



**UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA
DE MÉXICO**

POSGRADO EN CIENCIAS DE LA TIERRA

**“DETERMINACIÓN DE METALES PESADOS EN LA
PRECIPITACIÓN PLUVIAL DE UNA ZONA URBANA
(CIUDAD DE MÉXICO) Y DE UNA ZONA RURAL (RANCHO
VIEJO, EDO. DE MÉXICO)”**

T E S I S

**Que presenta para obtener el grado de
Doctor en Ciencias
(Física de la Atmósfera)**

ROCÍO GARCÍA MARTÍNEZ

Director de Tesis: Mtro. en Ingeniería. ARMANDO BÁEZ PEDRAJO

México, D.F.

2007



Universidad Nacional
Autónoma de México



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

Todo el material contenido en esta tesis esta protegido por la Ley Federal del Derecho de Autor (LFDA) de los Estados Unidos Mexicanos (México).

El uso de imágenes, fragmentos de videos, y demás material que sea objeto de protección de los derechos de autor, será exclusivamente para fines educativos e informativos y deberá citar la fuente donde la obtuvo mencionando el autor o autores. Cualquier uso distinto como el lucro, reproducción, edición o modificación, será perseguido y sancionado por el respectivo titular de los Derechos de Autor.

A **Hugo y Seline** mis dos amores, por su apoyo, amor y paciencia en el desarrollo de mi vida profesional.

A mi linda y amada **Abuela**, porque cada paso firme que doy en mi largo andar, esta sustentado en el amor y tú presencia, donde quiera que estés.

A mi tía Irma, gracias por el amor que me tienes.

A mi madre, por darme la vida.

A Carmen y Alfredo por brindarme su apoyo y confianza.

A Julio Cesar, por el inmenso cariño que has demostrado tener por la vida, te queremos.

AGRADECIMIENTOS

La Universidad Nacional Autónoma de México por ser parte de su vida Académica.

Deseo manifestar mi sincero agradecimiento al Centro de Ciencias de la Atmósfera de la UNAM y en particular al Laboratorio de Química Atmosférica por el apoyo en el trabajo de campo y en el análisis químico de las muestras.

Agradezco a los miembros del jurado:

Dra. Ma Aurora Armienta Hernández
Dra. Telma G. Castro Romero
Dr. Rodolfo Sosa Echeverría
Dr. Luis G. Ruiz Suárez
Mtro. Armando Báez Pedrajo
Dr. Darrel Baumgardner Gibson
Dra. Violeta Mugica Álvarez

Por el tiempo dedicado en la revisión de esta tesis, así como por sus correcciones y sus valiosas sugerencias, las cuales contribuyeron sin duda a mejorar la calidad de este trabajo.

Al Dr. Carlos Gay, Director del Centro de Ciencias de la Atmósfera, por las facilidades brindadas en el uso de la infraestructura de esta institución.

Al Dr. Neftalí Rodríguez y Raúl Maldonado, por la asesoría técnica en el diseño del Túnel de Viento-CCA.

A los Doctores Ernesto Caetano y Agustín García, por su apoyo con el modelo MM5 y la obtención de los datos utilizados para el modelo MM5.

A la Química María del Carmen Torres Barrera y al Dr. Hugo Padilla, por su colaboración en el trabajo analítico de las muestras por cromatografía líquida

A la Dra. Telma Castro y al Dr. Darrel Baumgardner, por su paciencia y apoyo durante la realización de este trabajo.

A los Ingenieros Jorge Escalante, Manuel García y Wilfrido Gutiérrez, por su colaboración en la instalación y calibración de las partes electrónicas en el Túnel de Viento-CCA.

Al Ingeniero Alfredo Rodríguez, al Biólogo Miguel Meneses y a David Mendoza, por su colaboración en la construcción del Túnel de Viento-CCA.

A Delibes Flores y Carlos Contreras por el soporte con el equipo de cómputo y los programas utilizados.

Es importante reconocer el trabajo eficiente de Antonio Sánchez, Jaime Contreras y Arturo Méndez, personal de la Biblioteca Conjunta de Ciencias de la Tierra-UNAM, por su ayuda en la búsqueda del material bibliográfico.

A la Dirección General de Asuntos del Personal Académico de la UNAM, por apoyar este estudio.

Al M. en C. Enrique Azpra y Rodolfo Meza, por sus comentarios y material bibliográfico presentado en esta tesis.

Al Posgrado en Ciencias de la Tierra, así como, a Gloria Alva, Maria Luisa Reyes y Gustavo Mateos personal del Posgrado, por el trabajo administrativo.

A Raúl Belmont, por su ayuda en el análisis por absorción atómica.

A la Familia Ramírez, por el apoyo y amor, siendo la base más importante de mi vida.

A Calixto Cuevas, por su ayuda en el muestreo y en laboratorio.

A todos mis compañeros de trabajo, que de una u otra manera contribuyeron en la realización de esta investigación: Irene Silva, Marcos Carrillo, Don Francisco García, Martha Manjarrez y Rosa Maria Ayala.

ÍNDICE

RESUMEN	
ABSTRACT	
	PÁG.
CAPÍTULO I	
1. INTRODUCCIÓN	1
1.1. PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA	4
1.2. HIPÓTESIS	4
1.3. OBJETIVO GENERAL	5
1.3.1. OBJETIVOS ESPECÍFICOS	5
1.4. JUSTIFICACIÓN DEL TRABAJO DE INVESTIGACIÓN	6
CAPÍTULO II	
2. ANTECEDENTES	8
CAPÍTULO III	
INTERACCIÓN ENTRE NUBES Y LLUVIA	12
3.1. MECANISMOS DE FORMACIÓN DE NUBES Y LLUVIA	12
3.1.1. FORMACIÓN DE GOTAS DE NUBE POR CONDENSACIÓN	13
3.1.2. FORMACIÓN DE GOTAS DE LLUVIA POR COLISIÓN-COALESCENCIA	13
3.2. MECANISMOS DE INCORPORACIÓN DE AEROSOLAS A GOTAS DE LLUVIA	14
3.3. PROCESOS DE REMOCIÓN DE AEROSOLAS EN LA ATMÓSFERA	15
3.4. FACTORES QUE INFLUYEN EN LA COMPOSICIÓN QUÍMICA DE LA PRECIPITACIÓN PLUVIAL	17
3.5. DATOS METEOROLÓGICOS	21
3.5.1. MODELO MM5 (MODELO DE MESOESCALA DE QUINTA GENERACIÓN)	21
CAPÍTULO IV	
ASPECTOS GENERALES DE LOS METALES PESADOS	27
4.1. PROPIEDADES FÍSICAS Y QUÍMICAS DE LOS METALES PESADOS	27

	PÁG.
4.1.1. PROPIEDADES FÍSICAS	27
4.1.2. PROPIEDADES QUÍMICAS	28
4.2. FUENTES DE EMISIÓN DE LOS METALES	29
4.2.1. FUENTES ANTROPOGÉNICAS	29
4.2.2. FUENTES NATURALES	31
4.3. CARACTERIZACIÓN DE LOS METALES EN LA PRECIPITACIÓN PLUVIAL	32
4.4. BIODISPONIBILIDAD DE LOS METALES PESADOS	33
CAPÍTULO V	
MÉTODO EXPERIMENTAL	35
5.1. DISEÑO DEL MUESTREO	35
5.2. SITIOS DE MUESTREO	36
5.3. TÉCNICAS DE MUESTREO	37
5.3.1. INSTRUMENTAL	37
5.4. DISEÑO Y CONSTRUCCIÓN DE UN TÚNEL DE VIENTO EN EL CENTRO DE CIENCIAS DE LA ATMÓSFERA EN LA UNAM (CCA)	41
5.5. PREPARACIÓN DE MUESTRAS PARA EL ANALISIS QUÍMICO	42
5.5.1. METALES PESADOS	42
5.5.2. IONES INORGÁNICOS	44
5.5.3. MÉTODO ANALÍTICO	47
5.5.3.1. TÉCNICAS USADAS PARA LA DETERMINACIÓN DE METALES PESADOS	47
5.5.4. ANÁLISIS QUÍMICO	48
5.5.4.1. METALES PESADOS	48
5.5.4.2. ANÁLISIS DE PARTÍCULAS	49
5.5.4.3. IONES INORGÁNICOS	49
5.6. VALIDACIÓN DEL MÉTODO	50
5.6.1. ASEGURAMIENTO DE CALIDAD	50
5.6.2. ESTIMACIÓN DE LA INCERTIDUMBRE	55

	PÁG.
5.6.3. PRUEBAS DE CARACTERIZACIÓN DEL TÚNEL DE VIENTO-CCA	57
CAPÍTULO VI	
RESULTADOS	61
6.1. DETERMINACIÓN DE LA DEPOSICIÓN DE METALES PESADOS	62
6.2. CÁLCULO DE LOS FACTORES DE ENRIQUECIMIENTO	64
6.3. ACIDEZ DE LA LLUVIA	68
6.4. ANÁLISIS ESTADÍSTICO	71
6.4.1. PRUEBA NO PARAMÉTRICA DE MANN-WHITNEY	71
6.4.1.1. METALES PESADOS	71
6.4.1.2. IONES INORGÁNICOS	73
6.4. COEFICIENTES DE CORRELACIÓN Rho SPEARMAN	76
6.4.3. ANÁLISIS MULTIVARIABLE	80
6.4.3.1. ANÁLISIS DE CLUSTERS (AC)	80
6.6.2. ANÁLISIS DE COMPONENTES PRINCIPALES (ACP)	82
6.5. TÚNEL DE VIENTO-CCA, DEPOSICIÓN SECA	86
6.5.1. CONTADOR ÓPTICO PORTÁTIL DE PARTÍCULAS (COP)	87
6.6. DATOS METEOROLÓGICOS	90
6.6.1. MODELO MM5	92
6.2.2. MODELO HYSPLIT	92
CAPÍTULO VII	
EVALUACIÓN DE LOS DE RESULTADOS	93
7.1. DETERMINACIÓN DE LA DEPOSICIÓN DE METALES PESADOS	93
7.2. CÁLCULO DE LOS FACTORES DE ENRIQUECIMIENTO	94
7.3. ACIDEZ DE LA LLUVIA	95
7.4. ANÁLISIS ESTADÍSTICO	95
7.4.1. PRUEBA NO PARAMÉTRICA DE MANN-WHITNEY	95
7.4.1.1. METALES PESADOS	96
7.4.1.2. IONES INÓRGANICOS	97
7.4.2. COEFICIENTES DE CORRELACIÓN Rho SPEARMAN	98

	PÁG.
7.4.3. ANÁLISIS MULTIVARIABLE	100
7.4.3.1. ANÁLISIS DE CLUSTERS (AC)	100
7.4.4. ANÁLISIS DE COMPONENTES PRINCIPALES (ACP)	101
7.5. TÚNEL DE VIENTO-CCA, DEPOSICIÓN SECA	103
7.5.1. CONTADOR ÓPTICO PORTÁTIL DE PARTÍCULAS (COP)	103
7.6. DATOS METEOROLÓGICOS	104
7.6.1. MODELO MM5	104
7.6.2. MODELO HYSPLIT	106
CAPÍTULO VIII	
CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES	108
BIBLIOGRAFÍA	112
ANEXO I: RESULTADOS ESPECÍFICOS PARA CADA UNA DE LAS MUESTRAS COLECTADAS EN LOS DISTINTOS SITIOS DE MUESTREO	125
ANEXO II: MAPAS DE TRAYECTORIAS	152
ARTÍCULO	179
Measurement of chemical elements in rain from Rancho Viejo, a rural wooded area in the State of Mexico, Mexico. 2006. García, R., Torres, Ma. Del C., Padilla, H., Belmont, R., Azpra, E., Arcega-Cabrera, M., Báez, A. Atmospheric Environment. 40 (32): 6088-6100.	

LISTA DE TABLAS

PÁG.

CAPÍTULO IV

ASPECTOS GENERALES DE LOS METALES PESADOS

Tabla 4.1. Emisiones de contaminantes atmosféricos en los Estados Unidos 30

Tabla 4.2. Emisiones estimadas de metales generadas por fuentes naturales 31

CAPÍTULO V

Tabla 5.1. Características de los métodos de análisis para la determinación de metales pesados 48

Tabla 5.2. Linealidad del Sistema 52

Tabla 5.3. Curva de calibración de Aluminio para determinar el límite de detección (LOD) 53

Tabla 5.4. Medición de velocidad (ms^{-1}) contra voltaje (mV) 59

CAPÍTULO VI

Tabla 6.1. Deposición de metales pesados en mg m^{-2} periodo⁻¹ colectados en CU-ZMCM, en el periodo 2003-2004 63

Tabla 6.2. Deposición de metales pesados en mg m^{-2} periodo⁻¹ colectados en RV en el periodo 2003-2004 64

Tabla 6.3. Factores de enriquecimientos calculados para CU-ZMCM y RV, (2003-2004), tomando como base las CPP-T. 66

Tabla 6.4. Prueba de *Mann Whitney* (Valores de Z) 71

Tabla 6.5. Concentración promedio ponderada (CPP), desviación estándar de la concentración promedio ponderada (DE-CPP), mínimo (Min) y máximo (Máx) en $\mu\text{g L}^{-1}$ de metales, en agua de lluvia colectadas en CU-ZMCM, durante 2003-2004 72

Tabla 6.6. Concentración promedio ponderada (CPP), desviación estándar de la concentración promedio ponderada (DE-CPP), mínimo (Min) y máximo (Máx) en $\mu\text{g L}^{-1}$ de metales, en agua de lluvia colectadas en RV, durante 2003-2004 73

