

EL OZONO EN LA CONTAMINACION DEL AIRE AMBIENTE

Ing. Quím. Juan J. Burastero
Centro de Investigaciones Tecnológicas
ANCAP

RESUMEN

El ozono es un constituyente importante de la atmósfera, aunque su rol varía fundamentalmente con la altura.

La concentración de ozono cerca de la superficie terrestre es de gran interés debido a los adversos efectos ambientales que produce.

La contaminación del aire ambiente en forma de óxidos de nitrógeno (NO_x) y compuestos orgánicos volátiles (VOC), emitidos por vehículos automotores y fuentes estacionarias, da lugar a su formación.

Su producción en el aire ambiente a partir de estos precursores es una función compleja de muchos factores que incluyen la intensidad de la luz solar, el mezclado atmosférico, las concentraciones y la relación entre ellas de los precursores, y la reactividad de los precursores orgánicos.

Para desarrollar una estrategia efectiva para su reducción es necesario un conocimiento de la compleja relación entre las concentraciones de ozono y el nivel de las emisiones de sus precursores, VOC y NO_x .

La importancia de estas emisiones y su impacto sobre los problemas urbanos y regionales que provoca el ozono son responsables de los actuales desarrollos sobre gasolinas reformuladas y combustibles alternativos.

ABSTRACT

Ozone is an important constituent of the atmosphere, although its role varies greatly with altitude.

The ozone concentration near the earth's surface is important because of its potential adverse environmental effects.

Air pollution in the form of oxides of nitrogen (NO_x) and volatile organic compounds (VOC), emitted from motor vehicle exhaust emissions and stationary sources, gives rise to the formation of ozone.

Its production from these precursors is a complex function of many factors, including the intensity of sunlight, atmospheric mixing, the concentration of the precursors in ambient air, the rate between the precursors (VOC/ NO_x), and the reactivity of the organic precursors.

To develop effective strategies for reducing ozone, an understanding of the complex relationship between ozone concentrations and VOC and NO_x emission levels is needed.

The concern about motor vehicle emissions and their impact on urban and regional ozone problems are responsible for recent developmental work on reformulated gasolines and alternative fuels.

INTRODUCCION

El ozono es entre los oxidantes fotoquímicos presentes en el aire el de mayor importancia, el mejor estudiado y cuyos efectos son mejor comprendidos (1). Históricamente el término "oxidante fotoquímico" ha definido aquellos contaminantes atmosféricos (ozono, nitrato de peroxoacetilo, dióxido de nitrógeno, etc.) que son productos de reacciones fotoquímicas y capaces de oxidar al ión yoduro en solución neutra (2).

La concentración natural del ozono sobre la superficie terrestre aparece referida entre límites de 0.010 y 0.050 ppm (partes por millón en volumen) que reflejan distintas situaciones (3, 4, 5). Su concentración en áreas urbanas y en áreas rurales de continentes industrializados es mayor que la encontrada en regiones apartadas de la actividad antropogénica (6). En los últimos años se ha observado un aumento en su concentración debido a la intensificación de esas actividades (industriales, agrícolas, generación de energía, quemado de bosques). La literatura refiere que en regiones europeas el nivel actual duplica al conocido hace un siglo (7). Y en algunos lugares de Estados Unidos se han registrado episodios con concentraciones del orden de 0.200 ppm (8, 9).

EFFECTOS DEL OZONO

La concentración de ozono cerca de la superficie es muy importante por sus efectos adversos en el género humano, en la vegetación y en materiales no biológicos:

a) **Efectos sobre la salud humana.** La exposición al ozono causa irritación de las mucosas, enfermedades respiratorias y reducción de la resistencia a las infecciones. Se indica que los primeros efectos sobre el hombre aparecen cuando su concentración alcanza a alrededor de 0.100 ppm.

