

AGNIESZKA MOCEK-PŁÓCINIAK

Katedra Mikrobiologii Ogólnej i Środowiskowej
Uniwersytet Przyrodniczy w Poznaniu

WYKORZYSTANIE AKTYWNOŚCI ENZYMATYCZNEJ DO OCENY WPLYWU ANTROPOGENICZNYCH ZMIAN WYWOŁANYCH PRZEZ METALE CIĘŻKIE W ŚRODOWISKU GLEBOWYM

Streszczenie. Gleba, czyli powierzchniowa warstwa skorupy ziemskiej, posiada zdolność samoreprodukcji, czyli odnawiania zasobów niezbędnych dla prawidłowego funkcjonowania żywych organizmów. Zarówno mikroorganizmy, jak i ich metabolity – enzymy – aktywnie uczestniczą w rozkładzie materii organicznej, detoksykacji ksenobiotyków mineralnych (metali ciężkich) oraz procesach glebotwórczych. Niezbędne są zatem badania aktywności enzymatycznej w glebie, które odzwierciedlają stopień oraz wielkość zanieczyszczenia środowiska naturalnego.

Słowa kluczowe: gleba, aktywność enzymatyczna, metale ciężkie, mikroorganizmy

Aktywność biologiczną gleby, zwaną inaczej aktywnością mikroorganizmów glebowych, oznacza się metodami bezpośrednimi i pośrednimi. Metodami bezpośrednimi określa się ogólną liczbę mikroorganizmów zasiedlających glebę, natomiast metodami pośrednimi bada się aktywność biologiczną gleby, skupiając się głównie na produktach działalności drobnoustrojów, np. uwalnianym CO₂, zawartości ATP, czy aktywności poszczególnych enzymów (JANUSZEK 1999). Procesy katalizowane przez enzymy, nazywane rozkładem lub trawieniem, mają z reguły charakter hydrolizy (MROZOWSKA 1999). Enzymy glebowe aktywnie uczestniczą w metabolizmie oraz katalizują procesy związane z przetwarzaniem materii i energii, jakie zachodzą w glebie (BARAN 2000). Ponadto biorą one czynny udział w następujących przemianach:

- rozkładzie materii organicznej uwalnianej do gleby podczas wegetacji roślin,
- reakcji powstawania i rozkładu próchnicy glebowej,
- uwalnianiu i udostępnianiu roślinom substancji mineralnych,
- wiązaniu azotu cząsteczkowego,
- detoksykacji ksenobiotyków,
- nityfikacji i denityfikacji (METODY... 2005).

Aktywność enzymatyczna gleby odzwierciedla stopień oraz wielkość zanieczyszczenia środowiska naturalnego. Według HOFFMANN (1962) czy RUSSELA (2005) właściwość ta jest także miarą żyzności i produktywności gleby. W pedonach żyznych, czyli zasobnych w składniki pokarmowe oraz posiadających uregulowane parametry powietrzno-wodne, stwierdza się dużą aktywność enzymatyczną. W opinii Ramirez-Martinez i McLaren (1966 – za KOBUSEM 1995) aktywność enzymatyczna 1 g żywej gleby odpowiada 10^{10} komórkom bakteryjnym lub 1 g świeżej masy grzybni. Ponadto aktywność biologiczna gleb zależy od typu gleby, głębokości w profilu glebowym, szaty roślinnej oraz innych czynników edaficznych (CIEŚLA i IN. 1977, MYŚKÓW 1981, KOBUS 1995, KOPER i PIOTROWSKA 1996, MYŚKÓW i IN. 1996). Gleby piaszczyste wykazują niewielką aktywność enzymatyczną, ilaste z kolei przeciętną, a silnie próchniczne – dużą. Niewątpliwy wpływ na aktywność enzymów mają metale ciężkie. W małych stężeniach działają one stymulująco, natomiast w dużych ilościach hamują aktywność enzymów glebowych (BREMNER i DOUGLAS 1971, BADURA i IN. 1980, 1983, CHRISTENSEN i IN. 1982, FRANKENBERGER i IN. 1983, EHRLICH 1997, NOWAK i IN. 1999, 2000, KUCHARSKI i WYSZKOWSKA 2000, WYSZKOWSKA i KUCHARSKI 2003 a, b, MICHALCEWICZ i LAWRYNOWICZ 2004). Wiele enzymów wykazuje wrażliwość na stężenie jonów wodorowych, czyli odczyn gleby. Do szczególnie wrażliwych i zależnych od pH należy np. fosfataza kwaśna. W glebach kwaśnych występuje niewielka ilość mikroorganizmów, czego konsekwencją jest ich mała aktywność enzymatyczna. Im bardziej pH gleby zbliża się do odczynu obojętnego, tym większa jej aktywność enzymatyczną można stwierdzić. Materia organiczna – szczątki korzeni, substancje humusowe itp. zwiększają zawartość enzymów, powodując tym samym wzrost liczby bakterii (KANIUCZAK i IN. 2005). HOFFMANN (1962), RUSSEL (1974), FURCZAK i IN. (1991) oraz SMOLIK i NOWAK (2003) uważają aktywność enzymatyczną za ważny wskaźnik aktywności biologicznej gleby.

Aktywność enzymatyczną gleb mierzy się, stosując czynnik bakteriostatyczny, który może zahamować całkowicie aktywność mikroorganizmów w glebie, a tym samym ograniczyć pobieranie substratu, wytwarzanie enzymów i przyswajanie przez drobnoustroje wytworzonego produktu. Aktywność biologiczną gleb ocenia się głównie na podstawie oddziaływania czterech enzymów: dehydrogenaz, fosfataz, ureaz i proteaz.

