

EVALUACIÓN EXPLORATORIA DE LA DISPERSIÓN DE CONTAMINANTES EMITIDOS POR OPERACIONES DE QUEMA DE GAS AMARGO EN LA SONDA DE CAMPECHE

Alberto MENDOZA¹ y Manuel GRANIEL²

¹ Departamento de Ingeniería Química, Tecnológico de Monterrey, Campus Monterrey, Ave. Eugenio Garza Sada 2501, Monterrey 64849, Nuevo León, México, mendoza.alberto@itesm.mx

² Gerencia de Seguridad Industrial, Protección Ambiental y Calidad – PEMEX Exploración y Producción-Región Marina Noreste, Superintendencia de Gestión y Control de Riesgos Ambientales, Calle 25 #48, Col. Guadalupe, Cd. del Carmen, 24130 Campeche, México

(Recibido septiembre 2006, aceptado mayo 2007)

Palabras clave: modelación matemática, contaminación atmosférica, plataformas petroleras, calidad del aire, Golfo de México

RESUMEN

Una de las principales fuentes antrópicas de emisión de contaminantes atmosféricos en el Golfo de México son las operaciones de extracción de hidrocarburos del subsuelo. En este trabajo se presentan resultados de la simulación de la dispersión de contaminantes emitidos por los quemadores elevados tipo antorcha ubicados en las plataformas marinas de la Sonda de Campeche. Las simulaciones se efectuaron empleando un modelo tridimensional de calidad del aire capaz de modelar los principales procesos que gobiernan la dinámica de contaminantes en la atmósfera. Se analizaron seis episodios comprendidos entre noviembre de 2000 y agosto de 2001: dos en el otoño de 2000, dos en el invierno de 2001, uno en la primavera de 2001 y finalmente uno en el verano de 2001. Los resultados indican una importante influencia de las condiciones climatológicas en la formación y transporte de contaminantes en el Golfo de México. El patrón de transporte sigue, en general, el comportamiento de los vientos sinópticos de la región, con variaciones asociadas a los vientos locales. Las máximas concentraciones no sobrepasaron los límites establecidos por las normas oficiales mexicanas correspondientes, y se observó una apreciable dilución de las plumas emitidas lo cual acarrea una baja influencia sobre las zonas costeras. Además de la simulación de los casos base, se escaló el inventario de emisiones para uno de los episodios de invierno con el fin de observar el efecto de la reducción de emisiones por la quema de gas venteadado que reporta PEMEX para el año 2005. Los resultados indican una reducción de los niveles de contaminantes de 31 % para el NO₂, 33 % para el SO₂, 45 % para el CO y 48 % para las partículas suspendidas, respecto a las concentraciones máximas, para este escenario en donde las emisiones totales se redujeron en un 68 %.

Key words: mathematical modeling, air pollution, offshore platforms, air quality, Gulf of México

ABSTRACT

One of the main anthropogenic sources of pollutants emitted to the atmosphere in the Gulf of México are the oil extraction operations. In this study, we present the results

of the dispersion modeling of air pollutants emitted from flares located in the offshore platforms of the Campeche marine region. The simulations were conducted using a comprehensive three-dimensional chemical-transport model capable of following the dynamics of air pollutants in the atmosphere. Six episodes from the period from November 2000 to August 2001 were analyzed: two from Fall of 2000, two from Winter of 2001, one from Spring of 2001 and finally one from Summer of 2001. Results indicate an important influence of the climate conditions of the Gulf in the transport and formation of pollutants in the region. The transport pattern follows, in general, the behavior of the synoptic winds, with variations associated with changes in local winds. The maximum concentrations did not exceed the limits established by the corresponding Mexican official norms, and it was observed a considerable degree of dilution of the emitted plumes with the corresponding weak influence on the coastal zones. In addition to the modeling of the base cases, the emissions inventory was scaled for one of the episodes to observe the effect of the reduction of emissions reported by PEMEX for 2005 due to a decrease in the amount of natural gas flared. The results indicate a reduction of 31 % for NO₂, 33 % for SO₂, 45 % for CO and 48 % for suspended particles, with respect to the maximum concentrations obtained in the base case, for this scenario in which the total emissions were reduced 68 %.

INTRODUCCIÓN

El Golfo de México es una zona con una alta actividad industrial y comercial. Entre las actividades industriales que caracterizan a esta región la extracción de petróleo es fundamental, en particular en la zona sur del golfo. PEMEX Exploración y Producción (PEP) es la entidad encargada de realizar operaciones de extracción de petrolíferos en México, y en la zona sur del Golfo de México la actividad es dividida entre los activos de la Región Marina Noreste (RMNE) y la Región Marina Suroeste (RMSO). La actividad realizada por la industria petrolera, sumada con la de otras industrias instaladas en el litoral del golfo, así como la actividad comercial (por ejemplo, transporte marítimo de carga), y en general las actividades humanas relacionadas con los asentamientos urbanos y rurales de la zona, necesariamente tiene como consecuencia la emisión de contaminantes al aire ambiente cuya magnitud, destino e impacto ha sido estudiado de manera modesta. De igual manera, las emisiones y transporte de sustancias de origen natural influye en la concentración de especies químicas en fase gaseosa y aerosol en la zona del golfo (por ejemplo, polvo resuspendido de áreas continentales transportado a zonas marinas, sal marina suspendida en fase aerosol, o sulfuro de dimetilo emitido por actividad biológica marina). Parungo *et al.* (1990) caracterizaron las partículas suspendidas en la región del golfo y las condiciones químicas de la lluvia sobre un periodo de verano encontrando una alta concentración de aerosoles de origen antrópico o continental, mientras que Bravo *et al.* (2000) caracterizaron la lluvia ácida

registrada en la península de Yucatán. Los posibles impactos de la lluvia ácida en monumentos arqueológicos han sido también estudiados (Bravo *et al.* 2006). Sin embargo, en cada uno de esos estudios no se relacionaron directamente las fuentes de emisión con los niveles de contaminación observados. En otro ámbito, Gamboa-Rodríguez *et al.* (2004) realizaron una investigación para relacionar los niveles de hidrocarburos aromáticos policíclicos en aire ambiente con actividades de operaciones petroleras, pero en zonas de tierra firme de Tabasco.

En las operaciones de extracción y transporte de crudo en el Golfo de México hay varias fuentes de emisión de contaminantes a la atmósfera: quemadores elevados tipo antorcha de gas venteado, generadores eléctricos y grúas que emplean diesel como combustible, equipo de transporte (barcos y helicópteros), fugas de hidrocarburos en tuberías, compresores y bombas, etc. Sin embargo, de los anteriores se estima que en la región sur del Golfo de México la quema de gas venteado representa más del 80 % de las emisiones totales (Villaseñor *et al.* 2003). Así mismo, históricamente, en la RMNE hay una extracción de petróleo crudo y gas natural mayor que la RMSO (Mendoza-Domínguez y Graniel-Peralta 2006).

Las condiciones climatológicas del Golfo de México hacen relevante estudiar el posible transporte de dichas emisiones a la atmósfera hacia la zona costera. Los patrones de viento a escala sinóptica en la región del golfo se caracterizan por ser vientos de baja intensidad provenientes del este durante finales y principios del año, incrementándose paulatinamente su intensidad hacia la primavera y el verano, cambiando

la dirección dominante de donde provienen los vientos a sur-sureste (Peppler *et al.* 2000, Mendoza *et al.* 2005). Así, es de interés poder determinar con mayor certeza la dinámica de las emisiones en la zona sur del golfo con el fin de poder analizar posteriormente los posibles impactos ambientales de las actividades petroleras desarrolladas en la zona marina.

De esta manera, el objetivo del presente estudio es describir la dinámica de contaminantes emitidos por los quemadores elevados de las plataformas marinas de la RMSE, al ser potencialmente la mayor fuente de emisión de contaminantes de origen antropogénico en la zona sur del Golfo de México. Para tal efecto, se empleó un modelo tridimensional de calidad del aire, el cual resuelve numéricamente la ecuación de conservación que describe el transporte, transformación química y deposición de contaminantes atmosféricos. El modelo se empleó para construir mapas de concentración que sirven para describir las características de dispersión de diversos contaminantes criterio en diferentes épocas del año. También se exploran los beneficios de la reducción de emisiones en los quemadores elevados de los últimos años.