Para proteger la salud pública de la contaminación del ozono se han establecido estándares que especifican distintos límites, desde 0.060 ppm para 1 hora de exposición (World Health Organization) a 0.120 ppm a no ser excedido más de un día por año (United States Environmental

Protection Agency, EPA) (2, 4, 10).

b) **Efectos sobre la vegetación.** Las plantas son más sensibles aún y pueden observarse daños en algunas especies a concentraciones de 0.040 ppm.

El daño en la vegetación se manifiesta por un deterioro visible en las hojas y reducción en el crecimiento, floración y cosechas. Se admite que el elevado nivel de ozono en algunas áreas rurales es el responsable de pérdidas cuantiosas en cosechas y del daño observado en florestas de Europa y Estados Unidos (6). La acción sobre la salud humana y la vegetación continúa siendo objeto de una intensa investigación. Así, un suplemento publicado por la EPA abarcando el período 1986-89 revisa casi un millar de trabajos sobre el tema (11).

c) **Daños sobre materiales no biológicos.** Es de gran importancia práctica y económica la acción del ozono sobre materiales susceptibles a deterioro por oxidación. Ellos incluyen elastómeros (caucho natural y ciertos polímeros sintéticos), fibras textiles, colorantes y en menor extensión pinturas.

Estos efectos han sido muy estudiados y se ha usado diversos antioxidantes u otros medios de protección para reducir la velocidad del ataque. Medidas protectivas que significan un costo adicional de estos productos (1).

Además de estos efectos ambientales que dependen de su concentración en la superficie terrestre, el ozono también actúa como un gas invernadero, o sea que absorbe radiación infrarroja emitida por la Tierra. Duplicando la concentración de ozono troposférico la temperatura podría incrementar alrededor de 1°C. Este efecto radiante depende de la masa total de ozono en toda la troposfera (4, 12).

En Estados Unidos el mecanismo establecido en la Ley del Aire Limpio (Clean Air Act) del año 1970, para asegurar la calidad del aire, falló notablemente en controlar el ozono en gran parte del país. Después de dos décadas de aplicación, y a pesar de los severos controles impuestos a las emisiones de fuentes estacionarias y móviles, un centenar de áreas urbanas que incluyen alrededor de la mitad de la población habían excedido el límite de 0.120 ppm (10).

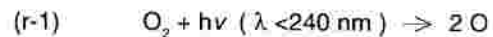
FORMACION DE OZONO

El ozono suele ser referido como un contaminante secundario ya que por lo común no es vertido directamente a la atmósfera sino que se forma a partir de contaminantes primarios (precursores) a través de reacciones provocadas por la luz solar.

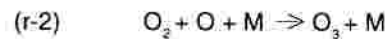
La concentración de ozono en el aire ambiente es el resultado neto de una gran diversidad de procesos atmosféricos que incluyen su producción fotoquímica a partir de otros contaminantes primarios, su transporte a otras regiones, la intrusión en la troposfera de aire estratosférico rico en ozono y su destrucción en la atmósfera (por fotólisis o reacción química) o sobre la superficie terrestre (por deposición sobre superficies reactivas biológicas o no, tales como vegetación, suelo o ciertos polímeros) (2, 13).

El ozono estratosférico

El ozono es un importante constituyente natural de la atmósfera concentrándose en la región superior de la misma (estratosfera). La única reacción química significativa produciendo ozono en la atmósfera es la que transcurre entre el oxígeno atómico y el molecular (14, 15, 16, 17). A esas altitudes (por encima de 20 km) los átomos de oxígeno provienen de la fotodisociación del oxígeno molecular por acción de radiaciones en el ultravioleta lejano. Cada cuanto luminoso absorbido disocia una molécula.

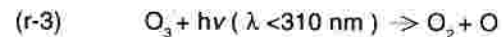


El oxígeno atómico se combina luego con el molecular produciendo ozono.



Reacción térmica que no requiere la absorción de un fotón, donde M es un tercer cuerpo, como N_2 u O_2 que remueve la energía de reacción y estabiliza la molécula de O_3 .

