

MEMORIA

PRIMER COLOQUIO BINACIONAL
MÉXICO JAPÓN SOBRE GESTIÓN AMBIENTAL:
CONTAMINACIÓN ATMOSFÉRICA

MÉXICO
25-26 ENERO DE 1996



**PRIMER COLOQUIO BINACIONAL MÉXICO JAPÓN
SOBRE GESTIÓN AMBIENTAL:**

CONTAMINACIÓN AMBIENTAL

MEMORIA

COMITÉ ORGANIZADOR

**INSTITUTO NACIONAL DE ECOLOGÍA
AGENCIA DE COOPERACIÓN INTERNACIONAL DEL JAPÓN
CENTRO NACIONAL DE INVESTIGACIÓN Y CAPACITACIÓN AMBIENTAL**

DR © 1996, Secretaría del Medio Ambiente, Recursos Naturales y Pesca
Lateral Anillo Periférico Sur N° 1429
Fracc. Jardines de la Montaña
14210 México, D.F.

Impreso en México/Printed in Mexico

ÍNDICE

El papel de la Agencia de Cooperación Internacional del Japón (JICA) en México. <i>Yutaka Hosono</i>	1
El Centro Nacional de Investigación y Capacitación Ambiental (Cenica) <i>Javier Tejeda</i>	4
Descripción general del control de la contaminación atmosférica en Japón <i>Toshio Mori</i>	7
Reflexiones sobre el transporte urbano y la contaminación atmosférica en la Zona Metropolitana de la Ciudad de México <i>Luis Domínguez Pommerencke</i>	37
Contaminación Atmosférica en la Ciudad de México <i>Héctor G. Riveros Rotgé</i>	41
Inventario de emisiones <i>Victor Hugo Páramo Figueroa</i>	46
La Normatividad en materia de contaminación atmosférica y su vinculación con los sectores productivos <i>Mitsuhiro Yamamoto</i>	54
Normatividad en materia de contaminación atmosférica en México y su vinculación con los sectores productivos <i>Raúl Tornel</i>	62
Medidas para prevenir y reducir la contaminación atmosférica en México <i>Francisco Guzmán</i>	67
Transporte y calidad del aire <i>Sergio Sánchez</i>	73
Efectos a la salud y el plan de contingencia <i>Gustavo Oláz</i>	79
Retrospectiva de las estrategias para el control de la contaminación atmosférica en el Valle de México <i>Rogelio González García y Xochitl Cruz Nuñez</i>	85

ANEXO: Situación de la Contaminación Fotoquímica en Japón

Recent Trends in Precursor Concentrations and Oxidant Distributions in the Tokio and Osaka Areas

Shinji Wakamatsu, Toshimasa Ohara[†] and Itsushi Uno

Evaluation of Hydrocarbon Reactivity in Urban Air

*Itsushi Uno, Shinji Wakamatsu, Richard A. Wadden[†],
Shinya Konno[‡] and Hideyo Koshio*

Application of a Three-dimensional Photochemical Smog Formation Model to the Tokyo Metropolitan Area

Shinji Wakamatsu, Itsushi Uno and Kenneth L. Schere

A Field Study of Photochemical Smog Formation under Stagnant Meteorological Conditions

Shinji Wakamatsu, Itsushi Uno and Makoto Suzuki

Specification of Source Characteristics for Ozone Prediction in a Complex Airshed

Shinji Wakamatsu, Itsushi Uno and Richard A. Wadden

Observational Study of Stratospheric Ozone Intrusions into the Lower Troposphere

*Shinji Wakamatsu, Itsushi Uno, Hiromasa Ueda and
Kiyoshi Uehara*

EL PAPEL DE LA AGENCIA DE COOPERACIÓN INTERNACIONAL DEL JAPÓN (JICA) EN MÉXICO

Yutaka Hosono

Asesor en Jefe

Centro Nacional de Investigación y Capacitación Ambiental

Señoras y Señores,

Es para mí un gran placer dirigirme a ustedes en calidad de Asesor en Jefe del Proyecto Centro Nacional de Investigación y Capacitación Ambiental (Cenica), sobre los antecedentes y perspectivas de la cooperación técnica en materia de contaminación atmosférica, que ha desarrollado México y Japón.

I. La Agencia de Cooperación Internacional del Japón (JICA, por sus siglas en inglés), organismo ejecutor de la cooperación técnica que realiza el gobierno del Japón con los países en vías de desarrollo, ha venido realizando dicha cooperación en México de acuerdo con la solicitud presentada por el gobierno en el área de prevención y control de la contaminación atmosférica, así como en otras áreas.

Los antecedentes en términos generales de esta cooperación son los siguientes:

(I) Envío de misiones de estudio

(A) Desde febrero hasta diciembre de 1987 y de mayo hasta junio de 1988, JICA envió a México la Misión de *Estudio de las Medidas contra la Contaminación Atmosférica en la Ciudad de México*. Esta Misión, de acuerdo con los resultados del estudio de los datos existentes y del estudio local, presentó a la autoridad mexicana varias recomendaciones sobre medidas a tomarse incluyendo las siguientes:

- a). Designación de los días de semana para suspensión de uso de los vehículos privados.
- b). Establecimiento del sistema de examen periódico de los vehículos.

(B) Del día 11 al 17 de julio de 1989 se envió la Misión de *Formación de Proyectos sobre las Medidas para la Contaminación Atmosférica en la Zona Metropolitana de la Ciudad de México (ZMCM)*. Esta Misión buscó la posibilidad de cooperación técnica entre ambos países, entrevistándose con el señor Presidente de la República Mexicana, los señores secretarios relacionados y otros altos funcionarios, y visitando las áreas encargadas de ejecutar las medidas de prevención y control de la contaminación atmosférica. El proyecto del *Centro de Investigación de la Contaminación Atmosférica* que se propuso en una de las entrevistas mencionadas como uno de los proyectos de cooperación técnica, ha dado como fruto el proyecto Cenica que se está llevando a cabo actualmente.

(C) Desde febrero de 1990 hasta septiembre de 1991, se envió la Misión de *Estudio sobre Proyecto de Medidas para las Fuentes Fijas de la Contaminación Atmosférica*. Esta Misión, basada en el resultado del estudio, presentó a la parte mexicana las recomendaciones siguientes:

- a). Colocación de equipos de medición básica en las instalaciones de combustión.
- b). Instalación de los equipos para la medición de emisión de gases de las fuentes generadoras de humo.
- c). Formación de técnicos de vigilancia.

(D) Desde junio de 1993 hasta agosto de 1995, la JICA realizó el *Estudio del Proyecto para la Introducción de la Tecnología de Combustión como Medida de Prevención y Control de la Contaminación Atmosférica*.

La Misión, basada en la investigación de la situación de las fuentes fijas en la ZMCM y del experimento de combustión por la planta de prueba, exhortó a la autoridad mexicana a tomar varias medidas, entre otras, las siguientes:

- a). Mejoramiento de la tecnología de combustión para reducir la emisión de NO_x y partículas.
- b). Como medidas de la realización del mejoramiento arriba mencionado, la formación de los operadores.
- c). Asistencia del gobierno para la inversión y operación en las instalaciones de combustión.

(2) Realización de seminarios para la transferencia de tecnología

- (A) En octubre de 1988, JICA realizó en la Ciudad de México el *Seminario para la Transferencia de Tecnología sobre las Medidas de Prevención y Control de la Contaminación Atmosférica en la Ciudad de México*. Este seminario se celebró para dar a conocer ampliamente al público los resultados del *Estudio de las Medidas contra la Contaminación Atmosférica en la Ciudad de México*, arriba mencionado.

Aprovechando esta ocasión, los expertos enviados del Japón para este seminario ofrecieron conferencias con los títulos de *Las Medidas Tomadas en el Japón para la Prevención de la Contaminación Atmosférica y La Política del Medio Ambiente —Contaminación del Aire— en la Metrópoli de Tokio*.

- (B) En noviembre de 1987, JICA en coordinación con el Departamento del Distrito Federal (DDF), realizó en la Ciudad de México el *Seminario de Medidas contra la Contaminación Atmosférica*.

El Dr. Michio Hashimoto, ex-Director General de Conservación Atmosférica de la Agencia de Medio Ambiente del Gobierno del Japón, quien participó en este seminario con una ponencia sobre la experiencia del Japón, en la cual se dio a conocer los óptimos resultados en materia de contaminación atmosférica, gracias a la buena coordinación entre el sector público y privado, ponencia que resultó de mucho interés para los oyentes.

(3) Envío de los expertos japoneses

Desde abril de 1988 hasta mayo de 1995, JICA envió a México tres expertos de largo plazo. Estos expertos trajeron del Japón los equipos necesarios para la transferencia de tecnología y orientaron a sus contrapartes mexicanas en materia de tecnología sobre medio ambiente. En términos generales, el contenido de la transferencia de tecnología fue lo siguiente:

- (A) El Ing. Morihiko Hayakawa, enviado a la Secretaría de Desarrollo Urbano y Ecología (SEDUE) de abril a octubre de 1988, se dedicó a la transferencia de tecnología a sus contrapartes mexicanas sobre el chequeo de los equipos de medición automática de la contaminación atmosférica con el equipo normalizado, medición de SO₂ y NO₂ en la atmósfera por el método simple, e investigación de lluvia ácida.

- (B) El Ing. Noritoshi Horiuchi, también enviado a SEDUE de enero de 1990 hasta julio de 1992, enseñó a sus contrapartes mexicanas el análisis de componentes del hidrocarburo aromático y del hidrocarburo ligero.

- (C) El Ing. Yoshihiro Shigeta, enviado al Departamento de Distrito Federal (DDF) de diciembre de 1992 a mayo de 1995, realizó la transferencia de tecnología a sus contrapartes mexicanas de los métodos de análisis de la situación actual de la contaminación atmosférica y las medidas contra la emisión de humo generado por las fuentes pequeñas como los baños públicos, las tintorerías, etc.

- II. Teniendo como base los hechos arriba mencionados, en marzo de 1995 se firmó un convenio de cooperación técnica entre el Instituto Nacional de Ecología y la Agencia de Cooperación Internacional del Japón (JICA) sobre el proyecto Cenica y se comenzó la primera fase del mismo proyecto en julio del mismo año.

El período de la primera fase es de dos años y en este plazo se está programando la elaboración del plan maestro de la segunda fase del proyecto que se realizará durante tres años, desde 1997 hasta el año 2000. También está planeada la transferencia de tecnología, a través de la celebración de seminarios para la formación de personal sobre medidas contra la contaminación atmosférica y residuos peligrosos.

YUTAKA HOSONO

El seminario que estamos realizando en este momento, forma parte de las actividades del proyecto Centro Nacional de Investigación Capacitación Ambiental.

La segunda fase del proyecto está prevista comenzar a mediados de 1997 y se planea la construcción de un nuevo edificio en terrenos de la Universidad Autónoma Metropolitana, plantel Iztapalapa. En este edificio que será en realidad un moderno laboratorio,

se contará con equipo para llevar a cabo la investigación y capacitación respecto a las medidas de combate a la contaminación atmosférica y al manejo y tratamiento de residuos peligrosos.

Por último, espero que hayan entendido los señores asistentes a este seminario la importancia del proyecto Cenica y brinden toda su cooperación.

Muchas gracias.

EL CENTRO NACIONAL DE INVESTIGACIÓN Y CAPACITACIÓN AMBIENTAL (Cenica)

Javier Tejada Ruiz

Director

*Centro Nacional de Investigación y Capacitación Ambiental
Instituto Nacional de Ecología*

Los patrones de consumo y el comportamiento social en México se reflejan en los problemas ambientales a los que nos enfrentamos actualmente. Éstos son también originados por las relaciones e interacciones entre los asentamientos humanos, uso de recursos y procesos de producción. Un claro ejemplo de estos problemas son las contingencias ambientales que nos obliga a reducir nuestra actividad como solución inmediata a los altos niveles de contaminación. Estos problemas se pueden resolver a largo plazo, pero requiere de la participación de una amplia gama de especialistas para poder llegar a una solución satisfactoria en un tiempo razonable y con un uso óptimo de recursos.

Para poder resolver los problemas ambientales de México es esencial que los niveles de emisión y de generación de residuos se reduzca, que los métodos de disposición de residuos se modifique y que ciertos hábitos de utilización de recursos que disminuyen los recursos naturales del país sean modificados. Sin embargo, la situación actual indica que la identificación de muchos problemas ambientales, incluyendo su magnitud, impacto y origen, es todavía incompleta.

Por lo anterior, se ve la conveniencia de crear un Centro de Investigación y Capacitación Ambiental (Cenica), cuyo principal objetivo es apoyar acciones ambientales, haciéndolas más eficientes mediante la identificación de aquellos aspectos más críticos naturales, sociales, tecnológicos o económicos que tengan el mayor impacto en la calidad ambiental. Estos esfuerzos irán de la mano con la creación de una infraestructura interdisciplinaria que consolide los esfuerzos educativos en el país y así obtener los mejores resultados con el menor costo.

Para la realización de este proyecto se cuenta con el apoyo del gobierno de Japón, a través de la Agencia

de Cooperación Internacional de Japón, JICA; quien ya tiene amplia experiencia en el establecimiento de Centros Ambientales de características similares en otros países.

La experiencia nos ha enseñado que copiar y transferir soluciones de otros países, especialmente de aquéllos altamente industrializados, no asegura un buen resultado, ya que los problemas ambientales están fuertemente influenciados por las características económicas, políticas, sociales y culturales de cada país. Esto hace que sea imperativo realizar investigaciones propias para obtener información sobre la situación nacional, con respecto a la magnitud, gravedad y condiciones propias de los problemas ambientales particulares cuyas características complejas generalmente dificultan la propuesta de soluciones simples.

Las actividades del Centro se concentrarán en fortalecer la capacidad de acción ambiental a todos los niveles de gobierno, así como en los sectores privado y social mediante investigación y capacitación. La investigación que se realice en el Centro será dirigida al análisis interdisciplinario de problemas ambientales específicos desde la perspectiva de un país comprometido con el desarrollo sustentable pero que busca un alto nivel de crecimiento económico, la salud de la población y el desarrollo social.

Con esto se pretende que las actividades del Cenica no compitan con las realizadas en las universidades u otros centros, sino que se apoye en ellas y las complemente cubriendo la distancia que existe entre la teoría y los resultados de laboratorio, y la aplicación de esas investigaciones a distintos aspectos de la gestión ambiental. Como ejemplo de estas áreas que requieren apoyo de distintos estudios, se puede citar el desarrollo de normas o la reducción de la contaminación de la industria

pequeña y mediana, que son las que en muchos casos carecen de los recursos para controlar sus emisiones o modernizarse, y que están menos informados de cuánto contaminan y cómo pueden contaminar menos. Además, las universidades o el Sistema Nacional de Investigadores no consideran acreditables académicamente actividades que más que generar conocimientos nuevos hacen uso de los disponibles para sustentar decisiones o resolver problemas urgentes.

Las disposiciones siguientes son las principales guías para las actividades del centro.

- Contribuir al entendimiento de los problemas ambientales mediante un enfoque interdisciplinario, que debe considerar las relaciones entre el ambiente, el crecimiento de la población, los patrones de consumo, la normalización y legislación, educación, salud pública y bienestar social.
- Desarrollar y apoyar actividades de investigación y capacitación, tanto dentro como fuera del Centro
- Enfocar las actividades del Centro en problemas nacionales, en acuerdo con los retos y compromisos del país en el contexto internacional.
- Establecer, operar y actualizar bases de datos computacionales de proyectos, estudios, instituciones, grupos e individuos que trabajan en el país en investigaciones, capacitación y acciones ambientales.
- Llevar a cabo y promover la formación, capacitación continua y entrenamiento de personal científico y técnico en áreas relacionadas con el ambiente.
- Analizar, transferir y desarrollar tecnologías más limpias, para el manejo adecuado de recursos y para tecnologías de control y tratamiento de residuos.
- Apoyar, cuando sea necesario, a la autoridad en el desarrollo de procesos de referencia y métodos dirigidos a la implantación de medidas ambientales.
- Apoyar al sector privado mediante consultas, cursos y otros servicios.
- Apoyar el intercambio de investigación, capacitación y experiencia en programas ambientales a nivel internacional.
- Identificar y obtener financiamiento para apoyar las actividades del Centro y otras instituciones relacionadas.

En función de estos objetivos, las actividades del Centro se enfocarán en cuatro aspectos principales: investigación, desarrollo de recursos humanos, colaboración intersectorial y colección y difusión de información.

Estos aspectos se desarrollarán en la primera fase del Cenica en dos áreas o módulos: los residuos peligrosos y la contaminación atmosférica, donde Japón tiene amplia experiencia que puede compartir con otros países. En particular, Japón ha desarrollado programas para el control de emisiones de pequeña y mediana industria, tema en que sienten han dedicado mayor esfuerzo que otros países avanzados, por lo que tienen más resultados exitosos. Por otro lado, Japón ha establecido con México a través de Agencia de Cooperación Internacional del Japón (JICA) otros proyectos sobre contaminación atmosférica, entre los que destaca el Estudio de Combustión en Calderas.

En materia de prevención y control de la contaminación atmosférica el Proyecto Cenica permitirá fortalecer la capacidad de gestión de la autoridad ambiental federal y estatal a través del diseño, desarrollo, y puesta en marcha de cursos de formación de cuadros técnicos especializados en el monitoreo atmosférico, incluyendo no solo sólo la operación sino el servicio de equipos, estaciones y sistemas de monitoreo de la calidad del aire. En lo que se refiere a investigación, se contempla también el uso de equipos portátiles para el monitoreo de exposición acumulada a contaminantes atmosféricos para poder correlacionar las lecturas en las estaciones de monitoreo estándar con la exposición personal durante un día de trabajo normal para gente que desarrolla distintos tipos de actividad.

Un estudio que se piensa realizar en un futuro consiste en campañas para el análisis de los campos de viento en la Ciudad de México mediante el uso de globos piloto, lo cual permitiría entender un poco más el comportamiento de los vientos dentro del Valle de México, complementar los modelos existentes y mejorar los pronósticos de contaminación.

Otro proyecto que se tiene contemplado es un estudio de la eficiencia de combustión de calderas de la pequeña y mediana industria para poder diagnosticar su funcionamiento, estimar sus emisiones y ofrecer métodos viables para eficientar sus procesos de combustión.

JAVIER TEJEDA RUIZ

Pero no todo es planeación. Ya antes de que se firmara el acuerdo definitivo de cooperación con Japón, se habían financiado dos investigaciones, una acerca de la industria de la galvanoplastia en México, el otro acerca del reciclaje y recuperación de cinc en polvos de aceras. De igual forma se había desarrollado el programa de capacitación que ya ha generado tres talleres internacionales, el último a finales de 1995 (Taller de Minimización de residuos y Producción más Limpia en América Latina y el Caribe).

Dentro de la primera fase del Cenica, que está contemplada principalmente para la planeación y desarrollo de la segunda fase, se están desarrollando actividades de capacitación como este coloquio binacional sobre contaminación atmosférica y otro sobre residuos peligrosos que tendrá lugar en el mes de marzo. Las actividades de investigación están orientadas a apoyar el desarrollo de normas, principalmente de residuos peligrosos. En el área de investigación, se está colaborando en la elaboración de las normas de caracterización de residuos peligrosos y las técnicas de laboratorio que se utilizan.

RESEÑA DE LAS MEDIDAS DE CONTROL CONTRA LA CONTAMINACIÓN ATMOSFÉRICA EN JAPÓN

Toshio Mori
Oficina de la Calidad del Aire
Agencia del Medio Ambiente de Japón

Antecedentes históricos de la contaminación atmosférica

Los problemas de la contaminación atmosférica en Japón se remontan a los principios del siglo 20, con una rápida industrialización centrada en las industrias pesadas, como la siderúrgica y la acerera. En ese tiempo, el carbón de piedra era el recurso energético primario, y las áreas cercanas a las plantas industriales sufrieron una seria contaminación atmosférica. Sin embargo, los problemas estaban limitados a áreas relativamente reducidas, y la contaminación atmosférica no atrajo la atención del público en general.

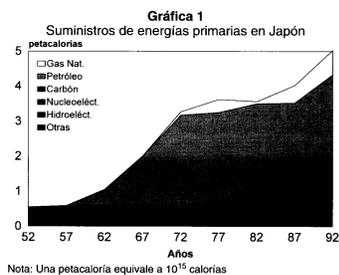
No obstante, la contaminación por bióxido de azufre (SO₂), especialmente la que se generó por las fundidoras de cobre, era intensa y se convirtió en el primer problema grave de la contaminación atmosférica en Japón.

En la mina de cobre de Ashio, por ejemplo, toda la vegetación alrededor de la planta de fundición de minerales de cobre se marchitó y murió por el SO₂ y el polvo ácido generado por la fundición del sulfato de cobre, y se requirió de varias décadas para recuperarse del daño producido.

Fue después de la Segunda Guerra Mundial cuando la contaminación atmosférica se transformó en un problema nacional. La economía japonesa creció sostenidamente durante la recuperación de la postguerra, y esto produjo cambios del recurso energético y de la estructura industrial. Durante este proceso, la contaminación atmosférica y otros tipos de contaminación ambiental aparecieron por doquier en Japón.

En los 15 años que transcurrieron entre 1958 y la primera crisis petrolera, se llevaron a cabo los desarrollos regionales orientados a los complejos indus-

triales químicos y pesados, y se lograron crecimientos económicos anuales de cerca de 10%. El consumo de energéticos aumentó en un 600% durante este periodo (gráfica 1). Como resultado, la contaminación por una alta concentración de SO₂ que se presentó en y alrededor de las zonas industriales, y los habitantes de esas zonas sufrieron, cada vez en mayor grado, de bronquitis y otras enfermedades respiratorias.



La contaminación atmosférica en Yokkaichi, por ejemplo, comenzó con la construcción y la puesta en operación de un complejo petroquímico en 1959, y para 1963 la concentración anual de SO₂ en las zonas habitacionales cercanas al complejo alcanzó las 0.15 ppm; con frecuencia, se registraron valores horarios superiores a 0.5 ppm. Cerca de 1 200 vecinos quedaron afectados por el SO₂ que les provocó la llamada *asma de Yokkaichi*.

La política de control de la contaminación en Japón nació de tragedias como éstas, gracias a las

iniciativas de los habitantes locales y de los medios de comunicación masiva. Las autoridades municipales monitoreaban la contaminación desde mucho antes de que estuviera disponible el actual sistema de monitoreo automático de contaminación atmosférica, utilizando métodos de análisis manuales y empleando muestreadores de bióxido de plomo y medidores de sedimentos (del tipo de *deposit gauges*). Es importante hacer notar que la implantación de las medidas independientes tomadas localmente fueron fundamentadas por estos análisis. Posteriormente, el gobierno y las industrias intensificaron sus esfuerzos por resolver estos problemas, y de allí nacieron políticas más estrictas de control de la contaminación en el mundo.

Marco jurídico del control de la contaminación atmosférica

Legislaciones

La Ley Básica de Control de la Contaminación promulgada en 1967 ha proporcionado bases amplias para el control de la contaminación ambiental, e incluye el establecimiento de las normas de la calidad ambiental. Para sustituir esta ley, una nueva ley del medio ambiente fue aprobada en noviembre de 1993 (Ley Básica del Medio Ambiente), para cubrir problemas ambientales a nivel mundial; pero, esencialmente, el marco jurídico de control de la contaminación continúa sin cambios.

Antes de la Ley Básica, la Ley para el Control del Humo y el Hollín fue aprobada en 1962, como el primer paso de acercamiento legislativo al problema de la contaminación atmosférica. Aunque esta ley sí sirvió para reducir los niveles de concentración de polvo en el aire en toda la nación, no pudo detener el empeoramiento de la contaminación del aire por SO₂, causada por el desarrollo de industrias químicas y pesadas, por la aparición de nuevas zonas industriales, y por el rápido crecimiento de la población urbana. Se reexaminaron las políticas en forma radical y se introdujeron nuevas medidas legales para lograr un control efectivo, lo que resultó en la aprobación de la Ley de Control de la Contaminación Atmosférica, en junio de 1968. La llamada sesión de la contaminación de la Dieta de diciembre de 1970 realizó numerosas modificaciones a esta Ley para responder a las necesidades sociales y administrativas y, hasta ahora, esta Ley ha

jugado un papel predominante para prevenir la contaminación atmosférica en Japón.

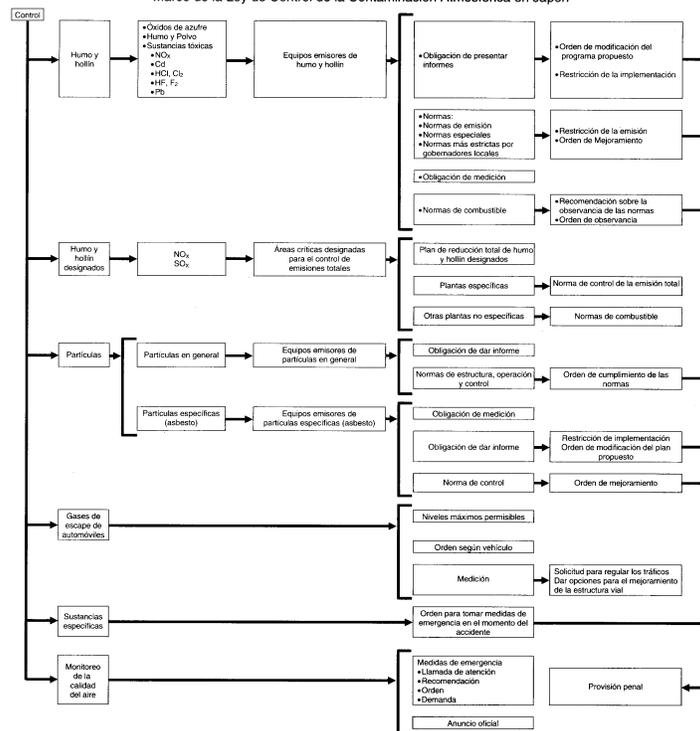
La Ley de Control de la Contaminación Atmosférica ofrece una base amplia para el control de emisiones de contaminantes atmosféricos, tanto de fuentes estacionarias como de fuentes móviles. Para el control de fuentes estacionarias, la Ley faculta al gobierno para establecer las normas de emisión e implementarlas por medio del registro y la inspección. Las normas de emisión son establecidas por el gobierno central, pero pueden ser remplazadas por normas más rígidas prescritas por ordenanza prefectural, si las normas nacionales no son suficientes para proteger la salud humana y para preservar el medio ambiente local. La implantación de las normas es delegada, en su mayoría, a las autoridades locales (figura 1).

Además de las normas de emisión, por la reforma de la Ley de 1974, se introdujo un nuevo sistema de restricción, llamado control total de emisiones para los óxidos de azufre (SO_x). En 1981, este mismo sistema fue aplicado a óxidos de nitrógeno (NO_x). Bajo este sistema, los gobernadores prefecturales pueden determinar el volumen total de emisión permisible en una área objeto de reglamentación, elaborar programas para reducir las emisiones totales hasta el nivel determinado, y definir el volumen total de emisión para cada planta emisora que exista en el área. Este sistema fue introducido en las áreas donde se reconoce que las normas de emisión arriba mencionadas no son suficientes para asegurar el cumplimiento de las normas establecidas por el gobierno central sobre la calidad ambiental del aire. En 1989, la Ley fue modificada una vez más para controlar asbestos.

Los gases de escape del automóvil también son controlados por la Ley de Control de la Contaminación Atmosférica. Sin embargo, incluso las normas de emisión más estrictas no son muy eficientes para cumplir con los niveles de bióxidos de nitrógeno (NO₂) en las áreas urbanas por el rápido crecimiento de los medios de transporte.

En 1992, una nueva ley fue aprobada para enfrentar el problema de la contaminación por NO_x en las áreas urbanas. Esta ley, que se llama "Ley Referente a las Medidas Especiales para la Reducción de la Emisión Total de NO_x provenientes de los Automóviles", prevé medidas especiales que incluyen

Figura 1
Marco de la Ley de Control de la Contaminación Atmosférica en Japón

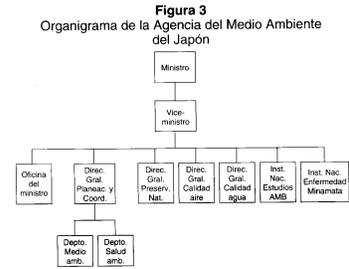


la restricción sobre el uso de vehículos de determinados tipos y guías para los usuarios de automóviles

para reducir la emisión de óxidos de nitrógeno (figura 2).

Instituciones

La Agencia del Medio Ambiente del Japón, que se estableció en 1971, es una agencia nacional gubernamental que está a cargo de la conservación nacional y de la contaminación ambiental, incluyendo la contaminación del aire. Encabezada por un ministro de estado, la Agencia tiene la facultad primaria de ejercer y coordinar políticas y medidas, en lugar de y en colaboración con otros ministerios y agencias del gobierno que aplican medidas de protección ambiental (figura 3)



Desde la década de los 60, los gobiernos locales han establecido unidades ambientales para implementar medidas autorizadas por las leyes ambientales o para llevar a cabo las ordenanzas ambientales emitidas por ellos mismos. El control de la contaminación del aire es uno de los campos importantes en el que los gobiernos locales han establecido medidas regulatorias, supervisoras y disciplinarias.

Normas ambientales de la calidad del aire

Las normas ambientales de la calidad del aire son metas de la política de protección de la calidad del aire. Estas normas son formuladas de acuerdo con las previsiones de la Ley Básica del Medio Ambiente, que estipula que "en cuanto a las condiciones ambientales relacionadas con la polución del aire, del agua, del suelo, y por el ruido, el Gobierno debe establecer norms de calidad ambiental, cuyo mantenimiento es

deseable para la protección de la salud humana y para la conservación del medio ambiente vital".

Antes de la entrada en vigor de la Ley Básica en 1967, el control de emisión se había aplicado con base en las fuentes individuales de contaminación, lo cual resultó ser insuficiente por el gran incremento de las fuentes contaminantes.

Para tener un acercamiento integral a los problemas de la contaminación atmosférica, la Ley Básica para el Control de la Contaminación Ambiental otorgó al gobierno facultades para establecer normas de calidad ambiental, incluyendo la calidad del aire, para proteger la salud de los seres humanos y para conservar el medio ambiente vital también.

La Ley exigió a los ministerios y agencias involucrados hacer todos los esfuerzos posibles para asegurar el mantenimiento de las normas, por medio de la implantación de las medidas de control de la contaminación ambiental, en una forma comprensiva, efectiva y apropiada. Por ejemplo, en el campo del control de la contaminación atmosférica, se desarrollaron las políticas energéticas, industriales y de transporte estrechamente interrelacionadas, al integrarse los aspectos ambientales en cada uno de estos campos.

Las normas ambientales de la calidad del aire son establecidas basándose en los conocimientos científicos, que muestran efectos de los contaminantes sobre la salud de los hombres bajo diferentes condiciones de exposición. Esto significa que si se obtienen nuevos conocimientos científicos por los avances de la ciencia y la tecnología, hay que tomar debida cuenta de estas informaciones científicas para que las normas sean revisadas cuando sea necesario.

Para noviembre de 1973, se habían establecido las normas ambientales de la calidad del aire para los siguientes 5 contaminantes: bióxido de azufre (SO₂), monóxido de carbono (CO), partículas fracción respirable (PM₁₀), NO₂, y oxidantes fotoquímicos (O_x). Tabla 1.

Además de las normas basadas en la Ley, algunos lineamientos para la calidad del aire son emitidos por la Agencia del Medio Ambiente. Estos son sobre hidrocarburos no metánicos (HCNM), establecidos en 1976, y sobre tricloroetileno (TCE) y tetracloroetileno (PCE), publicados en 1993.

Tabla 1
Normas ambientales de la calidad del aire en Japón

Contaminantes	Valores de la norma	Fecha meta	Métodos de medición
SO ₂	Valor horario, menos de 0.1 ppm. Valor promedio diario, menos de 0.04 ppm.	1978	Conductometría
CO	Valor de 8 horas, menos de 20 ppm. Valor promedio diario, menos de 10 ppm.	Lo más pronto posible	Método de analizador infrarrojo no dispersivo (NDIR)
PM ₁₀	Valor horario, menos de 0.20 mg/m ³ . Valor promedio diario, menos de 0.10 mg/m ³ .	Lo más pronto posible	Método de medición de concentración por peso basado en la colección por filtración, o el método de dispersión de luz, o el de microbalanza piezoeléctrica, o el método de atenuación de rayos beta.
O _x	Valor horario, menos de 0.06 ppm.	Lo más pronto posible	Absorción o colurometría, utilizando la solución de yoduro de potasio
NO ₂	Valor promedio dentro del rango de 0.04-0.06 ppm o menos	1985	Colorimetría con el reactivo de Saltzman (con el coeficiente de Saltzman de 0.84)

Medidas reglamentarias para las fuentes estacionarias

Instalaciones bajo control

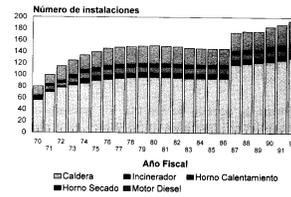
La Ley de Control de la Contaminación Atmosférica especifica tres tipos de instalaciones objeto de control: instalaciones emisoras de humo y hollín, instalaciones emisoras de polvo en general e instalaciones emisoras de polvo específicos.

Las instalaciones emisoras de humo y hollín son cualquier tipo designado como tal, que se encuentre en alguna planta o negocio, que genere o emita contaminantes atmosféricos, como SO_x y óxidos de nitrógeno.

Los tipos de equipos se han incrementado hasta 32 en este momento. Equipos designados recientemente (1988) son: la turbina de gas y el motor a diesel, el motor a gas y el motor a gasolina, lo fueron en 1991 (tabla 2).

Para 1992 el número de instalaciones bajo control en todo el territorio japonés llegó a 182 000. Entre estas instalaciones, las calderas ocupan 70%, los motores a diesel, 7%, los incineradores, 5% y los hornos de fundición para metales, 5 por ciento (gráfica 2).

Gráfica 2
Instalaciones emisoras de humo y hollín en Japón reglamentadas por la ley de control de la contaminación atmosférica



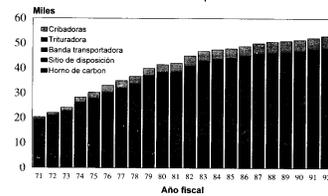
Instalaciones emisoras de polvo en general son cualquier instalación que descarga o dispersa polvo como resultado de tratamientos mecánicos, como trituración y selección del material o del apilamiento del material (gráfica 3). Cinco tipos de instalaciones, incluyendo transportadores y trituradores, son designados y controlados como tal, y su número ascendió en 1992 a 54 000 unidades en todo Japón (tabla 3).

Instalaciones emisoras de polvos específicos son las instalaciones designadas como tal que descargan o dispersan polvos de tipo específico. El asbesto fue de-

Tabla 2
Instalaciones emisoras de humo y hollín bajo control

Nombre de la instalación.	Criterios para las instalaciones bajo control (Marzo, 1992)
1. Caldera.	a).- Área de calentamiento.
2. Horno generador de gas.	b).- Relación de combustión.
3. Horno calcinador.	c).- Tasa de tratamiento de material.
4. Alto horno.	d).- Área de parrilla.
5. Horno de fundición	e).- Área de sección de la superficie de la turbina.
6. Horno de calentamiento de metales.	f).- Capacidad del transformador.
7. Horno de calentamiento de petróleo.	g).- Capacidad del horno.
8. Generador de catalizadores.	h).- Capacidad de la corriente.
9-2. Recuperador de azufre.	i).- Potencia de la bomba.
9. Horno de cocción de cerámicas.	j).- Número de instalaciones.
10. Horno de reacción.	
11. Horno de secado.	
12. Horno eléctrico.	
13. Incinerador.	
14. Horno calcinador (Cu, Pb, Zn).	
15. Horno de secado (Cd)	
16. Instalación de enfriamiento de cloro.	
17. Horno de fundición de cloruro férrico.	
18. Reactor de carbón activado.	
19. Reactor de cloro.	
20. Horno de electrolisis de aluminio.	
21. Reactor fósforo.	
22. Condensador/Absorbedor de flúor.	
23. Reactor de trifosfato de sodio.	
24. Horno de fundición plomo.	
25. Horno de fundición (batería de Pb).	
26. Horno de fundición (pigmentos de Pb).	
27. Absorbedor/Condensador de ácido nítrico.	
28. Horno coquizador.	
29. Motor de turbina de gas.	
30. Motor a diesel	
31. Motor a gas.	
32. Motor a gasolina.	

Gráfica 3
Instalaciones emisoras de partículas reguladas por la ley de control de la contaminación del aire en Japón



signado polvo específico en 1989. El número de instalaciones objeto de control llegó a 2 600 en 1992.

Registro e inspección de las instalaciones

La Ley de Control de la Contaminación Atmosférica obliga a cualquier persona que planea establecer una nueva instalación o modificar una existente de las arriba mencionadas, a presentar la información necesaria al gobernador prefectural para que éste examine si la instalación cumple con las normas de control (tabla 4).

Los gobernadores prefecturales tienen la autoridad concedida por la Ley para inspeccionar la instalación en operación con el objeto de implementar las normas de control.

Tabla 4
Tipo de control aplicado a los contaminantes emitidos de las industrias y establecimientos y su contenido

Sustancias	Modo de generación	Instalaciones objeto de control	Tipo de control y su contenido
H u m o y H o l i n	SO _x Combustión de combustóleo o de minerales en la caldera o en un calcinador.	Calderas y otras.	(1) Normas de emisión por instalación (se establecen los valores de la norma, según la constante K determinada por el área y por la altura de emisión). (2) Norma de consumo de combustible por estación. Se establece por área, dentro del rango del contenido de azufre de 0.5 - 1.2% (3) Normas de control de emisiones totales (se establece por industria).
	Polvo	El anterior. Usos de hornos eléctricos.	Calderas, hornos eléctricos y otras.
S u s c o m p u e s t o s	Cadmio (Cd) y sus compuestos.	Combustión de materias; tratamientos químicos como síntesis y descomposición	Calcinadores, hornos rotatorios, hornos de fundición, etc. para la refinación de cobre, zinc y plomo.
a n c i o s	Cloro (Cl ₂) y cloruro de hidrógeno.	El anterior.	Equipo de enfriamiento rápido de cloruro para la producción del cloruro de etileno, reactores para productos químicos, incineradores de desechos.
s a d a ñ i n c o m p u e s t o s	Flúor (F), fluoruro de hidrógeno (HF) y otros	El anterior.	Horno eléctrico para la refinación del aluminio, horno de calcinación de vidrio.
a s	Plomo (Pb) y sus compuestos	El anterior.	Calcinadores, Hornos rotatorios, hornos de fundición, para la refinación de cobre, zinc y plomo.
	NO _x	El anterior.	Caldera, hornos eléctricos y otras.
P o l v o	Polvo en general.	Trituración, selección y otros procesos mecánicos de los minerales y tierra y su apilamiento.	Horno de coque, lugares de depósito o apilamiento, equipos emisores como cribas, transportadores, etc.
	Polvo específico (asbesto)	Trituración, mezcla y otros procesos mecánicos del asbesto.	Equipos emisores de polvo específico, como deshirbanadora, mezcladora, cortadora y pulidora.

Contaminantes atmosféricos objeto de control

Normas de emisión

Como las tecnologías de desulfurización no habían sido suficientemente desarrolladas en el momento en que se establecieron las normas de emisión de los óxidos de azufre, las normas se determinaron como niveles de emisión per-

misibles en proporción al cuadrado de la altura de las chimeneas, según la idea de que las chimeneas más altas podían lograr una reducción ligera de la contaminación. Este método de normalización pudo contribuir a aligerar la polución por las fuentes individuales, pero no funcionó para mejorar la contaminación en áreas densamente industrializadas. Al contrario, ayudó a que la contaminación se dispersara sobre un área más extensa.

Las normas de emisión para los SO₂ varían de acuerdo con la ubicación y la altura de la chimenea de las fuentes contaminantes, pero eran uniformes para combustibles de diferentes tipos.

El volumen máximo de SO₂ descargado de una instalación emisora de humo y hollín se determinaba por la siguiente fórmula.

$$q = K \times 10 - 3He_2$$

donde q: es el volumen máximo permisible de SO_x (m³/h)

K: constante

He: altura efectiva de la chimenea (m)

K es una constante determinada por los reglamentos aplicados en la región donde se localiza la instalación y está agrupada en 16 categorías, del rango de 3.0 a 17.5. He es la altura efectiva de la chimenea, después de ajustarla tomando en cuenta la elevación de la pluma. En algunas áreas donde la contaminación atmosférica por SO₂ había sido grave en el pasado, se establecieron normas más estrictas, especialmente para las instalaciones nuevas.

Por ejemplo, el valor K es de 1.17 para las áreas metropolitanas, que incluyen Tokio - Yokohama - Kawasaki, Nagoya y Osaka. El valor K que se adopta en las ciudades industriales que sufrieron problemas de contaminación relativamente severa en el pasado es de 1.75 ó 2.34.

Suponiendo el diseño y la operación de una planta carbocéntrica con una capacidad unitaria de 1 000 MW, la concentración máxima de SO_x en gases de emisión se calcula alrededor de 60 ppm, con el valor K de 1.17; para cumplir con esta norma, se deberá utilizar, como combustible, carbón de piedra con un contenido de azufre menor a 0.8%, y un equipo de desulfurización de gases de emisión con una tasa de eliminación mayor de 90%. El mismo cálculo, ahora utilizando el valor K de 17.5, da una cifra de concentración de alrededor de 1 250 ppm, que significa que se puede utilizar carbón de piedra con un contenido de azufre de más del 1.5%, sin ningún equipo de desulfurización.

El artículo 15 de la Ley de Control de la Contaminación Atmosférica dice: "Si el gobernador de la

prefectura reconoce que una grave contaminación del aire por SO_x ocurre, o puede ocurrir, en una área donde se concentran las instalaciones emisoras de humo y hollín, cuyo consumo de combustible fluctúa según la estación, y que alguien que emita SO_x en el área utiliza algún combustible que no cumple con las normas del combustible, el gobernador puede recomendar a esta persona que observe las normas del combustible dentro del plazo prescrito.

En el caso de que la persona que haya recibido la recomendación basada en la previsión del párrafo anterior no observe esta, el gobernador de la prefectura puede ordenarle que cumpla con las normas del combustible dentro del plazo prescrito.

Las normas del combustible establecidas originalmente en 1971 fueron actualizadas en 1976, y el contenido de azufre está en el rango de 0.5 al 1.2%. Esta norma por un orden del Gabinete es aplicada a las industrias y las oficinas localizadas en las siguientes 14 áreas, especificadas: Sapporo, Asahikawa, Sendai, Chiba, parte central de Tokio, Yokohama, Kawasaki, Nagoya, Kyoto, Osaka, Kobe, Amagasaki, Hiroshima y Fukuoka.

Control de la emisión total

La reforma a la Ley de Control de la Contaminación Atmosférica realizada en 1974, introdujo un sistema para controlar el volumen total de las emisiones en una área específica, como un intento de compensar algunas insuficiencias de la reglamentación existente y de posibilitar un rápido mejoramiento de la calidad del aire. Las áreas objeto de este sistema son los lugares donde se concentran las plantas industriales y negocios, y donde se reconoce que las normas ambientales de la calidad del aire no serán logradas fácilmente con la sola aplicación de los reglamentos existentes. Para estas regiones, se calcula el volumen total permisible de la emisión de contaminantes con el método científico del pronóstico de contaminación, que considera condiciones meteorológicas y topográficas de la región y las condiciones de las fuentes emisoras localizadas en ella. Así se va a mantener dentro del nivel permisible calculando el volumen de las emisiones dentro de la región, a través de los esfuerzos racionales y sistemáticos por cumplir con las normas ambientales de la calidad del aire.

En realidad, la orden del gabinete determina cuáles contaminantes (cuáles componentes de humo y

hollín designados) y qué regiones (regiones designadas) se sujetarán a este control, luego el gobernador prefectural correspondiente a cada región designada ordena la formulación de un "Plan de Reducción de la Emisión Total para los Componentes de Humo y Hollín Designados", diseñado para reducir el volumen total de humo y hollín generados por las actividades humanas en la región designada a un nivel científicamente determinado y compatible con las normas ambientales de la calidad del aire. De acuerdo con este plan, se establecen las normas de emisión total para cada planta o negocio (establecimientos especialmente designados) de tamaño superior a una escala determinada, mientras que las normas referentes al uso de combustibles (para el contenido de azufre del combustible) se aplican a otras plantas y negocios.

Uno de los primeros componentes de humo y hollín designados fueron los SO_x originalmente, 11 regiones fueron designadas como objeto de este sistema en noviembre de 1974, las que aumentaron posteriormente a un total de 24 regiones. Este tipo de control opera con éxito en este momento.

Óxidos de nitrógeno

Normas de emisión

Los NO_x son unos de los contaminantes que requieren de una estrecha atención, porque no sólo son dañinos a la salud humana sino que también son responsables de la contaminación fotoquímica. Tanto así que, en este momento, las medidas para controlar los NO_x superan ampliamente a las medidas de control de SO_x.

Las normas de emisión de NO_x fueron establecidas como concentración máxima permisible que varía según el tipo y el tamaño de las instalaciones. Aunque son normas uniformes para todo el territorio nacional, el gobierno local puede hacer vigentes normas más estrictas por medio de una ley o de una ordenanza, si lo considera necesario para cumplir con las normas ambientales de la calidad del aire.

Por primera vez se introdujeron estas normas en agosto de 1973, basadas en el artículo tercero de la Ley de Control de la Contaminación Atmosférica. Después de esta fecha, las normas fueron reforzadas y los tipos de instalación objeto de control fueron amplia-

dos en diciembre de 1975, en junio de 1977, en agosto de 1979 y en septiembre de 1983.

Este último reglamento fue formulado en respuesta a: (1) cambios en el suministro de energía, de petróleo a combustibles sólidos, como carbón, que generan mayor cantidad de NO_x, y (2) avances técnicos en tecnologías de combustión, para reducir emisiones de NO_x.

Control de la emisión total

Las fuentes emisoras de NO_x incluyen tanto las estacionarias como las móviles, pero sólo las fuentes estacionarias están siendo objeto del control de la emisión total bajo la Ley de Control de la Contaminación Atmosférica. En junio de 1981, este sistema de control fue introducido en tres áreas: Tokio, Kanagawa y Osaka.

Cuando se aplica una norma de emisión total a los establecimientos designados, generalmente se elabora una norma bastante estricta para los establecimientos más grandes, por su mayor capacidad para tomar medidas adecuadas.

En algunos casos, es posible aplicar una norma especial de emisión total más estricta a un establecimiento designado que está en obras de ampliación o a un nuevo establecimiento designado bajo construcción, que la que se aplica comúnmente a un establecimiento existente.

Partículas

Las normas de emisión para partículas representan los límites permisibles de partículas contenidas en los gases emitidos al aire por las salidas de descarga de las instalaciones de las fuentes emisoras. Las normas de emisión ordinarias son las que se aplican uniformemente en todo el territorio nacional, mientras que las normas de emisión especiales son las que se aplican a las industrias nuevas que se instalan en las áreas específicas donde se tiene un problema de polución serio. Las normas especiales son más estrictas que las ordinarias.

Se adoptó un sistema de cálculo de concentración de partículas sobre la base de la concentración residual de oxígeno en los gases de emisión en 1982, para

que los gases no fueran diluidos con el aire fresco para aparentar el cumplimiento de la norma (anexo 1).

Sustancias tóxicas

Además de NOx, la Ley de Control de la Contaminación Atmosférica designa los siguientes cuatro grupos de sustancias generadas en las instalaciones emisoras de humo y hollín como tóxicas y estipula el control de sus niveles de emisión: (1) cadmio y sus compuestos; (2) cloro y cloruro de hidrógeno; (3) flúor, fluoruro de hidrógeno y fluoruro de silicio; y (4) plomo y sus compuestos (tabla 5).

Las normas son establecidas para cada uno de estos grupos de sustancias tóxicas, y son aplicables a

un número muy limitado de instalaciones emisoras de humo y hollín.

Polvo en general

Las normas que se aplican a la estructura, uso y administración de las instalaciones que descargan polvo en general, como lugares de disposición de minerales o tierra, fueron establecidas en 1971.

Polvos específicos

El asbesto fue designado como polvo específico en 1989. La norma de control del asbesto, que es de 10 fibras por litro en el límite de la planta, se aplica a las plantas industriales que fabrican productos de asbesto.

Tabla 5
Normas de emisión para sustancias tóxicas

Nombre de la sustancia	Nombre de la instalación	Valor de la norma
Cadmio y sus compuestos.	Horno de cocción y horno de fundición para la producción del vidrio, que utilizan sulfuro de cadmio como materia prima.	1.0 mg/Nm ³
	Horno de calcinación, horno de sinterizado, horno de fundición, convertidor y horno de secado para la refinación de cobre, plomo y cadmio.	
Cloro.	Equipos de secado para la producción de pigmentos de cadmio o carbonato de cadmio.	
	Equipo de enfriamiento rápido de cloro para la producción de etileno clorado.	30 mg/Nm ³
	Tanque de disolución para la producción de cloruro férrico. Horno reactor para la producción del carbón activado utilizando cloruro de zinc. Equipo de reacción y equipo de absorción para la fabricación de productos químicos.	
Cloruro de hidrógeno.	Igual que arriba.	80 mg/Nm ³
	Incinerador de desechos.	700 mg/Nm ³
Flúor, fluoruro de hidrógeno y fluoruro de silicio.	Horno electrolítico para la fundición de aluminio (se emiten sustancias dañinas por la salida de descarga).	3.0 mg/Nm ³
	Horno electrolítico para la fundición de aluminio (se emiten sustancias dañinas desde arriba). Horno de cocción y horno de fundición para la producción de vidrio que utilizan fluoruro o silicofluoruro como materia prima.	1.0 mg/Nm ³ 1.0 mg/Nm ³
Plomo y sus compuestos.	Equipo de reacción, equipo de concentración y horno de fundición para la producción de ácido fosfórico. Equipo de condensación, equipo de absorción y de destilación para la producción del ácido fosfórico. Equipo de reacción, equipo de secado y horno de cocción para la producción del tripoli-fosfato de sodio.	
	Horno reactor para la producción de superfosfato de cal.	15 mg/Nm ³
	Horno de cocción y horno Siemens-Martin para la producción de fertilizantes de ácido fosfórico.	20 mg/Nm ³
	Horno de calcinación, convertidor, horno de fundición y de secado para la refinación de cobre, plomo y zinc.	10 mg/Nm ³
	Horno de sinterizado y alto horno para la refinación de cobre, plomo y zinc. Horno de fundición, etc. para la refinación secundaria de plomo para la producción de tubos, láminas, cables, baterías y pigmentos de plomo. Horno de cocción y horno de fundición para la producción de vidrio que utilizan óxidos de plomo como materia prima.	30 mg/Nm ³ 10 mg/Nm ³ 20 mg/Nm ³

Nota: Las prefecturas pueden establecer normas más estrictas por medio de un decreto.

Medidas reglamentarias para gases de escape de los automóviles

La Ley de Control de la Contaminación Atmosférica faculta al Director General de la Agencia del Medio Ambiente para establecer los límites permisibles o las normas de emisión de gases de escape de los automóviles.

Los niveles permisibles han sido establecidos para cuatro contaminantes: CO, HC, NO_x y humo de diesel y partículas. Para asegurar los niveles permisibles, la Ley ordena al Ministro de Transporte tomar las medidas necesarias por medio de la Ley de Vehículos y Caminos. Esta Ley obliga a todo automóvil a satisfacer los límites permisibles de gases de escape en la inspección inicial o en las inspecciones subsecuentes, o en la prueba de homologación del nuevo modelo.

La primera normalización de gases de escape de automóviles fue puesta en vigor en 1966, para CO. Desde entonces, la reglamentación se ha venido reforzando paso a paso, e incluye CO, HC, NO, y partículas (humo negro de diesel). El control de gases de escape para NO_x fue introducido en 1978 para automóviles con motores a gasolina y de gas Lp. A partir de esta fecha, las normas para los automóviles de motor a diesel fueron reforzadas varias veces, siguiendo la recomendación del Consejo Central para el Control de la Contaminación Ambiental. Como resultado, tenemos las normas más estrictas del mundo en este momento.

Tomando en cuenta la seriedad de la contaminación por NO_x, este Consejo emitió, en diciembre de 1989, una recomendación para reducir aun más los gases de escape de automóviles. La recomendación incluyó:

- a.- Reducir la emisión de NO_x de los automóviles con motor a diesel en 30 - 60 por ciento.
- b.- Reducir la emisión de partículas de los automóviles con motor a diesel en 60 por ciento.
- c.- Reducir el contenido de azufre en diesel-combustible, y
- d.- Revisar el recorrido para la prueba de gases de escape.

El Consejo estableció una meta a corto plazo (dentro de 5 años) y a largo plazo (dentro de 10 años), para

implementar la recomendación. La meta de corto plazo se logró en 1991 y se hará vigente a partir de 1992 hasta 1994.

Regulaciones sobre los NO_x de los automóviles

Los esfuerzos por reducir las emisiones de cada vehículo son continuamente neutralizados, particularmente en el área metropolitana, por el incremento de las demandas de transporte. Esto se ve especialmente en el caso de NO_x, ya que a aumentado el número de vehículos a diesel, los que descargan una gran cantidad de este contaminante.

Para tomar medidas en contra de la contaminación por NO_x proveniente de automóviles, en junio de 1992 fue promulgada una nueva ley, que se llama Ley Concerniente a las Medidas Especiales para la Reducción de la Emisión Total de Óxidos de Nitrógeno Provenientes de Automóviles en Áreas Específicas, o Ley sobre los NO_x de los Automóviles. Esta Ley pretende establecer medidas integrales al problema de los NO_x provenientes de vehículos, haciendo un llamado para restringir el uso de vehículos de ciertos tipos designados en las áreas específicas, estableciendo guías de usuarios de vehículos para reducir sus emisiones de este contaminante.

Las áreas específicas en noviembre de 1992 fueron: ciertas zonas de Tokio, Kanagawa, Saitama, Chiba, Osaka y Hyogo; en estas zonas, los autobuses y los camiones tienen que satisfacer las normas especiales de emisión. Además, cada uno de los gobernadores prefecturales de las áreas específicas formuló un Plan de Reducción de la Masa Total en noviembre de 1993. Este Plan incluye las metas de emisión de NO_x para cumplir con las normas ambientales de NO_x, así como las medidas necesarias para promover vehículos menos contaminantes, para mejorar el sistema de distribución física y el flujo vehicular.

Tecnologías para el abatimiento de la contaminación atmosférica*Óxidos de azufre*

Es una obligación del dueño o propietario de la compañía o instalación emisora de SO₂, implantar las medidas necesarias para cumplir con estas normas estrictas. Con el reforzamiento gradual de los reglamentos

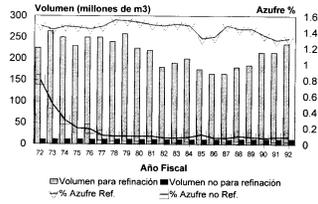
y la introducción del control de la emisión total, las empresas se vieron obligadas a reducir realmente el volumen de emisiones. La reducción del volumen de emisión ha sido llevada a cabo principalmente por: (1) el uso de combustibles menos contaminantes, (2) el ahorro de energía y (3) la instalación del equipo de desulfurización de gases de emisión.

Uso de combustibles menos contaminantes

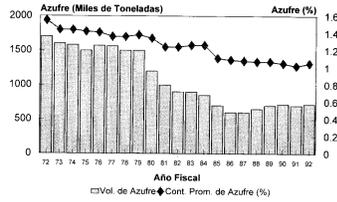
Reducir el contenido de azufre del combustible ha sido uno de los acercamientos al problema, y las industrias han dedicado considerables esfuerzos a este enfoque. Se instalaron numerosos equipos para la desulfurización de combustible, y en este momento, Japón puede desulfurizar hasta 1.2 millones de barriles diarios de petróleo pesado. El promedio del contenido de azufre en el combustible utilizado en Japón era de 2.5% en 1967, pero en 1992, este nivel ha bajado hasta 0.5% (gráficas 4 y 5)

El cambio de combustibles a gas natural licuado también contribuyó a la reducción del volumen de SO_x emitido al aire en un grado considerable. Sin embargo, este esfuerzo finalmente redundó en la reducción de contaminantes emitidos al aire. El avance del ahorro de energía alcanzado por las industrias japonesas puede observarse en el consumo de energía de las seis industrias más grandes de Japón, que corresponden, en forma conjunta, a 70% del consumo total industrial de la energía en el país. Estas industrias incluyen la siderúrgica y acerera, la petroquímica, y la papelera.

