

STEFAN GODZIK, ZDZISŁAW PISKORNIK

ODDZIAŁYWANIE ZANIECZYSZCZEŃ POWIETRZA NA ROŚLINY

CZĘŚĆ I

Źródła i rodzaje zanieczyszczeń powietrza oraz formy uszkodzeń roślinności

W rejonach uprzemysłowionych i w dużych zespołach urbanistycznych, a nawet w sąsiedztwie pojedynczych zakładów przemysłowych, obserwuje się różne formy uszkodzeń roślinności, spowodowane przez niektóre składniki zanieczyszczeń emitowanych do atmosfery.

Wielkość obszarów objętych szkodliwym wpływem zanieczyszczeń powietrza oraz stopień uszkodzenia roślinności wahają się w szerokich granicach w zależności od zespołu czynników, z których wymienić należy: wielkość źródeł emisji, skład i stężenie związków fitotoksycznych, skład szaty roślinnej, ukształtowanie terenu oraz przeważające kierunki wiatrów. Najsilniejsze uszkodzenia szaty roślinnej obserwujemy zazwyczaj w pobliżu źródeł emisji zanieczyszczeń powietrza. W miarę wzrostu odległości nasilenie uszkodzeń słabnie.

Na roślinność może oddziaływać ujemnie bardzo duża liczba związków chemicznych zwłaszcza wówczas, gdy występują w powietrzu w odpowiednio wysokich stężeniach i działają przez dłuższy czas (Went 1949). Jeżeli jednak ograniczymy się w naszych obserwacjach do przestrzeni otwartych, gdzie zanieczyszczenia występują zazwyczaj w ilościach mikro- lub miligramowych na metr sześcienny powietrza, to ilość związków fitotoksycznych nie przekroczy kilkunastu. Z tej liczby najbardziej rozpowszechnionym składnikiem zanieczyszczeń powietrza zarówno w Polsce, jak i za granicą jest dwutlenek siarki. Inne składniki, jak np. związki fluoru, chloru, tlenki azotu, amoniak oraz związki organiczne (etylen, węglowodory ciężkie, fenole i inne) mają raczej znaczenie lokalne. Są one jednak nieraz przyczyną silnych uszkodzeń roślinności.

Dwutlenek siarki powstaje w procesach spalania i chemicznej przeróbki węgla kamiennego i brunatnego, surowych produktów naftowych, rud oraz innych su-

rowców zawierających siarkę (Rupp 1956, Spengler i Michalczyk 1964). Głównymi więc źródłami SO_2 są elektrociepłownie, zakłady wzbogacania rud metodą spiekania, zakłady metalurgiczne, zakłady przeróbki siarki i inne, a wreszcie paleńska domowa zwłaszcza w okresie zimowym.

Drobiny SO_2 ulegają w powietrzu powolnemu utlenianiu do SO_3 i kwasu siarkowego. Średnie „życie“ drobiny SO_2 w powietrzu wynosi 9 godzin (Meetham 1950). Inne źródła podają okres 1,5 doby dla SO_2 i około 6 dni dla dymu (Dobson i wsp. 1945, cyt. za Katz 1949). Utlenianie SO_2 do SO_3 i kwasu siarkowego katalizują ślady tlenków metali oraz światło słoneczne (Cadle i Magill 1956, Haagen-Smit 1963, Spengler i Michalczyk 1964).

Stężenia SO_2 w powietrzu wahają się w dość szerokich granicach, od ilości śladowych aż do kilku miligramów w metrze sześciennym. Przy szczególnie niekorzystnych warunkach meteorologicznych (słaba turbulencja, niska temperatura, brak wiatru i gęsta mgła), a więc przeważnie zimą, notowano stężenia dochodzące do około 26 mg/m^3 (Katz 1949). Należy jednak zaznaczyć, że tak wysokie stężenia występują bardzo rzadko. Na ogół w rejonach przemysłowych, w pewnym oddaleniu od źródła emisji, średnie stężenia nie przekraczają zazwyczaj $0,5 \text{ mg SO}_2/\text{m}^3$. W bezpośrednim sąsiedztwie dużych zakładów przemysłowych stężenia SO_2 są wyższe i mogą chwilami dochodzić do kilku miligramów w metrze sześciennym powietrza.

Dwutlenek siarki jest najbardziej rozpowszechnionym i równocześnie najczęściej badanym związkiem fitotoksycznym (Thomas 1951, Thomas i Hendricks 1956, Thomas 1961). Zdaniem wielu autorów (Katz 1949, Thomas 1951, 1961, Thomas i wsp. 1949, Zahn 1961), na roślinność wpływają ujemnie dopiero stężenia powyżej około $0,4 \text{ mg/m}^3$. Istnieją jednak dane świadczące o szkodliwym wpływie niższych stężeń SO_2 zwłaszcza na drzewa szpilkowe (Materna 1966).

