

JANINA NOWAK*, EDWARD NIEDŹWIECKI**, MARCIN DZIEL*

WPŁYW METALI CIĘŻKICH NA ZMIANY AKTYWNOŚCI ENZYMATYCZNEJ GLEBY

* Katedra Biochemii Akademii Rolniczej w Szczecinie

** Katedra Gleboznawstwa Akademii Rolniczej w Szczecinie

WSTĘP

Uprawa, nawożenie, ochrona oraz skażenie gleby modyfikują jej właściwości fizykochemiczne, a także zmieniają aktywność biologiczną. Miarą aktywności biologicznej, na którą składa się całokształt zachodzących w niej przemian związków i energii, może być aktywność enzymatyczna. Zależy ona zarówno od typu gleby, od głębokości profilu glebowego, od szaty roślinnej, jak i od wielu innych czynników oddziałujących na glebę [Cieśla i in. 1977; Kobus 1995; Myśków 1981; Myśków i in. 1996; Koper i Piotrowska 1996]. Istotny jest zatem wpływ człowieka przez stosowanie nawozów mineralnych i organicznych oraz różne uprawy na aktywność enzymatyczną gleby. Należy również zwrócić uwagę na dodatkowe zabiegi często zakłócające prawidłowy metabolizm składników gleby. Jednym z ważniejszych czynników jest stosowanie, nie zawsze w zalecanych ilościach, chemicznych środków ochrony roślin oraz wszystkich składników wchodzących w skład wprowadzanych preparatów [Anderson i Drew 1976; Malkomes 1990; 1992; Nowak J. 1996; Nowak J. i in. 1997, 1998; Nowak A. i in. 1998]. Dużą rolę w środowisku odgrywa obecność metali ciężkich, które w niewielkich stężeniach działają stymulująco, natomiast w większych inhibitująco na aktywność enzymów glebowych [Bremner, Douglas 1971; Christensen i in. 1982; Frankenberger i in. 1983]. Efekt działania metali związany jest zarówno z właściwościami fizykochemicznymi gleby, zawartością związków humusowych [Frankenberger i in. 1983] rodzajem enzymu, jak i z samym metalem [Christensen i in. 1982]. Zaobserwowano synergistyczny efekt w oddziaływaniu WWA i metali ciężkich na aktywność enzymatyczną drobnoustrojów [Smreczak, Maliszewska-Kordybach 1998]. Spośród dwudziestu przebadanych metali [Tabatai 1977] stosowanych w ilości $5 \mu\text{moli} \times \text{g}^{-1}$ gleby, efekt hamujący na aktywność ureazy wykazywały jony metali według następującej kolejności: $\text{Ag}^+ > \text{Hg}^{2+} > \text{Cu}^{2+} > \text{Cd}^{2+} > \text{Zn}^{2+} > \text{Sn}^{2+} > \text{Mn}^{2+}$ oraz generalnie $\text{Fe}^{3+} > \text{Fe}^{2+}$ i $\text{Cu}^{2+} > \text{Cu}^+$. Szczególnie narażone na skażenia dużą ilością metali ciężkich są gleby znajdujące się w pobliżu dużych aglomeracji miejskich. Czarnowska [1997] zwraca uwagę na znaczne stężenia cynku, ołowiu, miedzi i kobaltu w glebach ciężkich.

Celem niniejszej pracy było zbadanie działania jonów metali: Zn^{2+} , Cd^{2+} i Co^{2+} , występujących w glebie w ilościach dozwolonych (wg polskich norm) oraz znacznie je przekraczających, na aktywność fosfatazy alkalicznej i kwaśnej – enzymów uczestniczących w większości procesów metabolicznych.

MATERIAŁ I METODY BADAŃ

Badania przeprowadzono w warunkach laboratoryjnych na próbach gleby pobranych z ornego poziomu próchnicznego (0–30 cm) czarnych ziem Równiny Gumienieckiej. Gleby te w poziomie A_p wykazują skład granulometryczny gliny lekkiej pylastej, niewielką zawartość próchnicy (1,2–1,8%), odczyn słabokwaśny bądź obojętny, wysoką zasobność w przyswajalny fosfor oraz średnią do wysokiej zasobność w przyswajalny potas i magnez [Bogda i in. 1990]. Zaliczane są one przeważnie do II oraz III a i b klasy bonitacyjnej.