Descripción del modelo de calidad del aire

El modelo empleado fue el California/Carnegie Institute of Technology (CIT) versión 3.0, el cual ha sido descrito extensivamente en la literatura (McRae *et al.* 1982a, Russell *et al.* 1988, Harley *et al.* 1993). El CIT es un modelo tridimensional que describe la dinámica de contaminantes en la atmósfera a través de la ecuación atmosférica de transporte:

$$\frac{\partial c_i}{\partial t} + \nabla \cdot (\mathbf{u} c_i) = \nabla \cdot (\mathbf{K} \nabla c_i) + f_i + S_i, i=1, \dots, N \quad (1)$$

donde $c_i(\mathbf{x}, t)$ es la concentración de la especie i , \mathbf{u} es el campo de flujo advectivo, $\mathbf{K}(\mathbf{x}, t)$ es un tensor de segundo orden para representar la difusividad turbulenta, $f_i(c_1, \dots, c_N, T, t)$ es el término de reacción química en fase gaseosa, $S_i(\mathbf{x}, t)$ representa la emisiones por fuentes elevadas puntuales (en este caso las emisiones de los quemadores de gas venteado), T es la temperatura, N es el número total de especies, $\mathbf{x} = \mathbf{x}(x, y, z)$ es el vector de posición en coordenadas Eulerianas y t es el tiempo. Las emisiones a nivel de superficie (E_i) entran en la formulación a través de la condición de frontera en la superficie, es decir, en $z = 0$:

$$-K_{zz} \frac{\partial c_i}{\partial z} + v_i^g c_i = E_i(\mathbf{x}, t) \quad (2)$$

En (2), $v_i^g(\mathbf{x}, t)$ es la velocidad de depositación en seco de la especie i . La condición de frontera en

$z = H$, donde H es la altura total del dominio, define un gradiente de concentración igual a cero en dicha posición para cada especie química. Las condiciones de frontera en las caras laterales del dominio son:

$$\left\{ \begin{array}{ll} [\mathbf{u} c_i - \nabla c_i] \cdot \hat{\mathbf{e}} = (u c_i^b) \cdot \hat{\mathbf{e}}, & \mathbf{u} \cdot \hat{\mathbf{e}} \leq 0 \\ -[\nabla c_i] \cdot \hat{\mathbf{e}} = 0, & \mathbf{u} \cdot \hat{\mathbf{e}} > 0 \end{array} \right\} \quad (3)$$

donde c_i^b es la concentración prescrita de la especie i fuera del dominio (típicamente condiciones de atmósfera limpia), y $\hat{\mathbf{e}}$ es el vector normal al dominio con dirección hacia fuera del mismo, de tal manera que la primera condición representa flujo entrando al dominio y la segunda condición flujo saliendo del dominio. La formulación se completa definiendo un campo de concentraciones inicial $c_i(\mathbf{x}, 0) = c_i^0(\mathbf{x})$.

El CIT utiliza un método de separación de operadores para resolver numéricamente la ecuación (1), el cual avanza la solución en el tiempo (en el intervalo de t_{n-1} a t_{n+1}) a través del siguiente esquema:

$$c^{n+1} = L_x(\Delta t) L_y(\Delta t) L_{cz}(2\Delta t) L_y(\Delta t) L_x(\Delta t) c^{n-1} \quad (4)$$

L_x y L_y son operadores unidimensionales para transporte horizontal, los cuales se resuelven en este estudio empleando el esquema de advección explícito de Bott (1989), seguido de un esquema explícito de diferencias finitas para el paso de difusión (McRae *et al.* 1982b). En este estudio se prefirió el algoritmo de Bott sobre el esquema de transporte convencional implementado en el CIT, el cual es un método clásico de elementos finitos con residuales ponderados (McRae *et al.* 1982a). El algoritmo de Bott ha demostrado ser superior que el método clásico de elementos finitos, en especial cuando se requiere un tratamiento preciso sobre el transporte de emisiones de fuentes puntuales (Odman 1998). El transporte vertical, deposición en seco y transformaciones químicas se combinan en el operador L_{cz} para tomar ventaja de las escalas de tiempo similares que gobiernan estos procesos. Este operador se resuelve usando un esquema híbrido de integración para sistemas de ecuaciones diferenciales ordinarias rígidas (Young y Boris 1977).

El mecanismo fotoquímico empleado en este estudio fue el desarrollado por Carter (1990), y es conocido como SAPRC90. El mecanismo original no cuenta con un paso de oxidación del H_2S , por lo que se adicionó la reacción de H_2S con HO^\bullet para generar SO_2 . La constante de velocidad de reacción empleada fue tomada de valores reportados en la literatura (DeMore *et al.* 1994). De manera general, el mecanismo químico empleado cuenta con 89

especies y 207 reacciones. La versión empleada del CIT no contempla la dinámica de aerosoles atmosféricos (procesos de condensación o coagulación). Únicamente ajusta los valores de las concentraciones de HNO_3 y NH_3 en fase gaseosa después del paso de cinética química, resolviendo el equilibrio químico entre estas dos especies y el nitrato de amonio en fase aerosol (Russell *et al.* 1988). Las emisiones de partículas suspendidas se modelaron en este estudio como material inerte (p. ej., hollín) el cual solamente está sujeto a transporte y pérdida por depositación en seco. De hecho, la pérdida de material a la superficie de cualquier especie química está sujeta exclusivamente a la depositación en seco, es decir, el CIT no modela pérdidas por depositación húmeda. La depositación en seco se trata empleando la formulación de Wesely (1989).

El CIT ha sido empleado para múltiples aplicaciones en diversas regiones geográficas, incluyendo el Sur de California (p. ej., Harley *et al.* 1993, McNair *et al.* 1996), Atlanta (Mendoza-Domínguez y Russell 2001), Ciudad de México (Khan 1999), la frontera México-Texas (Mendoza-Domínguez *et al.* 2000), Suiza (1996), Seúl (Kim y Ghim 2002), y Sao Paulo (Vivanco y Andrade 2006), lo cual lo hace un modelo ampliamente aceptado.

Definición de escenarios de modelación

El objetivo del estudio fue determinar patrones característicos de dispersión de las emisiones generadas por la operación de los quemadores elevados tipo antorcha, ubicados en las plataformas marinas de la RMNE. Mendoza-Domínguez y Graniel-Peralta (2006) reportan un inventario de emisiones para dichas operaciones, el cual fue empleado como base de información para las aplicaciones aquí descritas. La metodología empleada para la generación del inventario y los valores obtenidos se describen ampliamente por dichos autores, por lo que solamente se mencionan aspectos generales del inventario aquí. El inventario fue creado para seis episodios seleccionados en el período de Noviembre de 2000 a Noviembre de 2001, los cuales se muestran en el **cuadro I** y permitieron observar variaciones estacionales en la emisión de contaminantes. Dichos episodios fueron seleccionados con base en la disponibilidad de información, es decir, fueron los períodos con series de tiempo completas de los parámetros operativos y meteorológicos requeridos para generar el inventario de emisiones. Así mismo, los episodios presentaron ausencia de precipitación pluvial y nubosidad (Graniel Peralta 2002), lo cual los hace apropiados para modelarse con el CIT debido a que el modelo carece de meca-

CUADRO I. EPISODIOS SELECCIONADOS DE MODELACIÓN

Episodio	Período de tiempo
Otoño 1	1 de noviembre de 2000 al 11 de noviembre de 2000
Otoño 2	5 de diciembre de 2000 al 19 de diciembre de 2000
Invierno 1	21 de diciembre de 2000 al 6 de enero de 2001
Invierno 2	11 de enero de 2001 al 25 de enero de 2001
Primavera	25 de marzo de 2001 al 5 de abril de 2001
Verano	17 de agosto de 2001 al 26 de agosto de 2001

nismos internos para modelar nubes convectivas o depositación húmeda. El CIT fue aplicado para estos mismos episodios con el fin de observar la variación en el perfil de concentraciones ambientales de contaminantes en diversas épocas del año.

El inventario considera las emisiones horarias de SO_2 , H_2S , NO_x , CO , CO_2 , partículas suspendidas (PS) e hidrocarburos no quemados (HC) para 15 quemadores elevados y uno de fosa. Las emisiones de CO , NO_x y PS fueron derivadas a partir de factores de emisión, mientras que las emisiones de SO_2 , H_2S , CO_2 e HC se estimaron a partir de balances de materia y eficiencias de combustión en el quemador, las cuales son función de dos parámetros meteorológicos: velocidad del viento y temperatura ambiente. Las emisiones de HC alimentadas al CIT fueron desagregadas en especies químicas y pseudoespecies manejadas por SAPRC90, ponderando respecto a la composición típica del gas quemado reportado por Mendoza-Domínguez y Graniel-Peralta (2006). Con la información empleada para derivar las emisiones de PS no es posible saber su distribución de tamaño de partícula, por lo que éstas se modelaron en una sola categoría genérica (aunque sería de esperar que la mayoría de ellas tuvieran un diámetro equivalente menor a 10 micrómetros [Davis 2000]).

Debido a que el presente trabajo se centra en el estudio de la dispersión de las emisiones de los quemadores elevados en la zona marina, el inventario de emisiones no incluye otras fuentes de emisión como lo son el transporte marítimo en la zona, helicópteros, las zonas urbanas costeras, y fuentes naturales en general (por ejemplo, sal marina o polvo continental).

Los campos meteorológicos horarios requeridos por el CIT fueron creados a partir de un modelo de diagnóstico (Goodin *et al.* 1979, 1980) con base en la información puntual de cinco estaciones meteoro-

lógicas dentro del área de estudio: Terminal Marítima Cayo Arcas, Terminal Marítima Dos Bocas, Plataformas de Telecomunicaciones Ixtoc-A y Eco-1, y Plataforma de Rebombeo. Las condiciones iniciales y de frontera se especificaron para condiciones de “aire limpio”, con concentraciones ligeramente superiores para regiones dentro de tierra respecto a la zona marina (NRC 1991). El **cuadro II** recapitula las condiciones iniciales; las condiciones de frontera se escalaron en la vertical tomando como línea base las condiciones iniciales.