	PÁG.
Tabla 6.7a. Concentración promedio ponderada (CPP), desviación estándar de la concentración promedio ponderada (DE-CPP), mínimo (Min) y máximo (Máx) en $\mu\text{eq L}^{-1}$ de iones en agua de lluvia colectada en CU-ZMCM, durante 2003-2004	74
Tabla 6.7b. Concentración promedio ponderada (CPP), desviación estándar de la concentración promedio ponderada (DE-CPP), mínimo (Min) y máximo (Máx) en mg L^{-1} de iones en agua de lluvia colectada en CU-ZMCM, durante 2003-2004	74
Tabla 6.8a. Concentración promedio ponderada (CPP), desviación estándar de la concentración promedio ponderada (DE-CPP), mínimo (Min) y máximo (Máx) en $\mu\text{eq L}^{-1}$ de iones en agua de lluvia colectadas en Rancho Viejo, durante 2003-2004	75
Tabla 6.8b. Concentración promedio ponderada (CPP), desviación estándar de la concentración promedio ponderada (DE-CPP), mínimo (Min) y máximo (Máx) en mg L^{-1} de iones en agua de lluvia colectadas en Rancho Viejo, durante 2003-2004	75
Tabla 6.9. Análisis de correlación de Rho Spearman entre metales de la fracción insoluble y iones inorgánicos de la fracción soluble determinados en lluvia en CU-ZMCM, 2003-2004	77
Tabla 6.10. Análisis de correlación de Rho Spearman entre metales de la fracción insoluble y iones inorgánicos de la fracción soluble determinados en lluvia en Rancho Viejo, 2003-2004	78
Tabla 6.11. Análisis de correlación de Rho Spearman entre metales de la fracción insoluble, determinados en lluvia, en CU-ZMCM, 2003-2004.	79
Tabla 6.12. Análisis de correlación de Rho Spearman entre metales de en la fracción insoluble, determinados en lluvia, en Rancho Viejo, 2003-2004	79
Tabla 6.13. Análisis de factores para metales (fracción insoluble), determinados en lluvia en CU-ZMCM, 2003-2004	83
Tabla 6.14. Análisis de factores para metales (fracción insoluble), determinados en lluvia en RV, 2003-2004	85
 ANEXO I: RESULTADOS ESPECÍFICOS PARA CADA UNA DE LAS MUESTRAS COLECTADAS EN LOS DISTINTOS SITIOS DE MUESTREO	
Tabla A.1.1. Resultados obtenidos de iones inorgánicos ($\mu\text{e/L}$) y metales pesados ($\mu\text{g/L}$) en muestras de lluvia colectada en CU-ZMCM en el 2003	126

	PÁG.
Tabla A.1.2. Resultados obtenidos de iones inorgánicos ($\mu\text{e/L}$) y metales pesados ($\mu\text{g/L}$) en muestras de lluvia colectada en Rancho Viejo, Edo. de México en el 2003	134
Tabla A.1.3. Resultados obtenidos de iones inorgánicos ($\mu\text{e/L}$) y metales pesados ($\mu\text{g/L}$) en muestras de lluvia colectada en CU-ZMCM en el 2004	138
Tabla A.1.4. Resultados obtenidos de iones inorgánicos ($\mu\text{e/L}$) y metales pesados ($\mu\text{g/L}$) en muestras de lluvia colectada en Rancho Viejo, Edo. de México en el 2004	146
Tabla A.1.5 Comparación de los valores de concentración CPP ($\mu\text{g L}^{-1}$) de metales pesados determinados en la precipitación pluvial con los registrados en otras ciudades del mundo (áreas urbanas)	150
Tabla A.1.6 Comparación de los valores de concentración CPP ($\mu\text{g L}^{-1}$) de metales pesados determinados en la precipitación pluvial con los registrados en otras regiones rurales del mundo	150
Tabla A.1.7 Comparación de los valores de concentración CPP ($\mu\text{eq L}^{-1}$) de iones inorgánicos determinados en la precipitación pluvial con los registrados en otras ciudades del mundo (áreas urbanas)	151
Tabla A.1.8 Comparación de los valores de concentración CPP ($\mu\text{eq L}^{-1}$) de metales iones inorgánicos determinados en la precipitación pluvial con los registrados en otras regiones rurales del mundo	151

LISTA DE FIGURAS

	PÁG.
CAPÍTULO V: MÉTODO EXPERIMENTAL	
Figura 5.1. Rancho Viejo, Edo, México y la Zona Metropolitana de la Ciudad de México	37
Figura 5.2. Colector de lluvia automático Andersen, General Metal Works, Inc. en CU-ZMCM	38
Figura 5.3. Diagrama del colector de lluvia en Rancho Viejo	40
Figura 5.4. Diseño del Túnel de Viento-CCA	41
Figura 5.5. Construcción del Túnel de Viento Abierto en el Centro de Ciencias de la Atmósfera-UNAM	42
Figura 5.6. Sistema de digestión por microondas marca CEM, modelo MARS 5	44
Figura 5.7. Pruebas de caracterización del Túnel de viento-CCA, Velocidad (ms^{-1}) contra voltaje (mV)	58
Figura 5.8. Velocidad (ms^{-1}) contra voltaje (mV)	60
CAPÍTULO VI	
Figura 6.1. Factores de Enriquecimiento calculados para metales determinados en precipitación pluvial (CPP-T) para CU-ZMCM y Rancho Viejo (2003-2004)	67
Figura 6.2. Factores de Enriquecimiento calculados para los iones determinados en precipitación pluvial para CU-ZMCM y Rancho Viejo (2003-2004)	67
Figura 6.3. El 30.54% de la acidez en CU-ZMCM se explica en base al H_2SO_4	68
Figura 6.4. El 22.69% de la acidez en CU-ZMCM se explica en base al HNO_3	69
Figura 6.5. El 37.43% de la acidez en Rancho Viejo se explica en base al H_2SO_4	70
Figura 6.6. El 12.53% de la acidez en Rancho viejo se explica en base al HNO_3	70

	PÁG.
Figura 6.7. Análisis de agrupamiento por el método de Ward's y correlación de 1-Pearson r, para la CU-ZMCM, 2003-2004	81
Figura 6.8. Análisis de agrupamiento por el método de Ward's y correlación de 1-Pearson r, para RV, 2003-2004	82
Figura 6.9. Plano canónico (Fracción insoluble) en CU-ZMCM	84
Figura 6.10. Plano canónico (Fracción soluble) en CU-ZMCM	84
Figura 6.11. Plano canónico (Fracción insoluble) en RV	86
Figura 6.12. Plano canónico (Fracción soluble) en RV	86
Figura 6.13. Velocidad de deposición en el túnel de viento-CCA	87
Figura 6.14a. Medición de la concentración ($\text{cm}^{-3} \mu\text{m}^{-1}$), con el equipo COP, en función del tamaño de partículas	89
Figura 6.14b. Medición de la volumen ($\mu\text{m}^{-3} \text{cm}^{-3} \mu\text{m}^{-1}$), con el equipo COP, en función del tamaño de partículas	89
Figura 6.14c. Medición de la concentración ($\text{cm}^{-3} \mu\text{m}^{-1}$), con el equipo COP, en función del tamaño de partículas	89
Figura 6.14d. Medición de la volumen ($\mu\text{m}^{-3} \text{cm}^{-3} \mu\text{m}^{-1}$), con el equipo COP, en función del tamaño de partículas	89
Figura 6.15. Climatología de la precipitación en CU-ZMCM y Rancho Viejo	91
 ANEXO II: MAPAS DE TRAYECTORIAS	
Figura A.2.1. Mapas de trayectorias de las masas de aire CU-ZMCM, 2003 a 500 mb	153
Figura A.2.2. Mapas de trayectorias de las masas de aire CU-ZMCM, 2004 a 500 mb	156
Figura A.2.3. Mapas de trayectorias de las masas de aire Rancho VIEJO, 2003 a 500 mb	159
Figura A.2.4. Mapas de trayectorias de las masas de aire RANCHO VIEJO, 2004 a 500 mb	163
Figura A.2.5. Mapas de trayectorias de las masas de aire para CU-ZMCM, 2003	166

	PÁG.
Figura A.2.6. Mapas de trayectorias de las masas de aire de CU-ZMCM, 2004	169
Figura A.2.7. Mapas de trayectorias de las masas de aire RANCHO VIEJO, 2003	172
Figura A.2.8. Mapas de trayectorias de las masas de aire RANCHO VIEJO, 2004	176

RESUMEN

En las grandes urbes, la industrialización y el crecimiento poblacional tiene efectos adversos sobre la composición química de la precipitación pluvial, de modo, que el estudio de la química de la lluvia en zonas contaminadas, es una herramienta útil para estimar el grado de deterioro existente en una región determinada. Sin embargo, para poder determinar el impacto de fuentes antropogénicas y naturales sobre la composición química del agua de lluvia en una región rural específica, es necesario conocer las características de la precipitación en estos sitios. Así mismo, con la ayuda de parámetros meteorológicos, el estudio de la composición química de la precipitación en áreas urbanas, rurales y remotas permite la identificación de importantes fuentes de contaminación y un entendimiento de los procesos de transformación química, transporte, advección, sedimentación, etc.

De ahí la importancia de este trabajo, que permitió estudiar por primera vez la composición química de la fracción soluble e insoluble del agua de lluvia en una zona urbana que fue Ciudad Universitaria en la Zona Metropolitana de la Ciudad de México (CU-ZMCM) y una zona rural que fue Rancho Viejo en el Estado de México (RV) y la contribución de la deposición seca, después de un evento de lluvia en un Túnel de Viento Abierto.

El objetivo general de este trabajo fue cuantificar los metales pesados (Al, Cd, Cr, Fe, Mn, Ni, Pb y V) en la precipitación pluvial, fracción soluble e insoluble y la determinación de iones inorgánicos (SO_4^{2-} , NO_3^- , Cl^- , Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+ , NH_4^+ y H^+) en la fracción soluble, en la precipitación pluvial colectada en Ciudad Universitaria en la Zona Metropolitana de la Ciudad de México y Rancho Viejo, Edo. de México, durante el período de lluvias 2003-2004. Los metales pesados se analizaron por Espectrofotometría de Absorción Atómica (E.A.A) y las especies iónicas se analizaron por Cromatografía Líquida de Alta Resolución (HPLC).

El análisis estadístico se realizó empleando la prueba no paramétrica de “*Mann Whitney*” para estimar si existe diferencia significativa entre las concentraciones de la fracción soluble e insoluble de los metales pesados analizados. Estas pruebas demostraron que hubo diferencia significativa entre los dos sitios de muestreo. Los valores de concentración promedio ponderado (CPP) en general, fueron mayores para Al, que presentó las más altas concentraciones en la fracción insoluble, seguido por Fe, Mn, Pb, Ni, V, Cr y Cd. En la fracción soluble, las concentraciones de metales traza disminuyen en el orden de Fe, Al, Mn, V, Pb, Ni, Cd y Cr. En la fracción soluble, los iones SO_4^{2-} , NO_3^- presentaron las más altas concentraciones (CPP), seguido por NH_4^+ , Na^+ , Cl^- , Ca^{2+} , Mg^{2+} y K^+ . El análisis de correlación de Rho Spearman, nos permitió deducir que la acidez está dada por los iones NO_3^- y SO_4^{2-} y la basicidad por el ión NH_4^+ . Los factores de enriquecimiento (FEc) calculados, mostraron que el Cd, Cr, Mn, Pb y V, tienden a estar más enriquecidos en CU-ZMCM que en RV, mientras que Ni está más enriquecido en RV que en CU-ZMCM. Los FEc altos, sugirieron que en general, los metales traza tuvieron un origen antropogénico.

Se utilizó el Modelo de Mesoescala de quinta generación (MM5) y el modelo HYSPLIT, para el cálculo de las trayectorias de retroceso a las 19 (Z) 13:00 Hora Local (HL), para ambos sitios, con el propósito de determinar el probable origen de una parcela de aire en particular y poder tener una visión aproximada de la influencia de las emisiones, en diferentes momentos del día, en los dos años de muestreo. Los valores de CPP para los metales traza fueron mayores cuando las trayectorias de las masas de aire indicaban un posible origen en el sur-sureste en CU-ZMCM. Para Rancho Viejo, los valores de CPP, mostraron concentraciones mayores de metales traza, cuando las trayectorias de las masas de aire indicaban un posible origen desde el noreste a suroeste.

Se diseñó y construyó un Túnel de Viento Abierto con el objeto de asociar la relación entre la química de la precipitación pluvial y las partículas. Se realizaron las pruebas de deposición seca, a diferentes velocidades (5, 10, 15 y 20 ms^{-1}). Cabe señalar que en general, los valores máximos de concentración de metales traza se centraron a una

velocidad de 15 ms^{-1} , (2.54, 2.39, 51.85, 4.5, 23.0 y $9.43 \mu\text{g L}^{-1}$), que corresponden a Cd, Cr, Mn, Ni, Pb y V, respectivamente. Se observó que conforme se incrementó la velocidad, la concentración de los metales disminuyó.

Con los resultados obtenidos se concluyó que la contribución de ácidos fuertes a la acidez del agua de lluvia, así como, las concentraciones de metales pesados determinados en la fracción soluble e insoluble, varían significativamente de un sitio a otro, debido a la contribución de fuentes antropogénicas, lo cual se confirma con los mapas de trayectorias trazados.

Por otra parte tanto en CU-ZMCM como en RV, es evidente la importancia del proceso “**rain-out**” de partículas alcalinas y metales pesados, ya que al inicio de la temporada de lluvias el pH es más ácido y conforme la temporada de lluvia avanza, el proceso “**wash-out**” de partículas alcalinas como Ca^{2+} y NH_4^+ , contribuyen a neutralizar la acidez del agua de lluvia; incrementando la remoción de metales pesados.

ABSTRACT

In the large cities, industrialization and population growth have adverse effects on the chemical composition of the rain precipitation, the study of the rain chemistry in contaminated zones is an useful tool, because, is important to consider the degree environment deterioration of pollute regions, besides permitting to determine the impact of anthropogenic and natural sources on the chemical composition of rain. With the aid of meteorological parameters, the studies of the chemical composition of the precipitation in urban, rural and remote areas allows the identification of important sources of contaminants and understand the processes of chemical transformation, transports, advection, sedimentation, of these pollutants.

This work, is aimed to study for the first time the chemical composition of the soluble and insoluble fraction of the rainwater in an urban area that was Mexico City, the rain collected was set up at the Centro de Ciencias de la Atmósfera of the Universidad Nacional Autonoma de México (UNAM) and Rancho Viejo a rural forest region in the Mexico State the second colleted was located. The contribution of the dry deposition, after a rain event was mind in a Wind Tunnel.

In this studied the heavy metals (Al, Cd, Cr, Fe, Mn, Ni, Pb and V), were analyzed in the rainwater, in both soluble and insoluble fractions, and in the soluble fractions the inorganic ions (SO_4^{2-} , NO_3^- , Cl^- , Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+ , NH_4^+ and H^+), were determinate.

The heavy metals were analyzed by atomic absorption spectroscopy with a graphite furnace accessory and for ion analysis a Perkin Elmer liquid chromatograph was used.

The statistical analysis was made using the nonparametric test of "Mann Whitney" to know if significant differences between the concentrations of the soluble and insoluble fraction of analyzed heavy metals exists. These tests demonstrated that there was significant difference between both sampling sites. The average of weighed (CPP)

concentrations of Al were highest of all followed by Fe, Mn, Pb, Ni, V, Cr and Cd. In both fractions, soluble and insoluble. With respect to ions SO_4^{2-} , NO_3^- they presented the highest concentrations (CPP), followed by NH_4^+ , Na^+ , Cl^- , Ca^{2+} , Mg^{2+} and K^+ . The Rho Spearman correlation analysis, allowed to found that the acidity was giving by SO_4^{2-} and NO_3^- and the most important neutralizing ion was NH_4^+ . The calculated enrichment factors (FEc), showed that the Cd, Cr, Mn, Pb and V, were more enriched in CU-ZMCM than in RV. The high FEc values suggested that the metals had an anthropogenic origin. The deposition for each analyzed metal was determined, in both periods of rain.

