

6 Efeitos Potenciais do Ozônio Troposférico sobre as Plantas Cultivadas e o Biomonitoramento Ambiental

RENATO ALAS MARTINS

*International Activity for Environmental Protection – IAEP,
Santos, SP, Brasil*

GERALDO STACHETTI RODRIGUES

Embrapa Meio Ambiente, Jaguariúna, SP, Brasil

Resumo. O ozônio troposférico é o principal poluente responsável por danos às plantas, tornando-as mais suscetíveis a estresses ambientais como seca e calor excessivo, bem como ao ataque de pragas e doenças, resultando em perdas consideráveis à produtividade agropecuária. Os níveis de O_3 troposférico vêm aumentando, e medidas de controle ambiental são necessárias para minimizar os impactos da poluição por O_3 . Este trabalho introduz os problemas causados pela poluição por O_3 sobre as atividades agropecuárias, e apresenta as informações a serem consideradas na avaliação dos impactos do O_3 sobre a agricultura brasileira.

Potential Tropospheric Ozone Effects on Crops and Environmental Biomonitoring

Abstract. Tropospheric ozone is the main air pollutant that causes deleterious effects on plants. Ozone makes plants more susceptible to environmental stresses such as drought and excessive heat and to the attack of pests and diseases, which result in considerable losses to agricultural productivity. The rising levels of tropospheric O_3 warrant the implementation of environmental control measures, with a view to abating the impact of O_3 pollution. The paper discusses the problems caused by O_3 pollution on agriculture and the information to be taken into account in evaluating O_3 impacts on Brazilian agriculture.

Introdução

O Ozônio Troposférico

Da energia que chega do sol e atinge nosso planeta, parte é refletida de volta ao espaço e parte é retida. A energia retida causa o aquecimento normal do planeta. No entanto, ao se contribuir com maior retenção de calor, podemos alterar as condições de equilíbrio natural, cujas conseqüências são difíceis de prever. A retenção de calor pela atmosfera da Terra dá-se através de gases que absorvem radiação na faixa do infravermelho. Os gases que são responsáveis por esta absorção podem contribuir, diretamente ou indiretamente, com o chamado efeito estufa. Para que um gás seja considerado “de efeito estufa,” ele deve apresentar, além de certas propriedades físico-químicas, ligações que absorvem os raios infravermelhos. Gases como argônio, neônio e hélio, não possuem ligações e não atuam como gases do efeito estufa. Já o ozônio (O_3) possui três átomos com ligações que vibram com a mesma frequência do infravermelho, absorvendo-o. Gases como o dióxido de carbono (CO_2), dióxido nitroso (NO_2), metano (CH_4) e outros, além do próprio vapor d’água, contribuem para o efeito estufa. Todos estes compostos são encontrados nas diferentes camadas da atmosfera, sendo que a troposfera é de especial interesse, já que é nessa camada que desenvolvemos nossas atividades vitais.

Pode-se dividir a troposfera em duas porções: aquela em contato com a superfície da terra, denominada camada limite; e a imediatamente acima desta, a troposfera livre, que tem como limite superior a estratosfera. A espessura da troposfera livre é tipicamente de 100 m durante a noite e de 1.000 m durante o dia, entretanto, este quadro é bastante variável. É na estratosfera que se encontra a camada de O_3 que nos protege da radiação ultra-violeta. O objetivo deste capítulo é abordar os efeitos do O_3 troposférico, ou seja, aquele presente próximo ao solo, como poluente que influencia as atividades humanas, em especial a agropecuária. O O_3 troposférico é considerado um dos principais poluentes atmosféricos e sua concentração é normalmente medida em partes por bilhão (ppb). Este gás é um poluente secundário que se forma pela reação fotoquímica ilustrada na Figura 1. Outros gases poluentes complexos, como o peroxiacetilnitrato (PAN) são formados por reações fotoquímicas, cujo substrato são resíduos da queima de combustíveis, e sua ação soma-se à do O_3 na produção de efeitos da poluição. O aumento na concentração de ozônio troposférico

tende a acompanhar a incidência solar e a quantidade de poluentes lançados pelos veículos. Deste modo, em um dia ensolarado, próximo ao meio dia, a variação típica da concentração de O_3 atinge um pico máximo, que dura por cerca de quatro horas, e no fim do dia retorna à concentração observada pela manhã.

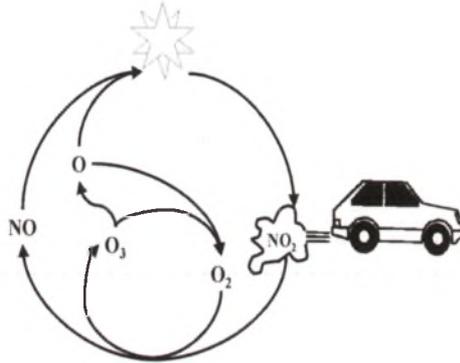


Figura 1 - Formação do ozônio troposférico. Com a queima de combustível fóssil ocorre lançamento de NO_2 que reage preferencialmente com oxigênio (O_2) gerando $NO + O_3$. Nesta etapa de reação pode ocorrer consumo de O_3 , de modo que este doe um átomo de oxigênio (O) ao NO . Este átomo de oxigênio pode “retornar,” através da reação fotoquímica, ao O_2 atmosférico, gerando O_3 novamente

Um impacto resultante da ação do O_3 , bem como do PAN, é o aumento do custo de vida, em função de gastos com a saúde, que envolve problemas respiratórios, irritação nos olhos, agressão ao cabelo e pele, bem como prejuízos à arborização urbana, danos a monumentos e edificações. Um outro impacto importante é o comprometimento da produção agropecuária.

Efeito do O_3 na Produção Agropecuária

O efeito da poluição atmosférica sobre a vida das plantas, e a conseqüente possibilidade de se empregar plantas como indicadores do estado de contaminação dos ambientes, atraía o interesse científico já no início deste século (Ruston, 1921). A esse tempo, notava-se que as folhas de plantas expostas a ambientes poluídos apresentavam danos visíveis, e esses danos ocorriam de forma variável, segundo padrões que indicavam que certas espécies eram mais suscetíveis, e que membros da população mais expostos apresentavam mais danos, estabelecendo-se as relações de dose-resposta. Com o desenvolvimento desses estudos, descobriu-se que plantas de tabaco eram especialmente

suscetíveis. Demonstrou-se que danos ocorriam quando plantas de tabaco eram expostas a misturas de gases componentes da poluição atmosférica em concentrações abaixo do limiar de toxicidade para os gases tomados individualmente, indicando sinergismo na ação tóxica dos gases componentes da poluição atmosférica (Menser & Heggstad, 1966).

Que esses danos se traduziam em decréscimos significativos na capacidade produtiva das plantas ficou demonstrado inicialmente para tabaco, e subseqüentemente para outras plantas de interesse agrícola (Ormrod, 1978; Tingey & Reinert, 1975). Embora os sintomas presentes nestas plantas apresentassem características típicas dos danos causados pelo poluente PAN, então em evidência nos estudos de poluição atmosférica secundária (resultante de reações entre poluentes primários), uma causa alternativa foi aventada após estudos em ambientes controlados: a mistura ozônio (O_3) e dióxido de enxofre (SO_2) (Lewis & Brennan, 1978). Com essas evidências iniciais da ocorrência de efeitos significativos da poluição atmosférica sobre a produtividade de algumas culturas, estimou-se que as perdas econômicas para a agricultura dos EUA atingiriam US\$ 131 milhões anuais na década de 70, sendo que US\$ 76 milhões seriam atribuíveis a perdas em culturas agrícolas. Apenas uma década mais tarde, com o acúmulo de estudos na área, essa estimativa alcançava US\$ 1,8 bilhões, sendo 95% devido a oxidantes (essencialmente O_3), e US\$ 35 milhões a SO_2 (Heggstad & Bennett, 1984).