Pero el O_3 formado puede destruirse fotoquímicamente, ya que absorbe primariamente en la región media del ultravioleta produciéndose una inversión de la reacción anterior.



De este modo se establece un estado de concentración constante; las reacciones de producción y destrucción fotoquímicas conducen a un equilibrio fotoquímico que conserva una pequeña concentración de O_3 a partir del oxígeno irradiado.

El oxígeno atmosférico actúa así como un absorbedor selectivo de las radiaciones ultravioletas más perjudiciales, las que corresponden a las regiones espectrales de longitud de onda corta UV-C (200 - 280nm) y media UV-B (280 - 320nm) (18, 19).

Ya que la radiación ultravioleta responsable de los procesos de fotodisociación referidos es absorbida por el oxígeno y por el O_3 en la estratosfera, la mayor concentración de O_3 es encontrada entre 15 y 40 km por encima de la superficie de la Tierra con un pico alrededor de los 25 km (16, 20).

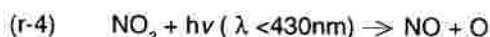
El resultado neto de todos estos procesos es la absorción y la conversión en calor de una cantidad considerable de radiación solar UV que de otra manera incidiría sobre la superficie terrestre. Justamente de este hecho deriva la importancia geofísica y biológica de la llamada capa de ozono.

En la troposfera, capa inferior de la atmósfera que suele situarse entre 12 y 15 km de altura sobre el suelo, el O_3 no tiene el papel de escudo protector que tiene en la estratosfera porque su concentración es alrededor de diez

veces menor y porque ya la radiación UV ha sido atenuada. Prácticamente hasta los años 70 las investigaciones estaban basadas en el O₃ estratosférico. Posteriormente el O₃ troposférico despertó gran interés por su participación en el balance térmico de la atmósfera, por su rol en la química troposférica cercana a la superficie terrestre y por su impacto sobre el hombre y los ecosistemas cuando su concentración excede ciertos niveles (21, 22).

El ozono troposférico

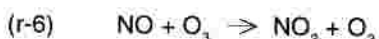
A menores alturas, en la troposfera donde solo están presentes radiaciones de λ mayor a 280 nm, la única producción significativa de oxígeno atómico proviene de la fotólisis del NO₂. Su fotodisociación por la radiación solar en el ultravioleta cercano es así un proceso clave (14, 23).



El oxígeno atómico resultante reacciona con el molecular formando ozono:



En ausencia de otras reacciones competitivas la rápida reacción del NO con O₃ completa el ciclo regenerando una molécula de NO₂:



Las tres reacciones ocurren rápidamente, estableciéndose una concentración de O₃ dada por la relación de un estado fotoestacionario:

$$[\text{O}_3] = K \frac{[\text{NO}_2]}{[\text{NO}]}$$

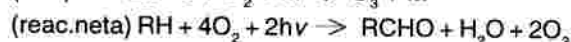
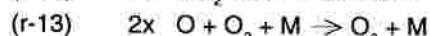
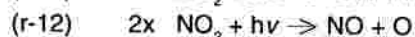
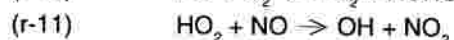
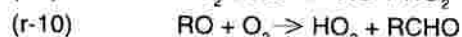
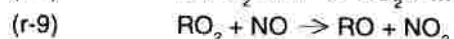
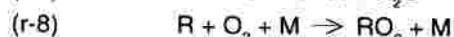
De modo que la concentración de O₃ dependerá de la relación [NO₂]/[NO] y del valor de K = kr-4/kr-6, la cual a su vez depende de la intensidad de la luz solar (4, 23).

