

Katarzyna Sawicka-Kapusta

Zakład Ekologii Zwierząt
Instytutu Biologii Środowiskowej
Uniwersytetu Jagiellońskiego
ul. Karasia 6
30-060 Kraków

**Reakcja roślin na dwutlenek siarki
i metale ciężkie w środowisku
— bioindykacja**

Plant reaction to sulphur dioxide
and heavy metals pollution
in the environment — bioindication

1. Wstęp

Rozwój cywilizacji, a wraz z nią intensywny rozwój przemysłu, pociągają za sobą degradację naturalnego środowiska, zataczając coraz szersze kręgi i sięgając już dzisiaj najbardziej odległych zakątków świata. Stąd nawet na terenach wolnych od działalności przemysłowej pojawiają się jej skutki, czy to w postaci zakwaszenia środowisk wodnych, czy podwyższonej koncentracji metali ciężkich w glebach, roślinach i organizmach zwierzęcych. Stały wzrost ilości zanieczyszczeń wywiera ujemny wpływ na gospodarkę leśną (zamieranie całych połaci lasów, tzw. forest decline), efektywność rolnictwa, a także na stan zdrowia mieszkańców wielkich aglomeracji miejsko-przemysłowych (Smith 1981, Grodziński i in. 1984, Hutchinson i Meema 1987). W związku z rozprzestrzenianiem się zanieczyszczeń poprzez granice państw zahamowanie degradacji środowiska stało się sprawą międzynarodową i to sprawą niezwyklej wagi.

Podstawą jakiegokolwiek racjonalnej polityki gospodarowania środowiskiem jest wiedza o skali odkształceń środowiska, tj. informacja z jakimi zanieczyszczeniami, jakimi ilościami (lub stężeniami) mamy do czynienia i gdzie one występują. Spośród metod rozpoznania (environmental survey) jedną z bardziej rozpowszechnionych jest bioindykacja, czyli zastosowanie żywych organizmów do oceny charakteru, stopnia i skutków zanieczyszczenia środowiska. Z pewnych względów szerokie wprowadzenie bioindykacji w Polsce mogłoby mieć szczególne znaczenie.

Polska znajduje się w grupie państw europejskich, w których emisje przemysłowe są bardzo wysokie. Wiążą się one głównie z procesami spalania węgla, paliw płynnych i gazów oraz z mechaniczną, termiczną i chemiczną przeróbką surowców mineralnych. W związku z tym wśród zanieczyszczeń przemysłowych dominują emisje gazowe i pyły. W Polsce roczna emisja podstawowych rodzajów zanieczyszczeń atmosfery produkowanych przez antropogenne źródła emisji wynosiła w 1980 r. ponad 16 mln ton. W tym 2,8 mln ton stanowiły pyły, a ponad 4,3 mln ton dwutlenek siarki (Kassenberg i Rolewicz 1985, Narodowy Program... 1988). Spośród podstawowych gałęzi przemysłu największy udział w zanieczyszczeniu mają ciepłownictwo

i energetyka, hutnictwo żelaza, stali oraz metali kolorowych, przemysł materiałów budowlanych, cementownie i przemysł chemiczny. Istotne zagrożenie stanowią również środki transportu i komunikacja oraz indywidualne paleniska domowe (J a g u s i e w i c z 1981).

W związku z rosnącą w zastraszającym tempie degradacją środowiska, na terenie kraju wyróżniono 27 obszarów zagrożenia ekologicznego, na których wystąpiło załamanie równowagi przyrodniczej. Obszary te zajmują ok. 35 tys. km², a zamieszkuje je ok. 13 mln ludzi. Ocenia się, że ok. 30% populacji żyje na obszarach o zanieczyszczeniu powietrza przekraczającym dopuszczalne normy. Tereny kraju o jeszcze „czystym” środowisku stanowią tylko 8,5% powierzchni kraju (K a s s e n b e r g i R o l e w i c z 1985, Narodowy Program... 1988). Najgorsza sytuacja panuje w województwach katowickim i krakowskim. Z terenów tych, stanowiących 3,2% powierzchni kraju, pochodzi aż 45% zanieczyszczeń pyłowo-gazowych emitowanych w Polsce (O p i n i a... 1981, K a p a ł a 1983).

Aglomeracja krakowska w 1980 r. emitowała do atmosfery ok. 850 tys. ton zanieczyszczeń gazowych i ok. 140 tys. ton pyłów. Wśród zanieczyszczeń gazowych dominowały tlenki węgla — 640 tys. ton, dwutlenek siarki — 160 tys. ton, a poza tym tlenki azotu, związki fluoru, węglowodory — łącznie 50 tys. ton. Emisje pyłowe to przede wszystkim pyły ze spalania węgla, pyły metalurgiczne zawierające duże ilości metali ciężkich (Fe, Mn, Zn, Pb, Cd, Cu, Ni, Co, Cr) oraz pyły dolomitowo-wapienne (Z a j ą c 1984). Wśród zanieczyszczeń gazowych do najbardziej toksycznych zaliczane są dwutlenek siarki, związki fluoru i tlenki azotu. Wśród zanieczyszczeń pyłowych do najgroźniejszych należą pyły metali ciężkich szczególnie tych, które już przy minimalnym nawet stężeniu działają toksycznie na organizmy żywe (V e n u g o p a l i L u c k e y 1978, F r i b e r g i i n. 1979). Występujące w powietrzu zanieczyszczenia są zwykle mieszaniną pyłu i fitotoksycznych gazów. Od udziału poszczególnych składników tej mieszaniny zależy stopień jej toksycznego oddziaływania na rośliny (M a l h o r t a i B l a u e l 1980). Występujące równocześnie zanieczyszczenia mogą dawać efekty addytywne, synergiczne lub antagonistyczne (H i n d a w i 1970, T i n g e y i R e i n e r t 1975, M a r c h w i ń s k a 1982). Wykazano synergiczne działania dwutlenku siarki i tlenków azotu, dwutlenku siarki i fluoru, a także dwutlenku siarki i pyłów na pewne gatunki roślin (W h i t e i i n. 1974, M a r c h w i ń s k a i K u c h a r s k i 1983). Związki fitotoksyczne wpływając na organizmy roślinne mają bardzo szerokie spektrum działania: od poziomu molekularnego, przez komórkę, cały organizm, aż do poziomu ekosystemu (K o z ł o w s k i 1985).

Celem artykułu jest pokazanie jak czuлыми na zmiany środowiska bywają organizmy żywe, w tym przypadku rośliny, i wykazanie że metody bioindykacyjne mogą bezpośrednio dostarczać informacji o biologicznym oddziaływaniu dwu ważnych rodzajów skażeń powietrza atmosferycznego.