Dehydrogenazy katalizują procesy oksydoredukcyjne. Są enzymami przyspieszającymi szybkość reakcji odwodorowania określonych substratów w procesach biochemicznego utleniania składników organicznych (MROZOWSKA 1999). W przeciwieństwie do innych enzymów glebowych dehydrogenazy są aktywne tylko wewnątrz żywych komórek (JANUSZEK 1999, KIELISZEWSKA-ROKICKA 2001). Według Lenharda (1956 – za KIELISZEWSKĄ-ROKICKĄ 2001) i JANUSZKA (1999) aktywność dehydrogenaz wskazuje na obecność fizjologicznie aktywnych mikroorganizmów. Enzymy te są zlokalizowane w cytoplazmie lub specyficznych strukturach, utworzonych z błon cytoplazmatycznych (BRZEZIŃSKA i WŁODARCZYK 2005). Ich aktywność jest uzależniona od całej populacji drobnoustrojów zamieszkujących glebę. Występując powszechnie w pedosferze, wspomniane enzymy rozkładają występujące w niej związki organiczne. Według Rossela i in. (1997 – za KIELISZEWSKĄ-ROKICKĄ 2001) i BIELIŃSKIEJ (2001 a, b) obecność dehydrogenaz w glebie jest skorelowana z zawartością węgla organicznego i azotu ogółem. W warunkach tlenowych są one przenoszone przez szereg pośredników na elementy łańcucha oddechowego, a ostatecznie na tlen, natomiast w warunkach beztlenowych funkcję akceptora pełnią utlenione formy nieorganiczne, takie jak NO_3^- , Mn (IV),

Fe (III), SO_4^{2-} czy CO_2 lub związki organiczne (fermentacja). Oznaczenia aktywności dehydrogenaz w glebie są zatem wskaźnikami intensywności metabolizmu oddechowego mikroorganizmów glebowych – przeważnie bakterii i promieniowców (KIELISZEWSKA-ROKICKA 2001, METODY... 2005). Zaobserwowano ścisłą zależność między aktywnością dehydrogenaz oraz zawartością materii organicznej, żyznością gleby, liczebnością drobnoustrojów glebowych, aktywnością proteolityczną, nityfikacją, denityfikacją, respiracją (wydzielaniem CO_2 , pochłanianiem O_2), a także czynnością innych enzymów obecnych w środowisku glebowym (KIELISZEWSKA-ROKICKA 2001, METODY... 2005). TABATABAI (1994) stwierdził również, że aktywność tych enzymów istotnie koreluje z procesem uwalniania CO_2 , aktywnością proteolityczną oraz potencjałem nityfikacyjnym. Na ogół wiele dehydrogenaz produkują bakterie beztlenowe, dlatego wzrost ich aktywności obserwuje się w warunkach anaerobowych, wywołanych zalaniem, podtapianiem i zatapianiem gleb wodą (GLIŃSKI i IN. 1989, KOBUS 1995, BIELIŃSKA 2001 a, b, MOCEK-PŁÓCINIAK 2006). Okresowe zmiany aktywności enzymów są związane ze zmianami wilgotności oraz natlenienia gleby i nie zależą od niewielkich różnic w zawartości C i N w glebie (GREGORICH i IN. 1994). Według PAWLUCZUKA (1988) odpowiednio duża wilgotność gleby jest podstawowym warunkiem aktywności enzymów glebowych. Maksimum aktywności dehydrogenaz zaobserwowano w lipcu (PAWLUCZUK i PECH 1993), natomiast badania TRAWCZYŃSKIEJ (1998) dowiodły, że największą ilość dehydrogenaz obserwuje się w listopadzie, co jest również związane z dużym uwilgotnieniem gleby. Ponadto dehydrogenazy, które według Trasara-Cepedy i in. (1998 – za JANUSZKIEM 1999) oraz WYSZKOWSKIEJ i KUCHARSKIEGO (2003 a, b) najobiektywniej odzwierciedlają stan biologiczny pedosfery, wykazują szczególną wrażliwość na działanie metali ciężkich. Ich aktywność może być zahamowana w zakresie od 10 do 90% w zależności od stopnia zanieczyszczenia gleby. Jak podają KUCHARSKI i WYSZKOWSKA (1998), dawki miedzi w ilości 500 i 1000 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ gleby wpływały hamująco na ich aktywność. Również badania WYSZKOWSKIEJ i WYSZKOWSKIEGO (2002) potwierdzają zmniejszenie aktywności dehydrogenaz pod wpływem wprowadzenia do gleby kadmu. W celu załagodzenia ujemnego wpływu tego metalu na omawiany enzym niezbędne jest dodanie magnezu do środowiska glebowego. Ponadto inne badania, przeprowadzone przez WYSZKOWSKĄ i ZABOROWSKĄ (2002), dotyczące wpływu cynku na aktywność dehydrogenaz, potwierdziły niekorzystne, hamujące działanie tego metalu. Badania SJÖQVISTA (1995) oraz MOCEK-PŁÓCINIAK (2006) wskazują, że aktywność dehydrogenaz jest najlepszym enzymatycznym markerem zanieczyszczenia gleb Cu i Zn. Z prac MYŚKOWA (1981), KOBUSA (1995) i JANUSZKA (1999) jednoznacznie wynika, że aktywność dehydrogenaz może być odbiciem zmian w populacji drobnoustrojów.