Fluorowódor oraz inne związki fluoru wydzielane są do atmosfery głównie przez huty aluminium, huty szkła i zakłady ceramiczne, zakłady nawozów fosforowych, cegielnie, emaliernie i inne (Thomas 1951, Cadle i Magill 1956, McHenry i Hoyt 1961, Wentzel 1965, Garber 1966). Związki fluoru mogą także pochodzić ze spalania węgla (Cholak 1952). Źródłem związków fluoru są albo zanieczyszczenia obecne w przerabianych surowcach, albo kryolit używany w hutach aluminium i emalierniach do procesów technologicznych (Thomas i Hendricks 1956). Stężenia gazowych związków fluoru wahają się od kilku do ponad $100 \mu\text{g/m}^3$ (Adams 1961, Szalonek 1967). Te ostatnie wyniki uzyskano przy pobieraniu prób do analizy ze strugi emitowanych gazów (Szalonek 1967). Przeciętne stężenia tych związków wynoszą zazwyczaj kilka mikrogramów w metrze sześciennym powietrza. Podobnie jak w przypadku SO_2 obserwuje się znaczne wahania stężeń tych związków w krótkich odstępach czasu (Adams 1961). Ujemnie na roślinność wpływają związki fluoru w stężeniach od $0,1 \mu\text{g/m}^3$ (Compton i Remmert 1950, cyt. za Thomas 1951). Obserwuje się jednak bardzo duże różnice we wrażliwości roślin na te związki (Thomas i Hendricks 1956).

Inne związki fitotoksyczne, jak np: chlor, chlorowódór, tlenki azotu, amoniak oraz szereg połączeń organicznych, emitowane są głównie z zakładów chemicznych. Należy tu zaliczyć również zanieczyszczenia atmosfery powodowane przez zakłady koksownicze i zakłady przeróbki związków węglowodórnych. Ilości emitowanych zanieczyszczeń są tu duże, a ich skład chemiczny jest zróżnicowany (Byrtus 1960, Friehmelt 1961, Sawicki i wsp. 1965). Stężenia w jakich wymienione związki powodują uszkodzenia roślinności są silnie zróżnicowane. W przypadku etylenu wahają się one w granicach od 0,05 do 0,125 mg/m³ (Zimmerman 1949, Heck i wsp. 1961), w przypadku chloru poniżej 0,88 mg/m³ (Zimmerman 1949, Brennan i wsp. 1965), a w przypadku tlenków azotu od 0,43 do 0,83 mg/m³ (Taylor i Eaton 1966). Amoniak i siarkowódór uszkadzają rośliny w stężeniach wynoszących odpowiednio około 58 mg/m³ i około 557 mg/m³ (Zimmerman 1949, Thomas 1951, Benedict i Breen 1955). Wszystkie wymienione czynniki fitotoksyczne, łącznie z fluorem, nie występują tak powszechnie, jak SO₂ i posiadają raczej znaczenie lokalne. Mogą jednak być przyczyną silnych uszkodzeń roślinności rosnącej w pobliżu źródeł emisji.

Silnymi czynnikami fitotoksycznymi, które powstają dopiero w powietrzu z innych związków w wyniku reakcji fotochemicznych są związki określane mianem „smogu“ oraz ozon. Głównym przedstawicielem tej grupy związków jest azotan peroksyacetylu, połączenie nadtlenowe o niezwykle silnych właściwościach fitotoksycznych (Dugger i wsp. 1963, Altshuller i Buffalini 1965, Dugger i wsp. 1966).

Ozon powstaje w atmosferze z tlenków azotu a „smog“ (typu Los Angeles) w wyniku reakcji pomiędzy węglowodorami, głównie olefinami, ozonem i tlenkami azotu (Haagen-Smit 1952, Katz 1961, Altshuller i Buffalini 1965, Altshuller i wsp. 1966 i inni). Ostatnie badania (Altshuller i wsp. 1967) wykazały istnienie nowej grupy reakcji zanieczyszczeń gazowych w powietrzu, mianowicie fotoutleniania aldehydów alifatycznych (powstających przy spalaniu substancji organicznych) zachodzącego na świetle o długościach fali poniżej 340 m μ .

Fitotoksyczne własności związków wchodzących w skład „smogu“ stanowią od szeregu lat w Stanach Zjednoczonych główny kierunek badań (Haagen-Smit i wsp. 1952, Hull i Went 1952, Richards i wsp. 1958, Taylor 1958, Tood i Garber 1958, Taylor i wsp. 1960, Middleton i wsp. 1955, 1965, Middleton 1961, Thomas 1961, Heggstad i Menser 1962, Richards i Taylor 1965, Macdowall 1965, Heck i wsp. 1966, Dugger i wsp. 1966 i inni).