Do części ziemistych materiału glebowego wprowadzono roztwory następujących soli: $Zn(NO_3)_2 \cdot 6H_2O$, $Cd(NO_3)_2 \cdot 4H_2O$, $Co(NO_3)_2 \cdot 6H_2O$. Ilości wprowadzonego do gleby metalu podano w tabeli 1. W tabeli 2 ujęte zostały wielkości pH gleby kontrolnej oraz próbek glebowych po wprowadzeniu wodnych roztworów wymienionych soli.

Za podstawową dawkę metalu przyjęto ilość mieszczącą się w zakresie dopuszczalnym wg Monitora Polskiego [1986], drugą – 5-krotnie większą, a trzecią 25 razy większą od pierwszej. Po naniesieniu wodnych roztworów soli, wilgotność gleby doprowadzono do 60% maksymalnej pojemności wodnej, glebę dokładnie wymieszano i przechowywano w szczelnym worku foliowym w temperaturze 20°C. Wilgotność i temperatura gleby była utrzymywana na stałym poziomie. Próbkę gleby do pomiarów aktywności enzymatycznej pobierano w następujących terminach: 0, 1, 3, 6, 12, 24, 48 i 96 dniu doświadczenia. W pobranych próbkach glebowych (9 serii + kontrola) badano w trzech powtórzeniach aktywność fosfatazy kwaśnej (pH = 6,5) i zasadowej (pH = 11). Aktywność wymienionych enzymów oznaczano fotometrycznie przez pomiar wielkości ekstynkcji stosując jako substrat p-nitrofenol na spektrometrze UV/VIS (Lambda Bio) firmy Perkin Elmer oraz na spektrometrze firmy Zeiss Jena przy długości fali 400 nm [Tabatai, Bremner 1969] w zmodyfikowanej wersji [Eivazi, Tabatai 1977]. Wyniki badań zostały przedstawione na rysunkach 1–3 oraz w tabeli 3. Dane dotyczące aktywności fosfatazy odczytane jako ilość μg p-nitrofenolu na 1 g suchej masy gleby zostały podane jako procent w stosunku do gleby kontrolnej (bez dodatku soli wymienionych metali), w której przyjęto aktywność fosfatazy za 100%. Jednocześnie na rysunkach (w górnej części każdego wykresu) przedstawiono graficznie wielkości NIR dla poziomu istotności 0,05.

TABELA 1. Stosowane dawki badanych metali w glebie [$mg \times kg^{-1}$ gleby]
TABLE 1. Doses of the applied heavy metals [$mg \times kg^{-1}$ soil]

Metal – Metal	Kontrola Control	I stężenie I concentration	II stężenie II concentration	III stężenie III concentration
Kadm – Cadmium	0,9	3,0	15,0	75,0
Kobalt – Cobalt	5,0	10,0	50,0	250,0
Cynk – Zinc	62,2	150,0	750,0	3750,0

WYNIKI I Dyskusja

Dane przedstawione w tabeli 2 wskazują na zmiany odczynu gleby po dodaniu roztworów wodnych wymienionych soli, szczególnie widoczne jest to w przypadku stosowania trzeciego stężenia soli cynku (zmiany pH_{KCl} z 7,45 do 6,16). Optimum aktywności fosfatazy kwaśnej według wielu autorów mieści się w granicach pH 4,0–6,5, a zasadowej 9–11 [Margesin, Schinner 1994; Trasar-Cepeda, Gil-Sotres 1987]. Aktywność fosfatazy kwaśnej oznaczano przy pH 6,5, a zasadowej przy pH 11. W związku z powyższym nie analizowano w niniejszej pracy wpływu pH gleby na zmiany aktywności obydwu fosfataz.