Poucos anos depois, agregando-se as evidências acumuladas em estudos de campo e de laboratório, e considerando-se o predomínio do O_3 como principal agente, e sua concentração atmosférica presente em território americano (de cerca de 50 partes por bilhão - ppb), estimou-se que perdas não menores que US\$ 5,4 bilhões vinham ocorrendo de forma invisível (Mackenzie & El-Ashry, 1989), já que essa concentração, acima do limiar tóxico para produtividade, era ubíqua, e não apenas urbana, como ficou demonstrado pelos estudos do então recém-iniciado *National Crop Loss Assessment Network* (NCLAN) (Heck, 1989).

Além do extenso diagnóstico provido por este estudo de grande escala, definiu-se que novos índices deveriam ser empregados para se estabelecer padrões de aceitabilidade para O_3 troposférico, levando-se em consideração os efeitos cumulativos do poluente, em adição à exposição aguda prevaemente em episódios de picos de concentração (Lefohn & Foley, 1992). Estudos recentes desenvolvidos na Europa e Estados Unidos vêm sendo aplicados na prática de

monitoramento ambiental do O_3 . Na Europa, uma série de reuniões internacionais resultou no estabelecimento de alguns conceitos referentes à forma de se medir O_3 troposférico. Pode-se destacar o conceito de acúmulo sobre um valor limite previamente estabelecido, chamado de Exposição Cumulativa Sobre um Limiar-AOT (do inglês *Accumulative Exposure Over a Threshold*), que é expresso em valores de ppb/hora. O valor de concentração previamente estabelecido pelos europeus foi de 40 ppb, os americanos optaram por 60 ppb.

Outros dois conceitos essenciais para a avaliação dos efeitos ambientais do ozônio sobre plantas foram definidos: i) Nível I, que trata das concentrações críticas de O_3 , e se refere a um valor limite máximo que proteja as plantas menos tolerantes dos efeitos danosos do ozônio; ii) Nível II, que trata de várias concentrações críticas referentes aos diversos tipos de vegetação, solos, condições climáticas e vários outros fatores que influenciam os efeitos do O_3 no ambiente. Neste último, o levantamento de novas informações acerca da sensibilidade de plantas cultivadas ou nativas ao O_3 pelos pesquisadores é fundamental (Leeuw & Zantvoort, 1997).

Infelizmente, o estabelecimento de padrões e de medidas de controle mais rígidos podem ser de pouca eficácia, como será evidenciado nesse texto, no que concerne à poluição por O_3 e seu impacto sobre a agricultura. Há indicações de que as concentrações ambientais de O_3 troposférico sofreram uma duplicação no decorrer do corrente século (Hough & Derwent, 1990), e que a tendência para o futuro próximo é da ocorrência de incrementos mais rápidos que esses anteriormente observados, alcançando níveis até 40% superiores aos atuais no decorrer dos próximos trinta anos, em consequência da presente dinâmica cambiante da atmosfera em aquecimento (Sanders et al., 1993).

No Brasil, as determinações de concentração de O_3 troposférico têm se concentrado na região amazônica, buscando-se avaliar efeitos das queimadas. Um levantamento representativo apontou concentrações de cerca de 90 ppb para o mês de setembro em Cuiabá, enquanto em Natal, em uma área livre da influência das queimadas e de fontes de poluição, a concentração era de 30 ppb (Kirchhoff et al., 1989). Esses dados apontam para uma situação de poluição por O_3 aproximadamente semelhante aos valores descritos para países do Hemisfério Norte. Os dados são, contudo, poucos, e há necessidade de mais e melhores informações sobre os níveis de poluição por ozônio no Brasil.

Efeito do O₃ sobre a Vida das Plantas: Desenvolvimento de Tolerância e Trade-Offs

O diagnóstico dos danos causados pelo O₃ sobre as plantas faz-se pela ocorrência de sintomas, que são quaisquer alterações perceptíveis na aparência, estrutura ou função de um organismo, que indiquem que este não esteja saudável. No contexto da poluição atmosférica, os ecossistemas normalmente não se encontram sob impacto de poluentes singulares, mas ao contrário, sofrem estresses de vários poluentes, juntamente com outros efeitos deletérios, muitos de origem antropogênica. Por exemplo, a maioria das alterações atmosféricas associadas com as mudanças climáticas presentemente antecipadas (aumentos na radiação ultravioleta, O₃, seca, temperatura) caracterizam-se por aumento da natureza oxidativa do ambiente, pela formação de radicais livres (Treshow, 1984).

Mecanismos sinérgicos de ação tendem a ser muito importantes em tais situações (Taylor et al., 1991), como por exemplo, a ocorrência de efeitos exacerbados de poluentes como o ozônio, sobre vegetação previamente fragilizada por chuva ácida (Shriner & Johnson, 1987). O surgimento ou desenvolvimento de tolerância nesses casos torna-se difícil, já que várias diferentes alterações fisiológicas simultâneas são necessárias (Bell et al., 1991). Normalmente, somente plantas herbáceas, com tempo de geração curto, e sob forte pressão de seleção, desenvolvem resistência, como os casos clássicos de localidades próximas às fundições inglesas do século passado (Barrett & Bush, 1991). Ademais, como mecanismos de escape tendem a ser importantes nesses casos, e esses normalmente envolvem certo grau de redução do vigor competitivo em situações livres da pressão de seleção, a resistência normalmente desaparece rapidamente na ausência do estresse, diminuindo a fixação do caráter nas populações (Bradshaw & McNeilly, 1991). Isso significa que além de ser difícil, a adaptação ou aumento da resistência das plantas à poluição atmosférica envolve custos adicionais em termos de vigor vegetativo, produtividade, e resistência a outros fatores ecológicos limitantes.

Poluição e Predisposição da Vegetação ao Ataque de Pragas e Doenças

Um caso especialmente importante de sinergismo envolvendo a poluição atmosférica é seu efeito na predisposição da vegetação ao ataque de pragas e doenças. O estresse causado pela poluição leva a alterações na alocação de recursos metabólicos pelas plantas, que normalmente interferem na sua interação com predadores e parasitas (Lechowicz, 1987). O principal efeito é um aumento nas chances de parasitas facultativos ou oportunistas em afetar a planta hospedeira enfraquecida (McLaughlin & Norby, 1991), já que em geral, parasitas obrigatórios, mesmo por suas características de seres metabolicamente dependentes, tendem a ser mais suscetíveis aos poluentes, e a diminuir em situações de estresse por poluentes, enquanto os facultativos tendem a aumentar (Heagle, 1982).