The Model of Mesoscala of fifth generation (MM5) and model HYSPLIT were used, for the calculation of back trajectories at 19(Z) 13:00 local time, for both sites, in order to determine the probable origin of an air parcel and to have an approximated idea of the influence of the emissions, at different times of the day, this models were applied during both years. The values of CPP for metals were higher when the trajectories of the air masses indicated origin from the south-southeastern in CU-ZMCM. In Rancho Viejo the values of CPP, showed greater metal concentrations, when the trajectories of the air masses indicated a possible origin from the northeast to southwest.

CAPÍTULO I

INTRODUCCIÓN

El estudio de la composición química de la precipitación pluvial es necesario para comprender la incorporación de contaminantes del aire a la lluvia. En las grandes ciudades, la industrialización y la alta densidad de población tienen un efecto adverso sobre la química de la precipitación (Nriagu, 1996; Padilla, 1989). La precipitación pluvial ha sido objeto de diversas investigaciones, sin embargo la asociación de los gases y aerosoles ha sido virtualmente ignorado (Haygarth y Jones, 1992).

Aproximadamente 9 iones inorgánicos (SO_4^{2-} , NO_3^- , Cl^- , NH_4^+ , Na^+ , K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} y HCO_3^-), se encuentran presentes en concentraciones lo suficientemente altas como para ser considerados los principales componentes de la lluvia, siendo monitoreados alrededor del mundo por las diferentes redes de monitoreo de la química de la precipitación pluvial: Programa Nacional de Depósito Atmosférico, EUA (NADP), Red de Monitoreo de Lluvia ácida del Japón, Japón (JARMIN), Red de Monitoreo de la Precipitación Coleson Cove, Canada (CCPMN), Red de Monitoreo de Precipitación de New Brunswick, Canada (ENBPMN), Red de Precipitación y de Aire Canadiense, Canada (CAPMoN) y Red de Monitoreo de Depósito Ácido en el Este de Asia, Asia (ADMNEA).

Investigaciones realizadas por Keeler y colaboradores (1995), muestran que existen determinados metales traza asociados a las partículas en la precipitación pluvial. La influencia que la lluvia tiene en la concentración de partículas, se hace evidente al compararla entre los meses en que hay mayor precipitación pluvial y aquellos en los que ésta disminuye o no se presenta, ya que actúa como depuradora de las partículas en la atmósfera (Finlayson-Pitts y Pitts, 1986). El contenido de agua en el aerosol, depende de la composición de la partícula y de la humedad relativa, de tal forma que especies iónicas como SO_4^{2-} , NO_3^- , Cl^- , etc., aumentan tanto la masa como el diámetro promedio del aerosol, debido a sus propiedades higroscópicas (Kourtrakis *et al.*, 1989;

McMurry *et al.*,1996). La composición química de las partículas está constituida principalmente por SO_4^{2-} , NO_3^- , Cl^- , NH_4^+ , Ca^{2+} y Mg^{2+} , ácidos, metales y carbón elemental y orgánico (Jhon *et al.*, 1990).

Los iones inorgánicos y los metales pesados contenidos en la precipitación pluvial, constituyen una herramienta muy útil para estimar el grado de contaminación existente en una región determinada, es indudable que la presencia de metales pesados en la precipitación pluvial amerita una investigación profunda y detallada que permita identificar las fuentes y los mecanismos de incorporación de éstos a la lluvia.

Entre los metales pesados más comúnmente encontrados están Al, As, Cd, Cr, Cu, Fe, Hg, Ni, Pb y Zn. Algunos de ellos como el Cu y el Zn son elementos esenciales para el organismo y su deficiencia puede provocar problemas en la salud, mientras que si se encuentran en exceso, implican riesgos de toxicidad (Barrie *et al.*, 1987).

Los metales son constituyentes típicos de la corteza terrestre, forman parte de los minerales que conforman las rocas, arenas y arcillas, a su vez integrantes del suelo del fondo de los océanos. Se encuentran también en los cuerpos de agua natural, como océanos, ríos, lagunas y arroyos.

En los últimos años se ha reportado que las emisiones de metales pesados a la atmósfera de origen antropogénico provienen de procesos industriales, de la combustión de combustibles que contienen Al, Cd, Cr, Cu, Fe, Pb y Zn, los cuales pueden estar en forma de partículas muy finas y en ocasiones se presentan en forma gaseosa (Cd y Pb). La presencia de metales pesados en partículas atmosféricas está asociada principalmente a la fracción inorgánica, siendo las fuentes naturales de emisión de aerosoles las que contienen trazas de metales, entre las que se incluyen el polvo terrestre, el aerosol marino, las emisiones volcánicas, los incendios forestales.

En la Zona Metropolitana del Ciudad de México (ZMCM) se han realizado diversos estudios relacionados con la presencia de metales pesados en partículas \leq a 10 μm

(Cicero-Fernández, P. 1992; Miranda *et al.*, 1994; Flores *et al.*, 1999; Vega *et al.*, 2001; Díaz *et al.*, 2002; Mugica *et al.*, 2002; Castro *et al.*, 2003), los trabajos contemplan entre otras cosas, el estudio de las modificaciones creadas al clima por efecto de la urbanización. Una proporción cada vez mayor de la población, vive en áreas urbanas, por lo que la presencia de nuevos edificios modifica la circulación del aire, reduciendo la velocidad del viento en la superficie (atmósfera en calma), lo que incrementa la presencia y permanencia de metales pesados en zonas urbanas (Adriano, 1992; Chester *et al.*, 1997; Halstead *et al.*, 2000). La determinación de metales en diferentes ambientes urbanos y rurales, es necesaria para entender su transporte, distribución espacial y temporal en la composición química de la precipitación pluvial. El transporte atmosférico y la deposición húmeda, son procesos importantes en el ciclo global de los metales traza y las características químicas de estos metales, permiten relacionarlos con sus fuentes de emisión. En general, los metales pesados están disueltos en la precipitación pluvial y por consiguiente, puede investigarse el efecto de la deposición en la vegetación y el suelo.

La remoción de un contaminante de la atmósfera puede ocurrir por precipitación (deposición húmeda) o por deposición seca (Duce *et al.*, 1983); la deposición húmeda tiene lugar en forma intermitente, mientras que la deposición seca es continua. En la precipitación húmeda, los gases y partículas son transportados hacia la superficie por gotas de agua, donde colisionan, son absorbidos o experimentan reacciones químicas en fase acuosa (Seinfeld J.H, y Pandis 1998; Stockwell *et al.*, 1995). Las reacciones en fase acuosa juegan un papel importante en la formación de ácidos en la atmósfera, el principal proceso que contribuye a la deposición de especies ácidas es la precipitación pluvial (deposición húmeda). Duce y Hoffman, (1976) concluyeron que la remoción de partículas por lluvia es aproximadamente dos veces más grande que la deposición seca.

Por lo anterior y debido a la importancia que tiene la deposición seca, en el presente estudio, se diseñó y construyó un Túnel de Viento, con el propósito de conocer la contribución de ésta en la composición química de la precipitación pluvial.

1.1. PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA

En México a la fecha, no se ha llevado a cabo un estudio que evalúe la concentración de iones inorgánicos y metales pesados en la composición química de la lluvia en la fracción soluble e insoluble, simultáneamente. El estudio de metales pesados, en cuanto a su concentración, características químicas, físicas y su probable mecanismo de incorporación en la lluvia, permite crear un marco de referencia para prevenir, controlar y reducir la contaminación atmosférica, provocada por los metales que afectan directamente la salud del ser humano.

Con base a los antecedentes referidos, es evidente que no se cuenta con un registro de datos de las concentraciones de estos metales traza, en la precipitación pluvial en zonas rurales con poca influencia antropogénica y en donde las fuentes naturales predominan por la existencia de vegetación abundante, como es el caso de Rancho Viejo, Edo. de México.

En el presente trabajo se determinaron concentraciones de metales pesados en una zona urbana (Ciudad Universitaria-Zona Metropolitana de la Ciudad de México) y una zona rural (Rancho Viejo Edo. de México), así como la influencia de la contaminación atmosférica, por posible transporte sobre la composición química de la lluvia.

1.2. HIPÓTESIS

Desde el punto de vista de la concentración de los contaminantes en la atmósfera, la lluvia ha sido poco considerada en los estudios ambientales, a pesar de ser una fuente importante de arrastre de contaminantes a otras zonas, en donde no precisamente estos tienen su origen, ya que en la lluvia, se incorporan y acumulan continuamente contaminantes de origen antropogénico y natural, que pueden ser disueltos fácilmente. Por lo tanto, la composición química de la precipitación pluvial, depende también en gran medida, de las condiciones atmosféricas de los sitios en donde es colectada para su estudio.

El presente trabajo plantea las siguientes hipótesis:

- Las concentraciones de metales pesados presentes en lluvia colectada en Ciudad Universitaria-Zona Metropolitana de la Ciudad de México y Rancho Viejo, Edo. de México, presentan variaciones significativas en la fracción soluble e insoluble, a lo largo del periodo de muestreo.
- La diferencia en las concentraciones de metales pesados, se debe al transporte de contaminación por efecto del viento desde una zona urbana hacia una rural, como consecuencia de las condiciones atmosféricas preexistentes.
- La variación en la composición química de la precipitación pluvial es consecuencia del efecto directo e indirecto de las partículas atmosféricas.
- Las diferencias en la concentración de metales pesados determinados dependerá de la distribución de las partículas existentes en una zona, por la presencia de fuentes naturales y antropogénicas.

1.3. OBJETIVO GENERAL

Cuantificar los metales pesados en la precipitación pluvial (fracción soluble e insoluble) y determinar los iones inorgánicos y en la fracción soluble, en una zona urbana y una rural de México.

1.3.1. OBJETIVOS ESPECÍFICOS

1.- Evaluar si existe variación mensual y anual en las concentraciones de los metales pesados, determinados en la precipitación pluvial (Al, Cd, Cr, Fe, Mn, Ni, Pb y V), fracción soluble e insoluble, en los periodos de lluvia (2003-2004), entre los dos sitios.

2.- Conocer la variación en la concentración de iones inorgánicos y metales pesados y comparar su probable correlación entre ellos, en los dos sitios.

3.- Determinar los factores de enriquecimiento, para estimar el probable origen de los metales pesados.

4.- Conocer el efecto del viento sobre la remoción de partículas que puedan contribuir a la concentración de metales pesados que estén suspendidas en las gotas de lluvia.

5.- Realizar las pruebas de deposición seca a diferentes velocidades (5, 10, 15 y 20 m/s), dentro del túnel de viento, con el colector de lluvia automático para cada velocidad; este flujo deberá ser constante por un intervalo mínimo de 1 hora.

1.4. JUSTIFICACIÓN DEL TRABAJO

En México, la contaminación atmosférica es un problema agudo y complejo, que ha crecido considerablemente en los últimos cincuenta años, especialmente en la Ciudad de México, cuyos altos índices de contaminación son conocidos, por lo tanto, resulta necesario estudiar cómo la contaminación atmosférica afecta la composición química de la precipitación pluvial (precipitación húmeda).

En la actualidad, se piensa, cada vez con mayor frecuencia, que el deterioro de los ecosistemas terrestres y acuáticos en zonas contaminadas, se debe a una combinación de los altos niveles de contaminación en el aire y en la precipitación pluvial (Nriagu J.O. y Pacyna, 1988).

La mayoría de las investigaciones realizadas que ingresan a la base de datos de la red mundial de la química de la precipitación pluvial, mencionan que los niveles de iones inorgánicos son analizados en el agua de lluvia. Debido a que estos iones son los que se encuentran en mayor concentración y su análisis químico permite calcular el balance iónico, el cual que es un método de control de calidad.

Por tanto, la importancia de estudiar los metales pesados en la precipitación pluvial en una zona urbana y una zona rural en nuestro país, se debe a que no existen estudios previos al respecto. Además de que con este trabajo, se asentarán las bases para la planeación de futuros proyectos de investigación.

CAPÍTULO II

ANTECEDENTES

La contaminación atmosférica se define como la presencia en el aire de toda materia o energía en cualesquiera de sus estados físicos y formas, que al incorporarse o actuar en la atmósfera, altere o modifique su composición y condición natural (INE, SEMARNAT, 2000). De acuerdo con las leyes físicas, la contaminación se puede asimilar, transformar o eliminar, de tal modo que los sistemas permanecen en equilibrio. Sin embargo, en muchos casos las emisiones de grandes cantidades de sustancias a la atmósfera han rebasado la capacidad de equilibrio de este sistema, ocasionando con ello la alteración del ambiente natural (Kathryn *et al.*, 2004).

La contaminación del aire ha sido uno de los retos ambientales más serios que han enfrentado los habitantes de la ZMCM, conocida como una de las áreas metropolitanas más grandes del mundo y una de las metrópolis más pobladas, alberga aproximadamente la quinta parte de la población nacional, lo que equivale a más de 20 millones de habitantes. A partir de la segunda parte del siglo XX, se vieron reflejadas características de deterioro ambiental. Los primeros indicios del problema fueron identificados por investigadores universitarios, a principios de la década de los sesenta. En ese entonces y en la década de los setenta, se realizaron algunos esfuerzos aislados para medir los niveles de contaminación y se crearon las primeras instituciones y leyes ambientales del país. A partir de 1986, se inició el registro sistemático de los niveles de contaminación, con la instalación de la Red Automática de Monitoreo Atmosférico. Como resultado de la aplicación de las medidas incluidas en el Programa para el Mejoramiento de la Calidad del Aire de la ZMCM (PROAIRE), a lo largo de la década de los noventa, se registró un avance en la reducción y contención de los niveles de plomo, monóxido de carbono y bióxido de azufre, a la par del continuo crecimiento de la población, del número de vehículos y del ritmo de actividad de esta zona. En la ZMCM se estima que más de 100 mil toneladas anuales de contaminantes tóxicos se liberan cada año. La mayoría de ellas provienen de fuentes antropogénicas

que incluyen las fuentes puntuales, las móviles, las fuentes de área y las fuentes naturales (SMA-GDF, 2004).

A la latitud a la que se encuentra la ZMCM (19°26'13" latitud norte y 99°11' longitud oeste), los cambios del clima son considerablemente notorios, debido a la variación en la temperatura y a la precipitación pluvial, por lo que el relieve juega un papel importante como modulador de circulaciones atmosféricas. Por otro lado, una amplia variedad de uso de suelo, que va desde el tipo urbano, al bosque de coníferas y al de cubierta de hielo en la montaña (Jáuregui, 2000), actúan como moduladores de la circulación atmosférica local.