Pewne informacje wskazują na uszkodzanie roślin zanieczyszczeniami typu „smogu“ na terenie Wielkiej Brytanii (Went 1955), Holandii (Houten 1966) i Czechosłowacji (Blattný 1963). W Polsce nie wykryto do tej pory tego rodzaju zanieczyszczeń, jednakże pewne objawy uszkodzeń liści niektórych roślin na Śląsku (kasztanowiec zwyczajny, róża pomarszczona, ziemniaki i inne) są zbliżone do opisywanych w wypadku „smogu“, co sugeruje występowanie podobnych związków utleniających w tym rejonie. Istnieją również dane świadczące, że reakcje fotoche-

miczne odgrywają pewną rolę w uszkodzeniach roślin powodowanych przez ciężkie węglowodory (Ewert 1914, Tiegs 1934, Berge 1963, Kissler 1965). W centralnej części Śląska (rejon Górnośląskiego Okręgu Przemysłowego) występuje kompleks zanieczyszczeń, który można porównać do „smogu“ zwanego londyńskim, charakteryzującego się dużą zawartością SO_2 oraz części stałych w powietrzu. Duże nasilenie tego rodzaju zanieczyszczeń występuje w tym rejonie głównie w okresie jesienno-zimowym przy pogodzie inwersyjnej i przy słabych ruchach mas powietrza.

Inne, chociaż ściśle związane z poprzednio omawianym, jest zagadnienie wpływu zapylenia powietrza na roślinność. Pyły opadające na powierzchnię liści pokrywają je w mniejszym lub większym stopniu nie powodując jednak, w większości przypadków, powstawania uszkodzeń jakie występują przy działaniu gazowych zanieczyszczeń powietrza. Tylko nieliczna grupa pyłów (np. związki arsenu, fluoru i tlenki metali) może być traktowana jako istotny czynnik fitotoksyczny.

Wśród wielu ludzi panuje błędne przekonanie, że najbardziej niekorzystnie wpływa na roślinność nadmierne zapylenie powietrza. Tymczasem obserwowane uszkodzenia roślinności są w większości wypadków, jeśli nie wyłącznie, powodowane substancjami gazowymi. Pyły mogą jednak wpływać ujemnie na roślinność albo poprzez zmianę własności środowiska glebowego (zmiany pH, zwiększona ilość metali ciężkich itp.), albo poprzez zmianę własności powierzchni liści (stosunek światła pochłoniętego do odbitego w zakresie różnych długości fal — Barth 1957), przez utrudnienie dostępu światła i obniżenie natężenia fotosyntezy (Jerszow 1957), przez podniesienie temperatury zanieczyszczonego liścia i ewentualne przegrzanie (Jerszow 1957, Steinhübel 1963, 1964, 1966), a w końcu przez utrudnioną wymianę gazową ze względu na zatykanie szparek pyłem (Marań 1962, Berge 1963).

„Uszkodzeniami“ określa się zwykle wszystkie reakcje roślin, które są wynikiem oddziaływania zanieczyszczeń powietrza. Będą to więc zarówno zmiany w procesach fizjologicznych, jak i nekrozy liści, zahamowany wzrost, zmiany składu chemicznego tkanek itp. „Szkodami“ natomiast określa się te uszkodzenia, które obniżają wartość roślin pod względem gospodarczym, biocenotycznym lub dekoracyjnym (Guderian i wsp. 1960, Adams 1963, Guderian 1966).

Uszkodzenia roślinności wywołane zanieczyszczeniami powietrza dzielimy na: 1) uszkodzenia ostre, 2) uszkodzenia chroniczne oraz 3) uszkodzenia niewidoczne, określane czasem jako uszkodzenia fizjologiczne.

Gdy czynnikiem fitotoksycznym jest SO_2 , uszkodzeniami ostrymi określa się nekrozy międzyżyłkowe lub brzeżne liści, koloru kości słoniowej lub u niektórych roślin czerwono-brunatne. Uszkodzenia chroniczne natomiast obejmują najczęściej różne nasilenia chlorozy tkanek asymilacyjnych. Ten typ uszkodzeń wywołany jest stężeniami niewystarczająco wysokimi dla powstania uszkodzeń ostrych, lub niskimi stężeniami działającymi przez długi czas. Ostre uszkodzenia roślinności powstają po stosunkowo krótkim okresie działania względnie wysokich stężeń

SO₂ (Wieler 1922, Kisser i wsp. 1962, Kisser 1965). Jednakże wielu autorów nie uwzględnia czynnika czasu przy definiowaniu tego rodzaju uszkodzeń liści (Katz i wsp. 1939, Katz 1949, Thomas i wsp. 1949, 1950, 1956, Keller 1964). Niezależnie jednak od tych różnic, najbardziej charakterystycznym objawem, który decyduje o zaliczeniu przypadku do tej grupy uszkodzeń są nekrozy, głównie międzyżyłkowych lub brzeżnych części liści lub szpilek.