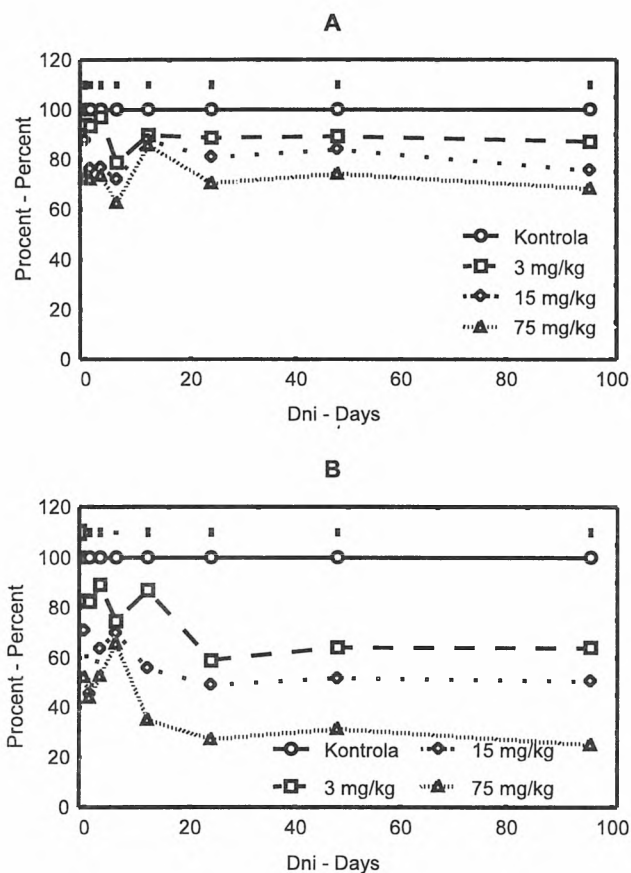
Uzyskane wyniki wskazują na spadek aktywności fosfatazy zasadowej przy dawce wyjściowej soli kadmowych do około 90%, dla dawki pięciokrotnie wyższej do około 85–75% oraz dla dawki dwudziestopięciokrotnie wyższej do około 80–70% aktywności w glebie kontrolnej (rys. 1A). Wyraźne obniżenie aktywności obserwowano zwłaszcza między pierwszym a szóstym dniem doświadczenia. Następnie dla wszystkich zastosowanych dawek kadmu aktywność fosfatazy zasadowej zwiększała się i stopniowo stabilizowała w okresie do 96. dnia. Charakterystyczne jest, że praktycznie do ostatniego dnia doświadczenia utrzymywała się inhibicja aktywności tego enzymu przy wszystkich dawkach soli kadmowych.

Przedstawiono również zmiany aktywności fosfatazy kwaśnej spowodowane dodatkiem soli kadmowych w trzech zastosowanych dawkach (rys. 1B). We wszystkich przypadkach nastąpiło zmniejszenie aktywności fosfatazy kwaśnej, przy czym pierwsze stężenie soli obniżało tę aktywność od 10 do 30%, drugie od 30 do 50%, a trzecie od 30 do 80% w stosunku do gleby kontrolnej. W pierwszym okresie inkubacji gleby widoczny jest gwałtowny spadek aktywności, następnie po 3–6 dniach niewielkie podwyższenie, a następnie ponowny spadek aż do ustabilizowania na poziomie obniżonym w stosunku do aktywności w glebie kontrolnej w zależności od wielkości zastosowanej dawki. Działanie kadmu zmniejszające aktywność tego enzymu jest wyraźnie widoczne przy wszystkich zastosowanych stężeniach tego metalu.

W przypadku zastosowania soli kobaltu (rys. 2), podobnie jak miało to miejsce dla kadmu, wpływ na aktywność fosfatazy zasadowej jest mniejszy niż na aktywność fosfatazy kwaśnej (niemniej jednak w obydwu przypadkach różnice są statystycznie istotne). Aktywność fosfatazy zasadowej pod wpływem wszystkich dawek soli kobaltu początkowo (pierwszy dzień inkubacji) uległa dość silnemu obniżeniu (60–80% poziomu gleby kontrolnej), po czym około trzeciego dnia inkubacji spadek aktywności był zdecydowanie mniejszy (80–95% aktywności

TABELA 2. pH gleby kontrolnej i próbek glebowych po wrowadzeniu soli metali
TABLE 2. pH of the control soil and with applied heavy metals