Si a esta situación le agregamos el factor orográfico, adecuado para la formación de inversiones térmicas y tolvaneras de frecuencia periódicas (Jáuregui, E y Luyando, E, 1999), La orografía es un factor que induce a la generación de precipitación, a su vez, la combinación de una precipitación fuerte en una zona montañosa puede generar deslizamientos y agravar la situación causando daños en zonas con alta densidad de población. Por otro lado, las severas alteraciones hidrológicas y ecológicas del área metropolitana, han traído cambios en las condiciones climáticas, a nivel regional y microregional. Prácticamente tres cuartas partes de sus bosques de coníferas y encinos han desaparecido y se han desecado casi la totalidad de sus lagos, mientras que dos tercios de sus tierras no urbanizadas, presentan un avanzado proceso de erosión (Jáuregui *et al.*, 2000). Las montañas juegan un papel muy importante en la dinámica de la atmósfera. Dependiendo de su escala horizontal, de su altura y de la velocidad del viento de referencia, pueden producirse ondas de montaña, vórtices de sotavento, u ondas planetarias.

Investigaciones realizadas por Galloway *et al.* (1996); Halstead *et al.* (2000); Ramirez *et al.* (2001), mostraron que la incorporación es más compleja en regiones montañosas, puesto que la dispersión de los contaminantes en la atmósfera, depende de varios factores relacionados entre sí, como son la naturaleza física y química de los contaminantes, la meteorología local y regional.

La atmósfera es un importante medio de transporte de metales pesados a escala local, regional y sinóptica (Nriagu J.O. y Pacyna, 1988). Las condiciones sinópticas permiten analizar la relación de la concentración de metales con el origen y procedencia de las masas de aire, el viento sinóptico sopla prácticamente en la horizontal. El movimiento horizontal del viento conduce al aire cálido y húmedo a una región determinada. Si ese aire caliente y húmedo fluye sobre una superficie mucho más fría se enfría, dando lugar a un evento de lluvia, por ello los procesos sinópticos permiten establecer una relación entre el comportamiento del tiempo en diferentes lugares de una región con distintas situaciones sinópticas de la atmósfera. La climatología sinóptica estudia las interacciones existentes entre la circulación atmosférica y las condiciones presentes en superficie, por ello se utilizan en investigaciones referentes a fenómenos meteorológicos asociados a una región (formación de nubes y lluvia, los frentes fríos modificados, las depresiones atmosféricas y depresiones tropicales).

En décadas recientes, la contribución de metales pesados de origen antropogénico hacia los océanos, ha llegado a ser importante debido a sus velocidades de emisión y a la ocurrencia de procesos a altas temperaturas, como las fundiciones ferrosas y no ferrosas y la combustión de carbón fósil (Galloway *et al.*, 1996). Los metales son emitidos en grandes cantidades al ambiente, predominantemente a la atmósfera, siendo transportados a los ecosistemas terrestres, por medio de la lluvia, la nieve y la deposición seca y el flujo atmosférico (Lindberg, 1982; Kim *et al.*, 2000).

El flujo atmosférico es la contribución mayor de estos metales traza en sistemas marinos y terrestres (Barrie *et al.*, 1987; Tramontano *et al.*, 1987), el flujo atmosférico de aerosoles a la superficie, tanto marino como terrestre, está controlado por la deposición directa, mientras que en la precipitación húmeda, los metales en solución dependen de la solubilidad de éstos en función del pH de la lluvia (Chester *et al.*, 1997). Alrededor del 89% de los metales pesados se disuelven en agua de lluvia y por lo tanto, llegan a la vegetación y a los suelos, por procesos que favorecen la ruta de entrada de estos metales a los organismos (Valenta *et al.*, 1986). Esta concentración es altamente

variable entre los diferentes eventos de lluvia (Ames *et al.*, 1987; Khemani *et al.*, 1989; Tuncel y Ungor, 1996; Luo, 2001).

Halstead *et al.* (2000), realizaron en Nueva Zelanda, al sur del Océano Pacífico, un estudio para calcular el flujo de los metales pesados en el agua de lluvia y en aerosoles hacia los sistemas acuáticos y terrestres. Los autores concluyeron que las emisiones antropogénicas provenientes de Australia y Nueva Zelanda, incrementaban las concentraciones de Ag, Cd, Cu, Mo, Ni, Pb, Sb y Zn en la atmósfera de ésta región. Estudios previos realizados por Báez *et al.*, 2001; Báez *et al.*, 2003, sobre la composición química de la precipitación pluvial, realizados en la Ciudad de México y en algunas áreas del país, han demostrado que existe gran variación en la concentración de especies iónicas. Esta variación se ha observado entre eventos diferentes de lluvia en el mismo día, como resultado de la distribución heterogénea de la contaminación atmosférica en la ciudad de México.

Considerando la importancia que representa el contenido de metales pesados en la precipitación pluvial, en este proyecto se ampliará el estudio en la determinación de estos metales en la fracción soluble, para establecer las posibles correlaciones del contenido de metales pesados, entre la fracción soluble e insoluble y con ello tratar de determinar su posible origen, mediante el establecimiento de correlaciones entre especies (iónicas y metales pesados), con parámetros meteorológicos locales (velocidad y dirección de viento), conjugadas con un detallado estudio de análisis estadístico multivariable.

CAPÍTULO III

INTERACCIÓN ENTRE NUBES Y LLUVIA

3.1. MECANISMOS DE FORMACIÓN DE NUBES Y LLUVIA

Los cambios de fase del agua juegan un papel primordial en la microfísica de la nube, dichos cambios tienen lugar en orden molecular creciente y conducen a la formación de la nube. Uno de los problemas de la física de las nubes es que estos cambios tienen lugar en un equilibrio termodinámico. Estas transiciones superan la "barrera de energía libre" que las dificulta, las gotas de agua poseen una intensa fuerza de tensión superficial que, para aumentar de tamaño por condensación, tienen que ser contrarrestadas por un fuerte gradiente de presión de vapor.

En la atmósfera siempre hay gran cantidad de esas partículas o núcleos sobre los cuales las moléculas de vapor de agua tienden a reunirse para transformarse en líquido, formando diminutas gotas de agua. De estos núcleos hay que destacar, en primer lugar, a los llamados *higroscópicos*, que tienen gran afinidad por el agua, entre éstos hay que señalar las minúsculas partículas de sal suspendidas en el aire, a causa del oleaje rompiente de las costas. El tamaño de esos núcleos de sal van desde un diámetro de $1 > 10 \mu\text{m}$. El tamaño de las gotas que integran una nube oscila entre 5 y $30 \mu\text{m}$ de diámetro. Estas pequeñas gotas, al principio son casi esféricas, dependiendo de su crecimiento y composición del Núcleo de Condensación (NC), así como de la humedad del aire. Los núcleos que alcanzan tamaños relativamente grandes son los que pueden dar lugar a gotas de nube (Takahashi, 1976). El aire húmedo al enfriarse por ascenso adiabático, llega a alcanzar una humedad relativa cercana al 100%; en estas condiciones los núcleos más higroscópicos empiezan a actuar como núcleos de condensación. Si el ascenso continúa, el enfriamiento produce sobresaturación y ésta se agota por condensación sobre los núcleos (la sobresaturación es el exceso de humedad relativa sobre el 100%). En las nubes suelen existir núcleos suficientes para que la sobresaturación no sobrepase el 1% (Takahashi, 1976; Takeda y Kuba, 1982).

Una nube es un agregado de pequeñas gotas, en número aproximado de unas 100 por centímetro cúbico, cuyos radios son del orden de las 10 micras. En general ésta estructura es muy estable y las gotas no tienden a juntarse y aumentar de tamaño.

La precipitación se origina cuando el conglomerado se hace inestable y unas gotas crecen a expensas de las otras. Los mecanismos que producen este efecto son dos; la colisión o choque directo de las gotas y la interacción entre gotas de agua y cristales de hielo (en nubes cuya temperatura es mayor a 0 °C). Mediante estos procesos las gotas o los cristales de hielo alcanzan el tamaño adecuado y pueden empezar a caer, si la velocidad de caída puede compensar las corrientes de aire ascendentes en el interior de la nube, se produce la precipitación.

3.1.1. FORMACIÓN DE GOTAS DE NUBE POR CONDENSACIÓN

Este crecimiento por condensación es efectivo para el caso de gotas pequeñas (hasta 20 μm), sin embargo, conforme la gota crece, su diámetro aumenta muy lentamente por condensación, razón por la cual, este proceso solo es importante para la formación de las gotas de nube. La formación de gotas de nube en la atmósfera ocurre por nucleación heterogénea en presencia de partículas de aerosol que se activan (NC) y son capaces de iniciar la formación de gotas de nube a supersaturaciones muy bajas (nucleación: proceso espontáneo mediante el cual la fase líquida se forma a partir de la fase gaseosa, como resultado de fluctuaciones espaciales y temporales de temperatura y densidad).

3.1.2. FORMACIÓN DE GOTAS DE LLUVIA POR COLISIÓN-COALESCENCIA

El proceso de condensación no es suficiente para producir tamaños de gotas de nube que puedan resultar en precipitación ya que se requiere un mecanismo adicional para producir lluvia. Este mecanismo consiste en un proceso dinámico de colisión y la subsecuente fusión de partículas de hielo o gotas de agua.

El tamaño de las gotas de nube oscilan entre 5 y 30 μm de diámetro y constituyen un factor importante en el proceso de colisión, ya que las gotas más grandes y distribuidas de una forma no uniforme, se aceleran a velocidades terminales más altas, en comparación a las gotas pequeñas.

La probabilidad de colisión entre dos gotas no garantiza que vaya a existir coalescencia entre ellas, ya que cuando un par de gotas colisionan pueden presentar varios tipos de interacción:

1. rebotar y apartarse.
2. coalescencia y quedar unidas permanentemente.
3. coalescencia temporal y después de separarse, aparentemente reteniendo sus identidades iniciales.
4. coalescencia y posteriormente romperse en un número de pequeñas gotas.

La probabilidad de colisiones se incrementa con la amplitud del espectro de tamaño de gota y la probabilidad de crecimiento de una gota de nube a una gota de precipitación se incrementa con la profundidad de la nube y con la presencia de corrientes ascendentes y descendentes.

3.2. MECANISMOS DE INCORPORACIÓN DE AEROSOLES A GOTAS DE LLUVIA

Obviamente la formación de nubes es un proceso previo e imprescindible para la existencia de lluvias. Esta está íntimamente ligada a la transición de estados que ocurre en la materia: de gas a líquido, de líquido a sólido o de gas a sólido (o viceversa). La formación de nuevas superficies aire-líquido o líquido-sólido es otro factor muy importante en la existencia de lluvias que también está perfectamente cuantificado en términos tanto teóricos como experimentales. La diferencia entre una gota de agua que existe en una nube y otra que cae como lluvia o nieve, estriba en su tamaño. Una gota de 10 μm de radio cae a razón de cm/seg y apenas a 1 metro de su descenso se evaporará totalmente. En cambio, una gota de 1.0 μm de radio puede descender 4.2

metros antes de evaporarse. Se ha decidido establecer 100 μm como límite entre una gota que es parte de una nube que cae como lluvia.

3.3. PROCESOS DE REMOCIÓN DE AEROSOLES EN LA ATMÓSFERA

Referente a su eliminación de la atmósfera, el aire contiene una gran variedad de partículas sólidas, líquidas y gases que no son precisamente gotas de nubes. En general, algunas de las partículas sólidas en suspensión, que tienen una composición química muy diversa, sirven como Núcleos de Condensación de Nubes (NCN) y de esta forma influyen en la composición química de las gotas. En las partículas con $0.1 \leq r \leq 1 \mu\text{m}$ (los núcleos de condensación más pequeños se llaman núcleos de *Aitken*, los cuales se condensan en partículas de mayor tamaño), para posteriormente sufrir una coalescencia en cadenas de agregados, siendo finalmente eliminados por la precipitación pluvial. De hecho, funcionan como NCN, constituyendo un mecanismo muy importante en la formación de nubosidad. Las partículas del modo de acumulación, forman gotas que se eliminan de modo parecido aunque menos eficazmente. Por lo tanto, cada tipo de aerosol debe caracterizarse de acuerdo a su origen:

- ❖ La fuente de origen, la cual determina su composición química.
- ❖ El mecanismo por el cual se produce, que dá lugar a la forma y a distribución de tamaño (es decir, a la densidad o al número de partículas que hay con cada tamaño, en un determinado volumen de aire).
- ❖ El mecanismo de deposición, que indica las causas de su desaparición de la atmósfera.
- ❖ El tiempo de residencia en la atmósfera, que normalmente viene a indicar cuál es el intervalo de tamaños que debe considerarse, teniendo en cuenta que a mayor tiempo de residencia, más actúan los mecanismos de deposición o sedimentación.

Existen varios procesos a partir de los cuales los aerosoles son removidos de la atmósfera. Estudios realizados por Twomey (1977), demuestran que los principales procesos de remoción húmeda de aerosoles son:

❖ Remoción por nucleación: remoción de partículas que se activan, y crecen por condensación para formar gotas de nube. Este mecanismo es responsable de la remoción entre el 75% y el 90% de la masa total de los aerosoles (Flossmann y Pruppacher, 1988).

❖ Remoción por impacto: remoción por gotas de precipitación que colectan partículas secas (debajo de la base de la nube) por impactación (inercial, difusión browniana o fuerzas fonéticas). Este mecanismo se conoce como wash-out.

Wash-out: Este mecanismo consiste en la remoción de un contaminante por gotas de lluvia que caen debajo de las nubes. Este proceso ocurre principalmente por la coagulación de partículas de aerosol con gotas de nube, que a su vez son colectadas por gotas de lluvia precipitando en un proceso de colisión-coalescencia.

Rain-out: Los gases son removidos por disolución o absorción en gotas de nube, donde son transformados por reacciones químicas en fase acuosa. Este mecanismo de remoción se conoce como remoción dentro de las nubes. El contaminante absorbido puede reaccionar dentro de la nube para formar productos secundarios que también pueden ser removidos por precipitación (Jaeschke, 1986).

Es importante establecer que en la mayoría de los procesos de remoción de partículas, probablemente se produzca una simultaneidad de los dos procesos atmosféricos conocidos como “rain-out”^{*} (remoción dentro de las nubes y posteriormente precipitación por medio de lluvia) y “wash-out”^{**} (remoción por debajo de las nubes, fenómeno conocido como lavado atmosférico).

Rain-out^{*}. Término utilizado para describir el proceso de incorporación de compuestos ácidos como núcleos de condensación, durante la formación de las nubes. Por mecanismos de coalescencia e impactación, las gotas vencen la resistencia del aire, precipitándose como depósito húmedo (lluvia, granizo, niebla, etc.) asociadas a las características de la nube (Hutchinson, T.C., 1978; Carrasco, O. Carlos, 1996).