2. Skutki działania SO_2 na rośliny

Siarka jest pierwiastkiem niezbędnym do życia i prawidłowego rozwoju roślin. Wchodząc w skład białek roślinnych, witamin i wielu innych związków chemicznych spełnia ważną funkcję w procesach metabolicznych. Zapotrzebowanie na siarkę rośliny pokrywają pobierając ją zarówno w formie całkowicie utlenionej, czyli w postaci siarczanów, jak i w formie częściowo utlenionej jako SO_2 . Mechanizmem pomocniczym, zwłaszcza w przypadku niedoboru siarki w glebie, jest absorpcja SO_2 z powietrza atmosferycznego przez aparaty szparkowe (C o w l i n g i L o c k y e r 1978, M u d d 1979). Siarka uzyskana z powietrza stanowi 15 do 30% całkowitej zawartości tego pierwiastka w roślinach rosnących w optymalnych warunkach, a ponad 50% w roślinach cierpiących na deficyt tego składnika (T h o m a s 1961, G u d e r i a n 1977).

Dwutlenek siarki z powietrza atmosferycznego, pobrany przez aparaty szparkowe, dostaje się do mezofilu liści, gdzie rozprowadzany jest w przestrzeniach międzykomórkowych i wykorzystywany do syntezy głównie aminokwasów siarkowych (T h o m a s 1961, G u d e r i a n 1977, K n a b e 1979).

Większość SO_2 przed włączeniem do szlaku metabolicznego ulega w tkankach rozpuszczeniu w wodzie, dyfundując do komórek narusza całość i nierozdzielność błon komórkowych oraz zakłóca równowagę jonową w komórce (M a r c h w i ń s k a 1982). Według Zieglera (1975) jony SO_3^- powstają prawdopodobnie w wyniku bezpośredniego utlenienia SO_2 ; w komórkach liści jony te mogą być utlenione do jonów SO_4^{2-} (T h o m a s 1961, M a r c h w i ń s k a 1982). Jest to pewnego rodzaju detoksykacja, gdyż toksyczność jonów siarczynowych jest ok. 30 razy większa niż jonów siarczanowych (T h o m a s 1961, L o r e n c - P l u c i ń s k a 1988).

Krótkotrwałe działanie wysokich stężeń SO_2 uszkadza aparaty szparkowe powodując ich stałe otwarcie, przez co umożliwia penetrację innych związków toksycznych, ponadto powoduje obumarcie komórek widoczne w postaci nekroz (U n s w o r t h i i n. 1972, K o z ł o w s k i 1985). Przy krótkotrwałych wysokich stężeniach dwutlenku siarki w powietrzu liście kumulują nadmierne ilości jonów siarczynowych, które nie mogą zostać zneutralizowane i wywołują uszkodzenia liści, głównie w formie nekroz — są to tzw. uszkodzenia ostre (T h o m a s 1961, G u d e r i a n 1977, L o r e n c - P l u c i ń s k a 1988). Niskie stężenia działające przez dłuższy okres powodują powstawanie chloroz na powierzchni liści, którym towarzyszy spadek koncentracji chlorofilu i cukrów w komórkach (R a b e i K r e e b 1979, K o z ł o w s k i 1980, P a n d e y 1983). Notuje się wtedy wzrost akumulacji siarki w liściach (T h o m a s 1961, B u r t o n 1986). Długotrwałe niskie stężenia SO_2 pozwalają na opisany wyżej przebieg procesu detoksykacji. W takim przypadku daje o sobie znać tzw. toksyczność siarczanowa, która jest formą chronicznego uszkodzenia, ujawniającego się w postaci zmian chlorotycznych (J e f f r e 1979). Siarczany mogą być przemieszczane i wymieniane między różnymi organami, a także wydzielane z powrotem

do roztworu glebowego (Siuta i Rejman-Czajkowska 1980). Pozostałe w roślinie siarczany są potencjalnym substratem w syntezie aminokwasów siarkowych, uruchamianym w razie potrzeb rośliny (Anderson 1978).

Spośród rozmaitych organów roślinnych liście zawierają najwięcej siarki; jej ilość zależy od zawartości w glebie i powietrzu oraz od gatunku rośliny. Średnia koncentracja siarki w suchej masie roślin kształtuje się na poziomie 0,2% (Anderson 1978). Szpilki drzew iglastych zawierają zwykle ok. 0,1% siarki w suchej masie, liście wielu drzew liściastych mają od 0,15 do 0,3% siarki, a przykładowo liście roślin krzyżowych 0,6% (Thomas 1961, Guderian 1977). Według Nowosielskiego (1968) zawartość siarki w liściach roślin poniżej 0,15% świadczy o głodzie siarkowym. Optymalny stan odżywienia osiągają rośliny przy koncentracji siarki od 0,2 do 0,5%, natomiast stężenie powyżej 0,8% siarki w suchej masie jest już dla roślin toksyczne.

Wśród roślin uprawnych motylkowe, do których zalicza się lucernę i koniczynę, charakteryzują się dużym zapotrzebowaniem na siarkę. Szczególnie dużym wahaniom ulega zawartość siarki w lucernie: od 0,18 do 2,1% (Thomas 1961).

Pierwszym symptomem działania niskich stężeń SO_2 nie wywołujących uszkodzeń widzialnych liści, lecz tzw. uszkodzenia ukryte, są zaburzenia fotosyntezy, respiracji oraz prawidłowego funkcjonowania wielu enzymów (Hill i in. 1974, Marchwińska 1982, Burton 1986). Efektem działania dwutlenku siarki jest zaburzenie wzrostu roślin, a w konsekwencji obniżenie plonu (Godzik i Krupa 1982, Kozłowski 1985).

Zróznicowane reakcje roślin na SO_2 zależą nie tylko od wielkości dawki uszkodzającej (koncentracja SO_2 x czas ekspozycji), ale także od szeregu innych czynników: klimatycznych i edaficznych. Istotny wpływ ma także stadium fenologiczne i wiek roślin. Spośród czynników klimatycznych ważne znaczenie mają: wiatr, ilość opadów, wilgotność, promieniowanie słoneczne i temperatura. Rośliny są np. szczególnie wrażliwe na dwutlenek siarki w okresie intensywnego oświetlenia między godz. 10.00 a 14.00, przy wysokiej względnej wilgotności powietrza oraz przy umiarkowanej temperaturze (Hindawi 1970, Guderian 1977). Jakość i intensywność promieniowania, wilgotność oraz temperatura odgrywają decydującą rolę w otwieraniu aparatów szparkowych, co wiąże się bezpośrednio z ilością pobranych zanieczyszczeń. W czasie sezonu wegetacyjnego okres obniżonej odporności roślin przypada na późną wiosnę i wczesne lato. Wiek roślin jest jednym z czynników decydujących o wrażliwości roślin na zanieczyszczenia. Liście są najbardziej wrażliwe z uwagi na szereg procesów metabolicznych jakie w nich zachodzą. Wiek i stadium rozwojowe liści decydują o stopniu ich wrażliwości na zanieczyszczenia. W zależności od zaistniałych warunków młodsze liście mogą być bardziej wrażliwe aniżeli starsze lub odwrotnie (Guderian 1977, Gough i in. 1979).