Os danos foliares causados pelo O_3 podem favorecer o desenvolvimento de doenças fúngicas, facilitando e acelerando a infecção e a produção de esporos/inóculos. Por exemplo, a remoção do O_3 troposférico (por filtragem) resultou em uma redução de seis vezes na queima-das-pontas (causada pelo patógeno *Botrytis*) em cebola (Wukasch & Hofstra, 1977). Esse efeito pode ocorrer mesmo que o patógeno seja sensível a O_3 (Krause & Weidensaul, 1978), pois além de aumento da suscetibilidade da planta à infecção por efeito do poluente, fungos antagonistas (por exemplo *Hyalodendron album*, antagonista ao oídio *Microsphaera alni*) são eliminados por serem normalmente mais sensíveis à poluição (Hibben & Taylor, 1975).

Insetos e outros artrópodes também preferem plantas fragilizadas pelos efeitos da poluição, pois estas geralmente apresentam maiores conteúdos de proteínas, aminoácidos, e açúcares livres em seus tecidos (Endress & Post, 1985).

Poluição, Efeitos Fisiológicos, Danos à Membrana e Sintomas de Danos Vegetativos

A presença de maiores teores de proteínas e decréscimos no conteúdo de clorofila (Beckerson & Hofstra, 1979) precedem o aparecimento de danos visíveis, a prematura queda das folhas danificadas, e a irreversível depressão nas taxas fotossintéticas (Black et al., 1982) pela ação do O_3 e sua mistura com SO_2 . Outros efeitos preponderantes são perdas de eletrólitos (com efeitos

negativos no balanço de potássio) (Elkyei & Ormrod, 1979), e consequentes efeitos no crescimento, partição de assimilados, absorção de nitrogênio, e conteúdo de açúcares (Ito et al., 1985), que são o resultado dos danos diretos causados pelo O_3 à integridade e permeabilidade da membrana celular (Baker & Fullwood, 1986; Ting et al., 1974).

A Figura 2 ilustra os danos foliares e o comprometimento do desenvolvimento das plantas de tabaco tratadas com diferentes concentrações de O_3 em câmaras fechadas (em concentrações passíveis de ocorrer em ambientes abertos, moderadamente poluídos), com os picos de concentração de O_3 indicados em partes por bilhão. É possível observar que, apesar da concentração do O_3 adicionado ao fluxo de ar ser crescente, os efeitos de injúria visual não aumentam proporcionalmente à concentração. Os maiores danos são observados em 120 ppb, quando o esperado seria em 200 ppb.

Já que a concentração de ozônio não é o único fator importante na determinação de injúrias nas plantas, uma vez que as injúrias mais graves não necessariamente acompanham o aumento na concentração, como então deve ser feita a avaliação dos danos nas áreas afetadas de modo que estas áreas possam ser comparadas? A resposta está justamente no procedimento de AOT (Exposição Cumulativa Sobre um Limiar). O método consiste em aplicar-se valores de concentração de ozônio, obtidos através de estações telemétricas, localizadas em vários pontos de uma região, na seguinte fórmula:

$$AOT = \sum_{i=1}^N ([O_3] - 40 \text{ ppb}) \delta_i$$

onde,

$$\delta_i = 0 \text{ para } [O_3] < 40 \text{ ppb}$$

$$\delta_i = 1 \text{ para } [O_3] \geq 40 \text{ ppb}$$

A aplicação desta fórmula é muito simples. Os valores horários de concentração de O_3 são atribuídos à fórmula, e aqueles que forem maiores que o estabelecido (40 ppb) passam a ter valor positivo para δ_i , resultando em um valor que é somado no cômputo total diário. Os valores de concentração de O_3 menores que (40 ppb) têm resultado δ_i zerado e passam a não ter significado. Deste modo, ao final de um dia, por exemplo, tem-se a soma que representa o acúmulo de exposição ao qual determinada região ficou sujeita a O_3 acima de (40 ppb). Assim, pode-se comparar diversas regiões, e os dados somados indicam como certa área está sujeita a ação do O_3 por períodos anuais ou mesmo de décadas.

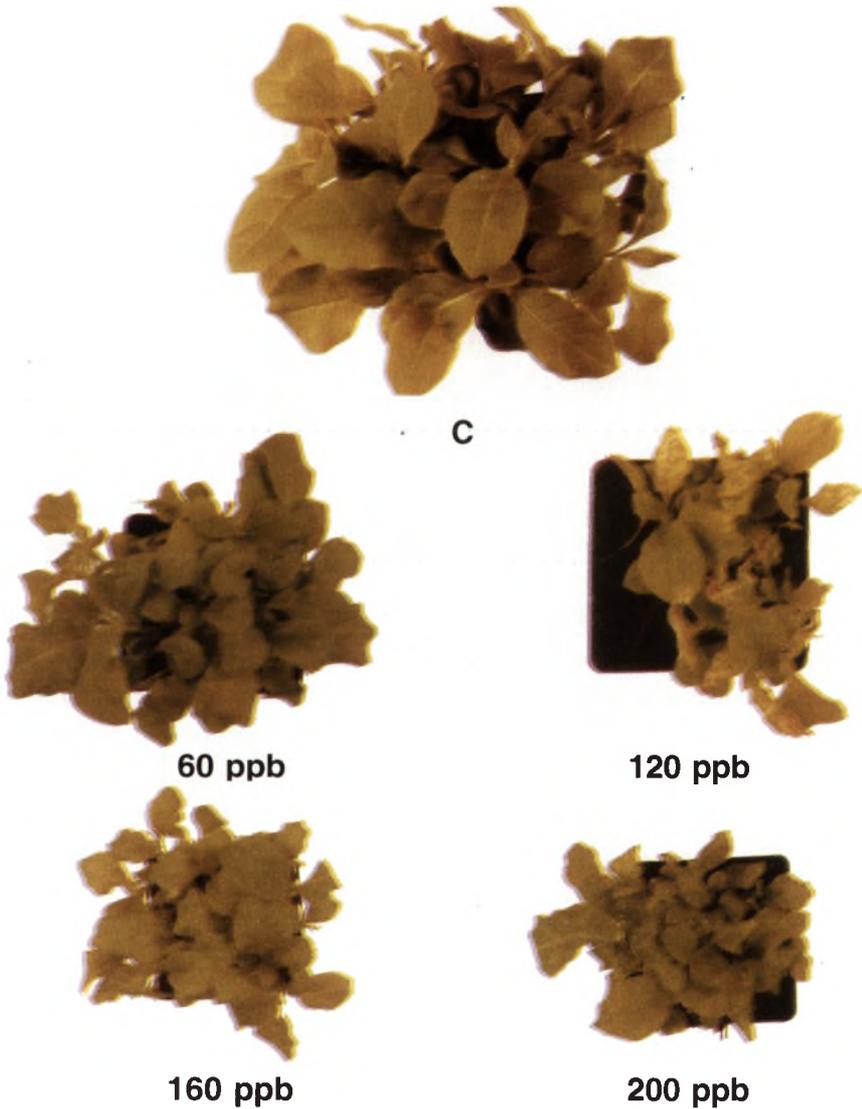


Figura 2 - Controle (C) = Desenvolvimento normal de plantas de tabaco crescidas em ar filtrado. 60 ppb = As plantas apresentam menor desenvolvimento da parte aérea. 120 ppb = Nesta concentração as plantas apresentaram maiores danos e comprometimento do crescimento. Podem ser observadas necroses, determinadas pelas regiões secas nas folhas. 160 ppb = O desenvolvimento das plantas foi comprometido e há clorose, determinada pelas manchas amarelas que acompanham a venação foliar. 200 ppb = Efeito muito parecido com o de 160 ppb, mas com menor desenvolvimento das plantas. Uma possível explicação pode ser atribuída a que, em 120 ppb está a melhor relação entre quantidade de O_3 e ar, que favoreça a captação. É claro que esta melhor captação também expõe a planta aos efeitos oxidativos do ozônio com maior intensidade

Os danos causados pelo O_3 são responsáveis por drásticas reduções nas trocas gasosas (inclusive de CO_2), que por exemplo, diminuíram em até 58 e 67% em soja exposta a O_3 e SO_2 em regiões com níveis moderados de poluição (Chevone & Yang, 1985; Le Sueur-Brymer & Ormrod, 1984). Note-se que esses efeitos dependem do contato dos poluentes com os tecidos internos das folhas, sendo que estômatos cerrados, devido à deficiência hídrica ou outras causas, resultam em menores danos (Olszyk & Tibbitts, 1981).