Wash-out^{}**. Mecanismo mediante el cual los procesos ácidos se incorporan por absorción a las gotas de lluvia, durante su caída desde las nubes hasta el suelo. Mecanismos de difusión y gravedad del material atmosférico que determinan la concentración química del agua de lluvia. Hutchinson, T.C., 1978; Carrasco, O. Carlos, 1996.

El lavado atmosférico puede entenderse como la capacidad del agua de la nube y de lluvia para captar y arrastrar partículas y aerosoles de la atmósfera.

Lavado atmosférico (scavenging) = rain-out + wash-out

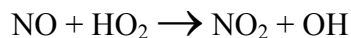
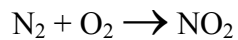
3.4. FACTORES QUE INFLUYEN EN LA COMPOSICIÓN QUÍMICA DE LA PRECIPITACIÓN PLUVIAL

ÓXIDOS DE NITRÓGENO (NO_x)

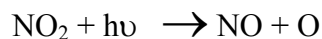
Otros núcleos de condensación muy activos son las pequeñísimas gotas de ácido nítrico (HNO₃), presentes en todo momento en el aire terrestre y cuyo diámetro es inferior a una décima de micrón. El vapor de agua también comienza a condensarse sobre ellas a humedades relativas por debajo del 100%.

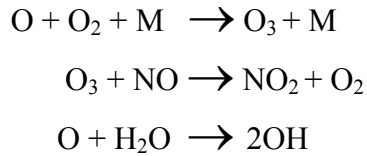
Los principales compuestos de nitrógeno presentes en la atmósfera son las formas oxidadas NO, NO₂ y HNO₃, que están relacionadas químicamente entre sí, por una serie de reacciones cíclicas.

La fuente principal de óxido de nitrógeno atmosférico, es la reacción entre el nitrógeno y el oxígeno del aire empleado en procesos de combustión a temperaturas elevadas. El óxido nitroso (NO) es oxidado rápidamente en la atmósfera a dióxido de nitrógeno (NO₂), principalmente en presencia de iones hidroperoxil, de acuerdo con las siguientes reacciones:

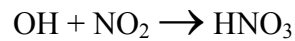


Esta última reacción no sólo regenera el radical hidroxilo a partir del hidroperoxil, sino que también en presencia de luz solar, el NO₂ se disocia en óxido nitroso (NO) y oxígeno (O), donde el oxígeno (O) reacciona con el oxígeno molecular (O₂) para la formación de ozono troposférico.

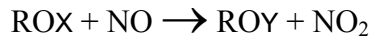




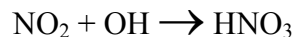
Como se ha descrito anteriormente, el NO reacciona también con el ozono para formar NO₂, el NO ocasiona un aumento del radical OH con la correspondiente reactividad de la acción oxidante del medio, el NO pasa rápidamente a NO₂, según las reacciones descritas. El NO₂ reacciona con el radical OH y forma ácido nítrico, el cual es altamente soluble y se elimina fácilmente con la lluvia.



En presencia de radicales orgánicos oxigenados, el NO se oxida rápidamente a NO₂ (Britton *et al.*, 1980; Cofer *et al.*, 1980; Hoffmann y Jacobo, 1984).

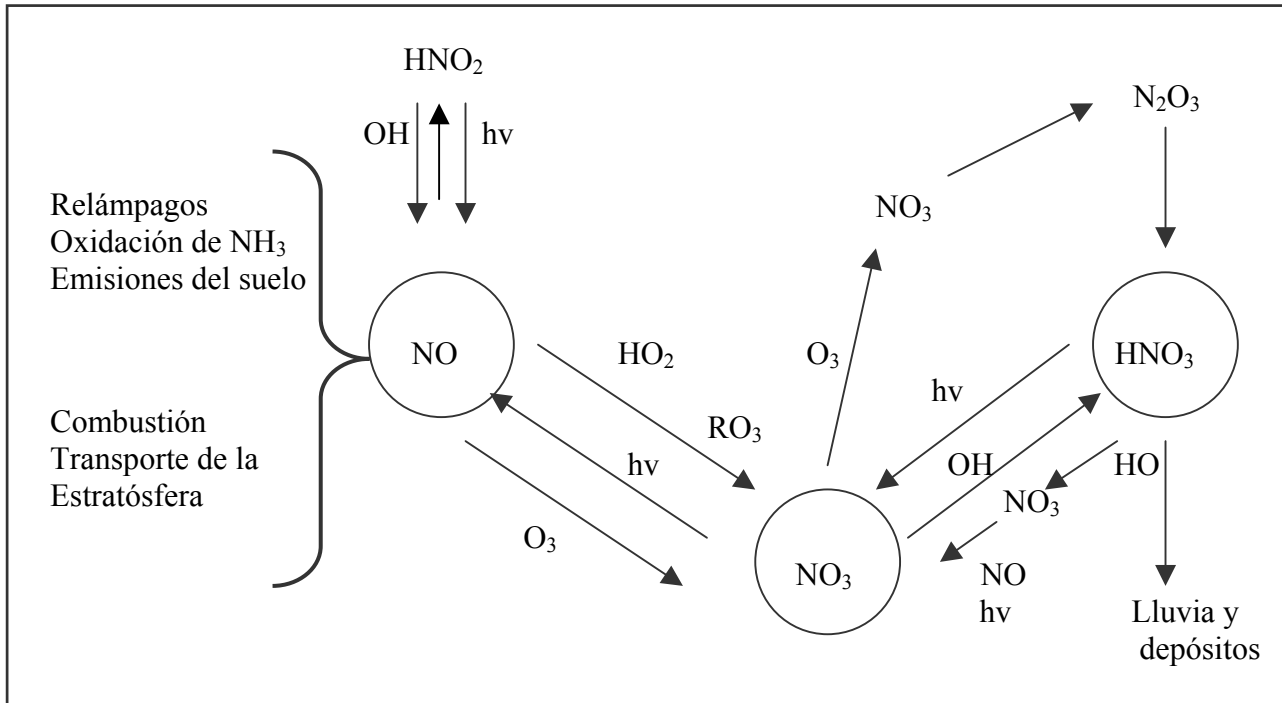


En definitiva, se puede decir que el HNO₃ se forma en la atmósfera por oxidación del dióxido de nitrógeno, principalmente por reacción con el radical hidroxil:



La presión de vapor del ácido nítrico es alta, de manera que no se condensa en cantidades apreciables y permanece en fase gaseosa. El equilibrio de esta reacción, depende de la temperatura y constituye el proceso de conversión de gas a partículas por la formación del aerosol de nitrato. En el siguiente diagrama se describen las reacciones importantes de nitrógeno en presencia de los radicales y la luz solar, que nos conduce a la formación del HNO₃.

Fuente: McRae y Russel, (1984). Química Atmosférica del Nitrógeno.



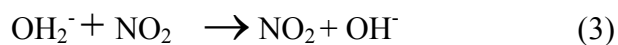
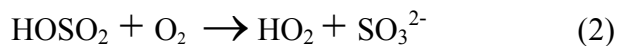
El monóxido de nitrógeno (NO) y el dióxido de nitrógeno (NO₂), se forman durante los procesos de combustión, el nitrógeno proviene en su mayoría del aire necesario para que la combustión se efectúe, a diferencia del azufre que proviene de los combustibles sólidos y líquidos. En la ZMCM, aproximadamente 2/3 del total de óxidos de nitrógeno que contaminan la atmósfera, provienen del tránsito vehicular. Un tránsito vehicular de más de 10 millones de unidades (INEGI, 2000). Anualmente, en México se liberan a la atmósfera, 20 millones de toneladas de dióxido de nitrógeno, cifras registradas en el inventario de emisiones de 1999, realizado por la SMA-GDF, 2000, las emisiones de óxidos de nitrógeno se convierten cada día, en un medio acidificante de la precipitación pluvial. Para el caso de la ZMCM, debe tomarse en cuenta el grado de urbanización constante y acelerado, con excavaciones profundas y superficiales, dispersas en distintos puntos de la ciudad. Al igual que las, instalaciones industriales que emiten humos y cenizas, algunas de ellas ricas en cuarzo y otros productos.

ÓXIDOS DE AZUFRE (SO_x)

El principal compuesto de azufre presente en la atmósfera es el dióxido de azufre (SO₂), el cual es emitido directamente por los procesos de combustión de combustibles fósiles que contienen azufre, también está presente por la oxidación de las formas reducidas del azufre, procedentes principalmente de procesos naturales (Taylor y Lloyd, 1992), formando los siguientes compuestos: disulfuro de carbono (CS₂), dimetilsulfuro (CH₃SCH₃), óxido de dimetilsulfuro (CH₃SOCH₃), sulfuro de hidrógeno (H₂S), etc.

El proceso final es la conversión de SO₂ en ácido sulfúrico y la incorporación de este ácido a la precipitación pluvial, a la nieve y al granizo. El SO₃²⁻ formado, reacciona rápidamente con el vapor de agua para formar H₂SO₄ de acuerdo a las siguientes reacciones (Calvert *et al.*, 1978; Calvert y Stockwell, 1984):

FASE GASEOSA

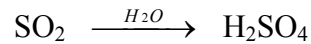


La oxidación se inicia por la reacción en fase gaseosa del SO_{2(g)} con el radical hidroxilo en la fase líquida, como las gotas de agua de lluvia y niebla que contienen al SO₂ disuelto y además de los agentes oxidantes tales como peróxido de hidrógeno y ozono, o por reacciones de oxidación en las superficies de los aerosoles sólidos. Estas reacciones de oxidación atmosférica son las más importantes para el SO₂ (Baulch *et al.*, 1982; Grosjean, 1984; Schwartz E. 1989).

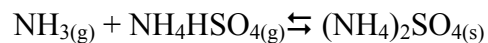
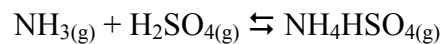
Posteriormente el H₂SO₄ puede neutralizarse por medio de los iones principalmente de NH₄⁺ y Ca²⁺, formando las correspondientes sales. Cuando el contenido de estos iones

no es suficientemente alto y existe predominancia del SO₂, hace que exista un exceso de H₂SO₄, que junto con el HNO₃ son responsables de la lluvia ácida.

La reacción más importante de oxidación en fase gaseosa del SO₂ atmosférico, es con radicales libres como el hidroxilo, el hidroperoxilo y el metilperoxilo. Parece ser que entre todos estos radicales, el hidroxilo es el principal responsable de esta oxidación:



El H₂SO₄ formado tiene una presión de vapor baja y se condensa fácilmente en presencia de H₂O. De la misma manera que el HNO₃ y el H₂SO₄ puede dar lugar a un proceso de transformación de gas a partículas sólidas por reacción, principalmente con el amoníaco presente en la atmósfera:



Se ha encontrado que el SO₄²⁻ contribuye en mayor proporción a la acidez en comparación con NO₃⁻ y NO₂ lo cual esta de acuerdo con los patrones regionales de formación de H₂SO₄ y HNO₃, con las velocidades relativas de su oxidación en la atmósfera a productos secundarios, y con las eficiencias de remoción atmosférica de compuestos de nitrógeno y azufre por precipitación (Galloway *et al.*, 1982).

3.5. DATOS METEOROLÓGICOS

3.5.1. MODELO MM5 (MODELO DE MESOESCALA DE QUINTA GENERACIÓN)

El modelo MM5 (modelo de mesoescala de quinta generación), es el resultado de diversas investigaciones realizadas en la Universidad Estatal de Pennsylvania y el Centro Nacional de Investigaciones Atmosféricas de los Estados Unidos (por sus siglas en inglés, NCAR) (Cressman, G., 1959; Kain y Fritsch, 1993; Krishnamurti y Bounoua, 1996). La versión original fue programada en los años 70 y ha pasado por una serie de modificaciones hasta convertirse en el modelo numérico que se utiliza hoy.

Dentro de sus diversas aplicaciones, es un modelo de pronóstico numérico del tiempo que requiere de condiciones iniciales* y de frontera**, para realizar simulaciones o predicciones a 12, 24, 36 o 48 horas. En pronósticos operativos, las condiciones iniciales y de frontera (9 condiciones en intervalos de 6 horas), se obtienen de los pronósticos a escala global realizados diariamente por el Departamento de Aviación de los Estados Unidos (por sus siglas en inglés, AVN), desarrollados en conjunto con el Centro Nacional de Pronóstico Ambiental (por sus siglas en inglés, NCEP).

El modelo MM5, es un modelo no hidrostático, lo cual significa que incluye una ecuación de pronóstico para los movimientos verticales de viento, esto permite incorporar directamente las condiciones más eficientes para cada región, tales como la precipitación convectiva, los cambios de fase de la humedad en las nubes y la radiación solar. Los modelos numéricos se enfocan a la creación de modelos Atmosféricos de Área Limitada (por sus siglas en inglés, LAM). Los LAM consideran los esquemas más sofisticados de la física atmosférica y son capaces de generar circulaciones atmosféricas por forzamiento termodinámico y dinámico, asociados al uso de suelo y a la orografía (Stauffer y Reaman, 1994).

Las variables consideradas para el MM5 son:

- 1) Componente zonal y meridional (u y v)
- 2) Temperatura y humedad relativa
- 3) Presión reducida al nivel del mar
- 4) Altura geopotencial

***Condiciones iniciales:** Se refiere a las condiciones meteorológicas al inicio del periodo de simulación. Esta información se utiliza para inicializar el modelo.

****Condiciones de frontera:** Las condiciones de frontera son aquellas que se ubican en los límites del dominio de simulación

Con el modelo MM5 se generan ecuaciones que los especialistas denominan primitivas, para interpretar los datos que se le suministran.