Wpływ omówionych czynników na toksyczne działanie zanieczyszczeń na rośliny znacznie łatwiej jest badać w komorach ekspozycyjnych lub na poletkach sztucznie fumigowanych (Thomas 1961, Marchwińska 1982). W warunkach

kach naturalnych, gdzie mamy do czynienia z równoczesnym działaniem różnych zanieczyszczeń i wielu innych czynników, interpretacja jest znacznie trudniejsza (Hindawi 1970, Warteresiewicz 1979, Posthumus 1982).

3. Wpływ metali ciężkich na rośliny

3.1. Wprowadzenie

Do prawidłowego rozwoju i wzrostu roślin niezbędne są pewne pierwiastki śladowe: mangan, cynk, miedź, żelazo, molibden i bor. Rola pozostałych albo nie jest w pełni poznana, albo niewystarczająco udokumentowana. Nie udowodniono dotychczas np. żadnego pozytywnego wpływu na rośliny śladowych ilości najbardziej toksycznych metali ciężkich, takich jak ołów, kadm, rtęć czy arsen (Gough i in. 1979, Leavitt i in. 1979, Lepp 1981, Burton 1986).

3.2. Żelazo

Średnia zawartość „naturalna” żelaza w roślinach mieści się najczęściej w granicach od kilkudziesięciu do kilkuset $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$, przy czym w środowisku zanieczyszczonym może dochodzić nawet do kilku tysięcy $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ w suchej masie. Koncentrację powyżej 400 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ uważa się za nadmiar (Gough i in. 1979, Kabata-Pendias i Pendias 1979).

Fizjologiczna zawartość żelaza w trawach mieści się najczęściej w przedziale od ok. 40 do 300 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (Ziołocka i in. 1987). Zawartość żelaza podlega znacznym wahaniom w zależności od stadium rozwojowego roślin, właściwości gatunkowych i odmianowych oraz od warunków glebowych. Korzenie roślin pobierają żelazo w postaci jonowej, a także związków chelatowych zarówno biernie jak i czynnie. Żelazo dzięki zdolności do zmiany stopnia utlenienia bierze udział w głównych procesach metabolicznych rośliny. Jako składnik ferrodoksyny i cytochromów uczestniczy w transporcie elektronów w czasie fotosyntezy i oddychania. W cytochromach, katalazie i peroksydazie żelazo wbudowane jest w układ porfirynowy. Jest niezbędne do syntezy chlorofilu, chociaż nie wchodzi w jego skład (Czerwinski 1978).

Objawem niedoboru żelaza są chlorozy międzyżyłkowe oraz zahamowanie wzrostu. Czynnikiem utrudniającym właściwy pobór żelaza przez rośliny może być wysokie pH, nadmiar fosforu czy innych pierwiastków (Ni, Cu, Zn, Co, Cd, Mg) w podłożu (Patel i in. 1980, Peterson i Girling 1981).

Toksyczność żelaza może wystąpić przy jego nadmiarze; objawia się ona zahamowaniem wzrostu rośliny, brunatnieniem korzeni i intensywną ciemnozieloną barwą liści (Kabata-Pendias i Pendias 1979).

3.3. Cynk

Rośliny akumulują cynk w ilościach proporcjonalnych do jego koncentracji w glebie. Średnia koncentracja u większości roślin waha się od 10 do 100 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ suchej masy (Collins 1981). W terenach przemysłowych stężenie jego wzrasta do kilkuset $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$, a czasami do kilku tysięcy. Rośliny pobierają go aktywnie, ale może zachodzić również pobieranie bierne, na co wskazuje proporcjonalna do stężenia w środowisku zawartość w tkankach (Toth i in. 1979, Leavitt i in. 1979). Cynk przenika do korzeni zarówno w postaci kationów jak i jonów kompleksowych. Jest łatwo transportowany w organizmie roślinnym (Rice-man i Jones 1958, Collins 1981). Fizjologiczna funkcja cynku wiąże się z jego występowaniem w różnych enzymach. Cynk warunkuje prawidłowe funkcjonowanie ponad 80 enzymów, jest m.in. komponentem wielu dehydrogenaz, proteinaz, peptydaz i fosfataz (Lindsay 1972). Reguluje metabolizm związków węglowodanowych i białkowych, odgrywa ważną rolę w syntezie białek i kwasów nukleinowych. Tworzy trwałe kompleksy z DNA i RNA, uczestniczy w integralności rybosomów i stabilności kwasów nukleinowych (Vallee 1976, Collins 1981, Chlivers i Bennett 1987).

Rośliny rosnące w warunkach niedoboru cynku charakteryzują się występowaniem chloroz i zahamowaniem wzrostu. Zmianom tym towarzyszy spadek koncentracji metalu poniżej 15 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (Collins 1981). Jednym z pierwszych procesów, na który wpływa niedobór cynku, są zaburzenia metabolizmu RNA, powodujące obniżenie jego poziomu w komórce (Price i in. 1972, West 1981). Rośliny szczególnie wrażliwe na brak cynku, to przede wszystkim drzewa owocowe i niektóre warzywa (Collins 1981).

W roślinach rosnących w środowisku zanieczyszczonym zawartość cynku wzrasta proporcjonalnie do jego ilości w opadzie pyłu. Rośliny mogą zakumulować stosunkowo duże ilości tego metalu. Gatunki o wysokiej tolerancji magazynują go głównie w korzeniach, gdzie zostaje związany w błonach komórkowych i wytrącony w postaci związków białkowych. Zostaje w ten sposób wyłączony z procesów metabolicznych. Poziom 400 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ cynku przyjmuje się za próg toksyczności, ale większość roślin wykazuje zaburzenia metabolizmu już przy wartości nieco powyżej 100 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ cynku (Hemphill 1972, Jones 1972). Prawdopodobnie głównym powodem toksyczności cynku jest zmiana przepuszczalności membran. Widoczny efekt to — tak jak i przy niedoborze — zahamowany wzrost i chlorozy (Davis i Beckett 1978, Takkar i Mann 1978, Collins 1981).