Większe rozbieżności istnieją przy charakteryzowaniu uszkodzeń chronicznych. Niektórzy autorzy zaliczają do tych uszkodzeń różne formy chlorozy liści (Katz i wsp. 1939, Katz 1949, Thomas i wsp. 1949, 1950, 1956), inni włączają do tej grupy uszkodzenia nie różniące się zasadniczo od uszkodzeń ostrych, powstałe jednak w wyniku długotrwałego oddziaływania czynnika fitotoksycznego (Wieler 1922, 1932, Wentzel 1963), lub uszkodzenia charakteryzujące się jedynie obniżeniem zdolności produkcyjnej roślin, bez zewnętrznych objawów uszkodzeń (Kisser i wsp. 1962, Kisser 1965, Keller 1964).

Określenie „uszkodzenia niewidoczne“ wprowadzono w końcu ubiegłego wieku (Hartig 1896, Wieler 1897, Sorauer i Raman 1899). Terminem tym objęto zmiany w liściach, które można dostrzec dopiero pod mikroskopem. Sorauer i Raman (1899) stwierdzili, że uszkodzenia takie występują głównie w postaci zmian wyglądu chloroplastów, aż do ich rozpadu włącznie. Według Stoklasy (1923) do uszkodzeń tych należy zaliczyć zaburzenia we wzroście i funkcjonowaniu roślin, bez wystąpienia widocznych uszkodzeń liści. Autor ten wiąże uszkodzenia niewidoczne z redukcją aktywności fotosyntetycznej u roślin, nagromadzeniem się siarczanów w liściach, wcześniejszym starzeniem się tkanek, ogólnym zakłóceniem wielu procesów fizjologicznych, zmniejszeniem wzrostu i plonów oraz zwiększeniem się wrażliwości, zwłaszcza drzew szpilkowych, na choroby (np. *Chrysomyxa Ledii* u sosny). Obserwował on również zwiększoną inwazję szkodników owadzych w drzewostanach szpilkowych w rejonach uprzemysłowionych. Stoklasa uważa, że uszkodzenia niewidoczne występują zawsze jeśli tylko w powietrzu znajduje się SO₂, nawet przy braku śladów uszkodzeń chronicznych.

Istnienie tego rodzaju uszkodzeń zakwestionowali liczni badacze amerykańscy (Thomas i wsp. 1937, Katz i wsp. 1939, Katz 1949, Thomas 1951, 1956, 1958, Thomas i wsp. 1949 i inni). Thomas (1958) stwierdza, że jeśli nawet udałoby się takie zmiany wykazać, nie będą one wpływać na wysokość plonów i będą miały raczej znaczenie teoretyczne. W ten właśnie sposób autor traktuje stwierdzone zmiany natężenia fotosyntezy i aktywności katalazy. Kisser i wsp. (1962), Kisser (1965) oraz Vogl i wsp. (1965) uważają uszkodzenia niewidoczne za uszkodzenia fizjologiczne polegające na zmianach w natężeniu procesów fizjologicznych komórek i tkanek, które nie zawsze muszą wpływać na reakcję całej rośliny.

Zmiany zachodzące w roślinie przy uszkodzeniach ostrych są nieodwracalne, przy uszkodzeniach chronicznych częściowo odwracalne (niektóre chlorozy), a w przypadku uszkodzeń niewidocznych — odwracalne, o ile mianem tych uszkodzeń obejmujemy wspomniane zmiany natężenia pewnych procesów fizjologicznych.

Z przedstawionych definicji wynika, że w znacznej liczbie przypadków o istnieniu lub braku uszkodzeń niewidocznych decyduje nie fakt ich stwierdzenia lecz zakres przyjętej definicji.

Jak wykazano w kilku pracach doświadczalnych, obniżenie wysokości plonu spowodowane działaniem SO_2 stwierdzano jedynie wówczas, gdy powierzchnia uszkodzeń przekraczała 5% ogólnej powierzchni liści (Katz 1949). Analogiczne obniżenie plonów, można było również uzyskać drogą oberwania odpowiedniej ilości liści (Thomas i wsp. 1949). W pewnych przypadkach, jeżeli rośliny hodowano na pożywkach z deficytem siarki, to traktując je niskimi stężeniami SO_2 zdołano uzyskać poprawę wyglądu roślin i wzrost plonu (Thomas i wsp. 1944a, 1944b). Doświadczenia te dowodzą, że oddziaływanie samego SO_2 nie zawsze odpowiada definicji Stoklasy (1923) o uszkodzeniach niewidocznych.