En ausencia de otros agentes oxidantes el O₃ oxidará al NO para regenerar al NO₂ sin resultar una ganancia neta de O₃. Solo puede existir una acumulación de O₃ si existe un paso alternativo que evite su consumo. Esa alternativa es ofrecida por la presencia de contaminantes atmosféricos que participan en reacciones químicas, inducidas por la luz solar, dando lugar a la formación de O₃ y otros oxidantes fotoquímicos como contaminantes secundarios (4).

Los contaminantes primarios involucrados en esta formación de O₃ fotoquímico son denominados precursores y están representados por compuestos orgánicos reactivos, especialmente hidrocarburos (RH) y óxidos de nitrógeno (NO_x) provenientes principalmente de emisiones del escape de automotores y fuentes estacionarias.

Las reacciones básicas que conducen a la formación

fotoquímica del O₃ han sido identificadas y suelen expresarse integrando el siguiente mecanismo (6, 25, 26, 27).



Se supone que el compuesto orgánico sea un hidrocarburo RH (R puede ser CH₃, C₂H₅, etc.). El mecanismo se inicia por acción del radical OH (28, 29). Este radical libre, especie conteniendo un electrón desapareado, es muy reactivo. La captura de un átomo de hidrógeno rompe el enlace covalente en RH, creando otro radical libre R, que en presencia de oxígeno forma radicales oxigenados. El peroxo radical oxida al NO formándose el radical RO que en presencia de oxígeno produce un aldehído RCHO y un nuevo radical, hidroperoxilo HO₂, que oxida otra molécula de NO.

El resultado neto es la formación de dos moléculas de O₃ y un aldehído RCHO, cuya degradación posterior puede producir nuevas moléculas de O₃. El número de moléculas de O₃ producidas por oxidación de un hidrocarburo dependerá de su estructura y de la composición atmosférica; para las especies encontradas en el aire ambiente conteniendo 2-6 átomos de carbono cada molécula puede generar de 4 a 14 moléculas de O₃.

Es importante notar que NO_x desempeña el papel de un catalizador en la secuencia de reacciones indicada, mientras que los compuestos orgánicos son consumidos, siendo eventualmente oxidados a CO₂.

CONTROL DEL OZONO

Naturaleza de los precursores

El término NO_x se refiere a la mezcla de los óxidos NO + NO₂, producidos en todo proceso de combustión por conversión del nitrógeno libre del aire o del combinado en el propio combustible. En los efluentes de combustión el NO representa alrededor de 90-95% de la mezcla (30, 31, 32).

Junto a los NO_x, las emisiones incluyen productos de combustión completa (CO₂ y H₂O), productos de combustión incompleta (CO y cientos de compuestos orgánicos) y combustible no quemado (33).

El ciclo de reacciones (r-7 a r-13) se inicia con el ataque de un compuesto orgánico, por ejemplo un hidrocarburo representado por RH. En la terminología de este tema el término hidrocarburo suele usarse para referirse a aquellas sustancias orgánicas que en la presencia de NO_x y luz solar producen polución fotoquímica del aire (34).

Cabe señalar que entre los hidrocarburos, el metano

por su reactividad despreciable en condiciones ambientes contribuye en forma mínima en episodios de corta duración y es clasificado como no reactivo (2). También que además de los hidrocarburos hay otros compuestos orgánicos fotoquímicamente reactivos tales como alcoholes, aldehidos, éteres y cetonas que actúan como precursores del ozono en procesos atmosféricos. Por estas razones los compuestos importantes como precursores suelen ser referidos como hidrocarburos no metano (NMHC abreviadamente en la literatura en inglés), o más precisamente compuestos orgánicos no metano (NMOC) o mejor gases orgánicos no metano (NMOG). Así este último término incluye las especies oxigenadas, no comprendidas en el término NMHC, que están presentes en el combustible o en las emisiones, y además destaca que el componente debe estar en estado gaseoso para tener una contribución significativa (33, 35). También con frecuencia son referidos simplemente como compuestos orgánicos volátiles (VOC).