3.4. Ołów

Rośliny wyższe pobierają ołów zarówno z podłoża jak i opadu pyłu. Zimda hl i Arvik (1973) podają, że naturalna koncentracja ołowiu w roślinach mieści się w zakresie od 0,1 do 9,0 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$, natomiast Marchwińska

i in. (1982) zawężają ten zakres do 0,1—1,0 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$. W związku z dużym zanieczyszczeniem środowiska koncentracja tego metalu w tkankach roślin wzrasta nawet do kilkaset $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (Kaźmierczakowa 1975, Karweta 1976, Burton 1986). Na obszarach uprzemysłowionych, wzdłuż ciągów komunikacyjnych i na obszarach występowania złóż tego metalu, rośliny posiadają znacznie wyższe koncentracje ołowiu (Martin i Coughtrey 1982, Eisler 1988). Pobieranie ołowiu jest proporcjonalne do jego stężenia w roztworze glebowym, ale zaledwie 0,005% ołowiu zawartego w glebie jest dostępne dla roślin. Podwyższone pH, optymalna zawartość substancji organicznej i fosforu oraz wysoka pojemność sorbcyjna gleby ograniczają pobranie ołowiu (Kabata-Pendias i Pendias 1979, Preer i in. 1980, Bennett 1981, Koeppe 1981). Ołów jest słabo przekazywany z korzeni do części nadziemnej, tylko 10% metalu zaabsorbowanego przez korzenie jest transportowane do liści. Jest to wynikiem zatrzymywania ołowiu na błonach komórkowych korzeni, wiązania go ze związkami tłuszczowymi i białkowymi oraz wytrącania w formie orto- i pirofosforanów. Ta część ołowiu, która przeszła do komórek, zostaje odłożona w jądrach i mitochondriach komórkowych, powodując zakłócenia procesów enzymatycznych (Zimdahl i Koeppe 1977, Itoh i Yumura 1979, Koeppe 1981). Ołów obniża aktywność procesów oksydacyjnych fotosyntezy i przemian tłuszczów. Ponadto powoduje ograniczenie absorpcji wody oraz zwiększa zapotrzebowanie na tlen (Carlson i in. 1975). Wykazano także wpływ wysokich koncentracji ołowiu na aberracje chromosomowe (Vallee i Ulmer 1972).

3.5. Kadm

Kadm występuje w organizmach roślinnych w śladowych ilościach od 0,12 do 0,5 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ w terenach nie zanieczyszczonych (Allaway 1968, Berry i Wallace 1974, Page i in. 1981, Eisler 1985). Baker i in. (1979) zawężają ten zakres do 0,05—0,2 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$. W roślinach z terenów będących pod wpływem emisji przemysłowych zawartość kadmu może dochodzić nawet do 50 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (Scklette 1972). Jest pobierany przez rośliny wyjątkowo łatwo i proporcjonalnie do stężenia w roztworze glebowym (Itoh i in. 1979). Kadm jest dobrze transportowany w roślinie. Najwięcej tego metalu akumulują liście (Bingham 1979). Obniżone pH wpływa nie tylko na wzrost dostępności kadmu, ale również wywołuje ostrzejsze symptomy zatrucia. Czynniki wpływającymi w mniejszym stopniu na dostępność kadmu dla roślin jest potencjał oksydoredukcyjny i pojemność sorbcyjna gleby oraz wpływ temperatury otoczenia i niektórych pierwiastków śladowych — Zn, Cu, Ni, Se, Mn (Haghir 1974, Chaney i in. 1975, Page i in. 1981). Kadm obniża ilość chlorofilu, a zatem ogranicza fotosyntezę. Przy koncentracji 4 do 13 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ kadmu w glebie gatunki wrażliwe wykazują spadek plonu, a odporne nie wykazują objawów toksyczności nawet przy koncentracji 640 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ w glebie (Kabata-Pendias i Pendias 1979).

4. Problem bioindykacji

Pewne gatunki roślin i zwierząt są szczególnie wrażliwe na toksyczne działanie zanieczyszczeń i tę ich wrażliwość wykorzystano w metodzie biologicznej kontroli środowiska, określonej w języku polskim wprost angielskim terminem biomonitoring lub monitoring biologiczny (Grodziński i Yorks 1981, Martin i Coughtrey 1982, Zonneveld 1983). Monitoring biologiczny może być zdefiniowany jako miara odpowiedzi żywych organizmów na zmiany zachodzące w ich środowisku. Termin monitoring jest też używany w odniesieniu do analizy chemicznej skażeń w tkankach ludzi zawodowo narażonych na skażenia. Oznacza on także pomiar wpływu zanieczyszczeń na niektóre procesy fizjologiczne. W dosłownym znaczeniu termin monitoring jest zarezerwowany dla wykonywanych regularnie pomiarów jakości różnych elementów środowiska (powietrza, wody, gleby). Metody fizyczno-chemiczne dostarczają wyłącznie danych dotyczących ilości specyficznych związków chemicznych w określonym czasie i miejscu. Dane te są konieczne do oceny poziomu skażeń powietrza i wody, nie dostarczają jednak żadnej informacji o zagrożeniu organizmów. Monitoring biologiczny natomiast dostarcza informacji o zintegrowanym efekcie działania wszystkich czynników na organizmy (Cairns 1980).

Różni autorzy różnie dzielą bioindykatory czyli organizmy używane w tej metodzie. Grodziński i Yorks (1981) oraz Ten Hotten (1983) wyróżniają trzy główne kategorie bioindykatorów:

- 1) skałe gatunków (zmiany składu gatunkowego zależne od stężenia zanieczyszczeń),
- 2) prawdziwe indykatory (pokazują zróżnicowany stopień uszkodzeń w zależności od poziomu zanieczyszczeń),
- 3) akumulatory (gromadzą w swoich tkankach zanieczyszczenia, które mogą być ilościowo ocenione).

Nieco inny podział takich organizmów proponują Martin i Coughtrey (1982) dzieląc je na indykatory i monitory. Indykatory to te gatunki roślin i zwierząt, które bardzo silnie reagują na wzrastające zanieczyszczenie i giną na skażonym terenie. Najlepszym przykładem mogą być porosty (Lodeniuss i Laaksovirta 1979, Pilegaard i in. 1979). Drugą grupę stanowią monitory, które pozwalają śledzić zmiany stopnia degradacji środowiska. Wskaźnikami mogą być zarówno organizmy roślinne jak i zwierzęce. Bioindykatory roślinne to głównie rośliny niższe: mchy i porosty (Ruhling i Tyler 1973, Le Blanc i in. 1974, Grodzińska 1978, Lodeniuss i Kumpulainen 1983). Wśród roślin wyższych jako wskaźniki skażenia fluorowodorem stosuje się pewne odmiany gladioli i tulipanów, w badaniach skażenia ozonem — tytoń, dwutlenkiem siarki — lucernę, grykę i koniczynę, metalami ciężkimi i fluorem — rajgras (Posthumus 1983). Wskaźniki zwierzęce to zarówno przedstawiciele bezkręgowców jak i zwierząt kręgowych.