Gráfica 4
Contenido promedio de azufre del crudo importado



Gráfica 5
Contenido promedio de azufre del combustible para el uso doméstico



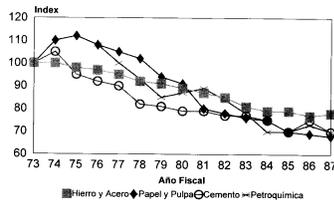
Ahorro de energía

La crisis petrolera fomentó grandemente el ahorro de energía en procesos industriales motivado por razones netamente económicas, a efecto de mantener y reforzar la competitividad internacional disminuyendo los costos de producción. Entre 1973 y 1987, se observa una mejora en el consumo de entre 20 y 40 por ciento. (gráfica 6).

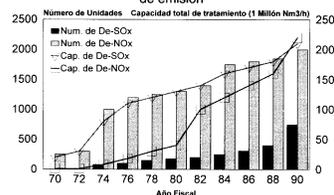
Desulfurización de gases de emisión

Además del uso de combustibles más limpios y el ahorro de energía, otra de las medidas más importantes aplicadas en Japón para el control de SO_x ha sido la instalación de los equipos o dispositivos de desul-

Gráfica 6
Consumo de energía per capita por producción



Gráfica 7
Unidades de desulfuración y desnitrificación de gases de emisión



furización de gases de emisión en las fuentes contaminantes más grandes. Este ha sido el último recurso de las industrias más grandes para cumplir con normas muy estrictas y además, se mostró muy efectivo para reducir la emisión de SO_x (gráfica 7).

Los procesos de desulfuración pueden ser clasificados a grandes rasgos en dos tipos: procesos en seco y procesos húmedos. Los procesos húmedos, que tienen un alto desempeño en cuanto a la eliminación de SO_x, son los que se usan comúnmente en Japón. En 1970 únicamente existían 102 equipos desulfurizadores en todo el territorio nacional de Japón, pero para 1991, este número había aumentado en 20 veces llegando a 2 014; en el mismo periodo la capacidad de tratamiento se incremento 38 veces del nivel original y ascendió a 200 millones de metros cúbicos por hora.

En cuanto a la capacidad de tratamiento, el método de absorción alcalina es el más utilizado (84%), seguido por el de absorción en seco (2%) y el de oxidación y absorción húmeda (1%).

Técnica de desulfuración de gases de emisión

Procesos húmedos:

- Absorción húmeda alcalina.
- Oxidación-absorción húmeda.
- Alguna otra absorción húmeda.

Procesos en seco:

- Absorción en seco.
- Adsorciones.
- Oxidación catalítica.

Óxidos de nitrógeno

Los óxidos de nitrógeno generados por combustión incluyen NO_x térmico, producido por la reacción del nitrógeno en el aire con el oxígeno a altas temperaturas, y NO_x de combustión, que se genera de los compuestos de nitrógeno existentes en el combustible. Las medidas de control para el NO_x generado en las instalaciones emisoras de humo y hollín son las siguientes:

Uso de combustibles menos contaminantes

La emisión de los NO_x provenientes de los compuestos de nitrógeno contenidos en el combustible puede ser reducida por el uso de combustibles más limpios: cambiar de carbón a petróleo y gas, por ejemplo.

Combustión eficiente de baja emisión de NO_x

El volumen de NO_x térmico puede ser disminuido por el mejoramiento de las condiciones y técnicas de combustión. Los métodos y las técnicas para mejorar las condiciones de combustión son los siguientes:

Mejoramiento de las condiciones de combustión.

- Disminuir la relación aire-combustible.
- Disminuir la temperatura del precalentamiento del aire.
- Disminuir la carga térmica de la cámara de combustión.

Mejoramiento de las técnicas de combustión.

- Utilizar quemadores de baja emisión de NO_x.
- Método de combustión en dos etapas.
- Método de recirculación de gases de emisión.
- Combustión no estequiométrica.

Mejoramiento de la cámara de combustión.

- Inyección de agua o vapor.
- Utilizar aditivos.

Desnitrificación de gases de emisión

La desnitrificación es una técnica para remover NO_x de los gases de emisión. Los procesos en seco y los procesos húmedos disponibles en este momento se enlistan a continuación. En 1972, existían únicamente cinco equipos de desnitrificación en todo el territorio nacional, pero en 1992 el número se ha incrementado por un factor 150, y alcanzó un total de 715 equipos.

En el mismo periodo, la capacidad de procesamiento creció 2 000 veces el nivel original, y llegó a 216 millones de metros cúbicos por hora (gráfica 6).

En cuanto a la capacidad de tratamiento, el método de reducción catalítica selectiva es el más utilizado (93%). Otros métodos son reducción no catalítica (4%) y reducción catalítica no selectiva (1%).

Hollín y polvo

Los métodos para recolectar el hollín y polvo contenidos en los gases de emisión se muestran más adelante. De acuerdo con el diámetro de las partículas, la concentración, la gravedad específica, la resistencia eléctrica y otras propiedades, se adopta uno de estos métodos o una combinación de ellos para recolectar hollín y polvo. En 1991, el número de colectores de polvo existentes en Japón ascendió a 18 326 y su capacidad total fue de 882 millones de metros cúbicos por hora. En base a la capacidad de tratamiento, el precipitador electrostático es el método más utilizado (54%), seguido por la filtración (18%) y el colector centrifugo (13%).

Equipo recolector de polvo:

- Colector de polvo gravitacional.
- Separador por inercia.
- Colector centrifugo.
- Colector por filtrado.
- Dispositivo húmedo de colección .
- Precipitador electrostático.

Monitoreo de la contaminación atmosférica (vigilancia constante)

Las estaciones de observación de la contaminación atmosférica en Japón están muy bien distribuidas desde el punto de vista internacional, además de que la medición se lleva a cabo con instrumentos de medición continua y automática. Existen dos tipos de estaciones de monitoreo de contaminación atmosférica. Uno de estos es la estación general de monitoreo de la contaminación atmosférica (tabla 6), que no está directamente influenciada por alguna fuente emisora específica y que se sitúa en un lugar donde se pueda monitorear condiciones representativas de la contaminación del aire. El otro tipo es la estación de monitoreo de gases de escape de automóviles, que se localiza al lado de vías de alta circulación para estimar la contaminación causada por los automóviles (tabla 7).

Tabla 6
Cambios en el número de estaciones de monitoreo ambiental general

Año fiscal	SO ₂	CO	PM ₁₀	O _x	NO ₂
1970	390	10	—	10	20
1975	1 359	168	145	647	772
1980	1 611	224	276	953	1 206
1985	1 638	199	784	1 024	1 329
1990	1 620	188	1 304	1 056	1 382
1991	1 621	191	1 368	1 063	1 391
1992	1 618	195	1 420	1 094	1 415
1993	1 610	189	1 461	1 110	1 428
1994	1 616	186	1 498	1 120	1 442

El costo de establecimiento de una estación para medir la concentración de los cinco contaminantes determinados en las Normas de Calidad Ambiental mencionados en uno de los apartados anteriores, es de alrededor de 30 millones de yenes. Este monto incluye el costo del sistema de telemetría establecido en cada una de las prefecturas para transmitir los valores medidos al centro de procesamiento de datos.

La mayoría de las estaciones de monitoreo son establecidas por las prefecturas y por las ciudades designadas por la ordenanza gubernamental, y están obligadas a llevar a cabo una vigilancia constante de las condiciones de la contaminación atmosférica. Pero aparte, existen 23 estaciones independientemente establecidas por el gobierno (por la Agencia del Medio Ambiente) y que fueron instaladas en municipios que no son ciudades

Tabla 7
Cambios en el número de estaciones de monitoreo ambiental en vialidades

Año fiscal	SO ₂	CO	PM ₁₀	O _x	NO ₂
1970	6	116	—	12	33
1975	34	308	7	67	182
1980	45	372	14	48	260
1985	52	314	72	46	292
1990	69	323	163	39	323
1991	73	326	171	39	331
1992	83	339	189	38	350
1993	87	347	198	39	362
1994	94	351	214	39	370

Gases de escape de automóviles.

designadas por la ordenanza gubernamental. A todas estas estaciones se les proporcionan asistencias y apoyos de parte del gobierno central para la preparación de los equipos necesarios que realizan la vigilancia y el monitoreo, cuyo costo es subsidiado en 1/3. En el caso de las áreas objeto de los Programas Regionales de Control de la Contaminación, el subsidio por el gobierno central puede llegar al 50 por ciento.

Situación de la calidad de aire

Óxidos de azufre

A pesar del aumento del consumo total de energía y del crecimiento económico, los niveles de emisión de SO₂ han bajado claramente desde 1970, por la implantación de las diversas medidas mencionadas anteriormente. En 1970, las emisiones de SO₂ de las fuentes estacionarias en todo el territorio nacional fue de cinco millones de toneladas, pero una década después, en 1980, este volumen ha disminuido a una cuarta parte, a 1.16 millones de toneladas. En 1991, la cifra correspondiente era de 624 000 toneladas (gráfica 8).

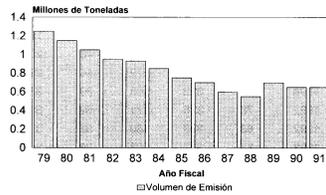
Óxidos de nitrógeno

Las emisiones de NO_x también se redujeron de 1 780 000 toneladas en 1975 a 819 000 toneladas en 1991 (gráfica 9).

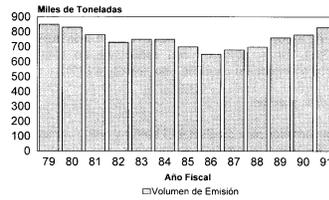
Bióxido de azufre

Paralelo a la reducción en la emisión, la concentración de SO₂ en el ambiente ha cedido cada año (gráfica 10).

Gráfica 8
Volumen de emisión de SO₂ provenientes de fuentes estacionarias

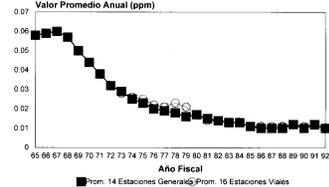


Gráfica 9
Volumen de emisión de NO_x provenientes de fuentes estacionarias



El resultado obtenido en 14 estaciones generales de monitoreo muestra que el nivel máximo registrado en 1967, que fue de 0.059 ppm (promedio anual), ha disminuido hasta 0.008 ppm en 1994. La norma de la calidad ambiental del aire para SO₂ está casi completamente cubierta para todo el territorio nacional (tabla 8).

Gráfica 10
Cambios en los valores promedios de SO₂



Bióxido de nitrógeno

La concentración de NO₂ en el ambiente se ha mantenido en un nivel relativamente alto a partir de 1973 (gráfica 11). En 1994, la concentración media anual registrada en 15 estaciones generales de monitoreo es de 0.029 ppm y el valor registrado en 21 estaciones localizadas al lado de las vías es de 0.040 ppm. Los valores por arriba de la norma son observados en un 4.5% de las estaciones generales y un 32.6% de las estaciones al lado de las vialidades. (tabla 9).

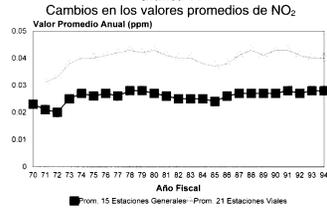
Tabla 8
Cambios en los valores medios anuales
Bióxido de azufre de SO₂

	Año fiscal 1994		Año fiscal 1993	
	Estaciones de monitoreo	Estaciones donde se cumplen las normas (%)	Estaciones de monitoreo	Estaciones donde se cumplen las normas (%)
Estaciones generales	1 604	1 600 (99.8%)	1 600	1 597 (99.8%)
Estaciones viales	94	94 (100%)	87	87 (100%)
Total de estaciones	1 698	1 694 (99.8%)	1 687	1 684 (99.8%)

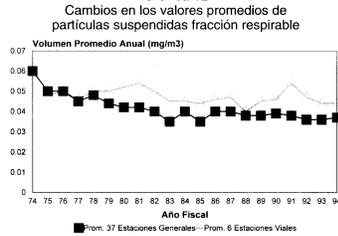
Tabla 9
Cambios en los valores medios anuales
Bióxido de nitrógeno de NO₂

	Año fiscal 1994		Año fiscal 1993	
	Estaciones de monitoreo	Estaciones donde se cumplen las normas (%)	Estaciones de monitoreo	Estaciones donde se cumplen las normas (%)
Estaciones generales	1 439	62 (4.3%)	1 419	63 (4.4%)
Estaciones viales	359	117 (32.6%)	349	114 (32.9%)
Total de estaciones	1 798	179 (10.0%)	1 708	177 (10.0%)

Gráfica 11



Gráfica 12



Partículas fracción respirable

La concentración de partículas fracción respirable (PM₁₀) en el ambiente ha permanecido prácticamente en el mismo nivel desde 1979 (gráfica 12). El valor promedio anual de 1994 es de 0.039 mg/m³ en 37 estaciones generales de monitoreo y de 0.045 mg/m³ en seis estaciones al lado de las vialidades. La tasa de cumplimiento de la norma ambiental para PM₁₀ es muy baja: un 61.8% en el caso de las estaciones generales y 32.9% en el caso de las estaciones viales (tabla 10).

Monóxido de carbono

La concentración ambiental de CO (promedio anual) ha disminuido de su nivel máximo registrado en 1971, de 6.0 ppm en 14 estaciones viales a 2.0 ppm en 1992.

Tabla 10
Cambios en los valores medios anuales PM₁₀

	Año fiscal 1994		Año fiscal 1993	
	Estaciones de monitoreo	Estaciones donde se cumplen las normas (%)	Estaciones de monitoreo	Estaciones donde se cumplen las normas (%)
Estaciones generales	1 485	918 (61.8%)	1 440	839 (58.3%)
Estaciones viales	210	69 (32.9%)	190	77 (40.5%)
Total de estaciones	1 695	987 (58.2%)	1 630	916 (56.2%)

Tabla 11
Cambios en los valores medios anuales
Oxidantes químicos

	Año fiscal 1994	Año fiscal 1993
Estaciones de monitoreo	1 159	1 149
Estaciones donde se cumplen las normas (%)	5 (0.4%)	12 (1.0%)

La norma de la calidad ambiental del aire para CO es alcanzada a nivel nacional en 1994, tanto en las estaciones generales como en las estaciones viales.

Oxidantes fotoquímicos

Existen únicamente cinco estaciones cuya lectura horaria es menos a 0.06 ppm en todas las horas monitoreadas en 1994 (tabla 11). Sin embargo, en base a las condiciones de distribución de las estaciones donde frecuentemente se supera el valor de la norma, parece ser que el O₃ proviene de fuentes naturales (gráfica 13).

Gráfica 13
Número de días con contaminación
fotoquímica desde 1976 hasta 1994

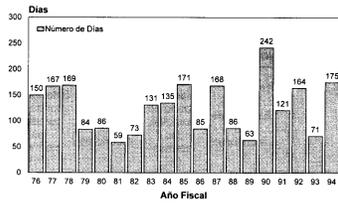


Tabla 12
Condiciones de contingencia

Contaminante	Concentración de contaminantes			
	Fase 1		Fase 2	
SO _x	0.2 ppm	3 horas	0.5 ppm	3 horas
	0.3 ppm	2 horas	0.7 ppm	2 horas
	0.5 ppm	1 hora	48 horas	promedio
	0.15 ppm	48 horas promedio		
PM	2.0 mg/m ³	2 horas	3.0 mg/m ³	3 horas
CO	30 ppm	1 hora	50 ppm	1 hora
NO ₂	0.5 ppm	1 hora	1 ppm	1 hora
O ₃	0.12 ppm	1 hora	0.4 ppm	1 hora

Nota: Las concentraciones de los contaminantes deben ser medidas como valores horarios.

La concentración de O₃ a menudo excede el límite inferior del nivel de emergencia (nivel de alerta), que es de 0.12 ppm de valor horario (tabla 12).

Planes a futuro

- 1).- Reforzar las normas ambientales para los contaminantes atmosféricos (NO_x, PM y O₃) figura 4.
- 2).- Promoción de medidas para controlar contaminantes atmosféricos dañinos.

Impulsar el monitoreo y las medidas de control de emisión de contaminantes atmosféricos dañinos que son altamente persistentes y bioacumulables, particularmente sustancias cancerígenas, como benceno, dioxinas y metales pesados.

- 3).- Promoción de medidas de lluvia ácida.
 - a.- Estimular las investigaciones sobre la lluvia ácida.
 - b.- Establecer una red de monitoreo de lluvia ácida en Asia Oriental (figura 5).
- 4).- Promoción de medidas para la prevención del deterioro de la capa de ozono.
 - a.- Desarrollar medidas de prevención del deterioro de la capa de ozono (tabla 13).
 - b.- Promover la recuperación y la destrucción de CFCs (cloro-fluor-carbonos).

Figura 4
Red de información de la contaminación fotoquímica

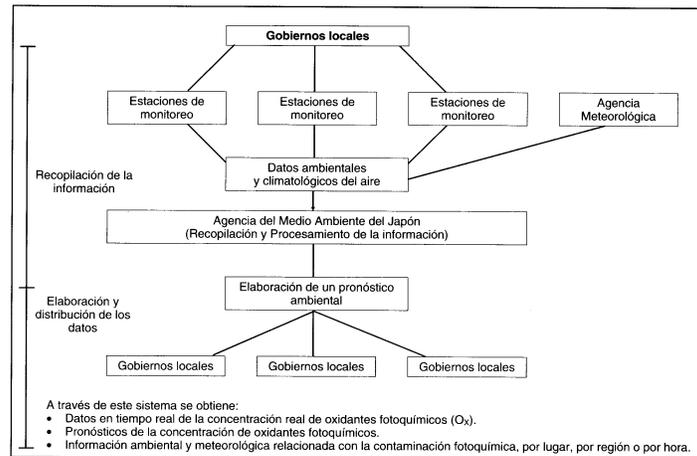
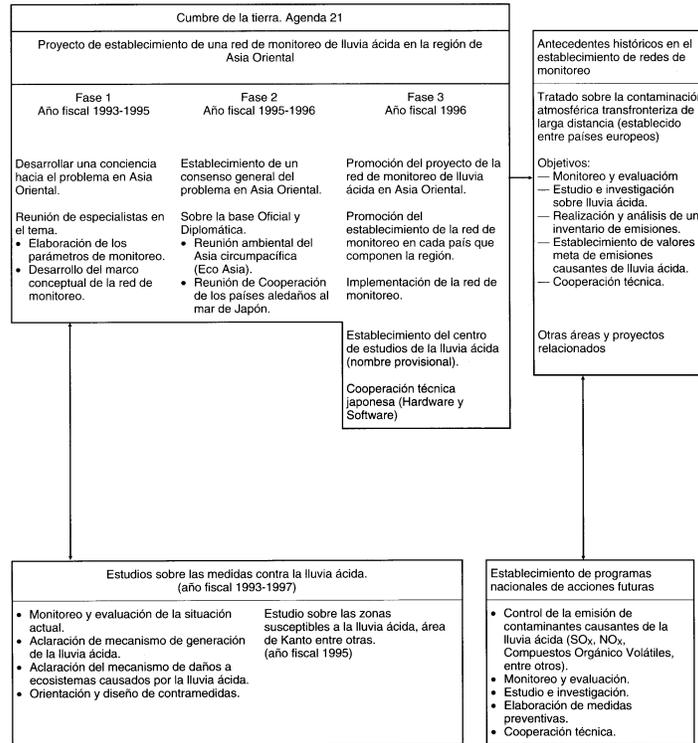


Tabla 13
Promoción de medidas para prevenir la destrucción de la capa de ozono

Acuerdos	Acciones
Acuerdos internacionales	Tratado de Viena (marzo 1985). Protocolo de Montreal (septiembre de 1987). Asistencia técnica para países en vías de desarrollo en relación a la destrucción de la capa de ozono (1990).
Acuerdos nacionales	Ley de protección de la capa de ozono (mayo de 1988). Monitoreo de la concentración atmosférica de gas freón (1988). Estudio de las técnicas de control de emisiones de gas freón y otros gases que dañen la capa de ozono (1990). Elaboración del documento sobre la promoción de la recuperación, reuso y destrucción de CFC y otros gases que dañen la capa de ozono (junio de 1995). Implementación de la zona modelo para llevar a cabo las medidas de protección de la capa de ozono (1993-1994). Implementación del programa de recuperación del gas freón (1995). Implementación del programa modelo de destrucción del gas freón y otros (a partir de 1996-1997).

Figura 5
Promoción de medidas para el control de la lluvia ácida



Anexo 1
Norma de emisiones

No.	Tipos	Especificaciones	Tipos	Hollín y polvo			NO _x	
				Escala	Gen. 1	Esp. 2	Escala	Norma
1	Caldera ⁽¹⁾	Área de calentamiento ⁽²⁾ : 10 m ² o más.	Caldera de gas ⁽⁴⁾	40 000 m ³	0.05 g	0.03 g	500 000 m ³	50 ppm
							-500 000 m ³	100 ppm
		Tasa de combustión del quemador: 50 1/h ⁽³⁾ o más.		-40 000 m ³	0.10 g	0.05 g	-40 000 m ³	130 ppm
							10 000 m ³	100 ppm
			Caldera de combustible líquido o gas y caldera de combustible líquido ⁽⁴⁾	200 000 m ³	0.05 g	0.04 g	500 000 m ³	130 ppm
				-200 000 m ³	0.15 g	0.05 g	-500 000 m ³	150 ppm
				40 000 m ³				
				-40 000 m ³	0.25 g	0.15 g		
				10 000 m ³				
				-10 000 m ³	0.30 g	0.15 g	-10 000 m ³	180 ppm
			Caldera de licor negro ⁽⁵⁾ o caldera de licor negro y gas o caldera de combustible líquido ⁽⁴⁾	200 000 m ³	0.15 g	0.10 g	500 000 m ³	130 ppm
				-200 000 m ³	0.25 g	0.15 g	-500 000 m ³	150 ppm
				40 000 m ³			10 000 m ³	
				-40 000 m ³	0.30 g	0.15 g	-10 000 m ³	180 ppm
					0.30 g	0.15 g		250 ppm
	Caldera de combustible líquido (con el área de calentamiento de 10 m ² o más ⁽⁴⁾)							
	Caldera de carbón de piedra ⁽⁴⁾	200 000 m ³	0.10 g	0.05 g	700 000 m ³	200 ppm		
		-200 000 m ³	0.20 g	0.10 g	-700 000 m ³	250 ppm		
		40 000 m ³			40 000 m ³			
		-40 000 m ³	0.30 g	0.15 g	-40 000 m ³	300 ppm		
	Caldera de combustible sólido ⁽⁴⁾ con área de calentamiento de 10 m ² o más	40 000 m ³	0.30 g	0.15 g	700 000 m ³	200 ppm		
		-40 000 m ³	0.30 g	0.20 g	700 000 m ³	300 ppm		
					40 000 m ³			
			0.30 g	0.20 g		350 ppm		
	Caldera de combustible sólido (con un área de calentamiento de menos de 10 m ² ⁽⁴⁾)							
	Calderas (otras) ⁽⁴⁾	40 000 m ³	0.30 g	0.15 g		130 ppm		
						150 ppm		
		-40 000 m ³	0.30 g	0.20 g		180 ppm		

Anexo 1
Norma de emisiones

No.	Tipos	Especificaciones	Tipos	Hollín y polvo			NO _x	
				Escala	Gen. 1	Esp. 2	Escala	Norma
2	Horno generador de gas y horno de calentamiento para generar gas acuoso o gas de petróleo	Capacidad de consumo de materias primas (carbón de piedra o coque): 20 t/día o más Tasa de combustión del quemador: 50 l/h ⁽¹⁶⁾ o más	Horno generador de gas		0.05 g	0.03 g		150 ppm
			Horno de calentamiento		0.10 g	0.03 g		
3	Horno de tostado, horno de sinterizado (incluye horno de pelletizado) y horno calcinador, utilizados para la refinación de metales o para la manufactura de productos químicos industriales inorgánicos (se excluyen los equipos agrupados en el No. 14)	Capacidad de tratamiento de materias primas: 1 ton/día o más	Horno de tostado	40 000 m ³	0.10 g	0.05 g		220ppm
				-40 000 m ³	0.15 g	0.10 g		
			Horno de sinterizado (para producir ferromanganeso)		0.20 g	0.10 g		220 ppm
			Otros tipos de horno de sinterizado		0.15 g	0.10 g		
			Horno calcinador	40 000 m ³	0.20 g	0.10 g		200 ppm
				-40 000 m ³	0.25 g	0.15 g		
4	Altos hornos (se incluyen hornos de reverberación para el metal fundido), convertidor y horno Siemens-Martin, utilizados para metales lavados (se excluyen los equipos agrupados en el No. 14)	Capacidad de tratamiento de materias primas 1 ton/día o más	Altos hornos (hornos de cubilotes)		0.05 g	0.03 g		100 ppm
			Otros tipos de altos hornos		0.15 g	0.08 g		
			Convertidor		0.10 g	0.08 g		
			Horno Siemes-Martin	40 000 m ³	0.10 g	0.05 g		
				-40 000 m ³	0.20 g	0.10 g		
5	Horno de fundición utilizado para refinación o fundición de metales (horno tipo Koshiki), se excluyen los equipos agrupados en el No. 14 y del No. 24 al 26	Área de la parrilla ⁽¹⁷⁾ : 1 m ² o más Área seccional de la tobera ⁽¹⁷⁾ : 0.5 m ² o más Tasa de combustión del quemador: 50 l/h ⁽¹⁸⁾ o más Capacidad del transformador: 200 KVA o más	Hornos de fundición (excluye cubilotes)	40 000 m ³	0.10 g	0.05 g		180 ppm
				-40 000 m ³	0.20 g	0.10 g		
			Cubilotes	40 000 m ³	0.10 g	0.05 g		—
				-40 000 m ³	0.20 g	0.10 g		

Anexo 1
Norma de emisiones

No.	Tipos	Especificaciones	Tipos	Hollín y polvo			NO _x		
				Escala	Gen. 1	Esp. 2	Escala	Norma	
6	Horno de calentamiento utilizado para el forjado o enrollado de metales o para tratamiento térmico de metales o productos metálicos	Área de la parrilla ⁽⁶⁾ : 1 m ² o más	Hornos de calentamiento tipo tubo radiante (con emisión de gas de 10 000 m ³ - 100 000 m ³ únicamente)	40 000 m ³	0.10 g	0.08 g		150 ppm	
			Área seccional de la superficie de la tobera ⁽⁷⁾ : 0.5 m ² o más	-40 000 m ³	0.20 g	0.10 g			
		Tasa de combustión del quemador: 50 l/h ⁽⁸⁾ o más	Horno de calentamiento de tubos de acero soldados por forjado (con emisión de gas de 10 000 m ³ - 100 000 m ³ únicamente)	40 000 m ³	0.10 g	0.08 g		180 ppm	
			Capacidad del transformador: 200 KVA o más	-40 000 m ³	0.20 g	0.10 g			
		Horno de calentamiento (otros)	40 000 m ³	0.10 g	0.08 g	100 000 m ³	100 ppm		
			-40 000 m ³	0.20 g	0.10 g	-100 000 m ³	130 ppm		
7	Hornos de calentamiento usados para manufacturar productos de petróleo, petroquímicos y alquitrán	Área de la parrilla ⁽⁶⁾ : 1 m ² o más	Hornos de calentamiento (otros)	40 000 m ³	0.10 g	0.05 g	40 000 m ³	100 ppm	
			Área seccional de la superficie de la tobera ⁽⁷⁾ : 0.5 m ² o más	-40 000 m ³	0.15 g	0.08 g	-40 000 m ³	130 ppm	
		Tasa de combustión del quemador: 50 l/h ⁽⁸⁾ o más						-10 000 m ³	150 ppm
								5 000 m ³	
		Capacidad del transformador: 200 KVA o más						-5 000 m ³	180 ppm
8	Torre de regeneración de catalizadores provenientes del craqueo de lecho fluidizo que se utiliza para refinación del petróleo	Tasa de combustión de carbón sobre catalizador: 200 kg/h o más			0.30 g	0.15 g		250 ppm	

Anexo 1
Norma de emisiones

No.	Tipos	Especificaciones	Tipos	Hollín y polvo		NO _x		
				Escala	Gen. 1	Esp. 2	Escala	Norma
8	Torre de regeneración de catalizadores del equipo convertor agregado al equipo de tratamiento del gas de petróleo	Tasa de combustión del quemador: 6 l/h ⁽³⁾ o más		0.10 g	0.05 g		250 ppm	
9	Horno de cocción y de fundición para fabricar cerámica	Área de la parrilla ⁽⁶⁾ : 1 m ² o más	Horno de calcinación de la cal (horno subterráneo)	0.40 g	0.20 g		180 ppm	
			Horno de calcinación (kiln rotatorio de gas)	0.30 g	0.15 g		250 ppm	
		Capacidad del quemador: 200 KVA	Horno de calcinación de la cal (otros)					180 ppm
			Horno de calcinación (para cemento)					250 ppm
		40 000 m ³	Horno de calcinación (para tabiques)	0.10 g	0.05 g	100 000 m ³	350 ppm	400 ppm
			refractarios o sus materias primas	0.10 g	0.05 g	-100 000 m ³		
		40 000 m ³	Horno de calcinación (otros)	0.15 g	0.05 g			180 ppm
			Horno de fundición (para vidrio plano o productos de fibra de vidrio)	0.25 g	0.15 g			180 ppm
		40 000 m ³	Horno de fundición (para vidrio óptico, vidrio eléctrico o fritas)	0.10 g	0.05 g			360 ppm
			Horno de fundición (para otros productos de vidrio)	0.15 g	0.08 g			
		40 000 m ³	Horno de fundición (para otros productos de vidrio)	0.10 g	0.05 g			800 ppm
			Horno de fundición (otros)	0.15 g	0.08 g			
		40 000 m ³	Horno de fundición (para otros productos de vidrio)	0.10 g	0.05 g			450 ppm
Horno de fundición (otros)	0.20 g		0.10 g					
40 000 m ³	Horno de fundición (para otros productos de vidrio)	0.10 g	0.05 g			180 ppm		
	Horno de fundición (otros)	0.20 g	0.10 g					

Anexo 1
Norma de emisiones

No.	Tipos	Especificaciones	Tipos	Hollín y polvo			NO _x		
				Escala	Gen. 1	Esp. 2	Escala	Norma	
10	Horno de reacción usado para productos industriales químicos inorgánicos o comestibles (se incluye el equipo de combustión utilizado para la elaboración del negro humo) y horno de fuego directo (se excluyen los equipos agrupados en el No. 26)	Área de la parrilla ⁽⁹⁾ : 1 m ² o más Tasa de combustión del quemador: 50 l/h ⁽⁹⁾ o más Capacidad del transformador: 200 KVA o más		40 000 m ³	0.15 g	0.08 g		180 ppm	
				-40 000 m ³	0.20 g	0.10 g			
11	Horno de secado (se excluyen los equipos agrupados en el No. 14 y en el 23)	Área de la parrilla ⁽⁹⁾ : 1 m ² o más Tasa de combustión del quemador: 50 l/h ⁽⁹⁾ o más Capacidad del transformador: 200 KVA o más	Horno de secado del agregado		0.50 g	0.20 g		230 ppm	
			Horno de secado (otros)	40 000 m ³	0.15 g	0.08 g			
12	Horno eléctrico utilizado para producir arrabio, acero aleación de hierro o carburo	Capacidad del transformador: 1 000 KVA o más	Horno eléctrico utilizado para producir aleación de hierro (con 40% o más de contenido de silicón) Horno eléctrico usado para producir aleación de hierro o carburo Hornos eléctricos (otros)		0.20 g	0.10 g			
						0.15 g	0.08 g		
						0.10 g	0.05 g		

Anexo 1
Norma de emisiones

No.	Tipos	Especificaciones	Tipos	Hollín y polvo			NO _x	
				Escala	Gen. 1	Esp. 2	Escala	Norma
13	Incinerador de materiales de desecho	Área de la parrilla ⁽¹⁶⁾ o más Tasa de incineración: 200 kg/h o más	Incinerador continuo de materiales de desecho (del método de combustión vortrex)	40 000 m ³	0.15 g	0.08 g		450 ppm
			Incinerador continuo de materiales de desechos peculiares ⁽¹⁶⁾	-40 000 m ³	0.50 g	0.15 g		700 ppm
			Incinerador continuo de materiales de desecho (otros)	40 000 m ³	0.15 g	0.08 g		250 ppm
			Incinerador de materiales de desecho (otros)	-40 000 m ³	0.50 g	0.15 g		250 ppm
			Incinerador de materiales de desecho (otros)	40 000 m ³	0.15 g	0.05 g		250 ppm
			Incinerador de materiales de desecho (otros)	-40 000 m ³	0.50 g	0.25 g	40 000 m ³	250 ppm
			Incinerador de materiales de desecho (otros)	40 000 m ³	0.10 g	0.05 g	-40 000 m ³	—
14	Horno de tostado, horno de sinterizado (incluye horno de cocción de pellets), altos hornos (incluye horno de reflexión para material derretido, convertidor, horno de fundición y de secado usado para la refinación de cobre, plomo y zinc)	Capacidad de consumo de materias primas: 0.5 t/h o más Área de la parrilla ⁽¹⁶⁾ : 0.5 m ² o más Área seccional de la superficie de la tobera ⁽¹⁷⁾ : 0.2 m ² o más Tasa de combustión del quemador: 20 t/h o más	Horno de tostado	40 000 m ³	0.10 g	0.05 g		220 ppm
			Horno de sinterizado	-40 000 m ³	0.15 g	0.08 g		220 ppm
			Alto horno (horno de escoria que usa carbón o coque combustible o como agente reductor)		0.15 g	0.08 g		450 ppm
			Alto horno (otros)		0.15 g	0.08 g		100 ppm
			Convertidor	40 000 m ³	0.10 g	0.05 g		330 ppm
			Horno de fundición (horno de refinación del cobre que utiliza amoníaco como agente reductor)	-40 000 m ³	0.20 g	0.10 g		—
			Horno de fundición (otros)	40 000 m ³	0.10 g	0.05 g		180 ppm
			Horno de fundición (otros)	-40 000 m ³	0.20 g	0.10 g		180 ppm
			Horno de secado	40 000 m ³	0.15 g	0.08 g		180 ppm
			Horno de secado	-40 000 m ³	0.20 g	0.10 g		—
15	Equipo de secado para la producción de pigmentos de Cd o CdCO ₃	Capacidad: 0.1 m ³ o más						

Anexo 1
Norma de emisiones

No.	Tipos	Especificaciones	Tipos	Hollín y polvo			NO _x	
				Escala	Gen. 1	Esp. 2	Escala	Norma
16	Equipo de enfriamiento rápido de cloro utilizado para producir el CH ₂ CH ₂ Cl	Capacidad de consumo de materia prima del cloruro (*9): 50 kg/h o más		—	—	—	—	—
17	Horno de fundición para producir FeCl	Capacidad de consumo de materia prima del Cl ⁻ (*9): 50 kg/h o más		—	—	—	—	—
18	Horno reactor usado para la producción de carbón activado (únicamente con el método que usa ZnCl)	Tasa de combustión del quemador: 3 l/h (*9) o más		0.30 g	0.15 g	—	180 ppm	—
19	Equipo de reacción de Cl ⁻ y H ⁺ Cl ⁻ , equipo de absorción de H ⁺ Cl ⁻ para la manufactura de productos químicos. (Equipos que no usen gas de Cl ni gas de H ⁺ Cl ⁻ no son excluidos. Los equipos enlistados en los tres números anteriores y los de tipo cerrado son excluidos)	Capacidad de consumo de materia prima de cloruro (*9): 50 kg/h o más		—	—	—	—	—
20	Horno de electrólisis usado para la fundición de aluminio	Capacidad de corriente: 30 KVA o más		0.05 g	0.03 g	—	—	—
21	Equipo de reacción, de concentración, horno de cocción y de fundición utilizados para manufacturar fósforo, ácido fosfórico, fertilizante o fertilizantes compuestos (equipos que no usen minerales de fosfatos son excluidos)	Capacidad de procesamiento de minerales de fosfato como materia prima: 80 kg/h o más	Horno de cocción	0.15 g	0.03 g	—	180 ppm	—
			Horno de fundición	0.20 g	0.10 g	—	600 ppm	—
		Tasa de combustión del quemador: 50 l/h (*9) o más	Otros	—	—	—	—	—
		Capacidad del transformador: 200 KVA o más		—	—	—	—	—

Anexo 1
Norma de emisiones

No.	Tipos	Especificaciones	Tipos	Hollin y polvo			NO _x	
				Escala	Gen. 1	Esp. 2	Escala	Norma
22	Equipos de condensación, equipos de absorción y equipos de destilación para producir fluor (los equipos que no utilicen minerales de fosfato son excluidos)	Área de calentamiento: 10 m ² o más Potencia de la bomba: 1 KW o más		—	—	—	—	—
23	Equipos de reacción, horno de secado y horno de cocción utilizados para producir tripolifosfato de sodio (los equipos que no utilicen minerales de fosfatos son excluidos)	Capacidad de consumo de materias primas: 80 kg/h o más Área de la parrilla (*6): 1 m ² o más Tasa de combustión del quemador: 50 l/h ^(*) o más	Horno de secado	0.10 g	0.05 g	—	180 ppm	—
			Horno de cocción	0.15 g	0.08 g	—	180 ppm	—
			Otros	—	—	—	—	—
24	Horno de fundición usado para la refinación secundaria del plomo (incluyendo la manufactura de la aleación de plomo), o para la producción de tubos, láminas o cables de plomo	Tasa de combustión del quemador: 10 l/h ^(*) o más Capacidad del transformador: 40 KVA	Horno de fundición	40 000 m ³	0.10 g	0.05 g	—	180 ppm
				-40 000 m ³	0.20 g	0.10 g	—	—
25	Horno de fundición usado para la manufactura de baterías de plomo	Tasa de combustión del quemador: 4 l/h ^(*) o más Capacidad del transformador: 20 KVA	Horno de fundición	40 000 m ³	0.10 g	0.05 g	—	180 ppm
				-40 000 m ³	0.15 g	0.08 g	—	—

Anexo 1
Norma de emisiones

No.	Tipos	Especificaciones	Tipos	Hollín y polvo			NO _x	
				Escala	Gen. 1	Esp. 2	Escala	Norma
26	Horno de fundición, horno de reverberación, horno de reflexión y equipo de secado utilizados para manufacturar pigmentos de plomo	Capacidad: 0.1 m ³ o más Tasa de combustión del quemador: 4 l/h ⁽¹⁾ o más Capacidad del transformador: 20 KVA	Horno de fundición	40 000 m ³	0.10 g	0.05 g		180 ppm
				-40 000 m ³	0.15 g	0.08 g		180 ppm
			Horno de reverberación		0.10 g	0.05 g		180 ppm
			Horno de reflexión (para producir nitratos)		—	—		180 ppm
			Horno de reflexión (otros) Otros		0.05 g	0.03 g		
27	Equipo de absorción, equipo de blanqueo y equipo de condensación utilizados para producir ácido nítrico	Capacidad de producción: 100 kg/h o más						200 ppm
28	Horno coquizador	Capacidad de consumo de materia prima: 20 t/día o más	Horno coquizador		0.15 g	0.10 g		170 ppm
29	Motor de turbina a gas	Tasa de combustión: 50 l/h ⁽²⁾ o más Tasa de combustión: 50 l/h ⁽²⁾ o más Tasa de combustión: 35 l/h ⁽²⁾ o más	Motor a gas		0.05 g	0.04 g		70 ppm
			Motor diesel		0.10 g	0.08 g		950 ppm
			Motor a gas		0.05 g	0.04 g		600 ppm
8		Tasa de combustión: 35 l/h ⁽²⁾ o más	Motor a gasolina		0.05 g	0.04 g		600 ppm

Gen. 1.- Norma de emisión de hollín y polvo por Nm³ de gas de emisión en el área general.
Esp. 2.- Norma de emisión de hollín y polvo por Nm³ de gas de emisión en el área especial

⁽¹⁾- Se incluye caldera de aire caliente. Solo se excluyen calderas eléctricas y calderas de calor residual.

⁽²⁾- Calculado de acuerdo con la ordenanza de la oficina del primer ministro (llamado más adelante simplemente como área de calentamiento).

⁽³⁾- Calculado en términos de combustible.

⁽⁴⁾- excluyendo calderas auxiliares de la torre de regeneración de catalizadores o torre de craqueo de lecho fluido para la refinación de petróleo.

⁽⁵⁾- Producido en el proceso de fabricación de la pulpa de papel.

⁽⁶⁾- Área proyectada horizontalmente.

⁽⁷⁾- Área de sección horizontal de la parte rodeada por las paredes internas del horno en el fondo de la tubera.

⁽⁸⁾- Nitratos, aminados, cianados o materiales de desecho descargados del proceso de producción o del uso de derivados de éstos, o del proceso que utilice amoníaco para el tratamiento de agua residual.

⁽⁹⁾- Con cloruro de hidrógeno, la tasa calculada en términos de cloruro.

Ejemplos de las medidas de control de emisión de HC

Tipo de equipo	Sustancia	Equipo objeto de control		
		Existente o nuevo	Tamaño	Disposición
Tanque de almacenamiento a presión ambiental al aire libre y con techo fijo	HC	Existente	Capacidad: 1 000 kls. o más de presión. En el caso del tanque que almacene un HC con temperatura de ebullición o del 5% de destilación entre 100 y 150 °C, cuando tenga una capacidad mayor	Conversión al sistema de techo flotante con el techo fijo (incluye el tanque con techo flotante o con techo flotante interior) o instalación del equipo de tratamiento.
		Nuevo	Capacidad: 500 kls o más	
Instalación de embarque con carro-tanque o coche-tanque	HCs volátiles	Existentes	Instalación de embarque de una planta cuyos tanques de almacenamiento al aire libre tengan una capacidad total de 1 000 kg o más	Dispositivos de recuperación del vapor y tratamiento
		Nuevas	Instalación de embarque de una planta cuyos tanques de almacenamiento al aire libre tengan una capacidad total de 500 kls. o más	Dispositivos de recuperación del vapor y tratamiento
Instalación de uso (pintura de productos, imprenta, etc.)	HC	Existentes	Instalación de uso cuya emisión total por planta sea mayor a 1 000 kg/mes	Instalación equipo de tratamiento, uso de materias primas no contaminantes, mejoramiento de la estructura de la instalación o del proceso
		Nuevas	Instalación de uso cuya emisión total por planta sea mayor a 500 kg/mes	
Instalación de suministro de combustible (gasolineras)	HCs volátiles	Existentes	Gasolinera comercial cuyo tanque de almacenamiento subterráneo de HCs volátiles tenga una capacidad total mayor a 27 kls	Instalación del dispositivo de conversión de vapores (incluye la manguera recuperadora)
		Nuevas	Gasolinera comercial que tenga un tanque de almacenamiento subterráneo para HCs volátiles	
Tanque de almacenamiento móvil (cohetanque)	HCs volátiles	Existentes y nuevos	Tanque de almacenamiento móvil en que se transporta HCs volátiles a las gasolineras	Instalación del dispositivo de conversión de vapores
Instalación para la fabricación de productos químicos orgánicos	HC	Existentes y nuevas	Instalación para la fabricación de polietileno con una capacidad productiva total mayor a 5 000 t/año o de pintura con una capacidad productiva mayor a 1 000 t/año	

REFLEXIONES SOBRE EL TRANSPORTE URBANO Y LA CONTAMINACIÓN ATMOSFÉRICA EN LA ZONA METROPOLITANA DE LA CIUDAD DE MÉXICO

Luis Domínguez Pommerencke
Asesor
Comisión Metropolitana de Transporte y Vialidad

Agradezco la oportunidad que me han brindado los organizadores de este evento de transmitir a ustedes algunas reflexiones personales sobre las implicaciones que ha tenido el desarrollo del transporte urbano en las actividades cotidianas de los habitantes de la Zona Metropolitana de la Ciudad de México (ZMCM) y de las perspectivas que se vislumbran en este importante sector de la economía.

Introducción

Hace diez años, quienes tuvimos en nuestras manos la responsabilidad de administrar, planear y operar el sistema de transporte en la Ciudad de México, estábamos preocupadas por lograr esquemas de funcionamiento más racionales con enfoques dirigidos a modificar la distribución modal de los viajes realizados en los distintos medios de transporte. Se insistía en esa época, en la necesidad urgente de mejorar la cantidad y calidad de los servicios de transporte público colectivo (metro, tren ligero, autobuses y trolebuses) con el fin de crear una oferta potencial que pudiera satisfacer las necesidades de algunos sectores de la población que utilizaban el automóvil para sus traslados, particularmente aquellos cuyos patrones cotidianos de movilidad fueran sistemáticos. El objetivo primordial en aquel entonces, era mejorar las condiciones de transporte de la población; se percibían ya, sin embargo, los efectos negativos que el uso indiscriminado del automóvil estaban provocando en la calidad del aire. Recuerdo que a principios de 1986, ante los fenómenos de inversión térmica, se implantaron 14 medidas emergentes, varias de ellas asociadas con el transporte. Se iniciaba así, en mi opinión, una época donde la planeación y operación del transporte exigían tomar en consideración los efectos potenciales de los vehículos en la calidad del aire.

Por circunstancias que no viene al caso comentar en este momento, en los últimos días he tenido oportunidad de adquirir una visión global de los problemas de contaminación asociados al transporte urbano que sufren en la actualidad los habitantes de la Ciudad de México, a través de la lectura de algunos documentos que han llegado a mis manos, generados por diversas dependencias del sector público y por algunos particulares involucrados en el tema. Este ejercicio me ha permitido contrastar, de alguna manera, las políticas, programas y acciones de transporte urbano emprendidas en los últimos años, con la efectividad lograda en el mejoramiento de las condiciones de accesibilidad de la población y de la calidad del aire. Aunque se aprecian avances significativos en algunas áreas se observa estancamiento y a veces un franco retroceso en algunas otras. Sin pretender ser exhaustivo el siguiente podría ser un esbozo de la situación que impera en la actualidad:

Problemas asociados con el transporte

La ciudad se extiende sobre un área geográfica común, de aproximadamente 1200 km cuadrados en la que coexisten dos administraciones con políticas, recursos y normatividad propios. Los problemas económicos, ambientales y de transporte derivados del crecimiento desorbitado de ese ámbito urbano, aunado a una severa limitación de recursos, es en mi opinión el mayor reto que enfrenta en la actualidad la Zona Metropolitana de la Ciudad de México.

Aunque existen límites políticos entre el Distrito Federal y el Estado de México, estos son, para cualquier fin práctico, imaginarios, ya que la generación de viajes y la movilidad se producen en un espacio común integrado funcionalmente. A pesar de que se reconoce esta circunstancia desde hace muchos años,

se siguen presentando diferencias significativas en recursos destinados al transporte, inadecuada coordinación administrativa y diferencias importantes en la calidad del servicio y en las tarifas.

Las estructuras tarifaria y regulatoria siendo diferentes, propician una transferencia extensiva de viajes a través de la frontera, lo que aunado a una red vial inadecuada, ocasiona que el tránsito se vea forzado a cruzar innecesariamente la ZMCM además de que la vialidad no siempre conduce a la frontera entre ambas entidades.

Aunque el Metro ha experimentado avances importantes en estos últimos años con nueve líneas y una extensión que alcanza ya los 178 km penetrando algunas de ellas en el Estado de México, el servicio satisface únicamente al 13.4 por ciento de la demanda cotidiana de viajes en la ZMCM. Se observa además, un desequilibrio en la ocupación de las líneas ya que sólo tres de ellas absorben la mayor parte de la demanda; esto último probablemente se corrija en la medida en que la red siga densificándose en el futuro.

Por su parte, el sistema de transportes eléctricos integrado por una red relativamente pequeña de trolebuses y un par de líneas de tren ligero, ha tenido un crecimiento poco significativo a pesar de ser un transporte de mediana capacidad con efectos despreciables en la calidad del aire. Su participación en la satisfacción de la demanda de viajes es de 1.0% aproximadamente.

El transporte público en autobuses, por otro lado, ha experimentado una degradación del servicio que presta como consecuencia de una declinación en la productividad, rendimientos económicos decrecientes y burocracia y subsidios excesivos. En el caso particular del Distrito Federal, esta situación condujo a la quiebra por todos conocida de la empresa Ruta-100. La conjugación de los problemas anteriores provocaron que el vacío dejado por los autobuses, obedeciendo a las fuerzas del mercado, fuese llenado por servicios de transporte de menor capacidad, menos eficientes, más problemáticos operacionalmente y relativamente más contaminantes (combis, autobuses y microbuses) ganando un espacio vital dentro del esquema de distribución modal, al absorber más de 50% de la demanda actual de viajes en la Zona Metropolitana de la Ciudad de México.

La situación anterior ha contribuido también a que el usuario, ante la ausencia de opciones suficientemente atractivas de transporte colectivo, trate de conservar las ventajas relativas como la comodidad, la autonomía y la flexibilidad que le ofrece el automóvil privado, aunque ello le signifique eventualmente mayores costos y tiempos de traslado; y es que la demanda es relativamente inelástica ante incrementos del precio particularmente cuando no se ofrecen alternativas de transporte viables al usuario. Es así que la participación de este medio de transporte, dentro del contexto de la distribución modal, sea en la actualidad de 17 por ciento.

El hecho de que más de 70% por ciento de los viajes se hagan en automóviles y vehículos de transporte colectivo de baja capacidad (combis, minibuses y microbuses) ocupando un espacio vital de la vialidad disponible y a que la mayoría de ellos carezca de dispositivos anticontaminantes, explica en buena medida los problemas de tránsito y de contaminación que se observan cotidianamente en la ZMCM y que se han exacerbado a últimas fechas.

Existen otros problemas no menos importantes, como el estacionamiento ilegal en la vía pública, que inciden en el adecuado funcionamiento del transporte de superficie y, como consecuencia, en la emisión de contaminantes de los vehículos. El estacionamiento indiscriminado se ha convertido aparentemente, en un mal endémico pues se aprecian avances escasos en su erradicación al comparar la situación actual con la que prevalecía 10 años atrás. A este problema contribuyen entre otros factores la carencia de opciones de transporte, el crecimiento acelerado del parque vehicular, la insuficiencia de estacionamiento fuera de la vía pública, la escasez de recursos humanos y materiales para ejercer una vigilancia estricta y, porqué no decirlo, situaciones de corrupción de todos conocidas.

Por otra parte, el deterioro de la calidad del aire en la Ciudad de México sigue siendo uno de los problemas más importantes que aquejan a los habitantes, donde el ozono y las PM_{10} son los principales contaminantes ya que continuamente rebasan las normas establecidas de calidad del aire. El ozono es un contaminante que se forma a través de la reacción de dos de sus precursores: óxidos de nitrógeno (NO_x) y compuestos orgánicos volátiles (COV). El sector transporte es responsable de 71% de los NO_x y de 70% de los HC, lo que indica la importancia relativa de este sector en la calidad del aire.

Avances alcanzados

Si bien la situación antes descrita es desalentadora, hay que reconocer que se han logrado avances importantes en el sector transporte dignos de mencionarse.

En el terreno institucional, las acciones más relevantes han sido las siguientes:

En primer término, la decisión que se tomó en 1991 de crear lo que se llamó en ese entonces, Consejo de Transporte del Área Metropolitana (Cotam), bajo los auspicios del Gobierno del Estado de México, del Departamento del Distrito Federal y de la Secretaría de Comunicaciones. Este organismo colegiado cuya denominación actual es Comisión Metropolitana de Transporte y Vialidad (Cometravi), tiene encomendada la importantísima misión de coordinar los esfuerzos en materia de transporte y vialidad realizados por las dos entidades que integran el área conurbada de la Ciudad de México. Muy importantes logros ha realizado este nuevo organismo durante su gestión; el más relevante quizás, es haber conseguido que las dos entidades se sienten a dialogar y a concertar acciones con una visión integradora de los servicios y de la infraestructura para el transporte.

En mi opinión es urgente fortalecer a esta Comisión dotándola de mayores recursos humanos, materiales y económicos, pero sobre todo, de atribuciones ejecutivas que le permitan ejercer una acción normativa enérgica sobre la planeación, la operación y la asignación de recursos destinados al transporte en el área metropolitana.

Otra decisión no menos trascendente fue la de crear dentro de la estructura administrativa del Departamento del Distrito Federal, la Secretaría General de Transportes y Vialidad, la cual vino a suplir a la extinta Coordinación General de Transporte pero con funciones y atribuciones mucho más amplias, lo que hace posible el ejercicio de una verdadera coordinación y control de todos los programas y acciones y de los distintos actores involucrados en la solución de los problemas de transporte urbano, incluyendo desde luego a los organismos descentralizados Metro y Transportes Eléctricos. La autonomía y el carácter ejecutivo asignados a esta nueva dependencia le permiten por otra parte, una coordinación mucho más efectiva, a través de Cometravi, con las autoridades correspondientes del transporte en el Estado de México.

Otros avances significativos lo constituyen el Programa Integral de Transporte del Distrito Federal y el Plan de Transporte del Estado de México. Es posible apreciar, particularmente en el primero de ellos, una definición de las acciones en materia de infraestructura y servicios de transporte que se pretenden poner en práctica de aquí al año 2000. Los esquemas de líneas del Metro, tren ligero, trolebuses, ecotren y tren elevado, así como la infraestructura vial primaria constituida por el circuito interior, el anillo periférico, ejes viales y otras vías principales con carácter metropolitano, se definen ya en este programa. Sobre este tema, pudiera ser interesante conocer la magnitud y fuentes de financiamiento involucrados, la temporalidad de las acciones, la corresponsabilidad institucional así como la justificación técnica, económica y de impactos en el ambiente que soportan a cada una de las acciones planteadas. Dentro del mismo programa se identifican otras acciones de carácter administrativo dirigidas a la reestructuración y mejoramiento de los servicios de transporte cuyos efectos en la movilidad e impactos en el medio ambiente habría que evaluar con criterios semejantes a los antes descritos.

En el área específica de calidad del aire, son importantes los esfuerzos realizados por Pemex para mejorar la calidad de los combustibles, situación que ha permitido reducciones de hasta 92% del contenido de plomo en la gasolina Nova y la utilización de gasolinas sin plomo (Magna Sin). Así mismo, la oxigenación de las gasolinas permitió reducir las concentraciones de monóxido de carbono, pudiendo decirse lo mismo del diesel al reducirse de manera sensible el contenido de azufre.

Definición de políticas y estrategias

A pesar de los avances logrados en el sector transporte, se aprecia todavía una desarticulación de las políticas, programas y acciones emprendidas por ambas entidades. Con el fin de superar esta circunstancia, se está desarrollando, a través de Cometravi, una estrategia integral de transporte y calidad del aire para la ZMCM, la cual se sustentará en un diagnóstico realista y objetivo de las condiciones en que se está dando el servicio de transporte en la actualidad y de los efectos potenciales que los planes y programas que se están planteando en la actualidad, pudieran tener en el futuro sobre la movilidad y la calidad del aire.

Además del diagnóstico, la estrategia propuesta se sustentará en el desarrollo de una serie de políticas sobre los siguientes aspectos fundamentales:

- Administración de la demanda de viajes en la ZMCM.
- Transporte urbano de carga
- Metro, tren ligero, trolebuses y otros medios de transporte masivo
- Modernización, inspección, sustitución eliminación definitiva, adaptación de vehículos de transporte y de combustibles alternos
- Infraestructura para el transporte
- Transporte público concesionado
- Comunicación en materia de transporte y calidad del aire.