A resposta das plantas ao efeito de misturas de O_3 e SO_2 pode ser aditiva (Ormrod et al., 1987), antagonística ou sinérgica, dependendo das condições de exposição e da espécie envolvida. Em qualquer circunstância, contudo, quando se avaliam os resultados de estudos com muitas espécies, conclui-se que há prejuízo na produção (Tingey et al., 1973). Por exemplo, o tabaco que sempre foi uma espécie indicadora para estudos dos efeitos do O_3 , apresenta um limiar toxicológico de apenas 20 ppb.10h e resposta sinérgica à mistura com SO_2 (MacDowall & Cole, 1971).

Estudos pioneiros empregando os critérios desenvolvidos em tabaco mostraram que concentrações de ocorrência comum (aproximadamente entre 50 e 100 ppb) são suficientes para causar danos foliares intensos em várias espécies de interesse agrícola, das quais citam-se a soja, com índices de dano de 7,9 em uma escala de 9,0 pontos, causado por 50 ppb O_3 (Miller et al., 1974); ou 39% de área lesionada, que aumentou para 78% em 100 ppb O_3 (Heagle & Johnston, 1979). Estudos da interação entre O_3 e deficiência hídrica indicaram que, se por um lado a deficiência hídrica diminui os efeitos do poluente devido ao fechamento dos estômatos, o ozônio causa perda de resistência à seca nas plantas de soja expostas (Heggstad et al., 1985), o que pode ter importante significado para a cultura. Outras espécies estudadas são o feijão (Brennan & Rhoads, 1976; Ito et al., 1985), ornamentais como a azaléia (Sanders & Reinert, 1982), essências florestais (Constantinidou & Kozlowski, 1979; Costonis, 1970), frutíferas (Shertsz et al., 1980), entre outras.

Quando se analisa a superfície das folhas através de microscopia eletrônica de varredura, os efeitos do O_3 ficam bem evidentes, como se pode observar na Figura 3. A cera que recobre a superfície foliar e que tem a função de contribuir na proteção contra a perda de água e eletrólitos durante a transpiração e de também garantir uma superfície adequada à incidência de luz, reage com o O_3 perdendo suas características originais (c). Desta reação restam grãos dispersos na superfície foliar que não exercem mais a função de

proteção da planta. Os estômatos (e), responsáveis pelo controle de fluxo gasoso entre a região interna e externa da folha, são inativados pela morte das células guarda, que controlam o seu processo de abertura e fechamento, levando também a um colapso do processo de captação de gases como o CO_2 , necessário ao bom desempenho fotossintético das plantas.

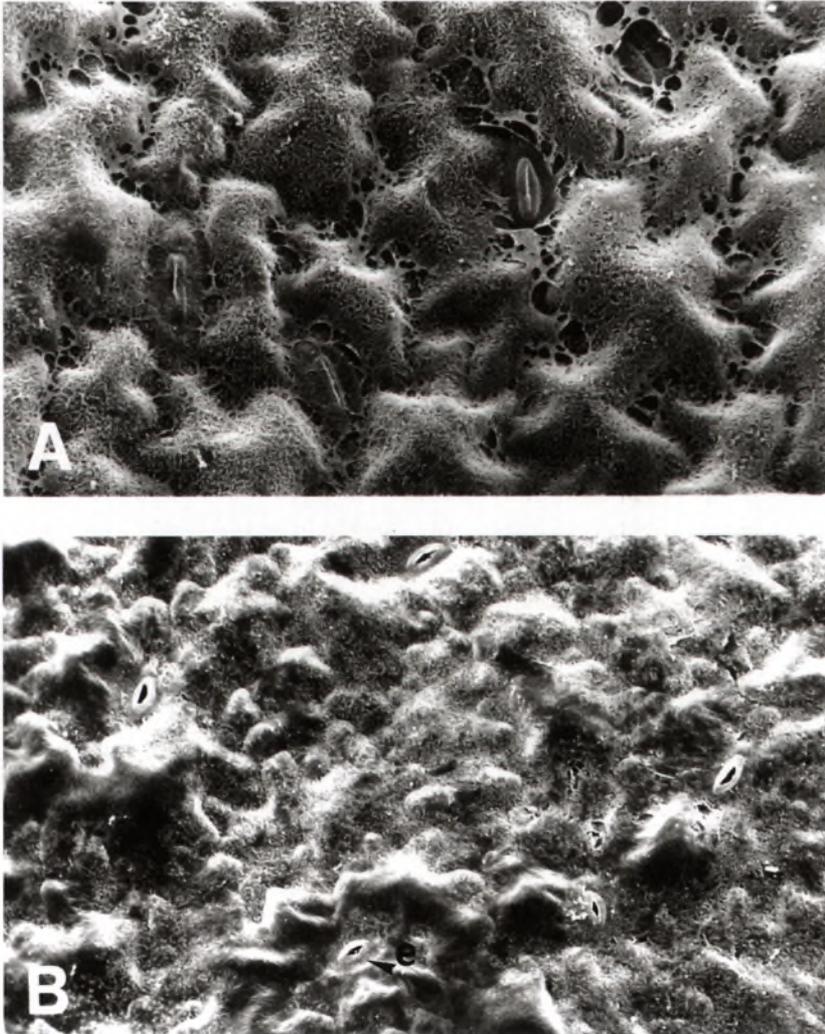


Figura 3 - Superfície foliar de plantas de ervilha A - Controle (ar filtrado) e B - Tratamento com 200 ppb de ozônio ($\text{Ar} + \text{O}_3$). Houve remoção da cera (c) que recobre a superfície da cutícula e os estômatos (e) estão abertos devido à morte das células-guarda, tornando-os sem função

Além dos efeitos no crescimento e produção das plantas, os poluentes podem interferir com a capacidade reprodutiva, por seus efeitos negativos sobre os grãos de pólen (Ma & Khan, 1976; Wolters & Martens, 1987). O ozônio está também implicado com efeitos tóxicos genéticos (Crebelli et al., 1991; Dubeau & Chung, 1982; Fetner, 1958; Gichner et al., 1992; Ma et al., 1982; Ma et al., 1973; Rodrigues et al., 1996), que embora pareçam ocorrer somente em exposições extremas (Janakiraman & Harney, 1976), foram detectados em estudos nos quais a sensível planta indicadora *Tradescantia* foi exposta à atmosfera de várias localidades nos EUA, em um extenso monitoramento da atividade genotóxica da poluição (Schairer, 1979; Schairer et al., 1982; Van't Hof & Schairer, 1982). Embora esses resultados tenham indicado uma baixa atividade mutagênica para o O_3 e outros poluentes atmosféricos, eles sugerem implicações mais complexas para a problemática da poluição, que extrapolam os prejuízos econômicos causados à agricultura.