Spośród bezkręgowców powszechnie stosuje się dżdżownice oraz stonogi jako wskaźniki skażenia gleby metalami ciężkimi (Williamson i Evans 1972, Ask i Lee 1980, Coughtrey i in. 1980, Joose i in. 1981). Kręgowce używane jako bioindykatory to przede wszystkim drobne gryzonie (Beardsley i in. 1978, Kisseberth i in. 1984, Cloutier i Clulow 1985, Sawicka-Kapusta i in. 1987), a także ptaki (Getz i in. 1977, Roberts i in. 1978, Scanlon i in. 1980, Sawicka-Kapusta i in. 1986). Również poroża jeleniowatych okazały się bardzo dobrym wskaźnikiem skażenia środowiska leśnego metalami ciężkimi (Sawicka-Kapusta 1979, Kardell i Kallman 1986, Samiullah i Jones 1986).

Nasza wiedza na temat wpływu emitowanych zanieczyszczeń na organizmy żywe, mimo ogromnej liczby opracowań jakie ukazały się dotychczas na świecie, jest wciąż niewystarczająca. W większości, uzyskane dane mówią o poziomie metali w całym organizmie czy w tkankach (rzadziej o akumulacji), natomiast niewiele o efektach ich działania. Wiemy czym może grozić podwyższony poziom tego czy innego pierwiastka toksycznego, ale tak naprawdę nie wiemy do końca jak wpływa on na konkretny organizm czy populację i jaki wywiera wpływ na kolejne ogniwa łańcucha troficznego. W ekosystemach lądowych bardzo rzadko mamy do czynienia z drastycznymi przypadkami masowego padania zwierząt, które byłoby odpowiednikiem „śnięcia ryb” znanego dobrze jako skutek wpuszczenia toksycznych ścieków do rzeki czy jeziora. Nie znamy właściwie hierarchii ważności czynników odpowiedzialnych za zjawisko „forest decline”. Umiemy oszacować spadek plonów roślin uprawnych będący skutkiem zanieczyszczeń gazowych, natomiast nie zawsze możemy z całą pewnością powiedzieć, jaka kombinacja tych zanieczyszczeń naprawdę go spowodowała. Nie można też przenosić bezpośrednio do naturalnego środowiska wyników uzyskanych w eksperymentach laboratoryjnych. Inne bywają również reakcje zwierząt laboratoryjnych, a inne dziko żyjących nawet u bardzo bliskich sobie systematycznie gatunków zwierząt.

W przypadku dwu bardzo ważnych grup zanieczyszczeń, metali ciężkich i związków siarki, można stosować w Polsce metodę bioindykacji używając roślin wyższych jako wskaźników (rajgrasu, lucerny, koniczyny łąkowej i koniczyny krwistoczerwonej). Pozwala to określić zakres, dynamikę i charakter odkształceń środowiska pod wpływem emisji przemysłowych zawierających te zanieczyszczenia (Sawicka-Kapusta w druku a i b).

Bioindykacja jest na pewno pomocna w rozwiązywaniu problemów związanych z wpływem zanieczyszczeń przemysłowych na organizmy żywe. Nie zastępuje wprawdzie analiz fizyczno-chemicznych, ale też nie może być przez nie zastąpiona. Sygnalizuje i ostrzega przed skutkami działania nadmiernych emisji przemysłowych, nie stanowi jednak jedynej metody badania tych skutków. Gdyby jednak z niej zrezygnować całkowicie, zadowalając się jedynie informacją o wielkości emisji, szybko doprowadzilibyśmy do takiego stopnia degradacji środowiska, która byłaby już nieodwracalna. Przyjdzie nam jeszcze wykonać

sporo różnego rodzaju badań (także przy użyciu bioindykacji), aby poznać mechanizm degradacji i móc ją zahamować. Tym samym powiększymy szansę zachowania choć części naturalnego środowiska dla przyszłych pokoleń.

Piśmiennictwo

- Alloway W.M. 1968 — Agronomic controls over the environmental cycling trace elements — *Adv. Agron.* 20.
- Anderson J.W. 1978 — Sulphur in biology — *Studies in Biology* no. 101, Edward Arnolds, London.
- Ask C.D.J., Lee D.L. 1980 — Lead, cadmium, copper and iron in earthworms from road side soil — *Environ. Pollut.* 22A: 59—68.
- Baker D.E., Amacher M.C., Leach R.M. 1979 — Sewage sludge as a source of cadmium in soil-plant-animal system — *Environ. Health Perspect.* 28: 45—49.
- Beardsley A., Vagg M.J., Beckett P.H.T., Sansom B.F. 1978 — Use of the field vole (*Microtus agrestis*) for monitoring potentially harmful elements in the environment — *Environ. Pollut.* 16: 65—71.
- Bennett B.G. 1981 — Exposure commitment concepts and application; summary exposure assessments for lead, cadmium and arsenic (W: Exposure commitment assessments of environmental pollutants. Vol. 1, no. 1) — MARC Rep. 23, Monitoring and Assessment Research Centre, King's College London, University of London, London.
- Berry W., Wallace A. 1974 — Trace elements in the environment — their role and potential toxicity as related to fossil fuels. A primary study — *Univ. Calif. Lab. Nuclear. Med. and Rad. Biol.*, AEC Contract No AT/04—1, Genewa 12.
- Bingham F.T. 1979 — Bioavailability of Cd to food crops in relation to heavy metal content of sludge-amended soil — *Environ. Health Perspect.* 28: 39—43.
- Burton M.A.S. 1986 — Biological monitoring of environmental contaminants — MARC Rep. 32, Monitoring and Assessment Research Centre, King's College London, University of London, London.
- Cairns J. 1980 — Scenarios on alternative futures for biological monitoring, 1978—1985 (W: Biological monitoring for environmental effects. Red. D.L. Wolf) — Lexington Books, Lexington, 11—21.
- Carlson R.W., Bazzaz F.A., Rolfe G.L. 1975 — The effect of heavy metals on plants. II. Net photosynthesis and transpiration of whole corn and sunflower plants treated with Pb, Cd, Ni, TI — *Environ. Res.* 10: 113—120.
- Chaney R.L., White M.C., Simon P.W. 1975 — Plant uptake of heavy metals from sewage sludge applied to land — *Proc. Second National Conf. Municipal Sludge Management, Information Transfer Inc., Rockville*, 169—178.
- Chlivers D.C., Bennett B.G. 1987 — Exposure commitment assessments of environmental pollutants. Summary exposure assessment for zinc. Vol. 5. — MARC Rep. 36, Monitoring and Assessment Research Centre, King's College London, University of London, London.
- Cloutier N.R., Clulow F.V. 1985 — Metal (Cu, Ni, Fe, Co, Zn, Pb) and Ra—226 levels in meadow voles *Microtus pennsylvanicus* living on nickel and uranium mine tailings in Ontario, Canada: environmental and tissue levels — *Environ. Pollut. Ser. B*, 10: 19—46.
- Collins J.C. 1981 — Zinc (W: Effect of heavy metal pollution on plants. Vol. 1. Effect of trace metals on plant function. Red. N.W. Lepp) — Applied Science Publishers, London, 145—165.
- Coughtrey P.J., Martin M.H., Chard J., Shales S.W. 1980 — Microorganisms and metal retention in the woodlouse *Oniscus asellus* — *Soil Biol. Biochem.* 12: 23—27.