Metal Metal	Kontrola – Control		I stężenie I concentration		II stężenie II concentration		III stężenie III concentration	
	pH_{H_2O}	pH_{KCl}	pH_{H_2O}	pH_{KCl}	pH_{H_2O}	pH_{KCl}	pH_{H_2O}	pH_{KCl}
Kadm Cadmium	8,00	7,45	8,04	7,46	8,03	7,45	7,92	7,43
Kobalt Cobalt	8,00	7,45	8,00	7,43	7,96	7,41	7,63	7,29
Cynk Zinc	8,00	7,45	7,61	7,22	6,91	6,70	6,00	6,16

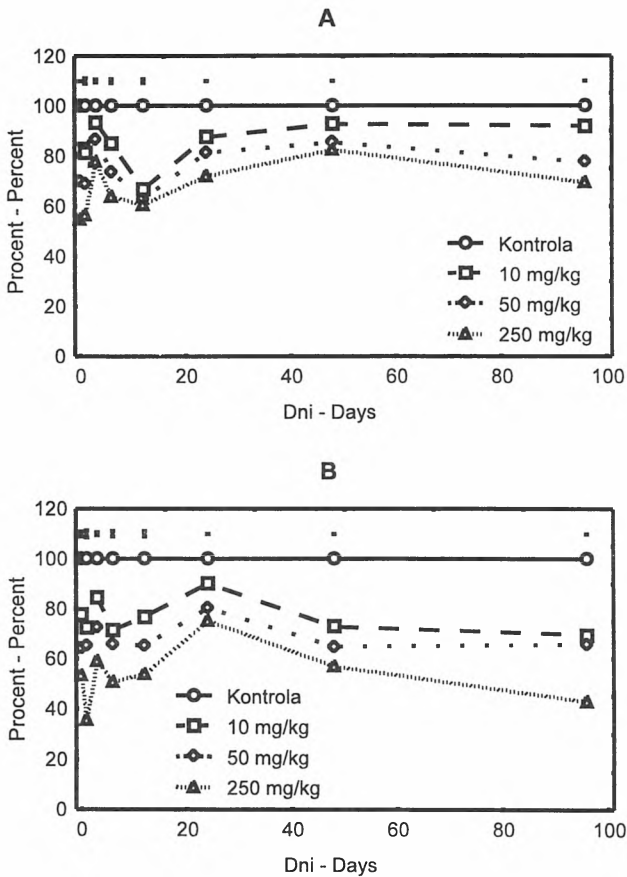


RYSUNEK 1. Zmiany aktywności fosfatazy w glebie po dodaniu soli kadmu: A – fosfataza zasadowa, B – fosfataza kwaśna

FIGURE 1. Changes of the soil phosphatase activity caused by the addition of cadmium salt: A – alkaline phosphatase, B – acid phosphatase

gleby kontrolnej), a następnie aktywność ulegała ponownemu zmniejszeniu do dwunastego dnia doświadczenia. Obserwuje się niewielkie zmniejszenie spadku aktywności fosfatazy zasadowej do dwudziestego dnia i względną stabilizację na poziomie około 90% w porównaniu z kontrolą dla pierwszego stężenia, 85–75% dla drugiego stężenia i 80–70 dla trzeciego stężenia.

Podobnie jak w przypadku fosfatazy zasadowej, również wpływ soli kobaltowych na fosfatazę kwaśną jest duży w pierwszych dniach doświadczenia. Zachodzi wtedy gwałtowne obniżenie aktywności enzymu, po czym następuje okres pewnego wzrostu. Okresy większego i mniejszego hamowania aktywności powtarzają się aż do ustabilizowania na końcu doświadczenia dla dawki pierwszej i drugiej. Najwyższa dawka wywołuje narastające hamowanie przez cały okres doświadczenia, osiągające po 96 dniach około 45% aktywności w porównaniu z kontrolą. Sole kobaltu zdecydowanie bardziej obniżały aktywność fosfatazy kwaśnej niż zasadowej.