Fosfatazy należą do szerokiej grupy enzymów, które katalizują hydrolizę organicznych połączeń fosforu i są stosowane do oceny potencjalnego tempa mineralizacji tych związków w glebie (JANUSZEK 1999). Ponadto odpowiadają one za gospodarkę fosforem w roślinie (KACZMARCZYK i IN. 1993). Należą one do tzw. enzymów peryplazmatycznych, tzn. takich, które są odkładane na błonie cytoplazmatycznej lub pomiędzy błoną a ścianą komórkową (MROZOWSKA 1999). HOFFMANN (1968) podzielił fosfatazy na trzy typy: alkaliczne, obojętne i kwaśne. Kwaśny odczyn, czyli pH w zakresie 4-6, jest optymalny dla fosfatazy kwaśnej, zasadowy zaś (pH 8-10) – dla fosfatazy alkalicznej. Za optimum aktywności fosfatazy obojętnej przyjmuje się odczyn w granicach 6,5-7 (JANUSZEK 1999). MROZOWSKA (1999) podaje z kolei, że fosfataza kwaśna wykazuje

największą aktywność przy pH 3,4-6,2, a fosfataza alkaliczna – przy pH 9,2-9,6. Źródłem fosfatów w środowisku glebowym są głównie mikroorganizmy glebowe oraz korzenie roślin i fauna glebowa (TABATABAI 1994). Fosfatazy kwaśne i alkaliczne występują powszechnie zarówno w świecie roślinnym, jak i zwierzęcym (METODY... 2005): spotykane są w błonach śluzowych jelita, tkance kostnej, nerkach, wątrobie, śledzionie czy łożysku. Aktywność fosfatów w środowisku glebowym odzwierciedla aktywność enzymów związanych z koloidami glebowymi i substancjami humusowymi (NANNIPIERI i IN. 1990). Fosfatazy są także uważane za dobry wskaźnik potencjału mineralizacji fosforu organicznego oraz aktywności biologicznej gleby (DICK i TABATABAI 1993). Maksimum aktywności omawianego enzymu przypada zwykle na okres wiosenny (KOPER i PIOTROWSKA 1996). Ponadto aktywność fosfatów w glebach jest jednym z elementów podlegających kontroli w ramach monitoringu środowiska w Szwecji i USA (JANUSZEK 1999). Fosfatazy reagują także najszybciej na wzrost zawartości metali ciężkich w glebie (BAATH 1989). Według BIELIŃSKIEJ (2005) inaktywacja fosfatów jest związana głównie z zanieczyszczeniem środowiska glebowego przez metale ciężkie. Wspomniana autorka wykazała jednoznacznie inhibujący wpływ tych ksenobiotyków na aktywność fosfatów oraz liczebność organizmów żywych. Prawidłowość tę potwierdziły również badania MOCEK-PLÓĆINIAK (2006). Z pracy NOWAKA i IN. (2003) wynika także, że metale w małych stężeniach mogą stymulować aktywność fosfatów, natomiast w dużych ilościach powodują zmniejszenie liczebności drobnoustrojów wydzielających enzym. Również KUCHARSKI i WYSZKOWSKA (1998) odnotowali spadek zawartości fosfatazy kwaśnej i alkalicznej w obecności miedzi dodanej do gleby. Z badań WYSZKOWSKIEJ i WYSZKOWSKIEGO (2002) wynika, że w glebach zanieczyszczonych kadmem nastąpił spadek aktywności fosfatazy alkalicznej i w mniejszym stopniu fosfatazy kwaśnej. WYSZKOWSKA i ZABOROWSKA (2002), przeprowadzając badania dotyczące wpływu cynku na aktywność enzymatyczną gleb, także stwierdziły hamujące działanie tego metalu na fosfatazę kwaśną i alkaliczną. Aktywność fosfatów jest zatem przydatnym testem w przypadku ograniczonego zanieczyszczenia gleb metalami ciężkimi oraz dobrym wskaźnikiem zanieczyszczenia gleb substancjami ropopochodnymi (BIELIŃSKA i MOCEK-PLÓĆINIAK 2009). MALISZEWSKA-KORDYBACH i SMRECZAK (1997) stwierdziły, że aktywność fosfatazy kwaśnej i alkalicznej zmniejszyła się mniej więcej o 40% po wprowadzeniu do gleby substancji ropopochodnych.

Ureazy katalizują hydrolizę mocznika w glebie do dwutlenku węgla i amoniaku. Enzymy te występują w komórkach wielu roślin wyższych oraz mikroorganizmów, szczególnie bakterii (Bremner i Mulvaney 1978 – za JANUSZKIEM 1999). Szybkość rozkładu mocznika zależy od odczynu gleby. Optymalna wartość pH dla ureazy wynosi od 6 do 7 i zależy od rodzaju buforu i stężenia substratu (Bremner i Mulvaney 1978 – za JANUSZKIEM 1999). Przy małej wartości pH właściwe bakterie mocznikowe rozwijają się w znikomych ilościach lub prawie wcale (MARSZEWSKA-ZIEMIĘCKA 1974). Według Kissa i in. (1975 – za JANUSZKIEM 1999) wspomniany enzym jest związany w glebie głównie z substancjami próchnicznymi, a następnie z minerałami ilastymi. W tych kompleksach wykazuje ona nadzwyczajną trwałość. Ureaza służy ponadto do kontrolowania skuteczności nawożenia azotem (BARAN 2000). KARACZUN (1991) stwierdził, że aktywność ureazy wykazuje przydatność jako test bioindykacyjny rozpoznawania stanu jakości gleb. Według BIELIŃSKIEJ i ŻUKOWSKIEJ (2002) aktywność ureazy w glebie koreluje z zawartością C_{org} i N_{og} . Autorki zwróciły również uwagę na istotną zależność pomiędzy aktywnością ureazy a zawartością $N-NH_4^+$ w glebie. Metale ciężkie