Estos términos distinguen una amplia clase de precursores orgánicos provenientes de fuentes originadas por la actividad humana incluyendo la emisión de automotores y fuentes estacionarias, evaporación de combustibles y diversos solventes, industria química y refinación de petróleo. En la mayor parte de las áreas urbanas estas fuentes antropogénicas dan cuenta de la mayoría de los precursores, pero en atmósferas rurales las emisiones naturales pueden tener un gran impacto (5). Es el caso de los hidrocarburos biogénicos emitidos por la vegetación, especialmente isopreno y terpenos, que actualmente reciben una considerable atención por su contribución a la formación de ozono (27, 36, 37, 38).

También es muy importante la contribución del CO emitido por la quema de biomasa, en una cantidad que ha sido estimada como comparable al CO producido globalmente por fuentes antropogénicas provenientes de combustibles fósiles (39).

La formación de O_3 a partir de sus precursores es una función compleja que depende de muchos factores, que incluyen la intensidad de la luz solar, el mezclado atmosférico, la concentración de los precursores en el aire ambiente, la relación entre sus concentraciones y la reactividad de los precursores orgánicos (VOC).

Las propiedades más relevantes de un compuesto orgánico como precursor del ozono son su volatilidad que gobierna su emisión a la atmósfera y su reactividad que determina su vida media en dicha atmósfera (2).

La química de la contaminación del aire es estudiada experimentalmente a dos niveles: estudios de laboratorio sobre el mecanismo y cinética de reacciones individuales y experimentos en cámaras de niebla, en las cuales compuestos orgánicos son fotooxidados en presencia de NO_x , intentando una simulación de la química atmosférica.

Las diferencias de reactividad han sido objeto de una considerable investigación y se han usado distintas definiciones y variados criterios para su evaluación. En la actualidad la reactividad de los compuestos orgánicos volátiles se ha centrado casi exclusivamente en la capacidad para formar ozono (40, 41, 42).

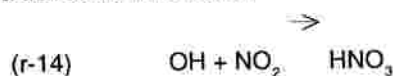
Estrategia para su reducción

A pesar de que los compuestos orgánicos volátiles (VOC) y NO_x han sido extensamente identificados como los precursores claves del O_3 fotoquímico, el desarrollo de una estrategia efectiva para su reducción por control de las emisiones antropogénicas de estos precursores ha presentado diversos problemas. La relación VOC/ NO_x varía con el área considerada y su influencia en los niveles ambientales de O_3 es compleja.

Históricamente los esfuerzos se concentraron en reducir la emisión de VOC, porque se consideraba que los métodos serían más baratos y fáciles y porque algunas veces la reducción de NO_x puede ser contraproducente (10).

Cuando la relación es alta, hay poca disponibilidad de NO que pueda ser oxidado (reacción r-9). Como consecuencia, la formación de O_3 es controlada primariamente por la cantidad de NO_x disponible y es insensible a la variación en la cantidad de los gases orgánicos. Aumentando NO_x aumentará O_3 .

Cuando la relación es baja, la fácil disponibilidad de NO_x hace que la formación de O_3 sea altamente dependiente de la disponibilidad de VOC. El NO puede destruir el O_3 más rápidamente que su propia oxidación por peroxo radicales (r-9). Más aún, el NO_2 removerá más fácilmente radicales OH, inhibiendo la oxidación de los hidrocarburos (r-7), a través de la reacción



Esta reacción conduce a la remoción de NO_x y constituye así una reacción de terminación para el ciclo que cataliza. La remoción, por formación de moléculas estables, de especies catalizadoras o radicales libres limita la producción de O_3 . Como resultado, el crecimiento en NO_x conducirá a una disminución de O_3 (14, 30).

Así, la reducción de NO_x opera mejor a concentración relativamente alta de VOC cuando la producción de O_3 está limitada por NO_x .