- Cowling D.W., Lockyer D.R. 1978 — The effect of SO₂ on *Lolium perenne* L. grown at different levels of sulphur and nitrogen nutrition — J. exp. Bot. 29: 257—265.
- Czerwiński W. 1978 — Fizjologia roślin — PWN, Warszawa.
- Davis R.D., Beckett P.H.T. 1978 — Upper critical levels of toxic elements in plants. II — New Phytol. 80: 23—32.
- Eisler R. 1985 — Cadmium hazards to fish, wildlife and invertebrates: A synoptic review — Biol. Rep. 85 (1.2), Fish and Wildlife Service, U.S. Department of the Interior, Washington.
- Eisler R. 1988 — Lead hazards to fish, wildlife and invertebrates: A synoptic review — Biol. Rep. 85 (1.14), Fish and Wildlife Service, U.S. Department of the Interior, Washington.
- Friberg L., Nordberg G., Vouk V.B. 1979 — Handbook on the toxicology of metals — Elsevier/North-Holland Biomedical Press, Amsterdam, New York, Oxford.
- Getz L.L., Best L.B., Prather M. 1977 — Lead in urban and rural song birds — Environ. Pollut. 12: 235—238.
- Godzik S., Krupa S.V. 1982 — Effects of sulphur dioxide on the growth and yield of agricultural and horticultural crops (W: Effects of gaseous air pollution in agriculture and horticulture. Red. M.H. Unsworth, D.P. Ormrod) — Butterworths, London, 447—515.
- Gough L.P., Shacklette H.T., Case A.A. 1979 — Element concentrations toxic to plants, animals and man — Geol. Surv. Bull. 1466, U.S. Government Printing Office, Washington.
- Grodzińska K. 1978 — Mosses as bioindicators of heavy metal pollution in Polish National Parks — Water Air Soil Pollut. 9: 83—97.
- Grodziński W., Weiner J., Maycock P.F. (Red.) 1984 — Forest ecosystems in industrial regions — Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg, New York.
- Grodziński W., Yorks T.P. 1981 — Species and ecosystem level bioindicators of airborne pollution: an analysis of two major studies — Water Air Soil Pollut. 16: 33—53.
- Guderian R. 1977 — Air pollution. Phytotoxicity of acidic gases and its significance in air pollution control — Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg, New York.
- Haghiri F. 1974 — Plant uptake of cadmium as influenced by cation exchange capacity, organic matter, zinc and soil temperature — J. environ. Qual. 3: 180—183.
- Hemphill D. 1972 — Availability of trace elements to plants with respect to soil-plant interaction — Ann. N.Y. Acad. Sci. 199: 46—61.
- Hill A.C., Hill S., Lamb C., Barrett T.W. 1974 — Sensitivity of native desert vegetation to SO₂ and SO₂ and NO₂ combined — J. Air Pollut. Control Assoc. 24: 153—157.
- Hindawi I.J. 1970 — Air pollution injury to vegetation — National Air Pollut. Control Administration Publ. No. Ap—71.
- Hutchinson T.C., Meema K.M. 1987 — Effects of atmospheric pollutants on forest, wetlands and agricultural ecosystems — Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg, New York.
- Itoh S., Tokunaga Y., Yumura Y. 1979 — Concentration of heavy metals contained in soil solution and the concentration of vegetable crops by excessive absorption of heavy metals — Bull. Veg. Ornamental. Crops Res. Stn. A5: 145—166.
- Itoh S., Yumura Y. 1979 — Excessive absorption of As, Cd, Cu, Zn, Cr, Ni and Pb by tomato and lettuce in relation to contamination of soil — Bull. Veg. Ornamental. Crops Res. Stn. A6: 123—145.
- Jagusiiewicz J. 1981 — Powietrze — człowiek — środowisko — LSW, Warszawa.
- Jeffre C.E. 1979 — Plant damage caused by SO₂ — Symp. on the effects of air-borne pollution on vegetation, 20—24 August 1979, Warsaw, 1—26.
- Jones J.B.Jr. 1972 — Plant tissue analysis for micronutrients (W: Micronutrients in agriculture. Red. J.J. Mortvedt, P.M. Giordano, W.L. Lindsay) — Soil Science Society of America, Madison, 319—346.
- Joose E.N.G., Wulfraat K.J., Glas H.P. 1981 — Tolerance and acclimation to zinc of the isopod *Porcellio scaber* Latr. (W: International conference. Heavy metals in the environment) — Amsterdam, September 1981, CEP Consultants Ltd., Edinburgh, 425—428.