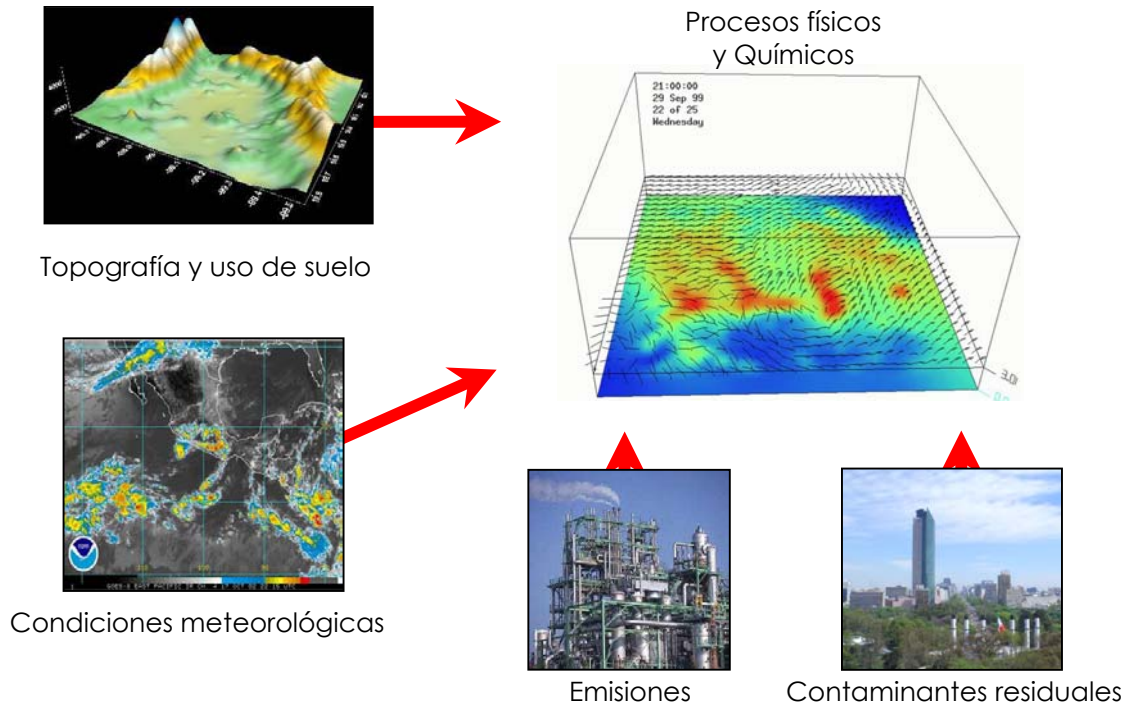
Una de las ventajas de éste modelo es que puede utilizar la técnica de asimilación de datos en cuatro dimensiones (por sus siglas en inglés, FDDA), que consiste en introducir al modelo, en pasos adecuados de tiempo, información meteorológica de radio sondeo y de estaciones en superficie (Stauffer y Reaman, 1994). Esta información se incorpora al modelo en el espacio y tiempo en que fueron reportados. El esquema de asimilación FDDA permite la inicialización dinámica del modelo.

La FDDA permite un ajuste considerable para variables meteorológicas como temperatura, presión, humedad, dirección y velocidad del viento, entre otras. Las 4 dimensiones en FDDA, son las tres dimensiones espaciales (x, y, z) y el tiempo.

El modelo MM5, es utilizado para simular o predecir circulaciones atmosféricas a nivel regional y campos de viento superficial y de altura geopotencial, para análisis de contaminación atmosférica y dispersión de contaminantes (Stauffer y Reaman, 1994; Jazcilevich *et al.*, 2002; Jazcilevich *et al.*, 2005).

El despliegue gráfico de los resultados utilizados en el presente trabajo fué desarrollado por Investigadores del Centro de Ciencias de la Atmósfera, quienes integraron la información meteorológica tanto de superficie como de altura. Para detalles del modelo e información adicional se puede consultar el siguiente sitio URL: <http://www.mmm.ucar.edu/mm5/>.

Fuente: www.sma.df.gob.mx/met-model/mapas/, Modelación de la calidad del aire.



Una trayectoria es la integración en el tiempo y en el espacio de la posición de una parcela de aire que es transportada por el viento, el transporte de la parcela de aire se obtiene a partir de campos de viento ya calculados, las trayectorias pueden ser calculadas hacia adelante (forward) o retroceso (backward) en el tiempo. En los modelos, la *trayectoria* se define como una parcela de aire, que se desplaza bajo la influencia de los vientos dominantes, en el cual se asume que no hay intercambio de masa entre la parcela y sus alrededores, excepto por las emisiones que ingresan a la parcela por la base, durante su recorrido (Seinfeld y Pandis, 1998). La parcela de aire se mueve continuamente, de tal forma que el modelo estima la concentración de los contaminantes en diferentes lugares y momentos, a partir de las concentraciones iniciales, las emisiones y las transformaciones químicas. Su aplicación es recomendable en evaluaciones de calidad del aire que consideren el transporte a grandes distancias, para modelar el comportamiento de parcelas individuales de aire e incluso para evaluar la calidad del aire en los casos en los que no exista información para caracterizar las emisiones y la meteorología de una región completa.

Para la ZMCM, la emisión de contaminantes tiende a estancarse en la atmósfera, debido a las características geográficas, a la presencia de inversiones térmicas y a los sistemas de alta presión, esto debido a su altitud (ZMCM-altitud promedio de 2240 msnm), donde recibe una radiación solar intensa, la mayor parte del año, favoreciendo así, la formación de contaminantes secundarios, como el ozono (O₃). Estudios previos realizados por Jáuregui (2000), muestran que la ventilación en la capital, obedece tanto al influjo de los vientos locales (de valle y de montaña), como también a la circulación de los vientos, a escala regional.

La temporada de lluvias al sur de la República Mexicana, coincide con la llegada de los vientos alisios, de los cuales se refleja un viento dominante del sureste, que puede tornarse, en algunas ocasiones, del noreste.

Diversas investigaciones muestran que la contaminación generada en la ZMCM, puede ser transportada por vientos fuera de la cuenca. Históricamente, la zona más afectada por contaminación atmosférica es el suroeste, debido al patrón de circulación de los vientos dominantes (Fast, J. D. y Zhong, S. 1998; Raga *et al.*, 2001). Las montañas que rodean la ZMCM, impiden que se lleve a cabo una dispersión adecuada de los contaminantes atmosféricos, ya que éstos quedan atrapados en el interior de la Cuenca. Este tipo de terrenos complejos, favorecen la presencia de líneas de confluencia, las cuales son formadas por la presencia de sistemas anticiclónicos de alta presión, sobre la región central de México, lo que ayuda la presencia de escenarios típicos de altos índices de contaminación (Jazcilevich *et al.*, 2002; Jazcilevich *et al.*, 2005), por lo que el riesgo de afectación a la salud de la población, se ve incrementado.

Algunos de los factores que afectan la concentración de metales y otros contaminantes del aire en la ZMCM son los siguientes:

- Estancamiento del aire debido al entorno montañoso que constituye una barrera natural que dificulta la libre circulación del viento y la dispersión de los contaminantes.
- Atmósfera muy estable.

● Abundante radiación solar, lo cual favorece a la formación de contaminantes fotoquímicos.

● Formación de líneas de confluencia sobre la cuenca de la ZMCM.

CAPÍTULO IV

ASPECTOS GENERALES DE LOS METALES PESADOS

4.1. PROPIEDADES FÍSICAS Y QUÍMICAS DE LOS METALES PESADOS

4.1.1. PROPIEDADES FÍSICAS

Un **metal** se conoce por su habilidad para conducir calor y electricidad. Están agrupados en la tabla periódica de los elementos, los que tienen de 1 a 3 electrones de valencia, siendo sus átomos poco electronegativos y teniendo una baja energía de ionización. Los metales tienen ciertas propiedades físicas: pueden ser brillantes, tener alta densidad, ser dúctiles y maleables, tener un punto de fusión alto, ser duros y ser buenos conductores del calor y electricidad.

Los metales pueden formar aleaciones entre sí y se clasifican en:

Ultraligeros: Densidad en g/cm^3 , inferior a 2, los más comunes de este tipo son el magnesio y el berilio.

Ligeros: Densidad en g/cm^3 , de 2 a 4.5, los más comunes de este tipo son el aluminio y el titanio.

Pesados: Densidad en g/cm^3 , mayor a 5.0, son la mayoría de los metales.

Pearson (1973), clasificó a los metales de acuerdo al principio de ácidos fuertes o débiles. Según la denominación de ácidos fuertes son moléculas pequeñas que tienen carga positiva y un par de electrones no compartidos en su valencia; esto resulta en una alta electronegatividad y baja polarización, que hace que el agua sea más fuertemente atraída a estos ácidos.

Nieboer y Richardson (1980), propusieron otro sistema de clasificación, este se basa en la constante de equilibrio, que describe la formación del complejo entre el ion metálico y el ligando. Los metales se separaron en tres categorías, clase A, clase B y los iones en

la frontera. La clase A tiene la siguiente secuencia para ligarse con $F > Cl > Br > I$; para metales que se unen donando electrones en ligandos con: $O > S > Se > N > As$. La clase B tiene preferencia por: $O > N > S$. Los elementos en la frontera forman un grupo intermedio y se ligan a cualquiera de estos ligandos sin ninguna preferencia de secuencia.

4.1.2. PROPIEDADES QUÍMICAS

Los metales son especialmente importantes debido a su característica de acumulación en los organismos. Muchos metales se llaman “pesados” debido a que su densidad es mayor a 5 g/cm^3 , o cuyo número atómico es superior a 20, excluyendo a los metales alcalinos y alcalino-térreos. Como su presencia en la corteza terrestre es inferior al 0.1% y casi siempre menor del 0.01%, también se les conoce como metales traza (Scheiner *et al.*, 1989).

Desde el punto de vista químico, los metales pesados están constituidos por elementos de transición y post-transición, incluyendo algunos metaloides como el arsénico y selenio. Estos elementos tienen una gravedad específica significativamente superior a la del sodio, calcio y otros metales ligeros. Por otro lado, estos elementos se presentan en diferentes estados de oxidación en agua, aire y suelo y presentan diversos grados de reactividad, carga iónica y solubilidad en agua. Una forma opcional de nombrar a este grupo, es “elementos tóxicos”, de acuerdo a la lista de contaminantes tóxicos de la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos (U.S. EPA, 1993).

Los metales considerados tóxicos por la Asociación Oficial del Control de Alimentos de los Estados Unidos (por sus siglas en inglés AAFCO, 1996) son: aluminio (Al), arsénico (As), cadmio (Cd), cromo hexavalente (Cr), hierro (Fe), manganeso (Mn), mercurio (Hg), níquel (Ni), plomo (Pb), selenio (Se), talio (Tl), vanadio (V) y zinc (Zn). Los elementos que pierden electrones fácilmente para formar iones positivos, es otra forma de denominar a los metales. La mayoría de los metales forman la porción catiónica de las sales que contienen aniones portadores de oxígeno, tales como los nitratos (NO_3^-) y los

sulfatos (SO_4^{2-}), formando al menos un óxido, con características básicas moderadamente fuertes. Esta última, no es una norma general, debido a la solubilidad limitada de algunos óxidos e hidróxidos.

La solubilidad de los iones metálicos aumenta por la presencia de “agentes quelantes ó secuestradores”. La molécula quelante forma un anillo, en el que el ión metálico se sostiene por su fuerza de atracción entre átomos, de modo que el ión no se separa para formar una sal insoluble. La fuerza de atracción de la molécula está formada por átomos, que generalmente son átomos de nitrógeno, oxígeno y azufre, cada uno de los cuales dona dos electrones para formar un enlace “coordinado” con el ión (Tucker, 1991). La quelatación permite que el ión metálico central se pueda unir a más de un sitio, dando como resultado compuestos con propiedades químicas diferentes a las del metal original (Adriano, 1992; Facchinelli, 2000). El material orgánico natural presente en el agua, como las sustancias húmicas, pueden secuestrar a los metales y definir su destino final y transporte en el ambiente.

4.2. FUENTES DE EMISIÓN DE LOS METALES

4.2.1. FUENTES ANTROPOGÉNICAS

Los metales se asocian frecuentemente a fuentes de origen antropogénico, la contribución antropogénica de metales tóxicos a la atmósfera, puede derivarse de procesos industriales de forma directa o indirecta, debido a las actividades humanas. El problema de la contaminación por metales tóxicos, lo originan diversos factores, entre ellos, la cantidad y la variedad de las fuentes que los emiten. La presencia en la atmósfera de elementos como arsénico (As), manganeso (Mn), mercurio (Hg) y selenio (Se), provienen en su mayoría, de fuentes naturales; sin embargo, en el plano regional, las fuentes antropogénicas pueden contribuir de manera importante a las emisiones de metales pesados a escala local (Wiersman y Davidson, 1986; Wood y Goldberg, 1988; Tucker, 1991; Kabatas-Pendias y Pendias H, 1992;).

Un ejemplo de ello, es cómo los metales llegan a los cuerpos de agua a través de la descarga de diversos efluentes. Entre los efluentes principales se encuentran los de la extracción minera, refinamiento de productos mineros o por la liberación al ambiente de corrosiones, tanto industriales como vehiculares. La inadecuada disposición de residuos metálicos, surgidas de procesos industriales, tales como la industria metalúrgica y la industria química, ocasionan la contaminación de suelos, agua superficial y subterránea. Una gran variedad de aguas residuales, contienen metales pesados en solución, a menudo estas aguas se descargan en el sistema de alcantarillado municipal y federal (Nriagu y Pacyna, 1988; Durán de Bazúa, 1994; Díaz-Báez *et al.*, 2000). Las emisiones de metales pesados que se atribuyen a las actividades humanas o fuentes antropogénicas se presentan en la **tabla 4.1** y se clasifican en cuatro categorías: combustión de combustibles y procesos industriales, emisiones de partículas fugitivas de procesos industriales, fuentes fugitivas no industriales (polvos provenientes de calles pavimentadas y sin pavimentar, erosión eólica de áreas agrícolas, etc.) y fuentes móviles (autos, camiones, etc.) (Migliavacca *et al.*, 2005).

Tabla 4.1. Emisiones de contaminantes atmosféricos en los Estados Unidos. Valores tomados de Migliavacca *et al.*, 2005.

Fuente	Emisiones estimadas (Tg/año)
Combustión de combustibles y procesos industriales.	15
Emisiones de partículas fugitivas de procesos industriales.	5.3
Fuentes fugitivas no industriales.	115 – 470
Fuentes móviles.	2.5
Total	138 – 470

La industrialización y la emigración de zonas rurales a centros urbanos, han dado lugar a un aumento en la contaminación atmosférica de los núcleos urbanos, además de haberse centralizado las necesidades energéticas. Sin embargo, la concentración de contaminantes no suele permanecer localizada, sino que con frecuencia se difunde e incluso atraviesa fronteras nacionales o continentales.

4.2.2. FUENTES NATURALES

Las emisiones de metales por fuentes naturales, provienen fundamentalmente de los volcanes, las tormentas de arena en los desiertos, las tolvaneras en lugares propensos a la erosión, evaporación de aguas de superficie naturales, incendios forestales de bosques que emiten ciertas cantidades de metales, descomposición de la materia orgánica en el suelo debida a la acción de bacterias. Por ejemplo, el aluminio es el elemento más abundante en suelos y si bien está unido a los minerales que lo constituyen, la acidez de la precipitación pluvial, favorece en gran parte la solubilidad del Al y su incorporación a la atmósfera. (Cyrus *et al.*, 2003; Chandra *et al.*, 2006).

