3,5	4,5	0,7	Alonso 2006
41,1	1,5	8,1	2,1	25,0	<0,1	Walter 2006
9,9	0,8	6,7	0,7	3,7	<0,1	Fuentes 2008
0,3	1,3	13,4	3,6	17,5	0,2	Gawdzik 2010
Concentration in organic matter-sulfide fraction, %						
-	**42,2**	-	<0,1	0,2	**83,1**	Hanay 2008
25,3	**84,2**	14,9	33,8	25,2	14,0	Solis 2002
33,8	34,7	25,6	31,2	27,2	25,7	Alonso 2006
36,6	**83,9**	14,4	25,7	**33,3**	**50,8**	Walter 2006
55,3	**74,5**	26,8	10,0	**59,6**	**84,6**	Fuentes 2008
1,7	14,2	18,5	0,4	1,8	0,1	Gawdzik 2010
Concentration in residual fraction, %						
-	19,2	-	**56,7**	**70,8**	3,8	Hanay 2008
31,0	13,7	**74,9**	**66,0**	**59,3**	**85,8**	Solis 2002
42,4	**64,2**	**61,0**	**65,0**	**67,5**	**72,9**	Alonso 2006
6,6	13,5	**40,0**	**64,4**	22,5	41,6	Walter 2006
22,7	21,2	**41,8**	**89,2**	24,3	15,3	Fuentes 2008
97,7	**69,1**	**48,5**	**91,0**	**61,4**	**97,9**	Gawdzik 2010

PODSUMOWANIE

Trudności związane z zagospodarowaniem osadów ściekowych mogą, między innymi, wynikać z obecności toksycznych metali ciężkich, które w kolejnych procesach mogą ulegać akumulacji w glebie i organizmach żywych. Znajomość całkowitej zawartości metali nie odzwierciedla w pełni zagrożenia, jakie mogą one stwarzać dla ekosystemu. Ich dostępność dla organizmów jest uwarunkowana mobilnością metali, co jest związane z formą ich występowania.

Z przedstawionych w artykule na podstawie literatury przykładów zastosowania frakcjonowania metali ciężkich w osadach ściekowych wynika, że metale występowały w różnych frakcjach chemicznych osadów. Cynk, kadm oraz chrom dominowały we frakcji organiczno-siarczkowej i pozostałościowej. Miedź w przeważającej większości związana była we frakcji organiczno-siarczkowej. Natomiast nikiel i ołów występowały przede wszystkim we frakcji pozostałościowej (związków praktycznie nierozpuszczalnych).

W badaniach własnych wykazało, że metale związane były głównie (z wyjątkiem ołowiu) we frakcji organiczno-siarczkowej osadów. Ołów występował w związkach praktycznie nierozpuszczalnych (frakcja pozostałościowa). Duże zawartości cynku stwierdzono we frakcji tlenków żelaza i manganu, natomiast niklu we frakcji wymienno-węglanowej. Występowanie znacznych ilości niklu w tej mobilnej frakcji oznacza, że z badanych osadów na skutek zmiany warunków zewnętrznych, takich jak: równowaga w układzie sorpcja - desorpcja czy obniżenie się wartości pH, może nastąpić uwalnianie niklu do środowiska gruntowo-wodnego.

PRACĘ WYKONANO W RAMACH BS-PB-402-301/2011

LITERATURA

1. Alonso Alvarez, E., Callejon Mochon, M., Jimenez Sanchez, J.C., Ternero Rodriguez, M.; 2002. Heavy metal extractable forms in sewage sludge from wastewater treatment plants. Chemosphere 47, pp. 765-775.
2. ALONSO ALVARES, E.; VILLAR, P.; SANTOS, A.; APARICIO, I.; 2006. Fractionation of heavy metals in sludge from anaerobic wastewater stabilization ponds in southern Spain. Waste Management 26, pp. 1270-1276.
3. BARAŁKIEWICZ, D.; BULSKA, E. i inni; 2009. Specjacja chemiczna – Problemy i możliwości. Wyd. Malamut, Warszawa.

4. DAI, J.; CHEN, L.; ZHAO, J.; MA, N.; 2006. Characteristic of sewage sludge and distribution of heavy metal in plants with amendment of sewage sludge. Journal of Environmental Sciences 18, pp. 1094-1100.
5. FUENTES, A., LLORENS M., SAEZ J., AGUILAR M.I., ORTUNO J.F., MESEGUER V.F.; 2008. Comparative study of six different sludges by sequential speciation of heavy metals. Bioresource Technology 99, pp. 517-525.
6. GAWDZIK, J.; LATOSIŃSKA, J.; 2010. Ocena mobilności metali ciężkich z osadów ściekowych z oczyszczalni ścieków w Jędrzejowie. Ekologia i Technika 18, s. 48-53.
7. HANAY, O.; HASAR, H.; KOCER, N.N.; ASLAN, S.; 2008. Evaluation for agricultural usage with speciation of heavy metals in a municipal sewage sludge. Bulletin Environment Contamination and Toxicology 81, pp. 42-46.
8. LASHEEN, M.R.; AMMAR, N.S.; 2009. Assessment of metals speciation in sewage sludge and stabilized sludge from different Wastewater Treatment Plants, Greater Cairo, Egypt. Journal of Hazardous Materials 164, pp. 740-749.
9. NAGAJYOTI, P.C.; LEE, K.D.; SREEKANTH, T.V.M.; 2010. Heavy metals, occurrence and toxicity for plants: a review. Environmental Chemistry Letters 8, pp. 199-216.
10. RAURET, G.; LOPEZ-SANCHEZ, J.F.; SAHUQUILLO, A.; BARAHONA, E.; LACHICA, M.; URE, A.M. i inni; 2000. Application of a modified BCR sequential extracion (three-step) procedure for the determination of extractable trace metal contents in a sewage sludge amended soil reference material (CRM 483), complemented by a three-year stability study of acetic acid and EDTA extractable metal content. Journal of Environmental Monitoring 2, pp. 228-233.
11. ROZPORZĄDZENIE MINISTRA ŚRODOWISKA z dnia 6 lutego 2015 r. w sprawie komunalnych osadów ściekowych; poz, 257.
12. SOLIS, G.J.; ALONSO, E.; RIESCO, P.; 2002. Distribution of metal extractable fractions during anaerobic sludge treatment in southern Spain WWTPs. Water, Air and Soil Pollution 140, pp. 139-156.
13. ŚWIETLIK, R.; TROJANOWSKA, M.; 2008. Metody frakcjonowania chemicznego stosowane w badaniach środowiskowych. Monitoring Środowiska Przyrodniczego 9, s. 29-36.
14. WALTER, I.; MARTINEZ, F.; CALA, V.; 2006. Heavy metal speciation and phytotoxic effects of three representative sewage sludges for agricultural uses. Environmental Pollution 139, pp. 507-514.
15. WILK M.; GWOREK, B.; 2009. Metale ciężkie w osadach ściekowych. Ochrona Środowiska i Zasobów Naturalnych 39, s. 40-59.

FRACTIONATION OF HEAVY METALS IN SEWAGE SLUDGE AFTER DIGESTION

S u m m a r y

The speciation analysis of heavy metals in biochemically stabilized sewage sludge gives information important for determination of the rate at which heavy metals pass into soil solution and also, as a consequence, their uptake by plants. This information is especially important when considering agricultural usage of sludge. Literature data indicate that in sewage sludge after methane digestion heavy metals can occur in different forms, which determine their bioavailability. It was demonstrated that in sludge metals are mainly bound to organic-sulfide fraction. Zinc was also present in significant amounts in hydrated iron and manganese oxide fraction, nickel in exchangeable-carbonate fraction, whereas lead in residue fraction.

Key words: heavy metals, fractionation, mobility, sewage sludge, digestion

UNIWERSYTET ZIELONOGÓRSKI • ZESZYTY NAUKOWE NR 159

Nr 39 **INŻYNIERIA ŚRODOWISKA** **2015**

JANUSZ ROSADA[*], MARTA PRZEWOCKA[**]

WYZNACZENIE WARUNKÓW DLA OKREŚLENIA WSTĘPNEJ IZOLINII ZASIĘGU ZANIECZYSZCZEŃ JAKO ELEMENT MONITORINGU ŚRODOWISKA WOKÓŁ HUTY MIEDZI „GŁOGÓW"

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

Celem przeprowadzonych badań monitoringowych było określenie aktualnego stanu środowiska rolniczego znajdującego się w rejonie Huty Miedzi GŁOGÓW oraz wskazanie ewentualnego zagrożenia wynikającego z przemieszczania się metali ciężkich w układzie gleba-roślina. Dla wyznaczenia wstępnej izolinii obszarów o przekroczonych standardach jakości gleb, na omawianym terenie, wytypowano szereg punktów badawczych usytuowanych głównie na obrzeżach byłej strefy ochronnej, ze szczególnym uwzględnieniem dominującego kierunku wiatrów wiejących w tym rejonie. Wyniki badań wskazują, iż zawartość analizowanych pierwiastków śladowych w glebach w dużej mierze uzależniona jest od lokalizacji punktów badawczych względem emitorów zanieczyszczeń. Podwyższona zawartości miedzi w badanych glebach nie wpływa istotnie na pobór tego pierwiastka przez rośliny uprawiane w najbliższym sąsiedztwie zakładu. Stwierdzone stężenia metali ciężkich w roślinach nie stanowią zatem zagrożenia dla zdrowia ludzi i zwierząt.

Słowa kluczowe: huta miedzi, metale ciężkie, środowisko rolnicze, gleby, zanieczyszczenie gleb

WSTĘP

Intensywny rozwój przemysłu, wzrastająca liczba składowisk odpadów przemysłowych, a także nieracjonalne i niekontrolowane stosowanie środków ochrony roślin w rolnictwie, w znacznym stopniu przyczyniły się do skażenia środowiska metalami ciężkimi.

[*] Instytut Ochrony Roślin – Państwowy Instytut Badawczy, Zakład Ekologii i Ochrony Środowiska

[**] Uniwersytet Zielonogórski, Wydział Inżynierii Lądowej i Środowiska

Rosnąca świadomość ekologiczna zarówno w kraju, jak i na świecie oraz coraz bardziej restrykcyjne prawo ekologiczne, pozwoliły na znaczne ograniczenie emisji metali ciężkich do środowiska naturalnego. Mimo obserwowanego ostatnio znacznego postępu w technologii produkcji metali kolorowych, przemysł hutniczy, w tym także hutnictwo miedziowe nadal uważane jest za jedną z najbardziej uciążliwych działalności przemysłowych, powodującą trwałe naruszenie równowagi chemicznej istniejącej w glebie, wodzie i powietrzu. Niestety, nie ma możliwości pełnej hermetyzacji procesów technologicznych związanych z produkcją metali kolorowych [Orzeł i in. 2009].

Gleba jest jednym z elementów biosfery, najbardziej narażonym na akumulację znacznej ilości zanieczyszczeń. Na terenach zurbanizowanych, czynnikiem wpływającym w istotnym stopniu na właściwości gleb jest działalność człowieka [Potarzycki i in. 1999].

Produkcja rolnicza na obszarach objętych bezpośrednim oddziaływaniem przemysłu miedziowego wymaga stałego monitoringu. Metale ciężkie pochodzące z emitowanych do atmosfery pyłów metalonośnych mogą być nadmiernie deponowane w roślinach uprawnych, następnie w tkankach i narządach zwierząt oraz ludzi, powodując negatywne skutki fizjologiczne i zdrowotne [Dobrzański i in. 2003].

Rozwój hutnictwa miedziowego w Legnicko-Głogowskim Okręgu Miedziowym stał się przyczyną wielu niekontrolowanych zmian w środowisku przyrodniczym, szczególnie w początkowym okresie powstawania kompleksów hutniczych w Legnicy i Głogowie. Emitowane do atmosfery pyły zawierające metale ciężkie: Cu, Pb, Zn, Cd i As oraz gazy: SO_2, CO, NO_X, CS_2 i F, stały się przyczyną degradacji gleb znajdujących się w najbliższym sąsiedztwie zakładów.

Głównymi pierwiastkami emitowanymi przez Hutę Miedzi GŁOGÓW zanieczyszczającymi badane gleby i rośliny są miedź i ołów. Wpływ cynku, kadmu i arsenu w tym zakresie jest niewielki. W przypadku miedzi i ołowiu widać wyraźny wpływ kierunku, częstotliwości i intensywności wiatrów wiejących w tym rejonie na rozprzestrzenienie się zanieczyszczeń gleb tymi metalami [Przewocka i Rosada 2014].

Skażenie terenów rolniczych metalami ciężkimi w skrajnych przypadkach może doprowadzić do nieodwracalnych zmian w glebie, ponieważ metale, w przeciwieństwie do substancji organicznych, nie ulegają rozkładowi mikrobiologicznemu [Kabata-Pendias i Pendias 1999].

Gleby na obszarach objętych emisjami hut miedzi są także w dużym stopniu zanieczyszczone związkami siarki. Emisja związków siarki do atmosfery jest jednym z głównych problemów dla terenów rolniczych znajdujących się w zasięgu oddziaływania zakładów hutniczych. Wszystkie emitowane związki siarki ulegają przemianom troposferycznym do trójtlenku siarki (SO_3), który reaguje z parą wodną lub wodą tworząc kwas siarkowy i w postaci kwaśnego opadu lub

opadu suchego działa bezpośrednio szkodliwie na rośliny oraz przyspiesza degradację gleb przez silne ich zakwaszenie. Ekologiczne skutki zakwaszania gleb wiążą się z niekorzystnymi zmianami w chemicznym składzie i biologii gleb, spadkiem i pogorszeniem jakości plonów, skażeniem wód glebowo-gruntowych składnikami wymywanymi z gleb, wzrostem mobilności większości metali ciężkich, a także uruchomieniem innych pierwiastków toksycznych [Grzesiak i wsp. 1997, 2004; Kabata-Pendias i Pendias 1993, Rosada i Grzesiak 2007].

Postępująca degradacja gleb powodowana oddziaływaniem czynników antropogenicznych, a przez to kurczące się w Europie obszary, na których można prowadzić zrównoważoną gospodarkę rolną powodują, że jednym z priorytetów państwa, jak również władz lokalnych, jest dążenie do przywracania terenów uprzemysłowionych do pełnej, bezpiecznej użyteczności rolniczej. Dotyczy to zwłaszcza terenów o żyznych glebach, takich jak np. tereny rolnicze sąsiadujące z Hutą Miedzi GŁOGÓW.

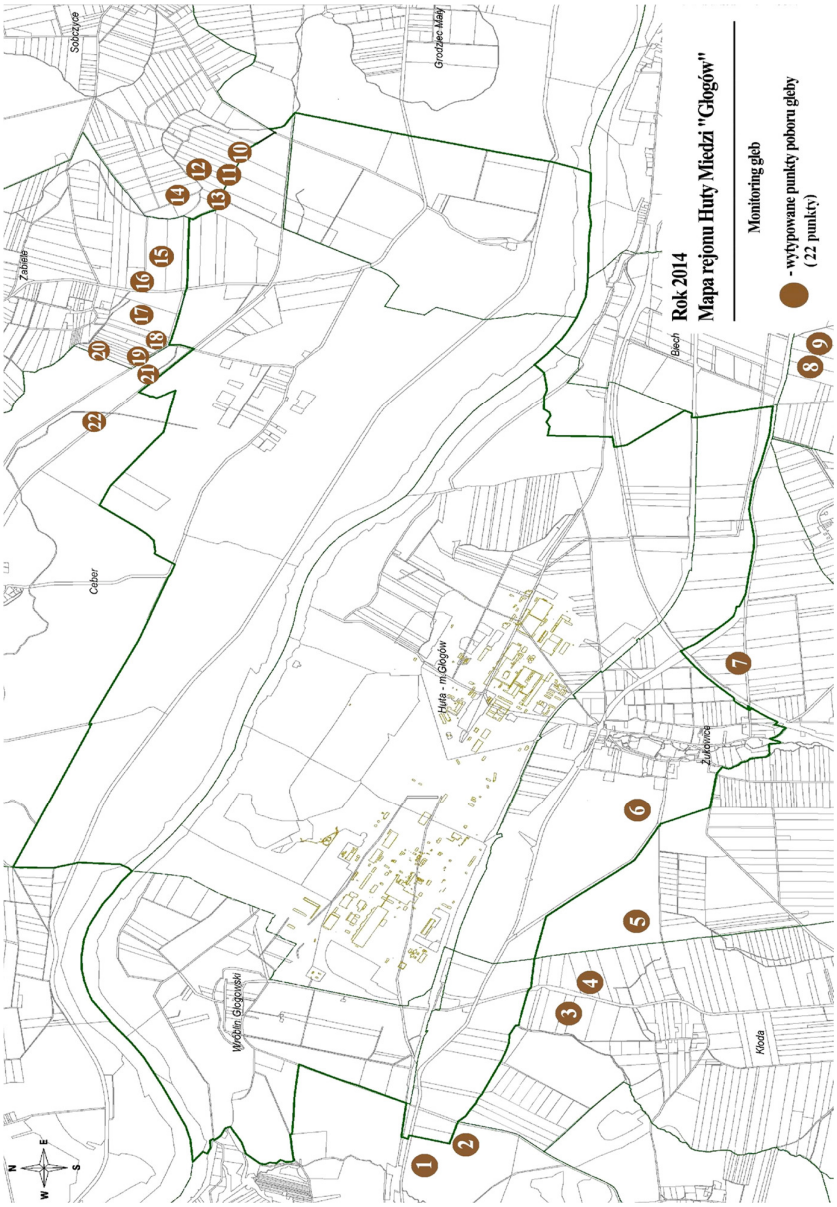
Gleby znajdujące się w południowo-wschodniej części byłej strefy ochronnej to gleby brunatne i płowe użytkowane jako gleby orne, natomiast gleby znajdujące się w północnej części, w rejonie doliny rzeki Odry, to mady właściwe, brunatne i próchniczne, zagospodarowane również jako gleby orne, a w międzywalu rzeki jako użytki zielone [Szerszeń i in.1991].

OBIEKT I ZAKRES BADAŃ

Obiektem badań były tereny rolnicze znajdujące się w najbliższym sąsiedztwie Huty Miedzi GŁOGÓW, która jest jednym z trzech zakładów należących do KGHM Polska Miedź S.A. Zakład ten składa się z dwóch kompleksów hutniczych: Huty Miedzi GŁOGÓW I powstałej w 1971 roku, opartej o technologię produkcji w piecu szybowym oraz z Huty Miedzi GŁOGÓW II uruchomionej w1978 r., wyposażonej w piec zawiesinowy. Oddział HM GŁOGÓW tworzy jedną z największych hut miedzi na świecie.

Celem badań było wytypowanie wstępnych punktów badawczych, które w przyszłości posłużą do wyznaczenia izolinii obszarów o przekroczonych standardach jakości gleb na omawianym terenie.

Badaniami objęto obszar rolniczy znajdujący się w zasięgu bezpośredniego oddziaływania emisji gazowych i pyłowych pochodzących z zakładu. Na obszarze tym znajdowały się uprawy zbóż, roślin okopowych i przemysłowych. W skład obszaru badawczego wchodziły pola uprawne zlokalizowane na prawo- i lewobrzeżnych terenach Odry, znajdujące się na pograniczu byłej strefy ochronnej Huty – rys. 1.



Rys. 1. Lokalizacja poboru próbek gleb i roślin z rejonu Huty Miedzi GŁOGÓW
Fig. 1. Sampling location map of area surrounding Copper Smelter GŁOGÓW

METODYKA BADAŃ

Badania referowane w niniejszej pracy prowadzono w roku 2014. Materiał do badań stanowiły próbki gleb i roślin zbożowych (pszenica, żyto, pszenżyto, jęczmień), pobierane do oznaczeń miedzi (Cu) i ołowiu (Pb) oraz do oznaczeń pH badanych gleb. Poboru próbek dokonywano z 22 stałych punktów (powierzchni) badawczych.

Próbki gleb do analiz pobierano w okresie wiosennym, z poziomu ornopróchnicznego (0-30cm), za pomocą świdra mechanicznego. Lokalizację punktów poboru gleb wyznaczono za pomocą GPS. Z każdego punktu badawczego (powierzchni badawczej) pobierano 30 próbek pojedynczych, które po zmieszaniu traktowano jako próbkę średnią.

Wyniki oznaczeń zawartości badanych pierwiastków w analizowanych próbkach glebowych i roślinnych podano w tabelach z uwzględnieniem niepewności pomiaru (właściwy wynik oznaczeń ± określona wartość niepewności pomiaru wyrażona w mg/kg s.m.).

Oznaczeń badanych pierwiastków dokonano w Laboratorium Analiz Środowiskowych Instytutu Ochrony Roślin – Państwowego Instytutu Badawczego w Poznaniu. Wspomniane Laboratorium posiada Certyfikat Akredytacji Laboratorium Badawczego Nr AB 1281 Polskiego Centrum Akredytacji.