Hay que señalar que en estas estrategias de abatimiento del O_3 los hidrocarburos biogénicos, los emitidos por la vegetación, han sido ignorados por casi todos los modelos. Si las emisiones antropogénicas fueran totalmente eliminadas, la contribución biogénica aún permanecería y podría, sin un control de las emisiones de NO_x , en ciertas situaciones generar concentraciones de O_3 en exceso a niveles permitidos (27).

La gasolina a través de su evaporación y sus productos de combustión es la mayor contribuyente a la polución del aire urbano. En los motores diesel el combustible no es volátil y sus emisiones son pobres en CO y VOC (33).

Para compensar la pérdida de octanos en las gasolinas, debido a la eliminación del plomo, se incrementó la cantidad de butanos y esto produjo altos niveles de ozono atmosférico. Por este y otros problemas, regulaciones adicionales en Estados Unidos a partir de 1990 significaron cambios en la industria del petróleo. Dos de las más importantes fueron la reformulación de gasolina y el empleo de otros combustibles alternativos (43, 44).

- **Reformulación de gasolinas.** La gasolina reformulada no es un producto definido, es más bien un concepto que se refiere a una nueva gasolina capaz de mejorar la emisión de los motores. Estrictamente, tampoco es un combustible alternativo, ya que este término suele usarse cuando el vehículo ha sido rediseñado para su uso (33).

Las enmiendas a la Ley del Aire Limpio introducidas en 1990 impusieron cambios fundamentales en la composición de las gasolinas, muchos de los cuales atendían al abatimiento del O_3 : reducción de la volatilidad, reducción de VOC, no incremento en las emisiones de NO_x , reducción de los aromáticos (que presentan un pronunciado aumento de la reactividad con el peso molecular) y la reducción de olefinas (altamente reactivas, que entran a la atmósfera primariamente por evaporación) (45, 46, 47, 48).

Hasta entonces, los requerimientos a la gasolina solo atendían el desempeño del motor y fueron otras tecnologías de control (canastillas de carbón y convertidor catalítico en el escape) las responsables de reducir las emisiones. La única contribución indirecta del combustible fue la eliminación del plomo para permitir el funcionamiento del catalizador (49).

En la producción de gasolinas reformuladas la adición de oxigenados (alcoholes y éteres) para reducir las emisiones de CO y los niveles de O_3 atmosférico ha sido de importancia fundamental; y se ha señalado que sin la incorporación de éteres posiblemente no hubieran aparecido (49). La experiencia con el de mayor uso, el metil terbutil éter (MTBE), ha sido extendida a éteres superiores por transformación de olefinas entre C_5 y C_7 (49, 50).

Los oxigenados han constituido sustitutos ideales de otros hidrocarburos fotoquímicamente muy reactivos, especialmente los aromáticos, para compensar la pérdida de octanos. Y en la actualidad existe un gran esfuerzo de investigación de parte de las industrias automovilística y petrolera para desarrollar nuevas formulaciones de gasolinas oxigenadas y de baja reactividad (51, 52).

Aparte del MTBE han sido usados otros éteres altamente ramificados como TAME (teramil metil éter), ETBE (etil terbutil éter), etc, cuya reactividad en atmósferas urbanas, especialmente su potencial de formación de O_3 , interesa conocer. Se estudia el mecanismo y cinética de su oxidación atmosférica iniciada por el radical OH; y los datos se incluyen en el modelo químico que simula la formación de O_3 en áreas urbanas (53).

- **Combustibles alternativos.** Los combustibles alternos de mayor interés son metanol, etanol, propano y metano. Todos ellos contribuyen a una menor formación de O_3 . El etanol es el más reactivo de ellos, pero aún es menor que la gasolina (43, 54, 55, 56).

Los productos comerciales, gas natural y gas licuado de petróleo, no son metano y propano puros y así sus reactividades son mayores que la de estos compuestos. El gas natural puede contener de 85 a 95% de metano siendo el resto etano, propano y nitrógeno. Cuanto mayor sea su contenido en hidrocarburos diferentes al metano sus

emisiones se parecen a las de gasolina. En el gas licuado de petróleo el propano es acompañado de etano, butano y propilenos que afectan su desempeño.