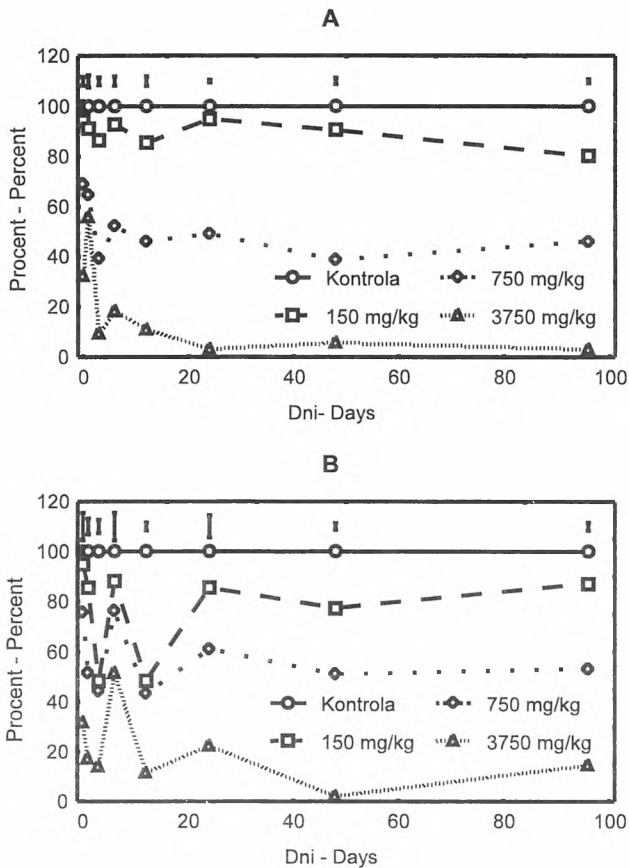


RYSUNEK 2. Zmiany aktywności fosfatazy w glebie po dodaniu soli kobaltu: A – fosfataza zasadowa, B – fosfataza kwaśna

FIGURE 2. Changes of the soil phosphatase activity caused by the addition of cobalt salt A – alkaline phosphatase, B – acid phosphatase

Wyniki oznaczania aktywności fosfatazy zasadowej i kwaśnej pod wpływem soli cynkowych wskazują, że aktywność obydwu tych enzymów ulega zmniejszeniu (rys. 3). Dawka pierwsza (najniższa) powodowała obniżenie aktywności fosfatazy zasadowej narastające od około 90% do 80% aktywności w glebie kontrolnej w końcowej fazie doświadczenia. Druga dawka, pięciokrotnie wyższa, hamowała aktywność tego enzymu do około 50% aktywności w kontroli, natomiast dawka 25-krotnie większa (trzecia) miała działanie bardzo silnie hamujące. Obniżała bowiem aktywność enzymu do poziomu 5% w porównaniu z kontrolą, zwłaszcza w okresie od dwudziestego czwartego dnia inkubacji.

Podobnie przedstawia się wpływ jonów cynku na aktywność fosfatazy kwaśnej. Po początkowych wahaniami w pierwszych 24 dniach doświadczenia aktywność tego enzymu obniżała się silnie, osiągając w drugiej jego fazie około 88% dla dawki pierwszej, 55% dla dawki drugiej i około 10% dla dawki trzeciej aktywności fosfatazy kwaśnej w stosunku do aktywności gleby kontrolnej.



RYSUNEK 3. Zmiany aktywności fosfatazy w glebie po dodaniu soli cynku: A – fosfataza zasadowa, B – fosfataza kwaśna

FIGURE 3. Changes of the soil phosphatase activity caused by the addition of zinc salt: A – alkaline phosphatase, B – acid phosphatase

Jak wskazują przeprowadzone obliczenia, przedstawione powyżej zmiany aktywności enzymów są statystycznie istotne, o czym świadczą wartości $NIR_{0,05}$.

Porównując zmiany aktywności fosfatazy zasadowej wywołane najniższymi z zastosowanych dawek trzech metali ciężkich można stwierdzić ich zbliżony wpływ. Na końcu doświadczenia stosunkowo najmniejsze zmiany odnotowano pod wpływem kobaltu, a największe pod wpływem cynku. Nieco większe zmiany co do nasilenia, lecz podobne jeśli chodzi o ich tendencje stwierdzono podczas pomiarów aktywności fosfatazy kwaśnej. W tym przypadku jednak na końcu okresu doświadczenia największą inhibicję obserwowano po dodaniu do gleby soli kadmu, a najmniejszą po dodaniu soli cynku.