WYNIKI BADAŃ I DYSKUSJA

Wcześniejsze badania prowadzone na terenach rolniczych sąsiadujących z Hutą Miedzi GŁOGÓW wykazały, że tamtejsze gleby należą do czterech kategorii agronomicznych, tj. gleb bardzo lekkich, lekkich, średnich i ciężkich. Gleby te odznaczają się dużym zróżnicowaniem pod względem uziarnienia. Zgodnie z podziałem według PTG 2008, badane gleby należą do trzech grup granulometrycznych (piaski, gliny, pyły). Przeważającymi utworami są tu pyły zlokalizowane na lewobrzeżnym terenie Odry, natomiast na prawobrzeżnej stronie występują mniej liczne utwory piaszczyste i gliniaste. Zawartość węgla organicznego mieści się w granicach od 0,57% do 2,11%, próchnicy od 0,98% do 3,64%, natomiast azotu ogólnego w przedziale między 0,07% a 0,23% [Rosada 2008].

Określenie składu granulometrycznego gleb, zawartości materii organicznej, pojemności sorpcyjnej oraz pH stworzyło możliwość dosyć precyzyjnego przewidywania prawdopodobieństwa uruchomienia metali z kompleksu sorpcyjnego, a także pozwoliło przewidzieć niebezpieczeństwo pobierania ich przez rośliny [Rosada 2006].

Badania prowadzone przez Rosadę [2008] wykazały, że formy analizowanych pierwiastków, oznaczone metodą sekwencyjnej ekstrakcji wg Zeien'a

i Brümmer'a w fazie stałej gleb poddanych stabilizacji chemicznej pH, zależały w dużej mierze od rodzaju pierwiastka, tj. jego właściwości chemicznych, a także od właściwości analizowanej gleby. Ekstrakcja sekwencyjna badanych pierwiastków śladowych z gleb, poddanych procesowi stabilizacji chemicznej pH wykazała znaczny udział Cu, Pb, Zn, Cd i As we frakcjach mało mobilnych, co jest zjawiskiem niezwykle korzystnym z ekologicznego punktu widzenia. Stosowanie wyznaczonej dawki stabilizatora chemicznego ogranicza pobór badanych pierwiastków z kompleksu sorpcyjnego gleb przez system korzeniowy roślin uprawnych, zwiększając tym samym bezpieczeństwo uprawy tych roślin na zanieczyszczonych glebach [Rosada 2008; Rosada i in. 2005; Spychalski i Rosada 2004, 2005; Spychalski i in. 2007; Zeien i Brümmer 1989, 1991]. Zawartość Cu i Pb w badanych glebach, a także wyniki oznaczeń pH gleb przedstawiono w tabeli 1.

Badania wykazały duże zróżnicowanie odczynu analizowanych gleb (pH 4,3-7,1), co oznacza, że w żadnym z punktów nie stwierdzono zasadowego odczynu gleb. Większość gleb posiadała pH $\geq$ 6,0. Gleby o odczynie kwaśnym stwierdzono w 3 punktach badawczych, lekko kwaśnym w 13 punktach, natomiast odczyn obojętny wykazano w 6 punktach.

Stwierdzona duża liczba gleb o odczynie lekko kwaśnym i kwaśnym nie jest zjawiskiem korzystnym w przypadku gleb o zwiększonej koncentracji metali ciężkich. Wskazane jest intensywniejsze ich wapnowanie.

Stosunkowo niskie pH gleb zlokalizowanych w najbliższym sąsiedztwie Huty Miedzi GŁOGÓW nie jest jednak wynikiem emisji SO2 do atmosfery, ponieważ aktualnie emisje gazowe z Huty zostały ograniczone do minimum. Stopień kwasowości analizowanych gleb jest raczej wynikiem intensywnie prowadzonej gospodarki rolnej w tym rejonie i związaną z tym naturalną tendencją gleb do zakwaszania.

Zintensyfikowanie wapnowania gruntów w tym rejonie przez lokalnych rolników z pewnością przyczyni się do zwiększenia udziału gleb o odczynie obojętnym i zasadowym. Stabilizacja odczynu gleb będąca wynikiem procesu wapnowania została potwierdzona w badaniach prowadzonych w tym rejonie w latach 2002-2006 przez Rosadę [2008]. Badania te wykazały, iż w wyniku wapnowania udział gleb o odczynie zasadowym, obojętnym i lekko kwaśnym wynosił 88%, a tylko 12% stanowiły gleby kwaśne i bardzo kwaśne.

Podwyższenie pH gleb wpływa na polepszenie właściwości chemicznych i fizycznych gleb oraz zmniejsza ryzyko przedostania się nagromadzonych w nich toksycznych pierwiastków do wód gruntowych i łańcucha pokarmowego. W przypadku gleb posiadających odczyn zasadowy lub obojętny, ryzyko uruchomienia metali ulega minimalizacji na skutek związania ich w kompleksie sorpcyjnym (nie przedostają się one z fazy stałej gleby do roztworu glebowego).

Tab. 1. Odczyn gleby (pH) oraz zawartość miedzi i ołowiu w próbkach glebowych pobranych pod koniec kwietnia i na początku maja 2014
Tab. 1. The content of Cu, Pb and the pH of soils samples collected at the end of April and beginning of May 2014

Numer punktu	Rodzaj uprawy w miejscu poboru gleby	pH	Zawartość całkowita pierwiastków [mg/kg s.m.]	
			Cu	Pb
1	pszenica jara	6,7	110 ± 12	39,8 ± 8,9
2	pszenica jara	6,2	113 ± 13	39,7 ± 8,9
3	pszenica jara	6,5	109 ± 12	35,4± 7,9
4	pszenżyto	6,3	137 ± 15	48 ± 11
5	pszenica ozima	6,0	153 ± 17*	57 ± 13
6	pszenica ozima	5,9	146 ± 16	55 ± 12
7	pszenica ozima	6,7	167 ± 19*	59 ± 13
8	pszenica ozima	5,9	110 ± 12	45 ± 10
9	pszenica ozima	5,8	107 ± 12	45 ± 10
10	pszenica ozima	6,2	113 ± 13	47 ± 11
11	pszenżyto	4,3	117 ± 13	50 ± 11
12	pszenica jara	5,0	193 ± 22*	73 ± 16
13	pszenica jara	6,2	155 ± 17*	56 ± 13
14	pszenica ozima	5,9	123 ± 14	47 ± 11
15	pszenica jara	6,7	165 ± 18*	71 ± 16
16	pszenica jara	6,3	128 ± 14	58 ± 13
17	pszenica ozima	6,1	126 ± 14	53 ± 12
18	pszenica ozima	7,1	176 ± 20*	71 ± 16
19	pszenica ozima	5,8	165 ± 18*	65 ± 15
20	pszenica ozima	6,7	186 ± 21*	77 ± 17
21	pszenica jara	5,0	158 ± 18*	58 ± 13
22	pszenica jara	6,8	97 ± 11	37,6 ± 8,4

* Przekroczone dopuszczalne zawartości miedzi i ołowiu w glebach, według obowiązujących norm

Oceny jakości gleb pod względem zawartości miedzi (Cu), ołowiu (Pb) dokonano w oparciu o Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 9 września 2002 r. w sprawie standardów jakości gleby oraz standardów jakości ziemi (Dz. U. Nr 165, Poz.1359).

Wyniki badań dotyczące udziału Cu w badanych glebach wykazały, w kilku próbkach, przekroczenie dopuszczalnego stężenia dla tego pierwiastka (>150 mg/ kg s.m) - Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 9 września 2002.

W przeprowadzonych badaniach stwierdzono przekroczenie dopuszczalnej zawartości miedzi w glebie, w dziewięciu punktach badawczych: nr 21, 32, 78,

79, 92, 105, 110, 113, 117. Zawartości miedzi w próbkach glebowych, w których stwierdzono przekroczenie dopuszczalnej normy wahały się w granicach od 153± 17 mg/kg s.m. do 193 ± 22 mg/kg s.m.

Przekraczającą normę zawartość Cu stwierdzono przede wszystkim w punktach badawczych usytuowanych na prawobrzeżnych terenach rzeki Odry, co może być rezultatem niekorzystnego wpływu wiatrów wiejących w tym rejonie, przenoszących emitowany pył metalurgiczny. Ze względu na częstotliwość tych wiatrów zanieczyszczenie gleb jest większe na kierunku północno-wschodnim i wschodnim.

Punkty badawcze w których stwierdzono przekroczenie dopuszczalnej zawartości miedzi w badanych glebach dotyczą głównie powierzchni badawczych zlokalizowanych przy granicy byłej strefy ochronnej. Obserwowane zanieczyszczenia są wynikiem silnej kumulacji badanych pierwiastków w środowisku glebowym w początkowym okresie działalności zakładu (okres wzmożonej emisji pyłów metalonośnych). Wielkość bieżącej emisji Huty nie wpływa istotnie na zmianę stopnia zanieczyszczenia warstwy ornej badanych gleb [Rosada 2008].

Zawartość Pb we wszystkich analizowanych próbkach gleby mieściła się w granicach dopuszczalnej normy dla tego pierwiastka >100 mg/kg s.m. – Rozporządzenie Ministra Środowiska z 9.09.2002 r. (Dz.U. Nr 165,Poz.1359). Badania wykazały, że zawartość analizowanych pierwiastków śladowych w glebach w dużej mierze uzależniona jest od lokalizacji punktów badawczych względem emitorów zanieczyszczeń.

Zawartość Cu i Pb w badanych roślinach (całe rośliny, ziarno) przedstawiono w tabeli 2.

Badania prowadzone w 2014 wykazały, iż mimo wysokiej zawartości miedzi w glebach znajdujących się w najbliższym sąsiedztwie Huty Miedzi GŁOGÓW, pobór tego pierwiastka przez rośliny jest ograniczony. Zawartość Cu w całych roślinach wahała się w granicach od 16,1± 4,1 do 323±82, w ziarnie od 5,2±1,3 do 9,4±2,4. Wyższe zawartości Cu stwierdzono w pszenżycie (8,5±2,2-9,4±2,4) niż w pszenicy ozimej (5,5±1,4-7,3±1,9) i pszenicy jarej (5,2±1,37-9±2,0), co może być istotnym czynnikiem wpływającym na wybór uprawy przez rolników w przyszłości. Zawartość Cu w ziarnie nie przekraczała dopuszczalnej normy 25 mg/kg s.m – Rozporządzenie Ministra Zdrowia z dnia 13 stycznia 2003. Zawartość miedzi w ziarnach zbóż była nieco wyższa niż w badaniach przeprowadzonych przez Rosadę w latach 2002-206 gdzie wartość Cu wahała się od 4,1 do 5,4 mg/kg s.m oraz tych przeprowadzonych w latach 2009-2010 (5,3-5,8), natomiast niższa niż w początkowych latach działalności zakładu (9,3-13,1).

Tab 2. Zawartość miedzi i ołowiu [mg/kg s.m.] w próbkach roślin zbożowych pobranych wiosną - w kwietniu i maju oraz latem – w lipcu 2014
Tab. 2. The content of Cu, Pb [mg/kg s.m.] in soils samples collected in the spring – April and May, also in the summer – in July 2014

Numer punktu	Rodzaj uprawy	Wiosna		Lato - okres zbiorów	
		całe rośliny		ziarno	
		Cu	Pb	Cu	Pb
1	pszenica jara	25,1±6,4	5,6±1,5	6,7±1,7	<0,5
2	pszenica jara	35,4±9,0	7,6±2,1	5,4±1,4	0,61±0,17
3	pszenica jara	27,3±7,0	15,3±4,2	6,6±1,4	<0,5
4	pszenżyto	29,2±7,5	13,8±3,8	8,5±2,2	<0,5
5	pszenica ozima	29,2±7,4	16,4±4,5	6,2±1,6	<0,5
6	pszenica ozima	28,4±7,2	19,5±5,4	6,3±1,6	<0,5
7	pszenica ozima	17,6±4,5	3,9±1,1	6,3±1,6	<0,5
8	pszenica ozima	205±52	3,03±0,84	5,8±1,5	<0,5
9	pszenica ozima	78±20	2,33±0,65	5,5±1,4	<0,5
10	pszenica ozima	16,1±4,1	1,39±0,38	6,6±1,7	<0,5
11	pszenżyto	58±15	1,79±0,49	9,4±2,4	<0,5
12	pszenica jara	23,8±6,1	1,34±0,37	6,6±1,7	<0,5
13	pszenica jara	270±69	2,56±0,71	7,9±2,0	<0,5
14	pszenica ozima	32,4±8,3	1,86±0,51	7,3±1,9	<0,5
15	pszenica jara	65±16	1,34±0,37	5,2±1,3	<0,5
16	pszenica jara	66±17	1,64±0,45	6,5±1,7	<0,5
17	pszenica ozima	323±82	1,80±0,50	6,9±1,8	<0,5
18	pszenica ozima	57±15	1,63±0,45	6,4±1,6	<0,5
19	pszenica ozima	192±49	1,73±0,48	5,5±1,4	<0,5
20	pszenica ozima	125±32	2,93±0,81	6,5±1,7	<0,5
21	pszenica jara	167±43	1,45±0,40	7,6±1,9	<0,5
22	pszenica jara	272±69	2,24±0,62	5,6±1,4	<0,5

Zawartość ołowiu w całych roślinach waha się w granicach od 1,34±0,37 do 19,5±5,4, a w ziarnie od <0,5 do 0,61±0,17, czyli przekracza dopuszczalną

normę 0,2 mg/kg s.m – Rozporządzenie Ministra Zdrowia z dnia 13 stycznia 2003.

Miedź w porównaniu z innymi pierwiastkami jest mało ruchliwa w roślinach. Największe jej ilości zarówno przy niedoborze jak i nadmiarze są zatrzymywane głównie przez system korzeniowy roślin, na skutek czego metal ten nie przechodzi do części generatywnych rośliny. Znaczne zanieczyszczenie roślin miedzią następuje natomiast przez pobór organami zewnętrznymi bezpośrednio z powietrza [Rosada i in. 2011].

W glebach o wysokich wartościach pH, występuje mała ruchliwość kationowych form miedzi, przez co staje się ona mniej dostępna dla roślin. Natomiast przy odczynie kwaśnym gleb często następuje uruchomienie Cu [Kabata-Pendias i Pendias 1993].

Zawartość miedzi w glebie uzależniona jest w znacznym stopniu od składu granulometrycznego i rodzaju gleby. Badania prowadzone przez Rosadę [2008] wykazały, iż gleby znajdujące się w najbliższym rejonie Huty są bardzo zróżnicowane pod względem uziarnienia. Zaliczane są do trzech grup granulometrycznych: piasków, gliny i pyłów, w obrębie których wyszczególniono 9 podgrup: piasek, piasek słabo gliniasty, piasek gliniasty, glinę piaszczystą, glinę, glinę lekką, glinę średnią, glinę ciężką oraz pył piaszczysty [Rosada 2008].

Miedź pełni rolę mikroelementu, dlatego pewne jej ilości w glebach są niezbędne dla prawidłowego wzrostu i rozwoju roślin. W porównaniu z innymi metami śladowymi miedź jest mało ruchliwa w roślinach. Rośliny pobierają miedź zarówno w sposób aktywny (związany z procesami metabolicznymi), jak i bierny (łącznie z transpiracyjnym przepływem wody). Ilość miedzi pobieranej przez rośliny wyższe jest proporcjonalna do jej zawartości w glebie, a intensywność jej pobierania przez rośliny zależy w dużym stopniu od form, w jakich ten metal w glebach występuje. Miedź występująca w glebach, a pochodząca ze źródeł antropogenicznych jest łatwiej pobierana przez rośliny niż miedź pochodząca ze źródeł naturalnych [Kabata-Pendias i Pendias 1993; Maskall i Thornton 1998; Pacyna 1987; Rosada 2008; Rosada i in.2011; Ross 1994].

Ołów jest metalem ciężkim stanowiącym duże zagrożenie ekologiczne. Obecność ołowiu w środowisku (niezależnie od jego zawartości) z reguły stwarza potencjalne zagrożenie zarówno dla roślin, jak i organizmów zwierzęcych. Szkodliwy wpływ ołowiu na rośliny polega głównie na zaburzeniu procesu fotosyntezy oraz zakłóceniu podziału komórek i gospodarki wodnej [Kabata-Pendias i Pendias 1993; Rosada 2008].

Pobieranie ołowiu przez korzenie roślin jest procesem biernym i proporcjonalnym do stężenia rozpuszczalnych form tego pierwiastka w glebie. Ołów gromadzi się w znacznie większych ilościach w korzeniach niż w częściach nadziemnych roślin. Jest to związane ze stosunkowo słabym przemieszczaniem tego pierwiastka w roślinach. Intensywność pobierania ołowiu z gleby zależy od

właściwości roślin oraz od właściwości gleb [Kabata-Pendias i Pendias 1993; Rosada 2008].

WNIOSKI

1. Zawartość analizowanych metali ciężkich Cu i Pb w glebach objętych oddziaływaniem emisji Huty Miedzi GŁOGÓW zależy od usytuowania pól uprawnych względem emitorów zanieczyszczeń i jest wynikiem silnej kumulacji badanych pierwiastków z okresu wzmożonej emisji w początkowych latach istnienia zakładu.
2. Badania wykazały duże zróżnicowanie odczynu analizowanych gleb (pH 4,3-7,1), przy czym przeważająca liczba badanych gleb posiadała odczyn lekko kwaśny i kwaśny. Stosunkowo niskie pH badanych gleb może być wynikiem nieprawidłowo przeprowadzonych zabiegów agrotechnicznych, zwłaszcza niesystematycznego wapnowania gleb.
3. Nie stwierdzono fitotoksycznego oddziaływania metali ciężkich nagromadzonych w glebie oraz pochodzących z bieżącej emisji Huty Miedzi GŁOGÓW na badane rośliny zbożowe uprawiane na pograniczu byłej strefy ochronnej zakładu.
4. Ograniczony pobór miedzi i ołowiu z gleb przez zboża może świadczyć o małej mobilności oraz silnym związaniu tych pierwiastków w kompleksie sorpcyjnym gleb.

PODSUMOWANIE

Przeprowadzone we wcześniejszych latach badania na obszarach rolniczych wokół Huty Miedzi GŁOGÓW obejmowały głównie tereny należące do byłej strefy ochronnej, oraz tereny zlokalizowane na prawo- i lewobrzeżnych terenach rzeki Odry. Dzięki nim stworzono obszerną bazę danych, która stała się punktem wyjścia do opracowania skutecznych metod rekultywacji oraz monitoringu obszaru będącego w najbliższym sąsiedztwie zakładu. Obecnie prowadzone badania staną się integralnym uzupełnieniem dotychczasowych prac i pozwolą na określenie następczego efektu emisji pochodzących z początkowych lat funkcjonowania Huty (lata 70. i 80. XX w.) na aktualny stan środowiska rolniczego sąsiadującego z zakładem. Umożliwią także prawidłową ocenę lokalnej zmienności zanieczyszczenia gleb i roślin metalami ciężkimi jako elementu strefowania użytkowanych rolniczo obszarów w rejonie zakładu.

LITERATURA

1. DOBRZAŃSKI Z., KOŁACZ R., GÓRECKA H., MALARZ W., RUDNICKA A., 2003. Wpływ przemysłu miedziowego na zawartość miedzi , ołowiu i cynku w roślinach paszowych. Acta Agrophysica, 1 (2): 233-238.
2. GRZESIAK P., SCHROEDER G., HOPKE W., 1997. Degradation of the natural environment resulting from the presence of sulfur compounds in the atmosphere. Pol. J. Environ. Stud. 4: 45-48.
3. KABATA-PENDIAS A., PENDIAS H., 1993. Biogeochemia pierwiastków śladowych. PWN, Warszawa.
4. MASKALL J.E., THORNTON I., 1998. Chemical partitioning of heavy metals in soils, clays and rocks at historical lead smelting sites. Water Air Soil Pollut.108 (3/4): 391-409.
5. ORZEŁ D., BRONKOWSKA M., FIGURSKA-CIURA D., STYCZYŃSKA M., WYKA J., ŻECHAŁKO-CZAJKOWSKA A., BIERNAT J., 2010. Ocena zanieczyszczenia ołowiem produktów roślinnych z rejonu Legnicko-Głogowskiego. Bromat. Chem. Toksykol. XLIII, 1: 79-85
6. PACYNA J.M.. 1987. Atmospheric emissions of arsenic, cadmium, lead and mercury from high temperature processes in power generation and industry. 69-87. [W:] Lead, Mercury, Cadmium and Arsenic in the Environment (Hutchinson T.C., Mecma K.M., red.). Scope 31, J. Wiley, New York.
7. POTARZYCKI J., GRZEBISZ W., APOLINARSKA K., BŁOCHOWIAK A., 1999. Stan geochemiczny gleb i jakość pszenicy ozimej uprawianej na terenie miasta Poznania. Roczniki AR w Poznaniu CCCX, Melior. Inż. Środ. 20, cz.I: 87-93
8. PRZEWOCKA M., ROSADA J., 2014. Ocena stopnia zanieczyszczeń gleb na pograniczu byłej strefy ochronnej Huty Miedzi „Głogów". Zeszyty Naukowe Uniwersytetu Zielonogórskiego. Inżynieria Środowiska, nr 154 (34), 45–54
9. ROSADA J., GRZESIAK J., GRZESIAK P., SCHROEDER G., ORLICKA A., RATAJCZAK J., RISSMANN I., 2005. The Application of AAS and ICP Techniques for the Speciation of Trace Metals Insulated by Sequential Chemical Extraction. [In:] Górecki H., Dobrzański Z., Kafarski P. (eds), Development in Production and Use of New Agrochemicals, Chemistry for Agriculture, Czech–Pol–Trade, Prague–Brussels, 6, 464–477.
10. ROSADA J., 2006. Factors Influencing the Uptake of Heavy Metals by Crops Plants in the Region of Industrial Emissions. [In:] Górecki H., Dobrzański Z., Kafarski P., (eds), Chemistry and Biochemistry in the Agricultural Production, Environment Protection, Human and Animal Health, Chemistry for Agriculture, Czech–Pol–Trade, Prague–Brussels, 7, 589–591.