CUADRO II. VALORES EMPLEADOS PARA LAS CONDICIONES INICIALES

Especio o pseudo-especie	Zona terrestre	Zona marina
CO (ppbv)	200	100
SO ₂ (ppbv)	1.0	0.5
NO ₂ (ppbv)	1.0	0.2
NO (ppbv)	1.0	0.1
HCR ^a (ppbC)	100	10
O ₃ (ppbv)	40	30
HCHO (ppbv)	2.0	0.4
CCHO ^b (ppbv)	1.0	0.2
MEK ^c (ppbv)	1.0	0.1

^a Hidrocarburos reactivos; ^b acetaldehído; ^c cetonas, modeladas como metil-etil-cetona

Los datos de emisiones y meteorología, así como los referentes a uso de suelo (necesarios para el módulo de depositación en seco) fueron cargados al dominio de modelación, el cual se definió como una malla horizontal de 42 celdas en dirección este-oeste y 56 celdas en dirección norte-sur, cada celda de 4 × 4 km. En la vertical, el dominio se definió con una altura de 3,100 m sobre el nivel del suelo, dividido en seis niveles: 0-30, 30-100, 100-300, 300-700, 700-1500 y 1500-3100 m. La esquina inferior izquierda del dominio se situó en la coordenada UTM (480,000 m, 2'106,000 m) de la zona geográfica 15. En la **figura 1** se presenta la distribución de los quemadores y las estaciones meteorológicas dentro de la malla computacional.

RESULTADOS

Los patrones de viento a 850 mbar tienden a dar una buena indicación del posible patrón de transporte de largo alcance de contaminantes en la tropósfera. A

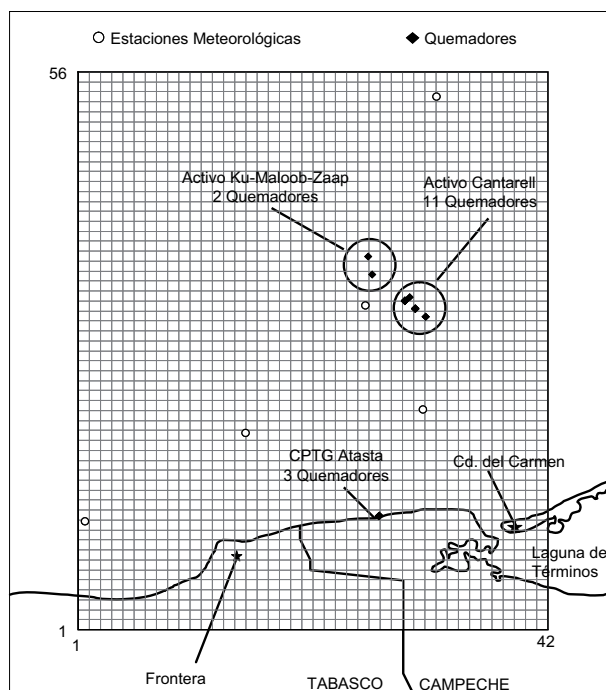


Fig. 1. Detalle de la configuración horizontal de la malla computacional y la ubicación de los quemadores y estaciones meteorológicas. Coordenadas geográficas: esquina inferior izquierda (19° 02' 47'' N, 93° 11' 24'' W); esquina superior derecha (21° 03' 53'' N, 91° 34' 31'' W)

efecto de tener un marco de referencia de los resultados obtenidos de la aplicación del CIT, se obtuvieron los patrones de viento predominantes durante el período de análisis de este estudio. La **figura 2** presenta dicha información, la cual fue obtenida de datos del programa de reanálisis de información meteorológica de NCEP/NCAR (Kalnay *et al.* 1996) a través del National Oceanic and Atmospheric Administration-CIRES Climate Diagnostics Center de los EUA. Durante el periodo de otoño de 2000 los vientos son predominantemente del este en la región sur del Golfo de México, con intensidad entre 1 y 4 m/s, mientras que durante el invierno y primavera de 2001 hay un notable incremento en la intensidad (4 a 6 m/s) y un cambio en la dirección predominante canalizando el transporte del sureste al noroeste. Para el verano del 2001, los vientos vuelven a tener un perfil similar al del otoño de 2000. Estos patrones son congruentes con los comentados con anterioridad.

El inventario de emisiones empleado reportó que durante el período de invierno 2 se quemó en promedio 1,000 toneladas de gas amargo por día en las plataformas de la RMSE, seguido de los periodos de otoño 1 (690 ton), primavera (611 ton), invierno 1 (541 ton), verano (538 ton), y finalmente otoño 2 (271 ton) (Mendoza-Domínguez y Gra-

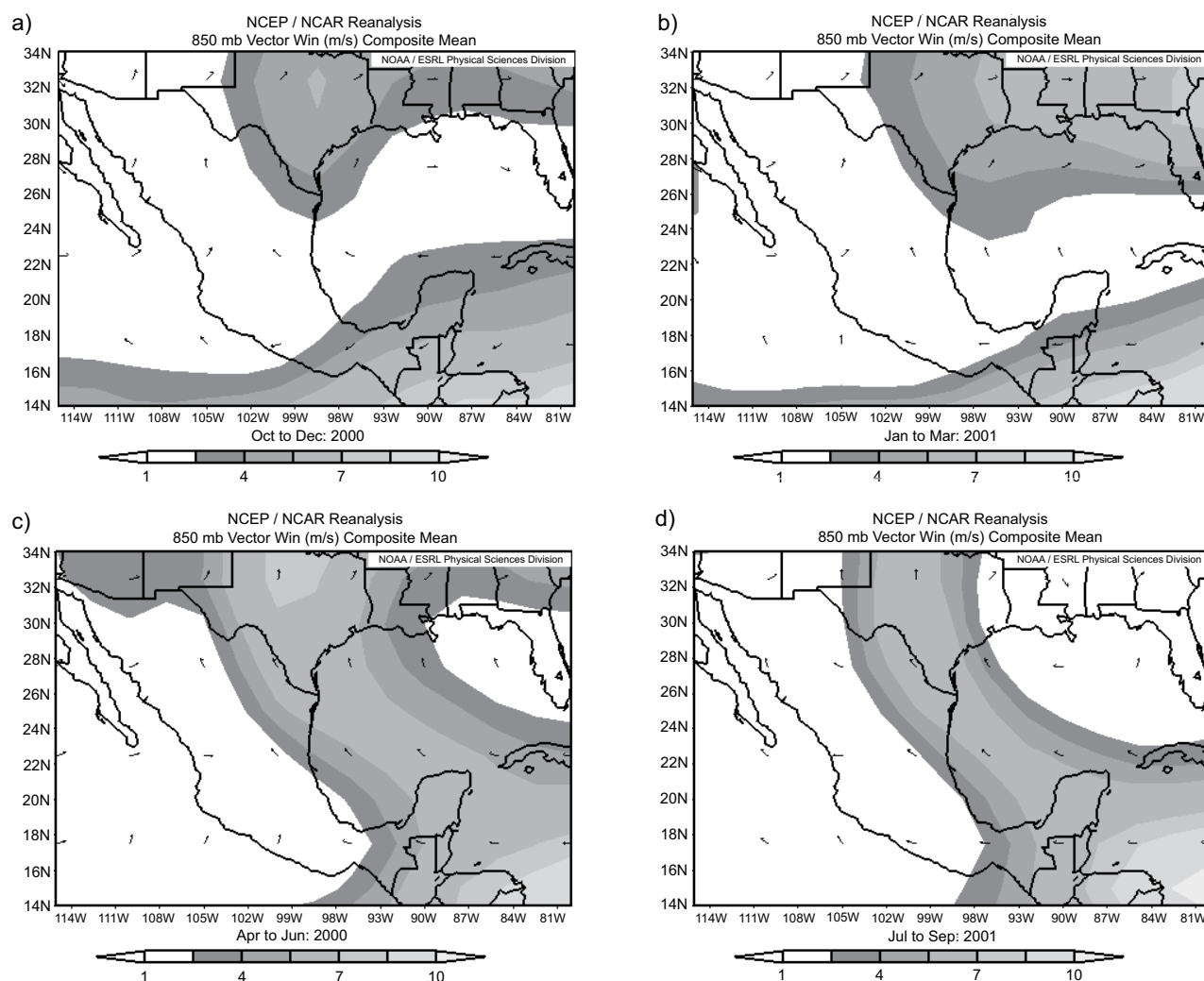


Fig. 2. Dirección e intensidad (m/s) promedio de viento a 850 mbar en la zona del Golfo de México: a) Octubre-Diciembre de 2000, b) Enero-Marzo 2001, c) Abril-Junio 2001, d) Julio-Septiembre 2001

niel-Peralta 2006). El **cuadro III** muestra que las concentraciones horarias máximas de SO_2 , NO_2 , CO y PS no siguieron el mismo orden señalado arriba, e incluso entre especies contaminantes el