Efeitos da Poluição por O_3 na Produtividade Agrícola

A constatação que os níveis de concentração de O_3 troposférico hoje presentes em vastas regiões da Terra têm graves implicações para a capacidade produtiva das plantas, estimulou os estudos dirigidos a avaliar os efeitos da poluição atmosférica sobre a produtividade agrícola. O primeiro esforço coordenado de pesquisa para a avaliação dos impactos da poluição na agricultura em larga escala ocorreu nos EUA, com a mencionada rede NCLAN (Kohut et al., 1982). Coordenado a partir de seis laboratórios nacionais geograficamente bem distribuídos, o estudo visou avaliar as perdas agrícolas associadas aos atuais níveis de concentração de O_3 , bem como os ganhos com reduções na concentração do poluente, além dos prejuízos adicionais de possíveis incrementos nas emissões. Para tanto, além de padronizar as condições de exposição, as culturas, sua fertilização e irrigação, os estudos se caracterizavam pela exclusão do O_3 presente no ar atmosférico por meio de filtros, ou adição de O_3 de acordo com tratamentos definidos, em câmaras de topo aberto distribuídas em cultivos a campo.

Exemplos de perdas típicas na produtividade de culturas agrícolas causados por O_3 estudados no NCLAN podem ser observados na Tabela 1.

Tabela 1 - Exemplos típicos de perdas na produtividade de culturas, causados por níveis de ozônio (O_3) em concentrações tipicamente presentes em áreas produtivas

Cultura	Exposição (máxima)	Perda (máxima)	Observação	Referência
Alface	2x ambiente (104 ppb)	35%	90% de perda em plantas para comercialização. Maturação três semanas mais tardia.	(Temple et al., 1986)
Algodão	100 ppb	31%		(Heagle et al., 1986)
Feijão	150 ppb	50%	Nenhuma produção com exposição a 250 ppb.	(Hoffman et al., 1973)
Milho	150 ppb	40%	Danos foliares iniciaram-se aos 70 ppb	(Heagle et al., 1979)
Nabo olerífero	77 ppb	14%	38% menos ramos floríferos.	(Ollerenshaw et al., 1999)
Rabanete	400 ppb	51%	Exposição envolveu 100 ppb de SO_2 e NO_2 .	(Reinert & Gray, 1981; Reinert & Sanders, 1982; Reinert et al., 1982)
Soja (1)	100 ppb	62%	Limiar para perdas na produção estabelecido entre 50 e 100 ppb.	(Heagle et al., 1974)
Soja (2)	55 ppb	20%	Nível de exposição crônica típica nas regiões produtivas dos EUA.	(Heagle et al., 1983)
Soja (3)	80 ppb	25%		(Reich & Amundson, 1984)
Soja (4)	65 ppb	15%	Nível de exposição crônica típica nas regiões produtivas dos EUA.	(Kress et al., 1986)
Sorgo granífero	300 ppb	15%	Em modelagem matemática do efeito, sorgo mostrou-se tolerante.	(Kress & Miller, 1984)

Como se pode observar, concentrações semelhantes às aquelas presentes na atmosfera de áreas não poluídas (entre 50 e 80 ppb), mesmo aquelas rurais, no Brasil e em outras partes do mundo, são suficientes para causar perdas significativas na produção agrícola. Já as perdas associadas às concentrações típicas de episódios de picos de poluição (100 ppb+), como inversões térmicas, ocorrência de plumas de queimadas, ou áreas altamente poluídas, podem resultar em perdas maiores que 50% para certas culturas. Vale ressaltar que esses resultados são “virtualmente invisíveis”, já que vêm sendo causados de forma contínua pela atmosfera nos atuais níveis de poluição, que hoje representa aproximadamente o dobro da observada em fins do século passado (Hough & Derwent, 1990).

Prejuízos Econômicos Associados às Perdas Agrícolas

Os resultados de estudos do impacto causado pela poluição atmosférica na agricultura indicam que o O_3 , sozinho ou em combinação com o SO_2 , é responsável por até 90% das perdas, e que essas podem atingir cifras significativas. Considerando uma concentração basal atual de 50 ppb, Mackenzie & El-Ashry (1989) estimaram que as perdas para as principais culturas dos EUA alcançariam US\$3 bilhões, e que o controle das emissões visando reduzir a poluição para níveis semelhantes aos presentes em fins do século passado (25 ppb O_3) traria benefícios de aumento de produção estimada em US\$5,4 bilhões.

As avaliações econômicas realizadas com os dados do NCLAN apontam para uma perda de US\$3,13 bilhões para o conjunto de culturas estudadas, que apresentavam um ganho de US\$15,51 à época dos levantamentos, o que significa uma média de 20% de perda (Heck et al., 1983). Esse valor alcançaria US\$7 bilhões se todas as culturas fossem consideradas, mesmo que o prejuízo não incluísse as perdas impostas a pastagens e a florestas nativas, bem como outros impactos sobre as atividades de interesse agropecuário e florestal (Heck, 1989).

Conclusão

Os impactos do O_3 e da poluição atmosférica sobre a agricultura e o ambiente são muito importantes. Esse impacto é ainda exponencializado quando se considera que as plantas tendem a se adaptar aos estresses impostos pelos poluentes. Os mecanismos imediatos de adaptação envolvem (Winner et al., 1991): i) na folha: a redução na condutância dos estômatos, resultando em menor transpiração e trocas gasosas reduzidas. Além do efeito direto na produtividade e queda na transpiração, tais mecanismos podem causar diminuição na capacidade de regulação térmica da folha, aumentando o risco de degradação enzimática e perda de funções fisiológicas. Esse efeito pode diminuir drasticamente a longevidade foliar, já que a presença do O_3 está associada a dias claros e ensolarados, quando a regulação térmica é mais demandada; ii) na planta: o O_3 causa alteração na alocação de recursos, alterando a relação entre raízes e parte aérea, aumentando a fragilidade das plantas a outros estresses

ambientais, em especial ao frio, seca, e predadores/parasitas. Finalmente, iii) nas populações: a eliminação, direta ou por exclusão competitiva, dos indivíduos mais sensíveis (que pode alcançar 90% (Winner et al., 1991)) pode contribuir marcadamente para a redução da variabilidade genética, deixando as populações sob severo risco frente a outros estresses, um risco crescentemente grave em situação de mudanças globais, quando é maior a probabilidade de eventos ambientais extremos causarem extinções.

Além das complicações relativas aos efeitos secundários da adaptação das plantas aos estresses da poluição atmosférica, há fortes indícios de que os danos até agora diagnosticados podem ser ainda maiores. Ocorre que os mecanismos da ação tóxica do O_3 estão ligados à produção de etileno nas folhas, que acelera o processo de abscisão que segue o trauma causado pelo estresse da poluição (Unsworth, 1987). Porém, plantas expostas diariamente ao ozônio (como aquelas estudadas na NCLAN) produzem pouco etileno, e sofrem muito menor dano que plantas expostas de forma aguda eventual, que tende a ser preponderante na maior parte das áreas rurais. Em sendo este um mecanismo de ocorrência geral, os resultados da longa série de experimentos com exposição diária de culturas ao O_3 (típico da NCLAN) podem ser considerados sub-estimativas.