wpływają hamująco na aktywność ureazy (NOWAK i IN. 1999). Potwierdziły to także badania KUCHARSKIEGO i WYSZKOWSKIEJ (1998), KUCHARSKIEGO i IN. (2001) oraz MOCEK-PŁÓCINIAK (2006), którzy stwierdzili, że wraz ze wzrostem zawartości miedzi w glebie aktywność ureazy gwałtownie malała. Z kolei eksperymenty przeprowadzone przez WYSZKOWSKĄ i WYSZKOWSKIEGO (2002), polegające na dodawaniu do gleby wzrastających dawek cynku i obserwacji aktywności enzymatycznej, jednoznacznie dowiodły silnie hamującego wpływu cynku na ureazę. Po wprowadzeniu celulozy do gleby stwierdzono stymulujący jej wpływ na aktywność ureazy, przy istotnie osłabiającym wpływie dużych ilości cynku na ten enzym.

Proteazy należą do enzymów trawiennych (GOŁĘBIEWSKA 1986). Katalizują one hydrolizę białek w środowisku glebowym na prostsze związki – polipeptydy, rozkładając przy tym wiązania peptydowe (CO-NH) do aminokwasów (BARAN 2000). Proteazy wytwarza grupa mikroorganizmów tzw. proteolitycznych, do których należą głównie bakterie tlenowe i beztlenowe (gnilne) (Burns 1983 – za JANUSZKIEM 1999, MROZOWSKA 1999). Zdolność rozkładu białek wykazują także grzyby i promieniowce. Właśnie te grupy mikroorganizmów są źródłem wspomnianych enzymów. Większość proteaz wytwarzanych przez bakterie działa najsilniej w środowisku o pH 7,0-8,0. Proteazy wytwarzane przez grzyby są mniej wrażliwe na odczyn, gdyż wykazują aktywność nawet przy pH 4,0-8,0 (MARSZEWSKA-ZIEMIĘCKA 1974). Według BIELIŃSKIEJ i ŻUKOWSKIEJ (2002) aktywność proteazy koreluje – podobnie jak ureazy – z zawartością C_{org} i N_{og} w glebie. Badania aktywności enzymatycznej mogą zatem wnieść wiele cennych informacji o stanie środowiska glebowego. Wykazano, że brak aktywności proteaz w glebie jest wskaźnikiem braku drobnoustrojów aktywnych w rozkładzie białek lub istnienia w glebie inhibitora proteaz (KOBUS 1995). Enzymy te są istotnym wykładnikiem potencjalnego tempa mineralizacji organicznych połączeń azotu w glebie (BARAN 2000). Badania przeprowadzone przez JONIEC i FURCZAK (2002), dotyczące aktywności proteaz pod uprawą wierzby koszykarskiej (wikliny) użyźnionej osadem ściekowym (komunalno-przemysłowym), wskazują na pobudzający wpływ zastosowanego osadu na aktywność proteaz zarówno w warstwie gleby 0-20 cm, jak i 20-40 cm. Aktywność proteazy jest wyraźniej stymulowana w górnej warstwie gleby, przy czym oddziaływanie to zależy od zawartości osadu. W glebie położonej w głębszych warstwach wzrost aktywności proteazy następował jedynie w obecności większych dawek osadu.

Rosnące zainteresowanie metalami ciężkimi wiąże się z ich toksycznością zarówno w stosunku do mikroflory czy mikrofauny, jak i świata roślin i zwierząt, nie pomijając przy tym człowieka (KARCZEWSKA 2002). Ponadto związki te charakteryzują się bardzo długim – od tysiąca do kilku tysięcy lat – okresem trwania w powierzchniowych poziomach gleb (Jones i in. 1989 – za MOTOWICKĄ-TERELAK i TERELAKIEM 2002, ALLAWAY 1990, KABATA-PENDIAS i IN. 1995, BADURA 1997). W poziomach akumulacyjnych mogą one ulegać wielu przemianom chemicznym i biochemicznym, migrować w głąb gleby i włączać się w cykle geochemiczne. Obecność jonów metali ciężkich w nadmiernych ilościach zarówno w wodach powierzchniowych, jak i glebach wpływa na ich mniejszą dostępność dla wszystkich organizmów tam bytujących. Pierwiastki te powodują zmniejszenie tempa procesów biologicznych oraz niekorzystne zmiany w składzie ilościowym i jakościowym mikroflory zamieszkującej glebę (KABATA-PENDIAS 1979, KRUPA 1997, PRZYBULEWSKA i IN. 2003). Metale ciężkie nie podlegają procesowi biodegradacji, w związku z czym krążą rozproszone w środowisku w łańcuchach troficznych, a w rezultacie kumulują się w organizmach roślinnych i zwierzęcych

(KASZKOWIAK 2003). Należą one niewątpliwie do metali o wysokim stopniu zagrożenia dla prawidłowego funkcjonowania żywych organizmów. Ich szkodliwość wynika z oddziaływań na białko – poprzez hamowanie aktywności enzymów, uszkodzenie łańcuchów kwasów nukleinowych oraz tendencję do bioakumulacji w tkankach żywych organizmów. Konsekwencją ich występowania w środowisku są zmiany w metabolizmie o podłożu muta- i kancerogennym bądź ograniczenie intensywności fotosyntezy (LESZCZYŃSKI 2001). Według KUNICKIEGO-GOLDFINGERA (2001) toksyczność omawianych pierwiastków wynika także z możliwości ich wiązania się z białkami komórek, zmianą właściwości błony cytoplazmatycznej i zmniejszeniem się aktywności enzymatycznej.