CONTAMINACIÓN ATMOSFÉRICA EN LA CIUDAD DE MÉXICO

*Héctor G. Riveros Rotgé
Instituto de Física
Universidad Nacional Autónoma de México*

1.- Introducción

Un primer paso para poder tomar acciones que ayuden a reducir la contaminación es medir las concentraciones de los contaminantes en la atmósfera de la ciudad. Esta medida la realiza la Red Automática de Monitoreo Atmosférico (RAMA) que mide las concentraciones de los principales contaminantes.

Las medidas de la RAMA se usan con dos fines complementarios: el asociado a la medición en tiempo real para tomar las medidas previstas en las etapas de contingencia, y la interpretación a largo plazo tratando de correlacionar los cambios en las emisiones con cambios en la contaminación.

El análisis de los datos comienza por tratar de inducir el funcionamiento de los equipos por las lecturas almacenadas. Todo equipo de medición puede presentar fallas que deben detectarse antes de interpretar los datos, para no sacar conclusiones erróneas. Observando las tendencias a largo plazo, se trata de correlacionar las medidas tomadas para reducir la contaminación, con los resultados obtenidos para aprender por experiencia de los éxitos y los fracasos.

El proceso más completo es tratar de modelar la contaminación en la ciudad correlacionando las emisiones y factores meteorológicos con las concentraciones observadas. Para esto se requiere conocer todos los factores que intervienen, para poder predecir la contaminación medida. En el caso del ozono, las centenas de ecuaciones de la química atmosférica requieren computadoras de gran capacidad. Un modelo permite predecir los efectos de modificar las emisiones, usando diferentes estrategias de control. El problema es cuánto estamos dispuestos a gastar para reducir en qué porcentaje la contaminación. Dada la escasez de recursos, deben usarse con la máxima eficiencia.

2.- Contaminantes medidos

Normalmente la detección de sustancias nocivas se hace en las instalaciones en que se utilizan, antes de que se diluyan en la atmósfera circundante. Sin embargo, existen otras, de uso tan generalizado, que se encuentran por toda la ciudad; y que son las que se miden para caracterizar la contaminación de una ciudad. La decisión de qué medir depende de qué sustancias se consideran como más perjudiciales, y cuáles se pueden medir a costos razonables. En la ciudad de México se miden: el bióxido de azufre (SO₂), el monóxido de carbono (CO), los óxidos de nitrógeno (NO_x), el bióxido de nitrógeno (NO₂), el ozono (O₃), los hidrocarburos (excluyendo el metano, HC), el ácido sulfhídrico (H₂S), las partículas suspendidas totales (PST) y su fracción respirable (PM₁₀). Además, se analizan las partículas sólidas para determinar su contenido de metales pesados, tales como el plomo (Pb). Información complementaria la constituyen la temperatura, la humedad relativa y la magnitud y dirección del viento, necesarios para los modelos de contaminación.

Los aparatos de la RAMA registran cada minuto los datos, almacenándose el promedio horario de estos las 24 horas de cada día, en 25 estaciones diseminadas por la ciudad. A partir de 1994 el número de estaciones creció a 32, incrementándose notablemente el número de aparatos por estación. También comenzó a medirse automáticamente la fracción respirable de las partículas sólidas en el aire, con tamaño inferior a 10 micras, por métodos gravimétricos. Se cuenta con datos desde 1986.

3.- Fuentes de Contaminación

Por lo general, los contaminantes son producto de la quema de combustibles fósiles. En México, más de

90% de la energía utilizada proviene de los hidrocarburos.

Los óxidos de azufre son producto de la combustión del diesel, la gasolina y el combustóleo, utilizados en la industria y en el transporte. El diesel, la gasolina y el combustóleo contienen cantidades variables de azufre que van de 0.05 a 3.5% en peso.

Los óxidos de nitrógeno se producen en toda combustión, o sea que son emitidos tanto por la industria como por todo tipo de automotores. El nitrógeno puede provenir del combustible o formar parte del aire utilizado en la combustión. Ambos óxidos contribuyen a la lluvia ácida y afectan las vías respiratorias.

El CO se produce básicamente por los motores de combustión interna, ya que los quemadores de combustión continua lo emiten en cantidades mucho menores. Su mayor impacto es bloquear la hemoglobina de la sangre, lo que priva a los tejidos de oxígeno. Los más afectados son las personas que sufren males cardiorespiratorios.

Los hidrocarburos son emitidos por el tubo de escape de los motores, evaporación de los tanques y escapes de las líneas de combustible, evaporación de los tanques de almacenamiento y evaporación de solventes industriales. La importancia de los hidrocarburos y los óxidos de nitrógeno radica en que se combinan con ayuda de la luz del sol produciendo ozono, el cual es un oxidante muy efectivo.

El SO₂ reacciona con el ozono formando sulfatos. Los sulfatos (y también los nitratos) reaccionan con la humedad ambiente, para formar los ácidos correspondientes. Antes de precipitarse en forma de lluvia ácida, se forma un aerosol constituido por gotitas muy pequeñas, capaces de dispersar la luz y por lo tanto, disminuir la visibilidad. El decremento en la visibilidad es una de las características más conspicuas de la contaminación atmosférica.

Dicho decremento también puede deberse a las partículas sólidas arrastradas por el viento, a las formadas en la combustión del azufre o plomo en los combustibles. La niebla, por exceso de humedad, también contribuye a la dispersión de la luz. Es esta especie de nube, de mal aspecto, a la que se le llama "smog", palabra formada combinando las palabras

inglesas humo (*smoke*) y niebla (*fog*). Pero no debemos olvidar que la presencia de partículas causa la dispersión de la luz, sean éstas inofensivas o perjudiciales. Sin partículas, los gases contaminantes suelen ser transparentes, por lo que es necesario medirlos, aunque el día parezca claro.

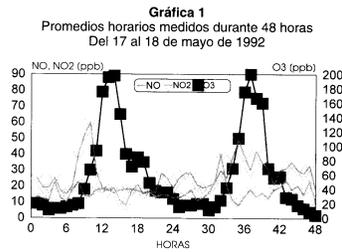
Se estima que el sector transporte consume 54% de los combustibles, la industria y servicios 28%, las termoeléctricas 7% y el sector residencial 11%. 97% del CO es emitido por el sector transporte y 75% del SO₂ es emitido por la industria, y los servicios (fuentes fijas), por lo que podemos usar el CO para caracterizar las fuentes móviles, y el SO₂, para las fuentes fijas¹.

4.- Medición de la contaminación

El reporte diario del Índice Metropolitano de la Calidad del Aire (Imeca) lo elabora la RAMA. Las estaciones Tlalnepantla, Xalostoc, Merced, Pedregal y Cerro de la Estrella son representativas de las cinco zonas de la Ciudad. Los monitores toman muestras del aire entre cuatro y seis metros sobre el suelo, a un flujo de dos litros/minuto. La mayoría de ellos aprovechan que una molécula en un gas absorbe luz de cierta frecuencia; por lo que midiendo la cantidad de luz que absorbe se puede determinar el número de moléculas absorbedoras, o sea la concentración del gas. Si el gas no presenta ninguna absorción favorable se le puede hacer reaccionar con un gas que sí la tenga y entonces medirla por lo que se llama titulación en fase gaseosa; ya que midiendo la concentración del gas reaccionante antes y después se puede determinar el otro gas.

Por ser métodos rápidos, se puede medir cada minuto y enviar por vía telefónica automáticamente a la computadora central del sistema, la que promedia un valor cada hora del día y lo almacena en su banco de memoria. Para reportar los valores asociados a las cinco regiones en que se divide la Ciudad, se promedian los valores reportados por las estaciones contenidas en las zonas correspondientes. Esto simplifica el boletín informativo, pero hace que se pierda el carácter puntual de la medición. Conviene recordar que las estaciones muestrean a cierta altura sobre el suelo y que se procura que no estén cercanas a ningún emisor fuerte para obtener valores representativos de la zona. En los cruceros de alto tráfico y/o conflictivos los niveles pueden ser mucho mayores.

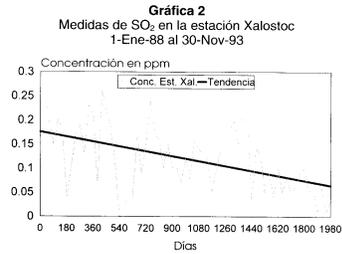
El reporte Imeca se elabora usando los datos de cada hora, y se reporta desde las 7:00 hasta las 21:00 horas diariamente los 365 días del año. La gráfica 1 muestra el promedio horario de las concentraciones de O_3 , NO y NO_2 medidas en los monitores ubicados en la estación Pedregal, en dos días seguidos de alta contaminación. Puede verse que la emisión de contaminantes está ligada a las actividades humanas; se emite el NO , el cual se transforma en NO_2 , para dar origen al pico de O_3 que está entre las 11:00 y las 15:00 horas. La reducción vespertina se debe a la dilución causada por el viento y el máximo en la capa de mezcla. Dado que el O_3 es el contaminante que con más frecuencia sobrepasa la norma de Imeca 100, es el que nos conviene tomar en cuenta para nuestras actividades cotidianas. De la gráfica 1 podemos ver que es al amanecer o al atardecer cuando podemos salir a ejercitarnos con el mínimo de concentración de ozono. Conviene que evitemos las calles con flujos grandes de vehículos, particularmente los embotellamientos. Si tenemos un parque cercano es posible que notemos sus zonas menos contaminadas por el aspecto más saludable de las hojas de los árboles.



5.- Análisis de los datos medidos

Los medidores de la RAMA son sujetos a una auditoría cada 6 meses por personal de la *Environment Protection Agency (EPA)*, en la que se calibran los medidores con gases de referencia. La auditoría incluye una curva de correlación, y comentarios sobre el funcionamiento. Hace algunos años hice una calibración independiente de los medidores de partículas totales y de

ozono, encontrando un acuerdo razonable con los medidores. En 1993 se midió el CO en cuatro estaciones de la RAMA y en recipientes medidos en el Instituto Mexicano del Petróleo (IMP), encontrándose acuerdo en los valores medidos.

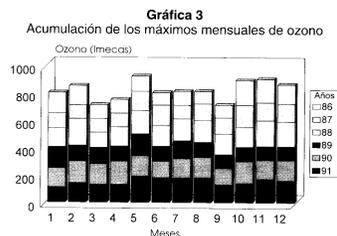


En la gráfica 2 se muestran las medidas del valor máximo diario de SO_2 , tomando un promedio móvil de 30 días para reducir las variaciones, desde el 1 de enero de 1988 al 30 de noviembre de 1993.

Es notable el decremento observado en el bióxido de azufre, debido a las reducciones logradas por Petróleos Mexicanos (Pemex) en el azufre contenido en los combustibles. Tenemos el diesel más puro del mundo, con una concentración máxima de 0.05% en peso, también hay reducción en el azufre del combustible y el gasóleo, pero tenemos gasolinas con niveles máximos de 0.15% (Nova) y de 0.10% (Magna-Sin) de azufre, valores mayores que en las gasolinas europeas. Los niveles de plomo han descendido de manera notable debido a los esfuerzos de Pemex de reducirlo en la gasolina Nova e introducir la gasolina Magna-Sin sin plomo, para ser usada en los coches con convertidor catalítico principalmente.

Siendo el O_3 el contaminante que casi diariamente sobrepasa el nivel Imeca 100, es el que más se ha estudiado. Suele creerse que los viernes se presenta mayor contaminación por O_3 , pero de los datos del pico diario durante 1992, se concluye que martes y miércoles presentan los máximos con mínimos en los sábados y domingos. Otra creencia generalizada es

que el ozono es un problema invernal, y por lo tanto, se sugiere la conveniencia de cambiar las vacaciones escolares. La gráfica 3 nos muestra la acumulación mensual del promedio del máximo diario medido en la zona suroeste de la Ciudad, en donde se presentan los máximos valores detectados. Podemos apreciar que a lo largo de seis años el valor obtenido es bastante constante, con el máximo acumulado en mayo y el mínimo en septiembre.

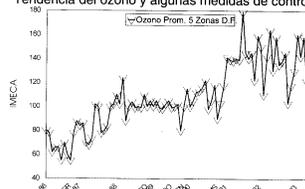


La gráfica 4 muestra las tendencias en la concentración de O_3 a largo plazo, buscando el efecto que han tenido las diferentes medidas tomadas para reducirlo. Como indicador se toma el promedio mensual del valor máximo diario de las cinco zonas de la Ciudad, el cual ha crecido desde 1986 hasta 1991. Como referencia, se muestran las fechas en que se implantaron diversas medidas de control de la contaminación: Gasolinas Reformuladas (GR), Revisión Obligatoria (RO), programa Hoy No Circula (HNC), y la introducción de la gasolina Magna-Sin (MS). Esta última se utiliza en los coches con convertidor catalítico, lo que ha logrado bajar la contaminación. De las otras medidas no se notan los efectos sobre las concentraciones de ozono.

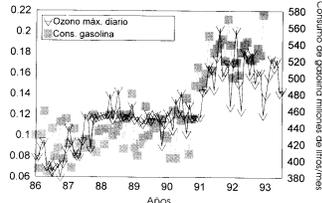
La gráfica 5 muestra en la misma gráfica las concentraciones de O_3 y los litros de gasolina consumidos en la Ciudad. Puede observarse una fuerte correlación, indicándonos que un buen porcentaje de éste está relacionado con el transporte a base de gasolina.

Los óxidos de nitrógeno ($NO + NO_2 = NO_x$) y los HC presentes en el aire, son los precursores de la

Gráfica 4
Tendencia del ozono y algunas medidas de control



Gráfica 5
Relación entre el promedio mensual del máximo diario de O_3 y el consumo de gasolina en la Ciudad de México



formación del O_3 . Disminuir su concentración requiere reducir ambos contaminantes; aunque inicialmente puede encontrarse un mayor efecto en alguno de ellos dependiendo de la pendiente de las isopletas (curvas que proporcionan la concentración de ozono en función del HC y NO_x).

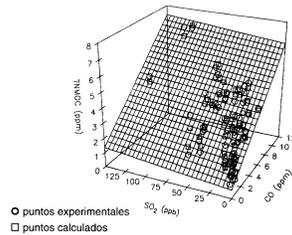
Consideremos el caso de los HC presentes en la atmósfera. Proceden de diversas fuentes, las que se pueden agrupar en tres grupos principales: De origen natural y evaporaciones de solventes industriales, esto es, no relacionados con procesos de combustión: HC_{n0} ; Motores de gasolina, que los emiten junto con CO; HC_{n1} ; Procesos de combustión en general que utilizan combustibles industriales, diesel y gasolinas y que emiten también SO_2 ; HC_{n2} . Podemos esperar que HC_{n1} sea proporcional al CO emitido, esto es, $HC_{n1} = m_1 CO$, donde m_1 es el cociente del factor de emi-

sión de hidrocarburos entre el factor de emisión de CO, en motores de gasolina. Análogamente: $HC_{(2)} = m_2 SO_2$, por lo que podemos expresar la concentración total de HC como:

$$HC = HC_{(0)} + m_1 CO + m_2 SO_2 \quad (1)$$

Estos hidrocarburos son transportados y diluidos por los vientos, y si la dilución es la misma esta relación se observará para los valores máximos diarios (usualmente entre ocho y nueve de la mañana, debido al tráfico matutino y la baja intensidad de los vientos). La gráfica 6 muestra el plano ajustado por mínimos cuadrados a los puntos experimentales en una gráfica tridimensional. Puede verse que la diferencia es pequeña y que el plano ajustado es casi paralelo al eje SO_2 , indicando que la mayor contribución proviene del monóxido de carbono.

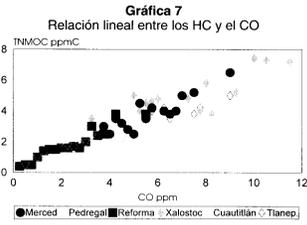
Gráfica 6
Plano ajustado a las Medidas de hidrocarburos, CO y SO_2



Si tomamos el promedio en ambos miembros de la ecuación (1), y aprovechando que las constantes salen como factor común en los promedios, se tiene:

$$\langle HC \rangle = \langle HC_{(0)} \rangle + m_1 \langle CO \rangle + m_2 \langle SO_2 \rangle \quad (2)$$

que nos permite relacionar cuantitativamente el promedio de las emisiones, y calcular la importancia relativa de las fuentes emisoras, a partir de los valores medidos en la atmósfera.



Los valores promedios medidos de cada contaminante son:

$$\langle HC_{(0)} \rangle = 2.97 \text{ ppmC}$$

$$\langle CO \rangle = 4.44 \text{ ppm}$$

$$\langle SO_2 \rangle = 0.032 \text{ ppm}$$

Sustituyéndolos en (2), se calcula el porcentaje en que cada uno contribuye al total, obteniendo que las fuentes naturales y evaporación de solventes son 20%, vehículos a gasolina 75% y combustibles industriales 5%. Es claro que si queremos reducir los hidrocarburos en la atmósfera, debemos preocuparnos por reducir las emisiones vehiculares.

Agradecimientos

Agradezco al personal de la RAMA el acceso a sus datos y procedimientos de mantenimiento de los monitores. Considero que hacen su mejor esfuerzo para mantener en funcionamiento una red tan extensa, a pesar de la escasez de recursos humanos y materiales.

Referencias

- 1.- Programa Integral Contra la Contaminación Atmosférica (PICCA) 1990.
- 2.- H. G. Riveros, J. Tejada, L. Ortiz, A. Julian Sánchez y H. Riveros-Rosas. Hydrocarbons and Carbon Monoxide in the Atmosphere of Mexico City, J. Air & Waste 45 (1995) 973-980.

INVENTARIO DE EMISIONES

Victor Hugo Páramo Figueroa
Director de Administración de la Calidad del Aire
Instituto Nacional de Ecología

Introducción

En la última década en México se ha buscado la implementación de un inventario de emisiones a la atmósfera el cual pudiera contar con la información necesaria relacionada con el tema, de tal forma que pensando en ello a partir de 1988 se realizó un sistema por el cual se pudiera obtener y además acceder a esa información.

En ese mismo año la Agencia de Cooperación Internacional del Japón (JICA), patrocinó un estudio con el fin de realizar un inventario de emisiones para la ciudad de México, el cual era exclusivo de fuentes fijas generadoras de contaminantes a la atmósfera (tabla 1).

A partir de ese año y hasta 1992 se implantó un programa nacional de capacitación ambiental relacionada con los inventarios, que funcionará no sólo en la Zona Metropolitana de la Ciudad de México (ZMCM) sino también en el resto del país.

Desde 1989 a la fecha se ha ido ampliando el inventario de tal manera que en la actualidad se cuenta con información relacionada de fuentes emisoras a la atmósfera para 29 ciudades además de la Zona Metropolitana de la Ciudad de México.

Fundamentos de un inventario de emisiones

A raíz de la publicación en 1988 de la Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente (LGEEPA) y de su Reglamento en Materia de Prevención y Control de la Contaminación a la Atmósfera, se establecen una serie de obligaciones para los propietarios o responsables de las fuentes fijas emisoras de contaminantes atmosféricos; dentro de estas obligaciones está el reportar a la autoridad ambiental su inventario de emisiones, además de otros datos básicos concernientes a los procesos productivos, y otros concernientes al tema (tabla 2).

Tabla 1
Desarrollo de los inventarios de emisiones

Año	Evento
1988	Implementación del Sistema Nacional de Inventario de Emisiones de Fuentes Fijas (SNIFF).
1988	Inventario de emisiones de la ZMCM. Estudio de JICA.
1988-1992	Programa Nacional de Capacitación Ambiental (ZMCM y el resto del país).
1989	Inventario de la ZMCM Programa Integral Contra la Contaminación del Aire. (PICCA).
1992	Inventario de emisiones en la ZMCM (1 200 industrias).
1993	Inventario de emisiones en la ZMCM (3 713 industrias) y 15 corredores industriales o zonas críticas (1 235 industrias).
1994	Inventario de emisiones en la ZMCM (4 623 industrias) y 17 corredores industriales o zonas críticas (1 386 industrias).
1995	Inventario de emisiones integrado para la ZMCM (fuentes fijas, fuentes móviles, fuentes de área y fuentes naturales).
1995-1996	Procesamiento de los inventarios de emisión de 29 ciudades de las zonas críticas actualizando el inventario de la ZMCM.

Generación del inventario de emisiones

A efecto de sistematizar la información que deben presentar los propietarios de fuentes fijas, se ha establecido una metodología, la cual consta de cinco pasos:

1. Recepción de la encuesta

La información que se debe entregar a la Secretaría del Medio Ambiente, Recursos Naturales y Pesca se presenta en el formato **LF-CO** o encuesta industrial en el cual se incluye su inventario de emisiones, además de los datos marcados por la legislación. Dicha encuesta es entregada cada año.

Tabla 2
Artículos del Reglamento en Materia de Prevención y Control de la Contaminación a la Atmósfera referentes al inventario de emisiones

<p>Art. 17. Los responsables de las fuentes fijas de jurisdicción federal, por las que se emiten olores, gases o partículas sólidas o líquidas a la atmósfera estarán obligados a ...</p> <p>II. Integrar un inventario de emisiones en el formato que determine la Secretaría; ...</p> <p>IV. Medir sus emisiones contaminantes a la atmósfera, registrar los resultados en el formato que determine la Secretaría y remitir a ésta los registros, cuando así lo solicite;</p> <p>Art. 18. Sin perjuicio de las autorizaciones que expidan otras autoridades competentes, las fuentes fijas de jurisdicción federal que emitan o puedan emitir olores, gases o partículas sólidas o líquidas a la atmósfera, requerirán licencia de funcionamiento expedida por la Secretaría, la que tendrá una vigencia indefinida.</p> <p>Art. 19. Para obtener la licencia de funcionamiento a que se refiere el artículo anterior, los responsables de las fuentes, deberán presentar a la Secretaría, solicitud por escrito acompañada de la siguiente información y documentación:</p> <p>I. Datos generales del solicitante;</p> <p>II. Ubicación;</p> <p>III. Descripción del proceso;</p> <p>IV. Distribución de maquinaria y equipo;</p> <p>V. Materias primas o combustibles que se utilicen en su proceso y forma de almacenamiento;</p> <p>VI. Transporte de materias primas o combustibles al área de proceso;</p> <p>VII. Transformación de materias primas o combustibles;</p> <p>VIII. Productos, subproductos y desechos que vayan a generarse;</p> <p>IX. Almacenamiento, transporte y distribución de productos y subproductos;</p> <p>X. Cantidad y naturaleza de los contaminantes a la atmósfera esperados;</p> <p>XI. Equipos de control de la contaminación a la atmósfera que vayan a utilizarse, y</p> <p>XII. Programa de contingencia, que contengan las medidas y acciones que se llevarán a cabo cuando las condiciones meteorológicas de la región sean desfavorables, o cuando se presente emisiones de olores, gases, así como de partículas sólidas y líquidas extraordinarias no controladas.</p> <p>La información a que se refiere este artículo deberá presentarse en el formato que determine la Secretaría, quien podrá requerir la información adicional que considere necesaria para verificar en cualquier momento, la veracidad de la misma.</p> <p>Art. 20. Una vez recibida la información a que se refiere el artículo anterior, la Secretaría otorgará o negará la licencia de funcionamiento correspondiente, dentro de un plazo de 30 días hábiles contados a partir de la fecha en que se cuente con toda la información requerida.</p> <p>En caso de otorgarse la licencia, en ésta se precisará:</p> <p>I. La periodicidad con que deberá remitirse a la Secretaría el inventario de emisiones;</p> <p>II. La periodicidad con que deberá llevarse a cabo la medición y el monitoreo a que se refiere las fracciones iv y v del artículo 17.</p> <p>III. Las medidas y acciones que deberán llevarse a cabo en el caso de una contingencia, y</p> <p>IV. El equipo y aquellas otras condiciones que la Secretaría determine, para prevenir y controlar la contaminación de la atmósfera.</p> <p>La Secretaría podrá fijar en la licencia de funcionamiento, niveles máximos de emisión específicos para aquellas fuentes fijas que por sus características especiales de construcción o por las peculiaridades en los procesos que comprendan no puedan encuadrarse dentro de las normas técnicas ecológicas que establezcan niveles máximos permisibles de emisión de contaminantes a la atmósfera.</p> <p>Art. 21. Una vez otorgada la licencia de funcionamiento, el responsable de la fuente fija deberá remitir la Secretaría, en el mes de febrero de cada año y en el formato que ésta determine una cédula de operación que contenga la información y documentación prevista en el artículo 19 del reglamento.</p>
--

2. Análisis de la información

Una vez entregado el formato LF-CO, se somete a una revisión y análisis de la información contenida en dicho formato; en caso de que los datos sean los requeridos, se procede a calcular las emisiones por fuente, en el caso contrario cuando la información no está completa o tiene

omisiones, el reporte es devuelto indicándose la necesidad de complementarlo.

3. Cálculo de emisiones

Se procesa la información y se determina el proceso que utiliza la instalación, las materias primas, el con-

sumo de combustible y los productos que se fabrican, a todos estos datos se aplican factores de emisión, que generalmente son tomados de estándares de la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos (U.S.-EPA) a través del sistema AP-42. Posterior a ello se realiza una comparación de las emisiones calculadas por medio de la medición en fuente.

4. Codificación

La información más importante se codifica de tal forma que pueda ser capturada en una base de datos para facilitar su posterior análisis o consulta. La base de datos se le conoce como Datgen y pertenece al sistema llamado Sistema Nacional de Información de Fuentes Fijas (SNIFF).

5. Procesamiento electrónico

La información ya capturada es analizada global y particularmente a través de la base de datos Datgen para de esta forma conocer más sobre el comportamiento de estas fuentes fijas y poder hacer recomendaciones de prevención y control de la contaminación.

Aplicaciones del inventario de emisiones

La funcionalidad de la información obtenida a partir del análisis del inventario se da a distintos niveles; sirve como una herramienta para la toma de decisiones dentro de los planes y programas de prevención, control y abatimiento de la contaminación atmosférica; permite determinar el grado de cumplimiento con la normatividad establecida y el análisis de tecnología existente y disponible; así como el aumento o dismi-

nución en los volúmenes de emisiones atmosféricas y su análisis para un periodo específico.

La utilización del inventario de emisiones en la Zona Metropolitana de la Ciudad de México

Un ejemplo palpable de cómo un inventario puede ser utilizado son las medidas de control establecidas en la Ciudad de México y su área metropolitana. Mediante el inventario se logró identificar a los sectores que más contribuyen con contaminantes a la atmósfera así como a la formación del contaminante que rebasó la norma de calidad del aire (tablas 3 y 4).

Globalmente el transporte es el responsable de las mayores emisiones a la atmósfera, seguidos del sector vegetación y suelos, en tercer lugar se encuentra el sector de servicios y en cuarto el industrial; por contaminante se tiene que para las partículas suspendidas totales (PST), su principal fuente es el sector de vegetación y suelo, mientras que el sector de servicios es menor; para el bióxido de azufre (SO₂) su principal emisor es el sector industrial y el sector transporte la menor; 99% del monóxido de carbono (CO) y 70% de óxidos de nitrógeno (NO_x) son emitidos por el sector del transporte; asimismo los hidrocarburos (HC) son liberados en una mayor parte por este sector y el de servicios. Estas características hacen resaltar al transporte como el principal emisor de tres contaminantes primarios, dos de los cuales son precursores de ozono.

Sector Transporte

El transporte contribuye, en la ZMCM, con 75% del total de la contaminación atmosférica y con más del

Tabla 3
Inventario de emisiones 1994
(Ton/año)

Sector	PST	SO ₂	CO	NO _x	HC	Total	%
Industria (1)	6 358	26 051	8 696	31 520	33 099	105 724	3.0
Servicios (2)	1 077	7 217	948	5 339	398 433	413 014	10.0
Transporte (3)	18 842	12 200	2 348 497	91 787	555 319	3 026 645	75.0
Vegetación y suelos (4)	425 337	0	0	0	38 909	464 246	12.0
Total	451 614	45 468	2 358 141	128 646	1 025 760	4 009 629	100.0

(1) Instituto Nacional de Ecología, Sistema Nacional de Información de Fuentes Fijas, 1994.

(2) Departamento del Distrito Federal, Dirección General de Ecología, Subdirección de Inventario de Emisiones y Atención a Contingencias, 1994.

(3) Departamento del Distrito Federal, Subdirección General de Ecología, Dirección de Estudios y Proyectos Ambientales, 1994.

(4) UNAM, Centro de Ciencias de la Atmósfera, Reporte final de cálculos y mediciones de hidrocarburos naturales en el Valle de México, 1994 y Estudio de Emisión de Partículas Generadas por Fuentes Naturales, 1990.

Tabla 4
Inventario de emisiones 1994
porcentaje en peso por contaminante

Sector	PST	SO ₂	CO	NO _x	HC
Industria (1)	1.4	53.7	0.4	24.5	3.2
Servicios (2)	0.2	15.9	0.1	4.2	38.9
Transporte (3)	4.0	26.8	99.5	71.3	54.1
Vegetación y suelos (4)	94.4	0.0	0.0	0.0	3.8
Total	100.0	96.4	100.0	100.0	100.0

(1) Instituto Nacional de Ecología, Sistema Nacional de Información de Fuentes Fijas, 1994.

(2) Departamento del Distrito Federal, Dirección General de Ecología, Subdirección de Inventario de Emisiones y Atención a Contingencias, 1994.

(3) Departamento del Distrito Federal, Subdirección General de Ecología, Dirección de Estudios y Proyectos Ambientales, 1994.

(4) UNAM, Centro de Ciencias de la Atmósfera, Reporte final de cálculos y mediciones de hidrocarburos naturales en el Valle de México, 1994 y Estudio de Emisión de Partículas Generadas por Fuentes Naturales, 1990.

50% de los precursores del ozono (71.3% de NO_x y 54.1% de HC) la mayor contribución de éstos proviene de los autos particulares (25% de NO_x y 25% de HC) y de los taxis (12% de NO_x y 12% de HC) (tabla 5).

Sector industrial

Las 4 623 industrias inventariadas para la ZMCM contribuyen con 24.55 de los NO_x y 3.2% de HC; el 83%

de estos contaminantes es producido por 94 empresas (tabla 6). A efecto de conocer el papel que desempeña la industria en la contaminación se analizaron otros dos contaminantes emitidos por este sector (CO y PST) y se obtiene resultados muy significativos ya que nuevamente, solamente 94 empresas generan 69% del total de todos estos (tabla 7). Mediante datos como el anterior se puede tratar de implementar medidas particulares de control que no afecten a la mayoría de las industrias que cumplan con la normatividad.

Tabla 5
Emisión anual por fuentes móviles
(Ton/año)

Tipo de fuente	PST	SO ₂	CO	NO _x	HC	Total
Transporte						
Auto particular	10 321.00	6 061.50	1 044 008.00	31 913.00	253 865.70	1 346 169.20
Pick-up	1 049.00	253.80	73 419.40	2 675.30	19 373.64	96 771.14
Microbús	397.00	827.40	224 077.60	9 395.70	66 472.89	301 170.59
Combi	42.00	650.40	134 954.00	4 918.00	35 108.70	175 673.10
Taxi	612.63	3 072.70	529 530.00	15 982.00	126 574.80	675 772.13
Autobús (R-100)	1 900.00	366.00	5 655.00	6 751.30	2 337.20	17 009.50
Foráneos, suburbanos	120.00	102.20	57 332.70	2 485.60	2 055.10	62 095.60
De carga	360.00	37.00	271 321.10	5 867.60	46 099.68	323 685.38
De carga (más de dos ejes)	1 902.00	266.00	4 735.80	7 204.00	2 079.50	16 187.30
Autobús municipal	2 075.00	400.00	1 777.70	2 591.40	781.60	7 625.70
Locomotoras	38.52	26.28	50.52	414.00	16.84	546.16
Locomotoras de patio	24.91	36.50	52.12	293.96	29.59	437.08
Aeropuerto	0.00	0.00	1 583.23	1 294.89	523.43	3 401.55
Total	18 842.00	12 099.78	2 348 497.17	91 786.75	555 318.67	3 026 544.40

Fuente: Departamento del Distrito Federal, Subdirección General de Ecología, Dirección de Estudios y Proyectos Ambientales, 1994.

Nota: En las estimaciones de las emisiones de hidrocarburos en vehículos a gasolina se consideró un factor de 3.3, según apreciaciones de expertos.

Tabla 6
Cálculo de emisiones en fuentes fijas de HC y NO_x en la ZMCM
31 diciembre 1994

Rango de emisión (ton/año)	No. de empresas	% de empresas respecto al total	Emisión (ton/año)			% de emisión respecto al total
			HC	NO _x	Total	
>6	466	10.08	23 194.08	30 342.36	53 536.44	96
>12	289	6.25	22 476.24	29 473.08	51 949.32	93
>18	228	4.93	21 936.48	29 045.76	50 982.24	91
>60	94	2.03	19 595.88	26 546.16	46 142.04	83
>90	74	1.60	19 064.40	25 768.57	44 832.97	80
>120	56	1.21	17 721.84	24 954.84	42 676.68	76

Número total de empresas de la base de datos: 4 623
Emisión total (HC + NO_x): 55 830.89 ton/año
Emisiones totales HC: 24 310.97 ton/año
Totales NO_x: 31 519.92 ton/año

Tabla 7
Cálculo de emisiones en fuentes fijas de HC, NO_x, SO₂, CO, y PST en la ZMCM
31 diciembre 1994

Rango de emisión (ton/año) (1)	No. de empresas (2)	% de empresas respecto al total	Emisión (ton/año)					% de emisión respecto al total	
			HC	NO _x	SO ₂	CO	PST		Total
>6	466	10.08	23 194	30 342	22 774	4 201	3 708	84 219	87
>12	289	6.25	22 476	29 473	21 150	3 748	2 785	79 632	82
>18	228	4.93	21 936	29 045	20 562	3 542	2 667	77 752	80
>60	94	2.03	19 595	26 546	16 389	2 603	2 007	67 140	69
>90	74	1.60	19 064	25 768	15 724	2 337	1 882	64 775	67
>120	56	1.21	17 721	24 954	15 246	1 759	1 790	61 470	63

Numero Total de Empresas de la Base de datos: 4 623
Emisiones totales: 96 936 ton/año
Emisiones totales HC: 24 310 ton/año
Emisiones totales NO_x: 31 519 ton/año
Emisiones totales SO₂: 26 051 ton/año
Emisiones totales CO: 8 696 ton/año
Emisiones totales PST: 6 357 ton/año

(1) Únicamente se considera para las emisiones de HC y/o NO_x que se encuentran en los rangos de emisión indicados.
(2) Número de empresas que cumplen con el criterio anterior.

Sector de servicios

Los servicios en la ZMCM contribuyen con 10% del total de contaminantes emitidos, pero con 38.9% del total de precursores de ozono (en su mayoría HC), provenientes de emisiones volátiles de gasolina (1.96%); 4.10% por consumo de solventes; 2.83% por pesengrase y 6.34% de otras fuentes, asimismo se encuentra en revisión el papel que juegan en la forma-

ción de ozono las fugas de gas LP provenientes de las casas habitación de la Ciudad de México (tabla 8).

Inventario de emisiones a nivel nacional

A nivel nacional se han desarrollado inventarios de emisiones en 27 áreas industriales, totalizando más de seis mil industrias en las principales ciudades del país (tabla 9), destacan dentro de estas áreas la zona de

Tabla 8
Emisión anual de contaminantes en el sector de servicios
(Ton/año)

Tipo de fuente	PST	SO ₂	CO	NO _x	HC	Total
Servicios						
Lavado y desengrase	0.00	0.00	0.00	0.00	29 044.28	29 044.28
Consumo de solventes	0.00	0.00	0.00	0.00	42 005.30	42 005.30
Almacenamiento de gasolina	0.00	0.00	0.00	0.00	1 676.20	1 676.20
Distribución de gasolina	0.00	0.00	0.00	0.00	18 450.92	18 450.92
Mercadeo y distribución de gas LP	0.00	0.00	0.00	0.00	242 272.03	242 272.03
Oper. de lavado en seco (tintorerías)	0.00	0.00	0.00	0.00	12 213.40	12 213.40
Superficies arquitectónicas	0.00	0.00	0.00	0.00	21 597.84	21 597.84
Panaderías	0.00	0.00	0.00	0.00	2 290.90	2 290.90
Pintura automotriz	0.00	0.00	0.00	0.00	5 975.50	5 975.50
Pintura de tránsito	0.00	0.00	0.00	0.00	3 381.05	3 381.05
Esterilización en hospitales	0.00	0.00	0.00	0.00	20.12	20.12
Incineración en hospitales	0.00	0.00	0.00	0.00	0.02	1.07
Uso de asfalto	0.00	0.00	0.00	0.00	19 095.32	19 095.32
Plantas de tratamiento de aguas res.	0.00	0.00	0.00	0.00	56.10	56.10
Combustión en hospitales	8.13	20.13	18.43	73.57	2.89	123.15
Combustión residencial	372.10	1 483.23	729.50	3 807.70	289.73	6 682.26
Combustión comercial/institucional	696.54	5 713.44	199.66	1 457.14	61.22	8 128.00
Total	1 076.77	7 216.80	948.13	5 338.92	398 432.82	413 013.44

Fuente: Departamento del Distrito Federal, Dirección General de Ecología, Subdirección de Inventario de Emisiones y Atención a Contingencias, 1994.

Tabla 9
Emisión anual por tipo de fuente (Ton/año)

Tipo de fuente	PST	SO ₂	CO	NO _x	HC	Total
Industria (1)						
Generación de energía eléctrica	162.72	19.32	1 291.08	17 854.92	97.32	19 425.36
Refinación de petróleo/petroquímicas	6.84	84.96	4.68	28.44	157.56	282.48
Industria química	973.68	3 442.92	2 600.64	2 476.68	7 198.37	16 692.29
Minerales metálicos	549.84	621.84	1 458.36	553.44	461.04	3 644.52
Minerales no metálicos	1 675.32	11 710.56	323.28	4 933.56	3 167.64	21 810.36
Productos vegetales y animales	111.36	841.80	40.08	260.16	238.68	1 492.08
Madera y derivados	384.36	3 912.24	463.32	1 821.96	1 442.40	8 024.28
Productos de consumo alimenticio	799.32	2 110.56	405.96	1 069.44	397.08	4 782.36
Industria del vestido	459.96	2 404.80	733.92	1 091.16	605.04	5 294.88
Productos de consumo (varios)	66.60	108.72	74.16	678.36	303.84	1 231.68
Productos de impresión	775.92	19.44	15.00	13.68	5 015.04	5 839.08
Productos metálicos	196.92	559.08	653.40	467.88	1 547.64	3 424.92
Productos de consumo de vida media	98.88	37.80	100.68	69.96	599.40	906.72
Productos de consumo de vida larga	93.36	172.20	523.80	196.20	2 958.60	3 944.16
Artes gráficas (2)	0.00	0.00	0.00	0.00	8 787.80	8 787.80
Otros	2.64	5.16	7.68	4.08	121.32	140.88
Total	6 357.72	26 051.40	8 696.04	31 519.92	33 098.77	105 723.85

(1) Instituto Nacional de Ecología, Sistema Nacional de Información de Fuentes Fijas, 1994.

(2) Departamento del Distrito Federal, Dirección General de Ecología, Subdirección de Inventario de Emisiones y Atención a Contingencias, 1994.

Tabla 10
Emisiones de contaminantes estimadas de fuentes fijas
para industrias encuestadas (1994)

Ciudades	No. ind. encuestadas	Ton/año					Totales
		PST	SO ₂	CO	NO _x	HC	
Tijuana, B.C.	114	3 053	11 749	117 552	6 032	231	138 617
Cd. Juárez, Chih.	135	4 968	5 751	17 199	9 160	1 195	38 273
ZMCM	4 623	6 358	26 051	8 693	31 520	33 099	105 721
Toluca-Lerma, Edo. Mex.	67	13 704	203 170	2 006	42 779	1 274	262 933
Celaya, Gto.	57	1 894	3 973	89	796	14	6 766
Irapuato, Gto.	25	281	979	21	262	468	2 011
Salamanca, Gto.	49	11 391	117 675	3 565	21 930	4 073	158 634
Mérida, Yuc.	42	2 497	28 932	1 057	7 806	79	40 371
Culliacán, Sin.	60	18	700	48	192	2	960
San J. del Río, Qro.	10	382	5 626	60	1 218	11	7 297
Villahermosa, Tab.	112	6 327	2 897	1 231	5 942	104	16 501
Oaxaca, Oax.	21	330	3 810	68	1 111	8	5 327
Tepic, Nay.	6	116	206	1 099	249	2	1 672
Piedras Negras, Coah.	7	60	870	840	480	24	2 274
Torreón, Coah.	94	4 585	59 092	8 052	639	178	72 546
Cd. Acuña, Coah.	20	29	30	59	29	31	176
San Luis Potosí, S.L.P.	113	527	3 364	799	888	45	5 623
Gómez-Lerdo, Dgo.	60	1 677	1 988	5 509	1 622	1 862	12 658
Monterrey, N.L.	85	9 724	22 360	2 164	8 375	115	42 738
Tampico-Altamira-Cd. Madero, tamps.	14	5 876	66 323	824	8 876	30 660	112 559
Tula-Vito-Apaxco	13	21 503	339 763	2 787	66 270	12 540	442 863
Coatzacoalcos-Minatitlán, Ver.	78	9 944	5 818	25 053	35 125	58 479	134 419
Guadalajara, Jal.	423	15 045	10 634	1 624	3 184	49	30 536
Zacatecas, Zac.	8	330	461	63	52	478	1 384
Agascalientes, Ags.	73	486	836	121	220	28	1 688
La Paz, B.C.S.	25	3 038	31 128	267	6 007	45	40 485
Manzanillo, Col.	11	18 881	207 045	2 292	52 296	414	280 928
Total	6 345	143 024	1 161 231	203 140	313 060	145 505	1 965 960

Tula-Vito-Apaxco, la cual no obstante de contar tan sólo con 13 industrias genera 22.53% del total de contaminantes a nivel nacional.

De igual forma se han clasificado los giros industriales que aportan más emisiones a la atmósfera (tabla 10): Para las PST y los SO_x el sector de minerales no metálicos aporta 1 700 ton/año y 11 700 ton/año respectivamente; la industria química emite 2 600 ton/año de CO y 7 200 ton/año de HC;

por último la generación de energía eléctrica aporta 18 000 toneladas anuales de NO₂.

Conclusiones

Como se ha observado a lo largo de esta presentación, un inventario de emisiones a la atmósfera es, con mucho, más que un simple trámite con el que se debe cumplir, ya que por los datos que contiene este inventario, la información que arroja su análisis

proporciona elementos en la toma de decisiones, lo que lo convierte en un valioso instrumento de gestión ambiental, útil en el diseño de políticas de prevención y control de la contaminación ambiental.

LA NORMATIVIDAD EN MATERIA DE CONTAMINACIÓN ATMOSFÉRICA EN JAPÓN Y SU VINCULACIÓN CON LOS SECTORES PRODUCTIVOS

Mitsuhiro Yamamoto
Experto de Largo Plazo
Centro Nacional de Investigación y Capacitación Ambiental

I. Panorama general

Como se conoce ampliamente, Japón experimentó un crecimiento económico de una rapidez extraordinaria y sin precedentes durante el periodo de alto crecimiento económico, el cual abarcó desde los fines de la década de los 50 hasta la década de los 60.

Sin embargo, esta época también debe ser recordada como el periodo en que la sociedad japonesa tuvo que asumir la necesidad de hacer frente a los problemas ambientales, por los serios casos de contaminación industrial que acompañaron el rápido proceso de industrialización y el deterioro del medio ambiente urbano causado por la sobrepoblación.

La contaminación del aire, del agua y de otros medios ocasionó daños graves a la salud de los habitantes de las comunidades afectadas, y se convirtió en un asunto social cada vez más crítico. Las empresas fueron objeto de fuertes críticas por parte de las comunidades por ser fuentes contaminadoras.

Para enfrentar los serios problemas de la contaminación industrial, el gobierno de Japón empezó a establecer varios tipos de legislación a partir de la primera mitad de la década de los 60. Para las empresas privadas, se hizo casi imposible continuar sus operaciones sin mejorar sus instalaciones productivas. Como resultado, empezaron a esforzarse seriamente por tomar medidas preventivas.

Ahora bien, para los círculos industriales y de negocios, invertir capitales en equipos para prevenir la contaminación, que no contribuyen a la productividad directamente, significaba una carga bastante pesada. Especialmente para las empresas pequeñas y medianas, era difícil reunir los fondos necesarios y cumplir con las normas desde el punto de vista técnico.

Para encontrar una salida a esta situación, el gobierno tomó medidas, como beneficios fiscales, en relación con la inversión para la prevención de la contaminación y con la investigación y desarrollo de tecnologías preventivas. Además de estas medidas, era deseable aplicar algún programa práctico de subsidio.

Por otra parte, los gobiernos locales donde se ubicaban los lugares contaminados establecieron ordenanzas locales antes de que se ejecutara el control por parte del gobierno nacional, orientaron a las empresas para que mejoraran sus plantas industriales, y a su vez las empresas empezaron a buscar las medidas técnicas adecuadas con los gobiernos locales.

En esta situación, el gobierno de Japón planeó proporcionar financiamientos gubernamentales preferenciales de bajo interés a las empresas para ayudarles con los costos necesarios para tomar las medidas de prevención de la contaminación.

Luego se estableció la Corporación Ambiental de Japón (*Japan Environment Corporation* —JEC, anteriormente conocida como Corporación para el Servicio de Control de la Contaminación Ambiental— *Environmental Pollution Control Service Corporation*), en 1965, con el propósito de apoyar a las empresas tanto técnica como financieramente. Este organismo es una corporación especial no lucrativa, que lleva a cabo proyectos relacionados con la prevención de la contaminación utilizando fondos del gobierno.

Japón pudo superar la crisis. Una de las razones de esta superación es una combinación apropiada de controles y subsidios que supo aplicar el gobierno para enfrentar el problema.

En esta presentación, voy a hablar sobre la función y el papel de la Corporación Ambiental de Japón (JEC) y los cambios realizados a las leyes de control de la contaminación, desde el punto de vista de la cooperación entre el gobierno y las empresas privadas.

El principio: el que contamina paga (*polluter pays principle*) fue acordado en la Organización de Cooperación y Desarrollo Económico (OCDE). La razón es que el uso de los fondos públicos para pagar los costos necesarios para tomar medidas de prevención de la contaminación interfiere en la competencia leal, pero esto puede socavar los incentivos para desarrollar tecnologías de prevención de la contaminación y, de hecho, retrasar las medidas de prevención. En este momento, se apoya internacionalmente la idea de que los costos de la prevención de la contaminación deben ser asumidos por las partes que descargan sustancias contaminantes, y que estos costos no deben ser asumidos por el gobierno en sustitución de los contaminadores.

Es de notar que los programas de subsidio de la JEC no están en contra de estas reglas. Los programas no sólo proporcionan incentivos económicos a las empresas privadas que intenten aplicar medidas anticontaminantes y de prevención ambiental, sino que también promueven que estas medidas se tomen sin demora.

Después de la Segunda Guerra Mundial, el medio ambiente de las grandes ciudades se deterioró con la restauración de la economía, por lo que los gobiernos locales establecieron ordenanzas locales en Tokio (1949), en Kanagawa (1951) y en Osaka (1954), tabla 1.

En 1962 fue promulgada la Ley para el Control de Humo y Tizne. En esta ley, el control de partículas suspendidas fue el tema principal. Se estableció JEC en 1965. En esta época, la contaminación de dióxido de azufre se incrementó debido a la industria petroquímica. En 1967, se llevó a cabo el litigio debido a la incidencia de asma en Yokkaichi.

En esta situación, fue promulgada la Ley de Control de la Contaminación Atmosférica en 1968. Además, en 1970, hay una mejora drástica de esta ley. Este año es muy importante para la historia del control de la contaminación en Japón, ya que en ese año comenzó un incremento notable de la inversión privada en la prevención de la contaminación (gráfica 1).

Tabla 1
Tendencias concernientes a las leyes sobre contaminación atmosférica en Japón (1949-1992)

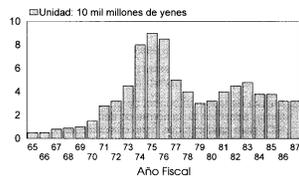
Año	Leyes
1949	Promulgación de la ordenanza para el control de la contaminación industrial por el gobierno local, Tokio (primera ordenanza)
1951	Promulgación de la ordenanza para el control de la polución en las empresas por el gobierno local, Kanagawa.
1954	Promulgación de la ordenanza para el control de la polución en las empresas por el gobierno local, Osaka.
1962	Promulgación de la ley para el control del humo y el tizne (control de la contaminación en áreas contaminadas o en peligro de contaminarse).
1967	Proclamación de la ley básica para el control de la contaminación (política básica para el control de la polución).
1967	Demanda con respecto a la alta incidencia de asma en Yokkaichi (provocada por la construcción y puesta en operación del complejo petroquímico en Yokkaichi en 1959 y donde las emisiones del dióxido de azufre afectaron a los residentes locales).
1968	Promulgación de la ley de control de la contaminación atmosférica: normas de emisión de SO ₂ , control usando el valor K.
1970	Mejora drástica de la ley de control de la contaminación atmosférica: ampliación de la ley con el objeto de controlar mejor las emisiones mediante la normalización en el uso de combustibles.
1971	Mejora en la ley de control de la contaminación atmosférica: adopción de pena directa en el control de sustancias tóxicas.
1972	Mejora de la ley de control de la contaminación atmosférica: fortalecimiento del control para uso de combustible en las estaciones de distribución.
1973	Notificación de normas de calidad ambiental para SO ₂ , CO, PM ₁₀ , O ₃ .
1974	Establecimiento del límite permisible de emisión para gases de escape de automóviles.
1974	Mejora en la ley de control de la contaminación atmosférica: adopción del control de la emisión total para SO ₂ .
1978	Notificación de normas de calidad ambiental para NO ₂ .
1981	Mejora de la ley de control de la contaminación atmosférica: adopción del control de la emisión total para NO _x .
1983	Mejora de la ley de control de la contaminación atmosférica: adopción de la norma de control de emisiones de NO _x para calderas que usan combustible sólido.
1985	Mejora de la ley de control de la contaminación atmosférica: adición de controles para calderas pequeñas.

1987	Mejora de la ley de control de la contaminación atmosférica: adición de controles para turbinas de gas y motor a diesel.
1988	Promulgación de la ley para la protección de la capa de ozono.
1989	Mejora de la ley de control de la contaminación atmosférica: adición de controles para las emisiones de asbestos.
1990	Mejora de la ley de control de la contaminación atmosférica: adición de controles para motores de gas y motores a gasolina.
1992	Promulgación de la ley referente a las medidas especiales para la reducción de la emisión total de los automóviles: control para la contaminación por NO _x en las áreas urbanas.

La JEC ha realizado proyectos piloto anticontaminantes en las áreas tanto de tecnología como de métodos y enfoques. También ha servido como una institución líder en la provisión de fondos para la prevención de la contaminación. Los bancos comerciales del sector privado fueron más bien reacios para proporcionar fondos para la introducción de los equipos de prevención y control de la contaminación, que no contribuyen directamente en el aumento de la productividad. Por eso, el financiamiento de la JEC jugó un papel de pionero en este campo. Se dice que el total acumulado de fondos proporcionados por la JEC asciende a una décima parte del total del capital invertido por las industrias japonesas en las medidas para la prevención de la contaminación.

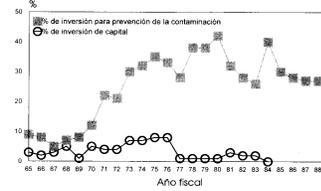
Los recursos del financiamiento corporativo y el porcentaje de volumen de inversión destinada a las

Gráfica 1
Tendencias en la inversión para la prevención de la contaminación del sector privado (en el caso de grandes empresas)



medidas de prevención de la contaminación son altamente dependientes de las instituciones financieras gubernamentales, como la JEC, en comparación con las otras áreas de inversión (gráfica 2).

Gráfica 2
Relación de los financiamientos otorgados por los organismos financieros afiliados al gobierno



2. La función y el papel de la Japan Environment Corporation

La JEC tiene el mandato de llevar a cabo tres tipos de programas para apoyar las medidas de prevención de la contaminación que se toman por parte de las empresas particulares:

(1) Programa de construcción y transferencia

Desde el punto de vista tanto técnico como financiero de las empresas medianas y pequeñas del sector privado, así como de los gobiernos locales pequeños, es extremadamente difícil construir y mejorar los equipos para la prevención de la contaminación totalmente con sus propios recursos. Bajo este programa, la JEC construye los equipos necesarios en lugar de las empresas (clientes). Para la construcción, la JEC adquiere préstamos de fondos del gobierno nacional a una tasa baja, y sus clientes devuelven este préstamo a la JEC a un plazo más largo. Los siguientes tipos de equipos son cubiertos por este programa:

- Equipos para la prevención de la contaminación, que se usan conjuntamente por varias plantas pequeñas.
- Desarrollo de parques industriales y construcción de equipos en las zonas para la reubicación de las fábricas ubicadas en las áreas urbanas,

que se hayan convertido en fuentes contaminadoras.

- Construcción de áreas verdes para aislar zonas fabriles de las zonas urbanas (residenciales).

(2) *Programa de préstamo.*

La JEC presta los fondos necesarios para las medidas de prevención de la contaminación a una tasa de interés preferencial y la fija por un largo periodo de tiempo. Los fondos de la JEC son préstamos del gobierno nacional a una tasa baja de interés, que son utilizados como recursos para otorgar financiamientos a las empresas particulares. La JEC examina las solicitudes de préstamo de los aspirantes para ver si el préstamo es apropiado para los equipos calificados, para las tecnologías previstas y para el total de los costos de construcción; también investiga la credibilidad de la administración de la compañía, como un control de créditos. En el caso del préstamo a las empresas pequeñas y medianas, el gobierno proporciona el subsidio de intereses, cubriendo una parte del pago por concepto de interés, como una medida especial.

(3) *Programa ambiental global.*

- Servicio internacional de información. Este servicio tiene el propósito de proporcionar las experiencias de la JEC sobre los proyectos implementados y las informaciones relacionadas a los países en vías de desarrollo.
- Fondo Japonés para el Medio Ambiente Global. Este Fondo pretende apoyar actividades de los grupos no gubernamentales en la preservación del medio ambiente, no sólo en Japón sino también en países extranjeros. El Fondo prepara informaciones valiosas y hace donativos para apoyar actividades de las Organizaciones No Gubernamentales.

**3. Programa de construcción y transferencia.
(Equipos para un grupo de fábricas)**

El programa de construcción y transferencia de la JEC tiene el objetivo de preparar sitios para la reubicación de un número plural de empresas localizadas en las áreas urbanas, habitacionales o comerciales, y que se hayan convertido en fuentes contaminantes, y para desarrollar equipos de uso común para estas empresas. Las empresas (del mismo giro industrial) se organizan

en una asociación para el desarrollo del proyecto (tipo cooperativa) y la asociación funge como contraparte de la JEC en el contrato de construcción y transferencia.

Para asegurar sitios para implementar este programa y para coordinar las empresas que quieran ser reubicadas, las actividades de la cooperativa y el tener una estrecha relación con los gobiernos locales son factores importantes; esto se debe a que en Japón los gobiernos locales están comprometidos en prevenir la contaminación en las zonas de su competencia y mejorar el nivel de vida de sus habitantes, pero también en promover el desarrollo apropiado de industrias locales. Por esta razón, aun en el caso de las empresas contaminantes, el gobierno local, por lo general, no las quiere clausurar simplemente o expulsarlas de su jurisdicción (figura 1). En la implementación de este tipo de proyectos, el gobierno local juega los siguientes papeles:

- i. Orientación y coordinación para elaborar un plan de agrupamiento de empresas.
- ii. Selección y aseguramiento del lugar del proyecto.
- iii. Orientación y coordinación para el uso de los predios baldíos donde estaban localizadas las fábricas reubicadas.