CUADRO III. CONCENTRACIONES HORARIAS MÁXIMAS DURANTE CADA PERIODO DE MODELACIÓN

Periodo	SO_2 (ppbv)	NO_2 (ppbv)	CO (ppmv)	PS ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)
Otoño 1	214	48	0.77	69.8
Otoño 2	73	13	0.52	15.2
Invierno 1	167	49	0.63	30.5
Invierno 2	114	30	0.53	21.7
Primavera	384	47	0.98	59.0
Verano	47	16	0.52	12.3

orden cambió. Por ejemplo, el episodio de primavera fue el que presentó el máximo de SO_2 y CO , mientras que el máximo de NO_2 se presentó en el período de invierno 1, y el máximo de PS se registró para el período de otoño 1. Todas estas concentraciones máximas se reportaron entre las 12 y 18 horas locales de los días correspondientes, horario de máxima actividad fotoquímica. Las variaciones observadas son consecuencia de las diferentes tasas de reacción y depositación de los contaminantes analizados, así como de los efectos meteorológicos lo que da una respuesta no lineal entre las concentraciones en aire ambiente y la tasa de emisión. Cabe señalar que las concentraciones de PS tienen que tomarse con reserva dado que son las que tienen el mayor grado de incertidumbre por la forma en que fueron calcu-

ladas. Dichas concentraciones se calcularon como la suma de las emisiones primarias de PS más la concentración estimada de sulfatos y nitratos formados en la atmósfera. Los sulfatos se estimaron como el 100 % de la cantidad de SO_3 reportada por el modelo, es decir, se supuso una reacción instantánea para la oxidación de SO_3 a H_2SO_4 . El H_2SO_4 es extremadamente higroscópico, por lo que en ambientes húmedos se encontrará en fase aerosol (Seinfeld y Pandis 1998). Sin embargo, el SO_4^{2-} en la atmósfera marina puede encontrarse en múltiples formas, por ejemplo: sulfato o bisulfato de amonio, o de sodio. Con el modelo empleado no es posible determinar dicha distribución, por lo que se supuso como un límite inferior emplear en el cálculo de PS exclusivamente la contribución de la parte del ión sulfato. Un caso similar ocurre con los nitratos. Dicha concentración se estimó como si todo el HNO_3 gaseoso reportado por el modelo se transformara a alguna forma de aerosol nitrato (por ejemplo, nitrato de amonio o de sodio). En el caso de que en un ambiente existan tanto sulfatos como nitratos, el equilibrio favorece un poco menos la formación de nitrato en forma de aerosol en comparación con los sulfatos (Seinfeld y Pandis 1998). Sin embargo, como caso límite aquí se supuso que existen suficientes cationes (por ejemplo, NH_4^+ , Na^+ de la sal marina, o algún otro asociado a polvo fugitivo) para neutralizar la totalidad de los sulfatos y lo suficiente para favorecer la transformación de la mayoría del HNO_3 a nitrato en forma de aerosol. Al igual que para los sulfatos, lo que se suma para obtener el valor de PS es la parte del ión nitrato exclusivamente. Siguiendo estos cálculos, en promedio, la concentración de las PS tuvo una contribución de 59.6 ± 13.8 % de sulfato, 23.7 ± 18.0 % de nitrato, y de 16.6 ± 6.6 % material primario. Como se puede observar, el nitrato es el que tiene la mayor variabilidad. Para Otoño 1, la concentración máxima de PS tuvo una contribución de 59 % nitrato (período para el cual también se registró el máximo horario de PS de entre todos los períodos), sin embargo al pasar a los períodos otoño 2, invierno 1 y 2, y primavera la contribución cayó a un 12.5 % en promedio, recuperándose para el período Verano a un 32 %.

Las máximas concentraciones de SO_2 y PS, promedio de 24 horas, se reportan en el **cuadro IV**. A diferencia de las concentraciones máximas horarias, tres episodios reportan prácticamente la misma concentración máxima (Primavera, Invierno 1 y Otoño 1). Sin embargo, cabe señalar que el período Invierno 2, que reportó la mayor cantidad

CUADRO IV. CONCENTRACIONES PROMEDIO DE 24 HORAS MÁXIMAS DURANTE CADA PERÍODO DE MODELACIÓN

Periodo	SO_2 (ppbv)	PS ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)
Otoño 1	66	13.0
Otoño 2	25	5.5
Invierno 1	67	11.4
Invierno 2	47	8.9
Primavera	67	12.6
Verano	20	4.7

de gas quemado, se caracterizó por ser el que tuvo un mayor número de días (6) con una concentración promedio diaria mayor a 0.040 ppmv. Respecto a las PS, Otoño 1 siguió siendo el episodio con la mayor concentración, al igual que Primavera reportó el segundo mayor máximo diario. En relación con la contribución de especies al total de PS reportado para las concentraciones máximas promedio diario, los valores son parecidos a los calculados para los máximos horarios, pero con una menor variabilidad: 61.6 ± 6.2 % para sulfato, 20.5 ± 9.9 % para nitrato, y 18.0 ± 5.5 % para el material primario. Para estos casos, el máximo del episodio de verano tuvo una contribución de nitrato de 36 %, mientras que los episodios de invierno reportaron contribuciones del 9 %. Tanto en el caso de máximos horarios como diarios las máximas concentraciones de nitrato se encuentran lejos de la zona de emisión, mientras que las máximas concentraciones de PS se registraron en zonas más cercanas. Esta diferencia en las velocidades de formación/remoción contribuye a la variabilidad en la contribución de nitrato a las máximas concentraciones de PS, variabilidad que decrece en los promedios diarios posiblemente debido al proceso de promediar sobre 24 horas.

La **figura 3** ilustra las concentraciones máximas de SO_2 (promedio de una hora) registradas en cada celda computacional, sin importar la fecha u hora en la que se haya registrado. De esta manera, se puede determinar si existirán exposiciones por encima de valores normados, o si se puede esperar influencia de las emisiones a cierta distancia de los focos de emisión. Los resultados muestran una menor dispersión para los períodos Primavera e Invierno 2, siendo el primero de los cuales el que registró las mayores concentraciones. En general, las plumas emitidas tienden a transportarse al oeste y noroeste, siguiendo los vientos sinópticos predominantes. Sin embargo, variaciones locales también contribuyen con contaminantes siendo transportados hacia la costa de Campeche. Este mismo comportamiento se

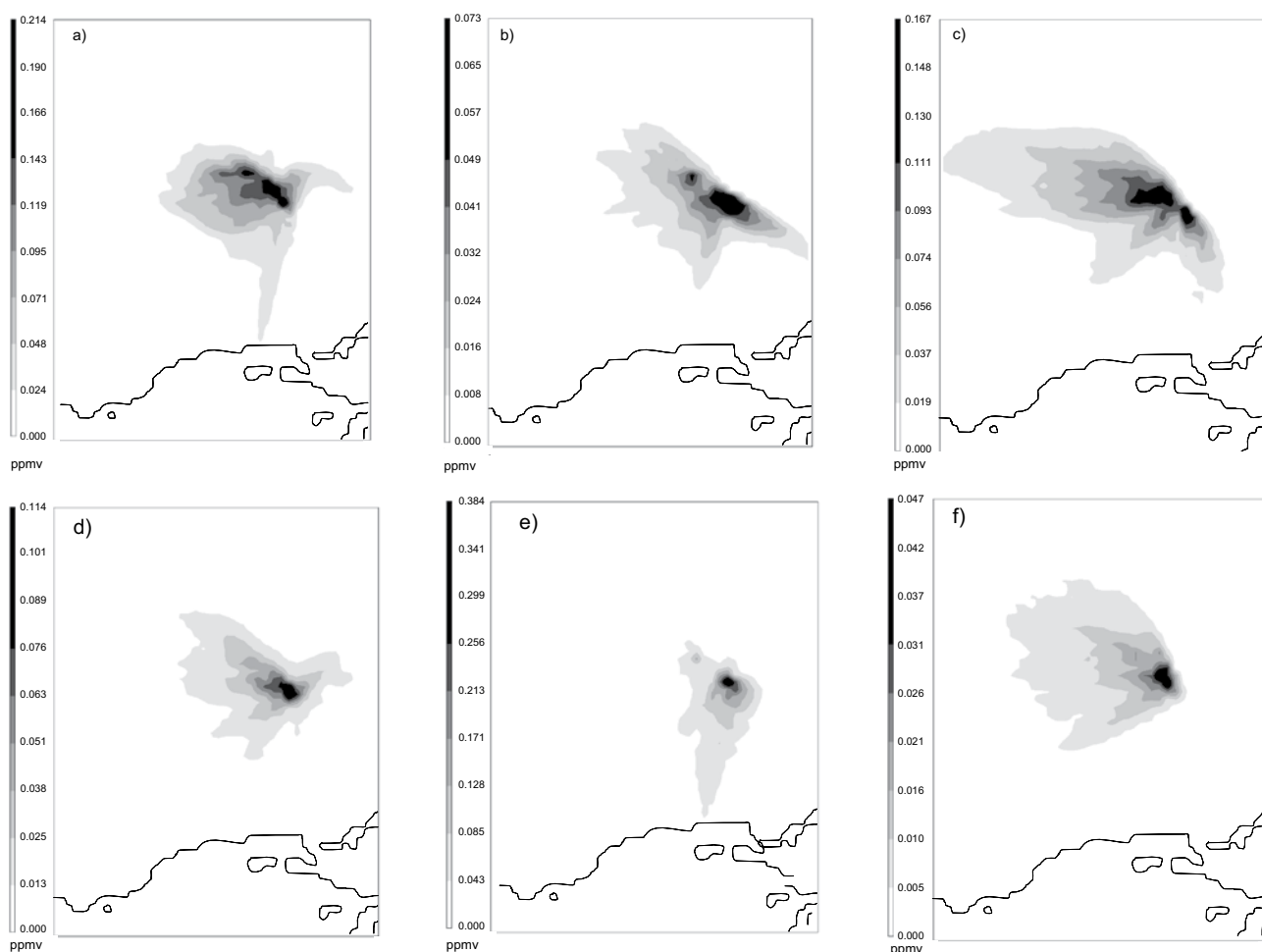


Fig. 3. Concentración máxima (promedio de una hora) de SO_2 para cada periodo de modelación: a) Otoño 1, b) Otoño 2, c) Invierno 1, d) Invierno 2, e) Primavera, f) Verano. Notar la diferencia de escala en las figuras

observó para las otras especies contaminantes seleccionadas. Por ejemplo, las **figuras 4 y 5** muestran el comportamiento para el CO , NO_2 y PS durante el episodio Invierno 1, comportamiento que replica el observado para el SO_2 (**Fig. 3c**). Las diferencias observadas se deben a diferencias en las velocidades de reacción/formación y depositación sobre la superficie de los contaminantes.