KANDELER i IN. (2000) wykazali, że wpływ metali ciężkich i ich związków na zmiany aktywności enzymatycznej gleby jest związany z ich oddziaływaniem na wzrost i metabolizm mikroorganizmów glebowych poprzez zaburzenia funkcjonowania, denaturację białek lub zniszczenie integralności błon komórkowych. Według NOWAKA i IN. (2003) toksyczne działanie jonów metali na strukturę enzymu, a także ich wpływ na zmianę pH środowiska glebowego doprowadza zarówno do zmniejszenia liczebności organizmów wydzielających enzym, jak i do osłabienia aktywności samego enzymu.

Według JANUSZKA (1999) w następstwie zanieczyszczenia gleb metalami ciężkimi w większym stopniu ulega zahamowaniu aktywność mikroorganizmów glebowych, w mniejszym zaś – zewnątrzkomórkowych enzymów glebowych. Badania ZWOLIŃSKIEGO i IN. (1987) wskazują, iż w miarę wzrostu zanieczyszczenia gleb leśnych metalami ciężkimi wzrasta ilość promieniowców, stosunek zaś liczby bakterii do liczby promieniowców maleje, promieniowce bowiem przejawiają dużą aktywność w rozkładzie materii organicznej (KÜSTER 1979, DAHM i IN. 1986), dzięki czemu szkodliwe działanie metali ciężkich może być w pewnym stopniu zniwelowane.

Aktywność enzymatyczna zmniejsza się w głąb profilu glebowego (JANUSZEK 1999). Największa aktywność mikrobiologiczna jest notowana w poziomach ściółki i wierzchnich próchnicznych (HARRISON i PEARCE 1979, RASTIN i IN. 1990 a, b). Enzymy uwalniane ze ściółki, żywych i obumarłych mikroorganizmów bądź korzeni roślin są wypłukiwane do poziomów niżej zalegających, a dalszy ich los zależy w głównej mierze od składu mineralnego oraz właściwości fizyczno-chemicznych gleby (KOBUS 1971, NANNIPIERI i IN. 1990, JANUSZEK 1999). Wolne enzymy ulegają w glebie szybkiej proteolizie (BURNS 1982). Enzymy związane z koloidami organicznymi (próchnicznymi) i mineralnymi w wyniku adsorpcji mogą przetrwać przez pewien czas w glebie, osadach i na cząstkach zawieszonych w morzach czy jeziorach (JANUSZEK 1999). Enzymy akumulowane w glebie odgrywają niewątpliwie kluczową rolę w rozkładzie resztek organicznych oraz w strategii odżywczej mikroorganizmów (JANUSZEK 1999). Aktywność enzymatyczna gleby odzwierciedla zatem zarówno przeszłość, jak i obecny stan biologiczny pokrywy glebowej (KISS i IN. 1993).

Literatura

- ALLAWAY W.H., 1990. *Heavy metals in soils*. Blackie, Glasgow.
- BAATH E., 1989. Effects of heavy metals in soil on microbial process and populations (a review). *Water Air Soil Pollut.* 47: 335-379.
- BADURA L., 1997. Reakcje mikroorganizmów glebowych na podwyższone stężenia jonów metali ciężkich. W: *Problemy środowiska i jego ochrony*. Część 5. Centrum Studiów nad Człowiekiem UŚI, Katowice: 39-53.