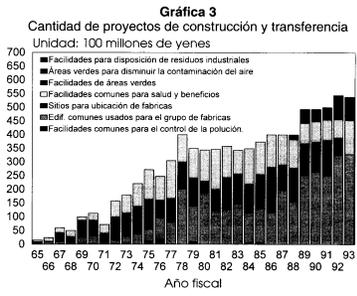
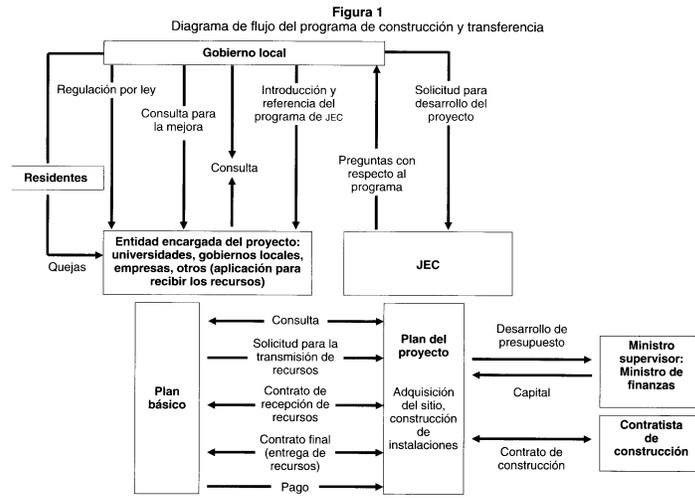
El presupuesto asignado en 1993 para este fin fue de 54 mil millones de yenes (540 millones de dólares), como se observa en la gráfica 3.

4. Programa de préstamo

El sistema de préstamo de la JEC se lleva a cabo mediante el sistema de préstamo por agencias, que proporciona financiamientos por medio de instituciones financieras (bancos comerciales de varios tipos) a las empresas privadas.

El financiar los equipos de prevención de la contaminación tiene una fuerte orientación hacia equipos auxiliares que no sean equipos de producción y, por lo tanto, se puede considerar como una especie de sistema de financiamiento suplementario.

Cuando la JEC considera la posibilidad del otorgamiento de un préstamo, la Corporación examina la solicitud en el aspecto de la política financiera, y también desde el punto de vista de la evaluación del impacto ambiental sobre áreas circundantes. Si el



negocio del solicitante está en una situación difícil, también se toma en cuenta la necesidad de contribuir a la sobrevivencia y continuación de la empresa. Por lo tanto, para operar los programas de préstamo de la JEC, es necesario tener un alto nivel de experiencia y habilidad en los campos de financiamiento, de medio ambiente y de administración empresarial.

(1) *Sistema de préstamo por agencias*

Los financiamientos de la JEC se canalizan a las empresas ubicadas en cualquier lugar del territorio nacional. Esto se hace posible por el "sistema de préstamo por agencias", que posibilita el acceso a las instituciones financieras nacionales con ventanillas de servicio en todo el territorio japonés (alrededor de 5 000 oficinas centrales y sucursales).

(2) *Beneficios de las agencias participantes.*

Las agencias participantes utilizan su red nacional (o regional) de sucursales, además de proporcionar sus experiencias y su habilidad en el área de trabajos financieros en general. De esta manera, cobran una comisión a la JEC (la JEC paga un porcentaje del interés como un prepagó a las agencias, esto es, una comisión). Las agencias pueden desarrollar nuevos campos de negocio y obtener nuevas oportunidades de financiamiento, y así profundizar sus lazos de transacción con los clientes. De esta forma, este programa crea para las agencias buenas oportunidades para atraer nuevos clientes.

Como resultado de lo anterior, en 1975 se alcanzó el punto más alto de inversión para la prevención de la contaminación por empresas del sector privado (gráfica 4).

Cuando estas agencias o instituciones financieras reciben una solicitud o un requerimiento de consulta de las empresas privadas, las agencias buscan información y examinan la solicitud, y cuando juzgan que la solicitud es válida, consultan con la JEC sobre la ejecución del préstamo. Cuando la Corporación recibe una consulta sobre una solicitud, ella examina la solicitud para ver si los equipos propuestos son efectivos y calificados para el financiamiento, desde el punto de vista de la protección ambiental y, al mismo tiempo, si el solicitante tiene la capacidad de devolver el préstamo, y si tiene la garantía colateral de tipo requerido, etcétera (figura 2).

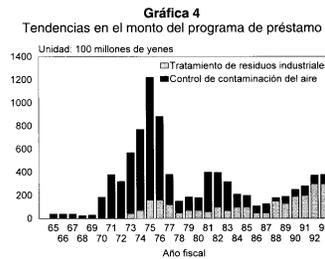
5. Recursos financieros

La construcción de equipos y el otorgamiento de préstamos que realiza la JEC se hace con el financiamiento adquirido del gobierno central. El recurso original de este fondo gubernamental es llamado *Fondo de Programas de Inversión y Préstamos Fiscales* (figura 3).

(1) *Fondo de Programas de Inversión y Préstamos Fiscales.*

Bajo este *Fondo de Programas de Inversión y Préstamos Fiscales*, se reúne el dinero recolectado con base en el sistema gubernamental nacional crediticio, como los depósitos de ahorro y las primas de seguro postal, operados por las oficinas de correo, las primas de los programas de pensión manejados por el gobierno, etc., y este dinero se utiliza por el gobierno de una manera integral y planeada para el desarrollo de la economía nacional y el mejoramiento del bienestar del pueblo. El fondo de este Programa es asignado como un préstamo con generación de intereses, y como tal, se considera distinto de los fondos asignados bajo la cuenta general del presupuesto gubernamental, que se basa, principalmente en los ingresos tributarios.

La JEC tiene la función y el papel importante sobre la vinculación con los sectores productivos. Además, nosotros necesitamos considerar el papel de los gobiernos locales también, ya que los gobiernos locales tienen no sólo la gran autoridad para las empresas en



NORMATIVIDAD EN MATERIA DE CONTAMINACIÓN ATMOSFÉRICA EN MÉXICO Y SU VINCULACIÓN CON LOS SECTORES PRODUCTIVOS

*Raúl Tornel
Presidente de la Comisión de Ecología
de la Confederación de Cámaras Industriales
de los Estados Unidos Mexicanos.*

La normatividad en materia de contaminación atmosférica representa para el sector industrial organizado, el instrumento regulatorio de referencia para el cumplimiento de la legislación en materia ambiental, la cual debe dar a los industriales certidumbre de largo plazo para el diseño de los proyectos de inversión relacionados con la protección ambiental.

Los industriales del país están organizados por sectores productivos afiliados a las Cámaras o Asociaciones específicas, que a su vez se encuentran reunidas en la Confederación de Cámaras Industriales de los Estados Unidos Mexicanos, institución que se rige por la Ley de las Cámaras de Comercio y de las de Industria, y que por sus siglas es conocida como Concamin.

Una de las principales funciones de la Confederación, es la de representar a sus asociados ante las autoridades gubernamentales, sirviendo así de interloco y enlace entre ellos.

Cuenta en la actualidad con 67 cámaras y 33 Asociaciones afiliadas, las que a su vez agrupan a más de 250 000 empresas.

La Concamin cuenta con varias comisiones, que atienden diferentes temas de interés general para los industriales.

Los industriales mexicanos, conscientes de sus responsabilidades ambientales, instituyeron en el año de 1988, la Comisión de Ecología de la Confederación, cuyos principales objetivos, son los siguientes:

- Promover el desarrollo sustentable.
- Coordinar la concertación ecológica como instrumento para facilitar el cumplimiento de la normatividad existente.

- Establecer mecanismos de apoyo para la industria orientados a la gestión ecológica.
- Promover la participación activa del sector privado en la adecuación, diseño y especificación de las Normas Oficiales Mexicanas en materia ecológica.
- Promover la participación activa del sector privado en los foros de consulta para la revisión de la Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente.
- Participar activamente en la descentralización de la gestión ambiental a través de la creación de núcleos de información y asistencia técnica.
- Promover concertaciones entre autoridades e industriales, de tal manera que se promueva el cumplimiento de la legislación vigente y, a través de pactos individuales, se den a las empresas los tiempos suficientes para efectuar las acciones necesarias para ello.
- Promover el desarrollo científico y tecnológico para la preservación del ambiente.
- Coordinar las actividades de ecología del sector industrial en México.
- Representar a las Cámaras y Asociaciones industriales asociadas a Concamin, ante las autoridades en asuntos relacionados con la ecología y el ambiente.
- Promover el cumplimiento de la legislación ambiental por el sector industrial.
- Promover el desarrollo de la industria mexicana.

Dentro de la comisión, se han formado grupos de trabajo en los siguientes temas:

- Subcomisión para la revisión de la Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al

Ambiente y la Ley de Ecología del Distrito Federal.

- Grupo de trabajo para la normalización de aguas residuales.
- Grupo de trabajo para la normalización de emisiones a la atmósfera.
- Grupo de trabajo para la normalización de residuos peligrosos.
- Representación ante el Comité Consultivo Nacional de Protección al Ambiente.
- Representación ante la Comisión de Normalización de la Cámara.

La actividad industrial, por principio, consiste en tomar materias primas provenientes del medio y transformarlas en productos, bienes y satisfactores que permitan a la sociedad satisfacer sus necesidades y elevar sus niveles de vida dentro del marco de un desarrollo sustentable.

Ahora, el desarrollo ya no prescinde de la ecología, la incluye.

Sin embargo, la normatividad debe promover el desarrollo y no limitarlo, es por esto que conjuntamente las autoridades y los empresarios han pactado un programa de fomento que garantice tanto la permanencia de la industria, como la protección al ambiente para que pueda haber un auténtico desarrollo sustentable; así el Gobierno Federal ha iniciado un programa de simplificación administrativa y se ha firmado un acuerdo con vigencia indefinida, que establece objetivos, acciones y compromisos de las partes involucradas, el cual fue suscrito el día 25 de julio de 1995, en presencia del Presidente de la República.

Este convenio, conocido como Programa de Protección Ambiental y Competitividad Industrial firmado entre la Secretaría de Medio Ambiente, Recursos Naturales y Pesca (Semarnap), la Secretaría de Comercio y Fomento Industrial (Secofi) y Concamín, se establecen compromisos de mediano y largo plazo, descritos en once rubros que cubren los siguientes temas:

1. Regulación ambiental y competitividad.
2. Autorregulación ambiental.
3. Racionalización del proceso regulatorio.
4. Sistema de información ambiental.
5. Evaluación de impacto ambiental.
6. Educación y capacitación ambiental.

7. Reconversión y cooperación tecnológica para la industria.
8. Descentralización de la gestión ambiental de la industria.
9. Creación de un instituto del medio ambiente y desarrollo industrial.
10. Apoyo financiero.
11. Infraestructura ambiental.

El tema de la normatividad, se aborda en el primer rubro, que a la letra dice:

Regulación ambiental y competitividad

Objetivos. Las partes convienen en que en materia de regulación ambiental y competitividad los objetivos a alcanzar serán los siguientes:

- Desarrollar un esquema normativo que promueva la eficiencia ambiental y calidad total en los procesos productivos.
- Promover la minimización de residuos, emisiones y descargas a través de niveles óptimos de control de procesos, mejores insumos, eficiencia en el uso de materias primas, eficiencia energética, reciclaje y recuperación.
- Promover que las metas ambientales se reflejen en una mejor posición competitiva de las empresas.
- Ofrecer un marco concentrado de certidumbre y estabilidad a largo plazo en la regulación ambiental, favoreciendo horizontes claros para la inversión privada.
- Promover el uso eficiente del agua.

Acciones. Para lograr estos objetivos, se emprenderá las siguientes acciones:

- I. Esquema Conjunto de normatividad ambiental y productividad a largo plazo entre Semarnap, Concamín y Secretaría de Comercio y Fomento Industrial.
- II. Fortalecimiento y ampliación del proceso de consulta y participación para la normatividad ambiental.
- III. Diseño de propuestas de incentivos fiscales y de mercado, así como análisis de viabilidad y en su caso diseño de instrumentos económicos, fundamentados en inventarios verídicos, con la finalidad de ampliar el espacio de oportunidad de las empresas para el cumplimiento de sus responsabilidades ambientales.

Compromisos. Para alcanzar los objetivos, la Semarnap, por conducto del Instituto Nacional de Ecología (INE), se compromete a:

1. Indicar prioridades.
2. Diseñar normas orientadas a la eficiencia en el uso de bienes y servicios ambientales que permitan mejorar la productividad de las empresas.
3. Crear un grupo de trabajo para la evaluación conjunta de la eficiencia normativa y su cumplimiento.
4. Presidir el Comité Consultivo Nacional de Normalización para la Protección al Ambiente.
5. Crear un grupo de trabajo para que conjuntamente con la industria se diseñe la propuesta de modificación a la legislación ambiental para establecer nuevos mecanismos de convocatoria, información, acreditación y toma de decisiones, así como en la definición de criterios para la conformación de porcentajes de representación dentro del Comité Consultivo Nacional para la Protección al Ambiente.
6. Crear un Comité Conjunto promoviendo la participación de la Industria, Secretaría de Hacienda y Crédito Público (SHCP) y Secretaría de Comercio y Fomento Industrial, cuyas funciones sean:
 - a). Validación de tecnologías sujetas a incentivos fiscales.
 - b). Conjuntamente con la industria evaluar la viabilidad y diseñar en su caso los instrumentos económicos necesarios.
 - c). Procedimientos para instrumentar la depreciación acelerada en la adquisición de tecnología ambiental.
 - d). Revisar y promover los incentivos económicos y fiscales para la protección ambiental.

Compromisos. Para alcanzar los objetivos, la Semarnap, por conducto de la Procuraduría Federal de Protección al Ambiente (Profepa), se compromete a:

- 1). Conjuntamente con Concamin e INE evaluar y ponderar la eficiencia normativa y su cumplimiento.
- 2). Participar en el Comité Consultivo Nacional de Normalización para la Protección Ambiental.
- 3). Participar en el Comité Conjunto.

Compromisos. Para alcanzar los objetivos, la Semarnap por conducto de la Comisión Nacional del Agua (CNA), se compromete a:

- 1). Llevar a cabo un programa de difusión con Concamin, sobre legislación en materia de agua y su cumplimiento.
- 2). Establecer procedimientos públicos claros de inspección, verificación y sanción.
- 3). Participar en el Comité Consultivo Nacional de Normalización para la Protección Ambiental
- 4). Participar en el Comité Conjunto

Compromisos. Para alcanzar los objetivos, la Concamin, se compromete a:

- 1). Aportar los elementos acordados mutuamente con el INE para llevar a cabo el estudio de normatividad a largo plazo.
- 2). Participar en la evaluación de la eficiencia normativa y su cumplimiento, a través de la Comisión de Ecología, Salud y Seguridad, de la industria nacional.
- 3). Participar en el Comité Consultivo Nacional de Normalización para la Protección Ambiental.
- 4). Participar con el Instituto Nacional de Ecología en el diseño de la propuesta de modificación de la legislación para establecer nuevos mecanismos de convocatoria, información, acreditación y toma de decisiones, así como en la definición de criterios para la conformación de porcentajes de representación dentro del Comité Consultivo Nacional de Normalización para la Protección Ambiental
- 5). Participar en el Comité Conjunto.
- 6). Informar y capacitar en su caso a sus agremiados, sobre instrumentos económicos, por región, sector e industria.
- 7). Elaborar la propuesta de incentivos fiscales y económicos para la protección ambiental.

También se está trabajando en el área de la normatividad voluntaria, acción que se contempla en el *Programa de Protección Ambiental y Competitividad Industrial* dentro del segundo rubro que se refiere a Autorregulación Ambiental.

Para este fin, se ha creado el Comité Técnico Nacional de Normalización de Sistemas de Administración Ambiental conocido por sus siglas como Co-tennsaam, el cual opera dentro del Instituto Mexicano de Normalización y Certificación A.C., a quien la Secofi ha delegado la representación de México ante el comité TC 207 de la *International Standard Orga-*

nization, (ISO) y se encuentra trabajando activamente en la elaboración de las normas de la serie ISO 14 000.

Los inventarios de emisiones

Consideramos de vital importancia para la elaboración de una normatividad que corresponda con la realidad social, económica y geográfica de nuestro país, el contar con inventarios de emisiones confiables, puesto que éstos son la herramienta básica para la toma de decisiones, por lo que deben estar permanentemente actualizados y contener información verídica; así mismo, son esenciales las redes de monitoreo que permiten, en tiempo real, observar la evolución de las condiciones ambientales y producir valiosa información para los análisis estadísticos que establecen las tendencias futuras para así elaborar normas que garanticen el desarrollo sustentable.

El modelo de elaboración de normas basadas en las experiencias de otros países, ha permitido en algunos casos, avanzar rápidamente en este campo; sin embargo, esto no ha sido muy afortunado en todos los casos debido a que, como mencionábamos, las condiciones sociales, económicas y geográficas y aun las condiciones de los procesos y equipos, no son exactamente las mismas en todos los países: como ejemplo, tenemos las normas de emisiones de vehículos automotores, donde ni el parque vehicular, ni los combustibles, ni las condiciones geográficas son las mismas, por lo que se ha tenido que hacer revisiones de fondo a estas normas.

Es también muy importante fomentar el desarrollo científico y la investigación académica, para que junto con la información generada por los inventarios de emisiones, se produzcan normas que respondan a las necesidades reales del país.

La normalización

Los conceptos de normalización han tenido problemas de interpretación y de aplicación: en ocasiones se han elaborado normas que van más allá de lo establecido en los reglamentos y en otras ocasiones rebasan lo determinado por las propias leyes; también se ha dado el caso de que alguna disposición ha carecido de fundamento jurídico.

Se han mezclado conceptos que debiendo establecerse en reglamentos, se han plasmado en normas,

creando problemas en su aplicación, interpretación y verificación, lo que también ha dificultado su revisión cuando ha sido necesario.

Otro problema al que se ha enfrentado la normalización, es la falta de coordinación entre diferentes entidades, lo que ha ocasionado disposiciones normativas que se contradicen, o que abordan el mismo tema.

Así mismo, ha faltado claridad en la definición de las atribuciones de cada dependencia, creándose así confusiones y problemas de discrecionalidad durante el proceso de verificación del cumplimiento de las disposiciones legales.

Un punto importante que debe ser considerado al establecer nuevas disposiciones legales, es el de la gradualidad en su aplicación, esto para permitir a los industriales hacer previsiones tanto técnicas, logísticas y económicas.

Por otra parte, ha sido muy relevante la invitación que la Semarnap ha hecho a la Concamin para participar en el diseño e implantación del Sistema de Información de la Semarnap, que garantizará en el corto plazo el poder contar con inventarios permanentemente actualizados, debido a la facilidad de utilizar los nuevos medios electrónicos para reportar a las autoridades los datos requeridos en las encuestas industriales; así mismo, este sistema permitirá la consulta de todos los sectores interesados en el cuidado de ambiente.

En el pasado, debido a la carencia de un adecuado inventario de emisiones, se culpó a la industria de todos los problemas ambientales, pues había la idea generalizada entre la población de que todos los problemas ambientales eran causados por este sector; sin embargo, gracias al perfeccionamiento paulatino de los inventarios de emisiones, se ha podido establecer la participación real de los diferentes agentes que contribuyen al deterioro ambiental, así como identificar fuentes que en el pasado no eran consideradas como participantes de este problema. La tabla 1 muestra la contribución porcentual de los diversos sectores de los contaminantes más comunes.

Es significativo que al perfeccionarse la información de estos inventarios, se ha podido determinar la

Tabla 1
Porcentaje de emisiones por sector

Sector	Contaminante (%)				
	PST	SO ₂	CO	NO _x	HC
Industria	1.4	70.1	0.4	24.5	4.2
Servicios	0.2	19.4	0.1	4.2	19.9
Transporte	4.0	10.5	99.5	71.3	70.9
Vegetación y suelos	94.4	0.0	0.0	0.0	5.0
Total	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0

contribución real de los vehículos automotores en los problemas atmosféricos de la Zona Metropolitana de la Ciudad de México y debido a la evidencia generada al analizar dicha información, se ha podido establecer que existen otras causas que hasta hoy habían sido ignoradas, como son las emisiones de gases en las gasolineras, la combustión del gas de las estufas y calentadores para agua de uso doméstico, la emisión de gases provenientes de la descomposición orgánica de sustancias en los drenajes y algunas otras incluso debidas a causas naturales.

Un punto muy importante es que debe darse especial importancia a la calidad de los combustibles que se destinan a la Zona Metropolitana de la Ciudad de México, como es el caso de las gasolinas y combustibles industriales.

Se estima que en la zona metropolitana se encuentran instaladas cerca de 30 000 empresas industriales y de servicios, de las cuales 1.5%, aproximadamente 450, son empresas grandes; 1.5% son empresas medianas y 97% restante son micro y pequeñas empresas. El 71% de estos establecimientos se concentra en el Distrito Federal, y el 29% restante se encuentra en los 17 municipios conurbados del Estado de México. Las empresas localizadas en la Zona Metropolitana del Valle de México aportan 27% del Producto Interno Bruto (PIB).

La contribución porcentual de los sectores por contaminante fue publicada por la Comisión Metropolitana para la Prevención y el Control de la Contaminación en el Valle de México, en el documento *Acciones Metropolitanas ante Contingencias Ambientales 1995-1996*.

Como se desprende del análisis de la información generada por la Comisión Metropolitana, así como de los reportes diarios del Índice Metropolitano de la Calidad del Aire, el problema más agudo en la Zona Conurbada de la Ciudad de México, es de la presencia de ozono (O₃), que con frecuencia se encuentra en niveles de *No Satisfactorio*, y es el único contaminante que ha hecho que se aplique la *Fase 1* del plan de contingencias; el bióxido de azufre (SO₂), bióxido de nitrógeno (NO₂) y monóxido de carbono (CO), normalmente se encuentran *Dentro de la Norma*; las partículas son las que en contadas ocasiones y en zonas aisladas, eventualmente se encuentran en niveles de *No Satisfactorio*. Es obvio que las condiciones climáticas juegan un papel decisivo en la acumulación de contaminantes. Además, debemos enfocar como primer punto a resolver el de las emisiones de los precursores de ozono, donde los vehículos automotores con más de 10 años de antigüedad juegan un papel muy importante en la solución de este problema, el cual está íntimamente ligado a la formulación de los combustibles que se expenden en la Zona Metropolitana.

Es importante hacer notar, en lo que respecta a la industria, que el plan de contingencias incluye a un grupo empresas, que aun cumpliendo con lo establecido en las normas, están sujetas a la obligación de parar una parte de su proceso al aplicarse dicho plan; consideramos que esta situación deberá ser estudiada por las autoridades, para incluir en este plan exclusivamente a las industrias que contribuyan significativamente a la acumulación del contaminante específico por el cual se declara la contingencia.

MEDIDAS PARA PREVER Y REDUCIR LA CONTAMINACIÓN ATMOSFÉRICA EN MÉXICO

*Francisco Guzmán
Dirección de Protección Ambiental
Instituto Mexicano del Petróleo*

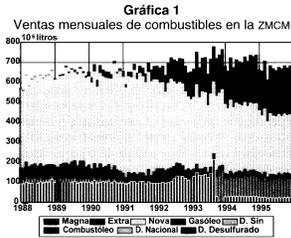
A lo largo de la última década y en particular desde 1990, las autoridades encargadas de la gestión ambiental en la Zona Metropolitana de la Ciudad de México (ZMCM) han venido aplicando una serie de medidas tendientes a mitigar el problema de la contaminación del aire. Indiscutiblemente, un elemento fundamental dentro de este complejo problema se deriva de diversos procesos de combustión o transformación de la energía, que producen gran parte de las emisiones primarias, directas, a la atmósfera. En este trabajo se presentan algunos resultados derivados del análisis de información obtenida mediante proyectos realizados por el Instituto Mexicano del Petróleo (IMP) y colaboradores o bien información disponible de las autoridades.

El almacenamiento, distribución y uso de combustibles es un factor que no puede ignorarse, en particular cuando es notable el incremento del consumo de los combustibles líquidos dentro del área.

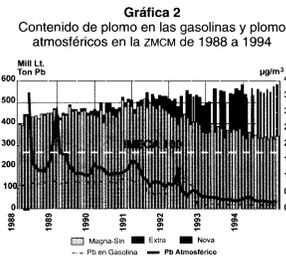
La venta mensual de los diversos combustibles líquidos en la ZMCM ha sido mayor a 30% en menos de diez años; de igual forma la porción de la gasolina Magna Sin ha desplazado a la gasolina con plomo (Nova). También se advierte la aparición del Diesel Sin (gráfica 1).

Un aspecto en el que se ha logrado gran éxito es el correspondiente al control del plomo en el aire que respiramos. Por un lado, se ha procurado relocalizar fuera del área a la industria de la fundición que emite metales, pero sobre todo se ha eliminado gradualmente el contenido de tetraetilo de plomo usado en las gasolinas de Petróleos Mexicanos (Pemex), además de introducirse una gasolina sin este antidetonante.

El consumo en la ZMCM de gasolina Extra, Magna Sin y Nova entre 1988 y 1994, así como el contenido de plomo promedio en la gasolina que se vendió y las concentraciones atmosféricas de este metal, desde 1989 no



ha rebasado el valor de la norma, indicado como Índice Metropolitano de la Calidad del Aire (Imeca 100), y las concentraciones tanto en la gasolina como en el aire van disminuyendo, por lo que se puede decir que el plomo en el aire se ha controlado y ya no constituye un problema mayor (gráfica 2).

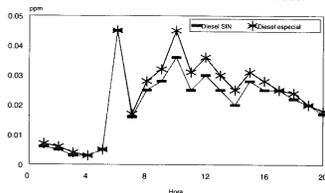


A mediados de los 80s, el bióxido de azufre (SO₂) se encontraba entre los contaminantes atmosféricos que más afectaban nuestra gran ciudad. La principal fuente de este compuesto se encuentra en la utilización de combustibles con alto contenido de azufre. Así, inicialmente durante el invierno, pero posteriormente durante todo el año, se decidió prohibir en la ZMCM el uso de combustibles industriales con alto contenido de azufre, como el combustóleo. Adicionalmente se modificaron los procesos de elaboración del Diesel para ofrecer uno, a partir de 1993, con muy bajo contenido de azufre: el Diesel Sin.

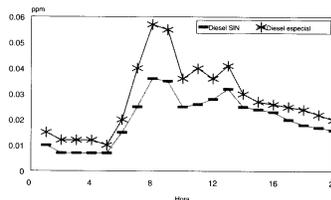
El IMP cuenta con un modelo de simulación atmosférica que a partir de las características físicas y geográficas de un área de 120 km por 150 km, dentro de la que se inscribe la ZMCM, y a partir de las condiciones meteorológicas iniciales medidas y la aplicación de primeros principios, esto es, las ecuaciones que describen el comportamiento de la atmósfera según las leyes de la termodinámica, puede calcular la evolución de las variables atmosféricas. Ello aunado al inventario de emisiones permite predecir la distribución de contaminantes en distintas partes de la Ciudad.

Las concentraciones estimadas para distintas horas del día para dos sitios de la ciudad a partir del contenido alto de azufre del Diesel Especial y del Diesel Sin con bajo contenido. La reducción estimada para la concentración máxima en la Estación La Merced es de aproximadamente 30%, mientras que para la Estación Xalostoc las diferencias son menores. Esto es de esperarse si se considera que, en la primera, la contribución de las fuentes móviles, en particular los camiones que utilizan diesel como combustible, constituye una fracción muy importante del total, mientras que para Xalostoc esta reducción es menor por

Gráfica 3
Concentraciones por hora en la estación Xalostoc en relación con el azufre contenido en el diesel



Gráfica 4
Concentraciones por hora en la estación Merced en relación con el azufre contenido en el diesel

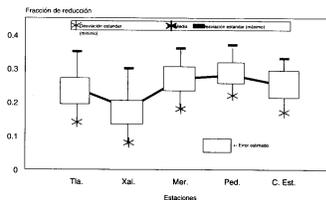


la mayor contribución que tienen las fuentes fijas en esta zona (gráficas 3 y 4).

En la gráfica 5 se muestra la comparación de la reducción estimada para las concentraciones de SO₂ en las Estaciones Tlalnepantla (NO), Xalostoc (NE), La Merced (Centro), Pedregal (SO) y Cerro de la Estrella (SE), junto con la desviación estándar, el valor promedio y el error estimado. Estas predicciones se hicieron en septiembre de 1993, un mes antes de la aparición del Diesel Sin en el mercado y los resultados obtenidos para el invierno 1993-1994 mostraron resultados similares, ya que se observaron reducciones entre 25 y 40 por ciento.

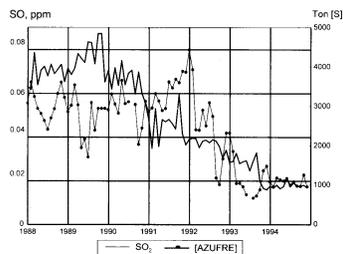
La gráfica 6 compara el contenido de azufre (en toneladas mensuales) en los combustibles utilizados en la ZMCM con la media mensual de los valores medidos en

Gráfica 5
Fracción de reducción para algunas estaciones



Gráfica 6

Niveles atmosféricos de SO_2 y contenido de azufre en los combustibles vendidos en la ZMCM de 1988 a 1994



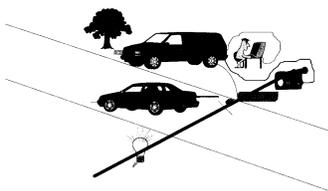
la Red Automática de Monitoreo Atmosférico (RAMA) de concentraciones de SO_2 . También se indican los años en que se implantaron distintas medidas relacionadas con el consumo de combustibles y el contenido de azufre del Programa Integral de Combate a la Contaminación Atmosférica (PICCA).

De las fuentes de emisión de la ZMCM, los automóviles son los que mayor cantidad de contaminantes aportan. Por ello, muchas de las acciones de control están dirigidas a los vehículos, ya sea propiciando la introducción de tecnologías modernas, el remplazo de autos viejos, mejorando los combustibles o bien, procurando su mantenimiento adecuado. El IMP, en colaboración con el Departamento del Distrito Federal (DDF) y la Universidad de Denver, han estudiado el desempeño de los autos en marcha para conocer el efecto de algunas de estas medidas.

La figura 1 muestra, esquemáticamente, una técnica de análisis remoto de emisiones de vehículos mediante un rayo de luz infrarrojo que cruza una vía a la altura del escape. La técnica de medición, que recibe el nombre de FEAT por las siglas en inglés de Prueba Automotriz de Eficiencia de Combustible, compara el espectro de un haz de luz infrarroja que cruza la calle antes del paso del automóvil, con la que se mide justo después, cuando la luz atraviesa la nube de humo emitida por el escape. Aunque esta nube sea tan tenue que no sea visible a simple vista, los hidrocarburos (HC), el monóxido de carbono (CO) y el dióxido

Figura 1

Detección remota de concentración de gases por el escape (FEAT)



de carbono (CO_2) absorben en ciertas bandas del espectro infrarrojo, de modo que es posible cuantificar las concentraciones de estos gases en el escape sin importar la velocidad del automóvil. Se realizan 50 mediciones por segundo, y al promediar los valores y hacer un análisis de la estequiometría de la reacción se obtienen las concentraciones de estos gases en el escape.

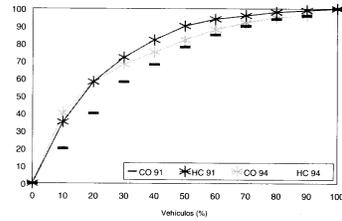
Al mismo tiempo que se realiza la medición, una cámara de vídeo graba la parte posterior del vehículo, de modo que con la placa es posible obtener los datos de registro del vehículo tales como marca, modelo y línea. Como los datos de la verificación vehicular se almacena en computadora, sería posible obtener la fecha y el lugar donde el auto fue verificado por última vez.

En febrero de 1991 y en octubre de 1994 se midieron las emisiones de aproximadamente 35 000 y 40 000 vehículos respectivamente, de modo que es posible comparar el parque vehicular de ambos años y analizar el efecto de la introducción del convertidor catalítico, que empezó a utilizarse en los modelos 1991, así como otras medidas como la verificación obligatoria y el uso de gasolinas oxigenadas.

Conviene hacer notar que el resultado que se obtiene, es decir la concentración de estos gases en el escape, es equivalente y comparable, aunque no sustituye, a las mediciones de la verificación. Para conocer realmente las cantidades emitidas de estos contaminantes sería necesario combinarlo con el rendimiento de combustible para obtener valores comparables a los obtenidos en una prueba dinámica que permite saber la cantidad de emisiones por distancia recorrida.

La gráfica 7 muestra el resultado de agrupar los autos por grado de contaminación. Por ejemplo, si suponemos que los autos son usados igualmente con una eficiencia similar, la gráfica nos dice que si en 1991 hubiéramos quitado 10% de los autos con mayor concentración de HC por el escape, se hubiera reducido las emisiones de HC en más del 30%. Sin embargo, si hubiéramos quitado en 1994 10% de los autos que más HC emitían, las emisiones de HC proveniente del escape de los autos se hubieran reducido más de 50%. Esto quiere decir que el parque vehicular de 1991 era más homogéneo que en 1994, esto es, en 1994 con la presencia de autos con convertidor catalítico son menos los vehículos que emiten mucho más.

Gráfica 7
Proporción de vehículos y su contribución relativa a las emisiones contaminantes por el escape

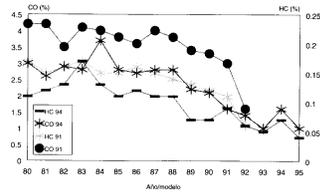


En la gráfica 8 se muestran las emisiones de los autos de acuerdo al año del modelo para aquellos vehículos que se pudieron identificar. Salta a la vista que los autos en 1994 emiten menos que en 1991, aunque sean modelos del mismo año. Sería de esperarse que un auto emitiera más en 1994 que en 1991, ya que tiene tres años más de vida y desgaste. El que no se observe esto se puede deber a que las acciones de control mencionadas arriba han rendido frutos, en particular, el mejor mantenimiento a raíz de los programas de concientización y las campañas de verificación.

Estos resultados y los obtenidos con la misma técnica en otras ciudades se pueden comparar para conocer la situación del parque vehicular en la ZMCM y en otros lugares.

En la gráfica 9 se comparan las concentraciones promedio de HC y CO medidas en distintas campañas de medición realizadas en ciudades de México y Estados Unidos.

Gráfica 8
Concentraciones de HC y CO por año modelo. Campañas de detección remota febrero de 1991 y octubre de 1994

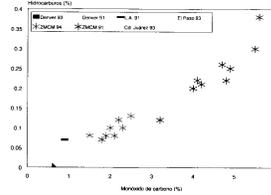


Se aprecia nuevamente la reducción en las emisiones de vehículos entre 1991 y 1994 en la ZMCM y se ve cómo los vehículos en ciudades de Estados Unidos tienen emisiones todavía menores; esto no debe sorprender, ya que prácticamente no existen autos sin convertidor catalítico en ese país, después de 20 años que se inició su introducción.

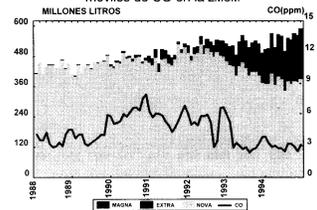
En algunas de las grandes ciudades el CO es uno de los contaminantes más abundantes, en particular donde el tráfico vehicular es muy intenso y existen condiciones meteorológicas que no favorecen la dispersión. En la ZMCM el CO no representa un caso grave, sin embargo, algunas de las acciones propician su control.

La gráfica 10 muestra la venta mensual de gasolinas así como el promedio mensual móvil de CO en la ZMCM.

Gráfica 9
Comparación de las concentraciones de las emisiones por escape de autos en diferentes ciudades, obtenidas por detección remota



Gráfica 10
Venta mensual de gasolinas y promedio mensual de móviles de CO en la ZMCM



Se observa que el valor máximo en las concentraciones del contaminante se presenta a principios de 1991 y aunque la tendencia de este contaminante se asocia a la venta total de gasolina, en la ZMCM se encuentra correlacionado con la gasolina con plomo Nova, ya que esto a su vez refleja la introducción de los convertidores catalíticos en los autos, que aparecieron en modelos nuevos desde 1991 y que ayudan mucho a disminuir las emisiones de monóxido de carbono.

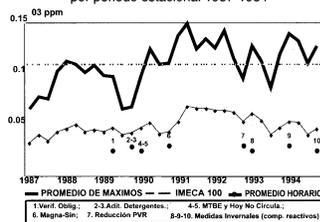
El contaminante que en la ZMCM rebasa la norma de calidad del aire más frecuentemente y con más intensidad es el ozono. Gran parte de los esfuerzos están dirigidos al control de este contaminante, sobre todo una vez que el plomo y el SO_2 se encuentran dentro de la norma.

La gráfica 11 muestra los niveles históricos de ozono entre 1988 y 1994, registrados por la Red Automática de Monitoreo Atmosférico.

La información ha sido agrupada por periodo estacional, considerando tanto el promedio de los máximos diarios como el de los valores horarios. También se indica el valor correspondiente al Imeca 100 y cuándo fueron iniciadas o instauradas algunas de las medidas de control. Se observa el máximo del promedio de las concentraciones de ozono en el invierno 1990-1991 y a partir de esa fecha se presenta una tendencia a la baja que no se puede asociar directamente a alguna de las medidas de control presentadas.

Otra forma de analizar la tendencia histórica del ozono es por cuartiles, como en la gráfica 12, que muestra un análisis estadístico de las concentraciones de ozono diarias

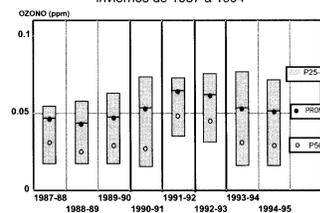
Gráfica 11
Niveles históricos de ozono en la ZMCM por periodo estacional 1987-1984



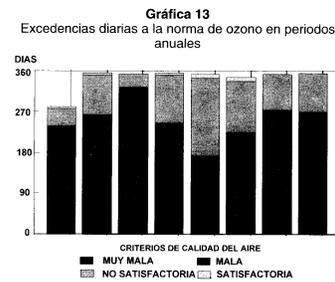
durante las temporadas invernales, desde 1987-1988 y 1994-95. Las barras muestran el intervalo de concentraciones más probables, después de eliminar 25% de las lecturas más bajas y 25% de las más altas. En este caso se observa cómo la media y la mediana alcanzan su máximo en el invierno de 1991-1992.

La calidad del aire por ozono se acostumbra clasificar de acuerdo al valor del máximo diario alcanzado, expresado en su valor con respecto al índice Imeca. Así, se tiene Satisfactoria (menor a 100), No Satisfactoria (101 a 200), Mala (201 Imeca 300) y Muy Mala (301 Imeca). No todas las columnas llegan a 365 porque algunos días faltan datos. Como en las gráficas anteriores, se observa que las concentraciones más altas de ozono se alcanzaron en 1991,

Gráfica 12
Concentraciones de ozono atmosférico en la ZMCM inviernos de 1987 a 1994

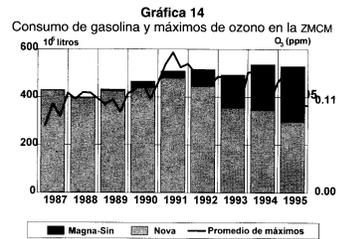


correspondiendo al mayor número de días con calidad Mala o Muy Mala, disminuyendo en 1992 y nuevamente en 1993 pero estabilizándose en 1994, donde se observa una disminución de los días con calidad satisfactoria con respecto al año anterior (gráfica 13).



Por último, el comportamiento histórico del ozono, creciente hasta 1991 y su estabilización a partir de ese año, parece tener una leve correlación con la introducción de los convertidores catalíticos.

La gráfica 14 muestra los máximos diarios de ozono junto con el consumo total de gasolina y gasolina con plomo Nova. Se observa en los últimos años una disminución en los máximos a pesar de un aumento en el consumo total de gasolina, indicando el efecto del con-



sumo de gasolina sin plomo en vehículos con sistemas modernos de control de emisiones.

En resumen, es incuestionable que algunos de los contaminantes que afectaban la calidad del aire hace unos años, como el plomo y SO₂, están bajo control. Sin embargo, otros más complejos y difíciles, como el ozono, aún representan un problema importante que exigen más acciones y una mayor participación de la sociedad y las autoridades para su abatimiento. No obstante debe señalarse que las medidas tomadas hasta hoy han ayudado a frenar su tendencia y de no haberse realizado la situación actual sería mucho más grave.

Es necesario reconocer el esfuerzo y apoyo de las instituciones que le permitieron al Instituto Mexicano del Petróleo analizar la información y obtener los resultados que aquí se han presentado. Entre ellas destacan Pemex, DDF y el Instituto Nacional de Ecología.

TRANSPORTE Y CALIDAD DEL AIRE

Sergio Sánchez
Director General de Proyectos Ambientales
Secretaría de Ecología del Departamento del Distrito Federal

Introducción

El incremento en el consumo de combustibles debido al aumento de vehículos automotores ha provocado que esto sea la principal fuente de emisiones contaminantes a la atmósfera en la Zona Metropolitana de la Ciudad de México (ZMCM).

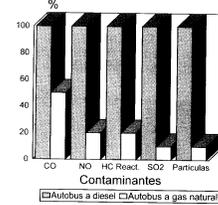
Dentro de los principales contaminantes emitidos por el uso de la gasolina y el diesel tenemos a los contaminantes primarios, como son el monóxido de carbono (CO), los óxidos de nitrógeno (NO_x), el dióxido de azufre (SO₂), las partículas (PST) y los hidrocarburos reactivos (HC). Además debido a las reacciones fotoquímicas de la atmósfera con ciertos contaminantes primarios, se presentan los contaminantes secundarios donde podemos mencionar al ozono.

En vista de lo anterior, se han planteado diversas alternativas para el combate a la contaminación atmosférica, tales como el programa *hoy no circula*, la verificación obligatoria, el uso del convertidor catalítico entre otras; no obstante a todo lo anterior, el problema de la contaminación del aire en la ZMCM es muy complejo y por ello se ha buscado otros apoyos que permitan atacar este problema.

Como una disyuntiva al problema se plantea el uso de combustibles alternos menos contaminantes que sustituyan a los actuales. Una de las propuestas importantes para reducir y controlar la contaminación atmosférica provenientes de fuentes móviles es el cambio de diesel por gas natural en los autobuses que lo consumen, dado que las emisiones provenientes de vehículos a gas natural disminuye sus emisiones, en algunos casos hasta en 90% (gráfica 1).

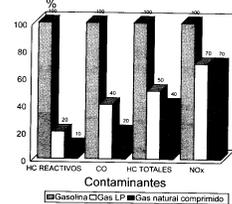
La comparación de las emisiones vehiculares por distintos combustibles muestra que son muy diferentes; si analizamos las emisiones provenientes de tres tipos de combustibles tales como la gasolina, el gas LP y el

Gráfica 1
Emisiones de un autobús a gas natural en comparación con uno a diesel



gas natural comprimido (gráfica 2), se observa que la emisión de hidrocarburos reactivos y CO es claramente mayor en los vehículos que usan gasolina, el gas LP y el gas natural comprimido emiten 10% de este contaminante y 20% para los óxidos de carbono, en el caso de los NO_x, el porcentaje de emisión es similar; mientras que entre estos combustibles y la gasolina existe una diferencia de emisiones de 30% para este último.

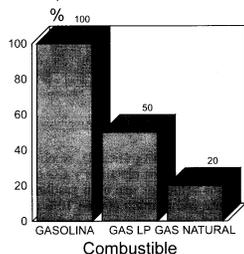
Gráfica 2
Comparación de emisiones vehiculares



Uno de los beneficios obtenidos por el cambio de combustibles es la reducción en la formación de ozono fotoquímico por la disminución de emisiones de hidrocarburos y óxidos de nitrógeno.

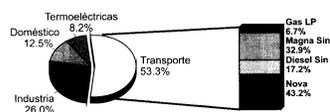
El uso del gas natural en comparación con la gasolina permite una reducción de 80% en la formación del ozono fotoquímico y aun el uso del gas LP nos permitiría obtener una reducción del 50% en la formación de este contaminante; estas características nos indican que deben de explorarse estas opciones como una medida de reducción de emisiones (gráfica 3).

Gráfica 3
Porcentaje de formación de ozono fotoquímico por combustibles alternos

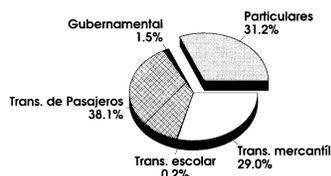


Al hacer un análisis del consumo de combustibles en la ZMCM, con el fin de conocer cuál es el sector que mayor demanda tienen de éstos, encontramos que el sector transporte es su mayor consumidor, utilizando el doble que el sector industrial.

Gráfica 4
Consumo de combustibles por sectores en la ZMCM



Gráfica 5
Consumo diario de gasolinas por el tipo de vehículo en la ZMCM



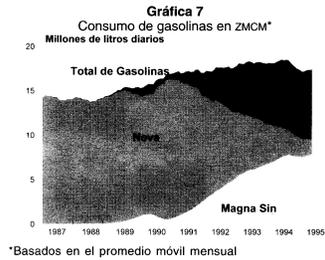
Del consumo total de combustibles reportado por Pemex, 53.3% son utilizados por el sector transporte (gráfica 4), por lo que controlando las emisiones de este sector es como se lograría impactar las aportaciones de este rubro.

Profundizando en lo anterior encontramos que el servicio de transporte de pasajeros y los autos particulares consumen 70% de gasolina en la ZMCM del total consumido por el sector (gráfica 5).

El consumo promedio anual de gasolinas en la ZMCM ha aumentado en más de 5 millones de litros diarios en los últimos 10 años, teniéndose en 1985 un consumo de 12.1 millones de litros diarios y en 1995 de 17.76 millones de litros diarios, con una cuota superior en 1994 de 18.34 millones de litros diarios (gráfica 6).

Gráfica 6
Consumo anual promedio de gasolinas en la ZMCM





Del total de gasolinas que se consumen en la ZMCM, 54.7% es de gasolina Nova y el 45.3 de Magna Sin, el consumo de Magna Sin mantiene una tendencia creciente mientras que el de la Nova es decreciente, principalmente por las regulaciones que planean sustituir a la Nova y la entrada en circulación de nuevos vehículos con convertidor catalítico (gráfica 7).

La correlación entre el aumento de las ventas de vehículos y el Producto Interno Bruto (PIB) es notoria (gráfica 8). En el último año (1995) las ventas de vehículos han disminuido, por lo que puede pensarse con esto que el consumo de las gasolinas no aumente o cuando menos se estabilice, sin embargo esto no es un factor determinante.



Concentrándonos en esta área y haciendo una comparación entre las emisiones a la atmósfera de los vehículos que consumen gasolina, diesel y gas natural encontramos que por ejemplo las emisiones de un vehículo a gas natural son menores a la de otros combustibles salvo en el caso de las partículas, las cuales no se presentan en los vehículos a gasolina. (tabla 1)

Tabla 1
Comparación de emisiones del transporte público (g/día)

	NOx	HC	CO	PST
Microbús gasolina	13 440	2 464	32 256	
Autobús diesel	7 144	760	1 672	122
Autobús gas natural	3 900*	624	78	

*Emisión conjunta de NOx e hidrocarburos

La sustitución de combustibles debe contemplar también el número de pasajeros que transportan los diversos medios colectivos utilizados en la ZMCM, así encontramos que en los microbuses a gasolina pueden ir 20 pasajeros sentados y que en los autobuses de gas natural van 40 personas sentadas, por lo que se hace necesaria e importante una comparación de eficiencia y emisiones de contaminantes por gramos/pasajero/km.

En la tabla 2 se compara las emisiones contaminantes de los distintos tipos de vehículos de acuerdo a los gramos de emisión por el número de pasajeros por kilómetro transportado.

Tabla 2
Emisiones de contaminantes gramos/pasajero/km

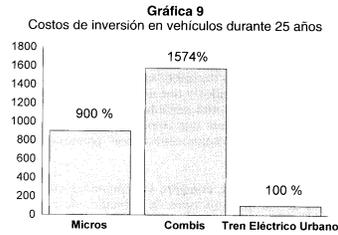
Vehículos	NOx	HC	CO
Autos particulares con convertidor	1.0	4.4	45.2
Taxi	2.2	9.5	96.9
Microbús	0.2	1.2	9.7
Autobús urbano	0.6	0.2	0.7
Vehículos de carga	20.77	7.71	18.76

De los datos anteriores es posible considerar algunas buenas opciones como: hacer más eficiente el transporte público, ya que éste emite un menor número de contaminantes por pasajero transportado/km recorrido, desalentar el uso del transporte particular con lo que se podría reducir en 40% la emisión de NO_x, 95.5%

los HC y 98.5% de CO esto dentro de la relación de emisión de gramos por pasajeros por kilómetro.

Los vehículos automotores plantean costos que deben ser ponderados, entre los que se tiene: el congestionamiento vial, el deterioro de la unidad por viajes hora-hombre, las redes de comunicación, el pavimento, entre otros.

De la ponderación del costo de inversión que tienen durante 25 años tres diferentes tipos de transporte, se concluye que el tren eléctrico urbano es el mejor medio ya que su inversión (100%) durante esos años de servicio es menor que la de otros medios de transporte como los microbuses (900%) y las combis (1574%) (gráfica 9).

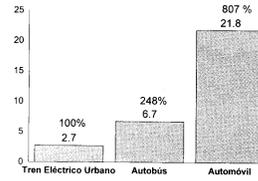


Los costos del transporte público en el caso del tren eléctrico efectivamente son muy altos al inicio, pero éstos son amortizados, principalmente por el número de pasajeros que transporta, por el número de kilómetros que recorre un determinado tiempo, por los costos de mantenimiento, entre otros factores.

Si se toma en cuenta todo lo anterior y se pondera la variable de la energía consumida en la relación kWh/100 persona-km (gráfica 10), el tren eléctrico urbano está ocho veces por debajo del consumo del automóvil particular.

Esta ventaja, junto con las exhibidas en la gráfica 10, demuestran la necesidad de apostar por un sistema de transporte público menos contaminante, como es el caso del tren eléctrico y los autobuses a gas natural;

Gráfica 10
Comparación entre los tipos de transporte público más usuales



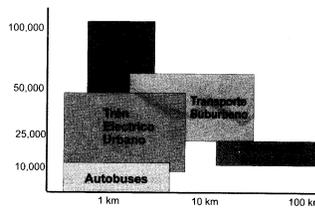
que además a larga son mucho más económico que otros medios de transporte.

Si aún quisiéramos hacer más ponderaciones de la eficiencia de estos medio de transporte, se podría utilizar la relación de la capacidad de transporte contra el número de personas transportadas por hora y dirección.

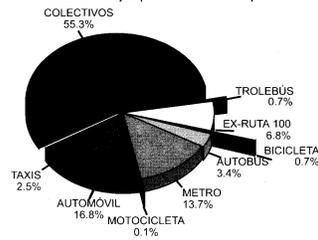
En este sentido encontramos una amplia ventaja en el metro ya que en éste se movilizan un mayor número de personas por km/hora, comparativamente con los otros medios de transporte lo que lo hace más eficiente (gráfica 11).

Tomando datos de la encuesta *Origen y Destino* realizada por Instituto Nacional de Estadística Geografía e Informática, se conoce la distribución de viajes por transporte en 1995 que contempla como base a 20.6 millones de viajes-persona-día en la ZMCM (gráfica 12).

Gráfica 11
Capacidad de transportación (personas por hora y dirección)



Gráfica 12
Distribución de viajes por medio de transporte 1995



De acuerdo con esta información la distribución del número de viajes en la ZMCM se realiza de la siguiente forma: 82.4% utilizan transporte público, 16.8% automóvil particular y el resto (0.8%) otros medios.

El bajo porcentaje de uso de los autobuses comparativamente con el de los colectivos es de tomarse en cuenta, pero es más puntual la comparación del bajo uso de los trolebuses contra el de los colectivos. La utilización de vehículos más limpios debe fomentarse en relación a otros medios de transporte, y su eficiencia y el gasto energético también deben de tomarse en cuenta en el momento de la toma de decisiones.

Situación actual

Como se ha observado, el uso de combustibles alternos, el uso de transportes eléctricos y de los medios masivos de movilización son las mejores opciones para el mejoramiento del ambiente, debido a lo que se está avanzando en una serie de pasos para fomentarlos mediante los siguientes puntos:

1. Creación y publicación de la normatividad para el uso vehicular de gas natural que incluye:
 - Diseño y construcción de instalaciones de servicio a gas natural comprimido y licuado.
 - Seguridad e instalación de equipos de conversión.
 - Emisiones vehiculares para unidades nuevas y en circulación.
 - Procedimiento y equipo de verificación.

2. Creación de infraestructura mediante la construcción de:
 - Planta de gas natural licuado.
 - Planta de gas natural comprimido.
3. Desarrollo vehicular mediante:
 - Certificación de las emisiones logradas con sistemas de gas natural comprimido y licuado.
 - Disponibilidad de motores dedicados a gas natural comprimido.

Pero hay que reconocer que existen asuntos pendientes como son:

1. Modificar la estructura de precios de los combustibles.
2. Propiciar el desarrollo de infraestructura para el abasto de combustibles.
3. Impulsar la conversión de vehículos de los sectores de transporte de pasajeros y servicio gubernamental.
4. Definir la obligatoriedad en el uso de combustibles alternos.

Para lo que debemos aplicar las siguientes actividades prioritarias:

1. Modificar la estructura impositiva sobre los combustibles mediante:
 - Captaciones tributarias derivadas de modificaciones a los impuestos especiales sobre productos y servicios
 - Ahorro por importación de gasolina.
 - Impuestos generados por conversiones.
 - Empleos directos del programa.
2. Propiciar el desarrollo de infraestructura de abasto de combustible con:
 - Definir los sitios para establecer estaciones de servicio.
 - Agilizar los trámites y otorgar facilidades para la instalación de las estaciones de servicio.
3. Impulsar la conversión de vehículos de los sectores de transporte de pasajeros y servicio gubernamental mediante:
 - Aumento en la vida útil permisible de los vehículos de pasajeros.
 - Autorizar la placa metropolitana, sin costo alguno, a los vehículos a gas natural.

En años recientes se han hecho propuestas concretas para la disminución de la contaminación por fuentes móviles y fijas, todas estas han sido valoradas y en su caso tomadas en cuenta o desechadas.

Actualmente existe un programa con ocho puntos principales de acción con lo cual se pretende abatir en un futuro próximo la contaminación atmosférica, por lo que a manera de conclusión se enlista estos puntos.

Programa de manejo de la cuenca atmosférica

- 1). Transporte público.
- 2). Desarrollo Urbano.
- 3). Vehículos más limpios y eficientes.
- 4). Producción limpia en industria y servicios.
- 5). Reforzamiento a la normatividad.
- 6). Impulso a una cultura ambiental.
- 7). Combustibles de mejor calidad ambiental.
- 8). Combustibles alternos.

EFFECTOS A LA SALUD Y EL PLAN DE CONTINGENCIA

Gustavo Oláiz
Dirección General de Salud Ambiental
Secretaría de Salud

I. Antecedentes

A partir de 1977 la calidad del aire en la ciudad de México comenzó a ser medida sistemáticamente, y es en ese año, en vista de los datos que se tenían sobre los niveles de los contaminantes, que se pensó y consideró los posibles efectos en la salud ligados a la calidad del aire que se respiraba.

Tuvo que pasar casi una década para que se estableciera en 1986 una Red Automática de Monitoreo Atmosférico (RAMA), con la cual se pudo empezar a obtener datos en tiempo real sobre la situación de la calidad del aire.

Durante el periodo de 1985 a 1989 los inviernos en la Zona Metropolitana de la Ciudad de México (ZMCM) fueron caracterizados con altos niveles de contaminantes atmosféricos, creando con ello situaciones de alarma, y es ante esta situación que la Comisión Nacional de Ecología, el Departamento del Distrito Federal (DDF), el gobierno del Estado de México y la Secretaría de Desarrollo Social (Sedesol) empiezan a elaborar un plan de contingencias ambientales.

Durante el bienio 1989-1990 el Sistema Nacional de Salud (SNS) realiza un programa para un estudio piloto sobre epidemiología ambiental que tiene como fin verificar el efecto en la salud de los contaminantes atmosféricos.

En el bienio 1991-1992 se establece oficialmente el Plan de Contingencias Ambientales (PCA) a través de la Comisión Metropolitana, al mismo tiempo comienza un sistema de vigilancia de la salud por contingencias.

A manera de antecedentes en la tabla 1 se muestran los eventos y periodos más importantes relacionados con el programa.