11. ROSADA J., GRZESIAK J., 2007. Ocena dostępności metali ciężkich występujących w glebach zanieczyszczonych emisjami Huty Miedzi GŁOGÓW. Prog. Plant Protection/Post. Ochr. Roślin. 47, 4, 91–94.
12. ROSADA J., 2008. Stan środowiska rolniczego w rejonie oddziaływania emisji Huty Miedzi GŁOGÓW. Rozprawy Naukowe Instytutu Ochrony Roślin – Państwowego Instytutu Badawczego. Zeszyt 19.
13. ROSADA J., DOPIERAŁA U., ŁUKASZYK J., 2011. Wpływ ograniczenia emisji pyłowej Huty Miedzi „Głogów" na zawartość miedzi w zbożach i kondycję roślin. Progress in Plant Protection/Postępy w Ochronie Roślin 51 (1) 2011.
14. ROSS S.M., 1994. Toxic metals in soil-plant system. John Wiley and Sons Ltd.(red.), London, 152 ss.
15. SPYCHALSKI W., ROSADA J., 2004. Copper and Lead Fractions in Soils from the Emission Zone of the "Głogów" Copper Smelter. [in:] Górecki H., Dobrzański Z., Kafarski P., (eds). New Agrochemicals and their Safe Use for Health and Environment, Chemistry for Agriculture, Czech–Pol–Trade, Prague–Brussels, 5, 332–338.
16. SPYCHALSKI W., ROSADA J., 2005. Zinc in Soils from the Emission Zone of the „Głogów" Copper Smelter and their Speciation by Sequential Extraction. [in:] Górecki H., Dobrzański Z., Kafarski P., (eds), Development in Production and Use of New Agrochemicals, Chemistry for Agriculture, Czech–Pol–Trade, Prague–Brussels, 6, 484–489.
17. SPYCHALSKI W., DRZYMAŁA S., ROSADA J., 2007. Exchangeable forms of Cu, Zn and Pb in some soils subjected to the GŁOGÓW Copper Smelter activity. [in:] Górecki H., Dobrzański Z., Kafarski P., (eds), Chemicals in Agriculture and Environment, Chemistry for Agriculture, Czech–Pol–Trade, Prague–Brussels, 8, 238–241.
18. SZERSZEŃ L., KARCZEWSKA A., ROSZYK E., CHODAK T., 1991. Rozmieszczenie Cu, Pb i Zn w profilach gleb przyległych do Hut Miedzi. Roczniki Gleboznawcze T.XLII, nr 3/4, Warszawa: 199-206.
19. ZEIEN H., BRÜMMER G.W., 1989. Chemische Extraktionen zur Bestimmung von Schwermetallbindungsformen in Boden. Mitt. Dtsch. Bodenk. Gesellsch. 59 (1), 505–510.
20. ZEIEN H., BRÜMMER G.W., 1991. Ermittlung der Mobilitat und Bindungsformen von Schwermetallen in Boden mittels Sequentieller Extraktionen. Mili. Dtsch. Bodenk. Gesellsch. 66 (1), 439–442.

MONITORING OF AGRICULTURAL ENVIRONMENT CONDITION ON THE PERIPHERIES OF FORMER PROTECTION ZONE OF THE COPPER SMELTER „GŁOGÓW"

S u m m a r y

The mining and metallurgical activity in the Legnica-Głogów Industrial District, resulting from the presence of rich deposits of copper ore, caused significant environmental pollution with heavy metals. Copper Smelter GŁOGÓW located at a distance of 7 km northwest from the Głogów city, being one of the biggest industrial plants in the area, significantly supported the economic development of the region, but also contributed to a number of unfavourable changes in the natural environment. Heavy metals from the metallurgical dust emitted into the atmosphere negatively affect all elements of the environment, but the longest lasting effects, as a result of accumulation, occur in soils. Metals accumulated in soils are a threat to the arable crops in the region. The problem of heavy metals presence in soil-plant system is very complex and shows a significant variation resulting from the properties of soils and the way of their utilization. In the early years of Copper Smelter GŁOGÓW operation dust emissions were very high, that led to the accumulation of heavy metals in the agricultural environment adjacent to the plant. However, in the last quarter of the century, thanks to the constant modernization of production technology and the introduction of modern dedusting system, dust emissions were substantially reduced. This does not change the fact that heavy metals that got into soils in excessive amounts in the early years of the plan operation, are there until now. For this reason, constant and systematic research is the only effective method that helps to predict the effects of adverse changes in the environment. The aim of conducted monitoring studies was to determine the current state of the agricultural environment located in the area of Copper Smelter GŁOGÓW and to show possible risks arising from the movement of heavy metals in soil-plant system. In order to indicate initial isoline of areas where quality standards were exceeded, on the discussed area a number of new research points were determined, located mainly on the outskirts of the former protection zone, with particular emphasis on the dominant winds in this area. These studies will become an important complement to existing work on the assessment of the local variability of soils and plants pollution with heavy metals in the area covered by Smelter emissions.

Key words: copper smelter, heavy metals, agricultural environment, soils, pollution

UNIWERSYTET ZIELONOGÓRSKI • ZESZYTY NAUKOWE NR 159

Nr 39 **INŻYNIERIA ŚRODOWISKA** **2015**

EDWARD MELLER[*], GRZEGORZ JARNUSZEWSKI[*]

SKŁAD CHEMICZNY ROŚLIN UPRAWIANYCH NA GLEBACH POBAGIENNYCH NAWOŻONYCH CYNKIEM I MIEDZIĄ

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

W doświadczeniach wazonowych porównano wpływ nawożenia Zn i Cu na wysokość i jakość plonu roślin uprawianych na murszu pobranym z dwóch gleb pobagiennych wytworzonych na węglanowych osadach limnicznych: organicznej limnowo-murszowej i murszowo-glejowej. Doświadczenia prowadzono w latach 2000-2002, w każdym roku wazony wypełniano nowo dostarczoną partią murszu. W plonie głównym uprawiano: kukurydzę (2000 r.), jęczmień jary (2001 r.) i pszenicę jarą (2002 r.), a w poplonie: gorczycę białą (2000 r.), rzepak jary (2001 r.) i owies (2002 r.). Dawka cynku wynosiła 18 mg Zn·kg^{-1} s.m. gleby, a miedzi 9 mg Cu·kg^{-1} s.m. gleby.

Słowa kluczowe: gleby pobagienne, nawożenie, mursz

WSTĘP

Obszary występowania gleb murszowych przeważnie użytkowane są jako łąki i pastwiska. Jednak czasami w obrębie wyższych tarasów dolin rzecznych oraz na obszarach zmeliorowanych gleby te wykorzystywane są jako grunty orne. Od dawna znany jest i przedstawiany w literaturze niedobór miedzi i cynku w glebach organicznych [Niedźwiecki i Łyduch 1992, Krzywonos 1993, Meller 2006]. Miedź jest pierwiastkiem, który u roślin pełni rolę aktywatora enzymów oraz bierze udział w procesach fotosyntezy, oddychnia, powstawania białek, metabolizmie błon komórkowych, reprodukcji nasion. Deficyt tego pierwiastka w glebach powoduje u roślin m. in. chlorozy liści czy "chorobę nowin" w przypadku zbóż [Kubicka i Jaroń 2011]. Cynk jest składnikiem wielu enzymów, bierze udział w metabolizmie węglowodanów, białek, związków

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

fosforowych, reguluje przepuszczalność błon komórkowych czy syntezę auksyn [Korzeniowska 2009]. W glebach pobagiennych na osadach węglanowych przyswajalność Zn i Cu jest ograniczana poprzez ich alkaliczny odczyn i duża zawartość materii organicznej [Ostrowska i Sapek 1991]. Jakość uzyskiwanych plonów roślin uprawianych w obrębie występowania gleb pobagiennych, może być w dużej mierze kształtowana przez nawożenie mikroelementami.

Celem przeprowadzonego doświadczenia wazonowego było porównanie wpływu bezpośredniego nawożenia mikroelementami (Zn, Cu) na skład chemiczny roślin: kukurydzy zwyczajnej (*Zea mays L.*), jęczmienia jarego (*Hordeum vulgare L.*), pszenicy jarej (*Triticum aestivum L.*), gorczycy białej (*Sinapis alba L.*), rzepaku jarego (*Brassica napus L.*) oraz owsa zwyczajnego (*Avena sativa L.*), uprawianych na murszu pobranym z dwóch gleb pobagiennych.

Metodyka

Doświadczenie wazonowe wykonano trzykrotnie w latach 2000-2002 metodą kompletnej randomizacji. Wazony (12 dm^3) w każdym roku wypełniano nowo dostarczoną partią murszu. Dawka cynku wynosiła 18 mg $Zn \cdot kg^{-1}$ s.m. gleby, a miedzi 9 mg $Cu \cdot kg^{-1}$ s.m. gleby na obu porównywanych glebach. Łączna liczba wazonów wynosiła 40, z każdego z nich pobrano 1 próbkę gleby i 1 próbkę rośliny do analiz laboratoryjnych. Ustalone warianty nawożenia (kontrola, Zn, Cu) wykonano w czterech powtórzeniach. Pierwszą uprawianą rośliną w roku 2000 była kukurydza zwyczajna na zielonkę, natomiast drugą gorczyca biała. W roku 2001 pierwszą uprawianą rośliną był jęczmień jary, a drugą rzepak jary. Natomiast w roku 2002 jako pierwszą uprawiano pszenicę jarą, a drugą owies zwyczajny. Dla wszystkich wariantów nawozowych przed wysiewem roślin uprawianych jako pierwsze stosowano nawożenie NPK. Pod kukurydzę zwyczajną 24.04.2000 zastosowano nawożenie w dawce 70 kg N ha^{-1}, 100 kg $P_2O_5 \cdot ha^{-1}$ i 290 kg $K_2O \cdot ha^{-1}$, natomiast 25.05.2000 zastosowano nawożenie azotem w dawce 36 kg N ha^{-1}. Pod jęczmień jary przed wysiewem 17.04.2001 zastosowano nawożenie w dawce 30 kg N ha^{-1}, 90 kg $P_2O_5 \cdot ha^{-1}$ i 90 kg $K_2O \cdot ha^{-1}$, a 15.05.2001 zastosowano nawożenie azotem w dawce 30 kg N $\cdot ha^{-1}$. Przed wysiewem pszenicy jarej 11.04.2002 zastosowano nawożenie w dawce 30 kg N $\cdot ha^{-1}$, 100 kg $P_2O_5 \cdot ha^{-1}$ i 100 kg $K_2O \cdot ha^{-1}$, a 09.05.2002 zastosowano nawożenie azotem w dawce 90 kg $N \cdot ha^{-1}$. Pod drugą uprawianą roślinę stosowano tylko nawożenie saletrą amonową w dawce 50 kg $N \cdot ha^{-1}$ przed siewem i po czterech tygodniach od wysiewu.

W średnich z powtórzeń próbkach glebowych oznaczono: straty na żarzeniu w temp. 550°C, odczyn gleby, zawartość C_{org} oraz N_{og}. Zarówno w próbkach glebowych (K, Mg, Ca, Na, Zn i Cu) jak i próbkach roślinnych (K, Mg, Ca, Na, Mn, Zn, Cu) oznaczono zawartość ogólną makro- i mikroelementów w suchej

masie po mineralizacji w mieszaninie kwasów HNO_3 + $HClO_4$ przy użyciu spektrofotometru absorpcji atomowej, natomiast fosfor oznaczono kolorymetrycznie.

WYNIKI

Porównywane gleby pobagienne należały do typu gleb organicznych murszowych (organiczna limnowo-murszowa) i glejowych (murszowo-glejowa) [SgP 2011]. Gleby te wykazywały zbliżony odczyn, a różniły się zawartością makroelementów (szczególnie K i Ca) oraz ilością cynku i miedzi (tab. 1).

Tab. 1. Właściwości chemiczne gleb przed założeniem doświadczenia
Tab. 1. Soil chemical properties before experiments

Rok Year	Straty przy żarzeniu Loss on ignition (%)	pH KCl	C org	N	C : N	K	P	Mg	Ca	Na	Zn	Cu
			(g·kg^{-1})			(g·kg^{-1})					(mg·kg^{-1})	
Gleba organiczna murszowa – organic muck soil												
2000	29,34	6,5	154,2	14,4	10,7	3,33	2,00	3,28	23,1	0,17	56,8	15,1
2001	35,89	6,2	175,1	16,7	10,5	3,37	2,28	3,58	21,8	0,16	69,5	19,6
2002	36,38	6,3	193,6	16,0	12,1	3,36	2,05	3,38	20,9	0,18	56,4	15,6
Gleba glejowa – gley soil												
2000	23,43	7,4	121,2	11,6	10,4	0,66	1,57	2,73	221,5	0,30	18,0	7,0
2001	21,80	7,2	114,0	11,2	10,2	0,22	1,56	2,86	247,9	0,29	23,0	6,5
2002	22,38	7,2	107,2	13,0	8,3	0,41	1,98	2,96	231,8	0,33	17,9	7,0

Rośliny zebrane z porównywanych w doświadczeniu gleb wyraźnie różniły się składem chemicznym (tab. 2-5). Spośród makroelementów na szczególną uwagę zasługują różnice w zawartości w roślinach fosforu i potasu. Wszystkie rośliny zebrane z gleby murszowo-glejowej charakteryzowały się wyraźnie większą zawartością P i K od roślin zebranych z gleby organicznej limnowo-murszowej (w przypadku P od 1,15-krotnie dla kukurydzy do 4,09-krotnie dla słomy pszenicy, zaś w przypadku K od 1,10-krotnie dla ziarna pszenicy do 5,79-krotnie dla słomy jęczmienia). Wykazana wyższa ilość fosforu i potasu w roślinach uprawianych na glebie murszowo-glejowej występowała pomimo wyższej zawartości tych pierwiastków w glebie organicznej murszowej (tab. 1). Zestawienie to wskazuje, iż znaczna zawartość $CaCO_3$ w glebie murszowo-glejowej nie ograniczała w znacznym stopniu dostępności fosforu i potasu dla roślin.

Tab. 2. Skład chemiczny roślin uprawnianych w plonie głównym na murszu pobranym z gleby organicznej murszowej w latach 2000-2002
Tab. 2. The chemical composition of plants being cultivated as a main crop on muck earth taken from the organic muck soil in 2000-2002

Nawożenie Fertilistion	N	P	K	Ca	Mg	Na	Fe	Mn	Zn	Cu
	$g \cdot kg^{-1}$ s.m. - $g \cdot kg^{-1}$ d.m.						$mg \cdot kg^{-1}$ s.m. - $mg \cdot kg^{-1}$ d.m.			
Kukurydza – maize										
NPK	22,3	2,48	28,3	7,82	3,85	0,027	137,2	13,0	35,3	3,47
NPK + Zn	23,2	2,53	27,8	8,43	4,04	0,027	168,0	11,1	57,6*	3,72
NPK + Cu	21,5	2,41	25,3	7,84	3,69	0,020	187,2	8,23*	36,9	7,78*
$NIR_{0,05}$	r.n.	r.n.	r.n.	r.n.	r.n.	r.n.	r.n.	3,4	7,3	0,95
Jęczmień ziarno – barley grain										
NPK	24,2	2,44	4,65	0,31	1,37	0,34	36,9	12,4	44,3	10,00
NPK + Zn	24,7	2,74	5,01	0,31	1,36	0,37	38,6	9,46	47,0	10,53
NPK + Cu	24,2	2,56	4,84	0,30	1,39	0,36	37,8	11,30	43,7	12,08*
$NIR_{0,05}$	r.n.	r.n.	r.n.	r.n.	r.n.	r.n.	r.n.	2,13	r.n.	0,83
Jęczmień słoma – barley staw										
NPK	8,93	0,41	8,12	15,7	3,84	3,52	156,2	20,98	90,9	3,96
NPK + Zn	9,49	0,36	6,47	17,1	4,61	3,95	211,4	18,80	122,7	4,38
NPK + Cu	8,19	0,33	6,27	16,6	4,37	3,44	178,1	24,63	108,6	4,99
$NIR_{0,05}$	r.n.	r.n.	1,35	r.n.	r.n.	0,47	r.n.	3,91	r.n.	r.n.
Pszenica ziarno – wheat grain										
NPK	19,9	2,66	4,51	0,38	0,92	0,025	32,8	19,4	32,9	6,82
NPK + Zn	19,8	3,13	4,40	0,43	0,98	0,030	37,8	18,8	37,3	7,28
NPK + Cu	18,9	3,14	4,31	0,41	1,00	0,024	36,1	18,8	36,7	8,30*
$NIR_{0,05}$	r.n.	r.n.	r.n.	r.n.	r.n.	r.n.	r.n.	r.n.	2,53	1,40
Pszenica słoma – wheat straw										
NPK	8,97	0,56	10,14	14,1	3,42	1,71	157,1	31,8	48,3	6,30
NPK + Zn	10,63	0,54	10,04	14,3	3,65	1,91	128,0	25,2	56,7	6,91
NPK + Cu	11,28	0,44	9,73*	13,6	3,47	1,82	108,6	25,1	50,8	8,75*
$NIR_{0,05}$	r.n.	r.n.	0,11	r.n.	r.n.	r.n.	r.n.	r.n.	r.n.	1,43

* - różnica istotna przy $p < 0,05$; significant difference at $p < 0.05$

W przeprowadzonych badaniach nie potwierdzono wpływu nawożenia cynkiem i miedzią na wzrost zawartości P i K w roślinach uprawianych w plonie głównym, poza ziarnem jęczmienia. Podobny brak zależności w przypadku pszenicy jarej i ozimej, jęczmienia i kukurydzy stwierdzili Rabikowska i Wilk [1991]. Ziętecka [1989] nie potwierdza wpływu nawożenia miedzią na zawartość P w ziarnie pszenicy. Spychaj-Fabisiak i in. [2010] natomiast wskazują istotny wpływ nawożenia cynkiem na zawartość Zn i Cu w kukurydzy przy czym uzależniony był on od formy zastosowanego nawozu.