Que a causa da toxicidade do O_3 se deve à sua interação com etileno é um fato bem estabelecido (Mehlhorn et al., 1991), inclusive com análises detalhadas da bioquímica da reação e demonstração que a formação de radicais livres e suas reações de peroxidação com os tecidos das plantas são fases importantes da ação tóxica (Mehlhorn et al., 1990).

Ainda assim, embora sabendo-se da extensão dos danos e prejuízos impostos à agricultura (que são inusitadamente elevados), e conhecendo-se a causa e os mecanismos da ação tóxica, pouco pode ser sugerido em termos de solução ao problema dos efeitos da poluição por O_3 sobre a vida das plantas, além de promover a redução das emissões de gases. Como desabafava o Dr. Walter Heck, coordenador do esforço de pesquisa representado pelo NCLAN: “É frustrante para os produtores que nós não tenhamos qualquer solução simples que eles possam adotar para o problema da poluição por ozônio” (Adams, 1986).

No momento, cabe-nos estudar os efeitos, compreender os mecanismos da ação tóxica e da proteção das plantas, e em termos práticos para amenizar o problema, considerar os impactos da poluição em nossos esforços de selecionar variedades vegetais e formas de manejo agrícola mais adequadas em frente da crescente ameaça da poluição atmosférica.

Agradecimentos

Os autores agradecem a colaboração oferecida por Marcelo Ganzarolli de Oliveira, Cláudia Poli de Almeida Barêa Teixeira, Sílvia Mika Shishido e Gianni Laurindo Gervais (IQ, Unicamp), Ricardo Antunes de Azevedo (ESALQ, USP), Andréa Moreira (Embrapa Meio Ambiente), e Richard John Smith e Peter John Lea (Lancaster University, UK).

Referências

- ADAMS, S. Research assesses ozone damage to crops. *Agricultural Research*, v. 34, n. 10, p. 6-7, 1986.
- BAKER, C. K.; FULLWOOD, A. E. Leaf damage following crop spraying in winter barley exposed to sulfur dioxide. *Crop Protection*, v. 5, n. 5, p. 365-367, 1986.
- BARRETT, S. C. H.; BUSH, E. J. Population processes in plants and the evolution of resistance to gaseous air pollutants. In: TAYLOR, G. E., Jr.; PITELKA, L. F.; CLEGG, M.T., ed. *Ecological genetics and air pollution*. New York: Springer-Verlag, 1991. p. 137-165.
- BECKERSON, D. W.; HOFSTRA, G. Effect of sulphur dioxide and ozone singly or in combination on leaf chlorophyll, RNA, and protein in white bean. *Canadian Journal of Botany*, v. 57, p. 1940-1945, 1979.
- BELL, J. N. B.; ASHMORE, M. R.; WILSON, G. B. Ecological genetics and chemical modifications of the atmosphere. In: TAYLOR, G. E., Jr.; PITELKA, L. F.; CLEGG, M.T. (ed.), *Ecological genetics and air pollution*. New York: Springer-Verlag, 1991. p. 33-59.
- BLACK, V. J.; ORMROD, D. P.; UNSWORTH, M. H. Effects of low concentration of ozone, singly, and in combination with sulphur dioxide on net photosynthesis rates of *Vicia faba* L. *Journal of Experimental Botany*, v. 33, n. 137, p. 1302-1311, 1982.
- BRADSHAW, A. D.; MCNEILLY, T. Evolution in relation to environmental stress. In: TAYLOR, G. E., Jr.; PITELKA, L. F.; CLEGG, M.T., ed. *Ecological genetics and air pollution*. New York: Springer-Verlag, 1991. p. 11-31.

BRENNAN, E.; RHOADS, A. Response of field-grown bean cultivars to atmospheric oxidant in New Jersey. *Plant Disease Reporter*, v. 60, n. 11, p. 941-945, 1976.

CHEVONE, B. I.; YANG, Y. S. CO₂ exchange rates and stomatal diffusive resistance in soybean exposed to O₃ and SO₂. *Canadian Journal of Plant Sciences*, v. 65, p. 267-274, 1985.

CONSTANTINIDOU, H. A.; KOZLOWSKI, T. T. Effects of sulfur dioxide and ozone on *Ulmus americana* seedlings. II. Carbohydrates, proteins, and lipids. *Canadian Journal of Botany*, v. 57, p. 176-184, 1979.

COSTONIS, A. C. Acute foliar injury of eastern white pine induced by sulfur dioxide and ozone. *Phytopathology*, v. 60, p. 994-999, 1970.

CREBELLI, R.; FUSELLI, S.; BERTOLACCINI, M. A.; TAFANI, P.; CARERE, A.; BENIGNI, R. Mutagenicity of airborne particles and concentration of some organic and inorganic pollutants in the air of Rome: seasonal variations and correlation analysis. *Mutation Research*, v. 271, n. 2, p. 167, 1991.

DUBEAU, H.; CHUNG, Y. S. Genetic effects of ozone. Induction of point mutation and genetic recombination in *Saccharomyces cerevisiae*. *Mutation Research*, v. 102, n. 3, p. 249-259, 1982.

ELKYEI, T.; ORMROD, D. P. Ozone and/or sulphur dioxide effects on tissue permeability of petunia leaves. *Atmospheric Environment*, v. 13, p. 1165-1168, 1979.

ENDRESS, A. G.; POST, S. L. Altered feeding preference of Mexican bean beetle *Epilachna varivestis* for ozonated soybean foliage. *Environmental Pollution*, v. 39, p. 9-16, 1985.

FETNER, R. H. Chromosome breakage in *Vicia faba* by ozone. *Nature*, v. 181, p. 504-505, 1958.

GICHNER, T.; LANGEBARTELS, C.; SANDERMANN, H., JR. Ozone is not mutagenic in the *Tradescantia* and tobacco mutagenicity assays. *Mutation Research*, v. 281, p. 203-206, 1992.

HEAGLE, A. S. Interactions between air pollutants and parasitic plant diseases. In: UNSWORTH, M.H.; ORMROD, D.P. (ed.), *Effects of gaseous air pollution in agriculture and horticulture*. Cambridge, UK: Butterworth Scientific, 1982. p. 333-348.

HEAGLE, A. S.; BODY, D. E.; NEELY, G. E. Injury and yield responses of soybean to chronic doses of ozone and sulfur dioxide in the field. *Phytopathology*, v. 64, p. 132-136, 1974.

HEAGLE, A. S.; HECK, W. W.; LESSER, V. M.; RAWLINGS, J. O.; MOWRY, F. L. Injury and yield response of cotton to chronic doses of ozone and sulfur dioxide. *Journal of Environmental Quality*, v. 15, n. 4, p. 375-382, 1986.

HEAGLE, A. S.; HECK, W. W.; RAWLINGS, J. O.; PHILBECK, R. B. Effects of chronic doses of ozone and sulfur dioxide on injury and yield of soybeans in open-top field chambers. *Crop Science*, v. 23, p. 1184-1191, 1983.

HEAGLE, A. S.; JOHNSTON, J. W. Variable responses of soybeans to mixtures of ozone and sulphur dioxide. *Journal of the Air Pollution Control Association*, v. 29, n. 7, p. 729-732, 1979.