Tabla 1
Relación de años y eventos

Año	Evento
1977	Comenzó a medirse sistemáticamente la calidad del aire en la Cd. de México
1986	Se establece la RAMA y la Red Manual de Monitoreo Atmosférico
1985-1989	Periodos invernales con altos niveles de contaminantes, crean situaciones de emergencia. La Comisión Nacional de Ecología, los gobiernos del DDF, el Estado de México y la Sedesol comienzan a integrar el Plan de Contingencias.
1989-1990	El Sistema Nacional de Salud realiza un estudio piloto sobre vigilancia epidemiológica de los efectos a la salud por contaminantes ambientales.
1991-1992	Se crea la Comisión Metropolitana y con ella oficialmente el Plan de Contingencias Ambientales. Comienza el Sistema de Vigilancia Epidemiológica durante las contingencias como parte del Plan de Contingencias Ambientales.

II. Sistema de Vigilancia

Características

Este sistema cuenta en su forma de llevarse a cabo con cuatro importantes características las cuales son:

1. Se realiza desde el invierno de 1991-1992.
2. Se lleva a cabo mediante encuestas en hogares sobre síntomas inespecíficos y morbilidad respiratoria en casos de contingencia ambiental, en áreas de vigilancia epidemiológica.
3. Brigadas capacitadas acuden a las zonas de vigilancia epidemiológicas para encuestar a la población.
4. A partir del invierno 1995-1996 se realiza en forma diaria, sin importar los niveles de los contaminantes.

Metodología

En la metodología aplicada en este sistema resaltan los siguientes puntos:

1. Desde 1991 se seleccionan y realizan los censos de 5 zonas de la ciudad de México en áreas representativas de las áreas de monitoreo ambiental. Estas zonas se encuentran dentro de 2 km alrededor de los monitores de la Red Automática de Monitoreo Ambiental.
2. Estas áreas contienen más de 10 000 viviendas y 500 000 habitantes representativos de la población de la Ciudad de México.
3. El censo se actualiza en 1993 y se encuentra en este proceso durante 1996.
4. Este censo se utiliza como marco muestral para el estudio de contingencias ambientales.
5. El procedimiento muestral minimiza el error de las mediciones a menos de 3%.

La estrategia fundamental en el estudio de las contingencias ambientales es que diariamente se seleccionan viviendas en forma sistemática y se entrevista a sus ocupantes para evaluar riesgos a la salud, y las brigadas acuden a las cinco zonas de monitoreo y aplican la entrevista.

Los monitores donde se aplican las entrevistas son: Tlanepantla, Xalostoc, Pedregal, Plateros e Izta-palapa.

Durante los inviernos de 1991 a 1994 se utilizó el Programa de Contingencia Ambiental que se observa en la tabla 2.

En este programa se consideran cinco fases en donde, dependiendo del nivel de los Imecas, se toman medidas de prevención acordes con la situación:

De 0 a 100 Imecas se tiene una situación favorable para cualquier actividad física.

De 101 a 249 Imecas se entra a una situación de prealerta debido a la condición de no favorable para realizar actividades físicas.

De 250 a 349 Imecas se conoce como alerta, cuando las condiciones de dispersión de los contaminantes no era adecuada.

Tabla 2
Programa Invernal de Contingencia Ambiental
1991-1994

Imecas	Situación	Medidas de prevención
0-100	Favorable	Ninguna
101-249	No favorable (prealerta)	Estar pendiente de la información sobre el Imeca y reducir las actividades al aire libre.
250-349	Fase I (alerta). Pronóstico desfavorable para la dispersión de contaminantes.	Disminuir la circulación de los automóviles, restringir el uso de vehículos oficiales, excepto los de emergencia. Suspender tareas de pintado y asfaltado, reducir 30% de la actividad industrial.
350-449	Fase II (alarma). Por persistir las condiciones desfavorables para la dispersión de contaminantes.	A lo anterior se agrega: dejar de circular los vehículos por dos días (programa hoy no circula). Reducir en un 50 y 70% las actividades industriales. Suspensión de clases a nivel preescolar, primaria y secundaria. Estado de alerta en instituciones de salud.
450 y más	Fase III (emergencia)	Asueto general, no salir de casa. Estado de emergencia en instituciones de salud.

De 350 a 449 Imecas se establece la situación de alarma por seguir las condiciones poco propicias para la dispersión de los contaminantes en la atmósfera.

De 450 y más Imecas se declara la emergencia.

El balance de contingencias presentadas durante el periodo de 1991 a julio de 1996 se muestra en la tabla 3.

Tabla 3
Balance de alertas ambientales presentadas de
1991-1996

Año	Monitor				Total
	Pedregal	Merced	Tlanep.	Iztap.	
1991	32	13	4	3	52
1992	14	8			22
1993	8	1	1		10
1994	4				4
1995	1				1
1996			1		1
Total	59	22	6	3	90

* Se incluye una alarma

Progresivamente desde el año de 1991 hasta julio de 1996 han disminuido las contingencias en cuanto al número de estas y a las estaciones donde se presentan, de tal forma que en el periodo de enero 1995 a julio de este año solo se han presentado 3.8% de eventos en relación a 1991.

III. Programa de apoyo a contingencias ambientales

Este programa consta de varios protocolos de investigación relacionados con los efectos a la salud ocasionados por los contaminantes atmosféricos.

A continuación se presenta los resúmenes de los protocolos de este programa:

1. *Contaminación atmosférica y sus efectos a la salud en personas de la tercera edad.*

Objetivo: Conocer la prevalencia de síntomas respiratorios inespecíficos (tos, disnea, irritación de garganta y ojos), y por otro lado, síntomas respiratorios específicos (bronquitis crónica, efisema y asma), así como su asociación con los contaminantes atmosféricos.

Metodología: Encuesta con seguimiento en personas mayores de 60 años que acuden a clubes del Instituto Nacional de la Senectud (INSEN) ubicados dentro de un radio de 2.5 km alrededor del monitor Merced.

Brigadas compuestas por médicos y enfermeras que aplican la encuesta, realizan un examen médico, llevan a cabo una espirometría y entregan el formato de seguimiento.

La RAMA mide el comportamiento de los contaminantes y en base a los datos de esta se buscará establecer una correlación epidemiológica.

2. *Efectos a la salud producidos por la exposición a monóxido de carbono (CO) y bióxido de nitrógeno (NO₂) en policías de crucero*

Objetivo: Conocer en un grupo de policías de crucero de la Ciudad de México la prevalencia de sintomatología aguda (atardimiento, vértigo, cefalea, náuseas y debilidad) y crónica (angina de pecho, infarto) y su asociación con CO.

Conocer en el grupo de población la prevalencia de irritación de ojos, nariz y garganta, tos, disnea, bronquitis crónica y efisema, así como su asociación con NO₂.

Metodología: Encuesta con seguimiento a 300 policías en edad productiva que laboren en cruceros ubicados cerca de los monitores Merced y Lagunilla a los cuales se les aplicará un cuestionario.

La RAMA medirá y reportará los niveles de CO y NO₂ de tal forma que será el indicador de las posibles afecciones por el aumento de la contaminación.

3. *Seguimiento y evaluación de efectos crónico respiratorios en escolares*

Objetivo: Identificar el efecto a largo plazo que la exposición a diferentes mezclas de contaminantes atmosféricos producen en la salud respiratoria de escolares residentes de la ciudad de México.

Metodología: Estudio transversal con seguimiento a la población de estudio que está constituida por 2 000 niños mayores de ocho años que acuden a 30 escuelas primarias (públicas y privadas) ubicadas en 10 monitores de la ciudad de México.

Se aplicará a las madres de los niños una encuesta sobre salud respiratoria y a los niños se les realizará una espirometría.

Se llevará a cabo el seguimiento cada seis meses.

La RAMA reportará los niveles de contaminantes atmosféricos y con estos datos se intentará establecer una correlación.

4. *Seguimiento de pacientes crónicos del Instituto Nacional de Enfermedades Respiratorias*

Objetivo: Realizar un seguimiento de pacientes con enfermedades crónicas en la temporada invernal.

Establecer una correlación entre la demanda de atención médica de estos pacientes y diferentes niveles de contaminantes.

Metodología: El Instituto Nacional de Enfermedades Respiratorias (INER) realizará un seguimiento de

tres meses a pacientes que presenten bronquitis crónica, asma y/o efisema pulmonar.

Se aplicará un cuestionario mensualmente para detectar agravamiento o modificación en su condición de salud.

La RAMA recabará información sobre contaminantes y con esta información se identificará las posibles causas epidemiológicas.

IV. Normas oficiales mexicanas

De acuerdo con la reglamentación para México existen Normas Oficiales Mexicanas en materia de salud ambiental, a continuación se especifican dos de ellas:

1. Norma Oficial Mexicana NOM-020-SSA1-1993. Concentración de Ozono (O_3) en el aire.

Especificaciones: Las concentraciones atmosféricas de O_3 no deben rebasar el límite máximo de 0.11 ppm o su equivalente $216 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en una hora, una vez al año, en un periodo de tres años.

Fuentes: Producto secundario de la interacción de bióxido de nitrógeno, hidrocarburos y luz solar.

Efectos a la salud: Irritación de ojos, nariz y garganta, dolor de cabeza, dolor torácico, dolor subterrenal, lasitud y náuseas. Disminución de la función pulmonar (afecta el volumen expiratorio formado en 1 segundo, resistencia aérea y capacidad vital forzada) incremento de la frecuencia respiratoria.

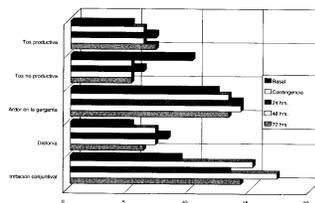
2. Norma Oficial Mexicana NOM-023-SSA1-1993. Concentración de Bióxido de Nitrógeno (NO_2) en el aire.

Especificaciones: Las concentraciones atmosféricas de NO_2 no deben rebasar el límite máximo normado de 0.21 ppm o su equivalente $395 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en una hora, una vez al año.

Fuentes: Procesos de combustión de derivados del petróleo.

Efectos a la salud: Cambios en la función pulmonar de sujetos sanos, asmáticos y bronquíticos. Actúa principalmente como agente broncoconstrictor.

Gráfica 1
Sintomatología en contingencias ambientales durante periodos invernales 1991-1992



En la gráfica 1 se encuentra la sintomatología general presentada por la población durante las contingencias ambientales del invierno de 1991-1992.

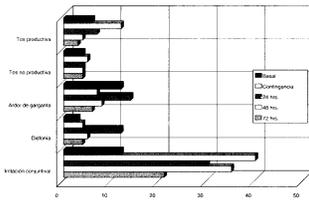
En la misma gráfica 1 se observa que el número de ocurrencias mayor lo tienen las sintomatologías de ardor en la garganta y la irritación conjuntival, presentándose los números de mayor índice en las 48 horas posteriores a la contingencia.

Por otra parte la tos productiva, la tos no productiva y la disfonía son caracterizadas por tener un número de ocurrencias menor, en la gráfica 1 se muestra también que en estas sintomatologías la incidencia de casos no muestra mucha variación en los datos, salvo en la tos no productiva que presenta para el basal índice ligeramente alto, este índice se encuentra por encima de los datos de las otras sintomatologías con la excepción de la sintomatología de ardor en la garganta.

La gráfica 2 es una clara muestra de que en el invierno de 1994 la prevalencia de una sola sintomatología de tipo ocular (irritación conjuntival), sobrepasa a las otras cuatro, con valores que sobrepasan por mucho a las otras.

Es notable indicar que el mayor número de ocurrencias de la irritación conjuntival se presenta en el momento de la contingencia ambiental y que los síntomas comienzan a disminuir pasadas las 72 horas de declarada la contingencia ambiental.

Gráfica 2
 Sintomatología en contingencias ambientales durante periodos invernales 1994



Si ignoramos momentáneamente los datos de la irritación conjuntiva, tendríamos que resaltar dos cosas importantes. La primera es que la tos productiva también tiene una alta incidencia en el periodo de contingencia ambiental. Segundo que el ardor en la garganta es más frecuente durante las 24 horas siguientes a la declaración de la contingencia.

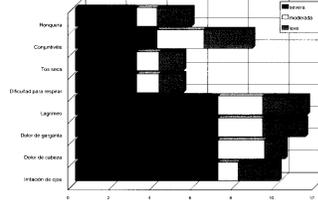
Si comparamos la gráfica 1 con la gráfica 2 se notara que la característica principal es que en la gráfica 2 hay una mayor incidencia de irritación conjuntiva, esta incidencia es muy marcada. Para términos generales también se puede decir que existe un aumento de las otras sintomatologías pero este aumento es de un margen menor al de la irritación conjuntiva.

El porcentaje acumulado de síntomas en la población de Tlanepantla en los 25 días por abajo de 150 puntos Imeca durante el periodo de diciembre de 1995 a enero de 1996 se pueden constatar en la gráfica 3.

La gráfica 3 muestra que el mayor porcentaje de síntomas acumulados se encuentran en estos cuatro: lagrimeo, dolor de garganta, dolor de cabeza e irritación de los ojos. Los menores porcentajes se encuentran en la tos seca y la dificultad para respirar. En términos generales diremos que la forma leve de la sintomatología es la que mayor porcentaje representa.

Es de suma importancia indicar que aun cuando el porcentaje mayor de incidencias de la sintomatología es en la forma leve, en el porcentaje acumulado de las cuatro mayores sintomatologías sobrepasan cada una

Gráfica 3
 Síntomas en la población de Tlanepantla en 25 días por abajo de 150 Imeca diciembre de 1995 - enero de 1996

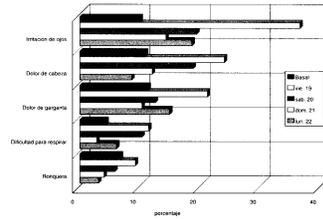


10%, y en el caso de las menores sintomatologías cada una esta por encima del 4% acumulado de las tres formas (severa, moderada y leve).

Las formas severa y moderada tienen un porcentaje muy bajo de incidencias, no obstante es necesario señalar que en la sintomatología de conjuntivitis, lagrimeo, dolor de garganta e irritación de los ojos en la forma severa es alrededor del 2% de las incidencias.

En lo que va del año se ha presentado una contingencia ambiental, esta tuvo lugar del 19 al 22 de enero, la sintomatología presentada en Tlanepantla, así como el porcentaje de las mismas pueden verse en la gráfica 4.

Gráfica 4
 Sintomatología en Tlanepantla del 19 al 22 de enero de 1996



En la gráfica antes mencionada se hace notable que el día 19 presentó el mayor porcentaje de todas las sintomatologías.

En el caso de dolor de garganta y dificultad para respirar, el día 21 fue el de menor porcentaje de incidencias.

La ronquera y el dolor de cabeza disminuyeron en el porcentaje de incidencias el día 22.

La irritación de los ojos tiene un porcentaje bajo en basal.

Otra característica que podemos resaltar en esta Gráfica es que para el día 19 el porcentaje menor de incidencias esta por arriba del 9% en la sintomatología de la ronquera, esto se va elevando hasta alcanzar una cota superior al 35% en la irritación de ojos.

El menor porcentaje de incidencias está cercano al 3% de incidencias y se verifica en dos días con dos sintomatologías distintas. La primera es la dificultad para respirar el día 21. La segunda la ronquera para el día 22.

Es notable que en dos sintomatologías presentan una disminución de porcentaje el día 21 y luego hay un repunte el día 22, estas sintomatologías son el dolor de garganta y la dificultad para respirar.

En términos globales los menores porcentajes de incidencia en las sintomatologías se localizan en la dificultad para respirar y la ronquera, y el mayor porcentaje de incidencias se encuentra agrupado en la irritación de ojos. El dolor de cabeza y el dolor de garganta presentan un porcentaje de incidencias casi similar.

RETROSPECTIVA DE LAS ESTRATEGIAS PARA EL CONTROL DE LA CONTAMINACIÓN ATMOSFÉRICA EN EL VALLE DE MÉXICO

Rogelio González García y Xochitl Cruz Nuñez
Dirección General de Planeación Ambiental
Secretaría de Ecología del Estado de México
Parque de Orizaba 7 - 6o. piso
Naucalpan de Juárez, México

Resumen

El control y la prevención de la contaminación atmosférica en el Valle de México han cambiado a medida que la dinámica de la zona metropolitana lo hacen: la visión limitada y hasta inocente de la contaminación en los años de la década de 1960 y 1970 contrasta con la administración actual, la que, con un conocimiento profundo de las causas y efectos de la contaminación, encauza los esfuerzos de los sectores industrial, automotriz, de servicios y de los ciudadanos en general, en el centro del ojo crítico de los grupos ecologistas y de la ciudadanía y en medio de la crisis económica más aguda de los últimos años, pasando por los tientos y omisiones de la década de los ochenta, caracterizada por una política ambiental en la que prevaleció la conceptualización de una serie de proyectos truncados, entre otros factores, por la discontinuidad de la política federal gubernamental.

1940-1970: El crecimiento acelerado

A partir de 1940 el Valle de México sufre una transformación vertiginosa en cuanto al desarrollo económico. Los fenómenos relacionados con el crecimiento de la mancha urbana, el incremento en la población, tanto en número como en densidad, y la concentración de la inversión propiciaron que, de 87 km² que cubría la mancha urbana en 1930, pasara a una zona totalmente conurbada en 1985 de más de 2,000 km² ocupados, con una población estimada de 17 millones de habitantes. Ese crecimiento desmedido de la población y, en consecuencia, de la mancha urbana, ha propiciado el crecimiento y la proliferación de otros muchos efectos negativos, entre otros, el aumento de la superficie asfaltada, que trae como consecuencia modifica-

ciones climáticas y el surgimiento de las denominadas islas de calor. La proliferación de vehículos automotores con poca eficiencia energética y peor mantenimiento ha resultado en el vertimiento a la atmósfera de muchos contaminantes, gaseosos y particulados. El incremento en la demanda de bienes y servicios ha sido el origen de la concentración de la inversión neta del país y la falta de coordinación en la planeación urbana, la causa del desorden en el uso del suelo.

Fue a partir del periodo conocido como de la industrialización que se inició la actividad urbana e industrial del Valle de México. En los años de la década de 1940 se inicia este proceso de crecimiento desmesurado: el indicador en ese entonces de la contaminación era la visibilidad que, de acuerdo con los datos del Observatorio Nacional de Tacubaya, era de 4 a 10 km, que para los años de la década de 1950 había disminuido a un intervalo de 2 a 4 km y que al final de los años de 1970 se había reducido a un promedio entre 1 y 2 kilómetros, como se observa en la gráfica 1.



Los valores corresponden al Observatorio Nacional de Tacubaya

Desde esa década existía un grupo de científicos que desarrolló estudios en el área de protección y conservación de los recursos. Destacan Enrique Beltrán, en biología, Alfonso Contreras con su *Climatología de México* y Jorge L. Tamayo con su *Atlas Geográfico General de México*. Además, la Secretaría de Salubridad y Asistencia Pública creó, a raíz de la promulgación de la Ley Federal del Trabajo y posteriormente del Reglamento General de Higiene y Seguridad, un área específica para la investigación de las enfermedades profesionales. Esta área, que a la postre se convirtió en la Dirección General de Higiene Industrial, sería fundamental en el desarrollo de los estudios relacionados con la contaminación atmosférica, no solo en la cuenca de México, sino en todo el país.

La evolución de la Dirección General de Higiene Industrial por un lado y la importancia cobrada por los movimientos conservacionistas y la respuesta del propio país a la invitación de las Naciones Unidas en 1968 para participar en la Reunión Internacional sobre Medio Ambiente, sentaron las bases para que el Gobierno de México tomara una decisión relacionada con la prevención y el control de la contaminación en el país. En agosto de 1967 se inicia la operación de la Red Panamericana de Muestreo Normalizado, base de los sistemas de monitoreo atmosférico posteriores.

La incorporación de la problemática ambiental a la vida del país y, en particular, a la de la Zona Metropolitana de la Ciudad de México (ZMCM), se planteó a raíz de la participación de México en foros internacionales: la política echeverrista de proyectar a México hacia el exterior abrió nuevas perspectivas e incorporó —sobre todo— las ideas de frontera mundiales relativas al medio ambiente y la conservación de los recursos.

1970: Reconocimiento del problema ambiental

En 1970, el discurso de toma de posesión del presidente Luis Echeverría manifiesta el propósito de atacar sin demora los problemas ocasionados por la contaminación ambiental y, unos meses después, remite al H. Congreso de la Unión la iniciativa de Ley para Prevenir y Controlar la Contaminación Ambiental, decretada el 12 de marzo de 1971. En este particular se distinguen dos elementos: el referente a la prevención de las enfermedades y la protección a la salud pública, y el relativo a la conservación e incremento

de los bienes y recursos disponibles, en virtud de las cuales las sustancias contaminantes lanzadas a la atmósfera por la industria y los vehículos de combustión interna, así como el uso y descarga de otras sustancias capaces de alterar el equilibrio ecológico o la calidad del agua, del aire o de la tierra, se ven no solo en cuanto a los riesgos para la salud y el bienestar públicos, la flora y la fauna, sino en cuanto a que afectan la vida económica del país.

En 1972, con la creación de la Subsecretaría de Mejoramiento del Ambiente como parte de la estructura de la Secretaría de Salubridad y Asistencia se pretendió encaminar la solución de la problemática desde los dos aspectos antes mencionados, encargándole a la Dirección General de Investigación la evaluación del medio ambiente a través de un estudio de la concentración de los diferentes contaminantes, y a las direcciones generales de Operación y de Control, la elaboración del inventario de fuentes y de los factores de emisión. Sin embargo, los intentos para realizar un inventario real fueron grandes pero poco fructíferos; se constituyó el programa *Sistema Base de Información de Contaminantes Ambientales* (SBICA), y por otro lado, a fines de 1972 se creó el Departamento de Monitoreo, cuyas primeras acciones tendieron a la validación de los procedimientos de medición, ya que los datos obtenidos por la Red Panamericana representaban serias deficiencias desde el punto de vista técnico, de tal manera que puede afirmarse sin exageración, que los datos obtenidos hasta ese periodo eran meros indicadores y no datos utilizables para la toma de decisiones.

De 1972 a 1976, primer periodo de la administración ambiental en México, tres fueron las dependencias involucradas en la prevención y el control de la contaminación del aire: las Direcciones de Investigación y Operación, y el Consejo Técnico de la misma Subsecretaría.

En ese entonces se buscó que las 14 estaciones de monitoreo manual fueran transformadas a un equipo homologado con redes que operaban en otros países usando métodos físico-químicos que marcaban el estado del arte en el momento. Fue así que la Subsecretaría utilizó como guía la metodología de la Agencia de Protección al Ambiente de los Estados Unidos. En 1973 se inició la transformación del sistema de mediciones manuales por mediciones automáticas, conti-

nuas y de tiempo real, sistema que terminó de ser instalado en 1974 y que operó hasta 1976 con el nombre oficial de Red Computarizada Automática de Monitoreo Atmosférico del Valle de México (RCAMA-VAMEX) y con el nombre común de *Red Philips*¹. Tanto esta red como la manual que le precedió nunca contaron con un laboratorio de calibración ni con un sistema para la evaluación de métodos; las calibraciones se realizaban en forma interna, por lo que los datos obtenidos de estos dos sistemas de monitoreo no sobrepasan una confiabilidad cercana a 90%. Se agregaron con la nueva red los análisis de algunos contaminantes gaseosos como los óxidos de nitrógeno, el monóxido de carbono y el ozono; el problema más frecuente de este sistema de monitoreo fue las interrupciones debidas a fallas en la red telefónica.

A la creación de la Subsecretaría del Medio Ambiente se reportaba que la carga de contaminantes a la atmósfera del Valle de México provenía de alrededor de 2 millones de vehículos automotores y de la operación de aproximadamente 32 mil giros industriales. Se calculaba que los vehículos eran responsables de 70% de la contaminación, mientras que a las fuentes estacionarias correspondía alrededor de 25% y la emisión natural contribuía con cerca de 5% al inventario de emisiones. Se reportaron, en ese 1972, 201 744 toneladas de dióxido de azufre, que se incrementaron en 1976 a un valor de 305 079. Para la emisión de partículas en fuentes sin equipos de control se reportaba un total de 220 620 toneladas y 320 030 en 1976 y las emisiones de fuentes con equipos de control ascendían, en 1972, a 152 865 y 117 049, respectivamente. En la tabla I se muestra un comparativo del inventario de las emisiones provenientes de fuentes fijas o industriales, para los años de 1972, 1976 y 1982.

El análisis del periodo comprendido entre 1967 y 1976 permite concluir que la contaminación atmosférica en el Valle de México se incrementó con una tendencia geométrica similar al incremento poblacional. También se extrae el que la situación económica que permitió el incremento explosivo de los vehículos en circulación y el aumento simultáneo en los municipios conurbados del Estado de México de empresas de todo

¹ Los indicadores como el dióxido de azufre en la nueva red de monitoreo se determinaban por el método de la parosanalina; las partículas suspendidas por análisis de agua oxigenada para la cuantificación de acidez

Tabla I
Carga de contaminantes a la atmósfera proveniente de las fuentes fijas en el Valle de México

Emisiones (ton/año)	1972	1976	1982
SO ₂	201 744	305 079	393 035
PST	220 620	320 030	540 000
NO _x	50 830	69 849	91 433
HCT*	118 000		139 609

* Calculados por medio de factores de emisión de la Agencia de Protección al Ambiente, EUA.

tipo fueron los responsables del incremento tan grande en las cargas de contaminantes a la atmósfera de la Ciudad. Adicionalmente, puede concluirse que si bien el problema de la contaminación atmosférica se reconoció temprano en la vida productiva del Valle de México y, en general, del país, y las autoridades dotaron a la Ciudad con un sistema de diagnóstico, se descuidó la componente de la evaluación, lo que impidió el reconocimiento real de las condiciones evolutivas de los contaminantes y sus efectos inmediatos, a mediano y largo plazo, en la atmósfera.

De 1973 a 1977 se gestó y aplicó un programa conjunto con el de las Naciones Unidas para el desarrollo. Este programa se dividió en cuatro áreas correspondientes a la contaminación atmosférica, del agua, del suelo y la educación ambiental, y permitió que el país recibiera recursos externos para, principalmente, la formación de personal especializado. Además, en el área de la contaminación atmosférica se incorporaron 22 muestreadores de alto volumen y se reforzaron las 14 estaciones de monitoreo existentes. La evaluación final del programa es deficiente en virtud de que con el cambio de administración federal se perdió la continuidad sin haber cumplido algunos objetivos fundamentales, como el establecimiento de los programas de control vehicular y el inventario completo de emisiones de las zonas metropolitanas y de alta industrialización del país.

El periodo administrativo 1976-1982 llegó precedido por la entonces recién expedida Ley de Asentamientos Humanos que incluía el propósito del mejoramiento ambiental a través de una adecuada planeación de los asentamientos humanos y lo inherente a la conservación de los elementos naturales y del entorno, especialmente en los centros de población. El entusiasmo que caracterizó el inicio de las actividades

gubernamentales en materia de prevención y control de la contaminación perdió inercia y, por lo tanto, se hacía urgente buscar alguna alternativa que permitiera mayores logros. Uno de los aspectos más importantes, de hecho, que caracterizaron este periodo de la administración federal, fue la adopción de un modelo sectorial de administración y el establecimiento de esquemas de coordinación intersectorial. Uno de los productos de este esquema fue la creación, en 1978, de la Comisión Intersecretarial de Saneamiento Ambiental, cuyo objetivo principal fue coordinar y dar coherencia a los programas y acciones del mejoramiento ambiental.

Uno de los productos de la existencia de dicha comisión fue la firma de un convenio entre la Secretaría de Salubridad y Asistencia, el Departamento del Distrito Federal (DDF) y el Gobierno del Estado de México mediante el cual se activaba el programa de mejoramiento de la calidad del aire. Este programa preveía la acción en dos vertientes, la reducción de las emisiones vehiculares y la reducción de las emisiones de la industria. Además, como parte de estas dos líneas estratégicas, se plantearon algunos subprogramas de acción específicos como el mejoramiento de los combustibles por parte de Petróleos Mexicanos, la reestructuración del sistema de transporte urbano y el mejoramiento de la vialidad por parte del ddf, y la estructuración de un sistema de transporte coordinado por parte del Estado de México.

Además, la estrategia para garantizar que efectivamente se promoverían acciones para reducir la contaminación se fijó, por un lado, en la sustitución del sistema de monitoreo *Philips* y, por otro, en la propuesta del ddf de crear 16 estaciones de medición y control vehicular y el compromiso por parte de Petróleos Mexicanos (Pemex) para desulfurar los combustibles y sustituir hasta donde fuera posible los combustibles pesados por gas natural en las empresas que representaban mayor consumo, como las termoeléctricas.

El final de la administración 1976-1982 se vio complicado por una serie de eventos que tendrían enormes consecuencias para el país. La administración de referencia, que había comprometido el desarrollo del país basado en la explotación intensiva de los recursos naturales minerales, en especial del petróleo, tuvo que reconocer que la estrategia fue equivocada y que, entre otras cosas, había logrado hacer de áreas

enormemente productivas en recursos renovables, zonas de destrucción ecológica. La aparente bonanza económica de que se disfrutó entre 1977 y 1981 propició un desmesurado uso de los recursos naturales y un incremento substancial en consumos de combustible, tanto para uso industrial como automotriz, lo que vino a complicar el monto de carga contaminante en la zona del Valle de México.

Sin embargo, dentro de los propósitos para racionalizar y coordinar acciones, la municipalización del transporte de superficie en el df permitió desarrollar cierta lógica y cierta coordinación y, sobre todo, el trazo de los ejes viales dentro de la mancha urbana del df permitió resolver en buena parte los cuellos de botella derivados de la falta de continuidad en las vialidades, ya que, probablemente, la única vía sin obstáculos en ese sentido era la Avenida de los Insurgentes.

1980: Asignación de atribuciones y responsabilidades

Hacia fines de 1982 la situación económica del país se tornó crítica y México no había tomado las medidas relacionadas con la depresión económica generalizada en el mundo y el superávit del petróleo derivado del *dumping* de algunos países asociados en la Organización de Países Exportadores de Petróleo (OPEP); esto dejó al país sin recursos para muchos programas, entre ellos los de protección al medio ambiente.

Una vez cambiada la administración política en 1982, se planteó desde el inicio una política ambiental como parte de la política general del gobierno. Con la intención de incrementar la posibilidad de acción en este campo, se modificó la Ley Orgánica de la Administración Pública Federal a fin de constituir la Secretaría de Desarrollo Urbano y Ecología. Así, la visión retrospectiva de este hecho indicó una intención por agrupar otras variables a la atención al ambiente, diferentes de la protección a la salud, en el entendido de que ésta no es un hecho aislado, sino la consecuencia de la interacción del sistema vital humano. Esta experiencia, por otro lado, permitió una incipiente regionalización en cuanto a la política ambiental que a la postre sería la clave de la atención a los problemas específicos de la cuenca de México.

El Plan Nacional de Desarrollo planteó estrategias interesantes para la recuperación del medio ambiente,

a través de la racionalización de los recursos y la necesidad urgente del control y la disminución de la contaminación ambiental, así como el estímulo a los proyectos de ordenamiento y restauración con la participación de la iniciativa privada, el sector público y las poblaciones locales. Las acciones relativas a la contaminación atmosférica se plantearon en torno a la necesidad de establecer acuerdos para que las entidades productoras de la contaminación o el deterioro compensasen el daño, obligando a las industrias existentes o a las de nueva creación a la instalación de sistemas que regularizaran las cargas de contaminantes, así como el impulso a los programas de investigación.

En lo concreto, el plan marcaba la realización de un inventario de fuentes fijas, la adecuación de las normas de calidad del aire, así como el diseño de sistemas de monitoreo, incluyendo redes de alarma, la promulgación de los reglamentos de emisión de los contaminantes más importantes, la reducción y el control de las emisiones de fuentes móviles y la elaboración de un programa de acción para contingencias. Los resultados de estas acciones se observaron en la operación total del sistema de monitoreo en el Valle de México, para lo cual se terminó la instalación del nuevo sistema de monitoreo que se elevó a 25 estaciones. Por otro lado, algunos de los planteamientos formulados en la nueva Sedue se plasmaron en 1984 en las mesas de discusión de la Reunión Nacional de Ecología, en ella se logró el consenso de que calidad del aire y control de emisiones son fenómenos correlacionados, y por tanto, en que la estrategia general sería la de calidad del aire, mientras que la estrategia por zonas sería la del control de emisiones.

La comprensión de la necesidad de atacar el problema tanto a nivel regional como nacional llevó al establecimiento del Sistema Nacional de Monitoreo Atmosférico a fines de 1987. Así mismo, se visualizó la necesidad de un organismo que auditara al sistema, con el uso de normas y patrones primarios y se creó un comité de especialistas para avalar los resultados de la red.

Finalmente se constituyó la Comisión Intersecretarial de Saneamiento Ambiental que originaría la Comisión Nacional de Ecología como órgano coordinador y concertador entre las diferentes partes involucradas en el problema

Así, a partir de 1983 quedó establecido un sistema de concertación de acciones entre una parte normativa, Sedue y otra operativa, el DDF. Este esquema deja pendiente el problema de los municipios conurbados pertenecientes al Estado de México, que se integraron en un programa denominado *Horizonte de Control*, dirigido a frenar su crecimiento desmedido.

Una vez designado como instancia controladora, el dar instituyó su propio programa de comprobación y control de los contaminantes emitidos en esta entidad.

En febrero de 1983 se inició una consulta popular que arrojó un diagnóstico general que estableció la necesidad de controlar y disminuir la contaminación ambiental, otorgando un papel principal a la contaminación atmosférica. El programa preveía la atención prioritaria a la Zona Metropolitana de la Ciudad de México, enfatizando la operación del sistema automático de monitoreo, la evaluación de las emisiones automotrices y el mejoramiento de las áreas reforestadas. El capítulo de los proyectos estratégicos fijaba como meta para el abatimiento de la contaminación promedio en un 30% en la zona metropolitana del Valle de México haciendo énfasis en el control de las industrias como la petroquímica, la del cemento, las de fundición del hierro y el acero, la termoeléctrica, la de fertilizantes y pesticidas, la de papel y la alimentaria.

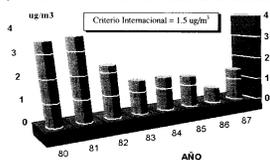
Sin embargo, los buenos propósitos del periodo 1983-1984 quedaron en gran parte como proyectos, ya que la dependencia coordinadora no cumplió sus funciones a cabalidad y el DF, por su parte, no cumplió con sus compromisos programáticos, por lo que en 1985 las condiciones ambientales seguían su deterioro sin cambios.

Frente a la necesidad de coordinar las acciones entre las diferentes dependencias involucradas en la problemática ambiental, al poco éxito de las medidas y proyectos que se habían planteado de 1972 a 1976 y a la prioridad de atacar el problema de la contaminación ambiental, el Ejecutivo decidió actuar de forma más incisiva, para lo cual expidió, en febrero de 1986, el *Decreto de las 21 medidas*. En éste se planteó de nuevo una serie de estrategias enmarcadas en un conjunto de 55 acciones específicas con el fin, entre otras cosas, de reforzar la infraestructura del transporte público,

verificar los vehículos particulares y oficiales, reordenar los espacios históricos y de interés cultural, proteger las áreas forestadas, sustituir el combustible de la Termoeléctrica Valle de México, disminuir el contenido de azufre del diesel de uso industrial y vehicular, reubicar las grandes empresas contaminantes, etc. Cabe señalar que en ese entonces ya se prevenían medidas como la instalación obligatoria de dispositivos anticontaminantes en los vehículos automotores de la Zona Metropolitana del Valle de México, y lo más relevante de este conjunto de medidas fue la introducción, en junio de 1986, de la gasolina con bajo contenido de tetraetilo de plomo, con un intervalo de 0.5 a 1.0 ml/gal.

En 1986 y 1987 buena parte de las 55 medidas propuestas en el Decreto del 14 de febrero habían tomado un cauce seguro y definitivo: se equipó con nuevas unidades al transporte público Ruta 100, se empezaron algunos trabajos para la extensión del Metro y la inauguración del tren ligero, se incorporaron al programa de paraderos una gran cantidad de transportistas de los denominados *peseros*, se empezaron las tareas de reubicación de empresas altamente contaminantes y, principalmente, se dio atención especial a la disminución del contenido de azufre del combustible, como el combustible ligero, el diesel desulfurado para uso vehicular, con 0.5% de azufre en peso, y un mayor abastecimiento de gas natural. Así mismo, en junio de 1986 se redujo el contenido de plomo en la gasolina Nova, de 2.65 a 1.06 g/gal (gráfica 2).

Gráfica 2
Tendencia de los niveles de plomo en la estación Museo comparada con el criterio internacional de calidad del



Sin embargo, el periodo invernal 1986-1987 presentó características singulares, poniendo en evidencia el estado de la calidad del aire de la Zona Metropolitana de la Ciudad de México.

Con la nueva toma de conciencia por parte de la ciudadanía, se crearon algunos grupos ecologistas, entre los que destaca el denominado *Grupo de los 100*, que presionaron fuertemente al gobierno para tomar decisiones más drásticas acerca del problema ambiental de la Ciudad. Como resultado, el Gobierno de la República encomendó a la entonces Comisión Nacional de Ecología la elaboración de una respuesta que se concretó en el documento *Las 100 Acciones Necesarias de Ecología*, de las cuales 35 correspondían al sector de la calidad del aire. El criterio general subyacente al nuevo documento descansaba en la posibilidad de disminuir las aportaciones de contaminantes a la atmósfera reduciendo las vehiculares por el mejoramiento de la vialidad, elevación de la calidad de los combustibles, cambio en los patrones de comportamiento de la población operaria, y en especial, por la promoción de la afinación y el mantenimiento de los vehículos en circulación, además de convenir con la industria automotriz la aceleración de la incorporación de elementos tecnológicos para disminuir los factores de emisión de los vehículos nuevos. Se indujo a Pemex, por otro lado, a incorporar combustibles más limpios, en especial para el mercado metropolitano de la Ciudad de México. Para las empresas que usan procesos diferentes de la combustión se plasmó la necesidad de cancelar los permisos de ampliación, la desaparición de posibilidades de instalación de nuevas empresas contaminantes y la ampliación de los inventarios de empresas de alto riesgo, con el propósito de que al incorporar la variable ecológica en la selectividad para el desplazamiento de empresas, un mayor número de éstas fueran susceptibles de reubicación.

En el aspecto de la normatividad ambiental, en 1988 se promulgó la Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente, que se encarga de designar las responsabilidades y atribuciones de cada dependencia en el ejercicio de la normatividad ambiental en todos los sectores, federal, estatal y municipal, limitando la acción del gobierno federal a aquellos casos en que la extensión del problema implique la participación directa de ese nivel, así como cuando la extensión del problema abarque más de una entidad federativa o municipios conurbados. Esta característica es definitiva en cuanto a que anteriormente se había ejercido la autoridad ambiental desde un punto de vista altamente centralizado en la operatividad por la federación, un gran énfasis en la actuación del gobierno y poca eficacia para combatir la contaminación

ambiental. La nueva ley permitió establecer como fundamento para la planeación del desarrollo nacional la capacidad de acogida del territorio con base en las características regionales tanto territoriales y de dotación de recursos; permitió una visión holística del problema al presentar por primera vez como necesidad de interpretación jurídica y de aplicación administrativa la relación entre el hombre y su entorno.

1990: El PICCA y la Comisión Metropolitana

Al inicio de la década de 1990 la conciencia ambiental en la Ciudad de México y los municipios del Estado de México conurbados a ella ya había formado parte de la vida cotidiana de la ciudadanía y las medidas encaminadas al control y la prevención de la contaminación, que se enfatizaron con la implantación permanente del programa *Hoy No Circula* fueron tomadas con alegría por unos y con enojo por muchos más.

El Programa Integral Contra la Contaminación Atmosférica (PICCA) se concibió como una estrategia ambiciosa en la lucha contra la contaminación del aire. Sus medidas, que involucraron a una gran cantidad de sectores, tomaban además en cuenta aspectos no contenidos en estrategias anteriores, como la reforestación, la educación ambiental, y sobre todo, el apoyo a la investigación científica.

Las áreas de acción del PICCA fueron seis: 1) la industria petrolera; 2) el transporte; 3) la industria privada y los establecimientos de servicios; 4) las termoeléctricas, 5) la reforestación y la restauración ecológica; y 6) la investigación, educación ecológica y comunicación social.

Entre las medidas de cada área comprometida, destacaban, en la industria petrolera, la elaboración de diesel con bajo contenido de azufre, la elaboración de compuestos oxigenados (TAME y MTBE), el suministro de gasolina sin plomo a los vehículos con convertidor catalítico y la instalación de techos flotantes con membrana interna en los tanques de almacenamiento. Además, el 18 de marzo de 1991, por decreto presidencial, se cerró la *Refinería 18 de Marzo*.

En el sector transporte se implantó la permanencia del programa *Hoy No Circula*, se introdujo el convertidor catalítico en los vehículos nuevos 1991 y poste-

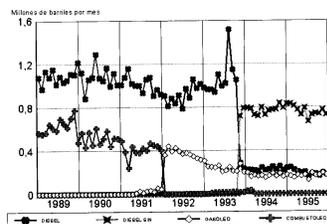
riores y se promovió, entre otros, los programas para la reconversión a gas Lp de los camiones de carga.

Las medidas referentes a la industria privada y los establecimientos de servicio incorporaron medidas tales como la sustitución de combustóleo por gas natural, el control de emisiones y la reubicación de fundidoras. Para las termoeléctricas, se comprometió la sustitución del combustóleo por gas natural, la suspensión invernal de dos unidades de generación y la instalación de monitores continuos.

Por su parte, la reforestación y restauración ecológica contempló, dentro del PICCA, el programa de reforestación urbana y la reforestación del Valle de México y su área de influencia ecológica.

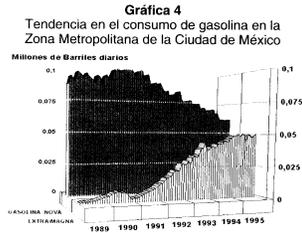
Por último, el área de investigación, educación ecológica y comunicación social implantó el programa de medición de dispositivos anticontaminantes y las pruebas con combustibles alternos en la flota vehicular, la ampliación de la Red Automática de Monitoreo Atmosférico, el desarrollo del *Estudio Global de la Calidad del Aire*, el sistema de vigilancia epidemiológica y diversos programas de capacitación en las escuelas.

Gráfica 3
Consumo de combustible en la Zona Metropolitana de la Ciudad de México



Gran parte de las medidas del PICCA han surtido efecto: la reducción anticipada de los niveles de plomo, prevista desde 1986, junto con algunas de las medidas del PICCA, han logrado que a la fecha no se

violate el criterio internacional para este contaminante (gráfica 2); las emisiones de dióxido de azufre se redujeron en 75% de 1989 a 1994, debido a la reducción del contenido de azufre en los combustibles, y casi en 79% respecto a 1990, por medidas adicionales como el *Hoy No Circula*. El monóxido de carbono ha disminuido también como resultado de las medidas implantadas en el picca: de diciembre de 1989 a diciembre de 1994 los promedios mensuales de CO se redujeron de 6.0 a 3.1 ppm, esto es, casi 50%, mayor al 37% esperado con las doce medidas asociadas. En el mismo periodo, sin embargo, el aumento en la venta de gasolina fue de 22%, como se observa en la gráfica 4.



En 1992 se creó la Comisión Metropolitana para la Prevención y el Control de la Contaminación Ambiental, organismo encargado única y exclusivamente para atender los problemas asociados con la contaminación del aire en el Valle de México. En ella convergen las tres instancias responsables de su manejo: la ahora Secretaría del Medio Ambiente, Recursos Naturales y Pesca, el Departamento del Distrito Federal y el Gobierno del Estado de México. La Comisión se ha encargado desde entonces de canalizar los recursos disponibles para la elaboración de proyectos, ha planteado la política de manejo de la atmósfera de la Ciudad de México y sus municipios conurbados y enfrenta, en la actualidad, la solución de los enormes problemas que implican la reducción de los niveles de ozono a través de la disminución de sus precursores, los óxidos de nitrógeno y los compuestos orgánicos volátiles y el problema de las partículas suspendidas, entre otros, tratando de equilibrar, con las medidas de reducción, una compensación de tipo social.

Desde 1990 se ha excedido la norma de ozono. En la gráfica 5 se observan los niveles generales de ozono en la zona metropolitana de la Ciudad de México; en ella, se observa la disminución general durante el verano y aumento en los meses de invierno y primavera. Por otro lado, a simple vista se percibe el deterioro de los niveles a partir de diciembre de 1992 hasta enero de 1993 y un ligero mejoramiento en ese año.

Gráfica 5
Tendencia en el nivel máximo de ozono en la Zona Metropolitana de la Ciudad de México de 1987 a 1993



Una característica interesante (que no se muestra) es el desfasamiento de la hora del máximo, hacia las horas de la tarde a partir de 1992; además, los valores de ozono durante los inviernos de 1994 y 1995 son menores que para los tres años anteriores. Llama la atención, sin embargo, que hay más días con calidad del aire satisfactoria con respecto a 1991 en el intervalo de 1992 a 1994 y menos días entre 200 y 300 durante el mismo intervalo. Por otro lado, en la actualidad se han intensificado los niveles de ozono en el noroeste de la Ciudad con respecto a años anteriores (no se muestra).

Existen muchos problemas de urbanización, de vialidad y transporte, de economía y sociales en la zona metropolitana del Valle de México, que se traducen, entre otros, en niveles altos de contaminantes. A pesar de que se reconoció el problema de la contaminación atmosférica desde hace muchos años, las medidas efectivas para su reducción son recientes. Los niveles de ozono no pueden bajar de la norma en dos o tres años, aun cuando se implanten las medidas más fuertes para tal efecto. Es necesario, ante todo, reforzar el inventario de emisiones, piedra angular de cualquier toma de decisión, y el área de modelación de la calidad del aire, sin la cual las estrategias de control pueden producir efectos inesperados.

La administración del medio ambiente implica una organización con capacidad de decisión, con posibilidad de influir en los marcos de desarrollo de los diversos sectores proponiendo, además, la influencia de la participación de la sociedad en general para que las

obras realizadas en la planta de capital y las de bienes y servicios ambientales sean el resultado de la participación popular y no sólo concepciones tecnócratas. Este concepto se convierte en la columna vertebral de la alternativa y de ella depende su aplicación.

SITUACIÓN DE LA CONTAMINACIÓN FOTOQUÍMICA EN JAPÓN

Dr. Shinji WAKAMATSU

**Instituto Nacional para Estudios Ambiental
Agencia del Medio Ambiental del Japón**

- 1. Recent Trends in Precursor Concentrations and Oxidant Distributions in the Tokyo and Osaka**
- 2. Evaluation of Hydrocarbon Reactivity in Urban Air**
- 3. Application of a Three-dimensional Photochemical Smog Formation Model to the Tokyo Metropolitan Area**
- 4. A Field Study of Photochemical Smog Formation under Stagnant Meteorological Condition**
- 5. Specification of Source Characteristics for Ozone Prediction in a Complex Airshed**
- 6. Observational Study of Stratospheric Ozone Intrusions into the Lower Troposphere**

1352-2310(95)00274-X

RECENT TRENDS IN PRECURSOR CONCENTRATIONS AND OXIDANT DISTRIBUTION IN THE TOKYO AND OSAKA AREAS

SHINJI WAKAMATSU*, TOSHIMASA OHARA† and ITSUSHI UNO*

*National Institute for Environmental Studies, Onogawa 16-2, Tsukuba 305, Japan; and †Institute of Behavioral Sciences, Honmuracho 2-9, Ichigaya, Shinjuku, Tokyo 162, Japan

(First received 15 October 1992 and in final form 21 May 1995)

Abstract—Photochemical air pollution is still a serious environmental issue in Tokyo and Osaka areas. To clarify the past trend and present status of photochemical air pollution, the annual trends of daily maximum oxidant concentration covering Kanto (Tokyo and surrounding prefectures) and Kansai (Osaka and surrounding prefectures) areas were analyzed. Trends in the photochemical air pollution and NO_x and VOC precursors showed identical characteristics both in Tokyo and Osaka areas. Trends in volatile organic hydrocarbons and NO_x were analyzed; NO_x is increasing and NMH/NO_x ratio is decreasing in the long term over both Kanto and Kansai areas, indicating an increase in ozone forming potential and a decrease in photochemical reactivity, which may be responsible for the air pollution patterns observed in the Tokyo and Osaka areas. The location of the daily maximum oxidant concentration has moved further from the emission areas.

Key word index: Photochemical air pollution, NMH/CO_x ratio, air pollution trends.

INTRODUCTION

Air pollution problems have emerged in Japan as a result of rapid economic growth since the middle of the 20th century. Around the bay areas of Tokyo and Osaka, major industrial complexes have been built. These two districts are now the biggest urban areas in Japan. Serious industrial air pollution can be decreased by means of pollution control efforts. However, in conjunction with rapid urbanization and increasing number of automobiles, domestic type air pollution is becoming even more serious. The magnitude of the total nitrogen oxide emission in Japan was 1.3 million tons in 1986. The ratio of contributions from stationary to moving sources such as automobiles, ships, railways and aircraft is approximately 1:1. Total nitrogen oxide emissions could be reduced by 28.5% between 1977 and 1986. Despite these efforts ambient concentration of nitrogen dioxide did not improve, especially in the metropolitan areas of Tokyo and Osaka. Changes in urban structure and human life styles have resulted in an increasing number of automobiles in the Tokyo and Osaka areas. The socioeconomic system in the Tokyo and Osaka areas had been changing due to the rapid increase in population and the centralization of social functions. Land prices increased in the downtown area, accompanied by a growth of commercial facilities; subsequently, residential areas moved to the outskirts.

The cargo transport system is one of the biggest problems. Due to the high land prices, storage space for raw material, products and merchandise has been limited in the central area. On the other hand, customer demands have become refined reflecting the change of life style which resulted in a increase in the variety of goods, resulting in an increase in the percentage of vehicles used for cargo transport. The average traffic speed has decreased with the increase in traffic volume, and serious traffic jams occur frequently in the Tokyo and Osaka areas. As the speed decrease, the nitrogen oxides emission factor from automobiles increases, especially for diesel trucks. The effect of exhaust gas control for individual automobiles has been offset by the rise in traffic volume. In Tokyo, 67% of the total NO_x emissions come from automobiles (WHO UNEP, 1992). In 1985 about 35,400 t of nitrogen oxides were emitted from cars and trucks in Tokyo and more than 70% came from cargo vehicles. The weight of diesel exhaust emissions from cargo transport is significant, the traffic volume of diesel automobile is almost 20% of the total traffic in Tokyo, but the contribution to nitrogen oxides emissions is 50%. Nitrogen oxides consist mainly of nitric oxide and nitrogen dioxide. The emission ratio of nitric oxide to nitrogen dioxide at the source is approximately 9:1 (kimura and Shiihashi, 1988; Wakamatsu *et al.*, 1990a). Conversion to nitrogen dioxide follows later in the air through the reaction

with ozone and the hydroperoxyl radical, so reduction of nitric oxide is not proportional to the reduction of nitrogen dioxide.

ANALYSIS OF ANNUAL TRENDS IN PHOTOCHEMICAL AIR POLLUTION

Photochemical secondary pollutants such as, nitrogen dioxide, peroxyacetyl nitrate and radicals are formed from nitrogen oxides and volatile organic carbons through complex nonlinear interactions between chemistry and meteorology. Their occurrence may be close to, or distant from the source depending on the emission distribution and meteorological conditions. Photochemical ozone concentrations are high in Mexico City, Los Angeles, San Paulo and Tokyo. Hourly ozone levels often reach 300 ppb with extreme values up to 400-450 ppb. In Los Angeles maximum hourly ozone concentration was 300 ppb in 1990. In San Paulo maximum hourly ozone concentrations at

selected sites during 1980 and 1990 have reached 100-280 ppb (WHO UNEP, 1992).

In the Tokyo metropolitan area the highest concentration of photochemical oxidants observed in 1993 was 243 ppb. Photochemical oxidants are oxidizing substances such as ozone and peroxyacetyl nitrate produced by photochemical reactions. Measurements are made by absorptiometry method using the neutral-buffered automatic potassium iodide solution.

To clarify the photochemical pollution past trends in the Tokyo and Osaka areas, oxidant concentrations were analyzed during the period between 1978 and 1990. Locations of Kanto and Kansai (where Tokyo and Osaka are located) and air quality monitoring stations used for this analysis are shown in Fig. 1. Daily maximum hourly oxidant concentrations between 0500 and 2000 JST during April-September were analyzed. The photochemical air pollution mechanism in the Tokyo metropolitan area can be classified according to meteorological conditions into long-range transport type or local circulation type. Higher concentrations of oxidants are observed

(a) Kanto Area

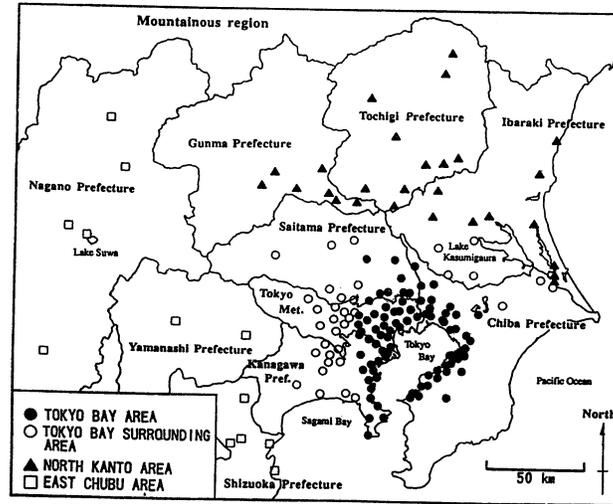


Fig. 1. Locations of air quality monitoring stations in (a) the Kanto and (b) the Kansai areas used for this analysis. Solid line shows border of prefecture.

(b) Kansai Area

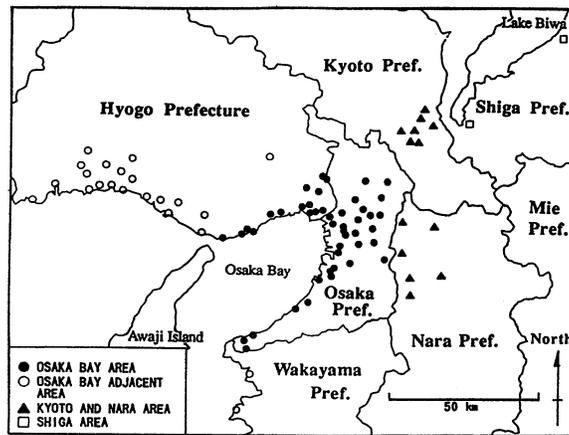


Fig. 1. (Continued)

in the latter case as discussed by Wakamatsu *et al.* (1983, 1990b) and Uno *et al.* (1984). With very weak atmospheric pressure gradients, small-scale sea breeze circulation systems dominate. Depending upon the general wind direction, these local winds create complicated wind patterns over the Tokyo metropolitan area. Under these stagnant meteorological conditions, high ozone concentrations are observed in and around Tokyo. Photochemical smog incidents were first reported in the summer of 1970 in Tokyo. Since then there have been regular reports of damage to humans and vegetation. Photochemical air pollution warnings are issued when the hourly values of photochemical oxidants exceed 120 ppb and the meteorological conditions are predicted to sustain these levels.