Tab. 3. Skład chemiczny roślin uprawnianych w plonie głównym na murszu pobranym z gleby glejowej w latach 2000-2002
Tab. 3. The chemical composition of plants being cultivated as a main crop on muck earth taken from the gley soil in 2000-2002

Nawożenie Fertilisation	N	P	K	Ca	Mg	Na	Fe	Mn	Zn	Cu
	$g \cdot kg^{-1}$ s.m. - $g \cdot kg^{-1}$ d.m.						$mg \cdot kg^{-1}$ s.m. - $mg \cdot kg^{-1}$ d.m.			
Kukurydza – maize										
NPK	13,0	2,85	57,6	5,11	1,74	0,034	196,8	8,88	29,3	1,86
NPK + Zn	11,6	2,74	58,3	5,14	1,60	0,037	216,7	7,83	60,3*	2,33
NPK + Cu	12,5	2,93	48,9*	4,60	1,63	0,029	149,8	6,13*	26,8	5,53*
$NIR_{0,05}$	r.n.	r.n.	4,5	r.n.	r.n.	r.n.	52,0	1,17	17,6	0,93
Jęczmień ziarno – barley grain										
NPK	24,2	3,48	6,36	0,33	1,51	0,28	61,6	3,77	57,6	2,60
NPK + Zn	24,8	4,20	8,02*	0,43*	1,56	0,29	55,9	3,93	73,0*	1,83
NPK + Cu	22,7	3,87	6,94	0,37	1,60*	0,31	41,9*	3,82	51,6	9,40*
$NIR_{0,05}$	r.n.	r.n.	1,00	0,09	0,08	r.n.	10,7	r.n.	9,9	1,86
Jęczmień słoma – barley staw										
NPK	12,4	0,67	47,0	16,1	3,24	3,87	188,3	10,2	117,7	2,38
NPK + Zn	14,3	0,92*	46,5	18,5	3,30	3,72	206,2	13,5*	133,5	1,88
NPK + Cu	13,8	0,97*	46,7	19,0	3,51	3,68	173,2	10,4	124,8	3,39*
$NIR_{0,05}$	r.n.	0,21	r.n.	r.n.	r.n.	r.n.	r.n.	2,1	r.n.	0,50
Pszenica ziarno – wheat grain										
NPK	34,0	4,92	4,97	0,27	1,56	0,014	72,2	3,50	67,0	2,28
NPK + Zn	36,2	5,18	5,38	0,26	1,64*	0,011	76,8	5,40	133,8*	2,76
NPK + Cu	37,0	4,90	4,53	0,22	1,56	0,011	74,3	3,68	84,6	7,08*
$NIR_{0,05}$	r.n.	r.n.	r.n.	r.n.	0,05	r.n.	r.n.	r.n.	42,0	1,01
Pszenica słoma – wheat straw										
NPK	15,7	2,29	49,5	13,6	2,93	0,35	229,9	9,25	45,8	5,87
NPK + Zn	18,4*	3,06	49,5	14,8	3,09	0,32	177,0	7,80	110,2*	5,00
NPK + Cu	17,3	2,37	52,3	13,7	2,94	0,33	172,1	7,63	57,0	7,97*
$NIR_{0,05}$	2,1	r.n.	r.n.	r.n.	r.n.	r.n.	r.n.	r.n.	36,5	2,29

Immobilizacja i dostępność fosforu w glebie dla roślin są uzależnione m. in. od odczynu, zawartości jonów wapnia, ilości i jakości materii organicznej oraz stosunku C:P w glebie [Urbaniak i Sapek 2010]. Stosunek C:P decyduje o przewadze procesów sorpcji biologicznej lub mineralizacji, a w konsekwencji o ilości przyswajalnych form fosforu. Wartość tego stosunku poniżej 100:1 może wskazywać na dużą zasobność w przyswajalny fosfor [Kalembasa i Becher 2010]. Również w przeprowadzonym doświadczeniu wzajemne relacje między zawartością w porównywanych glebach węgla organicznego i fosforu

zdecydowały o ilości tego makroelementu w uprawianych roślinach. W obu badanych glebach (w roku 2001 i 2002) proporcje C:P utrzymywały się poniżej wartości 100:1, oprócz roku 2000, w którym stosunek ten był wyższy. Spośród mikroelementów zdecydowane różnice w składzie chemicznym wszystkich roślin, obserwowano dla manganu i miedzi. Rośliny uprawiane na glebie organicznej murszowej zawierały tych składników (w przypadku Mn od 1,27 do 6,66-krotnie, zaś Cu od 1,07 do 3,85-krotnie) więcej od roślin zebranych z gleby glejowej. Na uwagę zasługuje ponadto porównanie wpływu nawożenia mikroelementowego na zawartość cynku i miedzi w uprawianych roślinach. Przy bezpośrednim wpływie doglebowego nawożenia cynkiem i miedzią we wszystkich uprawianych roślinach, bez względu na rodzaj gleby, stwierdzono wyższą zawartość tych składników w stosunku do ich zawartości w roślinach zebranych z obiektów kontrolnych (tab. 2-5).

Tab. 4. Skład chemiczny roślin uprawnianych w poplonie na murszu pobranym z gleby organicznej murszowej w latach 2000-2002
Tab.4. The chemical composition of plants being cultivated in aftercrop on muck earth taken from the organic muck soil in 2000-2002

Nawożenie Fertilistion	N	P	K	Ca	Mg	Na	Fe	Mn	Zn	Cu
	$g \cdot kg^{-1}$ s.m. - $g \cdot kg^{-1}$ d.m.						$mg \cdot kg^{-1}$ s.m. - $mg \cdot kg^{-1}$ d.m.			
Gorczyca – mustard										
NPK	24,5	2,25	38,1	46,9	3,51	7,00	217,8	26,2	83,5	7,83
NPK + Zn	24,8	2,19	40,6	43,9	3,30	8,35	212,2	20,6*	166,4*	6,49*
NPK + Cu	25,3	2,21	41,2	47,9	3,36	7,68	171,9	24,1	85,0	6,32*
$NIR_{0,05}$	r.n.	r.n.	r.n.	r.n.	r.n.	r.n.	r.n.	4,3	18,3	0,78
Rzepak – rape										
NPK	35,0	2,86	12,9	54,6	5,10	5,18	304,8	27,4	67,9	7,23
NPK + Zn	34,0	2,99	15,1*	59,3	5,07	4,33	421,8	26,9	77,1*	6,89
NPK + Cu	34,4	3,04	13,8	56,7	5,16	4,78	305,7	25,7	62,8	6,71
$NIR_{0,05}$	r.n.	r.n.	1,8	r.n.	r.n.	r.n.	r.n.	r.n.	5,1	r.n.
Owies – oat										
NPK	52,5	2,42	15,3	12,0	3,56	23,1	224,4	91,3	49,2	9,09
NPK + Zn	57,3	2,75	17,2	12,3	3,66	22,2	209,2	65,5*	67,9*	9,22
NPK + Cu	53,3	2,62	15,4	12,0	3,61	19,9	209,5	66,9*	44,1	9,27
$NIR_{0,05}$	r.n.	r.n.	r.n.	r.n.	r.n.	r.n.	r.n.	19,8	10,6	r.n.

Tab. 5. Skład chemiczny roślin uprawnianych w poplonie na murszu pobranym z gleby glejowej w latach 2000-2002
Tab. 5. The chemical composition of plants being cultivated in aftercrop on muck earth taken from the gley soil in 2000-2002

Nawożenie Fertilisation	N	P	K	Ca	Mg	Na	Fe	Mn	Zn	Cu
	$g \cdot kg^{-1}$ s.m. - $g \cdot kg^{-1}$ d.m.						$mg \cdot kg^{-1}$ s.m. - $mg \cdot kg^{-1}$ d.m.			
Gorczyca – mustard										
NPK	24,5	2,67	54,2	33,1	2,45	2,06	122,1	13,5	49,4	3,23
NPK + Zn	22,8	2,80	53,1	32,2	2,46	2,38	139,5	17,4	111,4*	3,97
NPK + Cu	23,2	2,67	51,6	31,5	2,17	2,33	86,3	15,2	38,4	6,33*
$NIR_{0,05}$	r.n.	r.n.	r.n.	r.n.	r.n.	r.n.	41,9	r.n.	10,9	0,78
Rzepak – rape										
NPK	35,1	3,62	18,0	39,4	5,95	17,41	214,5	21,5	77,5	5,71
NPK + Zn	36,1	3,21	18,6	40,5	5,79	17,11	204,1	21,2	86,3*	5,91
NPK + Cu	36,5	3,31	19,9	40,9	5,90	13,51	203,3	20,8	66,9	7,17*
$NIR_{0,05}$	r.n.	r.n.	r.n.	r.n.	r.n.	r.n.	r.n.	r.n.	9,9	0,37
Owies – oat										
NPK	51,5	3,88	30,2	13,4	4,09	29,4	234,4	13,7	70,1	3,60
NPK + Zn	55,6	3,79	34,5	13,5	4,06	27,7	229,4	13,6	92,6*	3,27
NPK + Cu	55,3	4,04	40,7*	13,2	3,72*	25,5*	189,7	9,1*	50,4	6,40*
$NIR_{0,05}$	r.n.	r.n.	8,8	r.n.	0,30	3,6	r.n.	2,4	6,9	1,66

Następczy wpływ nawożenia cynkiem i miedzią na glebie murszowo-glejowej powodował istotny wzrost zawartości tych składników w masie roślin, natomiast następczy wpływ nawożenia Zn i Cu na glebie organicznej limnowo-murszowej decydował o wzroście zawartości cynku w roślinach (tab. 4 i 5). Udowodnione różnice pozwalają sformułować uogólnienie, iż w krótkim okresie czasu od wprowadzenia do gleby murszowo-glejowej nawozowych form cynku i miedzi, pierwiastki te nie ulegają immobilizacji, a znaczna zawartość $CaCO_3$ oraz alkaliczny odczyn tych gleb nie ograniczają pobierania tych pierwiastków przez rośliny. W przypadku zaś gleby organicznej limnowo-murszowej, dla której powszechnie znany jest problem choroby nowin, miedź wprowadzona do gleby w postaci soli siarczanu została w znacznym stopniu związana w trwałe, nieprzyswajalne dla roślin, połączenia z substancją organiczną. Nawożenie miedzią istotnie zwiększyło zawartość K w owsie uprawianym w poplonie w przeciwieństwie do wyników jakie otrzymali Ziętecka i Dynasiuk [1991]. Jasiewicz [1990] wskazuje natomiast na wpływ nawożenia miedzią oraz zawartości Mn, Zn i Fe w glebie na zawartość tych pierwiastków w badanych roślinach.

WNIOSKI

- Pomimo większej zawartości P i K w glebie organicznej limnowo-murszowej rośliny zebrane z murszu gleby murszowo-glejowej charakteryzowały się większą zawartością tych pierwiastków. Może to wskazywać, że zwiększona zawartość CaCO3 w murszu gleby murszowo-glejowej nie wpływała ograniczająco na przyswajalność P i K przez uprawiane rośliny.
- Bezpośredni wpływ doglebowego nawożenia cynkiem i miedzią, bez względu na rodzaj gleby, decydował o większej zawartości Zn i Cu we wszystkich uprawianych roślinach w porównaniu do zawartości tych składników w roślinach zebranych z obiektów kontrolnych.
- Działanie następcze nawożenia mikroelementami zależało natomiast od rodzaju murszu; na murszu gleby murszowo-glejowej nastąpił wzrost zawartości Zn i Cu w masie roślin, a na murszu gleby organicznej limnowo-murszowej wzrost zawartości tylko cynku.
- Przedstawione powyżej zależności sugerują, że w krótkim okresie czasu od wprowadzenia Zn i Cu do murszu gleby murszowo-glejowej, charakteryzującego się dużą zawartością CaCO3, pierwiastki te nie ulegają unieruchomieniu.

LITERATURA

1. JASIEWICZ CZ.; 1990. Wpływ miedzi na pobieranie manganu, cynku i żelaza przez rośliny część I. doświadczenia wazonowe. Roczniki Gleboznawcze T. XLI Nr 3/4, 125-134
2. KALEMBASA D., BECHER M.; 2010. Zasobność w fosfor gleb użytków zielonych doliny Liwca na Wysoczyźnie Siedleckiej. Woda-Środowisko-Obszary Wiejskie 2010: t. 10 z.3 (31), 107-117.
3. KORZENIOWSKA J.; 2009. Znaczenie cynku w uprawie pszenicy. Postępu Nauk Rolniczych Nr 2/2009, 3-17.
4. KRZYWONOS K.; 1993. Plonowanie łąki na glebach mineralno-murszowych węglanowych nakredowych pod wpływem nawożenia mineralnego. Wiadomości IMUZ, t. 17, z. 3, 79-95.
5. KUBICKA H., JAROŃ N.; 2011. Działanie jonów miedzi na wzrost siewek linii wsobnych żyta (Secale cereale L.). Ochrona Środowiska i Zasobów Naturalnych Nr 48, 96-103.
6. MELLER. E.; 2006. Płytkie gleby organogeniczno-węglanowe na kredzie jeziornej i ich przeobrażenia w wyniku uprawy. AR w Szczecinie, rozprawy Nr 233, ss 115.
7. NIEDŹWIECKI E., ŁYDUCH L.; 1992. Zawartość niektórych mikroelementów w glebach gytiowo-murszowych oraz w roślinności trawiastej nad

Jeziorem Miedwie. VII Symp. nt. "Mikroelementy w rolnictwie" Wrocław, 16-17 września 1992, 340-342.
8. OSTROWSKA B., SAPEK A.; 1991. Mangan. cynk i miedź w układzie gleba roślina na przykładzie doliny Obry. Mat. VI Symp. nt. „Mikroelementy w rolnictwie". Wrocław, 9-10 września 1987, 199-202.
9. RABIKOWSKA B., WILK K.; 1991. Wpływ nawożenia mikroelementami na wielkość i jakość plonów roślin uprawnych w 6-letnim zmianowaniu. Mat. VI Symp. nt. „Mikroelementy w rolnictwie". Wrocław, 9-10 września 1987, 133-138.
10. SPYCHAJ-FABISIAK E., MURAWSKA B., JANOWIAK J.; 2010. Reakcja kukurydzy uprawianej na kiszonkę na nawożenie różnymi formami cynku. Zeszyty Naukowe UP we Wrocławiu, Rolnictwo XCVII, Nr 578, 75-84.
11. SYSTEMATYKA GLEB POLSKI (The classification of Polish soils); 2011. Roczniki Gleboznawcze – Soil Science Annual, 62(3), 1–193.
12. URBANIAK M., SAPEK B.; 2004. Zmiany we frakcjach fosforu w glebie torfowo-murszowej w zależności od poziomu wody gruntowej. Woda-Środowisko-Obszary Wiejskie 2004: t. 4 z.2a (11), 493-502.
13. ZIĘTECKA M.; 1989. Effect of nitrogen and copper fertilization on the magnitude and chemical composition of the winter wheat yield. Zesz. Probl. Post. Nauk Rol., 325: 71–77.
14. ZIĘTECKA M., DYNASIUK B.; 1991. Wpływ nawożenia miedzią na dynamikę pobierania makroskładników i Cu przez owies. Mat. VI Symp. nt. „Mikroelementy w rolnictwie". Wrocław, 9-10 września 1987, 53-57.

CHEMICAL COMPOSTION OF PLANTS GROWN ON POST-BOG SOILS FERTILISED WITH ZINC AND COPPER

S u m m a r y

In pot experiments the influence of Zn and Cu fertilisation on the yield quantity and quality of the plants grown on the muck taken from 2 post-bog soils on lacustrine chalk: organic muck soil and limnic-muck soil, was compared. The experiments were conducted in the years 2000-2002 and each year the pots were filled with a new muck material. The main crop included: maize (2000), spring barley (2001), spring wheat (2002); and after crop: mustard (2000), rape (2001) and oats (2002). Zinc dose was 18 mg Zn kg^{-1} soil dry matter and copper – 9 mg Cu kg^{-1} soil dry matter.

Key words: post-bog soils, fertilization, muck

UNIWERSYTET ZIELONOGÓRSKI • ZESZYTY NAUKOWE NR 159

Nr 39 **INŻYNIERIA ŚRODOWISKA** **2015**

MARTA SKIBA*

INWESTYCJE PRODUKCYJNE O ZNACZENIU PONADREGIONALNYM W PLANISTYCZNYCH DOKUMENTACH KRAJOWYCH I WOJEWÓDZKICH

Streszczenie

Artykuł odnosi się do oceny wpływu polityki przestrzennej na lokalizację inwestycji produkcyjnych, a wnioski sformułowano na podstawie dokumentów planistycznych województwa lubuskiego. Opracowanie opisuje dokumenty polityczne i planistyczne na poziomie województwa, regionu i kraju. Planowanie przestrzenne przedstawione zostało jako system regulacji i decyzji wpływający na powstawanie inwestycji produkcyjnych. Celem artykułu jest pokazanie, że najważniejsze dokumenty planistyczne, na podstawie których wydaje się decyzje o pozwoleniu na budowę inwestycji produkcyjnych - miejscowe plany - powinny być wspierane przez plany sektorowe i regionalne. Wszystkie narzędzia powinny być powiązane ze sobą w całościowy układ regulacyjny tak, aby mogły odnieść pożądany skutek.

Słowa kluczowe: planowanie przestrzenne, polityka regionalna, polityka sektorowa

WSTĘP

Nadrzędną rolę dla rozwoju i wspierania inwestycji produkcyjnych, z punktu widzenia zarządzania przestrzenią, pełnią pozwolenia na budowę wydawane na podstawie miejscowych planów zagospodarowania przestrzennego i decyzje o warunkach zabudowy i zagospodarowania terenu. Te decyzje administracyjne wspierają jednocześnie cele gospodarcze, społeczne, drogowe, jak i środowiskowe. Są to instrumenty prawne pozostające w gestii gmin.

Wynikiem prowadzenia polityki przestrzennej w województwie powinna być zasada formułowania wskazań do aktów planistycznych. Wskazania należy formułować nie względem ich zmian, np. uchwały zmieniającej studium, ale do nich samych, najlepiej w formie wniosków do opracowywanych dokumentów.

* Uniwersytet Zielonogórski, Katedra Architektury i Urbanistyki WILiŚ

W ramach wskazania należy informować o koniecznych zmianach w dokumencie (wskazania są dokonywane do aktualnej wersji danego aktu). Wskazania powinny być sformułowane konkretnie i sprowadzone do określenia zmian zapisów (albo zapisów odnoszących się do poszczególnych obszarów). Mogą one dotyczyć m.in.: podstawowych elementów sieci osadniczej, systemu obszarów chronionych, w tym obszarów ochrony środowiska, przyrody i krajobrazu kulturowego, rozmieszczenia inwestycji celu publicznego o znaczeniu ponadlokalnym, obszarów problemowe wraz z zasadami ich zagospodarowania oraz obszarów metropolitalnych, obszarów wsparcia, granic terenów zamkniętych i ich stref ochronnych, obszarów występowania udokumentowanych złóż kopalin. Nie zawsze wystarczające może się wydać samo diagnozowanie stanu ochrony środowiska (czy stanu zagospodarowania przestrzennego) w kontekście danego dokumentu. Pomimo pewnych wątpliwości natury prawnej, wskazania z planu województwa dotyczące stref ochronnych nie są wiążące dla organów. Brak zrealizowania powyższych wytycznych stanowi problem dla realizacji inwestycji produkcyjnych, zwłaszcza w postępowaniach dotyczących ocen oddziaływania na środowisko. W tym celu, w wytycznych należy sprecyzować, kiedy – zgodnie z planem zadań – mogą być dokonane zmiany w aktach planistycznych.

W rachubę mogą wchodzić następujące rozwiązania:

- konieczność natychmiastowej zmiany danego aktu polityki przestrzennej;
- konieczność zmiany aktu przy najbliższej aktualizacji [Nowak, 2014] - zgodnie z art.32, ust.2 ustawy z dnia 27 marca 2003 o planowaniu i zagospodarowaniu przestrzennym „co najmniej raz w czasie kadencji (…) rada gminy podejmuje uchwałę w sprawie aktualności studium i planów miejscowych"; zgodnie z art. 45 „plan zagospodarowania przestrzennego województwa podlega okresowej ocenie (...), co najmniej raz w czasie kadencji sejmiku, (…) w zakresie określonym w art. 39 ust. 3" [Dz. U. z 2015 r. poz. 199, 443, 774, 1265, 1434, 1713].

Oceny oddziaływania na środowisko są instrumentami związanymi z zarządzaniem środowiskiem i wywierają znaczący wpływ nie tylko na środowisko ale także na rozwój lokalny. Ważne i istotne z punktu widzenia rozwoju inwestycji wydaje się aby wdrażanie ochrony obszarów sprowadzić do [Mickiewicz i in., 2010]:

- precyzyjności i mierzalności poszczególnych sformułowań określanych w planach;
- obowiązków, które w planach zadań ochronnych mogą być nakładane na właścicieli prywatnych nieruchomości;
- zakresu wskazań, które mogą być formułowane w planach zadań ochronnych względem aktów polityki przestrzennej (i ich realnych skutków).

METODOLOGIA

W badaniach przeprowadzono studia typu desk research. W artykule podjęto próbę krytycznej oceny wpływu polityki regionalnej na lokalizację inwestycji produkcyjnych. Przy czym swobodę polityki regionalnej przeanalizowano w oparciu o obowiązujące w Polsce warunki prawne, gospodarczo-ekonomiczne i polityczne. Inwestycje produkcyjne mogą wywierać znaczący wpływ na rynek pracy, wielkość i rodzaj nowych inwestycji gospodarczych oraz na środowisko naturalne, dlatego najważniejsze dokumenty planistyczne, na podstawie których wydaje się decyzje o pozwoleniu na budowę inwestycji produkcyjnych - miejscowe plany - powinny być tak wspierane przez plany sektorowe i regionalne (poziom regionalny), aby przy założonym wsparciu finansowym uzyskać efekt lewarowy i tym samym wzrost i rozwój produkcji.