Por sus reactividades estos combustibles aseguran un menor nivel de O_3 ambiental. Por otra parte sus emisiones tiene efectos variables. Los alcoholes dan menos compuestos formadores de O_3 , pero entre ellos están los aldehídos que además de ser fotoquímicamente reactivos son tóxicos. Todos los combustibles alternativos emiten aldehídos en los gases de escape pero los alcoholes lo hacen en proporción mayor a la gasolina. El gas natural por su contenido variable en metano puede causar una alta emisión de NO_x , por ser sensible a la relación aire - combustible, que constituye un factor crítico en el control del ozono (54).

La calidad del aire ambiental, que incluye el nivel de O_3 , es un problema común a todas las ciudades de los países industrializados y muchas sufren peores condiciones de polución que las que en Estados Unidos motivaron las modificaciones introducidas en la Ley del Aire Limpio en 1990. Esas regulaciones han tenido impacto en la legislación de otros países, pero es improbable que adopten el mismo paquete de medidas que definen las gasolinas reformuladas. Más bien parece que esos cambios serán introducidos gradualmente (49, 57).

REFERENCIAS

1. Environmental Protection Agency, EPA 600/8-84/020cF, U.S., 1986.
2. Environmental Protection Agency, EPA 600/8-84/020bF, U.S., 1986.
3. Haagen-Smit, A.J., Ind. Eng. Chem. 44, 1342-1346, 1952.
4. Colbeck, I., Sci. Prog., Oxf. 72, 207-226, 1988.
5. Kirchhoff, V. W. J.H., J. Atmos. Terr. Phys. 54, 583-588, 1992.
6. Sillman, S., et al., J. Geophys. Res. 95, 5731-5748, 1990.
7. Anfossi, D., et al., J. Geophys. Res. 96, 17349-17352, 1991.
8. Simpson, D., Atmospheric Environment 26A, 1609-1634, 1992.
9. Grosjean, D., Williams, E.L., J. Air Waste Manag. Ass. 42, 805-809, 1992.
10. U.S. Congress, Office of Technology Assessment, OTA-O-412, Washington, DC, U.S. Gov. Printing Office, 1989.
11. Environmental Protection Agency, EPA/600/8-88/105 F, US, 1992.
12. Leygonie, R., T.S.M. 88, 209-216, 1993.
13. Liu, S.C., J. Geophys. Res. 97, 10463-10471, 1992.
14. Seinfeld, J.H., Science 243, 741-752, 1989.
15. Tumipseed, A.A., et al., J. Chem. Phys. 95 3244-3251, 1991.
16. Folkins, I., Brasseur, G., Chem. & Ind. 294-297, 20 April, 1992.
17. Ai Medieu, P., La Recherche 19, 271-287, 1988.
18. Smith, R.C., Photochem. Photobiol. 50, 459-468, 1989.
19. Smith, R.C., et al, Science 255, 952-959, 1992.
20. Fisher, M., "La capa de ozono", McGraw-Hill, España, 1993.
21. Valero, F., Il Nuovo Cimento 15, 159-172, 1992.
22. Kirchhoff, VW.J.H., "Queimadas na Amazonia e efeito estufa", Brasil, Sao Jose dos Campos, SP. Contexto, 1992.
23. Carter, W.P.L., Atkinson, R., Environ. Sci. Technol. 21, 670- 679, 1987.
24. Parrish, D.D., et al., J. Geophys. Res. 91, 5361-5370, 1986.
25. Simpson, D., The Norwegian Meteorological Institute (Norway), EMEP, MSCW. Nota 1/92, 1992.
26. Badr, O., Applied Energy 41, 137-147, 1992.
27. Chameidis, W.L., J. Geophys. Res. 97, 6037-6055, 1992.