Trends in the number of days with the daily maximum oxidant concentration exceed 120 ppb, and daily maximum average temperature during April-September in the Kanto area is shown in Fig. 2. Trend of oxidant concentration is not clear during this period, but the peak values of the number of days the concentration exceeds 120 ppb have been decreasing. Lefohn and Shadwick (1991) investigated trends in ozone concentration in the U.S. and found no indication of trends, either positive or negative. The hot dry summer of 1988 was a high ozone exposure

year in the U.S. The formation of ozone is dependent on meteorological condition such as temperature, solar intensity and stagnation. The relationship between the number of days with the daily maximum oxidant concentration exceeding 120 ppb and daily maximum average temperature during 1978-1990 is shown in Fig. 3. A positive relationship is found between these two parameters. Photochemical reactivity increases as ambient temperature increases as discussed by Davidson (1993) and National Research Council (1991). Considering the temperature dependence of photochemical oxidant formation processes, the emissions, natural as well as anthropogenic sources, are of importance. For example, an extensive data set for daytime isoprene concentrations measured at Scotia, Pennsylvania in 1988 shows a well-defined exponential dependence on ambient temperature (Niki and Bottenheim, 1990) Lamb *et al.* (1987, 1993) and Bottenheim and Shepherd (1995) also found an exponential relationship between the total forest isoprene flux and ambient temperature. Cox and Chu (1993) developed a statistical model for describing day-to-day changes in the probability distribution of ground-level ozone concentrations as a function of meteorological conditions. Adjusted ozone trends between 1981 and 1991 in the U.S. showed significant decrease in Bridgeport, Los Angeles, Hartford, Houston,

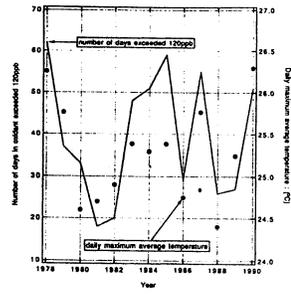


Fig. 2. Trends in the number of days the daily maximum oxidant concentration exceeds 120 ppb and daily maximum average temperature during April-September in the Kanto area.

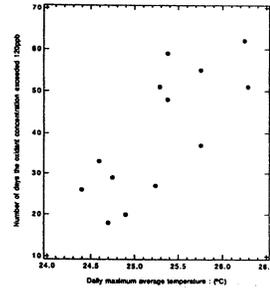


Fig. 3. Relationship between the number of days the daily maximum oxidant concentration exceeds 120 ppb and daily maximum average temperature during April-September in the Kanto area from 1978 to 1990.

Louisville and New York. On the other hand, increasing trends were found in Atlanta, Bakersfield, Raleigh/Durham, El Paso, Stockton and Seattle. Shively(1990, 1991) also analyzed the long-term trend in the high values of ozone in Houston and found downward trend in the frequency of high values of ozone.

Trends in maximum 1 h oxidant concentrations during 1978 and 1990 in Kanto and Kansai areas are shown in Fig. 4. Both in Tokyo bay area in Kanto and Osaka bay area in Kansai, maximum oxidant

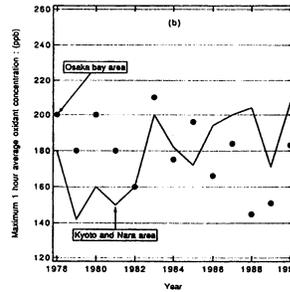
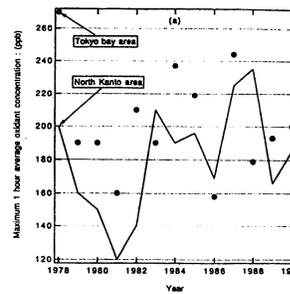


Fig. 4. Trends in maximum 1 h oxidant concentrations during 1978 and 1990 in Kanto and Kansai areas. (a) Kanto: Tokyo bay area (●), North Kanto area (—); (b) Kansai: Osaka bay area (●), Kyoto and Nara area (—).

concentrations show trends in decreasing. On the other hand, increasing trends are observed in north Kanto, Kyoto and Nara areas during 1978 and 1990. The number of days with hourly oxidants concentrations exceeding 120 ppb at various monitoring stations in the Kanto area (1983 and 1990) and the Kansai area (1977 and 1990) are shown in Fig. 5. Trends in percentage of daily maximum oxidants concentrations appearing in the north Kanto, Kyoto and Nara areas are shown in Fig. 6. Trends in the photochemical air pollution showed identical characteristics both in Tokyo and Osaka areas. The places where the daily maximum oxidants concentrations observed tend to move further away from the emission area of the Tokyo and Osaka bay areas in both the Kanto and Kansai area, respectively. Recently, higher concentrations of oxidants were frequently re-

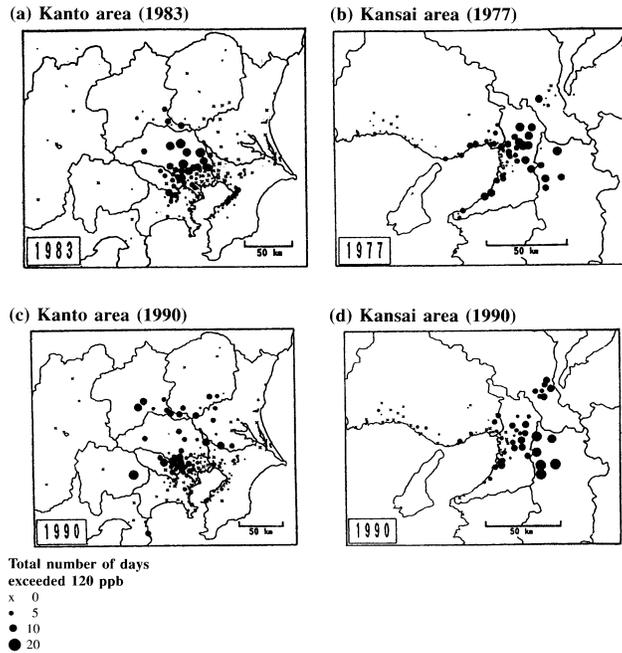


Fig. 5. The total number of days in which the hourly oxidant concentrations exceeds 120 ppb at various monitoring stations in the (a) Kanto area (1983), (b) Kansai area (1977), (c) Kanto area (1990) and (d) Kansai area (1990).

corded in the northern Kanto area and Yamanashi prefecture located in the western subareas in the Kanto area and the Kyoto and Nara prefectures subareas in the Kansai area.

ANALYSIS OF ANNUAL TRENDS IN NO_x AND VOC

In Tokyo in the late 1960s and early 1970 the level of sulfur dioxides and sulfate were high but their levels have rapidly decreased until the 1970s; on the other hand, nitrogen oxides and nitrate concentrations have been increasing (Komeiji *et al.*, 1990), Bower *et al.* (1992) analyzed long-term ozone trends in the U.K.

with nitrogen oxides concentrations and found that the ozone levels at Central London show a downward trend which related to a corresponding increase in nitrogen oxides concentration. However, at rural locations an increase in average ozone levels is apparent from 1979. The ambient air quality standard for nitrogen dioxide is defined such that "that daily average value is within or less than the range 40-60 ppb". In 1991 the hourly environmental concentration of nitrogen dioxide was measured at 1391 monitoring stations in 47 prefectures. At the environmental monitoring stations, located in the Tokyo metropolitan area (Tokyo metropolitan, Saitama, Chiba and Kanagawa prefectures) as well as the Osaka prefecture, the

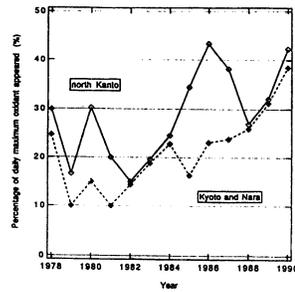


Fig. 6. Trends in percentage of daily maximum oxidant concentrations appeared in the north Kanto (\circ) and Kyoto and Nara (\blacklozenge) in Kanto and Kansai areas, respectively.

annual base 98 percentile value of the daily average exceeded 60 ppb. In 22 prefectures the concentration ranged between 60 and 40 ppb and in another 19 prefectures it was below 40 ppb.

Trends in the annual average of nitrogen oxides (NO_x) and volatile organic carbon concentrations (NMHC: non-methane hydrocarbons) at four stations of National Air Monitoring Network covering Kanto and Kansai area are shown in Fig. 7, respectively. Tokyo and Kawasaki (Kanagawa prefecture) stations are located in Kanto area and Osaka and Amagasaki (Hyogo prefecture) stations are located in Kansai area. Annual averages of NO_x and NMHC at four stations have decreased monotonically from 1978 to 1983. Since the NO_x has remained nearly constant or increased slightly, while NMHC continued to decrease. Consequently, the NMHC/ NO_x ratio has been less than 10 ppbC/ppb 1 since 1983. The NMHC/ NO_x ratio is an important parameter when considering photochemical ozone abatement strategy. Milford *et al.* (1989) analyzed pollution responses to reductions in nitrogen oxides and reactive organic gas emissions. At relatively high NMHC/ NO_x ratios, the system is NO_x -limited, so that ozone concentrations are sensitive to the reduction of NO_x emissions. On the other hand, the system is VOC-limited at relatively low NMHC/ NO_x ratios, and ozone concentrations are sensitive to the reduction of NMHC emissions. The critical NMHC/ NO_x ratio depends on the hydrocarbon species in the system. Wakamatsu *et al.* (1985) report that the critical value of the NMHC/ NO_x ratio is approximately 10 ppbC/ppb 1 , based on photochemical reaction model using the concentration observed over the Tokyo metropolitan area. Generally speaking, increases in NO_x emissions increases the ozone formation potential, while decreases in NMHC

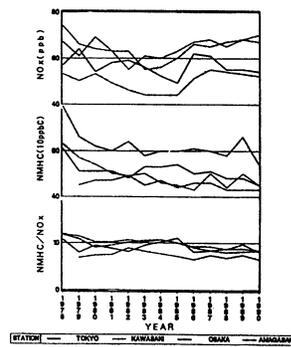


Fig. 7. Trends in the annual average NO_x and NMHC concentrations and the NMHC/ NO_x ratio at the national air quality monitoring stations in the Kanto area (Tokyo, Kawasaki) and the Kansai area (Osaka, Amagasaki).

reduce the rate at which ozone is formed in the atmosphere. Such changes would explain the observed changes in photochemical air pollution patterns in the Tokyo and Osaka areas, and are consistent with the results of Burton (1988).

CONCLUSIONS

The total emission of nitrogen oxides were reduced nationwide, but ambient concentrations of NO_2 in and around the Tokyo and Osaka areas were nearly unchanged, or even slightly increased due to the rise in traffic volumes in these areas. Photochemical secondary pollutants such as ozone, nitrogen dioxide, peroxyacetyl nitrate and radicals are formed from nitrogen oxides and volatile organic hydrocarbons. Through the photochemical reaction process, sulfur dioxide and nitrogen dioxide are transformed to sulfate and nitrate aerosols. The annual trends of maximum oxidant concentrations between 1978 and 1990 in the Tokyo and Osaka areas were analyzed, and showed similar trends for NO_x , and VOC showed identical characteristics in both the Tokyo and Osaka areas; Specially, the place where the daily maximum oxidants concentrations observed tended to move further from the emission areas in both the Tokyo and Osaka bay areas. Recently, higher concentrations of oxidants were frequently recorded in the northern Kanto area and Yamanashi prefecture located in the western subareas in the Kanto area and the Kyoto and Nara subareas in the Kansai area.

It was also found that trends in volatile organic hydrocarbons (NMHC) and nitrogen oxides (NO_x) were such that the NMHC/NO_x ratio decrease in the long term over both Kanto and Kansai. A decrease in the ratio could have caused the change of the aforementioned change in photochemical air pollution distributions due to the reactivity change of pollutants.

Acknowledgements—We would like to thank the support of Japan Environment Agency for providing National Air Monitoring Network data. The authors gratefully acknowledge Environmental Information Center of National Institute for Environmental Studies for use of the air pollution database system.

REFERENCES

- Bothenheim J. W. and Shepherd M. F. (1995) C2-C6 hydrocarbon measurements at four rural location across Canada. *Atmospheric Environment* **29**, 647-664.
- Bower J. S., Stevenson K. J., Broughton G. F. J., Lampert J. E., Sweeney B. P. and Wilken J. (1994) Assessing recent surface ozone concentrations in the U.K. *Atmospheric Environment* **28**, 115-128.
- Burton C. S. (1988) Ozone air quality models, critical, review discussion paper, prepared discussion. *J. Air Pollut. Control Assoc.* **38**, 1119-1128.
- Davidson A. (1993) Update on ozone trend in California's south coast air basin. *J. Air Waste Manage. Assoc.* **43**, 226-227.
- Cox W. M. and Chu S.H. (1993) Meteorologically adjusted ozone trends in urban areas: a probabilistic approach. *Atmospheric Environment*, **28B**, 425-434.
- Kimura F. and Shiihashi M. (1988) Application of quasi-stationary reactive diffusion model to long-term average concentration. *J. Japan Soc. Air Pollut.* **23**, 41-54.
- Kemoeji T., Aoki K., Koyama I. and Okita T. (1990) Trends of air quality and atmospheric deposition in Tokyo. *Atmospheric Environment* **24A**, 2099-2103.
- Lamb B., Guenther A., Gay D. and Westberg H. (1987) A national inventory of biogenic hydrocarbon emission. *Atmospheric Environment* **21**, 1695-1705.
- Lamb B., Gay D. and Westberg H. (1993) A biogenic hydrocarbon emission inventory for the U.S.A. using a simple forest canopy model. *Atmospheric Environment* **27A**, 1673-1690.
- Lefohn A. S. and Shadwick D.S. (1991) Ozone, sulfur dioxide, and nitrogen dioxide trends at rural sites located in the United States. *Atmospheric Environment* **25A**, 491-501.
- Milford J.B., Russell A. G. and McRae G.J. (1989) A new approach to photochemical pollution control: implications of spatial patterns in pollutant responses to reductions in nitrogen oxides and reactive organic gas emissions. *Environ. Sci. Technol.* **23**, 1290-1301.
- National Research Council (1991) *Rethinking the Ozone Problem in Urban and Regional Air Pollution*, pp. 50-65. National Academy Press, Washington, DC.
- Niki H. and Bottenheim J. W. (1990) A comparison of speciated non-methane hydrocarbon concentrations at four rural sites in eastern north America. *Proc. National Oxidants Research Workshop*, pp. D.9.1-9.17. The Canadian Institute for Research in Atmospheric Chemistry, Canada.
- Shively T. S. (1990) An analysis of the long-term trend in ozone data from two Houston, Texas monitoring sites. *Atmospheric Environment* **24B**, 293-301.
- Shively T.S. (1991) An analysis of the trend in ground-level ozone using non-homogeneous Poisson processes. *Atmospheric Environment* **25B**, 387-395.
- Uno I., Wakamatsu S., Suzuki M. and Ogawa Y. (1984) Three-dimensional behavior of photochemical pollutants covering the Tokyo Metropolitan Area. *Atmospheric Environment* **18**, 751-761.
- Wakamatsu S., Ogawa Y., Murano K., Goi K. and Aburamoto Y. (1983) Aircraft survey of the secondary photochemical pollutants covering the Tokyo Metropolitan Area. *Atmospheric Environment* **17**, 827-835.
- Wakamatsu S., Uno I., Ogawa Y., Suzuki M., Murano K., Koshio H., Suyama Y. and Sakamoto K. (1985) Relationship between the three-dimensional structure of air pollutants concentration and source emissions. *Res. Rep. Natl. Inst. Environ. Stud. Japan* **72**, 21-65 (in Japanese).
- Wakamatsu S., Uno I., Suyama Y., Asou T. and Makino H. (1990a) Observational study of air pollution distribution using airship. *J. Japan Soc. Air Pollut.* **25**, 97-101.
- Wakamatsu S., Uno I. and Suzuki M. (1990b) A field study of photochemical smog formation under stagnant meteorological condition. *Atmospheric Environment* **24A**, 1037-1050.
- World Health Organization and United Nations Environment Programme (1992) *Urban Air Pollution in Megacities of the World*, p. 230. Blackwell Publishers, ISBN 0-631-18404.

EVALUATION OF HYDROCARBON REACTIVITY IN URBAN AIR

ITSUSHI UNGO,* SHINJI WAKAMATSU,* RICHARD A. WADDEN,† SHINYA KONNO‡ and HIDEYO KOSHIO

*National Institute for Environmental Studies, Tsukuba, Ibaraki 305, Japan, †School of Public Health, University of Illinois, Chicago, Illinois 60680, U.S.A., ‡Saitama Institute of Environmental Pollution, Kamiokubo, Urawa 338, Japan and §Kawasaki Municipal Research Institute for Environmental Protection, Tajimacho 20-2, Kawasaki 210, Japan

(First received 6 April 1984 and received for publication 16 January 1985)

Abstract—Three *a priori* methods for estimating the potential for O₃ formation of hydrocarbon (HC) mixtures were applied to a large air pollution data set collected aloft over Tokyo during 16-17 July 1981 and 6-7 August 1980. Individual HC samples were compared using the concentration weighted OH-HC reaction rate constant, k_{OH} , the effective O₃ formation rate constant, k_e , and the maximum O₃, O₃(max), formed during 12 h of irradiation with a NO₂ photolysis rate constant K_1 of 0.4 min⁻¹. Values of k_e and O₃(max) were estimated using a carbon-bond photochemical smog model (CBM-III). The maximum incremental ozone (O₃(fp)) above observed levels (O₃) was also determined from O₃(max)-O₃. The HC data set consisted of 192 samples containing 18 components from 1981 and 66 samples containing 47 components from 1980. Each sample was accompanied by measurements of O₃, NMHC, NO, NO₂, temperature and relative humidity (rh). Sampling was mostly at altitudes between 350 and 600 m. Six flights, usually covering the same flight pattern, were spaced at approximately 3 h intervals throughout each day starting at sunrise. In essence, this provided six chemical 'snapshots' of the air over Tokyo for each day of sampling.

All of the reactivity parameters were found to be reasonably consistent with each other when compared by individual samples for a given year. In addition, when comparisons were carried out on a run averaged basis, O₃(max) appeared to be linearly related to the actual O₃ concentration 3 h later, and k_e and K_{OH} to the change in observed O₃ with time 3-4.5 h later. Trajectory analysis demonstrated that air moved slowly through the sampling region. This was physically consistent with the 3-h lag interpretation. From this evaluation it appears that any of the reactivity parameters are reasonable ways of comparing HC mixtures, with more detailed input information supplying more detailed results.

1. INTRODUCTION

The formation of O₃ and other photochemical smog components over urban areas is the result of a complex non-linear interaction of pollutants, sunlight and meteorology. Of most significance among the precursors of smog are nitrogen oxide (NO_x) and hydrocarbons (HC). However, because O₃ production is separated in time and space from precursor emission, there is a need for an *a priori* method for characterizing the O₃ forming potential or reactivity of ambient pollutant mixtures. Those containing HC are likely to produce O₃ at different rates and maximum concentrations depending on the organic composition. Such a reactivity scheme would be of considerable use for guiding regulation of HC discharges.

A number of methods have been proposed to describe the reactivity of mixtures of NO_x, HC and air. These include the NO oxidation rate (Glasson and Tuesday, 1970); the OH-HC reaction rate constant, k_{OH} (Darnall *et al.*, 1976; Winer *et al.*, 1979); and the effective O₃ formation rate constant, k_e (Akimoto and Sakamaki, 1983). All of these approaches describe the rate of O₃ production. The maximum O₃ concentration formed under specified conditions in reaction chambers, O₃(max), has also been proposed to reflect

the reactivity of synthetic and ambient mixtures (Winer *et al.*, 1979; Shibuya *et al.*, 1981; Wadden *et al.*, 1982).

Most measures of reactivity are based on smog chamber data. They have not been extensively applied to ambient air samples. The objective of this research was to evaluate four measures of reactivity: k_{OH} , k_e , the maximum O₃ produced under specified conditions, O₃(max), and O₃(fp) [= O₃(max) - O₃] which is the difference between O₃(max) produced and ambient measured O₃. These measures were applied to 192 HC samples collected aloft over the Tokyo Metropolitan Area during 16-17 July 1981. Some evaluation is also reported on 66 HC samples collected on 6-7 August 1980.

2. EXPERIMENTAL PROCEDURES

Field measurements

The HC samples analyzed here were obtained as part of a series of summertime aircraft surveys of photochemical pollutants carried out by the National Institute for Environmental Studies (NIES) since 1978. These airborne surveys were conducted in order to develop a better understanding of photochemical smog formation over Tokyo. A more detailed description of this project has been previously reported (Wakamatsu *et al.*, 1983; Uno *et al.*, 1984).

The survey was performed using two instrumented aircraft and a mini-computer system at the airport. Six runs (flights) were spaced throughout each day starting at sun-up and continuing through until midnight. In general, each run followed nearly the same flight pattern over the Tokyo Metropolitan Area. Figure 1 shows typical flight paths for the airborne surveys in 1980 and 1981 and pilot-balloon observation points. Most of the observation data were collected between altitudes of 350 and 600 m. Major NO_x and HC stationary sources are primarily distributed around the Tokyo Bay area (Wakamatsu *et al.*, 1983). In 1980 N or NE winds dominated, so a high O₃ area was observed above Sagami Bay. In 1981 the typical land-sea breeze interchange occurred between Sagami Bay (Pacific Ocean) and the Kanto Plain where Tokyo is located. The wind system had a diurnal cycle and pollutants were circulated from land to sea to land causing high pollution in the Kanto Plain.

The observed data were evaluated as soon as possible at the airport (usually within 30 min after landing) in order to follow the behavior of the polluted air mass in real time. A similar quick-response system was also applied to wind field data. Gas phase pollutants (NO, NO_x, O₃ and SO₂), aerosols, u.v. intensity, position (LORAN-C) and meteorological conditions (temperature, humidity and pressure) were measured in the aircraft. Measurements of NO, NO_x and O₃ corrected for pressure, were made with a chemiluminescent analyzer (Kimoto Electric. Co., Model MACSAM-F) which was calibrated before and after each flight by the gas-phase titration method (GPT) with a standard gas generator (Kimoto Electric. Co., Model DS-30 and RG-30A). u.v. intensity was measured by u.v. radiometer (Eppley, Model EV-8). HC measurement is described later. Instrument output in the cabin was recorded at about 4 s intervals on magnetic tape using a data-logger.

The vertical wind profile was also monitored at about 20 locations by pilot-balloon. Wind data were collected at 100 m intervals up to 3000 m and integrated at the airport to

determine the areal wind profile. One-hour average ground level oxidant (O₃) concentration was also monitored to compare with the airplane data. Surface air quality monitoring station data (NO, NO_x, O₃, wind speed and wind direction) were collected during the survey period. Both of the field testing periods corresponded with measurements of high ground-level O₃, with maximum 1-h values of 120 ppb in 1980 and 210 ppb in 1981.

Hydrocarbon data set

Air samples of non-methane HCs (NMHC), and gas chromatography (GC), were collected in the cabin in a Pyrex 1-l glass vessel with 2 Teflon valves (Koshio, 1983a,b). The sample was pressurized to about 1.4 atm by a Teflon bellows pump and connected to the NMHC analyzer (Shimadzu Inc., Model HCM-3AS) after the flight to measure NMHC concentration. Individual HCs were subsequently measured using a GC analyzer (Konno, 1983) (Shimadzu Inc., Model GC-4CM). Table 1 summarizes the average values for each year. Forty-seven components were determined in 1980 and 18 in 1981. HCs were analyzed with a 99% confidence interval corresponding to a precision of ±5% of the mean value of repeated analyses for C₂-C₅ and ±10% of the mean for C₆ and heavier.

The GC analyses were quite consistent with the NMHC measurements. Figure 2 shows the correspondence for the 1981 data between the NMHC measurement and the ppmC calculated from the components analyzed by the GC (the sum of the product of HC concentration (ppm) and carbon number). The regression equation (with *r* = 0.94) is:

$$\text{CALC (18)} = 0.85 \cdot \text{NMHC} - 0.17 \quad (1)$$

and for 1980 (with *r* = 0.89) is:

$$\text{CALC (47)} = 0.93 \cdot \text{NMHC} - 0.08 \quad (2)$$

where CALC is the total ppmC calculated from GC analysis; NMHC is expressed as ppmC; and the figures in parentheses

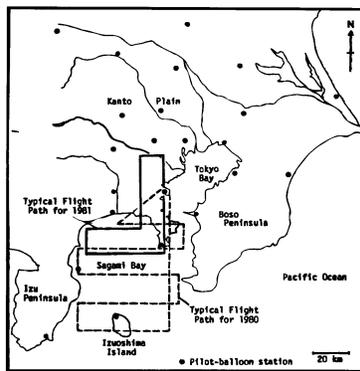


Fig. 1. The Tokyo Metropolitan Area with flight paths for 1980 and 1981.

Table 1. Average hydrocarbon concentrations aloft over Tokyo identified by gas chromatography

Component	1980† ppb	1981‡ ppb	k_{OH}^{\ddagger} ppm ⁻¹ min ⁻¹
1 Ethane*	2.7(2.10)	2.4(2.91)	4.1×10^2
2 Ethylene*	4.0(3.89)	2.2(3.49)	1.2×10^3
3 Propane*	2.6(2.24)	5.4(3.6)	2.8×10^3
4 Propylene*	0.7(0.88)	0.3(0.70)	3.7×10^4
5 iso-Butane*	1.1(0.81)	1.3(1.42)	4.0×10^3
6 n-Butane*	1.9(1.60)	2.4(3.03)	4.8×10^3
7 Acetylene*	2.0(1.67)	2.0(1.23)	1.0×10^3
8 1-Butene	0.1(0.15)		5.0×10^4
9 iso-Butene	0.3(0.34)		8.3×10^4
10 iso-Pentane*	1.6(1.46)	2.1(2.68)	5.1×10^3
11 1-Pentene	0.2(0.30)		5.3×10^4
12 n-Pentane	1.1(1.21)	1.7(2.38)	7.4×10^3
13 cis, trans 2-Pentene	0.4(0.38)		1.3×10^5
14 3, 3-DM-1-Butene	0.0(0.07)		4.0×10^4
15 2,2-DM-Butane	0.2(0.21)		2.9×10^3
16 2-M-Pentane*	0.8(0.51)	0.8(0.86)	7.4×10^3
17 3-M-Pentane*	0.4(0.31)	0.4(0.46)	1.0×10^4
18 n-Hexane*	1.0(0.71)	1.5(2.58)	8.7×10^3
19 3, 3-DM-Pentane	0.4(0.38)		4.6×10^3
20 cyclo-Hexane	0.1(0.19)		1.0×10^4
21 3-M-Hexane	0.6(0.72)		9.1×10^3
22 3-E-Pentane	0.0(0.04)		9.1×10^3
23 n-Heptane	0.5(0.44)		9.1×10^3
24 2,2,4-TM-Pentane	0.2(0.24)		5.5×10^3
25 Benzene*	1.2(0.75)	1.8(1.15)	2.1×10^3
26 M-cyclo-Hexane	0.2(0.27)		1.2×10^4
27 2,2-DM-Hexane	0.3(0.30)		6.3×10^3
28 2,3,4-TM-Pentane	0.1(0.12)		1.1×10^4
29 3-M-Heptane	0.1(0.15)		1.1×10^4
30 2-M-Heptane	0.0(0.09)		1.1×10^4
31 3-E-Hexane	0.0(0.13)		1.1×10^4
32 cis-1,3-DM-c-Hexane	0.0(0.06)		1.4×10^4
33 n-Octane	0.3(0.18)		1.2×10^4
34 trans-1,3-DM-c-Hexane	0.0(0.05)		1.4×10^4
35 Toluene*	4.9(3.78)	5.3(3.66)	9.0×10^3
36 E-Cyclo-Hexane	0.1(0.18)		1.4×10^4
37 3,3-DM-Heptane	0.0(0.07)		8.0×10^3
38 2,3-DM-Heptane	0.0(0.09)		1.2×10^4
39 c-cyclo-Octane	0.0(0.05)		1.0×10^4
40 1,3,5-TM-c-Hexane	0.1(0.14)		1.5×10^4
41 t-cyclo-Octane	0.0(0.06)		1.0×10^4
42 cyclo-Octane	0.2(0.19)		1.4×10^4
43 E-Benzene*	1.0(0.77)	1.3(1.13)	1.2×10^4
44 p-Xylene*	0.4(0.35)	0.7(0.61)	1.9×10^4
45 m-Xylene*	0.8(0.70)	1.0(0.90)	3.3×10^4
46 o-Xylene*	0.5(0.40)	0.8(0.75)	2.0×10^4
47 Styrene	0.1(0.14)		7.8×10^4

*Indicates GC components determined in both years.

†Study period mean (standard deviation); 66 samples collected in 1980, 192 in 1981.

‡Most of values were taken from Atkinson *et al.* (1979); styrene from Bigozzi *et al.* (1981). When not experimentally available for paraffinic compounds, k_{OH} was estimated from empirical equation developed by Darnall *et al.* (1978). *Cis* and *trans* cyclooctene were estimated at 10^4 .

indicate the number of components. Based on the 1980 observations:

$$\text{CALC (18)} = 0.80 \text{ CALC (47)} \quad (3)$$

with $r = 0.99$.

3. METHODOLOGY

Measures of reactivity

The measures of reactivity used in this study were \bar{k}_{OH} , k_r ,the maximum O_3 concentration predicted from a photochemical reaction model under specified conditions, and the difference between the predicted maximum O_3 and observed O_3 . k_{OH} was calculated from:

$$k_{OH} = \sum_{i=1}^N k_{OH} \gamma_i / \text{CALC} \quad (4)$$

where k_{OH} is the reaction rate constant for each individual HC with the OH radical, ppm⁻¹ min⁻¹; N is the total number of components analyzed by GC; γ_i is the individual com-

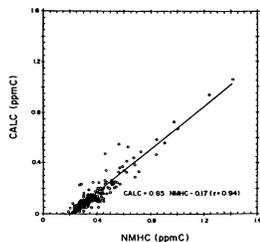


Fig. 2. NMHC vs sum of individual component analyses for 1981 hydrocarbon data (192 points).

ponent concentration, (ppm); CALC is the total ppmC of the GC components; and k_{OH} has units of $\text{ppmC}^{-1} \text{min}^{-1}$. An extensive measure of the reaction rate, OHREAC, adjusted to account for HCs present but not determined by GC analysis was:

$$\text{OHREAC} = k_{OH} \cdot (\text{NMHC}) \quad (5)$$

where OHREAC has units of min^{-1} , and NMHC is in ppmC. Average values of k_{OH} for most of the components were taken from Atkinson *et al.* (1979); styrene from Bigozzi *et al.* (1981). When not experimentally available, k_{OH} for paraffinic compounds was estimated from an empirical equation (Darnall *et al.*, 1978). k_{OH} for *cis* and *trans* cyclo-octene was estimated at $10^3 \text{ ppm}^{-1} \text{ min}^{-1}$.

The effective O_3 formation rate constant, k_e , an experimental measure of reactivity for an HC mixture, has been defined as (Akimoto and Sakamaki, 1983):

$$k_e = [d(\text{O}_3)/dt] (\text{max}) / ([\text{OH}]_{av} [\text{NMHC}]_0) \quad (6)$$

where $[d(\text{O}_3)/dt] (\text{max})$ is the maximum O_3 formation rate before a maximum O_3 concentration is encountered; $[\text{OH}]_{av}$ is the average OH radical concentration; $[\text{NMHC}]_0$ is the initial NMHC concentration; and the units of NMHC and k_e are ppmC and $\text{ppmC}^{-1} \text{ min}^{-1}$, respectively. Initial measurement of k_e for specific components has been carried out in a smog chamber and most of the components have been found to satisfy the relationship $k_{OH} < k_e < 2k_{OH}$ (Sakamaki and Akimoto, 1982). In addition, reasonable agreement has been found for a few ambient samples between the experimentally determined k_e and \bar{k}_e , (the sum of the product of k_e and y_i when the latter is expressed as a mole fraction), but only when the concentrations and k_e 's for any oxygenated HCs present are included in the calculation (Sakamaki *et al.*, 1984).

Both k_e and $\text{O}_3 (\text{max})$ are measures of reactivity which can, and have been, experimentally determined. In our case this was not feasible for such a large number of samples and small amount of collected air. Alternatively, we chose a generalized mathematical model for describing photochemical smog to represent our 'reactor'. The carbon-bond mechanism (CBM) is a set of generalized reactions and rate constants constructed under the assumption that similarly bonded carbon atoms will react in the same way, independent of the type of molecule in which they occur (Whitten *et al.*, 1980a, b). We chose to work with the CBM-III version (Killus and Whitten, 1982a, b). Consequently, the composition of each HC sample, along with values of NO , NO_2 , O_3 , temperature and *r.h.* measured at or near the sampling point were specified as input

data for the CBM. For all runs, the NO_2 photolysis rate constant, k_i , was specified as 0.4 min^{-1} ; the concentration of CO was set to 0.35 ppm, the average value from a similar 1982 study aloft over Tokyo (CO was not measured in 1980 or 1981); the maximum time of irradiation was 720 min; and the initial value of HONO was estimated to be one third of the equilibrium value determined from:

$$\text{HONO} (\text{eq}) = 4.18 \times 10^{-2} \sqrt{[\text{NO}][\text{NO}_2][\text{H}_2\text{O}]} \times \exp(2365/T) \quad (7)$$

where NO, NO_2 , HONO and H_2O are all in ppm, T is in K, and (eq) indicates the equilibrium value (Whitten *et al.*, 1980b). Numerical integration of the chemical scheme was carried out using the LSODES program, a Gear method computation package (Hindmarsh, 1982). Both $\text{O}_3 (\text{max})$, $[d(\text{O}_3)/dt]_{\text{max}}$ and $[\text{OH}]_{av}$ could be estimated by the program; and k_e subsequently determined from Equation (6).

Application of reactivity parameters

Several approaches were considered when applying the reactivity parameters. CBM calculations were carried out for each sample. In addition, because the flight pattern, during which samples were taken, was nearly the same for each run, reactivity measures were averaged on a run basis. In essence, each day of the sampling protocol provided six chemical 'snapshots' of the air over Tokyo.

Another consideration was the appropriateness of the CBM for our system. Numerous comparisons have been carried out between the model and the results of smog chamber experiments using simulated ambient mixtures (Wakamatsu *et al.*, 1984). Our concern was that the CBM results reflect the general characteristics of the estimated k_e values, since some correspondence has been demonstrated for this parameter for ambient and synthetic mixtures under smog chamber conditions (Sakamaki and Akimoto, 1982; Sakamaki *et al.*, 1984). A pattern has also been suggested between k_e and k_{OH} (Sakamaki and Akimoto, 1982).

In general, k_{OH} (or OHREAC), based on the untransformed ambient data, is easy to apply, but is not directly related to O_3 formation. $\text{O}_3 (\text{max})$ is a transformation of the original pollution data to final products, but is complex in application. k_e is a measure derived from smog chamber observations, and is directly related to the rate of O_3 formation. However it is complicated to determine, is not a direct measure of the maximum O_3 concentration, and perhaps is limited in application to a restricted range of experimental conditions. However, each of these measure of reactivity do provide a basis for systematically comparing various pollutant mixtures.

4. RESULTS AND DISCUSSION

Table 1 shows the average concentration of individual HCs for 2 years of study; Table 2 the mean pollutant levels. Average, minimum and maximum values of \bar{k}_e , k_e , $\text{O}_3 (\text{max})$ and $\text{O}_3 (\text{fp})$ for each day of testing are given in Table 3. In 1981, the pollution level and temperature were higher as shown in Table 2. The average value of NMHC and $\text{O}_3 (\text{max})$ are higher in 1981. However, \bar{k}_{OH} in 1980 was a much higher value than in 1981, and k_e somewhat higher. This is partly due to the fact that 47 components were included in 1980, and these, according to the CBM-III classification, also contained some carbonyl bonds.

In general, as is demonstrated in Fig. 3, OHREAC, and consequently the average value of \bar{k}_{OH} which is represented by the slope of the curve, did not vary

Table 2. Average concentrations and meteorological parameters measured aloft over Tokyo in 1980 and 1981.

Parameters	1980†	1981†
NO (ppb)‡	2.8(5.5)	4.2(8.0)
NO ₂ (ppb)‡	14.8(11.0)	13.6(9.8)
O ₃ (ppb)‡	55.9(42.1)	117.8(61.2)
u.v. (mwatt/cm ²)‡	3.3(0.6)	3.6(0.7)
Temp (°C)‡	20.3(3.4)	27.0(2.3)
NMHC (ppmC)	0.26(0.10)	0.39(0.17)
CALC (ppmC)	0.16(0.11)	0.16(0.15)
Olefin (ppb)*	2.1(1.9)	0.6(1.2)
Paraffin (ppb)*	131.6(60.2)	169.1(100.9)
Aromatic (ppb)*	12.3(5.8)	23.3(7.6)
Carbonyl (ppb)*	2.6(1.6)	—
Ethylene (ppb)*	6.9(6.2)	5.0(5.5)

*HC concentrations calculated using CBM classification procedure (Whitten, *et al.*, 1980b).

†Mean (standard deviation).

‡Average values near or at the HC sampling point, u.v. is the maximum average value for all runs in each year.

greatly at a given NMHC concentration. This suggests that for the same NMHC level, with some exceptions, extreme changes in composition which would affect \bar{k}_{OH} did not ordinarily occur.

Comparison of $\{d(O_3)/dt\}$ (max) calculated from the composition of each of the 1981 samples as input to the CBM-III and $[OH]$ [NMHC] is shown in Fig. 4. ($[OH]$ is estimated by the model and [NMHC] is our actual input value.) The correlation is reasonable ($r = 0.90$) and the slope, which is the average k_c , is $4290 \text{ ppmC}^{-1} \text{ min}^{-1}$.

Intercomparison of reactivity parameters

Values of k_c and \bar{k}_{OH} for 1981 are compared in

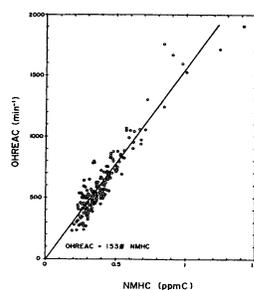

 Fig. 3. OHREAC and NMHC for 1981 date. The slope of the regression line indicates the average value of \bar{k}_{OH} .

Fig. 5. This suggests a relationship which follows the empirical form:

$$\log k_c = \alpha \log \bar{k}_{OH} + \log \beta. \quad (8)$$

For 1981 data the slope, α , is nearly unity (0.95) as suggested in other studies (Sakamaki and Akimoto, 1982). For 1980 data, $\alpha = 0.46$ (with $r = 0.62$) but the pattern was consistent with Equation (8). However, for both years of data, the absolute value of k_c on average is about three times that of \bar{k}_{OH} . This is somewhat larger than the factor of 1-2 indicated by smog

Table 3. Daily average measures of photochemical reactivity

Date		NMHC (ppmC)	OHREAC (min ⁻¹)	\bar{k}_{OH} *	k_c *	O ₃ (max) (ppb)	O ₃ (fp) (ppb)
6 August 1980 (N = 32)	mean	0.25	540	2216	[1700]†	5158	135
	S.D.	0.06	141	452	[363]	875	37
	min.	0.15	306	1575	[1193]	3613	65
	max.	0.35	962	3436	[2816]	6686	190
7 August 1980 (N = 34)	mean	0.28	596	2182	[1842]	5641	161
	S.D.	0.13	269	638	[440]	966	58
	min.	0.12	162	1347	[1338]	4306	55
	max.	0.63	1240	458	[3273]	7630	290
16 July 1981 (N = 95)	mean	0.36	570	1588		4264	182
	S.D.	0.12	206	305		922	56
	min.	0.19	228	990		2907	76
	max.	1.00	1523	2360		7519	330
17 July 1981 (N = 97)	mean	0.42	630	1462		3851	193
	S.D.	0.20	333	212		768	57
	min.	0.20	239	885		2302	84
	max.	1.42	1904	2085		6159	324

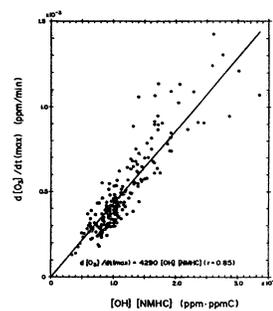


Fig. 4. Comparison of $d[O_3]/dt$ (max) and $[OH]$ [NMHC] based on CBM-III for 1981 HC data.

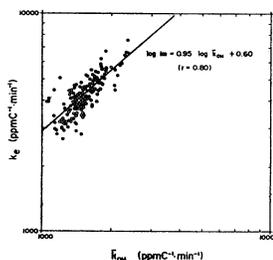


Fig. 5. k_{OH} vs k_e determined by CBM-III calculations on 1981 data set.

chamber experiments on individual HCs (Sakamaki and Akimoto, 1982). However, the log linear relationship reported in smog chamber experiments was reproduced by the CBM acting on these ambient samples.

The absolute values of k_i for 1981 are roughly two-thirds the 5000-6000 ppmC^{-1} magnitudes reported for ambient samples reacted in a smog chamber with k_i 0.29 min^{-1} (Sakamaki and Akimoto, 1982; Sakamaki *et al.*, 1984). This is understandable given that the 18 components measured in 1981, which are the input to the CBM model, comprise only about

85% of the NMHC (Equation 1). Average values for 1980 are more similar to those previously reported. In addition, no oxygenated HCs were determined by GC in either year, and these may constitute half of the experimental k_i (Sakamaki *et al.*, 1984). Based on the above observations it then appears that the results of the CBM model calculations reproduce the major characteristics of k_i and k_{OH} found in smog chamber experiments.

Neither k_{OH} nor k_i were linearly related to O_3 (max), the comparisons being made for individual samples and on a run basis. However, when O_3 (fp), equal to O_3 (max) minus the observed ozone, O_3^* , was compared with k_{OH} and k_i , the relationships were more apparent. (O_3 (fp) represents the maximum incremental O_3 which could be formed if the photochemical reaction continued for 12 h with $k_i = 0.4 \text{ min}^{-1}$.) The following regression equations are based on all samples in each year:

$$O_3 \text{ (fp)} = 0.0336 k_i - 76.3 \quad (r = 0.56, 1981) \quad (9a)$$

$$O_3 \text{ (fp)} = 0.0323 k_i - 85.2 \quad (r = 0.56, 1980) \quad (9b)$$

$$O_3 \text{ (fp)} = 0.098 \bar{k}_{OH} - 84.8 \quad (r = 0.54, 1981) \quad (10a)$$

$$O_3 \text{ (fp)} = 0.033 \bar{k}_{OH} + 16.8 \quad (r = 0.33, 1980) \quad (10b)$$

$$O_3 \text{ (fp)} = 0.116 \text{OHREAC} - 4.94 \quad (r = 0.67, 1981) \quad (11a)$$

$$O_3 \text{ (fp)} = 0.188 \text{OHREAC} - 17.8 \quad (r = 0.75, 1980) \quad (11b)$$

where O_3 (fp) is in ppb, k_i and \bar{k}_{OH} in $\text{ppm}^{-1} \text{ min}^{-1}$, and OHREAC in min^{-1} .

The poorest agreement occurs with \bar{k}_{OH} since this parameter does not take into account the presence of O_3 , NO , nor the total concentration of HCs. When HC concentration is included (in the OHREAC and k_i parameters) the correlation is considerably improved.

Comparison of reactivity measures with atmospheric observations

The reactivity parameters were also compared on a run to run basis with ambient measurements. The average date from each run describe the atmospheric conditions in essentially the same volume of space over the City. While it is not expected that k_{OH} , k_i and O_3 (max) will reproduce atmospheric conditions, it is of interest to know whether one or more of these measures will display the same trend as the observed O_3 pattern. (In this regard, comparison of individual samples was not particularly useful, since repeated samples at exactly the same location was unlikely.) Tables 4 and 5 summarize the results for 1981 and 1980, respectively. Figure 6 shows the diurnal change of HC class and O_3 for the runs on 16-17 July 1981; Figure 7 is for 6-7 August 1980.

Perhaps most notable is the decrease in k_{OH} through each day. Flights 11 and 21 in 1983 and 3 and 9 in 1980 represent the unreacted mix of pollutants at sunrise with the maximum potential for O_3 formation.

Table 4(a). Average data of each run, 16 July 1981

Run Time (JST)†	N	NMHC (ppmC)	NO _x (ppb)	u.v. (mw cm ⁻²)	O ₃ (ppb)	ΔO ₃ /Δt (ppb min ⁻¹)	OHREAC (l min ⁻¹)	\bar{k}_{OH} ‡	k_p ‡	O ₃ (max) (ppb)	O ₃ (fp) (ppb)
11 (529-716)	23	0.28	14	0.9	36		527	1898	5476	115	78
12 (852-1037)	19	0.35	18	3.2	84	0.237	593	1663	4843	166	82
13 (1155-1308)	19	0.46	18	3.6	164	0.479	706	1521	3834	213	49
14 (1435-1543)	11	0.41	19	2.1	172	0.051	581	1434	3800	220	47
15 (1721-1831)	11	0.37	14	0.4	157	-0.090	536	1499	3566	195	37
16 (2010-2127)	12	0.32	18	0.0	124	-0.192	423	1283	4070	185	60

Table 4(b) Average data of each run, 17 July 1981

Run Time (JST)†	N	NMHC (ppmC)	NO _x (ppb)	u.v. (mw cm ⁻²)	O ₃ (ppb)	ΔO ₃ /Δt (ppb min ⁻¹)	OHREAC (l min ⁻¹)	\bar{k}_{OH} ‡	k_p ‡	O ₃ (max) (ppb)	O ₃ (fp) (ppb)
21 (520-653)	23	0.44	22	0.65	51		738	1661	4592	147	96
22 (824-955)	19	0.39	20	2.9	89	0.208	633	1545	4487	172	82
23 (1131-1241)	20	0.54	21	3.6	170	0.458	752	1399	3641	226	56
24 (1420-1531)	12	0.42	23	2.0	188	0.106	572	1342	3509	241	53
25 (1718-1818)	12	0.34	12	0.45	168	-0.116	427	1248	3048	197	29
26 (2008-2107)	11	0.33	12	0.0	129	-0.229	461	1378	3820	169	40

†HC sampling period during each run. For calculation of ΔO₃/Δt, t was evaluated at midpoint of interval.
‡In ppmC⁻¹ min⁻¹

Table 5(a) Average data of each run, 6 August 1980

Run Time (JST)†	N	NMHC (ppmC)	NO _x (ppb)	u.v. (mw cm ⁻²)	O ₃ (ppb)	ΔO ₃ /Δt (ppb min ⁻¹)	OHREAC (l min ⁻¹)	\bar{k}_{OH} ‡	k_p ‡	O ₃ (max) (ppb)	O ₃ (fp) (ppb)
3 (415-506)	4	0.24	10	0.0	19		669	2669	5894	115	96
4 (721-823)	6	0.19	10	1.9	24	0.026	479	2445	5919	98	74
5 (1011-1111)	6	0.28	16	3.3	48	0.142	576	2038	5340	143	95
6 (1317-1413)	6	0.31	14	3.2	112	0.348	580	1889	4439	174	62
7 (1614-1704)	6	0.22	9	0.74	107	-0.029	448	2103	4395	148	41
8 (2024-2050)	4	0.23	13	0.0	43	-0.269	530	2412	5236	116	64

Table 5(b). Average data of each run, 7 August 1980

Run Time (JST)†	N	NMHC (ppmC)	NO _x (ppb)	u.v. (mw cm ⁻²)	O ₃ (ppb)	ΔO ₃ /Δt (ppb min ⁻¹)	OHREAC (l min ⁻¹)	\bar{k}_{OH} ‡	k_p ‡	O ₃ (max) (ppb)	O ₃ (fp) (ppb)
9 (021-126)	6	0.18	11	0.0	29		502	2623	5881	103	75
10 (517-535)	4	0.21	29	0.0	17	-0.044	570	2525	6703	147	130
11 (804-821)	6	0.25	26	1.1	22	0.030	609	2505	6386	158	136
12 (1051-1109)	6	0.38	38	2.4	39	0.102	734	1968	5733	197	156
13 (1319-1348)	6	0.34	20	2.7	100	0.396	624	1848	4896	186	85
14 (1609-1638)	6	0.30	16	0.88	106	0.035	528	1738	4604	171	65

† and ‡ same as Table 4.

‡Based on 47 hydrocarbon components.

Decreasing \bar{k}_{OH} reflects the more rapid disappearance of those HCs which react more quickly with OH and O₃. As the sunlight intensity increases, this selection effect becomes more pronounced leading to significantly different ambient compositions, at least from the standpoint of \bar{k}_{OH} . Conversely, Run 26 in 1981 and Run 8 in 1980 represent data taken after nightfall when some reactive HCs, such as ethylene and other olefins remain (see Figs 6 and 7).

No other direct relationships are apparent. Neither \bar{k}_{OH} nor k_p appear to be linearly related to either observed O₃. There is perhaps the suggestion of a 3 h lagged relationship between OHREAC, the extensive measure of OH reactivity, and observed O₃ (Figs 6 and 7). However, the statistical correlation is not strong. Some further analyses were conducted to investigate a possible lagged relationship. A comparison between the run-averaged observed O₃ values, O₃ and O₃(max)

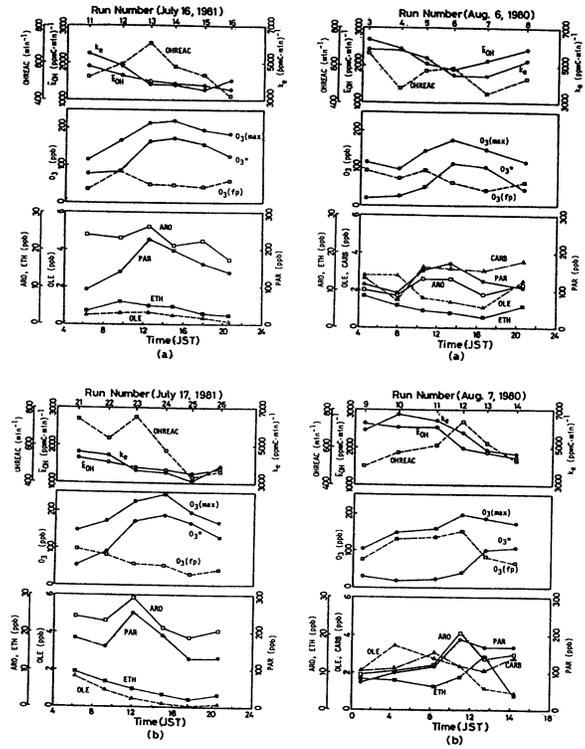


Fig. 6. Reactivity measures and hydrocarbon class averaged by run: (a) 16 July 1981; (b) 17 July 1981.

Fig. 7. Reactivity measures and hydrocarbon class averaged by run: (a) 6 August 1980; (b) 7 August 1980.

calculated from the previous run is shown in Tables 4 and 5. The regression fit for the 1981 data is:

$$O_3(\text{lag}) = 0.69 O_3(\text{max}) + 13.2 \quad (r=0.75) \quad (12)$$

and for 1980:

$$O_3(\text{lag}) = 0.80 O_3(\text{max}) - 56.3 \quad (r=0.69) \quad (13)$$

where O_3 and $O_3(\text{max})$ are in ppb, and (lag) indicates an interval of about 3 h. It is notable that Equations 12 and 13 are similar despite the difference in O_3 and

NMHC levels and temperatures between the two years (Table 2). The model estimates of O_3 for 1981 are roughly 1.5 times those observed 3 h later; and up to seven times in 1980 (see Table 5). The higher values are understandable since the pattern and duration of u.v. radiation is different for the environment and model results, and the latter include only maximum values.

Equations 12 and 13 suggest that air sampled 3 h earlier reflects the concentration of O_3 actually produced. Even though the assumed value of $k_1 = 0.4 \text{ min}^{-1}$ and a reaction time of 12 h do not mimic environmental conditions, and no account was taken of meteorological parameters, the CBM-III calculation of maximum O_3 does appear to reproduce the major O_3 -forming characteristics of these urban atmospheres. As a general observation, more than 60% of O_3 (max) calculated from CBM-III was produced in the first 3 h of model reaction time (Wakamatsu *et al.*, 1984).

In a physical sense these observations suggest a considerable degree of chemical homogeneity in the air above Tokyo for successive pairs of runs. The potential for O_3 formation was apparently not substantially

different for a given time of day from that of samples. So the O_3 measured during a particular flight reflects HC and NO_x composition measured within the flight pattern on the previous run, but is representative of a greater extent of the Tokyo atmosphere. A trajectory analysis on air parcels arriving in the flight zones during flight times supports this interpretation. Figure 8 shows that the air parcels (at 350 m) sampled during run 13 on 16 August 1981 were either inside, or within 5–10 km, of the flight pattern boundary, 3 h before.

Another parallel evaluation which gives consistent results is the observed O_3 data expressed as a rate ($\Delta O_3/\Delta t$ in Tables 4 and 5) with \bar{k}_{OH} and k_c from the previous run (~3 h earlier). For the 1981 data:

$$\Delta O_3/\Delta t(\text{lag}) = 1.05 \times 10^{-3} \bar{k}_{OH} - 1.52 \quad (r = 0.86) \quad (14)$$

$$\Delta O_3/\Delta t(\text{lag}) = 2.90 \times 10^{-4} k_c - 1.13 \quad (r = 0.91) \quad (15)$$

where $\Delta O_3/\Delta t$ in ppb min^{-1} were interpolated from Table 4 and \bar{k}_{OH} and k_c are in $\text{ppmC}^{-1} \text{ min}^{-1}$. The

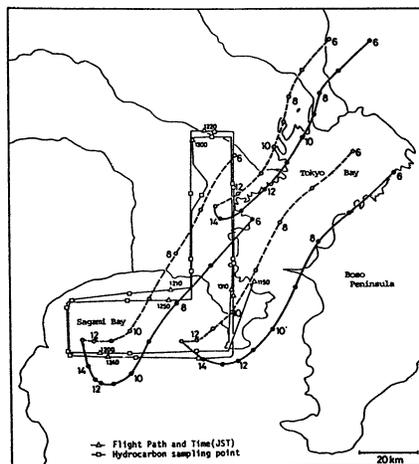


Fig. 8. Air parcel trajectories at 350 m at 1300 (dashed line) and 1500 JST (solid line); 16 July 1981. (Flight path of Run 13, Run 14 had the same flight path.)

pattern for 1980 was similar although with a slightly longer lag time (~4.5 h). While these observations may be of limited generality, it is consistent that the average rate parameters might relate to the rate of O₃ production; the lag effect being at least partly due to the pattern of u.v. radiation.

5. CONCLUSIONS

Photochemical reactivity of ambient HC mixtures was evaluated using a large air pollution data set collected aloft over Tokyo during 16-17 July 1981 and 6-7 August 1980. Three *a priori* methods for estimating the potential for O₃ formation of ambient HC mixture, that is k_{OH} , k_c and simulated O₃ (max) were evaluated. In this study, k_c and O₃ (max) were calculated by using the carbon-bond mechanism (CBM-III) model (Killus and Whitten, 1982a).

Table 6 indicates the input variables which are incorporated into each of the reactivity parameters. Table 7 shows the atmospheric measure which reflects each parameter. Although not strictly an atmospheric observation, O₃ (fp) is also listed because it does reflect the long-term O₃-forming potential of a particular sample.

In general, all of the reactivity parameters were found to be reasonably consistent with each other. There was a log-linear relationship between k_{OH} and k_c (see Equation 8). The decrease in k_{OH} through each day was recognized, which directly indicates the simplest reactivity potential of ambient air. Although k_c and k_{OH} were not linearly related to O₃ (max) there were apparent linear associations with the calculated incremental O₃ concentration above that occurring in the atmosphere (O₃(fp)).

Table 6. Input variables required for each reactivity parameter

Reactivity parameter	Input variables			
	Hydrocarbon composition	NMHC	O ₃	NO _x
k_{OH}	✓	—	—	—
OHREAC	✓	✓†	—	—
k_c	✓	✓	✓	✓
O ₃ (max)	✓	✓	✓	✓
O ₃ (fp)	✓	✓	✓	✓

†Requires NMHC/CALC.

Table 7. Atmospheric measure related to each reactivity parameter

Reactivity parameter	Atmospheric measure		
	O ₃	$\Delta O_3/\Delta t$	O ₃ (fp)
k_{OH}	—	3-4.5 lag	✓
OHREAC	—	—	✓
k_c	—	3-4.5 h lag	✓
O ₃ (max)	3 h lag	—	—

On a run-averaged basis, O₃ (max), although often several times greater than measured O₃ concentrations, did appear to be linearly related to ambient levels about 3 h later. k_c and k_{OH} also were roughly associated with the observed rate of O₃ change 3-4.5 h later. Trajectory analysis demonstrated that air moved through the sampling region at a slow rate which was physically consistent with the 3 h lag interpretation.