De manera puntual, la **figura 6** muestra la estructura de la pluma de dispersión de SO_2 para la hora y día en que se registró la máxima concentración, promedio de una hora, para cada episodio modelado. En la misma figura se presentan los “vectores” de viento que representan la dirección promedio durante esa misma hora. Cabe señalar que los vectores señalan exclusivamente la dirección, más no la intensidad del viento. El campo de intensidad del viento se ilustra con isolíneas con el valor presentado para cada una en metros por segundo. Así se observa

que los periodos donde se presentaron las máximas concentraciones promedio de una hora (Primavera y Otoño 1) corresponden a campos de viento con una intensidad en el área de plataformas de 1 a 2 m/s. Estos episodios ocuparon los lugares 3 y 2, respectivamente, en relación con la cantidad de emisiones a la atmósfera registradas, respecto al resto de los episodios. Invierno 2, pese a ser el periodo que registró las máximas emisiones, tuvo niveles de concentración bajos al favorecer la dispersión de contaminantes las altas intensidades del viento (~ 5 m/s). Así mismo, el episodio Otoño 2 registró a la hora y día presentados intensidades de viento relativamente bajas (~ 2 m/s); sin embargo, durante ese episodio las emisiones fueron también relativamente bajas. Finalmente, en el resto de los episodios se registraron vientos por encima de los 4 m/s.

El campo de concentración para el día de cada episodio para el cual se registró el máximo promedio de

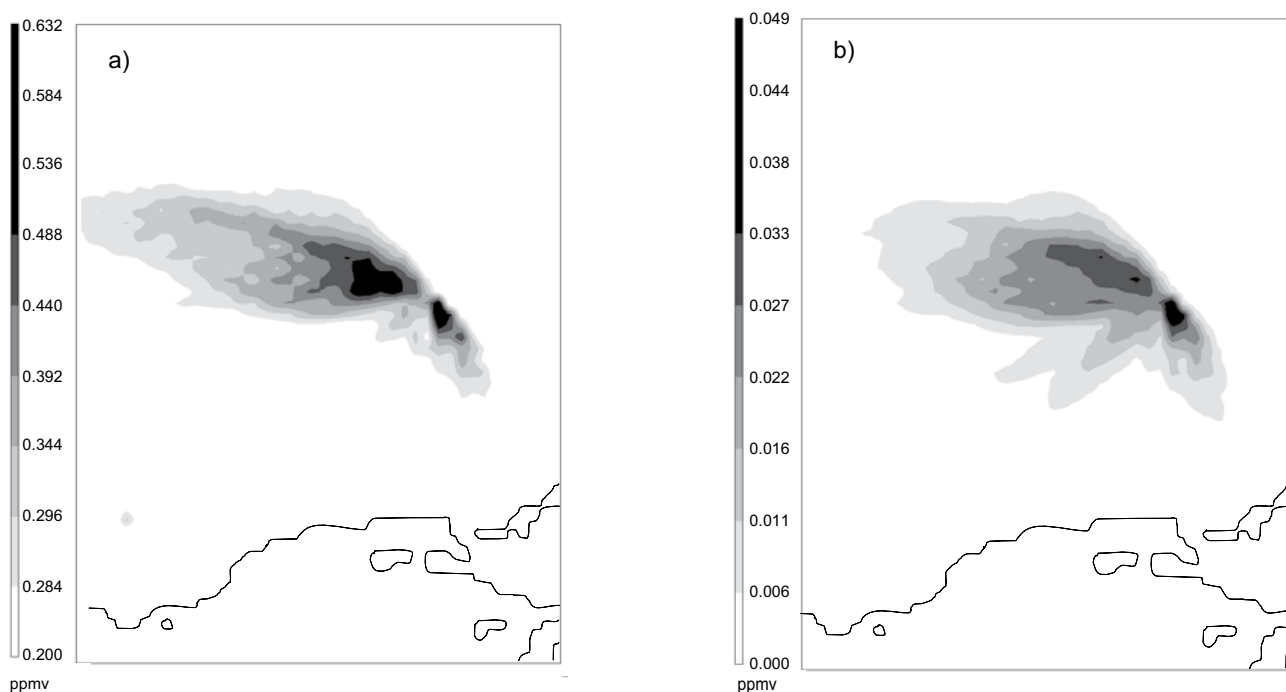


Fig. 4. Concentración máxima (promedio de una hora) de a) CO y b) NO_2 , para el periodo de Invierno 1

24 horas de SO_2 se presenta en la **figura 7**. El campo de dispersión es menos extendido para el episodio Invierno 2, mientras que el episodio Primavera tiene

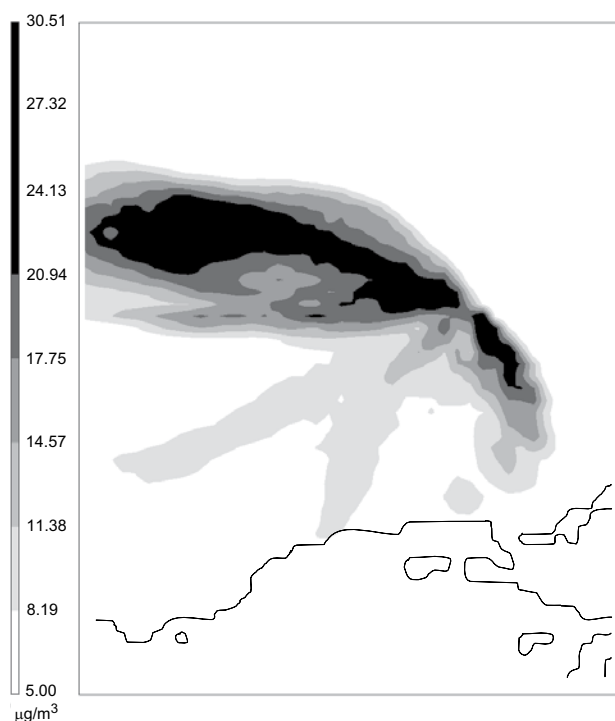


Fig. 5. Concentración máxima (promedio de una hora) de PS para el periodo de Invierno 1

la particularidad de mostrar un transporte preferente hacia el sur similar del compuesto de los máximos horarios (**Fig. 3e**). El resto de los días muestran una tendencia más clara hacia un transporte siguiendo los vientos sinópticos predominantes. Finalmente, la **figura 8** muestra el campo de concentración promedio de 24 horas para PS para el día del episodio Invierno 1 en que se registró el máximo valor. La dispersión es similar a la del SO_2 (**Fig. 7c**), sin embargo se observa que el campo presenta incrementos de concentración lejos de la fuente que no se observan para el SO_2 . Para el caso del SO_2 la pluma se diluye por la dispersión, por pérdidas de material por reacción química o depositación en seco. Para el caso de las PS, los incrementos se deben a la conversión de HNO_3 (producido a su vez por la presencia de NO y NO_2) a nitratos. Esta producción de HNO_3 se maximiza a distancias considerables viento debajo de la fuente de emisión de NO_x , y por ende se traducen en producción adicional de PS viento abajo.

DISCUSIÓN

Una práctica convencional para determinar el desempeño de modelos de calidad del aire para representar adecuadamente episodios de simulación es comparar los resultados del modelo con información registrada por estaciones de monitoreo atmosférico.