W odróżnieniu od warunków doświadczeń kontrolowanych, w których traktuje się rośliny odpowiednimi dawkami samego SO_2 , zanieczyszczenia powietrza w rejonach przemysłowych, w których dokonywano wielu obserwacji, są bardziej złożone. Obok SO_2 należy uwzględniać również obecność innych związków pochodzących z procesu spalania węgla. Przykładem mogą być obserwacje Bleasdale (1952) nad wzrostem rajgrasu angielskiego w centrum i na peryferiach Manchesteru. Zaobserwował on silne zahamowanie wzrostu tego gatunku rosnącego w centrum miasta, mimo iż stężenia SO_2 w powietrzu były stosunkowo niskie (około 0,03—0,16 mg/m^3). Obserwacje nad wzrostem i plonowaniem warzyw na terenie Śląska dały podobne rezultaty (Szalonek i Werteresiewicz 1966a, 1966b). Zahamowanie wzrostu roślin bez objawów widocznych uszkodzeń obserwowano również w przypadku działania produktów organicznych pochodzenia fotochemicznego (Koritz i Went 1953, Todd i Garber 1958, Taylor 1958, Taylor i wsp. 1958, Noble i Wright 1958).

Przyjmując zakres pojęcia uszkodzeń zgodny z definicjami Guderiana i wsp. (1960) oraz Guderiana (1966) objawy uszkodzeń można podzielić na: nekrozy lub zniszczenie tkanki liści, chlorozy lub inne zmiany barwy oraz zahamowanie wzrostu lub inne zmiany (Adams 1963). Wygląd nekroz spowodowanych dwutlenkiem siarki, związkami fluoru, chloru i innymi, poza ozonem i związkami organicznymi, jest podobny. U liści roślin jednoliściennych oraz u igliwia drzew szpilkowych nekrozy obejmują najczęściej najpierw wierzchołkowe części a następnie rozszerzają się ku nasadzie tych tkanek (Katz i wsp. 1939, Katz 1949, Brandt 1962, Hitchcock i wsp. 1962, Wentzel 1963).

U roślin dwuliściennych najczęściej spotyka się nekrozy międzyżyłkowych lub brzeżnych części liścia, przy czym przenikają one przez całą grubość blaszki liściowej (Katz i wsp. 1949, Thomas 1956, 1961).

Ozon wywołuje zazwyczaj nekrozy punktowe, które ograniczone są do miękiszu palisadowego, natomiast u liści o nieodróżnionym miękiszu asymilacyjnym, obejmują całą tkankę w obrębie uszkodzenia (Ledbetter i wsp. 1960, Treshow

1965). Według Middletona (1961) nekroza względnie chloroza spowodowana ozonem, ograniczona jest tylko do górnej powierzchni liści. Granice między tkanką objętą nekrozą, a tkanką zdrową są w większości przypadków ostro zaznaczone (Katz i wsp. 1939, Thomas 1951).

Charakterystyczne objawy uszkodzeń liści, spowodowane produktami reakcji fotochemicznych (utleniaczami „smogu“), polegają na zamieraniu komórek otaczających jamki przeddechowe sąsiadujące ze szparkami, zamieraniu dolnej epidermy, która staje się błyszcząca, srebrzysta lub brązowa, a u niektórych roślin (np. u traw, zbóż i petunii) na poprzecznej pasmowatości, pojawiającej się u młodych, rosnących liści (Haagen-Smit i wsp. 1952, Middleton i wsp. 1955, Bobrov 1955, Taylor i wsp. 1960, Stephens i wsp. 1961, Brandt 1962).

Uszkodzenia spowodowane węglowodarami ciężkimi charakteryzują się błyszczeniem górnej powierzchni liści, szczególnie części międzyżyłkowych, przy czym uszkodzane są środkowe, a nie brzeżne partie liści (Ewert 1914, Berge 1963, Kisser 1965).

W przypadku działania etylenu charakterystyczne są wybrzuszenia (epinastie) blaszki liściowej spowodowane różnicą we wzroście komórek górnej i dolnej strony liścia pod wpływem tego gazu (Zimmerman 1949, Heck i wsp. 1961).

Wyniki obserwacji uszkodzeń tkanek liści, spowodowanych pyłami z cementowni, podaje w swej pracy Czaja (1966). Znajdujący się na liściach pył przy dostatecznej wilgotności działa na drodze chemicznej (pH około 12) niszcząc najpierw warstwy okrywające, a później niżej leżące tkanki. Najsilniejsze zmiany obserwuje się wokół szparek.