INWESTYCJE PRODUKCYJNE

Najważniejszym celem przedsiębiorstwa jest maksymalizacja dochodów właścicieli. Jego realizacja prowadzi do podnoszenia wartości rynkowej firmy. Aby osiągnąć maksymalizację wyników trzeba stale poszukiwać najlepszych sposobów na zwiększenie kapitału. Jednym ze sposobów jest inwestowanie. Inwestycja to nakład gospodarczy na tworzenie lub zwiększanie majątku trwałego. Słowo *inwestować* jest rozumiane, jako wykorzystywanie dostępnych obecnie zasobów (ziemia, praca, kapitał, wiedza) w celu osiągnięcia korzyści w przyszłości.

Inwestowanie jest działalnością o odroczonych w czasie efektach, która ma na celu poprawić efektywność działania, wzmocnić pozycję rynkową, poprawić wynik finansowy. Aby uzyskać w późniejszym okresie wpływy pieniężne z inwestycji trzeba wcześniej ponieść wydatki. Poprzez inwestycje firmy osiągają swoje cele związane z przetrwaniem i rozwojem. Inwestycje odgrywają znaczącą rolę w działalności przedsiębiorstwa, ponieważ większość z nich przynosi korzyści finansowe dla firmy. Wspomagają rozwój przedsiębiorstwa oraz poprawiają jego pozycję na rynku. Inwestowanie jest jedną z podstawowych działalności człowieka, które jest również warunkiem koniecznym dla rozwoju przedsiębiorstwa [Sosińska-Wit, 2012].

Podstawową grupą inwestycji są inwestycje produkcyjne. Są one taką formą inwestycji, której istotą jest angażowanie środków finansowych w środki trwałe podmiotu gospodarczego. Inwestycje te polegają na powiększeniu zasobów środków trwałych w drodze ich zakupu lub tworzenia we własnym zakresie. Dzięki inwestycjom produkcyjnym, zwiększa się zdolność wytwórcza jednostki gospodarczej. Ostatecznym celem tych inwestycji jest osiągnięcie odpowiednich dochodów pieniężnych. W dużej mierze te inwestycje wiążą się z plano-

waniem przestrzennym i tym samym koniecznością występowania o pozwolenie na budowę, zmianę sposobu użytkowania lub zmianę funkcji.

Tab. 1. Charakter realizowanych inwestycji [Kusz 2008]
Tab. 1. Character of implemented investments [Kusz 2008]

Realizowane inwestycji	modernizacyjne
	odtworzeniowe
	rozwojowe
	innowacyjne
	dotyczące interesu publicznego

Kusz w swojej pracy zaprezentował ocenę działalności inwestycyjnej w rzeczowy majątek trwały gospodarstw rolniczych [Kusz, 2008]. Wykazał, że inwestycje w rolnictwie to zwykle produkcyjne inwestycje rzeczowe, których efektem jest najczęściej wzrost efektywności gospodarowania i potencjału produkcyjnego, jak i też konkurencyjności gospodarstw W jego pracy wyszczególnione zostały też bariery utrudniające działalność inwestycyjną (przedstawione w Tab. 2) oraz motywy podjęcia działalności inwestycyjnej.

Tab. 2. Bariery utrudniające działalność inwestycyjną [Kusz 2008]
Tab. 2. Barriers to investment activities [Kusz 2008]

Bariery utrudniające działania inwestycyjne	Brak niezbędnych kapitałów własnych
	Trudności w pozyskaniu kredytów
	Wysokie oprocentowanie kredytów
	Długotrwałe procedury uzyskania zgody na inwestycję
	Skomplikowane procedury ubiegania się o fundusze unijne
	Brak doradztwa i praktycznych wzorców
	Niezadowalające funkcjonowanie systemu informacyjnego
	Zbyt duże ryzyko i niepowodzenia
	Niska opłacalność produkcji
	Niepewność co do prowadzonej polityki w skali makro

Potrzeby inwestycyjne w innych sferach przemysłu polskiego także są znaczne, na co wskazuje bardzo wysoki stopień zużycia środków trwałych oraz malejące techniczne uzbrojenie ziemi. Z wewnętrznego zestawienia Polskiej Agencji Informacji i Inwestycji Zagranicznych wynika, że wartość projektów inwestycyjnych w 2014 r. była ponad trzykrotnie wyższa niż w analogicznym okresie 2013 r. To m.in. efekt decyzji o wydłużeniu okresu funkcjonowania 14 specjalnych stref ekonomicznych do końca 2026 r. (wedle wcześniej obowiązujących przepisów miały one funkcjonować do końca 2020 r.). A strefy to preferencyjne warunki dla firm. Przedsiębiorca w Specjalnej Strefie Ekonomicznej (SSE) ma zapewnione ulgi podatkowe, a dodatkową korzyścią jest fakt,

że może rozpocząć działalność na specjalnie przygotowanym, uzbrojonym terenie. Jak wykazała Jakóbczyk-Gryszkiewicz [2009] w swoich badaniach, negatywnym czynnikiem utrudniającym inwestycje produkcyjne może być wzrost cen gruntów z różnych powodów m.in.: na skutek możliwości uzyskania tańszych ubezpieczeń w systemie Kasy Rolniczego Ubezpieczenia Społecznego (KRUS) po kupnie gruntu rolnego, braku odpowiednich ustaw dotyczących planowania przestrzennego, skomplikowanej procedury odrolnienia ziemi oraz zainteresowania terenami podmiejskimi ze strony migrujących mieszkańców miast oraz inwestorów.

Inne badania przeprowadził Wu z zespołem, opisał analizy przeprowadzone w Chinach, gdzie jednym z rezultatów polityki prowadzonej przez władze lokalne w celu przyciągnięcia inwestycji zagranicznych była strategia niskich cen gruntów przemysłowych, co spowodowało zachwianiem proporcji użytkowania gruntów [Wu i in., 2014]. Wielkość gruntów przemysłowych wielu miast była w ogólnej strukturze użytkowania gruntów miejskich w nieproporcjonalnie dużej ilości, kosztem bezładnej zabudowy miejskiej.

Oczywiście na podjęcie decyzji inwestycyjnych ma wpływ nie tylko jeden czynnik – cena. Duży wpływ, ma także zmieniająca się mapa pomocy regionalnej, która określa, w jakich regionach możliwe jest przyznawanie pomocy na rzecz rozwoju regionalnego w latach 2014–2020. Komisja Europejska (KE) zdecydowała, że obszary, na których Produkt Krajowy Brutto (PKB) na mieszkańca jest niższe niż 75 proc. średniej unijnej będą kwalifikować się do regionalnej pomocy inwestycyjnej w granicach od 25 proc. do 50 proc. kosztów projektów.

Czynnikiem aktywującym i zachęcającym do ponoszenia wydatków inwestycyjnych może być dostęp do funduszy strukturalnych Unii Europejskiej wspierających finansowo działalność inwestycyjną. Od władz lokalnych zależy także wykorzystanie funduszy unijnych, które w latach 2007-2013 przeznaczone są między innymi na programy: „Innowacyjna gospodarka" oraz wsparcie przedsiębiorczości i otoczenia biznesu. Dostępne też są środki na rozwój badań w przedsiębiorstwach, współpracę przedsiębiorstw z jednostkami badawczymi i rozwój kooperacji pomiędzy firmami (klastry, parki technologiczne), usługi doradcze i projekty proekologiczne. Ważne, aby polityka wspierania rozwoju przedsiębiorstw dostrzegała wielowymiarowy charakter procesu inwestowania, brała pod uwagę potrzeby firm (wyrażane i ukryte).

Dostępność zasobów finansowych stanowi oczywiste kryterium podejmowania decyzji na wszystkich etapach formułowania projektu inwestycyjnego.

Wzrostowi poziomu inwestycji w przedsiębiorstwach sprzyja tworzenie wiedzy: przez platformy technologiczne, parki technologiczne, inkubatory technologiczne, Centra Transferu Technologii, Centra Zaawansowanych Technologii i Centa Doskonałości oraz instytucje pośredniczące, które służą dofinansowaniem inwestycji lub ułatwieniem zaciągnięcia kredytu: Sieci współpracy

(Euro Enterprice), fundusze pożyczkowe i fundusze kapitału zalążkowego, fundusze poręczeń kredytowych, Aniołowie Biznesu.

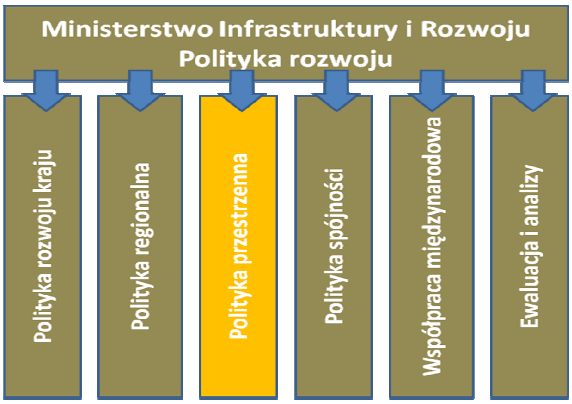
DOKUMENTY PLANISTYCZNE WOJEWÓDZKIE I KRAJOWE ORAZ FINANSOWANIE INWESTYCJI

W systemie planowania przestrzennego chodzi o to, aby w wyniku procesu planowania i zatwierdzania dokumentów powstał system regulacji i decyzji usprawniający funkcjonowanie gospodarki przestrzennej. System, który poprawia funkcjonowanie rynku w dziedzinach związanych z szeroko rozumianym użytkowaniem i przekształcaniem przestrzeni (rys. 2).

Proces planowania i plany zagospodarowania przestrzennego są instrumentami formułowania i wdrażania polityki przestrzennej na wszystkich poziomach funkcjonowania władz publicznych (rys. 1). Politykę przestrzenną rozumiemy jako przełożenie interesów narodowych, regionalnych i lokalnych w stosunku do przestrzeni, terytorium, wyrażanych w formie określonych celów i zadań (także sektorowych), realizowanych przez władze publiczne na obszarach podporządkowanych im administracyjnie.

Ramy planowania miejscowego z godnie z zasadą kompetencji gmin – powinna określać polityka przestrzenna państwa. Logika planowania przestrzennego poziomu krajowego powinna się opierać na systemie tworzenia wewnętrznych aktów prawa dla prowadzenia przestrzennej polityki państwa, które następnie tworzą ramy dla prowadzenia polityki i planowania w województwach i gminach. Planowanie wojewódzkie ma w tym systemie zwornikowy charakter, tj. łączy ustalenia polityki krajowej z planami gmin.

Podporządkowanie w ostatnich latach działalności samorządów wojewódzkich pełnemu wykorzystaniu środków Unii Europejskiej (UE) oraz tworzeniu systemu instytucjonalnego dla zapewnienia skutecznego wdrażania programów operacyjnych współfinansowanych tymi środkami, odsunęło na dalszy plan zagadnienia związane z budową potencjału regionów do formułowania strategicznej wizji tworzonej w odniesieniu do unikalnej sytuacji społeczno-gospodarczej i przestrzennej województw.



Rys. 1. Polityka przestrzenna jest jednym z działów, którymi zajmuje się polityka rozwoju w Ministerstwie Infrastruktury i Rozwoju
Fig. 1. Spatial policy is one of the departments, which engaged in development policy of the Ministry of Infrastructure and Development

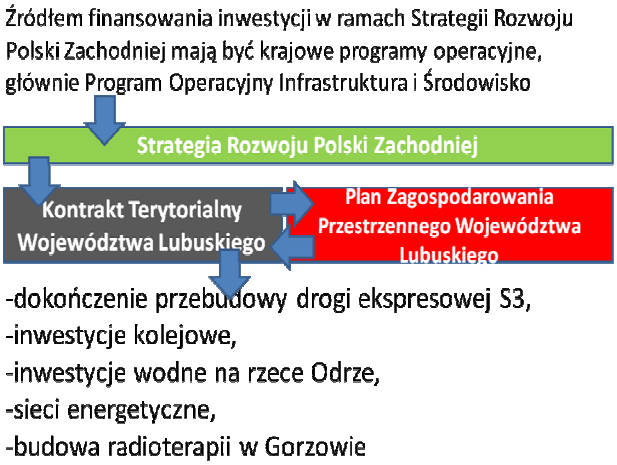
Jednym z elementów zawierających się w wojewódzkich planach zagospodarowania przestrzennego powinna być lista zadań samorządowych wprowadzana na podstawie negocjacji z gminami wraz z zabezpieczeniem wykonalności w postaci środków finansowych. Do tej pory w legislacji krajowej nie zostały systemowo uporządkowane zagadnienia związane z koordynacją działań podejmowanych w ramach programów współfinansowanych ze środków UE a programami i projektami współfinansowanymi ze źródeł krajowych budżetu państwa, funduszy celowych i innych [Sosińska-Wit, 2012]. Dlatego też, w Planie Zagospodarowania Przestrzennego Województwa Lubuskiego, podobnie jak w Kontrakcie Wojewódzkim na lata 2007-2013 miejsce negocjowanych zadań samorządowych zajął Indykatywny Plan Inwestycyjny Lubuskiego Regionalnego Programu Operacyjnego na lata 2007-2013. Zadania, które już i tak są finansowane ze źródeł programów sektorowych. Takie działanie nie służy budowie czytelnych kierunków polityki regionalnej, a wręcz demaskuje ich brak.

Rys. 2. Schemat układu dokumentów strategicznych w polityce rozwoju kraju
Fig. 2. Scheme of strategic documents in the policy development of the country

FINANSOWANIE INWESTYCJI ZGODNE Z DOKUMENTAMI PLANISTYCZNYMI W WOJEWÓDZTWIE LUBUSKIM

Zgodnie z założeniami Koncepcji Zagospodarowania Przestrzennego Kraju (KZPK 2030), ramy planowania miejscowego z godnie z zasadą kompetencji gmin – powinna określać polityka przestrzenna państwa. Logika planowania przestrzennego poziomu krajowego powinna się opierać na systemie tworzenia wewnętrznych aktów prawa dla prowadzenia przestrzennej polityki państwa, które następnie tworzą ramy dla prowadzenia polityki i planowania w województwach i gminach [Markowski, 2008]. Planowanie wojewódzkie ma w tym systemie zwornikowy charakter, tj. łączy ustalenia polityki krajowej z planami gmin.

Zgodnie z art. 5 ust. 1 ustawy z dnia 6 grudnia 2006 r. o zasadach prowadzenia polityki rozwoju (Dz. U. Nr 227, poz.1658 i z 2007 r. Nr 140, poz. 984) kontrakt wojewódzki jest umową o dofinansowanie programu operacyjnego środkami pochodzącymi z budżetu państwa, państwowych funduszy celowych lub ze źródeł zagranicznych, zawieraną przez ministra właściwego ds. rozwoju regionalnego z zarządem województwa, w zakresie i na warunkach określonych w uchwale przez Radę Ministrów (rys. 3).



Rys. 3. Schemat finansowania inwestycji w polityce rozwoju kraju na poziomie województwa lubuskiego
Fig. 3. Scheme for financing investments in the country's development policy at the regional level of Lubuskie

Kontrakt wojewódzki powinien zawierać przede wszystkim zasady udzielania, przekazywania i rozliczania dotacji rozwojowej – środków na realizację regionalnych programów operacyjnych, a także zobowiązania finansowe strony rządowej oraz strony samorządowej. Ponadto w Kontrakcie powinny być zawarte postanowienia w zakresie nadzoru ministra właściwego do spraw rozwoju regionalnego nad prawidłowością wykorzystania środków przez samorząd oraz postanowienia dotyczące zadań ministra właściwego do spraw rozwoju regionalnego w zakresie koordynacji regionalnych programów operacyjnych [Żuber, 2011].

Rys. 4. Schemat układu dokumentów w polityce regionalnej na poziomie województwa lubuskiego
Fig. 4. Diagram of the regional policy documents at the regional level of Lubuskie voivodenship

WNIOSKI

Jednym z podstawowych działań jakie należy podjąć dla zwiększenia sprawności systemu planowania przestrzennego jest wprowadzenie do aktów prawnych zasady pierwszeństwa wykorzystania obszarów już zagospodarowanych przed zagospodarowaniem nowych obszarów, które powinno być dopuszczalne jedynie wtedy, gdy wyczerpią się zasoby obszarów możliwych do ponownego zagospodarowania, kompensowanych w ramach układów krajowych, międzyregionalnych i lokalnych.

Studia uwarunkowań i kierunków zagospodarowania przestrzennego gmin powinny zawierać wiążące ustalenia nie tylko dla planu miejscowego, ale także dla każdej decyzji administracyjnej związanej z określaniem warunków i wydawaniem pozwoleń na zabudowę w zakresie wyróżnionych ustawowo zagadnień, w szczególności przeznaczenia terenów i zasad ich zagospodarowania (podziału na podstawowe strefy rozwoju i ochrony), jako dokumenty zintegrowanego rozwoju społeczno-gospodarczego zawierającego uwarunkowania

i kierunki rozwoju przestrzennego obejmujące swym zasięgiem większe obszary funkcjonalne.

Decyzje lokalizacyjne przemysłowe prywatnego kapitału nastawione na maksymalizację zysku lub zorientowane na zwiększenie wydajności, skierowane są zazwyczaj do wiodących przemysłowych regionów, często metropolii. Inwestycje wspierane przez państwo, które z założenia biorą pod uwagę także kwestie kapitałowe i bezpieczeństwa, są mniej zorientowane na lokowanie przemysłu w wiodących regionach. Od państwa jako gwaranta strategii uprzemysłowienia można oczekiwać, że inwestycje strukturalne doprowadzą do wzrostu dywergencji regionalnej.

Dotychczasowe doświadczenia, stan finansów państwa oraz formułowanie zadań rządowych i samorządowych nie skłaniają do optymizmu. Administracja państwowa i samorządowa choć interesuje się problemem inwestycji produkcyjnych, a konieczność rozwoju jest szeroko omówiona w różnych programach na poziomie krajowym i regionalnym, to jednak, nie ma oznak prowadzonych działań. Inicjatywy lokalne, które można zaobserwować, bez wsparcia rządowego, mają bardzo ograniczony wpływ na środowisko biznesowe.

W województwie lubuskim perspektywiczną branżą mogącą wpłynąć na rozwój gospodarczy województwa lubuskiego jest branża wydobywcza, bazująca na naturalnych złożach - pokłady węgla brunatnego (Gubin, Brody), ropa naftowa, gaz ziemny (północna część województwa) [Strategia rozwoju województwa lubuskiego, 2012]. Utworzenie w planie zagospodarowania przestrzennego województwa lubuskiego pasm rozwoju, związane jest przede wszystkim „z budową drogi ekspresowej S-3 i preferencyjnym zabezpieczeniem lokalizacji dla inwestorów i kapitału joint venture na inwestycje wytwórcze, usługowe, mieszkaniowe oraz turystyczne", co powoduje, że tereny położone wzdłuż dróg wzmacniają efekt integracyjny siedzib władz województwa lubuskiego [Plan zagospodarowania przestrzennego województwa lubuskiego, 2012]. Trudno jednak dostrzec celowość działań z punktu widzenia inwestycji produkcyjnych przedstawionych w Strategii rozwoju województwa lubuskiego.

LITERATURA

1. JAKÓBCZYK-GRYSZKIEWICZ J., 2009. Tendencje przestrzenne w kształtowaniu cen ziemi w Polsce po 1990 roku, Wydawnictwo Uniwersytetu Łódzkiego. Łódź.
2. KUSZ D., 2008. Inwestycje rzeczowe w wybranych gospodarstwach rolniczych o różnych kierunkach gospodarczych. Katedra Zarządzania Rozwojem Regionalnym, Politechnika Rzeszowska, http://www.wne.sggw.pl/czasopisma/pdf/EIOGZ_2008_nr67_s33.pdf.

3. MARKOWSKI T., 2008. Problematyka wdrażania polityki przestrzennej państwa w: Studia Komitetu Przestrzennego Zagospodarowania Kraju PAN (72), PWN, 228-240.
4. MICKIEWICZ P., SKOTARCZAK T., KIEPAS – KOKOT A., 2010. Wybrane problemy zarządzania środowiskiem w rozwoju lokalnym i regionalnym, Społeczna Wyższa Szkoła Przedsiębiorczości i Zarządzania, Łódź – Warszawa, 11-18.
5. NOWAK M., 2014. Plany zadań ochronnych dla obszarów Natura 2000 jako instrument zarządzania środowiskiem – kluczowe problemy. Budownictwo i Architektura 13(1) 7-14.
6. SOSIŃSKA-WIT M., 2012. Inwestycje MŚP czynnikiem wzrostu wartości majątku przedsiębiorstw województwa lubelskiego na podstawie wyników badań ankietowych w: Nierówności społeczne a wzrost gospodarczy. Wydawnictwo WSEI nr 28. Lublin, 348-356.
7. WU Y., ZHANG X., SKITMORE M., SONG Y., HUI E., 2014. Industrial land price and its impact on urban growth: A Chinese case study. Land Use Policy 01 no. 36, 199-209.
8. ŻUBER P., 2011. Metropolia sieciowa 2030. Prezentacja Departamentu Koordynacji Polityki Strukturalnej, Ministerstwo Rozwoju Regionalnego. Zielona Góra 21 lutego 2011 r.
9. http://www.mir.gov.pl
10. http://lubuskie.pl

THE PRODUCTION INVESTMENTS OF SUPRAREGIONAL IMPORTANCE IN NATIONAL AND VOIVODSHIP DOCUMENTS OF PLANNING

S u m m a r y

Article refers to the impact assessment of spatial policy on the location of productive investment, and proposals were formulated on the basis of planning documents Lubuskie province. The study reveals policy documents and planning at the regional, region and country level. Spatial planning is presented as a system of regulations and decisions affecting the formation of productive investment. This article aims to show that the most important planning documents, on the basis of which seems to decisions on building permit productive investments – local plans – they should be supported by sectoral and regional plans. All tools should be linked together in a comprehensive regulatory system so that they can achieve a desirable result.