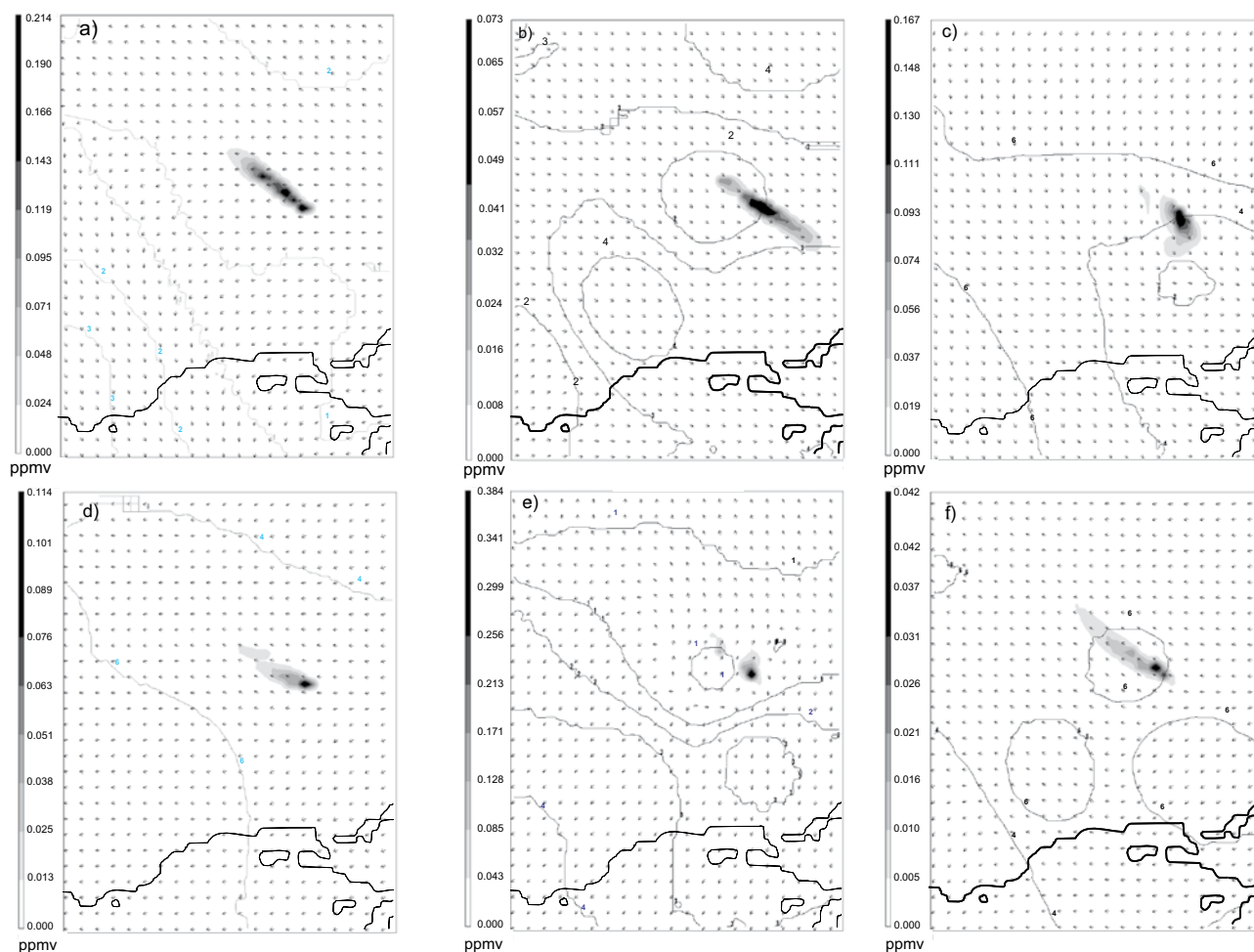


Fig. 6. Campos de concentración y dirección de viento para la hora con mayor concentración de SO_2 reportada para cada episodio de modelación: a) Otoño 1, b) Otoño 2, c) Invierno 1, d) Invierno 2, e) Primavera, f) Verano. Notar la diferencia de escala en las figuras

En el caso particular de esta aplicación no se contó con dicha información. Bravo *et al.* (2004) proveen valores de observaciones tomadas entre septiembre y diciembre de 2002 de partículas suspendidas por un crucero de investigación por el sur del Golfo de México el cual atravesó el área de plataformas de explotación petrolera. No obstante, se comparan los resultados de ambos estudios solamente para guiar el orden de magnitud de los datos obtenidos en cada caso. Así, Bravo *et al.* (2004) reportan 14.3 a 19.9 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ como concentraciones promedio de sus muestreos de 12 horas de partículas suspendidas totales (PST). El máximo valor obtenido (promedio de 12 horas) fue de 57.9 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ para muestreos en el período nocturno y 47.5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ para el período diurno. Los valores mínimos estuvieron alrededor de 1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Las concentraciones fueron mayores para los muestreos efectuados entre noviembre y diciembre de 2002,

que para septiembre-octubre de 2002. Estos autores adjudican las mayores concentraciones nocturnas a intromisión de material continental transportado por las brisas nocturnas tierra-mar. Estos valores, comparados con los obtenidos en este estudio, tenderían a ser mayores. Esto se explica por el hecho de que el inventario de emisiones empleado no considera otras fuentes de emisión, en particular las que tienen que ver con transporte de material continental el cual es una fuente importante de contribución según Bravo *et al.* (2004).

En un estudio previo (Parungo *et al.* 1990) también se tomaron muestras de partículas suspendidas en el sur del Golfo, pero para el verano de 1986. No obstante la brecha temporal tan importante, nuevamente se comparan resultados en órdenes de magnitud. En dicho estudio las muestras de PST (promedio de 12 horas) arrojaron un promedio de 14.4 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ en

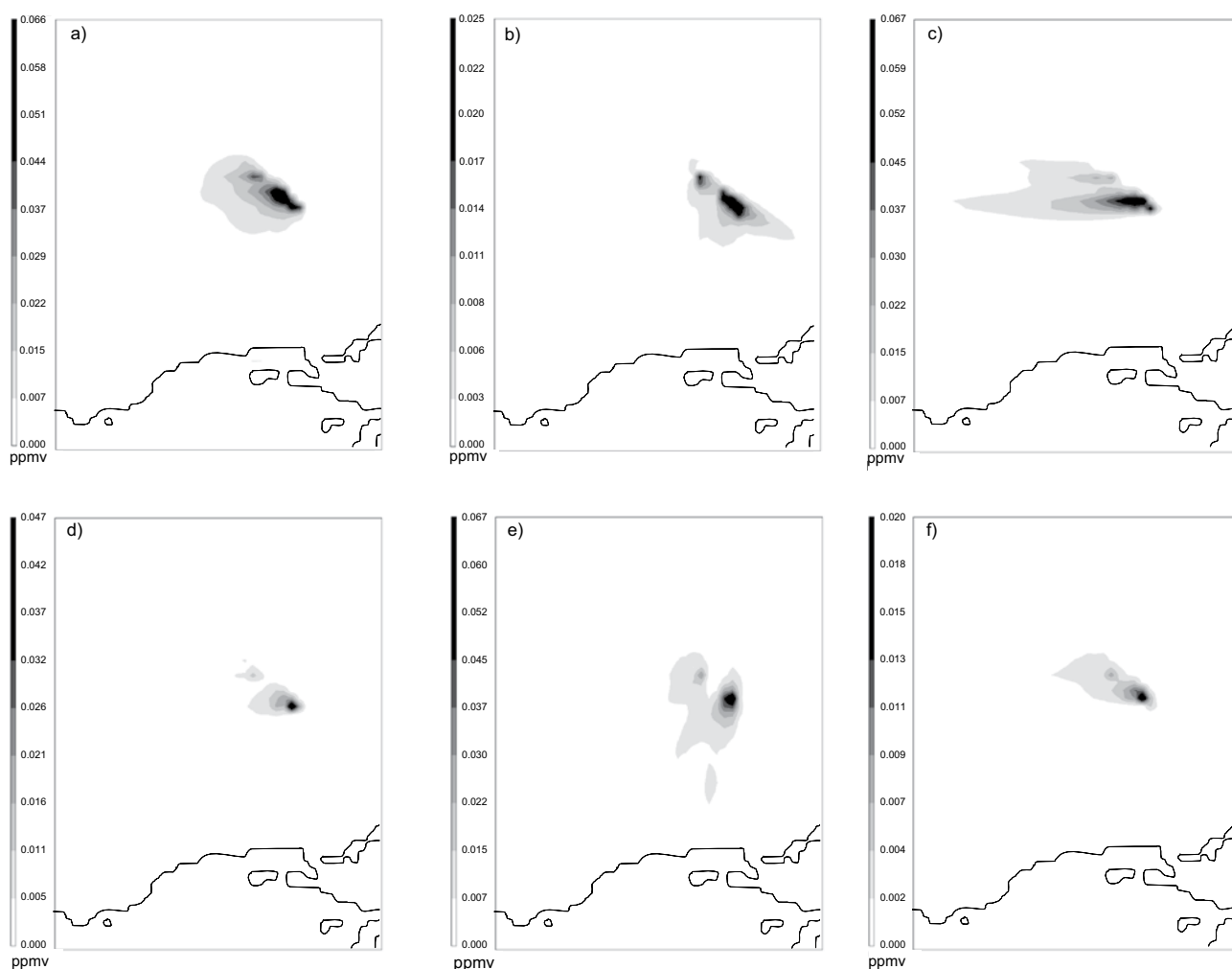


Fig. 7. Concentración máxima promedio de 24 horas para el SO_2 para cada periodo de modelación: a) Otoño 1, b) Otoño 2, c) Invierno 1, d) Invierno 2, e) Primavera, f) Verano

el trayecto de Coatzacoalcos, Veracruz a Progreso, Yucatán (pasando por el área de plataformas). Para esas mismas muestras, las concentraciones promedio fueron de $2.00 \mu\text{g}/\text{m}^3$ para sulfatos y de $6.75 \mu\text{g}/\text{m}^3$ para nitratos. Estos autores demuestran que la presencia de sulfatos y nitratos se debe a fuentes diferentes a la sal marina (mayoritariamente fuentes antropogénicas, y por ende el proceso de formación preferente es la conversión de gas a partícula como el supuesto en los cálculos aquí empleados), y que la sal marina contribuye de manera muy limitada a la concentración total. Así, el hecho de no incluir a la sal marina en las estimaciones presentadas aquí supondría una corrección menor en los resultados.

En referencia a los posibles impactos por exposición a los niveles de concentración estimados, se compararon los valores simulados con las normas oficiales mexicanas correspondientes.