Przebieg zmian w obrazie mikroskopowym jest podobny dla różnych czynników fitotoksycznych i przy uszkodzeniach ostrych wyraża się zniszczeniem selektywnie przepuszczalnych błon cytoplazmatycznych komórek, co prowadzi do szybkiego wysychania uszkodzonych miejsc i powstawania nekroz (Bobrov 1952). W przypadku uszkodzeń powodowanych niższymi stężeniami zanieczyszczeń powietrza, obserwuje się zmiany w chloroplastach oraz łatwiejsze wnikanie barwików do wnętrza komórek (Katz i wsp. 1939, Bobrov 1952). Wzrasta również przepuszczalność błon cytoplazmatycznych dla połączeń nieorganicznych (Wedding i Erickson 1955, Benedict i wsp. 1964, 1965, Piskornik 1966) oraz przepuszczalność epidermy dla wody (Godzik i Piskornik 1966).

Zbliżone lub nawet takie same objawy uszkodzeń daje na ogół więcej niż jeden związek fitotoksyczny, a nawet wiele czynników nie związanych z zanieczyszczeniami powietrza, jak niska i wysoka temperatura, zbyt duża utrata wody przez roślinę, nieodpowiednia zasobność gleby w niektóre sole mineralne, a czasem szkodniki owadzie (Katz i wsp. 1939, Katz 1949, Thomas 1956, Brandt 1962, Treshow 1965, Nowotny-Mieczysłowska 1965). Z tych powodów wizualne stwierdzenie uszkodzeń liści nie określa ściśle ich przyczyn. Obserwacje wizualne mogą być wystarczającą metodą jedynie wówczas, gdy kontroluje się lub wyeliminuje

wszystkie pozostałe czynniki powodujące analogiczne uszkodzenia tkanek roślinnych. Zwykle jednak konieczne okazuje się przeprowadzenie analizy chemicznej materiału roślinnego, gleby (ewentualnie wody) oraz powietrza.

Zakład Badań Naukowych GOP PAN w Zabrze, ul. Hagera 17
Katedra Fizjologii Roślin WSR w Krakowie, Al. Mickiewicza 21

LITERATURA

- Adams D. F., 1961. *J. Air Pollut. Control Assoc.*, 11, 470—476.
 Adams D. F., 1963. *J. Air Pollut. Control Assoc.*, 13, 360—362.
 Altshuller A. P., Buffalini J. J., 1965. *Photochem. Photobiol.*, 4; 97—146.
 Altshuller A. P., Klosterman D. L., Leach P. W., Hindawi I. J., Sigsby J. E., 1966. *Air Water Pollut. Int. J.*, 10, 81—98.
 Altshuller A. P., Cohen I. R., Purcel T. C., 1967. *Science* 156, 937—939.
 Barth H., 1957. *Planta* 49, 103—134.
 Benedict H. M., Breen W. H., 1955. *Proc. Third Natl. Air Pollut. Symp.*, 177—190.
 Benedict H. M., Ross J. M., Wade R. H., 1964. *Air Water Pollut. Int. J.*, 8, 279—289.
 Benedict H. M., Ross J. M., Wade R. H., 1965. *J. Air Pollut. Control Assoc.*, 15, 253—255.
 Berge H., 1963. *Phytotoxische Immissionen*. Parey Verlag, Hamburg.
 Blattný C., 1963. *Rostlinna Vyroba*, 9, 194—208.
 Bleasdale J. K. A., 1952. *Nature*, 169, 376—377.
 Bobrov R. A., 1952. *Proc. Second Natl. Air Pollut. Symp.*, 129—134.
 Bobrov R. A., 1955. *Amer. J. Bot.*, 42, 467—474.
 Brandt S. C., 1962. *Effects of air pollution on plants*. Stern (Ed.), *Air Pollution*, Vol. I. Academic Press, New York — London, 255—281.
 Brennan E., Leone I. A., Daines R. H., 1965. *J. Air Pollut. Control Assoc.*, 15, 791—797.
 Byrtus F., 1960. *Komitet d. s. GOP przy Prezydium PAN, Biuletyn*, 35, 107—120.
 Cadle R. D., Magill P. L., 1956. *Air Pollution Handbook Sec. 3*. McGraw Hill Book Comp., New York, Toronto, London.
 Cholak J., 1952. *Proc. Sec. Natl. Air Pollut. Symp.*, 6—15.
 Compton O. C., Rimmert R. L., 1950, cyt. za Thomas M. D., 1951.
 Czaja A., 1966. *Angew. Bot.*, 40, 106—120.
 Dobson G. M. B. i wsp., 1945. *Dept. Sci. Ind. Res. (Brit.) Tech. Paper* 1.
 Dugger W. M., Koukol J., Palmer B. L., 1963. *Plant Physiol.*, 38, 468—472.
 Dugger W. M., Koukol J., Palmer R. L., 1966. *J. Air Pollut. Control Assoc.*, 16, 467—471.
 Ewert R., 1914. *Z. Pflanzenkrankh.*, 24, 257 i 321.
 Frighmelt E., 1961. *VDI-Berichte* 53, 57—59.
 Garber K., 1966. *Angew. Bot.*, 40, 12—21.
 Godzik S., Piskornik Z., 1966. *Bull. Acad. Polon. Sci., Ser. Sci. Biol.*, 14, 181—184.
 Guderian R., Van Haut H., Stratman H., 1960. *Z. Pflanzenkr. Pflsch.*, 67, 257—264.
 Guderian R., 1966. *Z. Pflanzenkr. Pflsch.*, 73, 241—265.
 Haagen-Smit A. J., 1952. *Ind. Eng. Chem.*, 44, 1313—1349.
 Haagen-Smit A. J., Darley E. F., Zaitlin M., Hull H., Noble H., 1952. *Plant Physiol.*, 27, 18—34.
 Haagen-Smit A. J., 1963. *J. Air Pollut. Control Assoc.*, 13, 444—446 oraz str. 454.
 Hartig R., 1896. *Ueber die Einwirkung des Hütten — und Steinkohlenrauches auf die gesundheit der Nadelholzbäume*. Rieger'sche Buchhandlung. München., cyt. za Sorauer i Raman 1899.
 Heck W. W., Pires E. G., Hall W. C., 1961. *J. Air Pollut. Control Assoc.*, 11, 549—556.