Key words: spatial planning, regional policy, sectoral policy

UNIWERSYTET ZIELONOGÓRSKI • ZESZYTY NAUKOWE NR 159

Nr 39 **INŻYNIERIA ŚRODOWISKA** **2015**

ALICJA KOT-NIEWIADOMSKA*

OCENA TERENU POPRZEMYSŁOWEGO ZAKŁADÓW METALURGICZNYCH „TRZEBINIA" POD WZGLĘDEM PLANOWANYCH KIERUNKÓW JEGO ZAGOSPODAROWANIA

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

Teren poprzemysłowy Zakładów Metalurgicznych „Trzebinia" stanowi potencjalne miejsce rozwoju obiektów produkcyjnych i produkcyjno-usługowych, zgodnie z zapisami dokumentów planistycznych gminy. Wymaga jednak inwestycji pozwalających na stworzenie nowych funkcji społecznych i gospodarczych, szczególnie z zakresu poprawy jakości środowiska naturalnego i infrastruktury technicznej, w tym możliwości posadowienia nowych obiektów.

Słowa kluczowe: Zakłady Metalurgiczne „Trzebinia", teren poprzemysłowy, kierunki zagospodarowania terenu

WPROWADZENIE

Tereny poprzemysłowe (tp) w ostatnim czasie zwracają coraz większą uwagę inwestorów. Obecnie w takich miejscach powstają strefy aktywności ekonomicznej, a dzięki wsparciu finansowemu z Unii Europejskiej działania te w ostatnim czasie przybrały na sile. Popyt na tereny poprzemysłowe, a tym samym szanse ich zagospodarowania, uzależniony jest jednak w dużej mierze od ogólnych procesów rozwoju lokalnego, ale także od cech zewnętrznych i wewnętrznych samego terenu [Domański 2001]. Należą do nich: lokalizacja w przestrzeni miejskiej i regionalnej, w tym dostępność komunikacyjna oraz jakość obszarów sąsiednich. Istotnymi czynnikami wewnętrznymi są: wielkość terenu, rodzaj i forma jego zabudowy oraz jakość środowiska naturalnego. Istotną rolę odgrywają ponadto status własnościowy oraz ewentualne ograniczenia konserwatorskie. Są to te cechy terenu poprzemysłowego, których analiza umożliwi efektywny proces zmierzający do jego rewitalizacji. Wnikliwie

* Instytut Gospodarki Surowcami Mineralnymi i Energią Polskiej Akademii Nauk

przeprowadzone rozpoznanie daje obraz wartości, jak również skali problemów zagospodarowania tp dla przyszłego użytkownika lub inwestora.

Możliwość ponownego zagospodarowania terenów poprzemysłowych gminy Trzebinia – zlokalizowanej w zachodniej części województwa małopolskiego – wpływa istotnie na potencjał rozwoju gospodarczego tego miasta. Liczne tereny o dogodnych lokalizacjach i znacznych powierzchniach z powodzeniem wykorzystywane są na potrzeby rozwoju obiektów produkcyjno-usługowych o szeroko zakrojonym wachlarzu działalności. Wśród takich miejsc znajduje się teren dawnych Zakładów Metalurgicznych „Trzebinia" (ZMT I) będący spuścizną po niemal 100 letniej działalności przemysłowej.

Celem pracy była ocena przewidywanych kierunków zagospodarowania problemowego terenu poprzemysłowego, zawartych w dokumentach planistycznych gminy, ze szczególnym uwzględnieniem stanu środowiska gruntowego.

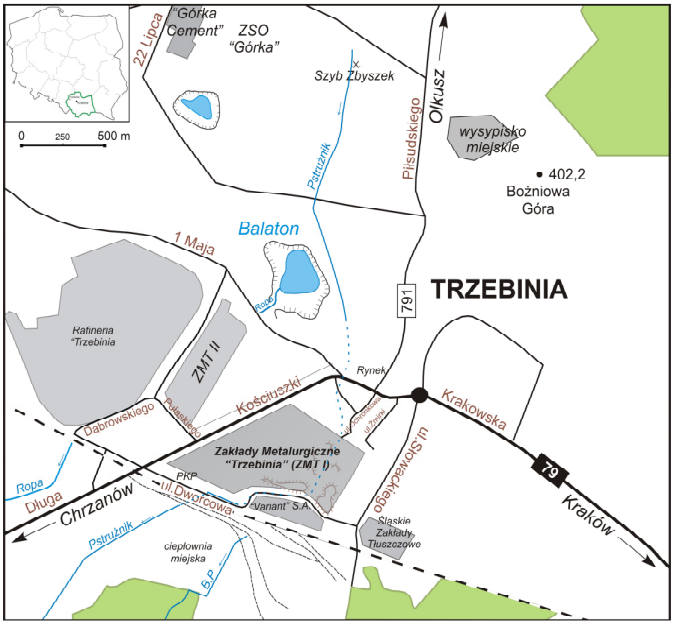
CHARAKTERYSTYKA TERENU POPRZEMYSŁOWEGO ZAKŁADÓW METALURGICZNYCH „TRZEBINIA"

Zakłady Metalurgiczne „Trzebinia" funkcjonowały w latach 1893(4)-1999, początkowo jako huta cynku, potem również ołowiu i srebra, a w połowie lat 50. również miedzi i magnezu. Ostatnie kilkadziesiąt lat działalności to przede wszystkim intensywny rozwój produkcji proszków wielu metali i asortymentów spiekanych.

Teren poprzemysłowy ZMT I zajmuje obecnie powierzchnię 34 ha. W całości położony jest w granicach administracyjnych miasta, w niewielkiej odległości na południe od centrum Trzebini w otoczeniu zabudowy mieszkalnej, mieszkalno-usługowej i produkcyjnej. Charakteryzuje się bardzo dobrą dostępnością komunikacyjną o czym decyduje położenie przy drodze krajowej łączącej aglomerację krakowską i śląską oraz bezpośrednie sąsiedztwo linii kolejowej relacji Kraków-Katowice (rys. 1). Teren posiada również łatwy dostęp do węzła autostradowego.

Pod względem aktualnego zagospodarowania powierzchni, teren ten można podzielić na dwa zasadnicze fragmenty. W zachodniej jego część znajdują się pozostałości obiektów związanych z produkcją i administracją. Brak zainteresowania zabudową przemysłową w kilka lat po ogłoszeniu upadłości ZMT sprawił, że budynki uległy dewastacji i w większości zostały rozebrane, a tylko nieliczne są wykorzystywane pod działalność gospodarczą. W stosunkowo dobrym stanie jest XIX-wieczna hala muflowa i budynek administracyjny (obecnie hotel). W pozostałych obiektach swoją siedzibę mają drobne i średnie przedsiębiorstwa oferujące szeroki wachlarz towarów i usług, co świadczy o rosnącym zainteresowaniu tym teren wśród inwestorów.

Wschodnia część tp zajęta jest przez zwał odpadów po produkcji cynku, ołowiu i magnezu o powierzchni około 3 ha. Jest to nieuszczelnione składowisko, którego powierzchnia obecnie stanowi nieużytek, a pojawiająca się roślinność jest efektem naturalnej sukcesji.



Rys. 1. Lokalizacja Zakładów Metalurgicznych „Trzebinia" [Kot-Niewiadomska 2014]
Fig. 1. The location of the "Trzebinia" Metal Company [Kot-Niewiadomska 2014]

Blisko stuletnia działalność Zakładów Metalurgicznych na tym obszarze wywarła znaczący wpływ na stan środowiska naturalnego, w szczególności na jakość gruntów, zarówno w granicach terenu przemysłowego, jak i w jego najbliższym sąsiedztwie. Największy udział w degradacji chemicznej gruntów powierzchniowych ZMT I mają metale ciężkie: Zn, Pb, Cu, As i Cd, ale również Ag, Hg, Tl i Cr. Ponadprzeciętne zawartości wykazują także inne pierwiastki, główne – Al, Ca, Fe i Mg [Kot-Niewiadomska 2014].

Nie bez znaczenia pozostaje również nieuregulowany stan prawny nieruchomości oraz rozdrobnienie działek. Trwający kilka lat proces regulacji własności uniemożliwił sprzedaż działek tuż po ogłoszeniu upadłości ZMT. W chwili obecnej znaczna część tp znajduje się w rękach Skarbu Państwa (z użytkowaniem wieczystym gminy Trzebinia), a hałda odpadów i budynek administracyjny w rękach prywatnych właścicieli.

Najbliższe sąsiedztwo omawianego terenu poprzemysłowego stanowią obszary o zróżnicowanym sposobie użytkowania. Od strony południowej i połu-

dniowo-wschodniej są to tereny obiektów produkcyjno-usługowych i komunikacyjnych. Wzdłuż pozostałych granic rozwinęła się zabudowa mieszkalna (jedno- lub wielorodzinna) i mieszkalno-usługowa.

TEREN POPRZEMYSŁOWY W MIEJSCOWYCH PLANACH ZAGOSPODAROWANIA PRZESTRZENNEGO MIASTA

Miejscowy Plan Zagospodarowania Przestrzennego Terenu Śródmieście Południe w Trzebini [MPZP 2002] wzdłuż zachodniej granicy tp przewiduje tereny usług komercyjnych z zakresu administracji gospodarczej, bankowości, handlu i gastronomii, wraz z zapleczem transportowym obsługi komunalnej miasta. Podobne przeznaczenie wyznaczone zostało dla dawnego budynku administracyjnego ZMT I i portierni. W sąsiedztwie ul. Kościuszki dopuszczalne jest także mieszkalnictwo związane z istniejącymi już obiektami, tereny zieleni urządzonej oraz miejsca postojowe. Zieleń planuje się również w otoczeniu istniejących i przewidywanych urządzeń sportowych, dworca kolejowego oraz we wschodniej i północno-wschodniej części hałdy, gdzie ma mieć charakter izolacyjny. Skwery towarzyszące głównym ciągom pieszym w stronę centrum miasta obejmować mają również teren byłych bocznic kolejowych ZMT I. Zachodnia część hałdy funkcjonować powinna jako tereny produkcyjno-techniczne z obiektami przemysłowymi, przy czym zagospodarowanie terenu zgodnie z przeznaczeniem poprzedzone powinno zostać likwidacją (rekultywacją) hałdy. Podobnie w jej części centralnej, gdzie plan dopuszcza tereny produkcyjno-usługowe (rys. 2), związane z działalnością nieuciążliwą.

Zlokalizowany w południowej część tp, dawny magazyn surowców ogniotrwałych i ambulatorium, wg planu [MPZP 2002] ma wartość historyczną i konieczne jest zachowanie jego charakteru, przy czym nadal są to tereny o przeznaczeniu produkcyjno-technicznym z możliwością posadowienia obiektów przemysłowych.

Dla pozostałej części zabudowy przemysłowej ZMT I jako podstawowe przeznaczenie ustala się tereny produkcyjno-usługowe (rys. 2) związane w większości z działalnością nieuciążliwą. Obejmują one: produkcję, wytwórczość, przetwórstwo i montaż oraz możliwość wprowadzenia funkcji produkcyjno-magazynowej i urządzeń niezbędnych dla funkcjonowania miasta. Na tym terenie znajduje się również budynek dawnej Huty Magnezu posiadający wartość historyczną, dla którego konieczne jest zachowanie wystroju zewnętrznego. Podrzędnie – głównie w części południowo-zachodniej tp, przewiduje się tereny usług komercyjnych oraz urządzeń obsługi komunikacji i wydzielone parkingi [MPZP 2002].

Odmienny charakter mają tereny bezpośrednio sąsiadujące z tp od strony północnej i północno-wschodniej. Poza terenami sportowymi (Miejski Stadion

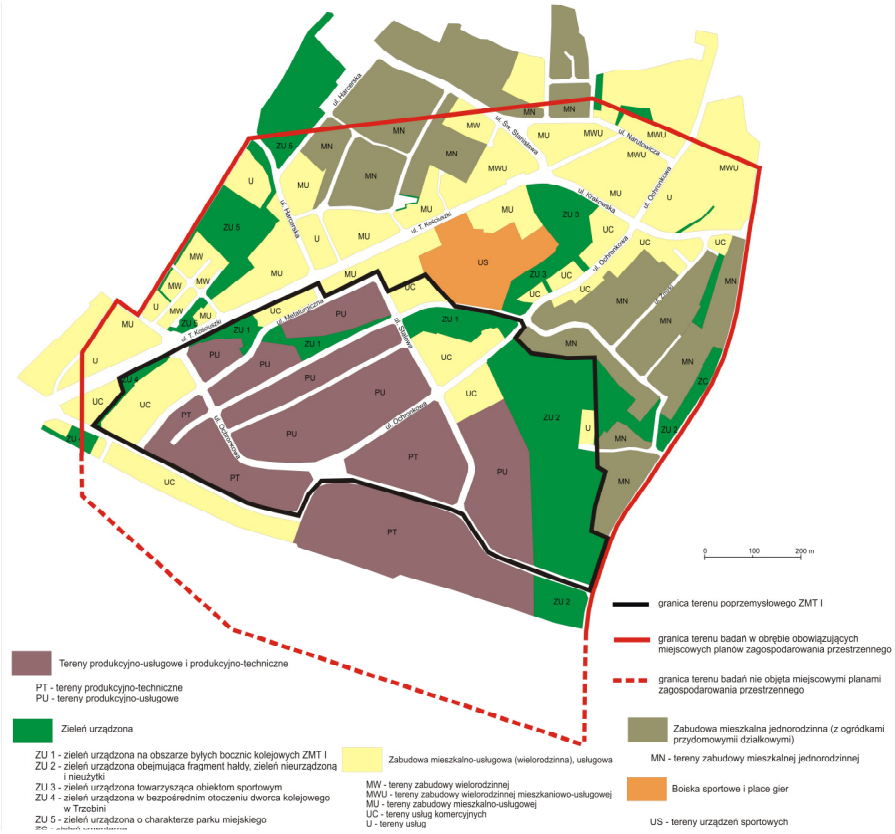
Sportowy), jest to w przewadze mieszkalnictwo jednorodzinne, podrzędnie natomiast mieszkalnictwo i usługi oraz usługi komercyjne i zieleń urządzona (rys. 2).

Uchwalony w 2010 roku plan miejscowy [MPZP 2010] dla terenu w granicach ZMT I obejmuje tylko wschodnią część zabudowy przemysłowej o powierzchni około 4,3 ha. Historycznie jest to Huta i Odlewnia Magnezu, Wydział Kobaltu i Wydział Mas Ferrytowych oraz szereg towarzyszących im budynków gospodarczych. Plan z 2002 roku dopuszczał na tym obszarze obiekty usługowe związane z działalnością uciążliwą. Aktualne zapisy w zakresie ochrony środowiska wprowadzają jednoznaczny zakaz lokalizacji nowych przedsięwzięć mogących zawsze znacząco oddziaływać na środowisko, w tym zakładów stwarzających ryzyko wystąpienia poważnych awarii przemysłowych. Dodatkowo we wschodniej części obszaru, w której przewiduje się zabudowę usługową, wprowadza się zakaz realizacji przedsięwzięć mogących potencjalnie znacząco oddziaływać na środowisko. Mogą one natomiast funkcjonować w ramach zabudowy produkcyjno-usługowej, w zachodniej części terenu objętego planem. Wszelka uciążliwość prowadzonej działalności nie może jednak powodować przekroczeń obowiązujących standardów jakości środowiska i standardów emisyjnych, szczególnie w zakresie emisji zanieczyszczeń do powietrza atmosferycznego, wód powierzchniowych i podziemnych.

Fragmenty po zachodniej stronie ul. Kościuszki oraz na północ od ul. Krakowskiej objęte zostały Miejscowym Planem Zagospodarowania Przestrzennego dla obszaru Śródmieście-Centrum w Trzebini w 2011 roku [MPZP 2011].

Wzdłuż ul. T. Kościuszki są to przede wszystkim tereny zabudowy mieszkaniowej jednorodzinnej oraz mieszkaniowo-usługowej, a w sąsiedztwie ul. Pułaskiego również zabudowy wielorodzinnej i usługowej (rys. 2). Wszystkie formy użytkowania dopuszczają wprowadzenie zieleni towarzyszącej oraz urządzeń bezpośrednio związanych ze sposobem urządzenia terenu wraz z miejscami parkingowymi. Pomiędzy ul. Harcerską a Pułaskiego planuje się wprowadzenie rozległej zieleni o charakterze parku miejskiego [MPZP 2011].

Podobny sposób zagospodarowania planowany jest na północ od ul. Krakowskiej. Poza zabudową mieszkalno-usługową, znaczne powierzchnie przeznacza się pod zabudowę wielorodzinną mieszkalno-usługową, lokalnie usługową. Zakres usług, poza handlem, gastronomią, hotelarstwem i rzemiosłem, obejmuje również m.in. urządzenia i obiekty sportu i rekreacji, przedszkola, obiekty kultury i administracji [MPZP 2011].



Rys. 2. Kierunki zagospodarowania przestrzennego w granicach terenu badań [MPZP 2002, 2011]

Fig. 2. Directions of spatial development within the study area [MPZP 2002, 2011]

OCENA PRZEWIDYWANYCH KIERUNKÓW ZAGOSPODAROWANIA PRZESTRZENNEGO

Wybór optymalnego kierunku zagospodarowania terenu powinien uwzględniać zarówno genezę jak i ogólną ocenę jego indywidualnych cech oraz cech otoczenia. Ocena terenu na podstawie genezy ma charakter wstępny i dotyczy generalnej klasyfikacji lub odrzucenia danej kategorii terenu dla niektórych funkcji. Niektóre rodzaje działalności wykluczają bowiem realizację nowych funkcji, szczególnie tych związanych z przebywaniem ludzi (np. mieszkalnictwo). W tym kontekście wybór nowych kierunków zagospodarowania dla tp ZMT I wydaje się być odpowiedni.

Przewidywane w dokumentach planistycznych miasta Trzebinia kierunki zagospodarowania przestrzennego tp niewątpliwie zgodne są również z jego potencjałem wynikającym z korzystnej lokalizacji zarówno w ujęciu lokalnym, jak i regionalnym. Dostępność komunikacyjna jest istotną zaletą dla terenów przeznaczonych do celów produkcyjnych, usługowych i technicznych.

Porównując stan zagospodarowania ZMT I z lat 50 minionego wieku oraz z okresu ich upadłości z obecną sytuacją, wyraźnie widać jak daleko posunięte są zmiany. Wiele budynków, elementów instalacji przemysłowych czy bocznic kolejowych zostało zlikwidowane. Przebieg przebudowy ZMT I nie jest jednak znany i pozostałości po tych obiektach stanowią zarówno potencjalne źródło zanieczyszczeń, jak również są poważną przeszkodą techniczną w możliwości zagospodarowania terenu. Co więcej dawne obiekty i ich fundamenty znajdują się w większości pod znacznej miąższości nierozpoznanymi w pełni nasypami antropogenicznymi [Kot-Niewiadomska 2014].

W celu zapewnienia efektywnej realizacji zapisów miejscowych planów zagospodarowania przestrzennego teren poprzemysłowy ZMT I wymaga inwestycji pozwalających na wykreowanie nowych funkcji społecznych i gospodarczych z zakresu poprawy jakości infrastruktury technicznej, a także rozwoju na terenach zdegradowanych nowych obiektów użyteczności publicznej. Część inwestycji o takim charakterze została zrealizowana w ramach założonej w tym obszarze Strefy Aktywności Gospodarczej. Podjęto działania obejmujące m. in. budowę i modernizację dróg w strefie oraz dróg dojazdowych do strefy, budowę kanalizacji deszczowej oraz oświetlenie dróg.