Whether these relationships are applicable to another setting probably depends on the specific meteorology involved. However, from our evaluation it appears that any of the reactivity parameters are reasonable ways of comparing HC mixtures. As Tables 6 and 7 indicate, the more complete the input information is, the greater the specificity of the parameters (e.g. O₃(max)).

Acknowledgements—The data set supporting this study was collected by a large team of scientists from the National Institute for Environmental Studies (NIES) and from various prefectural pollution control agencies. Dr. K. Murano and M. Suzuki, NIES, H. Kurita, Nagano Research Institute for Health and Pollution, K. Goto, Saitama Institute of Environmental Pollution, Y. Abaramoto, Toyama Environmental Pollution Control Center and Y. Suyama, Kanagawa Prefectural Environmental Center are acknowledged for their cooperation in the aircraft field study. Especially, the late Dr. Yasushi Ogawa, the senior research scientist of NIES who was one of the project leaders of these field studies, was greatly appreciated. Without his continuous support, this work could never have been carried out.

The numerical integration program of stiff differential equations used in this study, LSODES, was supported by Dr. A.C. Hindmarsh, Lawrence Livermore National Laboratory. R.A. Wauden was partly supported by a Senior International Fellowship from the Fogarty Center, U.S. Public Health Service, and by a Travel Fellowship from the WHO.

REFERENCES

- Akimoto H. and Sakamaki F. (1983) Correlation of the ozone formation rates with hydroxyl radical concentration in the propylene-nitrogen oxide-dry air system: effective ozone formation rate constant. *Environ. Sci. Technol.* **17**, 94-99.
- Atkinson R., Darnall K.R., Winer A.M., Lloyd A.C. and Pitts J.N. (1979) Kinetics and mechanism of the reactions of the hydroxyl radical with organic compounds in the gas phase. In *Advances in Photochemistry* (edited by Pitts J. N., Hammond G.S., Gollnich K. and Grosjean D.), Vol. 11, pp. 375-488. John Wiley, New York.
- Bigozzi C. A., Maldotti A., Chiorboli C., Bartocci C. and Carassiti V. (1981) Kinetics and mechanism of reactions between aromatic olefins and the hydroxyl radical. *Int. J. Chem. Kinetics*, **13**, 1235-1242.
- Darnall K. R., Lloyd A.C., Winer A. M. and Pitts J. N. (1976) Reactivity scale for atmospheric hydrocarbons based on reaction with hydroxyl radical. *Environ. Sci. Technol.* **10**, 692-696.
- Darnall K. R., Atkinson R. and Pitts J. N. (1978) Rate constants for the reaction of the OH radical with selected alkanes at 300 K. *J. phys. Chem.* **82**, 1581-1584.
- Glasson W. A. and Tuesday C. S. (1970) Hydrocarbon reactivities and kinetics of atmospheric photooxidation of nitric oxide. *J. Air Pollut. Control Ass.* **20**, 239-243.
- Hindmarsh A.C. (1982) Stiff system problems and solution at LLNL. UCRL-8740. Lawrence Livermore National Lab.
- Killus J. P. and Whitten G.Z. (1982a) A new carbon-bond mechanism for air quality simulation modeling. EPA-600/3-82-041.

- Killus J. P. and Whitten G. Z. (1982b) A mechanism describing the potential oxidation of toluene in smog. *Atmospheric Environment* **16**, 1973-1988.
- Konno S. (1983) On the measurement of hydrocarbon components using aircraft. Validation of analytical method and results. Research Report from the National Institute for Environmental Studies, Japan, No. 44, pp. 143-153 (in Japanese).
- Koshio H. (1983a) On the measurement method of CH₄ and NMHC using aircraft. Research Report from the National Institute for Environmental Studies, Japan, No. 44, pp. 123-130 (in Japanese).
- Koshio H. (1983b) On the problem of analyzing accuracy of hydrocarbons measuring method using aircraft. Research Report from the National Institute for Environmental Studies, Japan, No. 44, pp. 131-141 (in Japanese).
- Sakamaki F. and Akimoto H. (1982) Smog chamber study of photochemical ozone formation: Reactivities of hydrocarbons and sampled ambient air. *International Symposium on Chemical Kinetics Related to Atmospheric Chemistry*, 6-10 June, Tsujuba, Ibaraki, Japan, pp. 242-245.
- Sakamaki F., Takagi H. and Akimoto H. (1984) Photochemical ozone formation in the irradiation of sampled ambient air using an evacuable smog chamber. Research Report from the National Institute for Environmental Studies, Japan, No. 59, pp. 31-48 (in Japanese).
- Shibuya K., Nagashima T., Imai S. and Akimoto H. (1981) Photochemical ozone formation in the irradiation of ambient air samples by using a mobile smog chamber. *Envir. Sci. Technol.* **15**, 661-665.
- Uno I., Wakamatsu S., Suzuki M. and Ogawa Y. (1984) Three-dimensional behaviour of photochemical pollutants covering the Tokyo Metropolitan Area. *Atmospheric Environment* **18**, 751-761.
- Wadden R.A., Ogawa Y., Okada M. and Murano K. (1982) Ozone and weather patterns in Japan and U.S. *J. Envir. Engng* **108**, 680-687.
- Wakamatsu S., Ogawa Y., Murano K., Goi K. and Aburamoto Y. (1983) Aircraft survey of the secondary photochemical pollutants covering the Tokyo Metropolitan Area. *Atmospheric Environment* **17**, 827-835.
- Wakamatsu S., Uno I. and Wadden R. A. (1984) Study on the NMHC source fingerprint and its photochemical reactivity. Research Report from the National Institute for Environmental Studies, Japan, No. 61, 7-27 (in Japanese).
- Whitten G.Z., Hogo H. and Killus J.P. (1980a) The carbon-bond mechanism: A condensed kinetic mechanism for photochemical smog. *Envir. Sci. Technol.* **14**, 690-700.
- Whitten G.Z., Killus J. P. and Hogo H. (1980b) Modeling of simulated photochemical smog with kinetic mechanism. Vol. 1. Final Report, EPA-600/3-80-028a.
- Winer A.M., Darnall K. R., Atkinson R. and Pitts J. N. (1979) Smog chamber study of the correlation of hydroxyl radical rate constants with ozone formation. *Envir. Sci. Technol.* **13**, 822-826.

APPLICATION OF A THREE-DIMENSIONAL PHOTOCHEMICAL SMOG FORMATION MODEL TO THE TOKYO METROPOLITAN AREA

SHINJI WAKAMATSU^{*}, ITSUSHI UNO[†], AND KENNETH L. SCHERE^{**}

^{*}National Institute for Environmental Studies
 P.O. Yatabe, Tsujuba, Ibaraki 305, Japan

^{**}Atmospheric Sciences Research Laboratory
 U.S. EPA, Research Triangle Park, NC 27711, USA

INTRODUCTION

High O₃ concentrations are frequently observed in the Tokyo Metropolitan Area (TMA) in the summer season. The industrial complexes located in the Tokyo Bay area are the largest in Japan and are the major fixed sources of pollutants (NO, NO₂, SO₂, hydrocarbons, aerosols, etc.), while the Tokyo Metropolis is the largest contributor of pollutants from mobile sources. Almost 25% of the total NO_x emissions from all of Japan come from this area. In addition, the topography of the area is very complicated which leads to complex wind patterns. Reflecting these circumstances the relationships between the precursor emissions and the field-observed O₃ patterns are not clearly understood. Investigating these relationships requires the use of a three dimensional photochemical air pollution simulation model.

Relatively high O₃ concentrations were observed during an episode on July 16 and 17, 1981 in the TMA. The stagnant meteorological conditions which existed then were mainly caused by the local sea and land wind circulation systems. To better understand the physical and chemical relationships at work during this particular episode the SAI-UAM was applied. This model has been used extensively in other applications of urban airshed modeling for photochemical smog.¹ Vertical cross-sections of simulated pollutant patterns are analyzed for the TMA domain, including the diurnal variation in the patterns. The effects of vertical meteorological conditions and the previous day's secondary pollutants are emphasized. Limited field-observed data from aircraft for O₃ are compared with the simulated results.

SIMULATION

The location and topography of the TMA are shown in Figure 1. The area modeled is shown in Figure 2. Each individual cell is 6.8 km wide and 5.5 km long. This is called six times standard mesh system which is based on the length of latitude, longitude of this area and widely

used in Japan. The full horizontal domain is 27 by 30 cells with the outer ring of cells serving as boundary condition cells. There are five layers in the vertical; the depth of each layer is a function of the time of day. The bottom three layers simulated the mixing layer. However when the mixing layer exceeded 1 km in height the five layers were fixed at equal depths. The top height of the modeling domain was kept constant at 2 km. The basic equations of the UAM are:

$$\begin{aligned} & \frac{\partial}{\partial t} (\Delta H c_i) + \frac{\partial}{\partial x} (u \Delta H c_i) + \frac{\partial}{\partial y} (v \Delta H c_i) + \frac{\partial}{\partial p} (W c_i) \\ & = \frac{\partial}{\partial x} (K_H \Delta H \frac{\partial c_i}{\partial x}) + \frac{\partial}{\partial y} (K_H \Delta H \frac{\partial c_i}{\partial y}) + \frac{\partial}{\partial p} (K_V \frac{\partial c_i}{\partial p}) \\ & \quad + R_i \Delta H + S_i \Delta H \end{aligned}$$

where

$$W = w - u) \left(\frac{\partial h}{\partial x} + \rho \frac{\partial \Delta H}{\partial x} \right) - v \left(\frac{\partial h}{\partial y} + \rho \frac{\partial \Delta H}{\partial y} \right) - \rho \frac{\partial \Delta H}{\partial t}$$

$$\rho = \frac{z - h(x,y)}{\Delta H}$$

- c_i = concentration of species i
- ΔH = vertical increment in the modeling region
- u, v, w = wind components in the x, y, and z directions, respectively
- K_H, K_V = horizontal and vertical diffusivities
- R_i = reaction rate term for species i
- S_i = volumetric source term for species i
- h(x,y) = terrain elevation.

Three-dimensional meteorological information (u, v, w, K_H, K_V) and source emissions data (S) must be prepared for the model in order to solve this equation. As shown

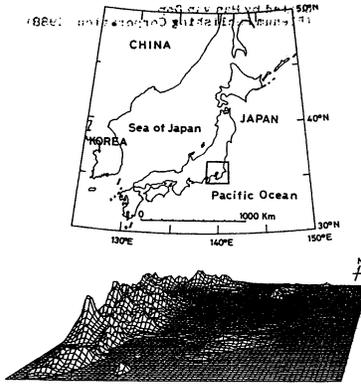


Figure 1 Location of the Tokyo Metropolitan Area (TMA) and its topography.
Horizontal grid size is 3 km square (not same size used in model simulation).

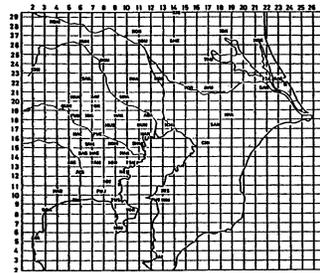


Figure 2 Schematic drawing of horizontal section of UAM domain.
Acronyms in the figure show surface wind and air pollutants concentration monitoring stations.

in Figure 1, the western and northern sides of the TMA are walled by mountains 1-2 km high, while the other sides are open to the sea. Under a weak atmospheric pressure gradient, three different sea breeze regimes exist in separate parts of the area and create the extremely complicated wind patterns over the TMA. These local wind systems are the main influences on the patterns of vertical and horizontal pollutant distributions. In this study, the three-dimensional wind structure was estimated by data from 23 pilot balloon stations that had releases for 40 successive hours and a dense network of surface monitoring stations. The surface stations and pilot balloon sites are shown in Figures 2 and 3, respectively. To simulate the wind field three-dimensional mass and momentum-conserving wind model was used.² Another important meteorological parameter is the diurnal variation of mixing layer height. At the four upper-air sounding sites vertical temperature profiles were measured every two hours. Observed data at three of the four stations were averaged to determine the mixing height (see, for example, Figure 4).

The Carbon Bond II chemical kinetic scheme was used for the chemistry calculations in the UAM. Hourly emission rates were calculated from area sources and point sources for NO_x and non-methane hydrocarbons (NMHC) at each grid cell. The NMHC emissions must be distributed into particular reactivity classes. To accomplish this the ratio of 18 NMHC species from the five major hydrocarbon source categories (vehicle

exhaust, oil refinery facilities, other petrochemical operations, gasoline vapor, and painting solvents) were determined.^{3,4} Two large industrial complexes, Keihin and Keiyo, are located along Tokyo Bay, while the center of Tokyo is the largest contributor of pollutants from mobile sources. Model simulation was conducted for 40 hours beginning 0400JST, July 16, 1981. Initial and boundary pollutant concentrations are determined based on surface monitoring data and aircraft observation.

The predicted diurnal variation of O₃ and NO₂ concentrations for the two-day period along the North-South cross-section at the 9th mesh line from the western edge of the model domain (see Figure 2) is shown in Figure 5. This selected mesh line is corresponding to the aircraft flight course which is shown in Figure 8. At 1000JST on July 16, 1981, high NO₂ concentrations are predicted along the coastal area of Tokyo Bay reflecting the emissions from the Keihin Industrial Complex. Predicted O₃ concentrations, however, were especially low in this region of high NO₂ concentrations. At 1600JST predicted O₃ concentrations increased to 160 ppb and a sharp concentration gradient was observed at 1500 m. This altitude corresponds to the mixing height at the time, shown in Figure 4. The NO₂ concentration level was less than 10 ppb due to photochemical reaction and diffusion. After dark the NO₂ increased again near the surface in this area, while the O₃ concentrations were diminished by the quenching effects of the primary pollutants. At upper levels above

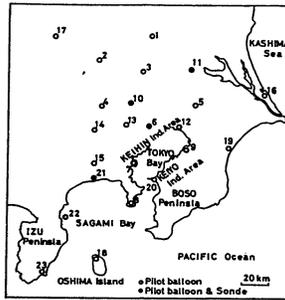


Figure 3 Upper wind and temperature monitoring stations. Numerals in the figure show the following locations: 1) Oyama, 2) Kumagaya, 3) Satte, 4) Iruma, 5) Inzai, 6) Ootemachi, 7) Yokohama, 8) Miura, 9) Ichihara, 10) Urawa, 11) Tsukuba, 12) Tsudanuma, 13) Musashiro, 14) Hachioji, 15) Atsugi, 16) Kashima, 17) Takasaki, 19) Ooshima, 19) Kujukurihama, 20) Funa, 21) Hiratsuka, 22) Hatsushima, 23) Shimoda.

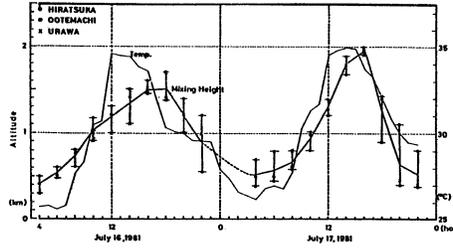


Figure 4 Diurnal variation of mixing height and surface temperature observed at Ootemachi.

the center of the model domain relatively high O_3 concentrations (140 ppb) remained on the evening of July 16. This polluted air mass was then transported to the southwestern portion of the model domain by 0400JST on July 17. At 1000JST on July 17, O_3 levels of over 100 ppb were calculated between the 4th and 9th North-South mesh lines. These concentrations here were quite different than those calculated for the previous day. The NO_2 levels were approximately the same here as on July 16. On July 17 the afternoon O_3 levels increased over those from the previous day and mixed well vertically through the higher mixing height of 2 km. After dark the same type of vertical O_3 patterns were observed with higher concentrations aloft.

Similar phenomena were also observed during the field study covering the TMA and the simulated results discussed here are consistent with the observations. Generally speaking, when the geostrophic wind at the 700 mb level is below 6 m/s, the local wind circulation system predominates and higher O_3 concentrations are observed at the southern part of the TMA¹⁶. On July 16 and 17, 1981 an easterly wind from the Kashima Sea and a southerly wind from Sagami Bay predominated in the daytime. There was a confluence of the southerly Sagami Bay breeze and the easterly wind from the Kashima sea. Under these conditions the primary pollutants from the Tokyo Bay coastal area and the Tokyo Metropolis were trapped in the southern part of the Kanto district. Aircraft data showing O_3 concentrations in excess of 200 ppb were observed near the coastal side of Sagami Bay between 1450-1455JST on July 16.

These characteristic features are well simulated by the UAM. According to this simulation the O_3 concentrations on the second day of the episode were higher than those on the first day. To aid in evaluating this prediction the diurnal variation of vertical profiles of NO_2 , O_3 , PAR (paraffins), and CARB (carbonyls) at Miura are shown in Figure 6. Miura is located mesh number (9,7) in the southern part of the domain. High

NO_2 values are observed through the night with the maximum concentration at 300 m altitude on both nights. To investigate the hydrocarbons, the species PAR and CARB were selected. PAR and NO_2 show a close relative relationship with the highest values observed in the morning. On the other hand maximum CARB concentrations are predicted aloft at night. In this simulation hydrocarbon emissions are only emitted at the surface; no elevated sources are considered. Therefore in the first day's simulation PAR and concentrations show a maximum near the surface. However for the second day the maximum values are seen aloft from 300 m to 600 m, probably from the previous day's carry-over effects. The largest difference between the two days is shown in the profiles of O_3 and CARB. In the second day especially high levels of these pollutants are observed during the night to early morning at altitudes between 300 and 600 m. These aged pollutants are entrained into the mixing layer in accordance with the elevation of the lid. Much higher O_3 concentrations are then produced as a result. Because of the higher CARB concentrations on the second day, the O_3 levels increased at an earlier time than on the first day.

Field observation of O_3 vertical profiles measured by aircraft are shown in Figure 7. The observations were performed between 1400JST and 1500JST on July 16, 1981. Ambient temperatures were measured at Ootemachi, and the locations where the vertical profiles were obtained are mapped in Figure 8. The aircraft observations show a sharp O_3 peak below the inversion layer especially at points A and B which are located near the sea. Near the coastal zone of Tokyo Bay there are numerous elevated NO_2 emission sources such as power plants, oil refineries, petrochemical and steel industrial plants, etc. with stacks of height between 100 and 200 m. We will consider that NO_2 from these emissions is trapped beneath the inversion layer and high O_3 concentrations are produced there. The simulated vertical O_3 distribution and observations at Miura (nearest station to point B) are shown in Figure 9. The

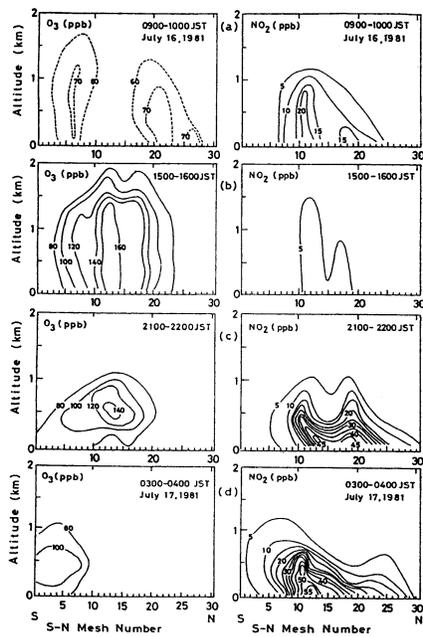


Figure 5

simulated profile could not produce a sharp peak because of the coarse vertical resolution, but its qualitative characteristics are consistent with the observations.

CONCLUSIONS

To investigate the photochemical smog formation mechanism under stagnant meteorological conditions covering the TMA, the SAI-UAM was used to conduct air quality simulation for two such days. In a related study the SAI-UAM had produced reasonable areal and diurnal variations of O_3 ,^{7,8} while in this study vertical

distributions were mainly analyzed. Major efforts were devoted to clarify the effects of vertical meteorological conditions and the previous day's secondary pollutants on the second day's O_3 concentrations. Simulated results showed reasonable performance at reproducing a three-dimensional profile of O_3 concentrations.

In the TMA higher O_3 concentrations are usually observed near the shore in the morning. As the sea breeze layer penetrates inland, this high concentration region travels with it, increasing in concentration with time. The maximum O_3 concentrations are usually observed below the inversion layer. A nighttime radiation inversion that

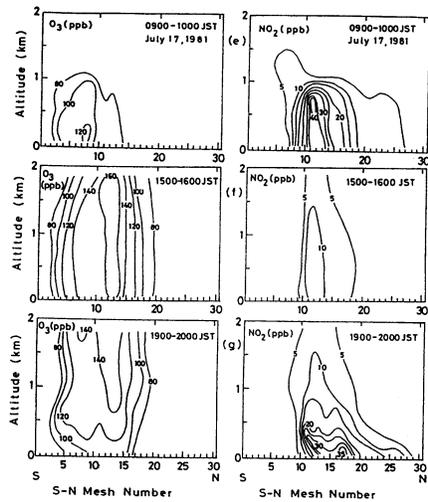


Figure 5. Vertical distribution of calculated O_3 and NO_2 concentrations along the S-N line of W-E mesh number 9.

- a) 0900-1000JST July 16, 1981
- b) 1500-1600JST July, 16, 1981
- c) 2100-2200JST July 16, 1981
- d) 0300-0400JST July 17, 1981
- e) 0900-1000JST July 17, 1981
- f) 1500-1600JST July 17, 1981
- g) 1900-2000JST July 17, 1981

persists into the early morning prevents the dispersion of primary pollutants emitted from the large coastal industrial zones and the TMA. Usually, high O_3 concentration areas with are transported from inland by the nighttime land breeze are observed aloft in the early morning. These observational results were qualitatively reproduced by the UAM.

The role and significance of the previous day's secondary pollutants on O_3 formation mechanism were investigated using UAM simulations. The largest differences in the vertical pollutant profiles between the two days studied were in the species O_3 and CARB. During the second night of simulation especially high values of these species were predicted above the

radiation inversion layer. These aged pollutants were then entrained into the mixing layer during the day in accordance with the elevation of the lid. In part, because of the higher CARB concentration levels on the second day, O_3 levels increased earlier in time and peaked at higher concentrations than they had on the first day of simulation. The importance of the effects of the previous day's aged pollutants are confirmed using the UAM. Observed vertical O_3 profiles were also compared with the simulation results. The simulated vertical profiles were in qualitative agreement with the observations although the coarse vertical resolution and hour averaging in the model may have prevented the prediction of the maximum concentrations accurately.

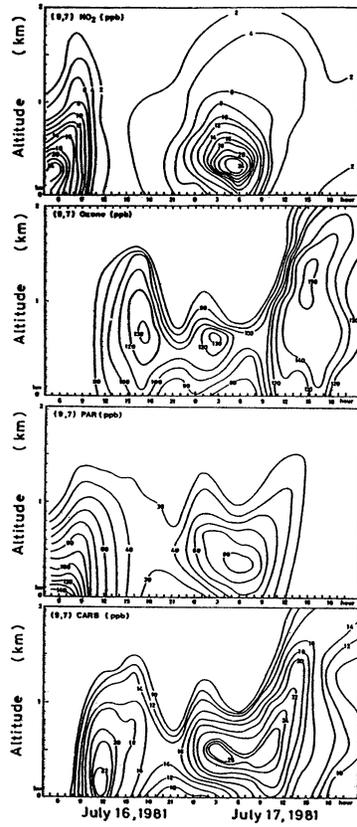


Figure 6 Diurnal variation of vertical profiles of NO₂, O₃, PAR (Paraffin) and CARB (Carbonyl compounds) concentrations at Miura. Miura is located at the mesh point (9,7).

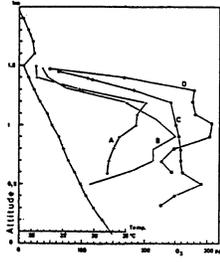


Figure 7 Vertical distribution of O_3 measured by aircraft on July 16, 1981 around the Tokyo Bay area, and temperature profile at Ootemachi, 1420JST.

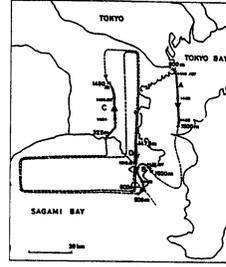


Figure 8 Aircraft flight course on July 16, 1981. Numerals in the figure show altitude and time in JST.

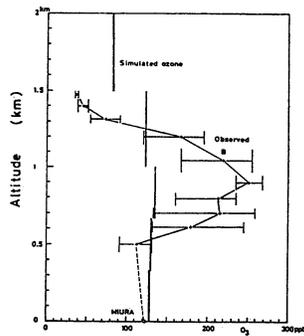


Figure 9 Comparison between the simulated vertical O_3 distribution and observations at Miura. Miura is the nearest surface monitoring station to aircraft sampling point B which is shown in Figure 8.

REFERENCES

1. J. Ames, T. C. Myers, L. E. Reid, D. C. Whitney, S. H. Golding, S. R.H. ayes and S. D. Reynolds, SAI Airshed Model operations manuals- Volume 1. User's manual. EPA-600/8-85/007a, U.S. EPA, Research Triangle Park, NC. (1985).
2. M. A. Fosberg, A. diagnostic three-dimensional mass and momentum conserving wind model for complex terrain., Third conference on mountain meteorology. American Meteorological Society, Boston, MA. (1984).
3. S. Wakamatsu, I. Uno and R.A. Wadden, A study of NMHC source fingerprint and its photochemical reactivity., 8 th U.S.-Japan Conference on photochemical Pollution. (1984).
4. R. A. Wadden, I. Uno and S. Wakamatsu, Source discrimination of short-term hydrocarbon samples measured aloft, Environmental Science & Technology, 20, 473-483 (1986).
5. S. Wakamatsu, Y. Ogawa, K. Mirano, K. Goi and Y. Aburamoto, Aircraft survey of the secondary photochemical pollutants converging the Tokyo Metropolitan Area, Atmos. Environ., 17, 827-835, (1983).
6. I. Uno, S. Wakamatsu, U. Suzuki and Y. Ogawa, Three-dimensional behavior of photochemical pollutants covering the Tokyo Metropolitan Area, Atmos. Environ., 18, 751-761, (1984).
7. S. Wakamatsu, K. L. Schere, J. Shreffler and I. Uno, A study using a three-dimensional photochemical smog formation model - Application of the SAI Urban airshed model to the Tokyo Metropolitan Area -, 9th the US-Japan meeting on Air Pollution-Related Meteorology. (1986).
8. S. Wakamatsu, K. L. Schere, J. H. Shreffler and I. Uno, A Study using a three-dimensional photochemical smog formation model under conditions of complex flow, Proceedings of the seventh world clean air congress, Sydney, Australia. (1986).

DISCUSSION

S. REYNOLDS

What are the estimated uncertainties in VOC and NO_x emissions over the modeling region?

S. WAKAMATSU

Hourly emission rates were calculated from are sources and point sources at each grid cell based on the annual average emission inventory data. To do this we have to estimate the seasonal and diurnal emission patterns for individual sources. For Nox we have reliable data base and estimated hourly emission rate should be reasonable, however reliable emission inventories for hydrocarbons and other organics are usually not available. In this study the source coefficients from major VOC source categories, such as petroleum refineries, petrochemistries, automobiles, gas stations, and solvent, were determined based on the emission information and environmental VOC concentrations. VOC emissions mus be distributed into particular structure classes accoding to the Carbon Bond Chemical Kinetics. To do this the ratio of 18 VOC species from the five major hydrocarbon sources were determined. These processes might be caused the uncertainties in estimated VOC emissions over the modeling region.

A FIELD STUDY OF PHOTOCHEMICAL SMOG FORMATION UNDER STAGNANT METEOROLOGICAL CONDITIONS

SHINJI WAKAMATSU, ITSUSHI UNO and MAKOTO SUZUKI
National Institute for Environmental Studies, Tsukuba, Ibaraki 305, Japan

(First received 11 July 1989 and received for publication 13 October 1989)

Abstract—Photochemical air pollution episodes during 15–20 July 1981, covering the Tokyo Metropolitan Area under the stagnant meteorological conditions, were analyzed. Three-dimensional (3-D) pollutant and meteorological observations showed that polluted air masses followed sea and land breeze circulation patterns. Aged secondary pollutants were detected aloft midnight until early morning. These pollutants subsequently entrained into the daytime mixed layer and affected O_3 formation. To understand this stagnating system, a simple trajectory model was used. Simulated results showed good qualitative agreement with observations, but the model overestimated the surface concentration and underestimated the aircraft observations. This was mainly caused by the assumption of vertical uniformity within the model.

Key word index: Urban O_3 , aircraft study, sea and land breeze, wind stagnation, carry over pollutants, trajectory model.

INTRODUCTION

Photochemical air pollution over urban areas is formed as a result of a complex non-linear interaction of chemistry and meteorology. Consequently, it is very difficult to determine the relationship between source emissions and ambient pollutant concentration. In every summer since 1970 O_3 damage has been reported in Japan, especially from the Tokyo Metropolitan Area (TMA). To investigate photochemical air pollution abatement strategy a series of field studies using aircraft were conducted from 1978 to 1982 covering the TMA by National Institute for Environmental Studies (NIES). Based on these data photochemical air pollution phenomena in this area have been classified by meteorological condition into two types as long-range transport type and stagnant local circulation.

Location and topography of the TMA are shown in Fig. 1. The western and northern side are surrounded by mountains 1000–2000 m high. The eastern side is open to the Pacific Ocean, and to the south there are two bays. Under these circumstances sea breeze circulation systems of various scales predominate. Depending upon the general wind direction these local winds create extremely complicated wind patterns over the TMA.

In the summer in central Japan, high concentrations of O_3 are frequently observed at inland stations far from industrial and populated areas. Furthermore, the daily maximum O_3 concentration in this region occurs in the late evening or midnight. These high concentrations occur on clear days with light gradient winds

under synoptic scale high pressure systems. In addition, it has been found that such pollution is due to secondary pollutants, such as O_3 and particulate matter. Steady on-shore winds, a strong thermal low in the inland mountainous region, and a subsidence inversion accompanied by a synoptic scale high pressure system are meteorological conditions which combine to form a large-scale wind field which drives the long-range transport of pollutants (e.g. Kurita *et al.*, 1985).

On the other hand, under a very weak atmospheric pressure gradient several small scale sea breeze circulation systems predominate. Under stagnant meteorological conditions higher O_3 concentrations are usually observed near the shore in the morning. As the sea breeze layer penetrates inland, this high concentration region travels it, increasing in concentration with time. The maximum O_3 concentration are usually observed below the inversion layer. A night-time radiation inversion that persist into the early morning prevents the dispersion of primary pollutants emitted from the large coastal industrial zone and TMA. Usually high concentration areas of O_3 and secondary pollutants which are transported from inland by the night-time land breeze are observed aloft in the early morning. These aged pollutants were then entrained into the mixing layer during the next day in accordance with the elevation of the lid (e.g. Wakamatsu *et al.*, 1983; Uno *et al.*, 1984).

To clarify these mechanisms, intensive field observations were conducted on 16 and 17 July 1981 using two instrumented aircraft alternately to get the three-dimensional diurnal variation of photochemical air

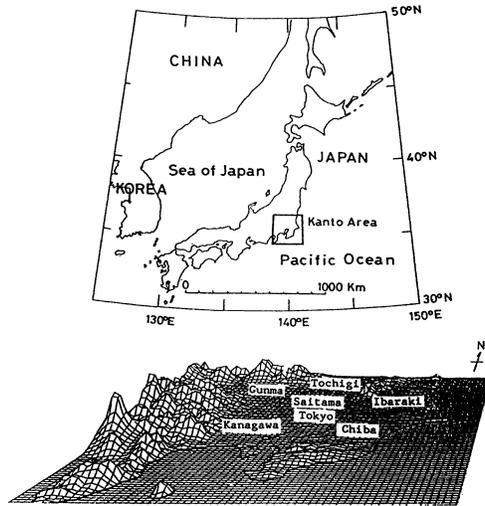


Fig. 1. Location and topography of the Kanto Area. Horizontal grid size is 3 km square.

pollution covering the TMA. In this study surface data, upper meteorological data and aircraft data are analyzed under stagnant meteorological conditions.

2. OBSERVATION METHOD

To understand the photochemical smog formation mechanism it is necessary to know the photochemical reaction processes in the atmosphere. For this purpose a Lagrangian observational system was developed. This system consists of: (1) ground level monitoring of wind and air pollution concentration; (2) upper wind and temperature measurement; (3) aircraft measurement and (4) data analyzing system. In the 1981 field study two instrumented aircraft, 23 single theodolite pilot-balloon stations, four radiosonde stations, 100 ground level monitoring stations and two main computer systems were used.

The aircraft measurements were performed with a twin-engine Cessna (404-TITAN) and Aero Com-

mander (685). The air sampling tube was set in the nose cone of the aircraft. A u.v. radiometer was mounted on the roof of the aircraft. Sensors for air temperature and humidity were located under the floor. The two aircraft had almost identical measuring instruments. They flew about 2-h alternately along the air trajectory calculated from pilot-balloon data to obtain the photochemical reaction processes in the traced air mass. Aircraft specifications used in this study are shown in Table 1. Instrumentation used on the aircraft and a schematic of the sampling air flow pattern are shown in Table 2 and Fig. 2, respectively.

Sample air entered through three Teflon pipes (15 mm i.d., TFE Teflon) which projected approximately 0.5 m from the nose cone of the aircraft. The first pipe led into the manifold and delivered the sampling air to the measuring instruments. The second pipe was used for air collection into glass vessels which was analyzed after the flight. The third pipe led into the high-volume air sampler with aerosol collection on a

Table 1. Aircraft specifications used for this study

	Cessna (404-TTIAN)	Aero Commander (685)
Instrument payload:	900 kg	550 kg
Available instrument power:	4.2 KVA at 28 VDC 2.7 KVA at 100 VAC	9.8 KVA AT 28 VDC 6.3 KVA at 100 VAC
Sampling speed:	85m/s	85m/s
Navigation system:	LORAN-C, VOR, DME	LORAN-C, VOR

Table 2. Instrumentation used on the aircraft

Parameter	Analysis Technique	Manufacture and Model	Measurement Ranges	Time Response	Approximate Resolution
Ozone	Chemiluminescence	KIMOTO MCSAM-F	1-2000 ppb (dynamic)	<3 s. (90%)	1 ppb
NO	Chemiluminescence	KIMOTO MCSAM-F	1-2000 ppb (dynamic)	<3 s. (90%)	1 ppb
NO _x	Chemiluminescence	KIMOTO MCSAM-F	1-2000 ppb (dynamic)	<3 s. (90%)	1 ppb
SO ₂	Fluorescence	Monitor Labs 8850	2-500 ppb	5s. (90%)	2 ppb
Condensation Nuclei	Light-attenuation	E/one Rich 100	100k CN/cc (<1)	3s. (90%)	1000 NC/cc
Aerosol Size Distribution	Light-scattering	Roysco 226	0.12-13.0µm dia. (16 Range)	30s. (periodic)	—
Temperature	Platinum Resistance	Deggussa	±50.0°C	i.s. (90%)	0.1 deg
Humidity	Electronic Capacity	National Westher Service	20-90% RH	3 s. (90%)	3%
Ultraviolet Radiation	Photocell	Eppley UV Radiometer	0-5mW/cm ²	2 s. (90%)	0.002m W/cm ²
Altitude	Bellows (Barometer)	Tokyo Koku-Keiki ATP-20-1	760-380mmHg (0-5400 ppm)	2 s. (90%)	1mmHg 0.03 min
Position	Loran-C	FURUNO LC-30	—	2 s. (periodic)	0.03 min (50 m)
Pitching and Rolling	Gyro compass	Tokyo Koku-Keiki 230	P:±15 deg R:±90 deg	—	P:0.1 deg R:0.5 deg

Parameter	Sampling Technique	Manufacture and Model	Analysis Technique	Manufacture and Model	Approximate Resolution
Sulfate	High volume Sampling on Teflon Filter	KIMOTO 191	Ion-chromatograph	Dionex 10	0.25 µg/m ³
non-Methan Hydrocarbon	Compressed Sampling in Glass Vessel		Hydrocarbon Analyzer	Shimadzu HCM-3AS	0.02 ppmC
Hydrocarbon Species	Compressed Sampling in Glass Vessel		Gas-chromatograph	Shimadzu GC-4CM	

Teflon filter. The length of these pipes was approximately 5 m from the nose cone. Sample air was supplied using aircraft dynamic pressure for suction.

The O₃, NO and NO_x monitors were especially designed for this aircraft study. Each instrument was pressure and temperature tested before the study. Calibration curves were developed for each instrument in a pressure-controlled chamber. Cabin temperature and manifold temperature were monitored to correct for temperature effects on the instruments and

air pressure was monitored to correct for pressure affects.

Air samples for the NMHC analyzer and the gas chromatographic analysis of hydrocarbons were collected in a two valve 1-l glass vessel. Sampled air was collected and pressurized to about 1.4 atm by a Teflon bellows pump and this vessel was connected to the NMHC analyzer after the flight to measure NMHC concentration. Subsequently, hydrocarbon (HC) species were measured using a GC analyzer. About 12-24

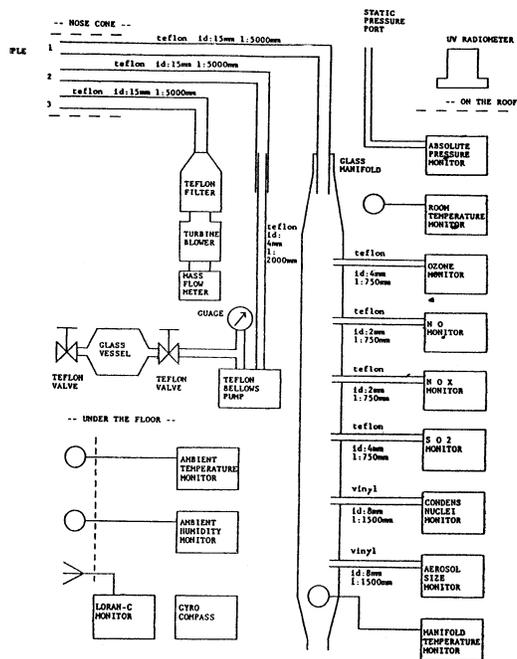


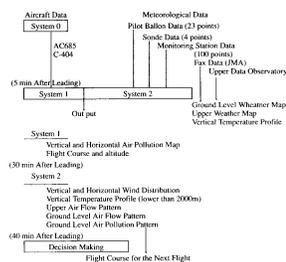
Fig. 2. Sampling air flow schematic on the aircraft.

samples are obtained in each flight. Sulfate and NO_3 concentrations were determined from ion chromatography of aerosol samples collected on Teflon filters. Sample flow rates were measured with a mass flow meter and recorded on magnetic tape at 3-s intervals.

Air temperature, relative humidity (r.h.), atmospheric pressure and u.v. radiation were monitored. Position data was obtained using Loran-C and altitude was calculated from the environmental pressure data. The measured data were averaged over 3-s

intervals and recorded on 1/2 in magnetic data tape in real time. Before and after each flight, calibration was carried out using the gas phase titration technique for O_3 and NO for the NO_x analyzer. For the SO_2 analyzer zero and span values were checked before and after the flight. Outlines of the Lagrangian observation system and data processing system are shown in Table 3 and Table 4. Using this system polluted air masses were tracked and photochemical reaction processes in the atmosphere were investigated.

Table 3. Outlines of the Lagrangian observation system



3. OBSERVATION AND DISCUSSION

In the Tokyo Metropolitan Area photochemical oxidants (O₃) warnings were issued daily from 15 to 20 July 1981. In Japan an absorptiometry using neutral KI solution is used to measure ambient photochemical oxidants concentration as a standard method, and O₃ and PAN are oxidizing substances such as O₃ and PAN. Photochemical O₃ warnings are issued when meteorological concentrations are such that the hourly concentration of photochemical O₃ exceeds 0.12 ppm and when the pollution is expected to continue.

During this period the Kanto area was covered by the northern Pacific high pressure cell and weather was fine. Meteorological data from 15 to 20 July 1981 observed at Tokyo District Meteorological Observatory at Ohtemachi are shown in Table 5. The

Table 4. Data processing system

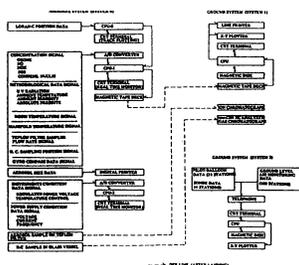


Table 5. Meteorological data observed at the Tokyo Meteorological Observatory (15-20 July, at Ohtemachi)

July 1981		Wind direction and speed (m/s)			M.T. (°C)	T.S.R. (MJ/m ²)	
Date	Hour	0900JST	1200JST	1500JST	—	—	
15	N	2.4	S	3.4	SSE 3.6	31.5	15.4
16	NW	1.3	NNW	2.6	SSE 2.4	34.1	19.7
17	N	1.5	ENE	1.8	SSE 4.4	34.3	20.5
18	N	2.5	SE	3.1	SSE 5.0	33.6	18.5
19	W	0.8	SSE	2.7	SSE 5.6	32.2	17.0
20	SE	2.6	S	4.3	S	32.4	13.7

M.T: Maximum temperature (°C)
T.S.R: Total solar radiation (MJ/m²)

location of Ohtemachi is shown in Fig. 3. The highest temperature exceeded 34°C on 16 and 17 July. Figure 4 shows the daily maximum O₃ concentration observed in each prefecture in the Kanto district. The location of these prefectures is shown in Fig. 1.

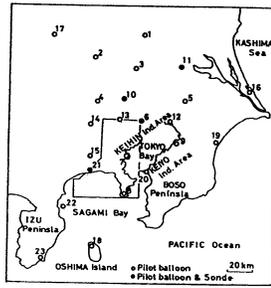


Fig. 3. Upper wind and temperature monitoring stations and major flight area for 16, 17 July 1981. Numerals in the figure show the following locations: (1) Oyama, (2) Kumagaya, (3) Satte, (4) Iruma, (5) Inzai, (6) Ohtemachi, (7) Yokohama, (8) Mura, (9) Ichihara, (10) Urawa, (11) Tsukuba, (12) Tsudanuma, (13) Musashino, (14) Hachioji, (15) Utsugi, (16) Kashima, (17) Takasaki, (18) Oshima, (19) Tujukurihama, (20) Futu, (21) Hiratsuka, (22) Hatushima, (23) Shimoda.

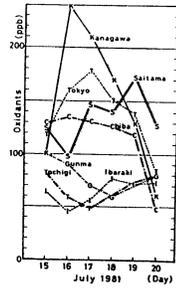


Fig. 4. The daily maximum O₃ concentrations observed in each prefecture in the Kanto Area.

Between 16 and 17 July 1981 especially high concentrations of O₃ were observed in the southern prefecture of Kanagawa and Tokyo mainly due to stagnant meteorological conditions. The meteorological data from 16 to 17 July 1981 at Ohtemachi in Table 5 show a light northern land breeze before noon and in the afternoon the southern sea breeze started to penetrate inland. On the other hand from 18 to 20 July 1981 southern seasonal winds predominated and polluted air masses were transported inland. Relatively higher O₃ concentrations were observed in the prefectures further north of Saitama, Ibaraki, Gunma and Tochigi.

The situation between 16 and 17 July 1981 was a typical case of the stagnant meteorological condition. In this study this 2-day episode will be analyzed intensively. During this period an easterly wind from the Kashima sea and a southern wind from Sagami Bay predominated in the daytime. Under these conditions the primary pollutants from the Tokyo Bay Coastal area and Tokyo Metropolis were trapped in the southern part of the Kanto district. During the nighttime and the morning these polluted air masses were pushed back to Sagami Bay due to the northern land breeze.

Averaged trajectory lines from the Sagami Bay coastal area are shown in Fig. 5. Along the trajectory lines I and II six surface monitoring stations were selected. These points are located close to the trajectory lines. Fig. 6 shows the time-distance sections of O₃ concentration along the typical averaged trajectories (I) and (II) between 15 and 18 July 1981 covering the south-west area of the Kanto district. Figure 7 shows the time-distance sections profiles of NO, NO₂, O₃ and wind direction along trajectory (II) shown in Fig. 5. It is clear that the high O₃ concentration zones correspond to the sea breeze zone during the daytime and the high NO₂ zones correspond to the land breeze area during the night-time. NO is typically converted to NO₂ and other products, but on 15 July 1981 the

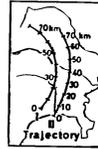


Fig. 5. Averaged trajectory lines between 15 and 18 July 1981 in the south-western area of Kanto district.

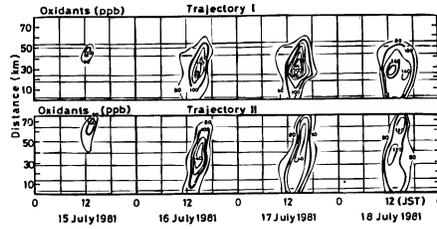


Fig. 6 Time-distance sections of O_3 concentrations between 15 and 18 July 1981 along the trajectory lines shown in Fig. 5.

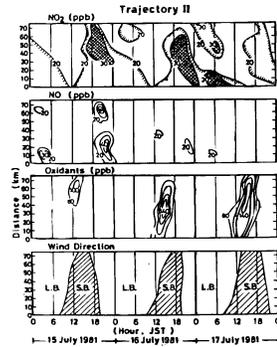


Fig. 7 Time-distance sections of NO_2 , NO , O_3 and wind direction between 15 and 17 July 1981 along trajectory II (shown in Fig. 5).

maximum temperature and total solar radiation remained relatively low so that the O_3 concentration was low compared with the other 2 days, and NO remained during the night-time. This analysis indicated that the time scale of the photochemical smog in the Tokyo Metropolitan Area is longer than 1 day. Under the conditions of a weak atmospheric pressure gradient, polluted air masses circulate for more than 3 days following the local wind circulation pattern.

Figure 8 shows the ground level O_3 concentration pattern at 1500 JST in excess of 100 ppb and the aircraft measurement data at an altitude of 350 m and the air trajectory at an altitude of 350 m calculated from the pilot-balloon data. The Sagami Bay Southerly breeze was stopped by the easterly wind from the Kashima Sea and high concentrations were observed in the Sagami Bay sea breeze area. Aircraft data show that the extremely high O_3 concentrations, > 200 ppb, were observed near the coastal side of Sagami Bay between 1450 and 1455 JST. According to this trajectory analysis the extremely high concentration air mass at 1500 JST was transported from the Tokyo Bay industrial area. This air mass was transported inland, and after 2100 JST travelled to the south due to the land breeze. This pattern was also observed on the next day.

Figure 9 shows the air trajectory at an altitude of 150 m calculated using the 23 station pilot-balloon data on July 1981 and the Lagrangian variations of NO , NO_2 and O_3 concentrations along this trajectory line. The 12 start points of the trajectory were set on an ellipse at 1300 JST on the shoreline of Sagami Bay; then the backward and forward trajectories were calculated at 1-h intervals. The trajectory shows the same circulation found on 16 July 1981. Concentrations were obtained by interpolating the ground level monitoring station data. In the early morning, NO showed a peak, then NO_2 increased corresponding to the NO decrease, and the O_3 concentration peaked in the afternoon. The maximum O_3 concentration was observed at 1500 JST at a point about 20 km inland from the shoreline of Sagami Bay, and according to the trajectory analysis this high concentration was mainly caused by emissions from the Tokyo Bay coastal industrial complexes. The surface data analysis showed the polluted air masses were circulated under the stagnant meteorological conditions covering the

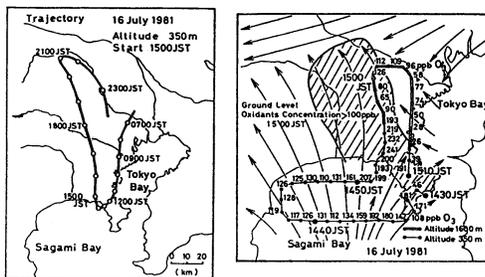


Fig. 8. The ground level Ox concentration patterns at 1500 JST exceeding 100 ppb, the aircraft data at 350 m on 16 July, and the air trajectory at 350 m calculated using the 23 pilot-balloon data.

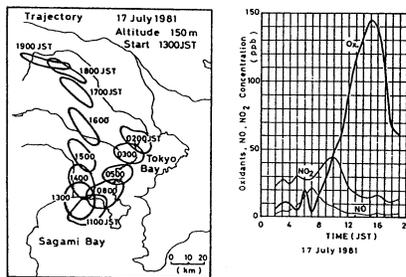


Fig. 9. The air trajectory at an altitude of 150 m calculated using data from 23 pilot-balloons on 17 July 1981; and the Lagrangian variation of NO, NO₂ and O₃ concentration along this trajectory.

TMA. To clarify these phenomena three-dimensional aircraft data were analyzed.

Aircraft measurements were conducted six times per day on 16 and 17 July 1981. HC sampling height and number of sample by aircraft are shown in Fig. 10. O₃ and NO_x measurements were conducted continuously, but the values listed in Figs. 11 and 12 are the averaged values while air was being sampled for HC

analysis. Non-methane HC concentration and the ratio of NMHC to NO_x concentrations are shown in Figs. 13 and 14, respectively. The ratio between NMHC and NO_x is important in determining O₃ abatement strategies. This observational results showed that NMHC/NO_x exceeded 20 in units of ppbC/ppb. Surface values shown in Figs. 11-14 are the averaged concentrations of 16 ground-monitoring sta-

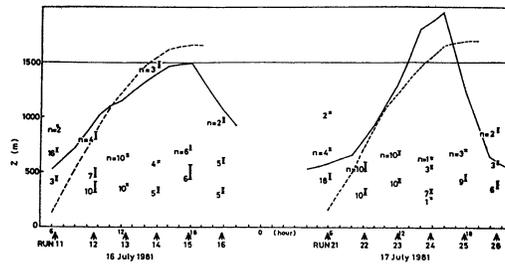


Fig. 10. Hydrocarbon sampling height and number of samples collected by aircraft for Runs 11-26 during 16-17 July 1981. Solid line in the figure shows observed areal averaged mixed layer height. Broken line shows calculated mixed layer height based on the cumulative solar intensity.

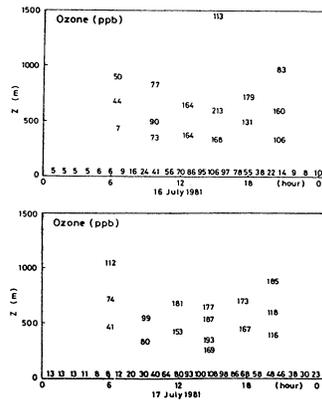


Fig. 11. Averaged O₃ concentration during 16-17 July 1981 while air was sampled for hydrocarbon analysis. Sampling height and number are shown in Fig. 10.

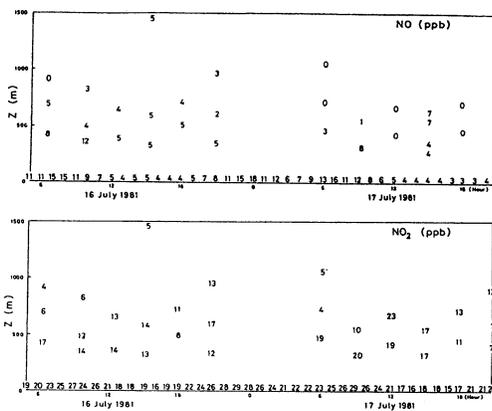


Fig. 12. Averaged NO and NO₂ concentration during 16-17 July 1981 while air was sampled for hydrocarbon analysis. Sampling height and number are shown in Fig. 10.

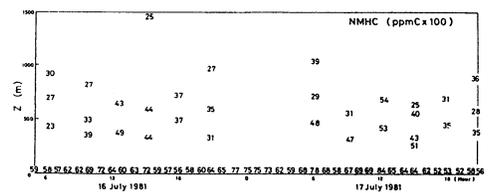


Fig. 13. Averaged NMHC concentration during 16-17 July 1981. Sampling height and number are shown in Fig. 10.

tions which were located inside the aircraft flight areas. The flight areas of these 2 days are shown in Fig. 15.

During these 2 days the meteorological conditions were quite similar and the polluted air masses circulated over the TMA as shown in Figs 6-9. On 16 and 17 July 1981 the polluted air mass formed in the

southern TMA were trapped due to the easterly wind from Kashima sea. Under these circumstances pollutant concentration aloft showed the same diurnal variation. NO concentrations were higher in the morning, NO₂ showed a peak at noontime, and O₃ showed maximum peak at noontime aloft on both days.

The surface measurements and aircraft data show

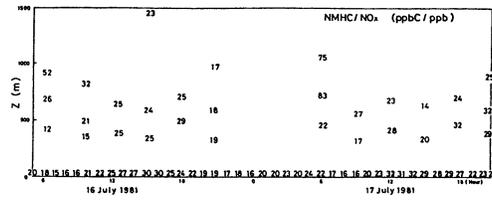


Fig. 14. Ratio between NMHC and NO_x during 16-17 July 1981 in ppbC/ppb unit.

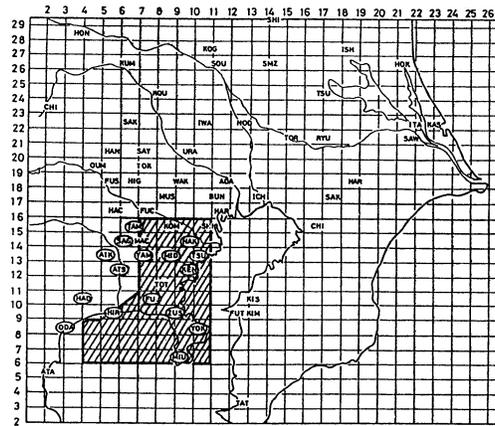


Fig. 15. Surface monitoring station and typical aircraft flight area on 16 and 17 July 1981. The circled 16 points are used to calculate the surface pollutants concentration showed in Figs. 11-14. Mesh shows 6 km grid.

different patterns of O₃ decay in the night-time and early morning O₃ profiles. As shown in Figs 11 and 12 O₃ concentration decreases rapidly at the surface. However, O₃ concentrations >120 ppb are observed aloft until 2100 JST. This difference is mainly caused by the quenching effects of NO near the surface where

the surface monitoring stations are situated. Previous day O₃ concentrations 100 ppb were observed aloft in the morning on 17 July 1981. Due to this carry-over, O₃ concentrations increased earlier than during 16 July 1981 but the maximum O₃ concentration was lower than the previous day. The

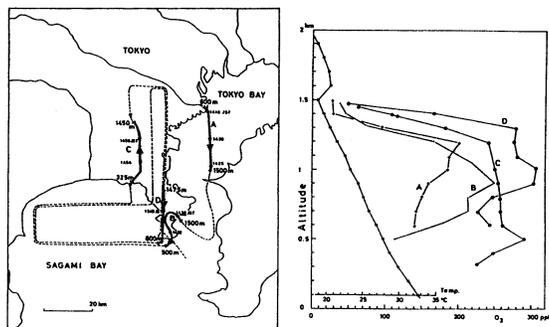


Fig. 16. Vertical distribution of O_3 measured on 16 July 1981 around the Tokyo Bay area, and temperature profile at Ohtemachi at 1420 JST. Alphabet in the flight course shows the point where vertical profiles were observed and numerals in the figure show altitude and time in JST.

maximum O_3 concentration, is related to the mixed layer height. Diurnal variations of mixed layer height determined by using low level radiosonde data observed at three points are shown in Fig. 10. As shown in Fig. 11 averaged O_3 concentration exceeded 200 ppb at altitude 600 m on 16 July 1981. On 17 July 1981 the maximum averaged mixed layer height was deeper than 16 July having a value of 1900 m and the peak averaged O_3 concentration decreased from that of 16 July, but the vertical profile showed broader distribution due to the stronger vertical mixing.

To investigate the detailed vertical O_3 profile, sounding data at four points from Tun 14 on 16 July 1981 are shown in Fig. 16. The horizontal distribution of O_3 at 350 m and 1600 m for this Run are also shown in Fig. 8. Over Tokyo bay or near the sea coast which corresponds to points A, B and D, sharp O_3 peaks were observed between altitudes of 600-1400 m. At point C, which is inland, the O_3 profile was almost uniform below the 1200 m level. During this Run a temperature inversion was observed between 1500 and 1600 m at Ohtemachi (shown in Fig. 16). Below this level the temperature profile was neutral, and the mixed layer height was 1500 m. The uniform concentration profile resulted from formation of an internal boundary layer and with subsequent development of convective motion. O_3 concentration decreased sharply above the mixed layer.