- Heck W. W., Dunning J. A., Hindawi L. J., 1966. *Science*, 151, 577—578.
- Heggestad H. E., Menser H. A., 1962. *Phytopathol.*, 52, 735.
- Hitchcock A. E., Zimmerman P. W., Coe R. R., 1962. *Contrib. Boyce Thompson Inst.*, 21, 303—344.
- Houten J. G., 1966. *Landbouwkund. tijdschr.*, 78, 2—13.
- Hull H. M., Went F. W., 1952. *Proc. Sec. Natl. Air Pollut. Symp.*
- Jerszow M. F., 1957. *Dokl. Akad. Nauk ZSRR*, 112, 1136—1138.
- Katz M. i wsp., 1939. *Effect of Sulfur Dioxide on Vegetation*. National Council of Canada. Ottawa.
- Katz M., 1949. *Ind. Eng. Chem.*, 41, 2450—2465.
- Katz M., 1961. Some aspects of physical and chemical nature of air pollution. *Air Pollution*. 97—158. World Health Organization, Geneva.
- Keller T., 1964. *Schweiz. Z. f. Forstwesen.*, 115, 228—255.
- Kisser J., Bergmann-Lehnert I., Halbwachs G., 1962. *Wiss. Z. Techn. Univ. Dresden*, 11, 553—559.
- Kisser J., 1965. *Forstliche Rauchschäden in Österreich*, 73, 4—48.
- Koritz H. G., Went F. W., 1953. *Plant Physiol.*, 28, 50—62.
- Ledbetter M. C., Zimmerman P. W., Hitchcock A. E., 1960. *Contrib. Boyce Thompson Inst.*, 20, 275—282.
- Macdowall F. D. E., 1965. *Canad. J. Bot.*, 43, 419—427.
- Máran B., 1962. *Wiss. Z. Techn. Univ. Dresden*, 11, 575—578.
- Materna J., 1966. *Die ersten Ergebnisse der Messungen der Schwefeldioxydkonzentration im Erzgebirge*. Jańskie Łaźnie-referat.
- Mc Henry C. R., Hoyt C., 1961. *J. Air Pollut. Control Assoc.*, 11, 66—70.
- Meetham, 1950. *Quart. J. Roy. Meteorol. Soc. London*, 76, 359—371, cyt. za Scurfield G., 1960: *Forestry Abstr.*, 21, 339—347 i 517—528.
- Middleton J. T., 1961. *Ann. Rev. Plant Physiol.*, 12, 431—448.
- Middleton J. T., Emik L. O., Taylor O. C., 1965. *J. Air Pollut. Control Assoc.*, 15, 476—480.
- Middleton J. T., Kendrick J. B., Darley E. F., 1955. *Proc. Third Natl. Air Pollut. Symp.*, 191—198.
- Nówtorny-Mieczyska A., 1965. *Fizjologia mineralnego żywienia roślin*. PWRiL, Warszawa.
- Noble W. M., Wright L. A., 1958. *Agron. J.*, 50, 551—553.
- Piskornik Z., 1966. *Biuletyn Zakładu Badań Naukowych GOP PAN*, 8, 43—58.
- Richards B. L., Middleton J. T., Hewitt W. B., 1958. *Agron. J.*, 50, 559—561.
- Richards B. L., Taylor O. C., 1965. *J. Air Pollut. Control Assoc.*, 15, 191—193.
- Rupp W. H., 1956. *Air pollution sources and their control*. *Air Pollution Handbook*, Sec. 1., McGraw-Hill Book Comp., New York, Toronto, London.
- Sawicki E., Meeler J. E., Morgan M. J., 1965. *Air Water Pollut. Int. J.*, 9, 291—298.
- Sorauer P., Raman E., 1899. *Botan. Centr.*, 80, 50—56, 106—116, 156—168, 205—216, 251—262.
- Spengler G., Michalczyk G., 1964. *Die Schwefeloxycle in Rauchgasen und in der Atmosphäre*. VDI-Verlag, Düsseldorf.
- Steinhübel G., 1963. *Biologia*, Bratislava, 18, 23—33.
- Steinhübel G., 1964. *Acta Musei Silesiae*, ser. C, III, 1—9. Opava, CSSR.
- Steinhübel G., 1966. *Biologia*, Bratislava, 21, 277—294.
- Stephens E. R., Darley E. F., Taylor O. C., Scott W. E., 1961. *Air Water Pollut. Int. J.*, 4, 79—100.
- Stoklasa J., 1923. *Die Beschädigung der Vegetation durch Rauchgase und Fabriksexhalation*. Urban und Schwarzenberg, Berlin.
- Szalonek I., Warteresiewicz M., 1966a. *Biuletyn Zakładu Badań Naukowych GOP PAN*, 8, 59—74.
- Szalonek I., Warteresiewicz M., 1966b. *Biuletyn Zakładu Badań Naukowych GOP PAN*, 8, 75—84.
- Szalonek I., 1967. *Wpływ fluoru na roślinność w rejonach emisji związków fluoru*. *Maszynopis*.
- Taylor O. C., 1958. *Agron. J.*, 50, 556—558.