- BADURA L., KŁYSZCZ K., PACHA J., 1983. Wpływ ołowiu na wybrane hydrolazy glebowe. *Acta Biol. Katowice* 12: 36-48.
- BADURA L., PACHA J., ŚLIWA K., 1980. Wpływ cynku i miedzi na aktywność enzymatyczną gleb. *Acta Biol. Katowice* 36, 9: 128-141.
- BARAN S., 2000. Ocena stanu degradacji i rekultywacji gleb. Przewodnik do ćwiczeń. Wyd. AR, Lublin.
- BIELIŃSKA E.J., 2001 a. Aktywność enzymatyczna gleby w sadzie wiśniowym w zależności od metody jej pielęgnacji. *Rozpr. Nauk. AR Lubl.* 251.
- BIELIŃSKA E.J., 2001 b. Enzymatic activity as an indicator of soil transformations under the influence of orchard use. *Pol. J. Soil Sci.* 34, 2: 89-97.
- BIELIŃSKA E.J., 2005. Ocena stanu środowiska glebowego ogrodów działkowych z terenów o różnym oddziaływaniu antropopresji poprzez badanie aktywności fosfataz. *Zesz. Probl. Post. Nauk Roln.* 505: 51-58.
- BIELIŃSKA E.J., MOCEK-PŁÓĆNIAK A., 2009. Fosfatazy w środowisku glebowym. Wyd. UP, Poznań.
- BIELIŃSKA E.J., ŻUKOWSKA G., 2002. Aktywność proteazy i ureazy w glebie lekkiej użyźnionej osadem ściekowym. *Agrophysica* 70: 41-47.
- BREMNER J.M., DOUGLAS L.A., 1971. Inhibition of urease activity in soils. *Soil Biol. Biochem.* 3: 297-307.
- BRZEZIŃSKA M., WŁODARCZYK T., 2005. Enzymy wewnątrzkomórkowych przemian redoks (oksydoreduktazy). *Acta Agrophys. Rozpr. Monogr.* 3: 11-26.
- BURNS R.G., 1982. Enzyme activity in soil: location and a possible role in microbial ecology. *Soil Biol. Biochem.* 14: 423-427.
- 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. AT-R Bydg.* 44, Roln. 3: 23-34.
- DAHM H., RÓŻYCKI H., STRZELCZYK E., 1986. Bakterie i promieniowce gleb i strefy korzeniowej drzew leśnych. *Post. Mikrobiol.* 25: 103-120.
- DICK W.A., TABATABAI M.A., 1993. Significance and potential uses of soil enzymes. W: *Soil microbial ecology: application in agricultural and environmental management*. Red. F.B. Metting. Dekker, New York: 95-125.
- EHRlich H.L., 1997. Microbes and metals. *Appl. Microbiol. Biotechnol.* 48: 687-692.
- FRANKENBERGER W.T. JR., JOHANSON J.B., NELSON C.O., 1983. Urease activity in sewage sludge – amended soils. *Soil Biol. Biochem.* 15: 543-549.
- FURCZAK J., SZEMBER A., BIELIŃSKA E.J., 1991. Aktywność enzymatyczna strefy przybrzeżnej jezior Piaseczno i Głębokie różniących się troficznością. *Stud. Ośr. Dok. Fizjogr.* 19: 307-325.
- GLIŃSKI J., STĘPNIEWSKA Z., KASIAK A., 1989. Zmiany aktywności enzymatycznej gleb w warunkach zróżnicowanej zawartości tlenu i wilgotności. *Rocz. Glebozn.* 34, 1-2: 53-59.
- GOŁĘBIEWSKA J., 1986. *Mikrobiologia rolnicza*. PWRiL, Warszawa.
- GREGORICH E.G., CASTER M.R., AUGERS D.A., MONREAL C.M., ELLEST B.H., 1994. Towards a minimum data set to assess soil organic matter quality in agricultural soils. *Can. J. Soil Sci.* 74: 367-385.
- HARRISON A.F., PEARCE T., 1979. Seasonal variation of phosphatase activity in woodland soils. *Soil Biol. Biochem.* 11: 405-410.
- HOFFMANN E., 1968. Phosphatases in the enzyme system of cultivated soils (in Germany) and possibilities of determining their activity. *Z. Pflanzenernähr. Bodenkd.* 118: 153-160.
- JANUSZEK K., 1999. Aktywność enzymatyczna wybranych gleb leśnych Polski południowej w świetle badań polowych i laboratoryjnych. *Zesz. Nauk. AR Krak. Rozpr.* 250.
- JONIEC J., FURCZAK J., 2002. Aktywność niektórych procesów związanych z przemianami azotu w glebie pod uprawą wikliny koszykarskiej użyźnionej osadem ściekowym. Cz. II. Rola drobnoustrojów w kształtowaniu środowiska. Wyd. UW-M, Olsztyn.

- KABATA-PENDIAS A., 1979. Effect of lime and peat on heavy metal uptake by plants from soils contaminated by an emission of copper smelter. *Rocz. Glebozn.* 30, 3: 323-328.
- KABATA-PENDIAS A., PIOTROWSKA M., MOTOWICKA-TERELAK T., MALISZEWSKA-KORDYBACH B., FILIPIAK K., KRAKOWIAK A., PIETRUCH CZ., 1995. Podstawy oceny chemicznego zanieczyszczenia gleb. Metale ciężkie, siarka i WWA. *Bibl. Monit. Środ. PIOŚ*, Warszawa.
- KACZMARCZYK S., KOSZYŃSKA E., ŚCIAKO D., ROY M., 1993. Przebieg niektórych procesów fotosyntetycznych oraz plonowanie pszenicy ozimej i pszenżyta pod wpływem deszczowania i nawożenia azotem. Cz. III. Aktywność niektórych enzymów oraz plonowanie pszenicy ozimej i pszenżyta. *Acta Agrobot.* 46, 1: 31-38.
- KANDELER E., TSCHERKO D., BRUCE K.D., STEMMER M., HOBBS P.J., BARGETT R.D., AMELUNG W., 2000. Long-term monitoring of microbial biomass, N mineralisation and enzyme activities of a chernozem under different tillage management. *Biol. Fertil. Soils.* 32: 390-400.
- KANIUCZAK J., KOSTECKA J., NIEMIEC W., 2005. Wybrane aspekty zagospodarowania odpadów organicznych a produkcja biomasy wierzby energetycznej. *Katedra Agroekologii URz, Rzeszów.*
- KARACZUN Z., 1991. Aktywność enzymatyczna gleb narażonych na imisję. *Mazowiecki Zakład Rafinerii i Petrochemii, Płock.*
- KARCZEWSKA A., 2002. Metale ciężkie w glebach zanieczyszczonych emisjami hut miedzi – formy i rozpuszczalność. *Zesz. Nauk. AR Wroc.* 432, Rozpr. 184.
- KASZKOWIAK I., 2003. Wpływ wybranych metali ciężkich na drobnoustroje. W: *Obieg pierwiastków w przyrodzie. Bioakumulacja, toksyczność, przeciwdziałanie. Monografia. T. II. Red. B. Gworek, J. Misiak. Instytut Ochrony Środowiska, Warszawa: 407-409.*
- KIELISZEWSKA-ROKICKA B., 2001. Enzymy glebowe i ich znaczenie w badaniach aktywności mikrobiologicznej gleby. W: *Drobnoustroje środowiska glebowego, aspekty fizjologiczne, biochemiczne, genetyczne. Red. H. Dahm, A. Pokojska-Burdziej. Marszałek, Toruń: 37-47.*
- KISS S., DRĂGAN-BULARDA M., PAȘCA D., 1993. *Enzymology of technogenic soils. Casa Cărtii de Știință, Cluj.*
- KOBUS J., 1971. Wpływ minerałów ilastych na aktywność biologiczną i żyzność gleb lekkich. *IUNG, Puławy.*
- KOBUS J., 1995. Biologiczne procesy a kształtowanie żyzności gleby. *Zesz. Probl. Post. Nauk Roln.* 421a: 209-219.
- KOPER J., PIOTROWSKA A., 1996. Aktywność enzymatyczna gleby płowej w zależności od uprawy roślin w zmianowaniu i monokulturze. *Rocz. Glebozn.* 3, 3: 89-100.
- KRUPA P., 1997. Akumulacja ołowiu przez grzyby mikoryzowe oraz trwałość hamowania procesu translokacji tego pierwiastka. W: *Drobnoustroje w środowisku. Występowanie, aktywność i znaczenie. Red. W. Barabasz. Wyd. AR, Kraków: 307-311.*
- KUCHARSKI J., HŁASKO A., WYSZKOWSKA J., 2001. Wpływ zanieczyszczenia gleby miedzią na jej właściwości fizykochemiczne i na aktywność enzymów glebowych. *Zesz. Probl. Post. Nauk Roln.* 476: 173-180.
- KUCHARSKI J., WYSZKOWSKA J., 1998. Wpływ miedzi na właściwości biologiczne gleby. W: *Ekologiczne aspekty mikrobiologii gleby. Red. A. Sawicka, G. Durska. Katedra Mikrobiologii AR-T, Olsztyn: 173-177.*
- KUCHARSKI J., WYSZKOWSKA J., 2000. Microbiological properties of soil contaminated with chromium. *Nat. Sci.* 7: 7-16.
- KUNICKI-GOLDFINGER W.J.H., 2001. *Życie bakterii. Wyd. Nauk. PWN, Warszawa.*
- KÜSTER E., 1979. Bedeutung der *Actinomycetes* für den Abbau von Cellulose, Lignin und Huminstoffen im Boden. *Z. Pflanzenernähr. Bodenk.* 142: 364-374.
- LESZCZYŃSKI B., 2001. Wybrane zagadnienia z biochemii i toksykologii środowiska. *Wyd. Akademii Podlaskiej, Siedlce.*
- MALISZEWSKA-KORDYBACH B., SMREZAK B., 1997. Wpływ Zn, Pb, Cd na trwałość WWA w glebie piaszczystej. W: *V Ogólnopolskie Sympozjum Naukowo-Techniczne „Biotechnologia środowiska”, 10-12 XII 1997, Ustroń-Jaszowiec. Red. K. Miksch. Katedra Biotechnologii Środowiskowej PŚI, Gliwice: 53-59.*