HEAGLE, A. S.; PHILBECK, R. B.; KNOTT, W. M. Thresholds for injury, growth, and yield loss caused by ozone on field corn hybrids. *Phytopathology*, v. 69, n. 1, p. 21-26, 1979.

HECK, W. W. Assessment of crop losses from air pollutants in the United States. In: MACKENZIE, J.J.; EL-ASHRY, M.T. (ed.), *Air pollution's toll on forests and crops*. New Haven, CT: Yale University Press, 1989. p. 235-315.

HECK, W. W.; ADAMS, R. M.; CURE, W. W.; HEAGLE, A. S.; HEGGESTAD, H. E.; KOHUT, R. J.; KRESS, L. W.; RAWLINGS, J. O.; TAYLOR, O. C. A reassessment of crop loss from ozone. *Environmental Science and Technology*, v. 17, n. 12, p. 573A-581A, 1983.

HEGGESTAD, H. E.; BENNETT, J. H. Impact of atmospheric pollution on agriculture. In: TRESHOW, M. (ed.), *Air pollution and plant life*. New York: John Wiley & Sons, 1984. p. 357-416.

HEGGESTAD, H. E.; GISH, T. J.; LEE, E. H.; BENNETT, J. H.; DOUGLAS, L. W. Interaction of soil moisture stress and ambient ozone on growth and yields of soybeans. *Phytopathology*, v. 75, n. 4, p. 472-477, 1985.

HIBBEN, C. R.; TAYLOR, M. P. Ozone and sulphur dioxide effects on the lilac powdery mildew fungus. *Environmental Pollution*, v. 9, p. 107-114, 1975.

HOFFMAN, G. J.; MAAS, E. V.; RAWLINS, S. L. Salinity-ozone interactive effects on yield and water relations of pinto bean. *Journal of Environmental Quality*, v. 2, n. 1, p. 148-152, 1973.

HOUGH, A. M.; DERWENT, R. G. Changes in the global concentration of tropospheric ozone due to human activities. *Nature*, v. 344, p. 645-648, 1990.

ITO, O.; OKANO, K.; KUROIWA, M.; TOTSUKA, T. Effects of NO₂ and O₃ alone or in combination on kidney bean plants (*Phaseolus vulgaris* L.): growth, partitioning of assimilates and root activities. *Journal of Experimental Botany*, v. 36, n. 165, p. 652-662, 1985.

JANAKIRAMAN, R.; HARNEY, P. M. Effects of ozone on meiotic chromosomes of *Vicia faba*. *Canadian Journal of Genetics and Cytology*, v. 18, p. 727-730, 1976.

KIRCHHOFF, V. W. J. H.; SETZER, A. W.; PEREIRA, M. C. Biomass burning in Amazonia: seasonal effects on atmospheric O₃ and CO. *Geophysical Research Letters*, v. 16, n. 5, p. 469-472, 1989.

KOHUT, R.; AMUNDSON, R.; WEINSTEIN, L. *The National Crop Loss Assessment Network: an approach to the study of nationwide crop losses due to air pollution*. Ithaca: Cornell University, 1982. 24 p. (ERC Report, 8).

KRAUSE, C. R.; WEIDENSAUL, T. C. Effects of ozone on the sporulation, germination, and pathogenicity of *Botrytis cinerea*. *Phytopathology*, v. 68, p. 195-198, 1978.

KRESS, L. W.; MILLER, J. E. Impact of ozone on grain sorghum yield. *Water, Air, and Soil Pollution*, v. 25, p. 377-390, 1984.

KRESS, L. W.; MILLER, J. E.; SMITH, H. J. Impact of ozone and sulphur dioxide on soybean yield. *Environmental Pollution*, v. 41, p. 105-123, 1986.

LE SUEUR-BRYMER, N. M.; ORMROD, D. P. Carbon dioxide exchange rates of fruiting soybean plants exposed to ozone and sulphur dioxide singly or in combination. *Canadian Journal of Plant Sciences*, v. 64, p. 69-75, 1984.

LECHOWICZ, M. J. Resource allocation by plants under air pollution stress: implications for plant-pest-pathogen interactions. *The Botanical Review*, v. 53, n. 3, p. 281-300, 1987.

LEEuw, F. A. A. M.; ZANTVOORT, E. D. G. Mapping of exceedance of ozone critical levels for crops and forest trees in The Netherlands: preliminary results. *Environmental Pollution*, v. 96, n. 1, p. 89-98, 1997.

LEFOHN, A. S.; FOLEY, J. K. Nclan results and their application to the standard-setting process protecting vegetation from surface ozone exposures. *Journal of the Air & Waste Management Association*, v. 42, n. 8, p. 1046-1052, 1992.

LEWIS, E.; BRENNAN, E. Ozone and sulfur dioxide mixtures cause a PAN-type injury to petunia. *Phytopathology*, v. 68, p. 1011-1014, 1978.

- MA, T. H.; ANDERSON, V. A.; AHMED, I. Environmental clastogens detected by meiotic pollen mother cells of *Tradescantia*. In: TICE, R.R.; COSTA, D.L.; SCHAICH, K. M. (ed.), *Genotoxic effects of airborne agents*. New York: Plenum Press, 1982. p. 141-157.
- MA, T. H.; ISBANDI, D.; KHAN, S. H.; TSENG, Y. S. Low level of SO₂ (sulfur dioxide) enhanced chromatid aberrations in *Tradescantia* (paludosa) pollen tubes and seasonal variation of the aberration rates. *Mutation Research*, v. 21, n. 2, p. 93-100, 1973.
- MA, T. H.; KHAN, S. H. Pollen mitosis and pollen tube growth inhibition by SO₂ (sulfur dioxide) in cultured pollen tubes of *Tradescantia*. *Environmental Research*, v. 12, n. 2, p. 144-149, 1976.
- MACDOWALL, F. D. H.; COLE, A. F. W. Threshold and synergistic damage to tobacco by ozone and sulfur dioxide. *Atmospheric Environment*, v. 5, p. 553-559, 1971.
- MACKENZIE, J. J.; EL-ASHRY, M. T. Tree and crop injury: a summary of the evidence. In: MACKENZIE, J.J.; EL-ASHRY, M.T., ed. *Air pollution's toll on forests and crops*. New Haven, CT.: Yale University Press, 1989. p. 1-21.
- MCLAUGHLIN, S. B.; NORBY, R. J. Atmospheric pollution and terrestrial vegetation: evidence of changes, linkages, and significance to selection processes. In: TAYLOR, G.E.; Jr.; PITELKA, L.F.; CLEGG, M.T. (ed.), *Ecological genetics and air pollution*. New York: Springer-Verlag, 1991. p. 61-101.
- MEHLHORN, H.; O'SHEA, J. M.; WELLBURN, A. R. Atmospheric ozone interacts with stress ethylene formation by plants to cause visible plant injury. *Journal of Experimental Botany*, v. 42, n. 234, p. 17-24, 1991.
- MEHLHORN, H.; TABNER, B. J.; WELLBURN, A. R. ESR evidence for the formation of free radicals in plants exposed to ozone. *Physiologia Plantarum*, v. 79, n. 2, p. 377-383, 1990.
- MENSER, H. A.; HEGGESTAD, H. E. Ozone and sulfur dioxide synergism: injury to tobacco plants. *Science*, v. 153, p. 424-425, 1966.
- MILLER, V. L.; HOWELL, R. K.; CALDWELL, B. E. Relative sensitivity of soybean genotypes to ozone and sulfur dioxide. *Journal of Environmental Quality*, v. 3, n. 1, p. 35-37, 1974.
- OLLERENSHAW, J. H.; LYONS, T.; BARNES, J. D. Impacts of ozone on the growth and yield of field grown winter oilseed rape. *Environmental Pollution*, v. 104, p. 53-59, 1999.
- OLSZYK, D. M.; TIBBITTS, T. W. Stomatal response and leaf injury of *Pisum sativum* L. with SO₂ and O₃ exposures. II. Influence of moisture stress and time of exposure. *Plant Physiology*, v. 67, p. 545-549, 1981.