Para estimar las emisiones de metales generados por los incendios forestales, es necesario conocer los aspectos fundamentales en este proceso: el tipo y carga de combustible. Los incendios forestales son fuentes potenciales de contaminantes atmosféricos, que deben ser considerados al intentar correlacionar las emisiones con la calidad del aire. El tamaño e intensidad de un incendio forestal depende directamente de variables como: tipos de vegetación, grado de humedad y tipo de suelo (Dannecker, W. y Schroder, B. 1990; Turner y Baker, 1998; Sosa *et al.*, 2004). En la **tabla 4.2** se muestran las emisiones estimadas de metales generadas por fuentes naturales.

Tabla 4.2. Emisiones estimadas de metales generadas por fuentes naturales. Valores tomados de Migliavacca *et al.*, 2005.

Fuente	Emisiones estimadas (Tg/año)
Polvos	50 – 250
Incendios Forestales	1 – 50
Sal marina	300
Emisiones volcánicas	25 – 150
Partículas formadas a partir de emisiones gaseosas (H ₂ S, NH ₃ , NO _x y HC)	345 – 1100
Total	721 – 1850

Mientras las modificaciones geológicas y biológicas de las superficies terrestres han sido muy lentas, los cambios inducidos y/o estimulados por actividades humanas se han acumulado con extensa rapidez en años recientes. Todos los cambios por actividades humanas perturban el equilibrio natural de cada ecosistema, formado a lo largo del tiempo mediante el cambio evolutivo. Estos cambios han conducido a un deterioro del ambiente natural, por ejemplo, el fomento de actividades agropecuarias ha transformado a ecosistemas en agro-ecosistemas artificiales. Aunque la influencia del hombre sobre la biósfera data del periodo neolítico, el problema del deterioro de los ecosistemas por la contaminación, ha crecido a un ritmo alarmante durante los últimos veinte años.

4.3. CARACTERIZACIÓN DE LOS METALES EN LA PRECIPITACIÓN PLUVIAL

La concentración de contaminantes a nivel del suelo, varía como consecuencia del desequilibrio entre los índices de producción de contaminantes y los de dilución y dispersión de los mismos. Es decir, la concentración de contaminantes dependerá de la relación de fuerzas entre las fuentes contaminantes y las condiciones de auto-depuración atmosférica (Lee *et al.*, 2000).

La contaminación por metales a la atmósfera será determinada por la diferencia entre los presentes en la naturaleza y los que se eliminan a través de los procesos de remoción atmosférica, que incluyen la disolución, deposición, precipitación y erosión de los suelos. Estos procesos de incorporación a la atmósfera causan acumulación excesiva de metales traza en otros medios (vegetación, suelos, lagos, etc.), incluso lejos del punto de emisión del contaminante, como consecuencia del arrastre atmosférico producido por el viento. En las áreas en que se dé una alta concentración de fuentes de emisión de metales, pueden producirse episodios de fuerte contaminación local, como consecuencia de la persistencia de situaciones meteorológicas adversas para la difusión de los contaminantes. Estos episodios se manifiestan con grandes aumentos la concentración de contaminantes en un área más o menos extensa, alrededor de focos contaminantes y pueden verse forzados por las condiciones topográficas de la zona ó por la localización de barreras artificiales

(edificios), que pueden favorecer la acumulación de contaminantes. En otros casos, los metales se incorporan a las masas de aire que forman las corrientes generales de vientos sobre la tierra, siendo arrastrados a muchos kilómetros de las fuentes de emisión.

4.4. BIODISPONIBILIDAD DE LOS METALES PESADOS

Los metales pesados son considerados contaminantes tóxicos para los ecosistemas acuáticos y terrestres, debido a su persistencia y elevada toxicidad; los de mayor importancia toxicológica y ecotoxicológica son: As, Cd, Cr, Hg, Mn, Ni, Pb, V y Zn, ya que para la mayoría de los organismos, la exposición por encima de una concentración umbral puede ser perniciosa (Pain, D.J,1995; Castañe *et al.*, 2003). La captación y la toxicidad de los metales pesados están influenciadas no sólo por su concentración, sino también por el tiempo de exposición, por factores bióticos y abióticos del ambiente.

Es importante enfatizar que la acidez y alcalinidad de la lluvia, influyen sobre la incorporación de los metales en la precipitación pluvial, así como en la biodisponibilidad de éstos, en los suelos, debido al efecto buffer que caracteriza a los mismos, por otro lado, las aguas en los lagos son siempre más ácidas que las aguas subterráneas, por la función de filtro que desempeña el suelo, removiendo así gran parte los metales en medio ácido, siendo capaces de disolverse y estar presentes como compuestos de SO_4^{2-} , NO_3^- , óxidos, etc., (Tucker, 1991; Turner *et al.*, 1998; Decesari *et al.*, 2000).

Hasta la fecha, se ha estudiado más la composición química de la precipitación pluvial que la del agua de nubes; como parte del problema de la lluvia ácida, la deposición húmeda debe incluir la contribución del agua de niebla, al igual que la de la precipitación, las fracciones ácidas en niebla son más altas que las de los aerosoles, pero más bajas que las de precipitación, es decir, los componentes traza varían de modo inverso al contenido de agua líquida y este incremento de la acidez relativo al contenido de agua líquida, puede atribuirse a las reacciones de oxidación en fase acuosa (Schemenauer, 1986). La acidez en la precipitación está determinada

dinámicamente por la neutralización de compuestos ácidos (CO_2 , SO_2 , H_2SO_4 , HNO_3 , y HCOOH), impactando en la acidificación de los suelos, provocando la liberación de metales tóxicos, como el aluminio (Al), mercurio (Hg), cadmio (Cd), cromo (Cr), etc, y aumentando su concentración en el aire (García *et al.*, 2006).

CAPÍTULO V

MÉTODO EXPERIMENTAL

5.1. DISEÑO DEL MUESTREO

Las campañas de muestreo fueron realizadas en CU-ZMCM y RV, dos zonas con características orográficas y de urbanización distintas, durante el periodo de lluvias 2003-2004. En el primer periodo de muestro, se inició la colección de muestras a partir del 2 de junio al 31 de octubre del 2003. El segundo periodo de muestreo abarco del 5 de mayo al 8 de octubre del 2004; colectándose un total de 107 muestras de lluvia para CU-ZMCM y 51 muestras de lluvia para RV.

De acuerdo a los antecedentes planteados, es evidente que no se cuenta con un registro de datos sobre la contaminación atmosférica de metales pesados en nuestro país, ni de la probable influencia de éstos, sobre la composición química de la precipitación pluvial en una zona urbana y una zona rural. La evolución urbana implica un reemplazo de la cubierta natural por otros materiales que alteran significativamente las propiedades aerodinámicas, térmicas y de humedad, así como para una área boscosa, el cambio en el uso de suelo, por materiales impermeables (pavimento), trae como consecuencia una reducción en la evaporación, ya que el agua escurre rápidamente por los drenajes y por lo tanto, la humedad en el ambiente, es menor.

Smith y colaboradores (1995), recomiendan que se tomen diferentes eventos de muestras de agua de lluvia, en varios puntos de cada sitio. Esto haría posible mejorar las predicciones de eventos de lluvia y lograr una comparación aproximada sobre la composición química de la precipitación pluvial. De hecho, la zona oriente y surponiente son aquellas con más días con presencia de precipitación (más de 100 días) Jáuregui, 2000.

5.2. SITIOS DE MUESTREO

La **figura 5.1**, muestra los sitios de estudio (CU-ZMCM y Rancho Viejo). La ZMCM se localiza a una altitud promedio de 2240 msnm, a 19°26'13" latitud norte y 99°11' longitud oeste. Su extensión es de más de 2000 km² y se encuentra rodeada de complejos montañosos de origen volcánico; al sureste los Volcanes Popocatepetl e Iztaccíhuatl, al oeste se encuentra el Valle de Toluca, sus cimas más elevadas sobrepasan los 5000 m; al sur por las serranías del Ajusco y Chichinautzín, con una altura de 3700 msnm. La parte media de la cuenca hacia el norte, está bloqueada por la Sierra de Guadalupe, donde los cerros alcanzan los 2600 m (Báez *et al.*, 2003).

El muestreo se llevó a cabo en la azotea del Centro de Ciencias de la Atmósfera de la UNAM, ubicado en el campus de Ciudad Universitaria, con una precipitación media anual de 80 mm, se encuentra ubicada en la delegación Coyóacan. Las características geomorfológicas que atraviesan o la circunscribe, inciden no sólo sobre las características climáticas de la zona, sino sobre la cuenca de México. Entre estas formaciones se encuentran: Pedregal de Xitli, cinturón norte Ajusco-Teuhtli y cinturón sur Cerro Pelado-Cerro Tilcuaya. Estas sierras permiten en cierto grado, la recarga de acuíferos, algunos son sitios que por su riqueza forestal, constituyen reservas de fauna y flora (como la sierra del Ajusco y el Pedregal de Xitli). Ciudad Universitaria se encuentra rodeada por zonas residenciales y comerciales que actualmente superan los 51.5 km².

Rancho Viejo, Edo de México (RV), se encuentra ubicado a 19°06' de latitud norte y a 99°55' de longitud oeste, es una zona rural boscosa, se localiza a una altitud promedio de 2700 msnm, ubicada a 80 km de la ciudad de México y a 30 km de la ciudad de Toluca, con una precipitación media anual de 1440 mm. Es una zona rural que tiene un clima sub-húmedo, de acuerdo a su nivel de humedad y un clima semi-frio. De acuerdo a su temperatura, tiene un régimen térmico medio anual en el mes más caliente (abril),

de 6.5 °C. Una gran parte de la superficie de Rancho Viejo, está asignada a actividades recreativas y en menor grado a usos agrícolas.

Figura 5.1. Rancho Viejo, Edo, México y la Zona Metropolitana de la Ciudad de México



5.3. TÉCNICAS DE MUESTREO

5.3.1. INSTRUMENTAL

Ciudad Universitaria, Zona Metropolitana de la Ciudad de México (CU-ZMCM)

La figura 5.2 muestra el colector de lluvia automático (Andersen, General Metal Works, Inc.) wet/dry Andersen modelo 78-100, utilizado para la colección de la precipitación pluvial. Para el muestreo se utilizaron cubetas de polietileno de alta densidad (HDPE), con capacidad de 20L. Estos colectores tienen cuatro componentes principales:

- (1) Un sensor electrónico que detecta el inicio y fin de un evento de lluvia.

- (2) Un sensor electrónico que detecta el inicio y fin de un evento de lluvia.
- (3) Un mecanismo que permite mover el techo de dos aguas, en respuesta al sensor.
- (4) Un techo de dos aguas móvil para tapar y sellar las cubetas.
- (5) Cubetas colectoras de polietileno de alta densidad (HDPE).

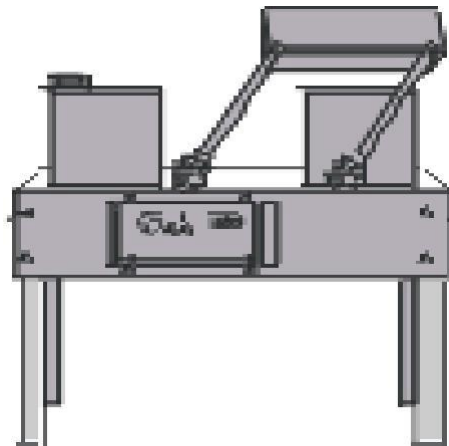
Figura 5.2. Colector de lluvia automático Andersen, General Metal Works, Inc. en CU-ZMCM.



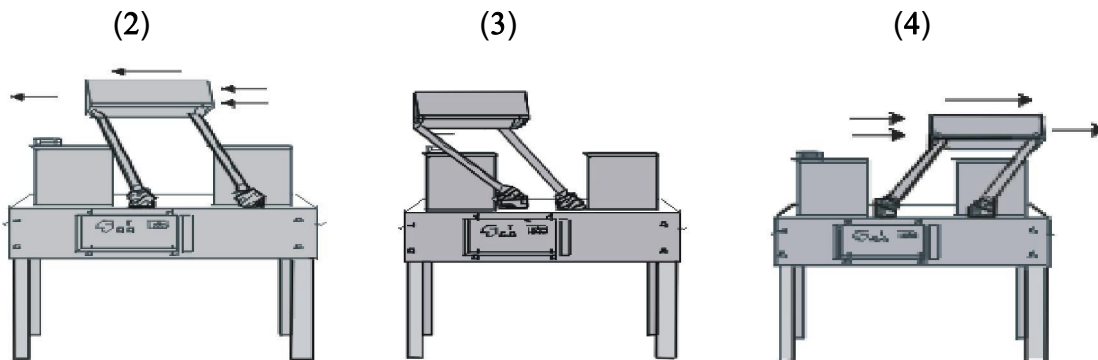
El principio de operación de este equipo es el siguiente:

- Cuando no hay precipitación pluvial, la cubeta encargada de captar el agua de lluvia se encuentra cubierta y sellada por el techo de dos aguas, mientras que la cubeta encargada de captar la deposición seca se encuentra abierta (1).

(1)



- Al empezar a llover, el sensor detecta el agua de lluvia y activa el mecanismo para que el techo se deslice (2) y deje al descubierto la cubeta encargada de coleccionar el agua de lluvia, al tiempo que cubre y sella la cubeta (3), que capta la deposición seca
- Al dejar de llover, el sensor vuelve a activar el mecanismo del techo, regresándolo a su posición original (4).



Las cubetas utilizadas para la colección de las muestras de agua de lluvia, para la determinación de las especies iónicas, se lavaron previamente con agua desionizada ASTM grado Tipo II (agua destilada con una conductividad eléctrica $< 1 \mu\text{mho cm}^{-1}$ a 25°), las cubetas utilizadas para la colección de las muestras de agua de lluvia, para la determinación de los metales pesados (Al, Cd, Cr, Fe, Mn, Ni, Pb y V), se trataron previamente con HNO_3 3.2 M, el procedimiento de limpieza de las cubetas se llevó a cabo de acuerdo al método descrito por Keller *et al.* (1988).

Rancho Viejo, Edo. de México (RV)

Debido a que en RV no se contó con condiciones de seguridad para dejar el colector automático de lluvia (Andersen, General Metal Works, Inc.), el muestreo se realizó utilizando dos colectores convencionales simples, uno para la determinación de especies iónicas y otro para metales pesados y consiste de un embudo de 20 cm de diámetro de polietileno, acoplado a una botella de polietileno de alta densidad (HDPE), la cual se encuentra sostenida por una base de metal (figura 5.3). El sistema de muestreo se instaló a una altura mínima de 1 m del piso, para prevenir la contaminación del sistema, por salpicaduras. El sistema de colección utilizado cumple con las

especificaciones recomendadas por Galloway *et al.* (1982). El proceso de limpieza para las botellas y embudos utilizados en la colección de las muestras de agua de lluvia, para la determinación de las especies iónicas y metales pesados, fue el mismo que se realizó al material del colector automático de lluvia, utilizado en la ZMCM.