W przypadku dawek pięciokrotnie wyższych (stężenie II) hamowanie aktywności fosfatazy zasadowej pod wpływem soli kadmu i kobaltu było zbliżone, natomiast cynk działał dużo silniej. W ostatnim dniu doświadczenia aktywność fosfatazy zasadowej w obecności kobaltu i kadmu wynosiła około 80%, a w obecności cynku około 50% w porównaniu z kontrolą. Spośród trzech badanych

TABELA 3. Średnie zmiany aktywności enzymatycznej w glebach potraktowanych roztworami soli badanych metali

TABLE 3. Average changes of the enzyme activity of soils treated with solutions of the tested metals

Metal – Metal	Fosfataza zasadowa [%] Alkaline phosphatase [%]	Fosfataza kwaśna [%] Acid phosphatase [%]
Kadm – Cadmium	81,6	58,0
Kobalt – Cobalt	75,6	68,6
Cynk – Zinc	52,4	51,3

metali zastosowanych w stężeniu drugim najsilniejszą inhibicję fosfatazy kwaśnej powodował kobalt (obniżenie aktywności do około 30% w ostatnim dniu doświadczenia). Kadm i cynk działały podobnie, obniżając aktywność tego enzymu do około 45% w porównaniu z kontrolą.

Zastosowanie dawki 25-krotnie wyższej od wyjściowej (stężenie III) powodowało najsilniejsze hamowanie aktywności fosfatazy zasadowej w przypadku cynku – nawet osiągające wartość 2% aktywności gleby kontrolnej, natomiast kadm i kobalt, jakkolwiek również obniżały aktywność, to działanie to było słabsze i osiągało około 30% aktywności w kontroli. Również aktywność fosfatazy kwaśnej spadała najsilniej pod wpływem soli cynku, mniej po zastosowaniu obu pozostałych metali ciężkich.

Porównanie średnich zmian aktywności enzymatycznej pod wpływem wszystkich stosowanych stężeń soli metali w całym okresie doświadczenia (tab. 3) w stosunku do aktywności obserwowanej w glebie kontrolnej pozwala również stwierdzić największe oddziaływanie hamujące soli cynku na aktywność fosfatazy zasadowej i kwaśnej oraz większy wpływ inhibitoryjny badanych soli metali ciężkich na aktywność fosfatazy kwaśnej niż zasadowej.

Zaobserwowane zmiany aktywności fosfatazy zasadowej i kwaśnej w glebie pod wpływem soli kadmowych, kobaltowych i cynkowych są uzależnione zarówno od rodzaju wprowadzonego do gleby metalu, jak też od jego dawki. We wszystkich przypadkach najwyższa ze stosowanych dawek (stężenie III) będąca 25 razy większa od górnego progu dopuszczanego przez Polskie Normy, powodowała znaczne zahamowanie aktywności tych enzymów. Stwarza to szczególne zagrożenie w przypadku obszarów narażonych na zanieczyszczenie tymi metalami, np. w otoczeniu hut metali i innych terenów skażonych metalami ciężkimi. Otrzymane wyniki są potwierdzeniem danych dotyczących soli miedzi i ołowiu [Nowak J. i in. 1997]. Również badania Tabatai [1977] wskazują na znaczny wpływ metali ciężkich, zwłaszcza zaś Cu^{2+} , Cd^{2+} , Zn^{2+} , Ni^{2+} , Co^{2+} , powodujących inhibicję enzymów glebowych, przy czym obserwowana toksyczność zależy zarówno od rodzaju metalu, jak i od warunków środowiska.

Porównując dane z literatury na temat wpływu wywieranego na aktywność enzymów glebowych przez metale ciężkie i inną grupę polutantów, jakimi są pestycydy, można stwierdzić na ogół silniejsze i bardziej długotrwałe działanie tych pierwszych. Jest to zapewne wynikiem nie tylko ich specyfiki i mechanizmu działania, ale także znacznie większej trwałości skażenia gleby metalami ciężkimi.