W chwili obecnej najpoważniejszą przeszkodą pozostaje stan chemiczny gruntów na omawianym obszarze. Grunty antropogeniczne w obrębie terenu poprzemysłowego oraz częściowo również grunty rodzime w otoczeniu ZMT I, nie spełniają obowiązujących standardów jakości (Dz.U.165.1359) dla istniejącego i przewidywanego sposobu użytkowania. Wprowadzenie planowanych kierunków zagospodarowania musi zostać poprzedzone pracami rekultywacyjnymi na całym tp oraz obszarach bezpośrednio z nim sąsiadujących. Bardzo szeroki zakres zmienności stężeń wielu metali [Kot-Niewiadomska 2014] na stosunkowo niewielkim obszarze wymaga dokładnych badań w celu precyzyjnego wskazania miejsc skażonych. Dodatkowo wprowadzenie terenów produkcyjno-usługowych w miejscu hałdy odpadów wymaga prawdopodobnie usunięcia zdeponowanego tam materiału. Niewykluczone, że po likwidacji hałdy konieczne będą dalsze badania podłoża z uwagi na wieloletnie negatywne oddziaływanie składowiska na środowisko wodno-gruntowe.

Poza stanem chemicznym gruntów pewne ograniczenia stanowić mogą warunki geologiczne-inżynierskie. W rejonie zabudowy przemysłowej występują grunty nasypowe antropogeniczne do głębokości nawet 3 m p.p.t. Nasypy nie nadają się do posadowienia fundamentów, natomiast lokalizacja obiektów nie-

wymagających fundamentowania wiąże się z koniecznością określenia skali występowania wspomnianych nasypów.

Dodatkowo teren znajduje się w bardzo bliskiej odległości od funkcjonującego emitora zanieczyszczeń jakim jest Rafineria „Trzebinia" S.A. (od strony zachodniej). Planowanie w takim miejscu zabudowy usługowej, a tym bardziej mieszkaniowej i mieszkaniowo-usługowej budzi pewne wątpliwości.

PODSUMOWANIE

Planowana struktura zagospodarowania przestrzennego na analizowanym terenie poprzemysłowym i w jego otoczeniu wykazuje pewne zróżnicowanie i mozaikowy charakter. Poza terenem przemysłowym w większości przewiduje się kontynuację istniejących funkcji mieszkalnych, mieszkalno-usługowych czy też usług komercyjnych. W obrębie terenu poprzemysłowego konieczne jest natomiast stworzenie nowej jakości przestrzeni publicznej. Ma temu służyć zarówno wprowadzanie zieleni izolującej i maskującej elementy o niskich walorach estetycznych, jak również – w dłuższej perspektywie czasu – zakaz lokalizacji przedsięwzięć mogących zawsze i/lub potencjalnie negatywnie oddziaływać na środowisko.

Wprowadzenie nowych, czy też kontynuacja starych funkcji powinna być skorelowana przede wszystkim ze stanem środowiska gruntowego na tym terenie. Ograniczony dostęp do wolnych przestrzeni, a jednocześnie rosnące zapotrzebowanie na tereny o konkretnym przeznaczeniu wymuszają niejako sposób zagospodarowania tej części miasta. W takiej sytuacji należy w odpowiedni sposób przygotować ten teren do pełnienia wskazanych funkcji. Poza działaniami porządkowymi wymaga on przede wszystkim szeroko zakrojonych prac rekultywacyjnych, związanych zarówno z nasypami antropogenicznymi w obrębie tp, ale także ze znajdującą się tam hałdą odpadów.

LITERATURA

1. DOMAŃSKI B., 2001. Przekształcenia terenów poprzemysłowych w województwach śląskim i małopolskim – prawidłowości i uwarunkowania, pod red. Zioło Z., Problemy przemian struktur przemysłowych w procesie wdrażania reguł gospodarki rynkowej. Komisja Geografii Przemysłu PTG, Warszawa.
2. KOT-NIEWIADOMSKA A., 2014. Uwarunkowania geologiczne zagospodarowania terenu poprzemysłowego Zakładów Metalurgicznych „Trzebinia" w Trzebini. Studia Rozprawy Monografie 189. Wydawnictwo IGSMiE PAN, Kraków.

3. MPZP, 2002. Uchwała nr XLIX/572/III/2002 Rady Miasta Trzebini z dnia 27 września 2002 r. w sprawie miejscowego plan zagospodarowania przestrzennego miasta i gminy Trzebinia dla części obszaru Śródmieście-Południe w Trzebini. Trzebinia.
4. MPZP, 2010. Uchwała nr XLIV/470/V/2010 Rady Miasta Trzebini z dnia 09 września 2011 r. w sprawie miejscowego plan zagospodarowania przestrzennego obszaru położonego na terenie dawnych Zakładów Metalurgicznych, Zakład Nr 1 w Trzebini, w ramach Śródmieścia-Południe obejmującego działki ewidencyjne nr: 795/74, 795/102, 795/103, 795/106, 795/111, 795/112, 795/113, 795/126, 795/127 oraz nr 1141/24, 1141/25 i 1143/17, 1143/18, 1143/19, w obrębie ewidencyjnym Trzebinia. Trzebinia.
5. MPZP, 2011. Uchwała nr XIII/126/VI/2011 Rady Miasta Trzebini z dnia 09 września 2011 r. w sprawie miejscowego planu zagospodarowania przestrzennego obszaru Śródmieście-Centrum w Trzebini. Trzebinia.
6. Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 9 września 2002 roku w sprawie standardów jakości gleby oraz standardów jakości ziemi (Dz.U.165.1359).

ASSESSMENT OF "TRZEBINIA" METAL COMPANY POSTINDUSTRIAL AREA WITH REGARD TO PLANNED DIRECTIONS OF SPATIAL DEVELOPMENT

Summary

The „Trzebinia" Metal Company postindustrial area is a new space for development of production and service building, in accordance with the spatial planning documents of Trzebinia city. However, it requires investments allow for the creation of new social and economic functions, especially in the field of quality environmental and technical infrastructure, including the possibility of locate new building.

Key words: „Trzebinia" Metal Company, postindustrial area, spatial development directions

UNIWERSYTET ZIELONOGÓRSKI • ZESZYTY NAUKOWE NR 159

Nr 39 **INŻYNIERIA ŚRODOWISKA** **2015**

RAFAŁ NOWAK, MARIA WŁODARCZYK-MAKUŁA*

WYKORZYSTANIE ZŁÓŻ TARCZOWYCH DO USUWANIA AZOTU AMONOWEGO W WARUNKACH OGRANICZONEGO DOSTĘPU TLENU

Streszczenie

W artykule przedstawiono wyniki badań dotyczące skuteczności usuwania azotu amonowego na złożach tarczowych w warunkach deficytu tlenowego. Badania prowadzono z wykorzystaniem ścieków syntetycznych przy dwóch różnych stężeniach azotu amonowego (średnio 250 i 500 mg N-NH_4^+/dm^3) na złożach tarczowych. Utlenianie azotu amonowego zawartego w ściekach prowadzono w dwóch układach: pracującym w warunkach tlenowych (układ kontrolny) oraz w warunkach ograniczonego dostępu tlenu (układ badawczy). Wykazano, że w warunkach deficytu tlenowego efektywność usuwania azotu amonowego z oczyszczanych ścieków sięgała 85%.

Słowa kluczowe: azot amonowy, niskie stężenie tlenu, złoża tarczowe

WPROWADZENIE

Według danych Głównego Urzędu Statystycznego obecnie na terenie województwa śląskiego funkcjonuje ponad 200 oczyszczalni ścieków komunalnych, z czego ponad połowa znajduje się w aglomeracjach miejskich. 95% stanowią biologiczne oczyszczalnie ścieków oraz oczyszczalnie z podwyższonym usuwaniem biogenów, pozostałe 5% to oczyszczalnie mechaniczne [GUS 2015]. W związku z rosnącymi cenami wody oraz kosztami oczyszczania ścieków obserwuje się tendencję systematycznie malejącego zużycia wody przez mieszkańców. W wyniku tego, do oczyszczalni dopływa mniejsza ilość ścieków, które charakteryzują się zwiększonym ładunkiem zanieczyszczeń organicznych oraz biogennych, w tym także azotu amonowego [Anielak 2006].

W znowelizowanych i obecnie obowiązujących przepisach prawnych dotyczących warunków, jakie należy spełnić przy wprowadzaniu ścieków do wód

* Wydział Inżynierii Środowiska i Biotechnologii, Politechnika Częstochowska

lub do ziemi oraz w sprawie substancji szczególnie szkodliwych dla środowiska wodnego, zostały zmienione graniczne wartości dopuszczalnego stężenia azotu ogólnego w ściekach oczyszczonych [Dz.U. 2014, poz. 1800]. Większość średnich i dużych oczyszczalni o równoważnej liczbie mieszkańców $2000 \leq RLM \leq 99999$ i $RLM \geq 100000$, dla których dopuszczalne stężenie azotu ogólnego w ściekach oczyszczonych określono na poziomie odpowiednio 15 mg N/dm^3 i 10 mg N/dm^3, ma trudność w spełnieniu tego warunku.

Z opublikowanych doniesień naukowych wynika, że istnieje możliwość prowadzenia procesu nitryfikacji zarówno w warunkach tlenowych, jak i anoksycznych [Janosz-Rajczyk 2004, Klimiuk i Łebkowska 2004, Łomotowski i Szpindor 2002, Szewczyk 2005]. W niekorzystnych warunkach tlenowych i długim czasie izolacji (nawet po 30-dniowym) nitryfikanty zdolne są do prowadzenia procesu nitryfikacji, co jest wynikiem fizjologicznej adaptacji mikroorganizmów nitryfikacyjnych do wykorzystywania innego, niż tlen akceptora elektronów [Janosz-Rajczyk 2004].

Sposród nitryfikantów najbardziej poznanymi są Nitrosomonas europaea oraz Nitrobacter winogradskyi odgrywające odpowiednio największą rolę w I i II etapie procesu [Miksch i Sikora 2010].

Sumaryczne równanie przebiegu obu etapów nitryfikacji można przedstawić za pomocą równania (1):

$$NH_4^+ + 2\ O_2 \rightarrow NO_3^- + H_2O + 2H^+ + 350\ kJ/mol\ NH_4^+ \quad (1)$$

Uwzględniając przyrost biomasy, utlenianie azotu amonowego do azotu azotanowego V można przedstawić za pomocą reakcji (2):

$$NH_4^+ + 1{,}83\ O_2 + 1{,}98\ HCO_3^- \rightarrow 0{,}021\ C_5H_7NO_2 + 1{,}041\ H_2O + 0{,}98\ NO_3^- + 1{,}88\ H_2CO_3 \quad (2)$$

Zapotrzebowanie na tlen rozpuszczony wyliczone na podstawie tego równania wynosi około 4,57 mg O_2 na 1 mg $N\text{-}NH_4^+$. Zużycie zasadowości natomiast, w przeliczeniu na węglan wapnia, jest na poziomie 7,14 g w odniesieniu do 1 g utlenianego azotu amonowego. Ze względu na to, że podczas utleniania azotu amonowego monooksygenaza amonowa katalizuje proces powstawania produktu pośredniego jakim jest hydroksyloamina, która następnie jest utleniana w obecności oksydoreduktazy hydroksyloaminowej, przebieg procesu można zapisać równaniami (3) i (4):

$$NH_4^+ + 0{,}5\ O_2 + 2\bar{e} \rightarrow NH_2OH + H^+ \quad (3)$$

$$NH_2OH + H_2O \rightarrow NO_2^- + 4\bar{e} + 5H^+ \quad (4)$$

Uwzględniając fakt, że azot hydroksyloaminy jest utleniany z wykorzystaniem tlenu pochodzącego z cząsteczki wody (a nie tlenu rozpuszczonego) można stwierdzić, że proces nitryfikacji może przebiegać także przy mniejszym zapotrzebowaniu tlenu niż podano powyżej. Ponadto inne jest także (większe) zużycie zasadowości. Wynika to z tego, że ilość wydzielanych jonów wodorowych jest w tym przypadku 3 krotnie większa w porównaniu z zapisem procesu nitryfikacji równaniem (1) [Janosz-Rajczyk 2004, Sadecka 2010].

Badania nad wpływem stężenia tlenu rozpuszczonego na metabolizm bakterii nitryfikacyjnych podczas usuwania $N\text{-}NH_4^+$ z udziałem *Nitrosomonas europha* oraz *Nitrosomonas europaea*, pokazują, że końcowym produktem oprócz $N\text{-}NO_2^-$, mogą być tlenki azotu i/ lub azot gazowy a nitryfikacja jest możliwa przy stężeniu tlenu 0,05 mg O_2/dm^3 [Janosz-Rajczyk 2004]. Inne badania prowadzone przez Berneta i in. [2001] dowodzą, że w warunkach anoksycznych (średnio 0,5 mg O_2/dm^3) możliwe jest utlenianie azotu amonowego w ściekach syntetycznych przy wykorzystaniu reaktora fluidalnego i w reaktorach SBR. Wyniki innych badań także potwierdzają tą możliwość i przykładowo przy stężeniu tlenu w zakresie 0,2-0,7 mg O_2/dm^3 efektywność usuwania azotu amonowego sięgała 99% [Henze i in. 2002].

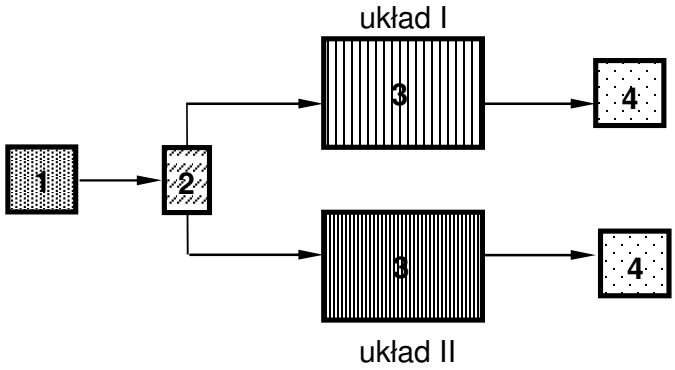
Uwzględniając fakt, że napowietrzanie ścieków jest jednym z najbardziej energochłonnych, a co za tym idzie kosztownych, procesów oczyszczania, uznaje się za celowe prowadzenie badań nad możliwością usuwania związków azotu przy jednoczesnym obniżeniu kosztów. Istotne jest wyznaczenie wartości parametrów technologicznych, przy których jest możliwe wysokoefektywne utlenianie azotu amonowego. Jednym z parametrów jest stężenie tlenu rozpuszczonego. Dlatego celem badań było sprawdzenie możliwości wykorzystania złóż tarczowych do usuwania azotu amonowego ze ścieków syntetycznych w warunkach deficytu tlenowego.

METODYKA BADAŃ

Stanowisko badawcze

Badania technologiczne nad usuwaniem azotu amonowego ze ścieków prowadzono w skali laboratoryjnej przy wykorzystaniu złóż tarczowych. W doświadczeniu wykorzystano dwa układy badawcze: kontrolny (I), pracujący w warunkach tlenowych oraz pomiarowy (II), pracujący w warunkach ograniczonego dostępu tlenu. W celu ograniczenia dostępu tlenu układ II owinięto folią PCV. Schemat stanowiska badawczego przedstawiono na rys. 1. Pojedyncze złoże zbudowane było z 22 tarcz o średnicy 0,26 m i łącznej powierzchni czynnej (część zanurzana) 2,18 m^2. Tarcze obracały się z prędkością 45 obrotów na godzinę i zanurzone były w zbiorniku o objętości 0,0039 m^3. Badania

prowadzono w temperaturze pokojowej, a czas zatrzymania ścieków w układach wynosił ok. 1 d.



Rys. 1. Schemat stanowiska badawczego; 1 - zbiornik ścieków surowych; 2 - pompa perystaltyczna; 3 - tarczowe złoże biologiczne; 4 - zbiornik ścieków oczyszczonych
Fig. 1. Scheme of laboratory installation: 1 - influent tank; 2 - peristaltic pump; 3 - rotator contactor; 4 - effluent tank

Przebieg badań

Badania prowadzono z wykorzystaniem ścieków syntetycznych o składzie zgodnym z PN-72/C-04550 ark.0.9: (50 mg K2HPO4; 20 mg KH_2PO_4; 7,5 mg $CaCl_2 \cdot 6H_2O$; 7 mg NaCl; 2 mg·$MgSO_4 \cdot 7H_2O$ oraz NH_4Cl). W celu wpracowania błony biologicznej i zasiedlenia jej bakteriami nitryfikacyjnymi złoża były zasilane przez okres 30 dni.

Następnie rozpoczęto badania technologiczne polegające na wprowadzaniu zwiększonej ilości chlorku amonowego. Stężenie azotu amonowego w ściekach zwiększano od 240 (etap I) do 515 (etap II) i 750 mg $N\text{-}NH^{4+}/dm^3$ (etap III), wprowadzając odpowiednią ilość roztworu NH4Cl. W celu zapewnienia odpowiedniej zasadowości wprowadzano dodatkowo $NaHCO_3$ (potrzebną ilość soli wyliczano z zależności 7,14 mg $CaCO_3$/mg $N\text{-}NH^{4+}$). Wymienione składniki rozpuszczano w 1 dm^3 wody wodociągowej. Ścieki syntetyczne przygotowywano codziennie, a badania prowadzono przez okres 36 dób. Czas zatrzymania był relatywnie długi i wynosił 1 dobę.

Zakres badań obejmował:

- zasiedlanie złoża bakteriami nitryfikacyjnymi i wpracowanie złoża w warunkach tlenowych,
- badania nitryfikacji równolegle w warunkach tlenowych (układ I) i ograniczonego dostępu tlenu (układ II).

Przebieg procesu nitryfikacji kontrolowano poprzez wykonanie oznaczeń takich jak: azot amonowy, azot azotynowy, azot azotanowy, pH, zasadowość, twardość oraz ChZT. Dokonywano także pomiaru stężenia tlenu bezpośrednio w reaktorach kontrolnym i badawczym oraz wyrywkowo w ściekach surowych, zgodnie z ogólnie stosowaną metodyką [Dojlido i in. 2010].

WYNIKI BADAŃ

Etap I

W pierwszym etapie badań do obu układów (kontrolnego i badawczego) dawkowano ścieki surowe o identycznym składzie (tabela 1). Stężenie tlenu rozpuszczonego zmieniało się w zakresie od 4,8 do 5,8 mg/dm^3, wartość pH wahała się od 7,8 do 8,1 a zasadowość od 23 do 32 mval/dm^3. Stężenie azotu amonowego wahało się od 240 do 283 mg/dm^3, stężenie azotu azotanowego III było małe i nie przekraczało 2,8 mg/dm^3, a azotu azotanowego V – 35,9 mg/dm^3. Obecność związków organicznych oznaczanych jako ChZT określono na poziomie średnio 115 mg/dm^3, a twardość wahała się od 0,9 do 1,4 mval/dm^3. Eksperyment w ramach tego etapu prowadzono przez 20 dób.

Tab. 1. Charakterystyka ścieków surowych zasilających złoża tarczowe w I etapie badań
Tab. 1. Characteristic of row wastewater – stage I

Oznaczenie Parameter	Jednostka Unit	Wartość Value		
		min. min.	maks. max.	średnia average
pH	-	7,8	8,1	-
Zasadowość Alkalinity	mval/dm^3	23,0	32,0	-
Tlen Oxygen	mg/dm^3	5,0	6,1	5,6
$N\text{-}NH_4^+$	mg/dm^3	**240**	**283**	**259**
$N\text{-}NO_2^-$	mg/dm^3	<0,1	2,8	0,6
$N\text{-}NO_3^-$	mg/dm^3	1,3	35,9	7,5
ChZT	mg/dm^3	68	212	115
Twardość Hardness	mval/dm^3	0,9	1,4	1,0

Skład ścieków wypływających z układu kontrolnego i badanego przedstawiono w tabeli 2. W ściekach oczyszczonych w układzie kontrolnym wartość pH zmieniała się w zakresie od 5,6 do 8,0 a zasadowość od 0,4 do 9,5 mval/dm^3. Stężenie azotu amonowego nie przekraczało 36 mg/dm^3, azotu azotanowego III wynosiło średnio 2,0 mg/dm^3, a azotu azotanowego V zmieniało

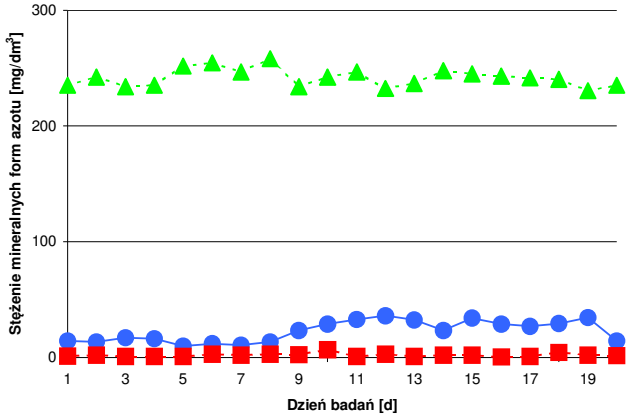
się od 231 do 258 mg/dm^3. Wartość ChZT wynosiła średnio 218 mg/dm^3, a twardość nie przekraczała 1,3 mval/dm^3. Stężenie tlenu rozpuszczonego zmierzone w komorze reakcji wahało się od 4,8 do 5,8 mg/dm^3. Przez cały okres prowadzenia badań, proces nitryfikacji przebiegał bez zakłóceń, a efektywność utleniania azotu amonowego wynosiła średnio 91%.