ORMROD, D. P. *Pollution in horticulture*. New York: Elsevier Scientific Publishing Co., 1978. 260 p. (Fundamental Aspects of Pollution Control and Environmental Science).

ORMROD, D. P.; DEVEAU, J. L.; ALLEN, O. B.; BECKERSON, D. W. Crop responses to ozone - sulfur dioxide mixtures. In: HUTCHINSON, T.C.; MEEMA, K.M. (ed.), *Effects of atmospheric pollutants on forests, wetlands and agricultural ecosystems*. New York: Springer-Verlag, 1987. p. 451-462. (NATO ASI Ecological Sciences Series, 16).

REICH, P. B.; AMUNDSON, R. G. Low level O₃ and/or SO₂ exposure causes a linear decline in soybean yield. *Environmental Pollution*, v. 34, p. 345-355, 1984.

REINERT, R. A.; GRAY, T. N. The response of radish to nitrogen dioxide, sulfur dioxide, and ozone, alone and in combination. *Journal of Environmental Quality*, v. 10, n. 2, p. 240-243, 1981.

REINERT, R. A.; SANDERS, J. S. Growth of radish and marigold following repeated exposure to nitrogen dioxide, sulfur dioxide, and ozone. *Plant Disease*, v. 66, n. 2, p. 122-124, 1982.

REINERT, R. A.; SHRINER, D. S.; RAWLINGS, J. O. Responses of radish to all combinations of three concentrations of nitrogen dioxide, sulfur dioxide, and ozone. *Journal of Environmental Quality*, v. 11, n. 1, p. 52-57, 1982.

RODRIGUES, G. S.; MADKOUR, S. A.; WEINSTEIN, L. H. Genotoxic activity of ozone in *Tradescantia*. *Environmental and Experimental Botany*, v. 36, n. 1, p. 45-50, 1996.

RUSTON, A. G. The plant as an index of smoke pollution. *Annals of Applied Biology*, v. 7, n. 4, p. 390-403, 1921.

SANDERS, G. E.; DIXON, J.; COB, A. H. Will increasing ozone pollution associated with global climate change alter crop tolerance to herbicides? In: ATKINSON, D. (ed.), *Global climate change. Its implications for crop protection*. Berks, UK: BCPC. 1993. p. 83-94. (Brighton Crop Protection Conference, 56).

SANDERS, J. S.; REINERT, R. A. Screening azalea cultivars for sensitivity to nitrogen dioxide, sulfur dioxide, and ozone alone and in mixtures. *Journal of the American Society of Horticultural Sciences*, v. 107, n. 1, p. 87-90, 1982.

SCHAIRER, L. A. Mutagenicity of ambient air at selected sites in the United States using *Tradescantia* as a monitor. In: KOLBER, T.K.; GRANT, L.D.; DeWOSKIN, R.S.; HUGHES, T.J. (ed.), *In situ toxicity testing of environmental agents. Current and future possibilities - Part A: Survey of test systems*. New York: Plenum Press, 1979. p. 167-190.

SCHAIRER, L. A.; SAUTKULIS, R. C.; TEMPEL, N. R. Monitoring ambient air for mutagenicity using the higher plant *Tradescantia*. In: TICE, R.R.; COSTA, D.L.; SCHAICH, K.M. (ed.), *Genotoxic effects of airborne agents*. New York: Plenum Press, 1982. p. 123-140. (Environmental Science Research, 25)

SHERTSZ, R. D.; KENDER, W. J.; MUSSELMAN, R. C. Foliar response and growth of apple trees following exposure to ozone and sulfur dioxide. *Journal of the american association of horticultural sciences*, v. 105, n. 4, p. 594-598, 1980.

SHRINER, D. S.; JOHNSON JR., J. W. The effects of acid rain, alone and in combination with gaseous pollutants, on growth of crop plants. In: HUTCHINSON, T.C.; MEEMA, K.M. (ed.), *Effects of atmospheric pollutants on forests, wetlands and agricultural ecosystems*. New York: Springer-Verlag, 1987. p. 481-491. (NATO ASI Ecological Sciences Series, G 16).

TAYLOR, G. E. JR.; PITELKA, L. F.; CLEGG, M. T. Introduction. In: TAYLOR, G.E.; Jr.; PITELKA, L.F.; CLEGG, M.T. (ed.), *Ecological genetics and air pollution*. New York: Springer-Verlag, 1991. p. 1-9.

TEMPLE, P. J.; TAYLOR, O. C.; BENOIT, L. F. Yield response of head lettuce (*Lactuca sativa* L.) to ozone. *Environmental and Experimental Botany*, v. 26, n. 1, p. 53-58, 1986.

TING, I. P.; PERCHOROWICZ, J.; EVANS, L. Effect of ozone on Plant cell membrane permeability. In: DUGGER, W.M. (ed.), *Air pollution effects on plant growth*. Washington, DC: American Chemical Society, 1974. p. 8-21.

TINGEY, D. T.; REINERT, R. A. The effect of ozone and sulphur dioxide singly and in combination on plant growth. *Environmental pollution*, v. 9, p. 117-125, 1975.

TINGEY, D. T.; REINERT, R. A.; DUNNING, J. A.; HECK, W. W. Foliar injury responses of eleven plant species to ozone/sulfur dioxide mixtures. *Atmospheric Environment*, v. 7, p. 201-208, 1973.

TRESHOW, M. Diagnosis of air pollution effects and mimicking symptoms. In: TRESHOW, M. (ed.), *Air pollution and plant life*. New York: John Wiley & Sons, 1984. p. 97-112.

UNSWORTH, M. Adding ethylene to injury. *Nature*, v. 327, p. 364-365, 1987.

VAN'T HOF, J.; SCHAIRER, L. A. *Tradescantia* assay system for gaseous mutagens. A report of the U.S. Environmental Protection Agency Gene-Tox Program. *Mutation Research*, v. 99, p. 303-315, 1982.

WINNER, W. E.; COLEMAN, J. S.; GILLESPIE, C.; MOONEY, H. A.; PELL, E. J. Consequences of evolving resistance to air pollutants. In: TAYLOR, G.E. Jr.; PITELKA, L.F.; CLEGG, M.T. (ed.), *Ecological genetics and air pollution*. New York: Springer-Verlag, 1991. p. 177-202.

WOLTERS, J. H. B.; MARTENS, M. J. M. Effects of air pollutants on pollen. *The Botanical Review*, v. 53, n. 3, p. 372-414, 1987.

WUKASCH, R. T.; HOFSTRA, G. Ozone and Botrytis interactions in onion-leaf dieback: open-top chamber studies. *Phytopathology*, v. 67, p. 1080-1084, 1977.