Mocek-Płóćniak A., 2010. Wykorzystanie aktywności enzymatycznej do oceny wpływu antropogenicznych zmian wywołanych przez metale ciężkie w środowisku glebowym. *Nauka Przyr. Technol.* 4, 6, #86.

- MARSZEWSKA-ZIEMIĘCKA J., 1974. *Mikrobiologia gleby i nawozów organicznych*. PWRiL, Warszawa.
- METODY oznaczania aktywności enzymów w glebie. 2005. Red. S. Russel, A.J. Wyczółkowski. *Acta Agrophys. Rozpr. Monogr.* 3.
- MICHALCEWICZ W., LAWRYNOWICZ A., 2004. Wpływ oleju napędowego na aktywność enzymatyczną niektórych grzybów glebowych. *Rocz. Glebozn.* 55, 1: 291-298.
- MOCEK-PŁÓĆNIAK A., 2006. Zależności pomiędzy biologicznymi i chemicznymi wskaźnikami zanieczyszczenia gleb. *Maszynopis. Katedra Mikrobiologii Ogólnej i Środowiskowej UP, Poznań*.
- MOTOWICKA-TERELAK T., TERELAK H., 2002. *Gleboznawstwo ekologiczne. Wybrane zagadnienia*. Wyd. Wszechnicy Mazurskiej, Olecko.
- MROZOWSKA J., 1999. *Laboratorium z mikrobiologii ogólnej i środowiskowej*. Wyd. PŚL, Gliwice.
- MYŚKÓW W., 1981. Próby wykorzystania wskaźników aktywności mikrobiologicznej do oceny żyzności gleby. *Post. Mikrobiol.* 20, 3/4: 173-192.
- MYŚKÓW W., STACHYRA A., ZIĘBA S., MASIĄK D., 1996. Aktywność biologiczna gleby jako wskaźnik jej żyzności i urodzajności. *Rocz. Glebozn.* 47, 1/2: 89-99.
- NANNIPIERI P., GREGO S., CECCANTI B., 1990. Ecological significance of the biological activity in soil. W: *Soil biochemistry*, 6. Red. J.M. Bollag, G. Stotzky. Dekker, New York: 293-355.
- NOWAK J., NIEDŹWIECKI E., DZIEL M., 1999. Wpływ metali ciężkich na zmiany aktywności enzymatycznej gleby. *Rocz. Glebozn.* 50, 1/2: 61-68.
- NOWAK J., SZYMCZAK J., SŁOBODZIAN T., 2003. Próba określenia 50-procentowego progu toksyczności dawek różnych metali ciężkich dla fosfatów glebowych. *Zesz. Probl. Post. Nauk Roln.* 492: 241-248.
- NOWAK J., ŚNIEG B., KLÓDKA K., 2001. Wpływ soli metali ciężkich stosowanych oddzielnie i łącznie na zmiany aktywności enzymów glebowych. *Chem. Inż. Ekol.* 8, 11: 1163-1175.
- NOWAK J., TYRAKOWSKA-BIELEC U., SZYMCZAK J., 2000. Wpływ chloru rtęci i niklu na zmiany aktywności fosfatów w czarnych ziemiach. *Rocz. Glebozn.* 51, 1/2: 5-16.
- PAWLUCZUK Z., 1988. Wpływ uwilgotnienia i temperatury na aktywność enzymatyczną gleb. *Zesz. Nauk AT-R Bydg.* 145, Roln. 25: 19-29.
- PAWLUCZUK Z., PECH K., 1993. Wpływ roślin uprawianych w monokulturze i zmianowaniu na aktywność enzymatyczną warstwy uprawnej gleby. *Zesz. Nauk. AR Krak.* 277, Roln. 37: 143-152.
- PRZYBULEWSKA K., NOWAK A., SMOLIŃSKA M., 2003. Wpływ metali ciężkich na wybrane elementy cyklu przemian węgla. *Zesz. Probl. Post. Nauk Roln.* 492: 281-286.
- RASTIN N., SCHLECHTE G., HÜTTERMANN A., 1990 a. Soil macrofungi and some biological, biochemical and chemical investigations on the upper and lower slope of a spruce forest. *Soil Biol. Biochem.* 22: 1039-1047.
- RASTIN N., SCHLECHTE G., HÜTTERMANN A., ROSENPLÄNTER K., 1990 b. Seasonal fluctuation of some biological and biochemical soil factors and their dependence on certain soil factors on the upper and lower slope of a spruce forest. *Soil Biol. Biochem.* 22: 1049-1061.
- RUSSEL S., 1974. *Drobnoustroje a życie gleby*. PWN, Warszawa.
- RUSSEL S., 2005. Znaczenie badań enzymów w środowisku glebowym. *Acta Agrophys. Rozpr. Monogr.* 3: 5-9.
- SJÖQVIST T., 1995. Soil biochemical and microbiological activities as affected by heavy metals and liming. SLU, Uppsala.
- SMOLIK B., NOWAK J., 2003. Próba wyznaczenia wskaźnika zanieczyszczenia środowiska glebowego produktami ropopochodnymi poprzez badanie aktywności niektórych enzymów glebowych. *Zesz. Probl. Post. Nauk Roln.* 492: 311-319.
- TABATABAI M.A., 1994. *Enzymes. W: Methods of soil analysis. Part 2. Microbiological and biochemical properties*. 5. Red. R.W. Weaver, S. Augle, P.J. Bottomly, D. Bezdicek, S. Smith, M.A. Tabatabai, A. Wollum. Soil Science Society of America, Madison: 755-833.
- TRAWCZYŃSKA A., 1998. Próba oceny wpływu zakwaszenia gleby na jej aktywność biologiczną w aluwjach górnego odcinka doliny Bzury. *Zesz. Probl. Post. Nauk Roln.* 456: 243-249.