28. Richardson, J.L., J. Geophys. Res. 96, 13073-13087, 1991.
 29. Grosjean, D., Atmospheric Environment 26A, 953-963, 1992.
 30. Chock, D.P., Heuss, J.M., Environ. Sci. Technol., 21, 1146- 1153, 1987.
 31. Armor, J.N., Appl. Catal. B 1, 221-256, 1992.
 32. Kunz, R.G., Hydrocarbon Processing 71, 57-62, 1992.
 33. Gushee, D.E., Chemtech. 406-411, 1992.
 34. Brice, K.A., Derwent, R.G., Atmospheric Environment 12, 2045- 2054, 1978.
 35. Heimrich, M.J., et al., ASME Paper, ICE-Vol. 15, Book N° 100318, 1991.
 36. Grosjean, D., et al., Environ. Sci. Technol. 26, 1526-1532, 1992.
 37. Hewit, C.N., Street, R.A., Atmospheric Environment 26A, 3069- 3077, 1992.
 38. Lindsay, W.R., et al., JAPCA 39, 40-43, 1989.
 39. Watson, C.E., et al., J. Geophys. Res. 95, 16443-16450, 1990.
 40. Japar, S.M., et al., Int. J. Chem. Kinet. 22, 1257-1269, 1990.
 41. Japar, S.M., et al., Environ. Sci. Technol. 25, 415-420, 1991.
 42. Hoekman, S.K., Environ. Sci. Technol. 26, 1206-1216, 1992.
 43. Sutton, M.F., Hydrocarbon Processing 71, 44-45, 1992.
 44. Hoffman, H., Hydrocarbon Processing 69, 15, 1990.
 45. Guibet, J.C., et al., 13th. World Petroleum Congress, Bs.As., 1991.
 46. Wise, J.J., Coucci, J.M., 13th. World Petroleum Congress, Bs.As., 1991.
 47. Piel, W.J., Thomas, R.X., Hydrocarbon Processing 69, 68-73, 1990.
 48. Cala Hedorich, D.F., Bol. Tec. Arpel 21 (2), 111-116, 1992.
 49. Garibaldi, P., 13th. World Petroleum Congress, Bs.As., 1991.
 50. Pescarollo, E., et al., Hydrocarbon Processing 72, 53-60, 1993.
 51. Wallington, T.J., Japar, S.M., Environ. Sci. Technol. 25, 410-415, 1991.
 52. Wallington, T.J., Int. J. Chem. Kinet. 25, 265-272, 1993.
 53. Wallington, T.J., Environ. Sci. Technol. 27, 98-104, 1993.
 54. Gushee, D.E., Chemtech 470-475, 1992.
 55. Selvam, F., Int. J. Hydrogen Energy 17, 237-242, 1992.
 56. Chang, T.Y., Atmospheric Environment 23, 1629-1644, 1989.
 57. Vervalin, Ch.H., Hydrocarbon Processing 70, 27, 1990.



DISUR Ltda.
DISTRIBUIDORA URUGUAYA

Representante de:

MINO COVO S.A.
(República Argentina)

EN FILTRACION DE FLUIDOS, SIMPLEMENTE LO MEJOR



SERVICIO DE
CERTIFICACION Y VALIDACION
DE AREAS LIMPIAS
FILTROS HEPA
EQUIPOS DE FLUJO LAMINAR



Filtros absolutos: PALL (USA), destiladores: FINN AQUA (Finlandia),
 filtros HEPA/ULPA/prèfiltros: CAMBRIDGE (USA) - FILTRAR (R.A.) - DONALDSON (USA),
 equipos de flujo laminar: FILTRAR (R.A.) - BAKER (USA) - AIRO CLEAN (USA),
 detector de partículas fotométrico: ATI (USA), contador de partículas por rayo laser PMI (USA).

Av. Italia 2474 - CP 11600 Montevideo, R. O. del Uruguay - Tels. 47 28 71 - 80 28 37