WNIOSKI

1. Jony metali ciężkich: kadmu, kobaltu i cynku w stosowanych w doświadczeniu stężeniach obniżają aktywność fosfatazy zasadowej i kwaśnej w glebie; wraz ze wzrostem stężenia badanych jonów metali ciężkich zwiększa się stopień inhibicji aktywności fosfatazy zasadowej i kwaśnej.
2. Największy wpływ na obniżenie aktywności fosfatazy zasadowej i kwaśnej w glebie wywierają jony cynku, zwłaszcza przy wyższych stężeniach, a w dalszej kolejności jony kadmu i kobaltu.
3. Jony kadmu, kobaltu i cynku w badanych stężeniach powodują nieodwracalną inhibicję aktywności fosfatazy zasadowej i kwaśnej w okresie 96 dni.
4. Inhibicja aktywności fosfatazy kwaśnej spowodowana obecnością soli kadmu, kobaltu i cynku w glebie zachodzi w większym stopniu niż inhibicja fosfatazy zasadowej.

LITERATURA

- ANDERSON J. R., DREW E., 1976: Effects of pure paraquat dichloride, gramoxone W, and formulation additives on soil microbiological activities. Estimation of soil microflora and enzyme activity in field-treated soil. *Zbl. Bakt. Abt. 11*, 131: 247–258.
- BOGDA A., CHODAK T., NIEDŹWIECKI E., 1990: Niektóre właściwości i skład mineralogiczny gleb Równiny Gumienieckiej. *Rocz. Gleb.*, 41, 3/4: 179–191.
- BREMNER J. M., DOUGLAS L. A., 1971: Inhibition of urease activity in soils. *Soil Biol. Biochem.* 3: 297–307.
- CHRISTENSEN G. M., OLSON D., RIEDEL B., 1982: Chemical effects on the activity of eight enzymes: A review and a discussion relevant to environmental monitoring. *Environ. Res.* 29: 247–255.
- CIEŚLA W., PECH K., PAWLUCZUK Z., RZEŚNIEWIECKA-SULIMIERSKA G., 1977: Wstępne badania nad aktywnością fosfatazy i ureazy w czarnoziemach kujawskich. *Zesz. Nauk. ATR* 44: 23–35.
- CZARNOWSKA K., 1997: Poziom niektórych metali ciężkich w glebach i liściach drzew miasta Łodzi. *Rocz. Gleb.* 48, 3/4: 49–61.
- EIVAZI F., TABATAI M. A., 1977: Phosphatases in soils. *Soil Biol. Biochem.*, 9: 167–192.
- FRANKENBERGER W. T. JR., JOHANSON J. B., NELSON C. O., 1983: Urease activity in sewage sludge-amended soils. *Soil Biol. Biochem.* 15: 543–549.
- KOBUS J., 1995: Biologiczne procesy a kształtowanie żyzności gleby. Biological processes and soil fertility formation. *Zesz. Probl. Post. Nauk Rol.* 421a: 209–219.
- KOPER J., PIOTROWSKA A., 1996: Aktywność enzymatyczna gleby płowej w zależności od uprawy roślin w zmianowaniu i monokulturze. *Rocz. Glebozn.* 47, 3/4: 89–100.
- MALKOMES H. P., 1990: Einfluß unterschiedlich formulierter Pflanzenschutzmittel auf mikrobielle Aktivitäten im Boden. *Z. PflKrankh. PflSchutz (J. Plant Diseases and Protection)* 97 (5): 517–531.
- MALKOMES H. P., 1992: Vergleich der Effekte verschiedener wirksamer Herbizide auf mikrobielle Aktivitäten im Boden sowie Bodenpilze unter Laborbedingungen. *Z. PflKrankh. PflSchutz, Sonderh.* 13: 377–386.
- MARGESIN R., SCHINNER F., 1994: Phosphomonoesterase, phosphodiesterase, phosphotriesterase, and inorganic pyrophosphatase activities in forest soils in an alpine area: effect of pH on enzyme activity and extractability. *Biol. Fertil Soils* 18, 320–326.
- MONITOR POLSKI 1986: 23, 170, 285.
- MYŚKÓW W., 1981: Próby wykorzystania wskaźników aktywności mikrobiologicznej do oceny żyzności gleby. *Post. Mikrobiol.* 20: 173–192.