W porównaniu do układu kontrolnego stężenie tlenu w komorze reakcji układu pracującego w warunkach ograniczonego dostępu tlenu wynosiło średnio 2,3 mg/dm^3 i było o połowę mniejsze, niż ilość tlenu wynikająca ze stechiometrycznego przebiegu procesu klasycznej nitryfikacji. Wartość pH w ściekach oczyszczonych w układzie badawczym zmieniała się od 5,6 do 7,1 a zasadowość oscylowała w granicach od 0,3 do 2,0 mval/dm^3. W odniesieniu do układu kontrolnego stężenie azotu amonowego było wyższe i wahało się od 15,8 do 61,0 mg/dm^3. Azot azotanowy III występował w stężeniu średnio 1,3 mg/dm^3, a azot azotanowy V zmieniał się od 159 do 287 mg/dm^3. Stężenie związków organicznych oznaczanych jako ChZT wynosiło od 108 do 716 mg/dm^3, natomiast twardość ścieków nie przekraczała 0,9 mval/dm^3.

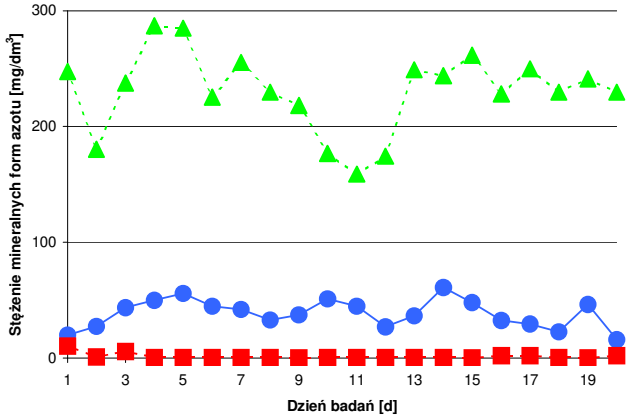
Tab. 2. Charakterystyka ścieków oczyszczonych w układzie kontrolnym i badawczym – I etap badań
Tab. 2. Characteristic of treated effluent – stage I

Oznaczenie Parameter	Jednostka Unit	Układ kontrolny Control unit			Układ badany Research unit		
		Wartość Value					
		min. min.	maks. max.	średnia average	min. min.	maks. max.	średnia average
pH	-	5,6	8,0	-	5,6	7,1	-
Zasadowość Alkalinity	mval/dm^3	0,4	9,5	-	0,3	2,0	-
Tlen Oxygen	mg/dm^3	4,8	5,8	5,3	1,2	3,1	2,3
$N\text{-}NH_4^+$	mg/dm^3	**10**	**36**	**22,6**	**15,8**	**61,0**	**38,3**
$N\text{-}NO_2^-$	mg/dm^3	0,2	6,8	2,0	<0,1	10,1	1,3
$N\text{-}NO_3^-$	mg/dm^3	231	258	242	159	287	230
ChZT	mg/dm^3	179	316	218	108	716	184
Twardość Hardness	mval/dm^3	0,8	1,8	1,3	0,8	1,2	0,9
usunięcie $N\text{-}NH_4^+$ removal of $N\text{-}NH_4^+$	%	86	96	91	76	94	85

Zmiany mineralnych form azotu w ściekach oczyszczanych w układzie złóż tarczowych, pracujących w warunkach tlenowych przedstawiono na rys. 2. oraz rys. 3 odpowiednio w układzie kontrolnym i badawczym.



Rys. 2. Zmiany mineralnych form azotu w odpływie z układu kontrolnego w I etapie badań, gdzie: ● - N-NH_4^+, ■ - N-NO_2^-, ▲- N-NO_3^-.
Fig. 2. Changes of mineral forms of nitrogen in treated effluent from control unit - stage I



Rys. 3. Zmiany mineralnych form azotu w odpływie z układu badawczego w I etapie badań, gdzie: ● - N-NH_4^+, ■ - N-NO_2^-, ▲- N-NO_3^-
Fig. 3. Changes of mineral forms of nitrogen in treated effluent from research unit - stage I

Porównując przebieg nitryfikacji w układzie badawczym z przebiegiem tego procesu w układzie kontrolnym, można zaobserwować, że w warunkach ograniczonego dostępu tlenu proces nitryfikacji był niestabilny. Od dziesiątego do dwunastego dnia badań zaobserwowano zjawisko określane w literaturze jako ucieczkę azotu [Janosz-Rajczyk 2004]. Jednak w czasie prowadzenia eksperymentu usunięcie azotu amonowego w warunkach ograniczonego dostępu tlenu było wysokie i wynosiło średnio 85%.

Etap II

W drugim etapie badań, trwającym 11 dób, stężenie $N\text{-}NH_4^+$ zwiększono dwukrotnie. Do obu układów wprowadzano ścieki surowe, w których stężenie tlenu rozpuszczonego zmieniało się w zakresie od 5,8 do 6,2 mg/dm^3, wartość pH wynosiła od 8,0 do 8,2 a zasadowość zmieniała się od 53 do 59 mval/dm^3. Stężenie azotu amonowego wahało się od 462 do 515 mg/dm^3, azotu azotanowego III było małe i nie przekraczało 0,3 mg/dm^3, a azotu azotanowego V – 4,7 mg/dm^3. Średnie stężenie związków oznaczanych jako ChZT wynosiło 289 mg/dm^3, a twardość nie przekraczała 0,9 mval/dm^3. Charakterystykę ścieków surowych zasilających układy w II etapie badań przedstawiono w tabeli 3.

Tab. 3. Charakterystyka ścieków surowych zasilających złoża tarczowe w II etapie badań
Tab. 3. Characteristic of raw wastewater – stage II

Oznaczenie Parameter	Jednostka Unit	Wartość Value		
		min. min.	maks. max.	średnia average
pH	-	8,0	8,2	-
Zasadowość Alkalinity	mval/dm^3	53	59	-
Tlen Oxygen	mg/dm^3	5,8	6,2	6,0
$N\text{-}NH_4^+$	mg/dm^3	**462**	**515**	**495**
$N\text{-}NO_2^-$	mg/dm^3	<0,1	0,3	0,2
$N\text{-}NO_3^-$	mg/dm^3	4,3	5,8	4,7
ChZT	mg/dm^3	126	346	289
Twardość Hardness	mval/dm^3	0,8	1,0	0,9

W ściekach odprowadzanych z układu kontrolnego wartość pH wynosiła od 5,1 do 8,8 a zasadowość od 0,5 do 17,0 mval/dm^3. Stężenie azotu amonowego nie przekraczało 81 mg/dm^3, azotu azotanowego III było małe i wynosiło śred-

nio 16,1 mg/dm^3, a azotu azotanowego V zmieniało się od 255 do 473 mg/dm^3. Efektywność utleniania azotu amonowego wynosiła średnio 87%. Wartość ChZT wynosiła średnio 311 mg/dm^3, a twardość nie przekraczała 0,9 mval/dm^3. Stężenie tlenu rozpuszczonego zmierzone w komorze reakcji wahało się od 4,7 do 5,3 mg/dm^3.

W układzie badawczym stężenie tlenu wynosiło średnio 0,7 mg/dm^3 i było ponad pięciokrotnie mniejsze, niż w układzie kontrolnym. Wartość pH w ściekach wypływających z układu II zmieniała się od 6,1 do 8,7 a zasadowość 0,2 do 15,5 mval/dm^3. Stężenie azotu amonowego było w zakresie od 31 do 112 mg/dm^3. Azot azotanowy III, podobnie jak w układzie kontrolnym, występował w niewielkich ilościach (średnio 1,8 mg/dm^3), a stężenie azotu azotanowego V zmieniało się od 230 do 443 mg/dm^3. Wartości ChZT zmieniały się w przedziale od 121 do 400 mg/dm^3, natomiast twardość ścieków nie przekraczała 0,8 mval/dm^3. Skład ścieków odprowadzanych z układu kontrolnego i oraz pracującego w warunkach ograniczonego dostępu tlenu w II etapie badań przedstawiono w tabeli 4.

Tab. 4. Charakterystyka ścieków oczyszczonych w układzie kontrolnym i badanym – II etap badań
Tab. 4. Characteristic of treated effluent – stage II

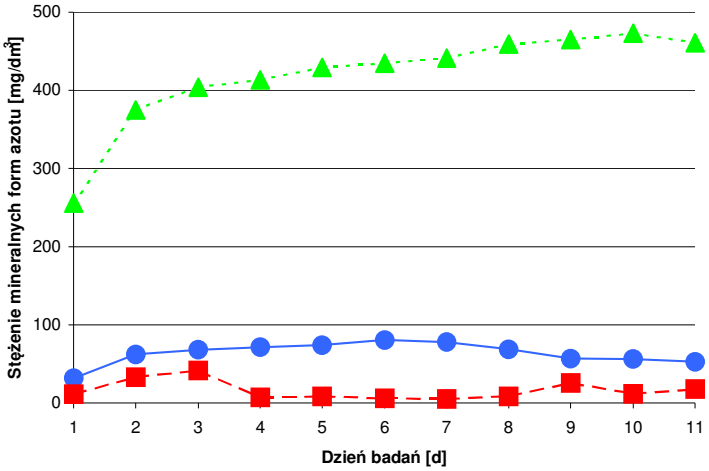
Oznaczenie Parameter	Jednostka Unit	Układ kontrolny Control unit			Układ badany Research unit		
		Wartość Value					
		min. min.	maks. max.	średnia average	min. min.	maks. max.	średnia average
pH	-	5,1	8,8	-	6,1	8,7	-
Zasadowość Alkalinity	mval/dm^3	0,5	17,0	-	0,2	15,5	-
Tlen Oxygen	mg/dm^3	4,7	5,3	5,0	0,3	1,5	0,7
$N\text{-}NH_4^+$	**mg/dm^3**	**32**	**81**	**64**	**31**	**112**	**73**
$N\text{-}NO_2^-$	mg/dm^3	5,5	42	16,1	0,7	3,6	1,8
$N\text{-}NO_3^-$	mg/dm^3	255	473	419	230	443	390
ChZT	mg/dm^3	215	408	311	121	400	260
Twardość	mval/dm^3	0,8	1,0	0,9	0,7	0,9	0,8
usunięcie $N\text{-}NH_4^+$ removal of $N\text{-}NH_4^+$	%	84	93	87	77	94	85

Zmiany mineralnych form azotu w ściekach wypływających z układu pracującego w warunkach tlenowych przedstawiono na rys. 4.

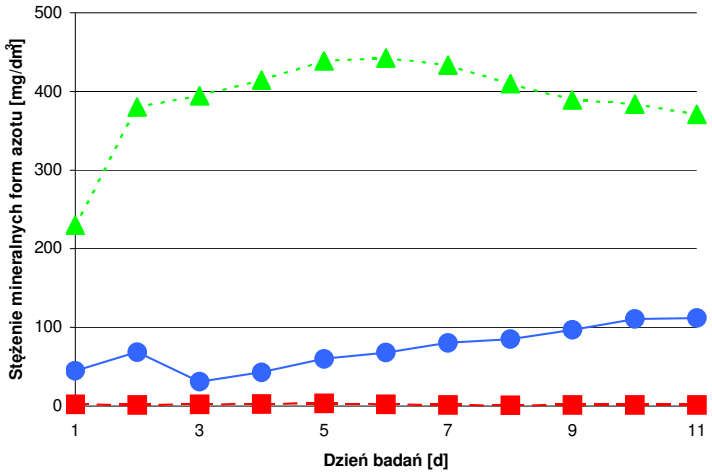
Podobnie jak w etapie I, także i w etapie II w układzie kontrolnym, nitryfikacja przebiegała bez zakłóceń a utlenienie $N\text{-}NH_4^+$ wynosiło średnio 87%. Natomiast w układzie badawczym usunięcie $N\text{-}NH_4^+$ wynosiło średnio 85%.

Porównując efektywność usunięcia azotu amonowego ze ścieków wypływających z układów I i II można stwierdzić, że stężenie tlenu rozpuszczonego nie miało istotnego wpływu na sprawność procesu. Wyniki tych badań są zbieżne z doniesieniami literaturowymi odnośnie możliwości przebiegu procesu nitryfikacji przy mniejszej wartości zapotrzebowania na tlen w porównaniu do klasycznego podejścia do procesu nitryfikacji [Janosz-Rajczyk 2004].

Zmiany stężeń mineralnych form azotu w ściekach oczyszczonych w układzie badanym przedstawiono na rys. 5.



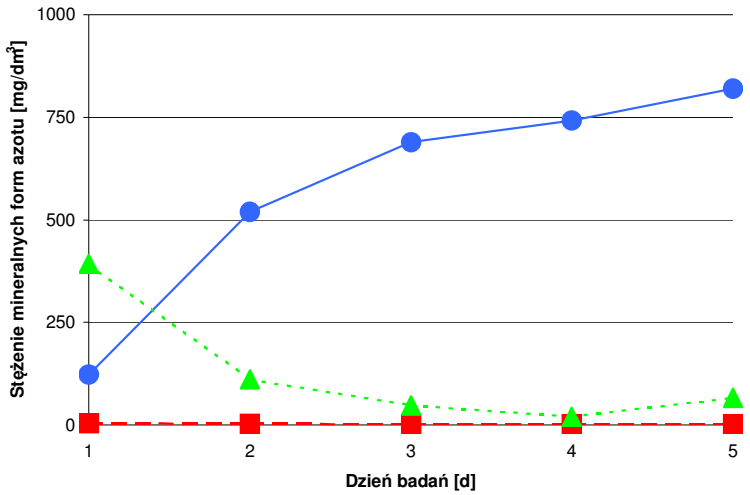
Rys. 4. Zmiany mineralnych form azotu w odpływie z układu kontrolnego – II etap badań, gdzie: ● - $N\text{-}NH_4^+$, ■ - $N\text{-}NO_2^-$, ▲- $N\text{-}NO_3^-$
Fig. 4. Changes of mineral forms of nitrogen in treated effluent from control unit – stage II



Rys. 5. Zmiany mineralnych form azotu w odpływie z układu badawczego – II etap badań, gdzie: ● - N-NH_4^+, ■ - N-NO_2^-, ▲- N-NO_3^-
Fig. 5. Changes of mineral forms of nitrogen in treated effluent from research unit – stage II

Etap III

Po upływie 31 dób (etap I oraz etap II) w układzie badawczym zwiększono stężenie N-NH_4^+ do 750 mg/dm^3. Przy tym stężeniu azotu amonowego odnotowano nagły spadek tlenu rozpuszczonego w reaktorze do 0,1 mg/dm^3. Wartości badanych wskaźników wskazały, że w tym czasie nastąpiło załamanie procesu utleniania N-NH_4^+ (rys. 6). Ponadto po upływie 5 dób zaobserwowano wizualnie masowe obumieranie biomasy, a efektywność usuwania azotu amonowego spadła do zera.



Rys. 6. Zmiany mineralnych form azotu w odpływie z układu badawczego – III etap badań, gdzie: ● - N-NH_4^+, ■ - N-NO_2^-, ▲ - N-NO_3^-.
Fig. 6. Changes of mineral forms of nitrogen in treated effluent from research unit – stage III

WNIOSKI

Na podstawie uzyskanych wyników badań przeprowadzonych w przyjętych warunkach można sformułować następujące wnioski:

- Możliwe jest prowadzenie procesu usuwania azotu amonowego w ściekach syntetycznych na złożach tarczowych w warunkach ograniczonego dostępu tlenu.
- Przy stężeniu azotu amonowego wynoszącym ok. 250 mg N-NH_4^+/dm^3 i 500 mg N-NH_4^+/dm^3, efektywność usunięcia azotu amonowego w układzie kontrolnym wynosiła odpowiednio 91 i 87%, natomiast w układzie badawczym (przy ograniczonej ilości tlenu) zarówno w etapie I, jak i II wynosiła 85%.
- Zwiększenie stężenia azotu amonowego do 750 mg N-NH_4^+/dm^3 przyczyniło się do załamania procesu nitryfikacji w układzie badawczym, spadku stężenia tlenu rozpuszczonego i obumierania biomasy złoża.

LITERATURA

1. ANIELAK A.M.; 2006. Niekonwencjonalne metody usuwania substancji biogennych w bioreaktorach sekwencyjnych, Gaz, Woda i Technika Sanitarna, Nr 2, 23-27.
2. BERNET N., DANGCONG P., DELGENS J.P., MOLETTA P.; 2001. Nitrification at low oxygen concentration in biofilm reactor, Journal of Environmental Engineering, Nr 3, 266-271.
3. DOJLIDO J., DOŻAŃSKA W., HERMANOWICZ W., KOZIOROWSKI B., ZERBE J.; 2010. Fizyczno-chemiczne badanie wody i ścieków. Wydawnictwo Arkady, Warszawa.
4. Dz.U. 2014 poz. 1800; 2014. Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 18 listopada 2014 r. w sprawie warunków, jakie należy spełnić przy wprowadzaniu ścieków do wód lub do ziemi, oraz w sprawie substancji szczególnie szkodliwych dla środowiska wodnego
5. GŁÓWNY URZĄD STATYSTYCZNY; 2015. Mały rocznik statystyczny Polski, Zakład wydawnictw statystycznych. Warszawa.
6. HENZE M., HARREMOËS P., JANSEN J.-C., ARVIN E.; 2002. Oczyszczanie ścieków. Procesy biologiczne i chemiczne. Wydawnictwo Politechniki Świętokrzyskiej, Kielce.
7. JANOSZ-RAJCZYK M.; 2004. Biologiczne metody usuwania azotu z wybranych wód odpadowych, Wydawnictwo Politechniki Częstochowskiej, Częstochowa.
8. KLIMIUK E., ŁEBKOWSKA M.; 2004. Biotechnologia w ochronie środowiska. Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa.
9. ŁOMOTOWSKI J., SZPINDOR A.; 2002. Nowoczesne systemy oczyszczania ścieków, Wydawnictwo Arkady, Warszawa.
10. MIKSCH K., SIKORA J.; 2010. Biotechnologia ścieków. Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa.
11. SADECKA Z.; 2010. Podstawy biologicznego oczyszczania ścieków. Wydawnictwo Seidel-Przywecki Sp. z.o.o.
12. SZEWCZYK K. W.; 2005. Biologicznie metody usuwania związków azotu ze ścieków. Oficyna Wydawnicza Politechniki Warszawskiej, Warszawa.

REMOVAL OF AMMONIUM NITROGEN UNDER LOW OXYGEN CONCENTRATION USING ROTATING CONTACTOR

S u m m a r y

The article presents results of research on ammonia nitrogen removal efficiency under low oxygen concentration using rotating contractor. Synthetic wastewater with an increasing level of ammonium nitrogen (250 and 500 mg N-NH_4^+/dm^3) and rotating contactors inhabited by nitrifying bacteria were used during the study. Ammonium nitrogen oxidation was carried out in two simultaneously working laboratory installations: under aerobic conditions (control system) and under low oxygen concentration (research system). The experiment showed that despite the oxygen deficit it was possible to achieve more than 85% ammonium nitrogen removal from the treated wastewater.

Key words: ammonium nitrogen, low oxygen concentration, rotating contactor

UNIWERSYTET ZIELONOGÓRSKI
WYDZIAŁ INŻYNIERII LĄDOWEJ I ŚRODOWISKA
INSTYTUT INŻYNIERII ŚRODOWISKA

ZAPRASZA DO PODJĘCIA STUDIÓW

NA KIERUNKACH INŻYNIERIA ŚRODOWISKA
ORAZ ARCHITEKTURA KRAJOBRAZU

Studia pierwszego stopnia inżynierskie odbywają się w formie studiów stacjonarnych i niestacjonarnych (3,5-letnie).
Studia drugiego stopnia magisterskie odbywają się w formie studiów stacjonarnych i niestacjonarnych (1,5-roczne).
Studia trzeciego stopnia doktoranckie (dotyczy kierunku inżynieria środowiska) odbywają się w formie studiów stacjonarnych (4-letnie).

Informacje o kierunku i specjalnościach znajdziecie Państwo na stronie:
http://www.wils.uz.zgora.pl/oferta_dydaktyczna

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

Informacje na temat rekrutacji: http://rekrutacja.uz.zgora.pl

Strona internetowa Wydziału Inżynierii Lądowej i Środowiska:
http://www.wils.uz.zgora.pl
Strona internetowa Instytutu Inżynierii Środowiska:
http://www.iis.uz.zgora.pl

UNIWERSYTET ZIELONOGÓRSKI
INSTYTUT INŻYNIERII ŚRODOWISKA

ZAPRASZA
DO WSPÓŁPRACY

Oferujemy wykonanie:

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

ISSN 1895-7323