- Taylor O. C., Cardiff E. A., Mersereau J. D., Middleton J. T., 1958. Proc. Amer. Soc. Hortic. Sci., 71, 320—325.
- Taylor O. C., Stephens E. R., Darley E. F., Cardiff E. A., 1960. Proc. Amer. Soc. Hortic. Sci., 75, 435—444.
- Taylor O. C., Eaton F. M., 1966. Plant Physiol., 41, 132—135.
- Thomas M. D., Hill G. R., 1937. Plant Physiol., 12, 309—383.
- Thomas M. D., Hendricks R. H., Hill G. R., 1944a. Plant Physiol. 19, 212—226.
- Thomas M. D., Hendricks R. H., Brynner L. C., Hill G. R., 1944b. Plant Physiol., 19, 227—244.
- Thomas M. D., Hendricks R. H., Hill G. R., 1949. Proc. First Natl. Air Pollut. Symp., 142—147.
- Thomas M. D., Hendricks R. H., Hill G. R., 1950. Ind. Eng. Chem. 42, 2231—2235.
- Thomas M. D., 1951. Ann. Rev. Plant. Physiol., 2, 293—322.
- Thomas M. D., 1956. J. Air. Pollut. Control Assoc., 6, 205—208.
- Thomas M. D., Hendricks R. H., 1956. Effect of air pollution on plants. Air Pollution Handbook, Sec. 9., McGraw-Hill Book Company, New York, Toronto, London.
- Thomas M. D., 1958. Agron. J., 50, 545—550.
- Thomas M. D., 1961. Effects of air pollution on plants. Air Pollution, World Health Organization, 233—278.
- Tiegs E., 1934. Rauchschäden. Sorauer P., Handbuch der Pflanzenkrankheiten, Vol. I, teil 2, 243—309. Parey Verlag, Berlin, VI Augs.
- Todd G. W., Garber H. J., 1958. Bot. Gaz., 120, 75—80.
- Treshov M., 1965. J. Air Pollut. Control Assoc., 15, 266—269.
- Vogl M., Börtitz S., Polster H., 1965. Biolog. Zentralbl., 84, 763—777.
- Wedding R. T., Erickson L. C., 1955. Amer. J. Bot., 42, 570—575.
- Went F. W., 1949. Proc. First Natl. Air Pollut. Symp., 148—149.
- Went F. W., 1955. Proc. Third Natl. Air Pollut. Symp., 8—11.
- Wentzel K. F., 1963. Allg. Forstz., 18, 107—108.
- Wentzel K. F., 1965., Staub, 25, 121—125.
- Wieler A., 1897. Ueber unsichtbare Rauchschäden bei Nadelbäumen. E. f. Forst-u. Jagdw. Sept., cyt. za Sorauer i Raman 1899.
- Wieler A., 1922. Angew. Bot., 4, 209—222.
- Wieler A., 1932. Jahrb. f. Wiss. Bot., 78, 483—543.
- Zahn R., 1961. Staub, 21, 56—60 oraz VDI-Berichte 53, 24—28.
- Zimmerman P. W., Hitchcock A. E., 1949. Proc. First Natl. Air Pollut. Symp., 135—141.