Los resultados indican que ningún valor máximo calculado estaría por encima del límite normado: 0.210 ppmv (promedio de 1 hora) para el NO_2 , 0.13 ppmv (promedio de 24 horas) para el SO_2 , 11 ppmv (promedio de 8 horas) para el CO , y por ejemplo $150 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (promedio de 24 horas) para las partículas suponiendo que todas entraran en el rango de PM_{10} . El contaminante que más se acercó a su límite normado fue el SO_2 (0.067 ppmv como máximo). Por otro lado, pese a que no se incluyeron otras fuentes de emisión (como transporte marítimo y aéreo), se estima que el impacto en las conclusiones generales obtenidas aquí sea menor al representar estas emisiones menos del 20 % del total emitido tal como se describió con anterioridad. Así mismo, se observó que la afectación en zonas costeras es extremadamente baja, y principalmente sobre la costa entre Frontera, Tabasco y Cd. del Carmen,

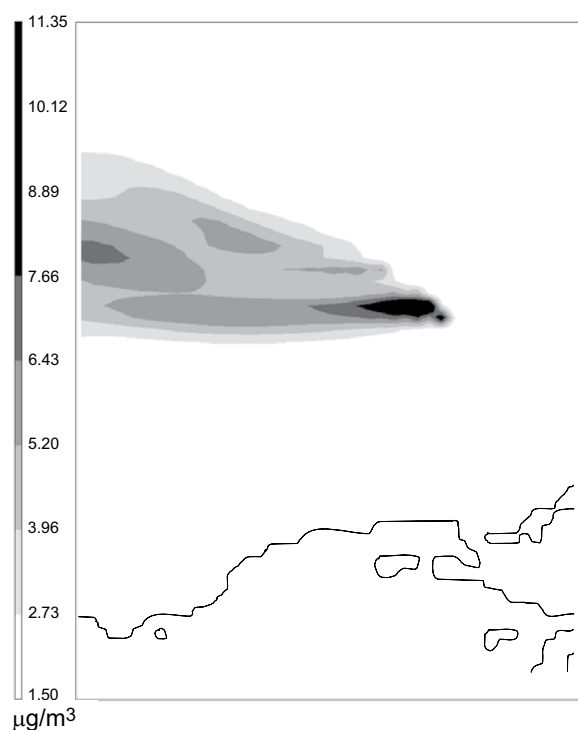


Fig. 8. Concentración máxima promedio de 24 horas de PS para el episodio de Invierno 1. Notar la diferencia de escala en las figuras

Campeche. La mayor afectación se observó en un evento ocurrido el 30 de marzo de 2001, entre las 3 y 5 h, con una concentración máxima de SO_2 de 45 ppbv (**Fig. 9**). Durante el período Invierno 1 se detectó una incursión de contaminantes emitidos en la zona de plataformas sobre la costa, registrándose 10 ppbv de SO_2 el 3 de enero de 2001 (0 h). Otra se registró de las 23 h del 10 de noviembre de 2000 a las 7 h del día siguiente, con un nivel máximo de SO_2 de 20 ppbv, y una más el 25 de marzo de 2001 a las 22 h (13 ppbv). Ningún otra incursión importante (mayor a 10 ppbv) se registró durante el periodo modelado.

Finalmente, los resultados presentados son válidos para el períodos comprendidos entre noviembre de 2000 y agosto de 2001. En los últimos años, PEP ha emprendido acciones sustanciales para reducir sus emisiones a la atmósfera por quema de gas natural amargo venteado. Durante 2005 se reportó una reducción de cerca del 68 % de las emisiones en este rubro, respecto a los datos base considerados en este estudio. Con base en esta información, se escaló el inventario de emisiones y se aplicó nuevamente el modelo para determinar las concentraciones bajo los nuevos niveles de emisión. Como ejemplo, se muestra la diferencia en concentraciones máximas

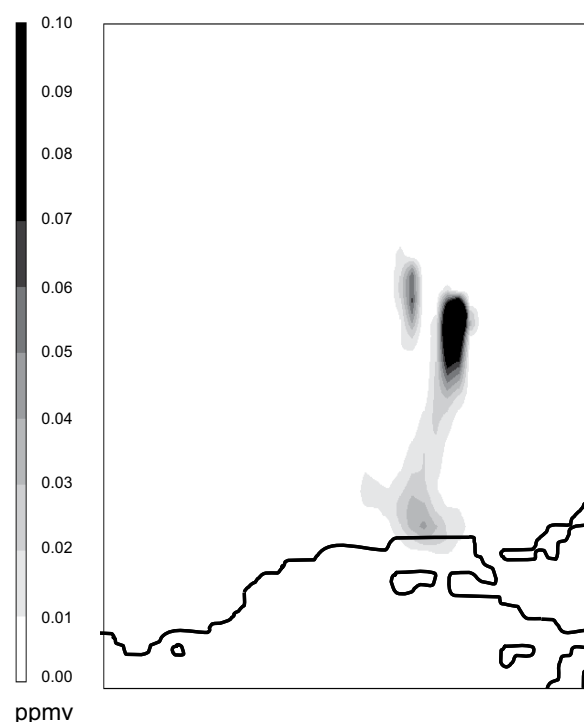


Fig 9. Concentración de SO_2 simulada para las 3 h del 30 de marzo de 2001

(promedio de una hora) obtenidas empleando los datos meteorológicos del episodio Invierno 1 (**Fig. 10**). Dichos resultados indican un decremento sustancial (31 % para el NO_2 , 33 % para el SO_2 , 45 % para el CO y 48 % para las PS) en las concentraciones horarias máximas registradas para cada uno de los contaminantes presentados. Por otro lado, el perfil del campo de concentraciones es parecido, es decir, la dispersión en general presenta (como era de esperarse) la misma estructura.

CONCLUSIONES

En este trabajo se presentó un estudio exploratorio de la dispersión de contaminantes atmosféricos emitidos por la combustión de gas amargo en quemadores elevados tipo antorcha ubicados en las plataformas de producción petrolera de la RMNE, basado en la aplicación de un modelo tridimensional de calidad del aire. Los contaminantes estudiados incluyen especies gaseosas (CO , NO_2 , SO_2 , H_2S) y partículas suspendidas de manera genérica. No se realizó un estudio específico para analizar tóxicos, como por ejemplo metales pesados. Los resultados de las simulaciones muestran un transporte de contaminantes preferentemente influenciado por los vientos sinópticos del

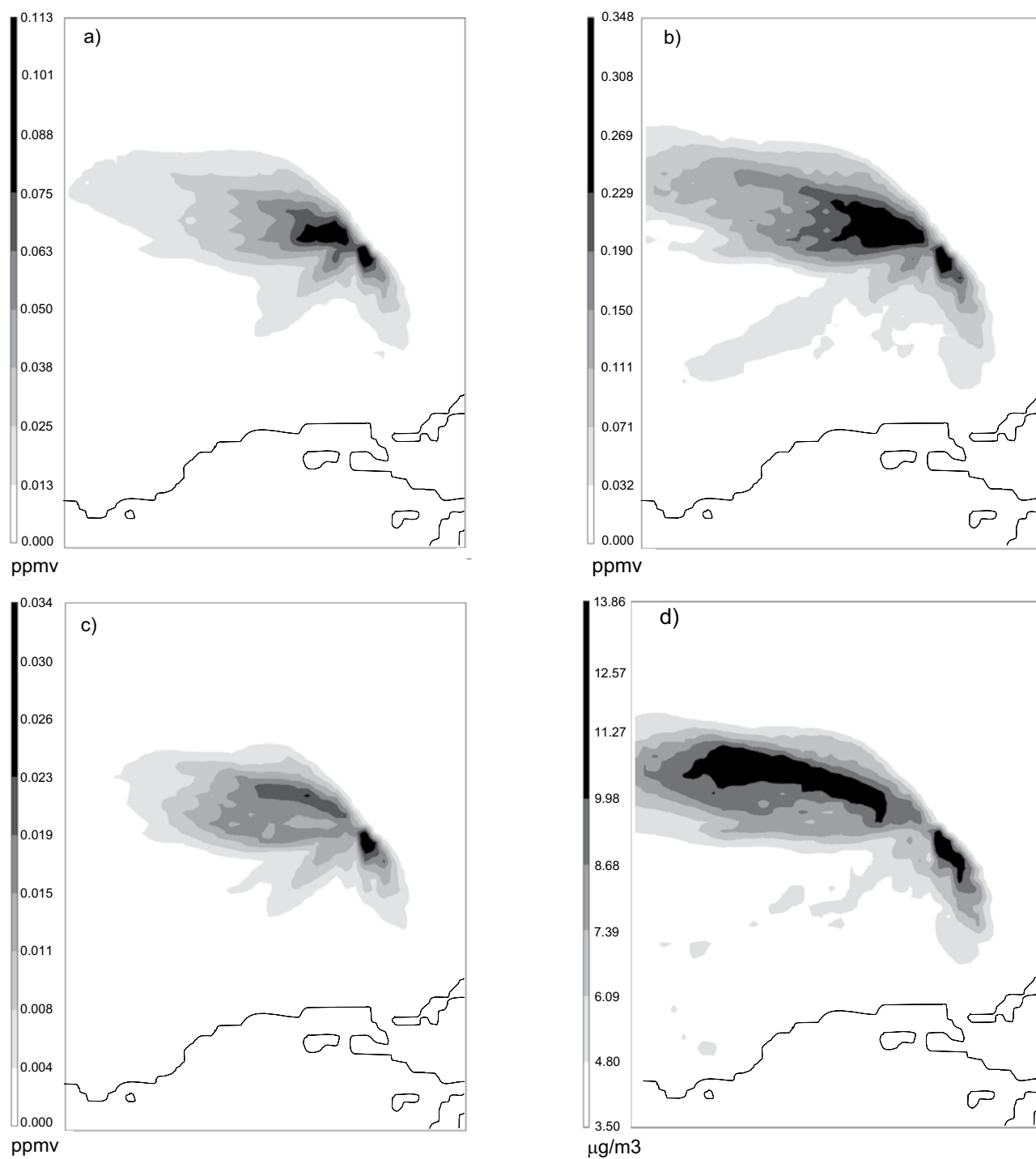


Fig. 10. Diferencia de concentraciones máximas (promedio de una hora) entre el caso base y el caso con reducción de emisiones para el período de invierno: a) SO_2 , b) CO , c) NO_2 , d) PS