- WYSZKOWSKA J., KUCHARSKI J., 2003 a. Liczebność drobnoustrojów w glebie zanieczyszczonej metalami ciężkimi. *Zesz. Probl. Post. Nauk Roln.* 492: 427-433.
- WYSZKOWSKA J., KUCHARSKI J., 2003 b. Właściwości biochemiczne i fizykochemiczne gleby zanieczyszczonej metalami ciężkimi. *Zesz. Probl. Post. Nauk Roln.* 492: 435-442.
- WYSZKOWSKA J., WYSZKOWSKI M., 2002. Wpływ kadmu na aktywność enzymatyczną gleby. W: Rola drobnoustrojów w kształtowaniu środowiska. Red. J. Wyszowska, E. Jastrzębska. Katedra Mikrobiologii UW-M, Olsztyn: 123-124.
- WYSZKOWSKA J., ZABOROWSKA M., 2002. Aktywność enzymów w glebie zanieczyszczonej cynkiem. W: Rola drobnoustrojów w kształtowaniu środowiska. Red. J. Wyszowska, E. Jastrzębska. Katedra Mikrobiologii UW-M, Olsztyn: 125.
- ZWOLIŃSKI J., OLSZOWSKA G., ZWOLIŃSKA B., 1987. Soil biological activity as an indicator of industrial pressure on the forest environment. *Acta Agr. Silv. Ser. Silv.* 26: 25-44.

UTILISATION OF ENZYMATIC ACTIVITY FOR THE EVALUATION OF THE IMPACT OF ANTHROPOGENIC CHANGES CAUSED BY HEAVY METALS IN SOIL ENVIRONMENT

Summary. Soil, in other words, the surface layer of the earth's crust, possesses the ability for self-reproduction, i.e. replenishment of resources indispensable for proper functioning of living organisms. Both microorganisms, as well as their metabolites – enzymes – participate actively in organic matter decomposition, detoxification of mineral xenobiotics (heavy metals), as well as in soil-forming processes. Therefore, investigations of soil enzymatic activities are essential as these processes reflect the degree and size of contamination of the natural environment.

Key words: soil, enzymatic activity, heavy metals, microorganisms

Adres do korespondencji – Corresponding address:

Agnieszka Mocek-Plóćiniak, Katedra Mikrobiologii Ogólnej i Środowiskowej, Uniwersytet Przyrodniczy w Poznaniu, ul. Szydlowska 50, 60-656 Poznań, Poland, e-mail: agam-p@up.poznan.pl

Zaakceptowano do druku – Accepted for print:

18.10.2010

Do cytowania – For citation:

*Mocek-Plóćiniak A., 2010. Wykorzystanie aktywności enzymatycznej do oceny wpływu antropogenicznych zmian wywołanych przez metale ciężkie w środowisku glebowym. *Nauka Przym. Technol.* 4, 6, #86.*