These observational results from the surface and

aloft indicated that the photochemical smog episode between 16 and 18 July was mainly due to a stagnant local circulation condition. To demonstrate this a simple Lagrangian type moving cell model was proposed. The basic equation of this model is:

$$\frac{\partial C_i}{\partial t} = R_i + (C_{oi} - C_i) \frac{1}{Z_i} \frac{\partial Z_i}{\partial t} - \frac{V_d C_i}{Z_i} + \frac{Q_i}{Z_i} \times 10^6$$

where

- C_i = concentration of species i (ppm)
- R_i = reaction rate term for species i (ppm min⁻¹)
- C_{oi} = background concentration of species i (ppm)
- Z_i = mixed layer height at time t (m)
- V_d = deposition velocity for species i (m min⁻¹)
- Q_i = source intensity term for species i (m³ m⁻² min⁻¹).

The trajectory was estimated by interpolating the surface wind data. The simulated area is located at the convergent zone of two kind sea breeze system, that is from Tokyo Bay and Sagami Bay. The wind structure is complicated under the weak general wind conditions. Only two or three upper wind stations covered this area and it is insufficient to estimate the complica-

ted wind field. For these reason surface measurements were used for win field estimation. The cell unit is 10 km x 10 km and the cell height was set to the mixed layer depth. Concentration in the box is assumed uniform. Input information for this model were determined as follows.

Reaction model

The Carbon Bond chemical kinetic scheme was used for the chemistry calculation after Whitten *et al.* (1980). Before this application a validation study was performed using smog chamber data (Wakamatsu *et al.*, 1984). The Gear method was used to solve the simultaneous ordinary differential equation. The NO_2 photolysis rate constant value (K_3 ; s^{-1}) was estimated following Zafonte *et al.* (1977) based on the u.v. intensity measurement.

Meteorology

Mixed layer height (z_m) was estimated based on the cumulative solar intensity (I ; cal cm^{-2}) using the experimental formula $Z = 76.8 \sqrt{I}$ (e.g. JMA Report, 1977). This empirical formula was proposed based on the total solar radiation observed at Ohtemachi in the summer season, and it will be reasonable to use for this model study. Calculated mixed layer height was shown in Fig. 10 with observed value which was

estimated from the temperature profiles at three stations. Background concentrations (C_0) above the mixed layer were set to zero except for O_3 which was set to 40 ppb.

Emission

Hourly emission rates were calculated from area sources and point sources for NO_x and NMHC. The NMHC emissions must be distributed into particular reactivity classes. To accomplish this the ratio of 18 NMHC species from the five major HC source categories (vehicle exhaust, oil refinery facilities, other petrochemical operations, gasoline vapor, and painting solvents) were determined (Wadden *et al.*, 1986).

Surface observed data were used for the initial concentration. Simulated results for 16 and 17 July 1981 are shown in Fig. 16. In the morning on July 16 the air mass moved in a southerly direction following the land breeze and then travelled northwest due to the Tokyo bay sea breeze. In the afternoon a large scale Sagami bay sea breeze predominated and the air mass moved to the north. At night the land breeze reversed the flow towards the southern direction. A similar air flow pattern was observed on 17 July but with a very stagnant period of 2-h in the morning when the air mass stayed at the same position.

Simulation results showed good qualitative agree-

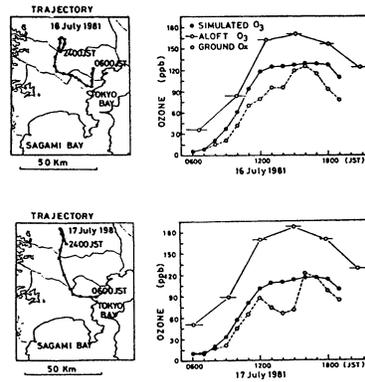


Fig. 17. Comparison of observed and simulated O_3 concentration along the trajectory line on 16 and 17 July 1981.

ment with observations but with overestimation of the ground data and underestimation of the aircraft data. The discrepancy between the simulation and ground data can be explained by the quenching effect of O_3 near the surface. As shown in Fig. 17, the aircraft O_3 concentration shows a very sharp peak in the mixed layer. On the other hand, the simulated values correspond to averaged O_3 for the whole layer. This is why the simulation underestimated the aircraft data.

The simulation of aircraft data for 17 July showed much higher values than the previous day. This might have been caused by the previous day's effect. However, investigation of the role and significance of the previous day's secondary pollutants on O_3 formation mechanisms requires a three-dimensional model.

4. SUMMARY AND CONCLUSION

Photochemical air pollution episodes during 15:20 July 1981 covering the TMA are analyzed using surface monitoring data, aircraft data and upper meteorological data. During this period the northern Pacific high pressure cell covered the Japanese islands and the general wind was weak. Under these meteorological conditions sea and land breeze circulations predominated and periods of stagnation occurred.

Trajectory analysis based on surface measurement and upper soundings showed that high O_3 zones were associated with areas affected by the sea breeze in the daytime and high NO_2 zones were associated with areas affected by the land breeze at night. Polluted air masses circulated for more than 1 day under these weak atmospheric pressure gradient conditions. The O_3 profile during the day showed a relatively uniform vertical distribution within the mixing layer inland, but sharp peaks were observed in the region over water at altitudes between 600 and 1000 m.

The pattern of O_3 concentrations at the surface and aloft were different at night and in the early morning. The concentration of O_3 decreased rapidly at the surface, but O_3 120 ppb remained aloft until midnight. The presence of aged secondary pollutants was also detected aloft in early morning. A simple trajec-

tory model was applied to understand the stagnating system. Simulated results showed good qualitative agreement with observations but the model overestimated the surface concentrations and underestimated aircraft observations. This was mainly caused by the assumption of vertical uniformity within the model.

To clarify the relationship between the emission of NO_x , NMHC and ambient O_3 concentration, a more sophisticated three-dimensional photochemical O_3 simulation model is required. The observational results discussed in this report indicate the importance of the vertical distribution of pollutants, boundary condition effects, and carry over of pollutants from the previous day in modeling O_3 concentrations under stagnant conditions.

Acknowledgement—The authors wish to express their appreciation to Dr. R. A. Wadden of the University of Illinois at Chicago for his review of this paper.

REFERENCES

- Japan Meteorological Agency (1977) Meteorological observation covering the south Kanto area.
- Kurita H., Sasaki K., Muroga H., Ueda H. and Wakamatsu S. (1985) Long-range transport of air pollution under light gradient wind conditions. *J. clim. appl. Met.* **24**, 425-434.
- Uno I., Wakamatsu S., Suzuki M. and Ogawa Y. (1984) Three-dimensional behaviour of photochemical pollutants covering the Tokyo Metropolitan Area. *Atmospheric Environment* **18**, 751-761.
- Wadden R. A., Uno I. and Wakamatsu S. (1986) Source discrimination of short-term hydrocarbon samples measured aloft. *Envir. Sci. Technol.* **20**, 473-483.
- Wakamatsu S., Ogawa Y., Marano K., Gori K. and Aburamoto Y. (1983) Aircraft survey of the secondary photochemical pollutants covering the Tokyo Metropolitan Area. *Atmospheric Environment* **17**, 827-835.
- Wakamatsu S., Uno I. and Wadden R. A. (1984) Study on the NMHC source fingerprint and its photochemical reactivity. *Res. Rep. Natl. Envir. Stud. Jpn.* **61**, 7-27.
- Whitten G. Z., Killus J. P. and Hogo H. (1980) Modeling of simulated photochemical smog with kinetic mechanism. I. Final Report EPA-600/3-80-028 a.
- Zafonte L., Rieger P. L. and Holmes J. R. (1977) Nitrogen dioxide photolysis in the Los Angeles atmosphere. *Envir. Sci. Technol.* **14**, 483-487.

SPECIFICATION OF SOURCE CHARACTERISTICS FOR OZONE PREDICTION IN A COMPLEX AIRSHED

Shinji Wakamatsu*, Itsushi Uno* and Richard A. Wadden**

*National Institute for Environmental Studies
Tsukuba, Ibaraki, 305, Japan

**School of Public Health, University of Illinois
Chicago, Illinois, 60680, USA

Introduction

Photochemical O₃ is formed in the atmosphere as a result of complex non-linear interaction of meteorology, emission distribution and chemical reactions. To investigate the urban O₃ reduction strategy a three-dimensional grid model including meteorology, chemistry and emissions based on the real conditions should be needed.

The National Institute for Environmental Studies, Tsukuba, Japan, has carried out a series of summertime field studies in urban and rural settings which include detailed measurements of meteorology and pollution concentrations both at the surface and aloft^{1, 2, 3, 4}. The purpose of such studies is to better understand the medium and long range interaction of weather with pollutant emissions. And from this understanding develop appropriate models to predict pollutant levels, particularly those such as O₃ which are formed in the atmosphere.

One such model is the three-dimensional Urban Air-Shed Model which has been adapted to calculate O₃ concentrations in the Tokyo area. However, accurate calculations require proper specification of boundary conditions and of emission characteristics. This study is directed towards determining the sensitivity of the O₃ prediction procedure to variation in boundary values; and to variation in the source emission of organics and nitrogen oxides. The effects of using different boundary assumptions are compared. All calculated results are also compared, using actual meteorology, with a large data set of ambient concentrations (NO, NO₂, O₃ and 17 Hydrocarbons) collected both aloft and at ground-level in the Tokyo region in the summer of 1981.

O₃ prediction model

The Urban Air Shed Model (UAM) is a three-dimensional Eulerian, photochemical air quality simulation model⁵. In the application of the model to the Tokyo data base⁷, the area modeled was 170 km wide and 150 km long. Each individual cell was 6.8 km wide and 5.5 km long. Schematic drawing of horizontal section of the three-dimensional Urban Air-Shed Model and surface monitoring points are shown in Figure 1.

In a previous study⁵ we specified five vertical layers of cells, the bottom three layers simulating the mixed layer and the top two representing the volume above the mixed layer. The maximum height of the model volume was 2000 m. However, in this study since our major interest was in a sensitivity analysis, 20 layers were specified, each with a height of 100 m. The maximum height was maintained at 2000m.

Model simulations were conducted for 20 successive one-hour intervals covering the period which began at 0400JST, July 16, 1981. Data from sixty-two selected ground monitoring stations, 4 upper-air soundings, and 23 pilot balloons were used to determine values for the boundary conditions and meteorological parameters. The carbon bond model (version CBM-II)⁸ was used to estimate conversion of precursor materials to O₃.

Emission

The industrial complexes located in the Tokyo bay area and Tokyo Metropolis is the largest contributor of pollutants from mobile sources. Almost

Air Pollution Modeling and Its Application VIII, Edited by H. van Dop and D.G. Steyn, Plenum Press, New York, 1991

Table 2. Annual emission rates for each bond-structure classes of olefins(OLE), paraffins (PAR), aromatics (ARO), carbonyls(CAR) and ethylene (ETH) from mobil and fixed sources

	OLE	PAR	ARO	CAR	ETH	Total
Mobil Source	1170 (2.6%)	20867 (45.7%)	11800 (25.8%)	1717 (3.8%)	10094 (22.1%)	45648
Fixed Source	559 (0.1%)	113539 (29.7%)	260715 (68.2%)	—	7636 (2.0%)	382499
Total	1729	134406	272515	1717	17780	428147

(Ton/Year)

petroleum refineries, petro-chemical production, and paint solvents were used. The development of those has been previously described¹⁶. Annual emission rates for each bond-structure classes from mobile and fixed sources are shown in Table 2.

Field observation

Aircraft measurements were conducted six times per day on 16 and 17 July 1981. O₃ and NO_x measurements were conducted continuously, but the values listed in Figure 2 are the averaged values while air was being sampled for HC analysis. Non-methane HC concentration and the ratio of NMHC to NO_x concentrations are shown in Figure 2 respectively. The ratio between NMHC and NO_x is important in determining O₃ abatement strategies. This observational results showed that NMHC/NO_x exceeded 20 in units for ppbC/ppb. Surface values shown in Figure 2 are the averaged concentrations of 16 ground-monitoring stations which were located near or inside of the aircraft flight areas. The flight areas of these 2 days are shown in Figure 1.

During these 2 days the meteorological conditions were quite similar and the polluted air masses circulated over the Tokyo area. On 16 and 17 July 1981 the polluted air mass formed in the southern Tokyo Metropolitan area were trapped due to the easterly wind from Kashima sea. Under these circumstances pollutant concentration aloft showed the same diurnal variation. NO concentrations were higher in the morning, NO₂ showed a peak at noontime, and O₃ showed maximum peak at noontime aloft on both days.

Simulations conditions

The effect on O₃ prediction of three parameters was determined. These were the concentrations of O₃, NO_x, CO, and organics at the study area boundaries and at time = 0; the composition of NMHC for each source category; and the NMHC/NO_x for emissions. The O₃, NO_x, CO and organic concentrations were either set to zero or to observed va-

lues. In addition calculation runs were also with O₃ set to 75% and 50% of the observed value. The NMHC/NO_x emission ratio was varied on a mass basis using multiples of the emission inventory values of 2:1, 1:1, 0.5:1, 1:0.5, and 1:2. NMHC/NO_x = 2:1 means the NMHC emissions were specified at twice the inventory value for this pollutant, while emissions for NO_x were set equal to the inventory values.

Simulations results

The choice of boundary conditions (either observed concentrations of O₃, NO_x, CO and NMHC, or all concentrations = 0) was important depending on how close the monitoring station was to the study area boundaries. Figure 3, 4 and 5 are for Kumagaya (Station 2 on Figure 1), Kencho (Station 9 on Figure 1) and Hiratsuka (Station 11 on Figure 1), respectively. Kumagaya (Figure 3), for instance, is close to this study boundaries. With observed initial and boundary concentrations, the predicted O₃ values for this stations are much higher (and better match actual observation) than when the starting and boundary conditions are zero. On the other hand, Figure 3 for the Kencho site (Station 9), which is in the middle of the study area, indicates that the model predictions are the same, regardless of initial and boundary conditions. There is also poor agreement between model predictions and observations for this monitoring station.

The Hiratsuka station (11 on Figure 1) shows a somewhat different pattern than either of the above stations. While geographically close to the study area boundaries, model predictions for the morning hours do not differ because of different boundary specifications. This is probably because a land breeze was in effect during the morning and so the boundary conditions which would affect the Hiratsuka prediction are located far to the north. On the other hand, the O₃ predictions for the afternoon begin to diverge quite noticeably depending on boundary conditions. This corresponds to the occurrence of an afternoon sea breeze, movement of air from the

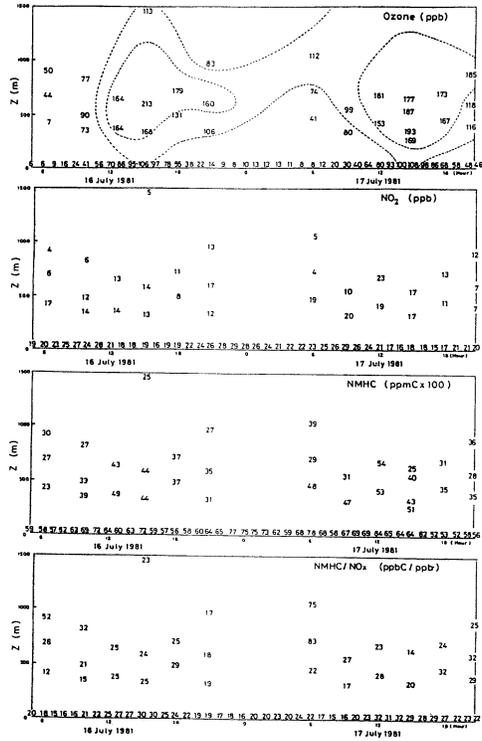


Figure 2. Averaged O₃, NO₂, NMHC concentration and ratio between NMHC and NO_x during 16-17 July 1981 at the surface and aloft. Surface pollutants concentration is the averaged value of 16 monitoring points showed in Figure 1.

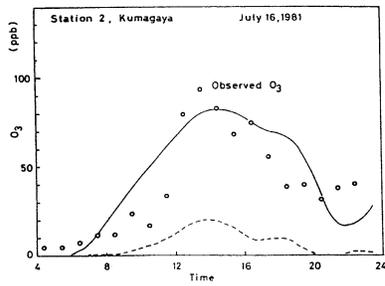


Figure 3. Effect of boundary value specification at Kamagaya station.
 Open circle (O); Observations for this monitoring station
 Solid line (—); Boundary condition = observed values
 Dotted line (- - -); Boundary condition = 0

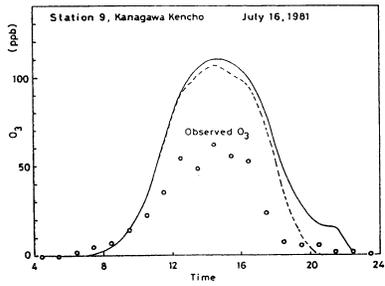


Figure 4. Effect of boundary values specification at Kencho station.
 Open circle (O); Observations for this monitoring station
 Solid line (—); Boundary condition = observed values
 Dotted line (- - -); Boundary condition = 0

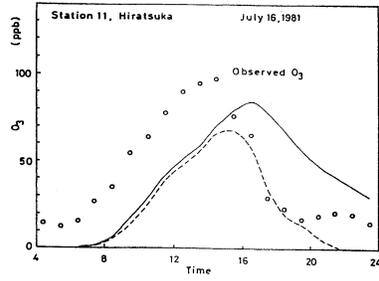


Figure 5. Effect of boundary values specification at Hiratsuka station.
 Open circle (O); Observations for this monitoring station,
 Solid line (—); Boundary condition = observed values,
 Dotted line (- - -); Boundary condition = 0

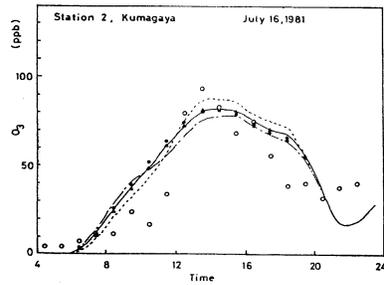


Figure 6. Effect of NMHC/NO_x emission ratio for Kumagaya station.
 Boundary condition = Observed values
 Open circle (O) : Observations for this monitoring station
 Solid line (—) : NMHC/NO_x = 1:1
 Filled circle (●) : NMHC/NO_x = 2:1
 Filled triangle (▲) : NMHC/NO_x = 0.5:1
 Dotted line (- - -) : NMHC/NO_x = 1:2
 Broken line (— · —) : NMHC/NO_x = 1:0.5

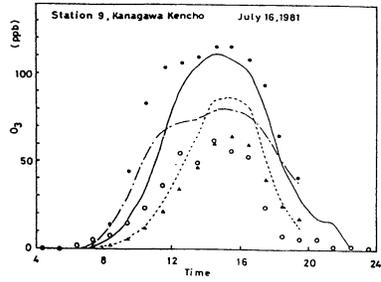


Figure 7. Effect of NMHC/NO_x emission ratio for Kencho station.
 Boundary condition = Observed values
 Open circle (O) : Observations for this monitoring station
 Solid line (—) : NMHC/NO_x = 1:1
 Filled circle (●) : NMHC/NO_x = 2:1
 Filled triangle (▲) : NMHC/NO_x = 0.5:1
 Dotted line (- - -) : NMHC/NO_x = 1:2
 Broken line (- · - ·) : NMHC/NO_x = 1:0.5

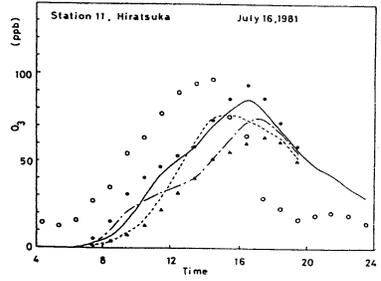


Figure 8. Effect of NMHC/NO_x emission ratio for Hiratsuka station.
 Boundary condition = Observed values
 Open circle (O) : Observations for this monitoring station
 Solid line (—) : NMHC/NO_x = 1:1
 Filled circle (●) : NMHC/NO_x = 2:1
 Filled triangle (▲) : NMHC/NO_x = 0.5:1
 Dotted line (- - -) : NMHC/NO_x = 1:2
 Broken line (- · - ·) : NMHC/NO_x = 1:0.5

south, and the return of pollutants swept out to sea in the early morning. The Hirasuka station is now much closer to the boundary (southern) of the study area and the predictions are accordingly influenced. Compared with observation, The morning predictions are too low, but in the afternoon the two predictions bracket the observed values.

Figures 6, 7 and 8 show the effect caused by variation of the NMHC/NO_x emission ratio at the three stations. Figure 6 for Kumagaya indicates little difference in O₃ levels due to different NMHC/NO_x assumptions. The UAM also gives a reasonable fit of the observed data. At Kencho (Figure 7) the model consistently overpredicts the maximum O₃, more so for NMHC/NO_x = 1:1. NO concentrations at this station are considerably higher, relative to the other sites. The model overproduction may occur because of the quenching effect high NO concentrations have on measured O₃ at the Kencho site. The predicted concentration patterns for Hirasuka (Figure 8) had the same shape as the other stations, but with significant underprediction of O₃ in the morning and overprediction in the afternoon.

Conclusions

UAM predictions have been compared with observed concentration values for the Tokyo area. The results indicate that the patterns of simulated and observed O₃ concentrations are in qualitative agreement. However, a sensitivity analysis has indicated that choice of boundary conditions for initial concentrations has an important influence on model prediction if the monitoring station is close to the region boundaries. It is significant to note that determining "how close" a station is to the boundaries is a function of the wind direction.

Model predictions are also quite sensitive to the mass ratio of NMHC/NO_x emission. Consequently, mis-specification of the emission inventory can lead to major differences between observed and calculated O₃ concentrations.

Acknowledgments

The authors wish to express their appreciation to Keenth L. Schere of Atmospheric Research and

Exposure Assessment Laboratory of US-EPA for his help to conduct a three-dimensional grid model study.

References

1. Wakamatsu S., Y. Ogawa, K. Murano, K. Gai and Y. Abromoto, (1983) Aircraft survey of the secondary photochemical pollutants covering the Tokyo Metropolitan Area. *Atmos. Environ.* 17, 827-835.
2. Uno I., S. Wakamatsu, M. Suzuki and Y. Ogawa, (1984) Three-dimensional behavior of photochemical pollutants covering the Tokyo Metropolitan Area. *Atmos. Environ.* 18, 751-761.
3. Uno I., S. Wakamatsu, R.A. Wadden, S. Konno and H. Koshio, (1985) Evaluation of hydrocarbon reactivity in urban air. *Environ.* 19, 1283-1293.
4. Wakamatsu S., I. Uno, and M. Suzuki, (1990) A field study of photochemical smog formation under stagnant meteorological condition. *Atmos. Environ.* 24, 10387-1050.
5. Wakamatsu S., I. Uno and K.L. Schere, (1988) Air pollution modeling and it's application, IV, 259-270 Plenum Publishing Corporation.
6. Ames J., T.C. Myers, L.E. Reid, D.C. Whitney, S.H. Golding, S.R. Hayes and S.D. Reynolds, (1985) Users' Manual for the SAI Airshed Model. EPA Report-600/8-85-007a, b.
7. Wakamatsu S., K.L. Schere, J.H. Shreffler and I. Uno, (Feb. 27-28, 1987) A study using a three-dimensional photochemical smog formation model, presented at the 9th US-Japan Meeting on Air Pollution-Related Meteorology, Tokyo Japan.
8. Killus J.P. and G.A. Whitten, (1982) A New Carbon-bond Mechanism for Air Quality Simulation Modeling. EPA Report-600/3-82-041.
9. Wadden R.A., I. Uno and S. Wakamatsu, (1986) Source discrimination of short-term hydrocarbon samples measured aloft. *Environ. Sci. Technol.* 20, 473-483.
10. Wakamatsu S., I. Uno and R.A. Wadden, (Dec 3-4, 1984) A study of NMHC source fingerprints and their photochemical reactivity. In Proc of the Eighth US-Japan Conference on Photochemical Air Pollution, U.S. EPA, Research Triangle Park, NC, pp. 45-76.

DISCUSSION

A. VENKATRAM

Did you compare model predictions of the precursors such as NO_x with corresponding observations?

S. WAKAMATSU

Simulated NO and NO₂ concentrations were also compared with the observation. Simulated results showed good qualitative agreement with observations but with underestimation of the ground data. This discrepancy between the simulation and ground data can be explained by the vertical mixing effect of the model calculation.

OBSERVATIONAL STUDY OF STRATOSPHERIC OZONE INTRUSIONS INTO THE LOWER TROPOSPHERE

SHINJI WAKAMATSU, ITUSHI UNO, HIROMASA UEDA AND KIYOSHI UEHARA
National Institute for Environmental Studies, Tsukuba, Ibaraki 305, Japan

and

HIROKO TATEISHI

Nagasaki Prefecture Institute of Public Health Environmental Sciences, 1-9-5 Nameshi, Nagasaki-shi,
Nagasaki 852, Japan

(First received 28 July 1988 and received for publication 21 February 1989)

Abstract—To clarify the dynamic behavior of stratospheric ozone intrusion processes into the lower troposphere intensive field observations were made during the middle ten days of May 1986 covering the northern Kyushu district. The data were evaluated in conjunction with spectrophotometric total ozone data. During the study the pattern of surface ozone concentration increase was similar to those for the increase in atmospheric pressure and the decrease in specific humidity. The vertical movement of locally observe ozone peaks was consistent with the movement of a northwesterly dry air zone. An ozone peak was often accompanied by temperature inversion layer.

These observational results showed two major stratospheric ozone intrusion mechanism. At first stratospheric ozone was transported into the upper troposphere due to the descending flow near the cold front and then subsided to the surface under the subsequent high pressure system.

Key word index: Stratospheric ozone, vertical ozone profile, spectrophotometric total ozone, ozonesonde, jet stream.

1. INTRODUCTION

Higher concentrations of O_3 are observed in the summer season in or near large urban centers due to the photochemical reactions of HC and NO_x precursors. Usually the daily maximum 1-h average O_3 concentration is found to peak during the summer months, while the 24-h average concentrations are greater in the spring (e.g. Meagher *et al.*, 1987). Such springtime O_3 maxima have been observed at many sites (e.g. Singh *et al.*, 1978, 1980; Oltmans, 1981; Pratt *et al.*, 1983; Ogawa and Miyata, 1985; Angle and Sandhu, 1986). Danielsen (1968) showed that stratospheric O_3 is transported into the troposphere by the tropopause folding phenomenon. Danielsen (1980) and Kelly *et al.* (1982) observed the stratospheric O_3 intrusion events in the summer season. Shapiro (1980) investigated the role of jet stream-frontal zone clear air turbulence as a mechanism for the transportation of stratospheric O_3 into the troposphere. Johnson *et al.* (1981) conducted intensive aircraft observations to clarify the stratospheric O_3 intrusion mechanism and showed that O_3 was transported into the troposphere more routinely and with weaker troughs than previously believed. Chung and Dann (1985) examined an exceptionally high O_3 level recorded at ground level in December and discussed the possible relationships with stratospheric O_3 . Mohnen *et al.* (1977) analyzed

O_3 data obtained on a mountain peak and showed the possibility of the transport of O_3 -rich air to the surface from higher altitudes. However, they suggested that a moving three-dimensional observation network must be used for a more thorough understanding of these phenomena.

The role and significance of stratospheric O_3 in the lower troposphere are important for understanding and predicting photochemical air pollutant concentrations in urban areas, but appropriate observational data are still limited. In particular, the intrusion dynamics of stratospheric O_3 into the lower troposphere are not known. To clarify this an intensive field study was conducted covering the northern Kyushu district in May 1986 using O_3 radiosondes, kytoons and a ferry boat.

These observations were analyzed with respect to total O_3 measurements (collected with a spectrophotometer at four stations), and upper air meteorological data. This report is mainly concerned with the diurnal variation of O_3 concentrations at the surface and aloft.

2. SEASONAL VARIATIONS

Near big city areas, such as Tokyo and Osaka, the monthly average of maximum 1-h peak OX (oxidants

measured by using neutral potassium iodine solution) is mainly observed in summer, having a typical value of approximately 70 ppb. On the other hand, in less polluted areas OX shows a peak in the spring season between April and May, with concentrations of approximately 60 ppb. High urban concentration of OX are the result of anthropogenic sources of precursors. However, spring peaks are more likely to reflect the effects of stratospheric O₃ subsidence. At the northern high latitude sites the OX peak appears in April, and at the southern sites it appears in May. Chatfield and Harrison (1977) analyzed ozonesonde data and showed increased injection from the stratosphere during spring at high latitudes. Fabian and Fruchiewicz (1977) investigated seasonal variations of O₃ using a data set composed of 5 years of surface measurements. The phase of the annual maximum O₃ concentration shows a clear variation with latitude. In high northern latitudes the annual maximum appears during April/May and is shifted towards July in northern mid-latitudes. These results show that the environmental standard value for OX (60 ppb as a 1-h average) is frequently exceeded, and the contributions

of natural O₃ must be taken into account in the considering surface O₃ problem. To clarify the spring-time O₃ maxima a three-dimensional observation study was conducted from an isolated island in order to avoid the effects of anthropogenic sources.

3. OBSERVATION METHODS

The study was carried out from Tsushima Island, about 120 km north-west of Fukuoka city in Kyushu, Japan. Intensive observations were made during the middle 10 days of May 1986. The major purpose of this field study was to clarify the dynamic behavior of stratospheric O₃ intrusion process into the lower troposphere. To do this we needed to get the vertical distributions of O₃ and meteorological parameters from the surface to the stratosphere with a high time resolution. Another purpose of the study was to investigate the location of stratospheric O₃ effects on the surface. Consequently, the areal surface O₃ distribution was also measured. The scheme of the field experiment is shown in Fig. 1. Vertical O₃ profiles up to 30 km were measured using an atmospheric O₃ radiosonde system. The ozonesonde records the electrochemical response to the reaction of O₃ with KI solution. Measured O₃ concentration, cell temperature, air temperature and atmospheric pressure aloft were

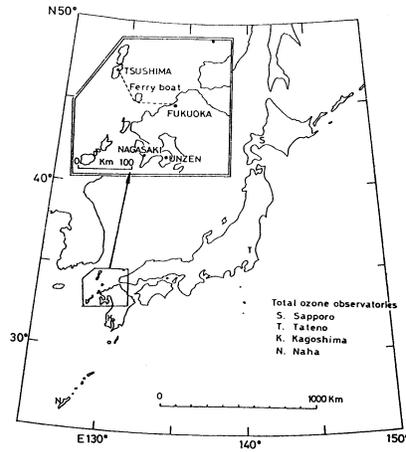


Fig. 1. Scheme of the field experiment and the location of total ozone observatories.

transmitted using 1680 MHz carrier frequency. Ozonesondes were launched during 12 successive periods from 12 to 18 May 1986 in order to get the diurnal variation of vertical O_3 , temperature and wind distribution. Surface O_3 concentrations were monitored at three sites, (sea level, land and mountain top), to investigate the horizontal location of stratospheric O_3 effects on the surface.

4. OBSERVED DATA

Weather conditions during the observation period (11-19 May 1986) were generally fine except for the passage of two low pressure systems which affected the 13, 14 and 19th of May. Surface O_3 concentrations are shown in Fig. 2. Observations sites are shown in Fig. 1. Daily maximum concentration at Unzen-Nodake show two peaks, on 12 and 17-18 May. Ferry boat data measured between Fukuoka and Iki and Tsushima, and the data observed at Tsushima the ozonesonde launch site, showed the same temporal variation with two peaks occurring on 13 and 18 May. Unzen-Nodake is located 180 km southeast of Tsushima with an elevation of 1142 m ASL (above sea level).

Surface atmospheric pressure and specific humidity observed at Fukuoka, Nagasaki and Tsushima meteorological observatories during this period are shown in Fig. 2. The pressure pattern was similar for all three locations with peaks on 12 and 17-18 May. Specific humidity varied between these three sites on 10 and 11 May, but decreased as atmospheric pressure

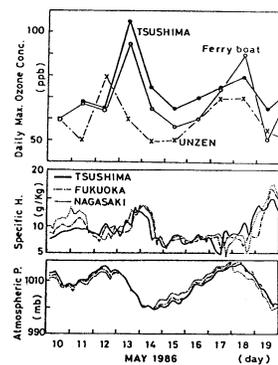


Fig. 2. Surface daily maximum ozone concentrations, specific humidity and atmospheric pressure. Observation points are shown in Fig. 1.

increased between 14 and 17 May. Ozone concentrations (Fig. 2) follow the same pattern as surface atmospheric pressure and specific humidity. Specific humidity is a conservative value in the same air mass, and the low values observed between 14 and 17 May suggest the intrusion of stratospheric dry air. The general wind during the observation was from the west. To clarify the areal extent of the measurement horizontal trajectories of ozonesonde launched during 12-18 May 1986 are shown in Fig. 3. The upper wind direction during this period was west to north-west and the ozonesonde moved approximately 90 km in west-east direction and 50 km in the north-south direction. The maximum height was 35 km ASL.

Vertical profiles of O_3 , temperature and the horizontal movement along the west-east line measured by ozonesonde at Tsushima are shown in Fig. 4. In this figure observed vertical O_3 concentrations were plotted in units of μ bar. Vertical profiles of potential temperature were shown in Fig. 5. From the surface to 10 km aloft the potential temperature showed slightly a stable stratification. The tropopause was between 10 and 16 km ASL. Above 16 km the temperature increased with height. The wind maximum was observed between 10 and 18 km ASL. It was almost west-south-westerly from the surface to 20 km ASL. Above this altitude the wind was from the north and wind speed was $<10 \text{ ms}^{-1}$. Under these meteorological conditions the vertical O_3 profile showed 1-3 peaks. The first O_3 peak appeared between 20 and 28 km ASL. This peak corresponds to the so-called stratospheric O_3 layer. The second maximum was observed between 12 and 18 km ASL. Johnson and Viezee (1981), using aircraft observations, showed that the spring and fall O_3 intrusions were found in the vicinity of wind maxima associated with tropospheric low-pressure troughs. At altitudes between 9 and 16 km, where the second O_3 peak was found, the wind jet and temperature inversions were also observed. The third O_3 peak, was observed between 1 and 2 km ASL.

To clarify the dynamics of this intrusion process we present the following temporal and areal three-dimensional analyses.

5. HORIZONTAL O_3 DISTRIBUTION

To investigate the horizontal O_3 distribution, total O_3 data (spectrophotometer) were analyzed. Total O_3 is observed routinely at four observatories, Sapporo ($N43^{\circ}03'$, $E141^{\circ}20'$), Tateno ($N36^{\circ}03'$, $E140^{\circ}08'$), Kagoshima/Yoshino ($N31^{\circ}38'$, $E130^{\circ}26'$) and Naha/Kagami ($N26^{\circ}12'$, $E127^{\circ}40'$). The locations of these observatories are shown in Fig. 1. The total amounts of O_3 observed at the four sites between 10 and 19 May 1986 are shown in Fig. 6 in units of m atm-cm. Total O_3 increased as the latitude increases but oscillated at a fixed latitude. At Tsushima, relatively higher O_3 $>350 \text{ m atm-cm}$ were observed on 12 May and

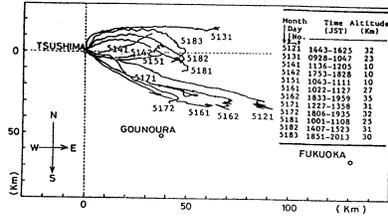


Fig. 3 Horizontal trajectory lines for 12 ozone soundings during 12-18 May at Tsushima.

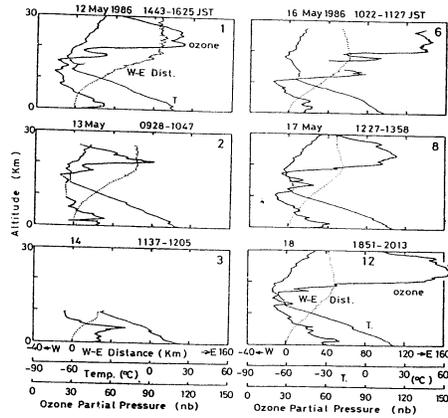


Fig. 4 Selected vertical profiles of ozone (nb) (solid line), temperature (°C) (thin solid line) measured by ozonesonde at Tsushima during 12-18 May 1986. Dotted line shows the distance from the release point along the west-east line. Trajectories are shown in Fig. 3.

16-17 May 1986. To understand this phenomenon latitude-time section isopleths for wind direction, wind speed, rh, and temperature at the 500 mb level, corresponding to 5.5-6.0 km ASL, are shown in Fig. 7. On 12 May and 16-17 May, when higher O₃ were observed at Tsushima, wind direction was northwest-west and wind speed was high (>20 ms⁻¹) with dry humidity (<%) at the 500 mb level. These observation results showing that the areal total O₃ distribution is deeply connected with the meteorology

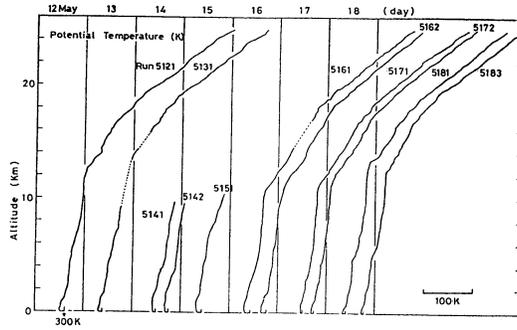


Fig. 5. Vertical profiles of potential temperature.

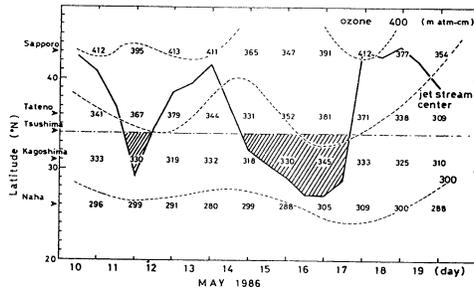


Fig. 6. Latitude-time section isopleth for total amount of ozone (m atm-cm). Solid line shows the movement of the jet stream center aloft along the latitude of E130°. Shaded portion shows that the jet stream center aloft along the latitude of E130° moved to the southern area from Tsushima.

especially the north-south movement of planetary wave which accompanied the jet stream. Weather maps for 500 mb and sea level at 1200 GMT on 15 May 1986 are shown in fig. 8. As shown in the 500 mb weather map the planetary wave was in the north off the eastern shore of Japan and a low pressure system was formed at the western side of this planetary wave. Cold air from the northwest intruded beneath the warm southeasterly air flow and a cold front was formed accompanying this low pressure system, under these conditions O₂-rich dry air was transported into the upper troposphere. To clarify the complex wind field the vertical cross-sectional analysis of meteorological parameters was carried out

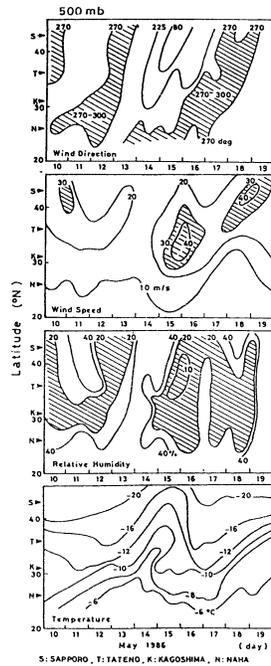


Fig. 7. Latitude-time section isopleth for wind direction, wind speed, relative humidity and temperature at 500 mb.

along longitude E130°. For this calculation an independent data set from the Japan Meteorological Agency was used which was based on upper air soundings. The mesh size of this data base is 2.5° in latitude and longitude. Vertical cross-section distributions of wind direction and wind speed, along longitude E130° ranging from latitude N20° to N50° at 1200 GMT on 17 May 1986 are shown in Fig. 9. The jet stream was found to have the maximum wind speed of 50 ms⁻¹.

The wind direction of this jet stream was almost west. The temporal variation of the points of maximum wind speed of the jet stream along the vertical cross-section of longitude E130° is shown in Table 1. The movement of the center of the jet stream are mapped overlapping with the latitude-time cross-sectional isopleths for total O₃ in Fig. 6. During this observational period the center of the jet stream oscillated with a 3.4 days cycle between the latitude N26°-N44°, and the high O₃ area also oscillated in accordance with this movement, the maximum wind occurred between 10 and 14 km ASL having a speed of 35-65 ms⁻¹.

As shown in Fig. 6 and Table 1 the central part of jet stream moved to the south across latitude N35° where Tsushima is located during 11-12 and 14-17 May 1986. In accordance with this movement, the contour of total O₃ concentration also moved. At latitude N35° total O₃ concentration exceeded 350 m atm-cm during 11-13 and 16-18 May. Surface O₃ also increased during 12-14 and 16-18 May 1986 having a good relationship with the total O₃ concentration. These observational results show the surface O₃ concentration seems to follow (with a 1 days lag) the movement of the total O₃ concentration.

6. TEMPORAL VARIATION OF VERTICAL O₃ DISTRIBUTION

The temporal variation of vertical O₃ distribution was analyzed to investigate the stratospheric O₃ transport to the surface. As discussed in Fig. 4, the vertical distribution of O₃ showed a complex pattern having several peaks. This local O₃ peak is connected with the temperature inversion, humidity and wind direction. For example the relationship between these local O₃ peaks and temperature inversion at Run 5183 is shown in Fig. 10. Ozone peaks are observed in corresponding with the stable layer. A trajectory analysis was used to determine the history of the air mass observed at Tsushima. Isentropic trajectories (320 K) are traced backward and shown in Fig. 11. The start-ing point of this backward trajectory is 5.8 km ASL at Tsushima, at 1200 JST on 17 May 1986. For this calculation a computer program developed by Haya-shida and Sano (1988) was used. The trajectory shows that the air mass observed at Tsushima on 17 May 1986 was transported from the west following the constant westerly wind. To clarify the meteorological condition during this period the weather maps for 500 mb and sea level at 1200 GMT on 17 May 1986 are shown in Fig. 12. Comparing with Figs 8 and 12, the weather pattern changed during 15-17 May 1986. As analyzed before on 15 May 1986 the cold front was formed and O₃ rich air, having a maximum concentration at 25 km ASL, appears to have been transported to the upper troposphere. On 17 May the Japanese Archipelago was covered by a high pressure system and this stratospheric O₃ was subsequently retained in the locally stable

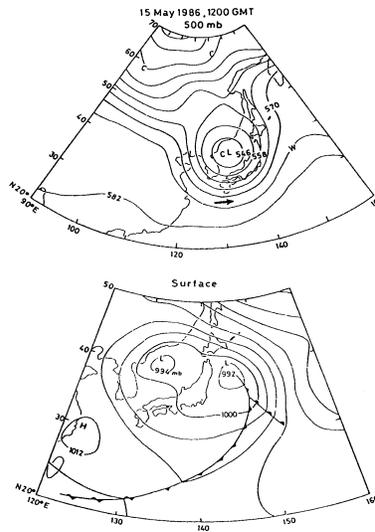


Fig. 8. 500 mb and surface weather map on 15 May 1986, 1200 GMT.

layer and moved downward gradually under the conditions of large scale subsidence.

The vertical movement of these O_3 peak layers should be a good tracer for understanding stratospheric O_3 intrusion phenomena. The temporal distribution of maximum O_3 concentrations measured at Tsushima, and the vertical profile of relative humidity up to 10 km ASL, observed at Fukuoka meteorological observatory, are shown in Fig. 13. The solid line in Fig. 13 shows the vertical location where an O_3 peak appeared in Fig. 4 and Fig. 10. The vertical distribution of wind direction is shown in Fig. 14. As shown in Fig. 2, humidity is a suitable tracer for stratospheric O_3 intrusion to the troposphere. The movement of vertical O_3 peaks in Fig. 13 agree with the west or northwesterly dry wind zone. This agreement is particularly notable during 14-18 May 1986. The results are consistent with the surface observations of O_3 , wind and humidity.

This O_3 intrusion follows the subsidence of stratospheric air due to the high pressure system. The vertical descending speed of these O_3 peak layers was approximately 2 km day^{-1} during the case between 12 and 18 May 1986.

These observational results during the middle 10 days of May 1986 covering the northern Kyushu district showed two major stratospheric O_3 intrusion mechanisms. At first stratospheric O_3 was transported into the upper troposphere due to the descending flow near the cold front which appeared at the northern part of jet stream and total O_3 concentration was increased. This transported O_3 was retained by the stable layer and subsided toward the surface under the subsequent high pressure system. From these reasons surface O_3 concentrations follow with a 1 day lag the increase in total O_3 concentration.

Tethersonde, low-level radiosonde and pilot balloon observations showed a stable layer also existed

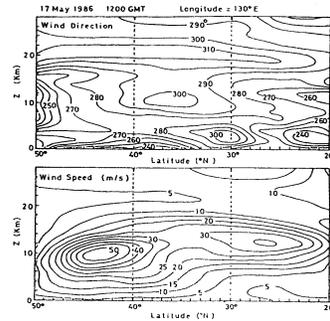


Fig. 9. Vertical distributions of wind direction and wind speed along the longitude 130° E.

Table 1. Temporal variation of the point of maximum wind speed of the jet stream along the vertical cross section of longitude E130°

Day	GMT	Latitude (N)	Height (km)	Wind speed (ms ⁻¹)
10 May 1986	000	42.5	9.5	60
	1200	40.8	10.0	50
11 May 1986	000	37.0	10.0	40
	1200	29.0	13.0	45
12 May 1986	000	34.3	12.0	45
	1200	38.5	11.0	45
13 May 1986	000	39.5	10.5	45
	1200	41.5	10.0	55
14 May 1986	000	37.0	10.0	45
	1200	32.0	12.5	50
15 May 1986	000	30.5	12.0	55
	1200	29.0	12.0	55
16 May 1986	000	27.0	13.0	45
	1200	27.0	11.0	40
17 May 1986	000	28.5	14.0	35
	1200	43.0	10.00	50
18 May 1986	000	42.5	10.00	65
	1200	43.5	10.00	65
19 May 1986	000	42.0	10.00	60
	1200	39.0	10.00	55

near the surface (1–3 km ASL), and above this layer higher stratospheric O₃ was observed. These vertical O₃ profiles are quite different from the O₃ profile which is caused by anthropogenic sources. Wakamatsu *et al.* (1983) and Uno *et al.* (1984) analyzed the

vertical O₃ profile in coastal urban areas and showed a O₃ maximum within the mixing layer. This O₃ peak was observed to move inland and high O₃ concentrations were usually observed in the night-time in mountain areas (Kurita *et al.*, 1985). Above the mixed layer,

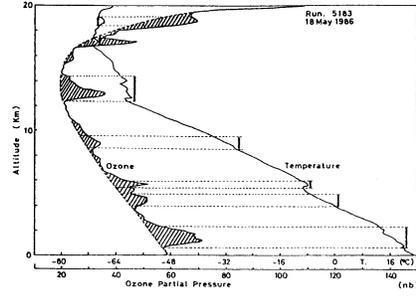


Fig. 10. Relationship between the local ozone peak (nb) and temperature (°C) inversion at Run 5183, 18 May 1986.

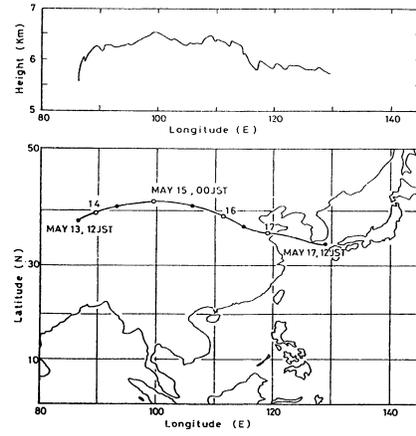


Fig. 11. Isentropic backward trajectory started on 17 May 1986, 1200 JDT at Tsushima. Potential temperature, $\theta = 320$ K.

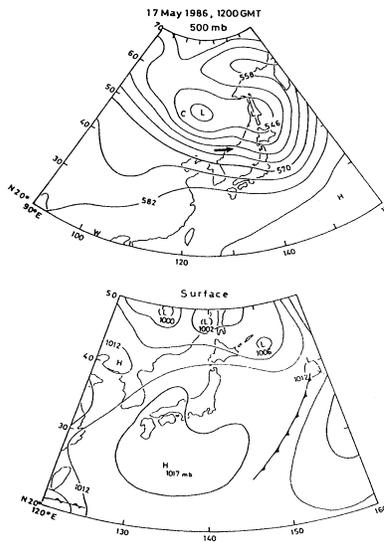


Fig. 12. 500 mb and surface weather map on 17 May 1986, 1200 GMT.

a stable temperature profile was usually formed. This stable layer prevented vertical transportation of O_3 formed in the mixed layer.

7. SUMMARY AND CONCLUSIONS

To clarify the three-dimensional structure of the stratospheric O_3 intrusion into the lower troposphere, an intensive field observation was conducted covering the northern Kyushu district in May 1986. The data were evaluated in conjunction with spectrophotometric total O_3 data and upper air meteorological observations.

Two surface O_3 peaks were observed during 10-19 May 1986 covering the wide area of northern Kyushu district. Surface O_3 concentrations increased under the influence of a high pressure system and the specific

humidity was low while O_3 increased. As specific humidity is conserved in an air mass, this observational result indicates wide areal subsidence of stratospheric air.

Total O_3 data routinely observed at four stations in Japan using the spectrophotometer showed good agreement with movement of the jet stream. The jet stream oscillated with 3-4 days cycle from latitude $N26^\circ$ to $N44^\circ$ on longitude $E130^\circ$. Total O_3 increased in the southern part of Japan in accordance with movement of the center of the jet stream to the south. When the jet stream moved to the south, cold and dry westerly wind also moved to the south. Under these conditions stratospheric O_3 -rich dry air was transported into the upper troposphere and the total O_3 increased.

Observation showed that the increase in total O_3 occurs 1 or 2 days after the passage of the jet stream.

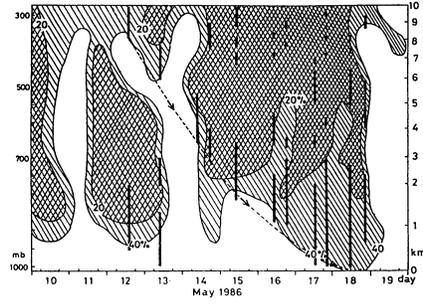


Fig. 13. Temporal change of the vertical distribution of peak ozone at Tsushima and isolines of r.h. at Fukuoka during 10-19 May 1986. Bars in the figure shows the local ozone peaks from Fig. 10, and the dotted line with an arrow indicates the estimated downward movement of upper air to the surface.

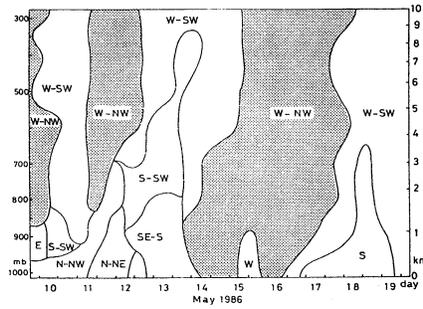


Fig. 14. Temporal change of the vertical profile of wind direction at Fukuoka Meteorological Observatory during 10-19 May 1986.

Surface O_3 concentration follow with a 1 day lag to the increase in total O_3 concentration.

To clarify this O_3 intrusion process the vertical movement of maximum O_3 peaks observed from the intensive O_3 soundings was analyzed. The vertical movement of locally observed O_3 peaks was con-

sistently correlated with the movement of a northwesterly dry air zone. At O_3 peaks were often accompanied by temperature inversion layer. This locally stable layer retained the stratospheric O_3 . This O_3 intrusion follows the subsidence of stratospheric air due to the high pressure system.

Acknowledgements—The authors wish to express their appreciation to Drs Hayashida and Sasano of the NIES for their help in isentropic backward trajectory calculation. We are also grateful to Dr. R.A. Wadden of the University of Illinois at Chicago for his review of this paper.

REFERENCES

- Angle R. P. and Sandhu H. S. (1986) Rural ozone concentrations in Alberta, Canada. *Atmospheric Environment* **20**, 1221-1228.
- Chaffield R. and Harrison H. (1977) Tropospheric ozone—2. Variations along a meridional band. *J. geophys. Res.* **82**, 5969-5976.
- Chung Y. S. and Dann T. (1985) Observations of stratospheric ozone at the ground level in Regina, Canada. *Atmospheric Environment* **19**, 157-162.
- Danielsen E. F. (1968) Stratospheric-transpheric exchange based on radioactivity, ozone and potential vorticity. *J. Atmos. Sci.* **25**, 502-518.
- Danielsen E. F. (1980) Stratospheric source for unexpectedly large values of ozone measured over the Pacific ocean during Gametag, August 1977. *J. geophys. Res.* **85**, 401-411.
- Fabian P. and Pruchniewicz P. G. (1977) Meridional distribution of ozone in the troposphere and its seasonal variations. *J. geophys. Res.* **82**, 2063-2073.
- Hayashida S. and Sasano Y. (1988) JMS meeting **53**, P203 (in Japanese).
- Johnson W. B. and Viezee W. (1981) Stratospheric ozone in the lower troposphere—I. Presentation and interpretation of aircraft measurements. *Atmospheric Environment* **15**, 1309-1323.
- Kelly N. A., Wolff G. T. and Ferman M. A. (1982) Background pollutant measurements in air masses affecting the eastern half of the United States—I. Air masses arriving from the Northwest. *Atmospheric Environment* **16**, 1077-1088.
- Kurita H., Sasaki K., Muroga H., Ueda H. and Wakamatsu S. (1985) Long-range transport of air pollutants under light gradient wind conditions. *J. clim. appl. Met.* **24**, 425-434.
- Meagher J. I., Lee N. T., Valente R. J. and Parkhurst W. J. (1987) Rural ozone in the southeastern United States. *Atmospheric Environment* **21**, 605-615.
- Mohnen V. A., Hogan A. and Coffey P. (1977) Ozone measurements in rural areas. *J. geophys. Res.* **82**, 5889-5895.
- Ogawa T. and Miyata A. (1985) Seasonal variation of the tropospheric ozone: a summer minimum in Japan. *J. Met. Sci. Japan* **63**, 937-946.
- Ohmats S.J. (1981) Surface ozone measurements in clean air. *J. geophys. Res.* **86**, 1174-1180.
- Pratt G. C., Hendrickson R.C., Chevone B. I., Christopherson D. A., O'Brien M. V. and Krupa S. V. (1983) Ozone and oxides of nitrogen the rural upper-midwestern U.S.A. *Atmospheric Environment* **17**, 2013-2023.
- Shapiro M. A. (1980) Turbulent mixing within tropopause folds as a mechanism for the exchange of chemical constituents between the stratosphere and troposphere. *J. Atmos. Sci.* **37**, 994-1004.
- Singh H. B., Ludwig F. L., Johnson W. B. (1978) Tropospheric ozone: concentrations and variabilities in clean remote atmospheres. *Atmospheric Environment* **12**, 2185-2196.
- Singh H. B., Viezee W., Johnson W. B. and Ludwig F. L. (1980) The impact of stratospheric ozone on tropospheric air quality. *J. Air Pollut. Control Ass.* **30**, 1009-1017.
- Uno I., Wakamatsu S., Suzuki M. and Ogawa Y. (1984) Three-dimensional behaviour of photochemical pollutants covering the Tokyo Metropolitan Area. *Atmospheric Environment* **18**, 751-761.
- Wakamatsu S., Ogawa Y., Murano K., Goi K. and Abramoto Y. (1983) Aircraft survey of the secondary photochemical pollutants covering the Tokyo Metropolitan Area. *Atmospheric Environment* **17**, 827-835.

La publicación de esta memoria fue
realizada con el apoyo de la *Agencia
de Cooperación Internacional del Japón (JICA)*

El contenido de los artículos publicados en esta memoria
es responsabilidad de sus autores

Cuidado de la edición:

Dr. Javier Tejeda Ruiz
Biól. Rogelio Serrano Garza
Biól. Fco. Javier Rueda Pimentel

El tiraje de la publicación
fue de 600 ejemplares, la formación,
negativado e impresión estuvo a cargo de
Edigraf Watson-Gómez, S.C.
Tels.: 272 8283, 515 1307.
Noviembre de 1996.