- Kabata-Pendias A., Pendias H. 1979 — Pierwiastki śladowe w środowisku biologicznym — Wyd. Geol., Warszawa.
- Kapała J. 1983 — Ocena jakości powietrza w województwie katowickim — Zakł. Narod. im. Ossolińskich, PAN, Wrocław, Warszawa, Kraków.
- Kardell L., Kallman S. 1986 — Heavy metals in antlers of roe deer from two Swedish forest, 1968—1983 — *Ambio*, 15: 232—235.
- Karweta S. 1976 — Zmiany zawartości cynku i ołowiu w roślinach jako skutek zanieczyszczenia powietrza przez zakład hutniczy metali nieżelaznych — *Zesz. probl. Post. Nauk rol.* 179: 583—588.
- Kassenberg A., Rolewicz C. 1985 — Przestrzenna diagnoza ochrony środowiska w Polsce — PWE, Warszawa.
- Kaźmierczakowa R. 1975 — Correlation between the amount of industrial dust fall and the lead and zinc accumulation in some plant species — *Bull. Acad. pol. Sci. Ser. Sci. Biol.* 23: 611—621.
- Kisseberth W.C., Sundberg J.P., Nyboer R.W., Reynolds J.D., Kasten S.C., Beasley V.R. 1984 — Industrial lead contamination of an Illinois wildlife refuge and indigenous small mammals — *JAVMA*, 185: 309—313.
- Knaβe W. 1979 — Capacity and efficiency of vegetation in reducing air-borne pollution in urban and industrial areas — *Symp. on the effects of air-borne pollution on vegetation*, 20—24 August 1979, Warsaw, 1—14.
- Koeppe D.E. 1981 — Lead: understanding the minimal toxicity of lead in plant (W: Effect of heavy metal pollution on plants. Vol. 1. Effect of trace metals on plant function. Red. N.W. Lepp) — Applied Science Publishers, London, New Jersey, 55—76.
- Kozłowski T.T. 1980 — Impacts of air pollution on forest ecosystems — *Bioscience*, 30: 88—90.
- Kozłowski T.T. 1985 — Measurement of effects of environmental and industrial chemicals on terrestrial plants (W: Methods for estimating risk of chemical injury: Human and non-human biota and ecosystems. Red. V.B. Vouk, G.C. Butler, D.G. Hoel, D.B. Preakall) — *SCOPE*, 573—609.
- Leavitt S.W., Dueser R.D., Goodell H.G. 1979 — Plant regulation of essential and non-essential heavy metals — *J. appl. Ecol.* 16: 203—212.
- Le Blanc F., Robitaille G., Rao D.N. 1974 — Biological response of lichens and bryophytes to environmental pollution in the Murdochville copper mine area, Quebec — *J. Hattori Bot. Lab.* 38: 405—433.
- Lepp N.W. (Red.) 1981 — Effect of heavy metal pollution on plants. Vol. 1. Effects of trace metals on plant function — Applied Science Publishers, London, New York.
- Lindsay W.L. 1972 — Zinc in soil and plant nutrition — *Adv. Agron.* 24: 147—186.
- Lodenius M., Kumpulainen J. 1983 — Cd, Fe and Zn content of the epiphytic lichen *Hypogymnia physodes* in a Finnish suburb — *Sci. total Environ.* 32: 81—85.
- Lodenius M., Laaksovirta K. 1979 — Mercury content of *Hypogymnia physodes* and pine needles affected by a chlor-alkali works at Kuusankoski, S.E. Finland — *Ann. bot. Fenn.* 16: 7—10.
- Lorenc-Plucińska G. 1988 — Badania wpływu dwutlenku siarki i siarczynu na transport asymilatów u roślin wyższych — Instytut Dendrologii PAN, Kurnik, PWRiL, Poznań.
- Malhorta S.S., Blaue R.A. 1980 — Diagnosis of air pollutant and natural stress symptoms on forest vegetation in western Canada — *Inf. Rep. NOR-X-228*, Northern Forest Research Centre, Edmonton, Canada.
- Marchwińska E. 1982 — Wykorzystanie niektórych zależności fitoekologicznych dla oceny wpływu zanieczyszczenia powietrza na plon — IKS, Katowice.
- Marchwińska E., Kucharski R. 1983 — Reakcja wybranych gatunków roślin na jednoczesne działanie zanieczyszczeń gazowych i pyłu (W: Bioindykacja skażeń przemysłowych i rolniczych. Red. J. Fabiszewski) — Zakł. Narod. im. Ossolińskich, PAN, Wrocław, Warszawa, Kraków, 179—187.
- Marchwińska E., Kucharski R., Gzyl J., Błaszka K., Karpińska B. 1982 — Wpływ zanieczyszczenia środowiska na wybrane rośliny jadalne i paszowe uprawiane w województwie katowickim — IKŚ, Katowice, Woj. Ośr. Post. Rol. w Mikołowie-Śmiłowicach, Katowice.

- Martin M.H., Coughtrey P.J. 1982 — Biological monitoring of heavy metal pollution — land and air — Applied Science Publishers, London, New York.
- Mudd J. B. 1979 — Physiological and biochemical effects of ozone and sulphur dioxide — Symp. on the effects of air-borne pollution on vegetation, 20—24 August 1979, Warsaw, 1—9.
- Narodowy Program Ochrony Środowiska Przyrodniczego do roku 2010 — Ministerstwo Ochrony Środowiska i Zasobów Naturalnych, Warszawa, 1988.
- Nowosielski O. 1968 — Metody oznaczania potrzeb nawożenia — PWRiL, Warszawa.
- Opinia o szkodliwym wpływie Huty im. Lenina na zdrowie mieszkańców, zabytki oraz środowisko przyrodnicze Krakowa i jego okolice — Rada Ochrony Środowiska M. Krakowa, Kraków, 1981.
- Page A. L., Bingham F. T., Chang A. C. 1981 — Cadmium (W: Effect of heavy metal pollution on plants. Vol. 1. Effect of trace metals on plant functions. Red. N. W. Lepp) — Applied Science Publishers, London, New Jersey, 77—104.
- Pandey S. N. 1983 — Impact of thermal power plant emissions on vegetation and soil — Water Air Soil Pollut. 19: 87—100.
- Patel P. M., Wallace A., Hortsock T., Romney E. M. 1980 — Zinc, nickel and cadmium uptake and translocation to seed pods and their effects on gas exchange rates of bush bean plant grown in calcareous soil from the Northern Mojave desert — J. Plant Nutr. 2: 67—72.
- Peterson P. J., Girling C. A. 1981 — Other trace metals (W: Effect of heavy metal pollution on plants. Vol. 1. Effect of trace metals on plant function. Red. N. W. Lepp) — Applied Science Publishers, London, New Jersey, 277—282.
- Pilegaard K., Rasmussen L., Gydesen H. 1979 — Atmospheric background deposition of heavy metals in Denmark monitored by epiphytic cryptogams — J. appl. Ecol. 16: 843—853.
- Posthumus A. C. 1982 — Morphological symptoms and yield alterations as criteria of evaluation in the monitoring of effects of air pollutants with plants (W: Monitoring of air pollutants by plants. Methods and problems. Red. L. Steubing, H. J. Jager) — Dr. W. Junk Publishers, The Hague, Boston, London, 73—77.
- Posthumus A. C. 1983 — Higher plants as indicators and accumulators of gaseous air pollution — Environ. Monit. Assess. 3: 263—272.
- Preer J. R., Sekhon S., Stephens B. R., Collins M. S. 1980 — Factors affecting heavy metal content of garden vegetables — Environ. Pollut. Ser. B, 1: 95—104.
- Price C. A., Clark H. E., Funkhouser E. A. 1972 — Functions of micronutrients in plants (W: Micronutrients in agriculture. Red. J. Mortvedt, P. M. Giordano, W. L. Lindsay) — Soil Sciences Society of America, Madison, 231—242.
- Rabe R., Kreeb K. H. 1979 — Enzyme activities and chlorophyll and protein content and plants as indicators of air pollution — Environ. Pollut. 19: 119—137.
- Riceman D. S., Jones G. B. 1958 — Distribution of Zn and Cu in subterranean clover (*Trifolium subterraneum* L.) grown in solution cultures supplied with graduated amounts of Zn — Aust. J. agric. Res. 9: 73—122.
- Roberts R. D., Johnson M. S., Hutton M. 1978 — Lead contamination of small mammals from abandoned metalliferous mines — Environ. Pollut. 15: 61—69.
- Ruhling A., Tyler G. 1973 — Heavy metal deposition in Scandinavia — Water Air Soil Pollut. 2: 445—455.
- Samiullah Y., Jones K. C. 1986 — Biological monitoring: a study on red deer — Proc. Int. Conf. Chemical in the Environment, 1—3 July 1986, Lisbon, 395—402.
- Sawicka-Kapusta K. 1979 — Roe deer antlers as bioindicators of environmental pollution in southern Poland — Environ. Pollut. 19: 283—292.
- Sawicka-Kapusta K. (w druku a) — Assessment of environmental pollution in a protection zone around a steelworks with use of indicator plants. Part I. Sulphur dioxide — Arch. Ochr. Środ.
- Sawicka-Kapusta K. (w druku b) — Assessment of environmental pollution in a protection zone around a steelworks with use of indicator plants. Part II. Heavy metals — Arch. Ochr. Środ.