- MYŚKÓW W., STACHYRA A., ZIEBA S., MASIAK D. 1996: Aktywność biologiczna gleby jako wskaźnik jej żyzności i urodzajności. *Rocz. Glebozn.* 47, 1/2: 89–99.
- NOWAK A., NOWAK J., PRZYBULEWSKA K., TUROS-BIERNACKA M., 1998: Auswirkung von Betanal 160 EC in Kombination mit Zusatzstoffen auf die biologische Aktivität des Bodens. Teil I: Einfluß auf die mikrobielle Biomasse. *Z. PflKrankh. PflSchutz, Sonderh.* 16: 763–770.
- NOWAK J., CHOLEWIŃSKI A., ZAKRZEWSKA H., LECH B., SMOLIK B., 1997: Skażenie środowiska naturalnego Pomorza Zachodniego związkami chemicznymi oraz ich wpływ na zmiany aktywności enzymatycznej gleby. *Wkład nauk rolniczych w rozwój Pomorza Zachodniego – Nauka gospodarce*, Akademia Rolnicza, Szczecin: 67–75.
- NOWAK J., NOWAK A., LECH B., TUROS-BIERNACKA M., 1998: Auswirkung von Betanal 160 EC in Kombination mit Zusatzstoffen auf die biologische Aktivität des Bodens. Teil II: Einfluß auf die Aktivität von Bodenenzymen. *Z. PflKrankh. PflSchutz, Sonderh.* 16: 771–778.
- NOWAK J., 1996: Interakcje między biodegradacją tetrachlorwinfosu i chlorfenwinfosu a ilością biomasy żywych mikroorganizmów w różnych warunkach temperatury i wilgotności gleby. *Zesz. Nauk. AR Szczec.* 173, *Roln.* 63: 191–199.
- SMRECZAK B., MALISZEWSKA-KORDYBACH B., 1998: Wpływ WWA na aktywność dehydrogenaz w glebie zanieczyszczonej związkami cynku, ołowiu i kadmu. *Ogólnopolskie Sympozjum Naukowo-Techniczne: Bioremediacja gruntów*, Wisła-Bukowa 08–11 grudnia 1998: 41–45.
- TABATAI M. A., 1977: Effects of trace elements on urease activity in soils. *Soil Biol. Biochem.* 9: 9–13.
- TABATAI M. A., BREMNER J. M., 1969: Use of nitrophenylphosphate for assay of soil phosphatase activity. *Soil Biol. Biochem.* 1, 301–307.
- TRASAR-CEPEDA M. C., GIL-SOTRES F., 1987: Phosphatase activity in acid high organic matter soils in Galicia (NW Spain). *Soil Biol. Biochem.* 19, 3, 281–287.

J. Nowak, E. Niedźwiecki, M. Dziel

INFLUENCE OF HEAVY METALS ON THE SOIL ENZYME ACTIVITY

Department of Biochemistry and Department of Soil Science,
University of Agriculture, Szczecin

SUMMARY

In laboratory conditions the influence of three concentrations of salts of cadmium, cobalt and zinc on the activity of alkaline and acid phosphatase was tested in soils samples collected from the humus horizon of a black soil of the Gumieńce plateau. The A_p horizon of that soil consists of a light, very fine clay, which belongs to the II, IIIa, IIIb class of arable soils. The soil was treated with the following concentrations of water solutions containing the metals, calculated by ions: 3, 15, 75 $\text{mg} \times \text{kg}^{-1}$ soil of cadmium, 10, 50, 250 $\text{mg} \times \text{kg}^{-1}$ of cobalt, and 150, 750, 3750 $\text{mg} \times \text{kg}^{-1}$ of zinc. The initial doses were within the limits of the Polish standards. The soil moisture was kept at 60% of the maximum water holding capacity, and the soil was stored at 20°C. The activity of the enzymes was measured at the 0, 1, 3, 6, 12, 24, 96 day of the experiment.

It was found that, the ions of the tested metals: Cd^{2+} , Co^{2+} , Zn^{2+} decreased the soil's enzyme activity (alkaline and acid phosphatase), according to the concentration of the ions in the soil. All three metals caused an irreversible inhibition of the phosphatases activity. The strongest effect had zinc, which if applied in high concentrations almost completely inhibited the activity of these enzymes.

Praca wpłynęła do redakcji w październiku 1998 r.

*Dr hab. Janina Nowak prof. nadzw.
Katedra Biochemii, Akademia Rolnicza
71-434 Szczecin, ul. Słowackiego 17*