este-sureste al oeste-noroeste, aunque variaciones locales contribuyen a una dispersión menor hacia zonas costeras de Campeche y Tabasco. Los episodios que reportaron las concentraciones más elevadas estuvieron caracterizados por la presencia de vientos locales a nivel de superficie con intensidades de 1 a 2 m/s. El periodo de simulación que tuvo las mayores emisiones (Invierno 2) no fue el que reportó las máximas concentraciones; pero sí, por ejemplo, tuvo seis días con concentraciones promedio de 24 horas máximas superiores a 40 ppbv, lo cual no se presentó en otros periodos. Sin embargo, en ningún día de los simulados las concentraciones máximas excedieron los límites normados. Además, en general, las concentraciones se dispersan rápidamente en la región, cayendo los valores a niveles apreciablemente bajos. El periodo en donde se observó una influencia mayor de las plumas emitidas fue Invierno 1. Las simulaciones efectuadas considerando las reducciones de emisiones reportadas por PEP en estos procesos hacia 2005 respecto a los datos de 2000 y 2001 empleados muestran una estructura de plumas de dispersión similares, pero con un porcentaje de reducción en concentraciones que oscila entre el 30 y 50 % dependiendo del contaminante. En este estudio particular no fue posible comparar los resultados de las simulaciones con mediciones reales, por lo que es conveniente realizar en un futuro campañas de monitoreo que puedan arrojar datos que puedan ser comparados con simulaciones parecidas a las reportadas en este trabajo.

REFERENCIAS

- Bravo H.A., Saavedra M.I.R., Sánchez P.A., Torres R.J. y Granada L.M.M. (2000). Chemical composition of precipitation in a Mexican Maya Region. *Atmos. Environ.* 34, 1197-1204.
- Bravo H., Soto R., Sosa R., Sánchez P., Alarcón A.L. Kahl y Ruíz J. (2006). Effect of acid rain on building material of the El Tjín archaeological zone in Veracruz, Mexico. *Environmental Pollution*, en prensa.
- Bott A. (1989). A positive definite advection scheme obtained by nonlinear renormalization of the advective fluxes. *Mon. Wea. Rev.* 117, 1006-1015.
- Carter W.P.L. (1990). A detailed mechanism for the gas-phase atmospheric reactions of organic compounds. *Atmos. Environ.* 24, 481-518.
- Davis W.T. (ed) (2000). *Air Pollution Engineering Manual*, 2a. ed., Wiley-Interscience, Nueva York, 886 p.
- DeMore W.B., Sander S.P., Goleen D.M., Hampson R.F., Kurylo M.D., Howard C.J., Ravishankara A.R., Kolb C.E. y Molina M.J. (1994). *Chemical kinetics and photochemical data for use in stratospheric modeling*. Jet Propulsion Laboratory, NASA. Evaluation Number 11, 206 p.
- Graniel Peralta M. (2002). Modelación del transporte de emisiones generadas en quemadores elevados de instalaciones petroleras en la Sonda de Campeche. Tesis de Maestría, Instituto Tecnológico y de Estudios Superiores de Monterrey, Monterrey, México, 178 p.
- Goodin W.R., McRae G.J. y Seinfeld J.H. (1979). A comparison of interpolation methods for sparse data: Application to wind and concentration fields. *J. Appl. Meteorol.* 18, 761-771.
- Goodin W.R., McRae G.J. y Seinfeld J.H. (1980). An objective analysis technique for constructing three-dimensional urban-scale wind fields. *J. Appl. Meteorol.* 19, 98-108.
- Harley R., Russell A.G., McRae G.J., Cass G.R. y Seinfeld J.H. (1993). Photochemical modeling of the Southern California Air Quality Study. *Environ. Sci. Technol.* 27, 378-388.
- Kalnay E., Kanamitsu M., Kistler R., Collins W., Deaven D., Gandin L., Iredell M., Saha S., White G., Woollen J., Zhu Y., Chelliah M., Ebisuzaki W., Higgins W., Janowiak J., Mo K.C., Ropelewski C., Wang J., Leetmaa A., Reynolds E., Jenne R. y Joseph D. (1996). The NCEP/NCAR Reanalysis 40-year Project. *Bull. Amer. Meteor. Soc.* 77, 437-471.
- Khan M. y Russell A.G. (1999). Photochemical reactivities of common solvents: comparison between urban and regional domains. *Atmos. Environ.* 33, 1085-1092.
- Kim J.Y. y Ghim Y.S. (2002). Effects of the density of meteorological observations on the diagnostic wind fields and the performance of photochemical modeling in the greater Seoul area. 36, 201-212.
- Kuebler J., Giovannoni J.-M. y Russell A.G. (1996). Eulerian modeling of photochemical pollutants over the Swiss Plateau and control strategy analysis. *Atmos. Environ.* 30, 951-966.
- McNair L.A., Harley R.A. y Russell A.G. (1996). Spatial inhomogeneity in pollutant concentrations, and their implications for air quality model evaluation. *Atmos. Environ.* 30, 4291-4301.
- McRae G.J., Goodin W. y Seinfeld J.H. (1982a). Development of a second-generation mathematical model for urban air pollution – I. Model formulation. *Atmos. Environ.* 16, 679-696.
- McRae G.J., Goodin W.R. y Seinfeld J.H. (1982b). Numerical solution of the atmospheric diffusion equation for chemically reacting flows. *J. Computat. Phys.* 45, 1-42.
- Mendoza A., García M.R., Vela P., Lozano D.F. y Allen D. (2006). Trace gases and particulate matter emissions

- from wildfires and agricultural burning in northeastern Mexico during the 2000 fires season. *J. Air & Waste Manag. Assoc.* 55, 1797-1808.
- Mendoza-Domínguez A., Wilkinson J.G., Yang Y.-J. y Russell A.G. (2000). Modeling and direct sensitivity analysis of biogenic emissions impacts on regional ozone formation in the México-U.S. Border Area. *J. Air & Waste Manag. Assoc.* 50, 21-31.
- Mendoza-Domínguez A. y Russell A.G. (2001). Estimation of emission adjustments from the application of four-dimensional data assimilation to photochemical air quality modeling. *Atmos. Environ.* 35, 2879-2894.
- Mendoza-Domínguez A. y Graniel-Peralta M. (2006). Estimación de emisiones a la atmósfera provenientes de quemadores elevados de instalaciones petroleras en la Sonda de Campeche. *Ingeniería, Investigación y Tecnología* 7, 165-173.
- NRC (1991). *Rethinking the ozone problem in urban and regional air pollution*. National Research Council. National Academy Press, Washington, 500 p.
- Odman M.T. (1998). Research on numerical transport algorithms for air quality simulation models. Office of Research and Development, United States Environmental Protection Agency, EPA/600/R-97/142. Washington, 62 p.
- Parungo F., Nagamoto C., Hoyt S. y Bravo H. (1990). The investigation of air quality and acid rain over the Gulf of Mexico. *Atmos. Environ.* 24A, 109-123.
- Peppler R.A., Bahrmann C.P., Barnard J.C., Campbell R., Cheng M.-D., Ferrare R.A., Halthore R.N., Heilman L.A., Hlavka D.L., Laulainen N.S., Lin C.-J., Ogren J.A., Poellot M.R., Remer L.A., Sassen K., Spinhirne J.D., Splitt M.E. y Turner D.D. (2000). ARM Southern Great Plains site observations of the smoke pall associated with the 1998 central american fires. *Bull. Amer. Meteorol. Soc.* 81, 2563-2691.
- Russell A.G., McCue K.F. y Cass G.R. (1988). Mathematical modeling of the formation and transport of nitrogen-containing pollutants I: Model evaluation. *Environ. Sci. Technol.* 22, 263-271.
- Russell A. y Odman M.T. (1993). Future directions in photochemical air quality modeling. *Water, Air, and Soil Pollution* 67, 181-193.
- Russell A. y Dennis R. (2000). NARSTO critical review of photochemical models and modeling. *Atmos. Environ.* 34, 2283-2324.
- Seinfeld J.H. y Pandis S.N. (1998). *Atmospheric chemistry and physics*. John Wiley & Sons, Inc. Nueva York, 1326 p.
- Villaseñor R., Magdaleno M., Quintanar A., Gallardo J.C., López M.T., Jurado R., Miranda A., Aguilar M., Melgarejo L.A., Palmerín E., Vallejo C.J. y Barchet W.R. (2003). An air quality emission inventory of offshore operations for the exploration and production of petroleum by the Mexican oil industry. *Atmos. Environ.* 37, 3713-3729.
- Vivanco M.G. y Andrade M.F. (2006). Validation of the emission inventory in the Sao Paulo Metropolitan Area of Brazil, based on ambient concentrations ratios of CO, NMOG and NO_x and on a photochemical model. *Atmos. Environ.* 40, 1189-1198.
- Young T.R. y Boris J.P. (1977). A numerical technique for solving ordinary differential equations associated with chemical kinetics of reactive flow problems. *J. Phys. Chem.* 81, 2424-2427.
- Wesely M.L. (1989). Parameterization of surface resistances to gaseous dry deposition in regional-scale numerical models. *Atmos. Environ.* 23, 1293-1304.