- Sawicka-Kapusta K., Górecki A., Lange R. 1987 — Heavy metals in rodents from polluted forests in southern Poland — *Ekol. pol.* 35: 345—354.
- Sawicka-Kapusta K., Kozłowski J., Sokołowska T. 1986 — Heavy metals in tits from polluted forests in southern Poland — *Environ. Pollut. Ser. A*, 42: 287—310.
- Scanlon P. F., Oderwald R. G., Dietrick T. J., Coggin J. L. 1980 — Heavy metal concentrations in feathers of ruffed grouse shot by Virginian hunters — *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 25: 947—949.
- Schacklette H. T. 1972 — Cadmium in plants — *U. S. geol. Surv. Bull.* 1314: 1—28.
- Siuta J., Rejman-Czajkowska M. 1980 — Siarka w biosferze — PWRiL, Warszawa.
- Smith W. H. 1981 — Air pollution and forest. Interactions between air contaminations and forest ecosystems — Springer-Verlag, New York, Heidelberg, Berlin.
- Takkar P. N., Mann T. 1978 — Toxic levels of soil and plant Zn for maize and wheat — *Plant Soil*, 49: 667—669.
- Ten Hoten J. G. 1983 — Biological indicators of air pollution — *Environ. Monit. Assess.* 3: 257—261.
- Thomas M. D. 1961 — Effects of air pollution on plants (W: Air pollution. Red. K. Barker) — WHO Monograph 46, Columbia University Press, New York, 233—278.
- Tingey D. T., Reinert R. A. 1975 — The effect of ozone and sulphur dioxide singly and in combination on plant growth — *Environ. Pollut.* 9: 117—125.
- Unsworth M. H., Biscoe P. V., Pinckney H. R. 1972 — Stomatal responses to SO₂ — *Nature*, 239: 458—459.
- Vallee B. L. 1976 — Zinc biochemistry: A perspective — *Trends Biochem. Sci.* 88—91.
- Vallee B. L., Ulmer D. D. 1972 — Biochemical effects of mercury, cadmium and lead — *Annu. Rev. Biochem.* 41: 91—128.
- Venugopal B., Luckey T. D. 1978 — Metal toxicity in mammals. Vol. 2 — Plenum Press, New York, London.
- Warteresiewicz M. 1979 — Oddziaływanie zanieczyszczenia powietrza dwutlenkiem siarki na wybrane gatunki roślin w rejonie Górnośląskiego Okręgu Przemysłowego — *Arch. Ochr. Środ.* 1: 95—166.
- West T. S. 1981 — The atomic spectroscopy of biosignificant trace elements in soil in relation to plant and animal nutrition — *Bunseki Kagaku*, 30: 103—115.
- White K. L., Hill A. C., Bennett J. H. 1974 — Synergistic inhibition of apparent photosynthesis rate of alfalfa by combinations of sulphur dioxide and nitrogen dioxide — *Environ. Sci. Tech. nol.* 8: 574—576.
- Williamson P., Evans P. R. 1972 — Lead levels in roadside invertebrates and small mammals — *Bull. Environ. Cont. Toxicol.* 8: 280—288.
- Zajac K. P. 1984 — Metale alkaliczne i ciężkie w pyłach aglomeracji krakowskiej — *Ochr. Powietrza*, 3: 58—61.
- Ziegler I. 1975 — The effect of SO₂ pollution on plant metabolism — *Residue Rev.* 56.
- Zimdahl R. L., J. Arvik J. H. 1973 — Lead in soil and plants. A literature review — *Crit. Rev. environ. Control*, 3: 213—224.
- Zimdahl R. L., Koeppe D. E. 1973 — Uptake by plants (W: Lead in the environment. Red. W. R. Boggess) — National Science Foundation, Washington, 99—104.
- Ziolecka A., Kuźdowicz M., Chomyszyn M. 1987 — Tabele składu mineralnego pasz krajowych — PWN, Warszawa.
- Zonneveld I. S. 1983 — Principles of bio-indication — *Environ. Monit. Assess.* 3: 207:217.

Summary

Sulphur dioxide, fluoride compounds and nitrogen oxides are considered to be gaseous pollutants which are most toxic to plants. Depending on concentration and duration of exposure, they can cause visible injuries to leaves (such as chlorosis and necrosis) or hidden injuries. Dusts containing heavy metals are also toxic to plants and can affect animals too, even at minimum concentrations. Air pollution occurs usually as a mixture of dust and phytotoxic gases, composition of which implies the degree of harm done to living organisms. Biological monitoring involves regular application of biological assessment techniques and methods, to gather information about quality and condition of biological systems. In case of two groups of pollutants that are of importance in Poland: heavy metals and sulphur compounds, the method of bioindication using higher plants (alfalfa, ryegrass and two species of clover) may be applied. The method allows assessment of range, dynamics and character of environmental disturbances caused by industrial emissions.

(wpłynęło: 29 IX 1989 r.)

Wydział Nauk Ekologicznych
 Uniwersytetu Mikołaja Kopernika
 pl. Armii Czerwonej 1
 85-010 Toruń

Krzysztof Wojtyła
 Grzegorz Janusz
 Olszowski Uniwersytet
 Mikołaja Kopernika
 ul. Chopina 12/14
 85-106 Toruń

1. Wstęp

Proces przygotowania danych biologicznych do analizy numerycznej obejmuje trzy etapy. Etap pierwszy to wybór opracowanie tabeli fitosociologicznej. Zazwyczaj polega on w sposób tradycyjny, bez użycia komputera. Etap drugi to proces przeniesienia tych danych do pamięci operacyjnej maszyny, w postaci składowej w strukturze zbioru wierszowego, do wybranego programu statystycznego. W etapie trzecim następuje przekształcenie pierwotnej struktury danych w tabelę nową, skonstruowaną przez ten program albo samego lub obcego użytkownika. Do tego celu wykorzystuje się algorytmy umożliwiające transformację sposobu przekazywania informacji zawartej w tabelach fitosociologicznych.

Przygotowanie danych do analizy numerycznej, jak każdy proces, można ulepszyć optymalizacją. Optymalizację poprzez skracanie czasu trwania i uproszczenie czynności wykonanych w etapie pierwszym i drugim oraz poprzez zastosowanie metodologii skonstruowania struktury zbioru danych do techniki programów komputerowych.