Figura 5.3. Diagrama del colector de lluvia en Rancho Viejo



En RV, se realizaron muestreos por cada evento de lluvia, mediante el colector convencional en forma manual, por duplicado (figura 5.3), tanto para la colección de especies iónicas y pH como para la determinación de los metales pesados (con un volumen mínimo de 250 mL, o bien cada 4 mm de lluvia), ya que este volumen permite determinar todos los parámetros realizados para los análisis. Este tipo de muestreo permite evaluar cuál es el comportamiento de cada uno de los componentes durante el transcurso de un evento de precipitación, y a partir de esto, es posible inferir los procesos “rain-out y wash-out”, involucrados en la remoción de gases y aerosoles (Baéz *et al.*, 2006; García *et al.*, 2006), lo cual está en función de la duración e intensidad del evento.

5.4. DISEÑO Y CONSTRUCCIÓN DE UN TÚNEL DE VIENTO EN EL CENTRO DE CIENCIAS DE LA ATMÓSFERA EN LA UNAM (CCA)

Para simular las condiciones de velocidad y viento a las que está sometido un colector de lluvia, se construyó un túnel de viento diseñado en el Centro de Ciencias de la Atmósfera en la UNAM (figura 5.4); al cual, a partir de este momento denominaremos “*Túnel de Viento-CCA*”, bajo la asesoría técnica del Laboratorio de Túnel de Viento y Fenómenos de Fluidos, del Instituto de Ingeniería-UNAM y la parte electrónica por el Laboratorio de Electrónica del Centro de Ciencias de la Atmósfera. El túnel mide 0.90 m diámetro y 2.0 m de longitud.

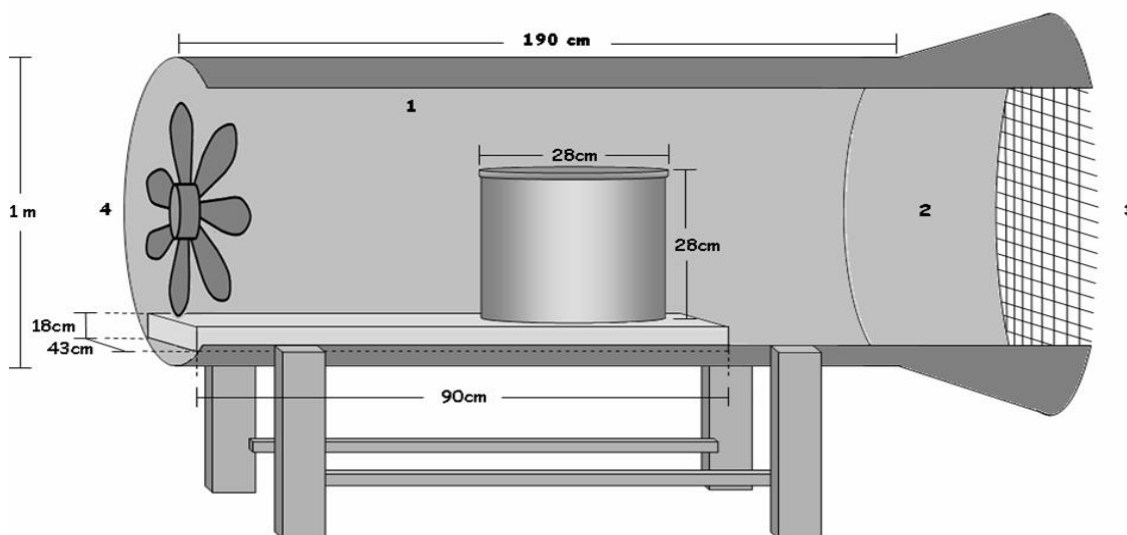
Figura 5.4. Túnel de viento diseñado en el Centro de Ciencias de la Atmósfera-UNAM



En la **figura 5.5** se presenta un esquema del túnel de viento abierto, donde se aprecian sus distintas componentes:

1. Un pleno o cámara, cuya función principal es la disminución de la turbulencia y de las no uniformidades de flujo,
- 2.- Una embocadura ó enderezador de flujo,
- 3.- Una Malla (Honeycomb) que permite junto con el enderezador de flujo la uniformidad del flujo y
- 4.- Un motor de un caballo de fuerza, 250 rpm y un extractor que consta de 7 espas.

Figura 5.5. Túnel de viento, construido en el Centro de Ciencias de la Atmósfera-UNAM



5.5. PREPARACIÓN DE MUESTRAS PARA EL ANALISIS QUÍMICO

5.5.1. METALES PESADOS

La preparación de las muestras colectadas, es el principal paso en los análisis por Espectrofotómetro de Absorción Atómica (E.A.A.) y Cromatografía Líquida de Alta Resolución (por sus siglas en inglés, HPLC), por lo que se gran parte del trabajo experimental, a la preparación de las muestras, ya que por experiencia, se ha

encontrado que el 90 % del éxito de un análisis, depende del tratamiento y preparación de la muestra, previo a su análisis (Yang *et al.*, 2002; Kulkarny *et al.*, 2003; Marrero *et al.*, 2005; Pekney y Davidson, 2005).

Fracción soluble:

Después de la colección, las muestras de lluvia, se filtraron a través de una membrana de policarbonato de 0.4 μm , la cual previamente se enjuagó con 300 mL de agua desionizada, usando un sistema de filtración magnético (Gelman de 47-mm). El filtrado se acidificó a un pH = 1.8 con HNO_3 0.016N y 60 mL de la muestra se transfirieron a botellas de polietileno de alta densidad (HDPE), a fin de evitar contaminación con los iones que puede liberar el vidrio (Keller *et al.*, 1988), obteniéndose la fracción soluble de las muestras de lluvia. Las muestras se mantienen en refrigeración (4°C) hasta su análisis.

Fracción insoluble:

Los filtros obtenidos del proceso de filtración de las muestras de precipitación pluvial, en la fracción soluble, se prepararon de acuerdo a las técnicas de la U.S. EPA Digestion Procedure for Microwave Extraction for Ambient Filter Samples (1999), Method IO-3.1., con control de presión y temperatura, **figura 5.6**. Los filtros se sometieron a una digestión ácida en caliente, utilizando ácido nítrico concentrado ultra puro, empleando un horno de microondas marca CEM, modelo MARS 5, con una capacidad para 14 vasos (HP-500) de politetrafluoruro de etileno (PTFE), el cual cuenta con un sensor de presión (ESP-1500 Plus) y un sistema para control de temperatura (EST-300 Plus), que resisten altas presiones y temperaturas, a las cuales son sometidos los filtros en el proceso de digestión.

Los filtros se colocaron en los vasos de PTFE, adicionando 15 mL de HNO_3 3M, el tiempo de digestión fué de 45 minutos. Una vez digeridas las muestras, se filtraron y se aforaron a 25 mL con agua desionizada, obteniendo una acidez final del HNO_3 de 0.45N, obteniendo así, la fracción insoluble de las muestras de lluvia. Las muestras se mantuvieron en refrigeración (4°C) hasta su análisis.

La ventaja de un sistema cerrado de digestión asistida por horno de microondas, es que se obtiene alta eficiencia de calor, provocando un aumento de presión, debido a la evaporación de los ácidos usados para la digestión y los gases involucrados durante la descomposición de la matriz de la muestra (materia orgánica). Esto es benéfico, porque incrementa el punto de ebullición de los ácidos involucrados, lo que ayuda al rompimiento de la matriz de la muestra (Yang *et al.*, 2002; Kulkarny *et al.*, 2003; Pekney y Davison, 2005).

Objetivos de la preparación de muestras (fracción insoluble):

- Digerir los filtros en microondas para obtener una muestra líquida.
- Destruir la totalidad de la materia orgánica
- Retener los analitos de interés en solución, a concentraciones detectables.

Figura 5.6. Sistema de digestión por microondas marca CEM, modelo MARS 5



5.5.2. IONES INORGÁNICOS

Después de la colección. Las muestras se filtraron con una membrana de nylon de 0.45 μm y 47mm de diámetro, la cual previamente se enjuagó con 100 mL de agua desionizada ASTM grado Tipo II (agua destilada con una conductividad eléctrica $< 1 \mu\text{mohms cm}^{-1}$ a 25°C) aproximadamente, usando un sistema de filtración al vacío. Las muestras se transfirieron a botellas de HDPE y se mantuvieron en refrigeración (4°C) hasta su análisis.

DIAGRAMA DE PREPARACIÓN DE LAS MUESTRAS DE LLUVIA PARA EL ANALISIS QUÍMICO DE METALES PESADOS

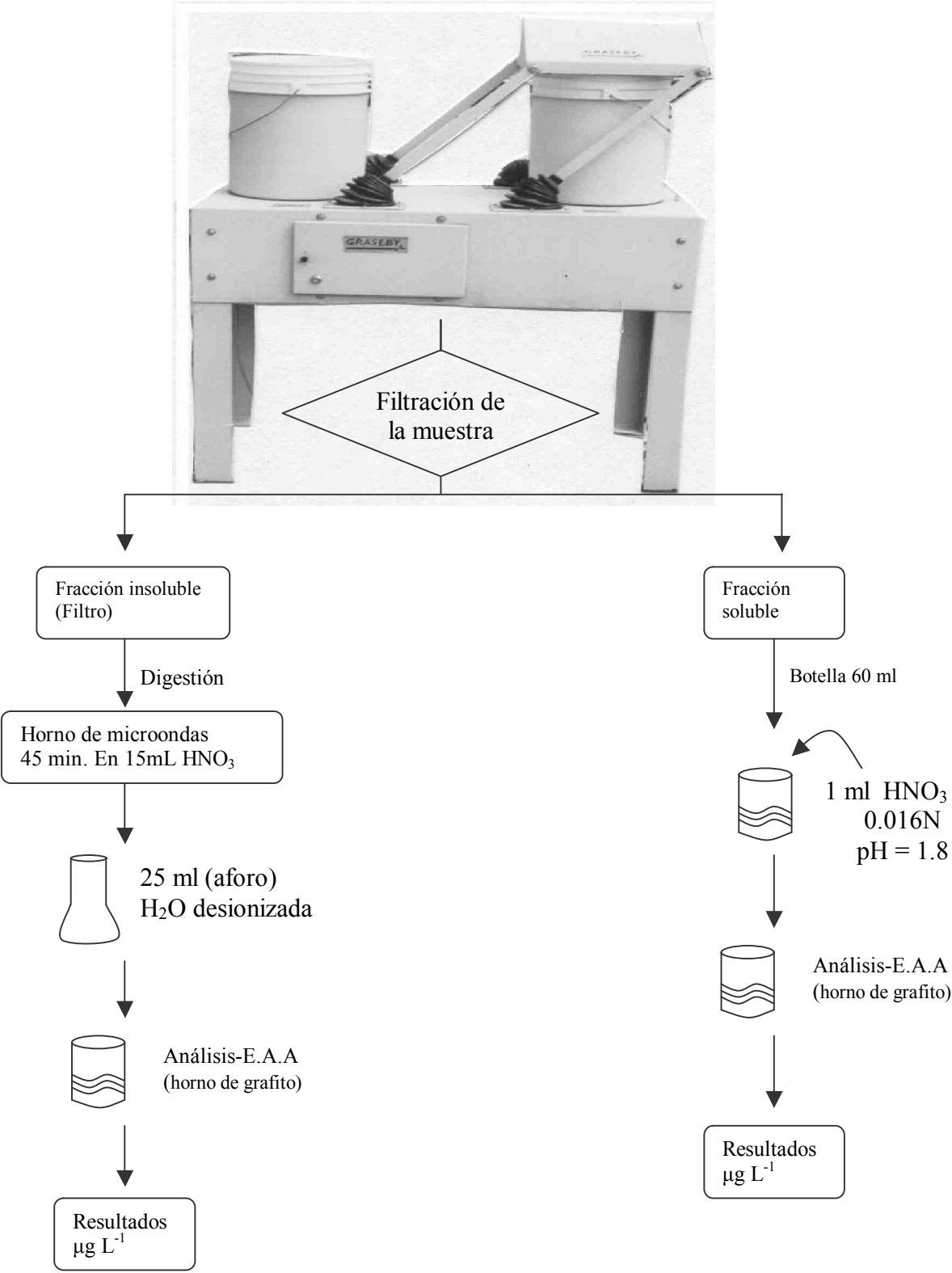
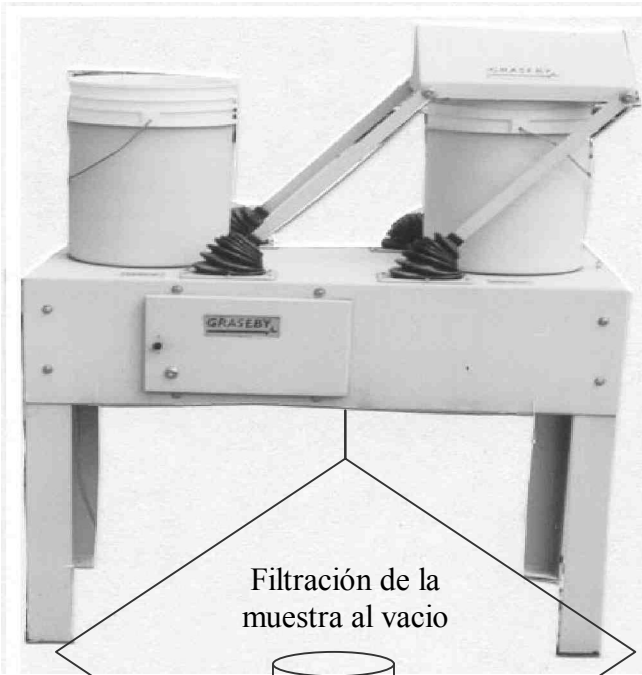


DIAGRAMA DE PREPARACIÓN DE LAS MUESTRAS DE LLUVIA PARA EL ANALISIS QUÍMICO DE IONES INORGANICOS



Filtración de la muestra al vacío

Cromatografía (HPLC)
 SO_4^{2-} , NO_3^- , Cl^- y NH_4^+

Análisis por E.A.A. (flama)
 Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ y K^+

5.5.3. MÉTODO ANALÍTICO

5.5.3.1. TÉCNICAS USADAS PARA LA DETERMINACIÓN DE METALES PESADOS

Existen diferentes técnicas analíticas para la determinación de metales pesados, entre las más comunes se encuentran la Espectrofotometría de Absorción Atómica (E.A.A.), Plasma acoplado Inductivamente con Espectrometría de Emisión Atómica (ICP-AES por sus siglas en inglés), **tabla 5.1**. El análisis de metales pesados aplicando la técnica de ICP-AES, presenta mayor sensibilidad, partes por trillón (ppt), no tiene limitaciones en el tamaño de muestra y es multielemental (entre 30 y 40 elementos), siendo así una técnica muy adecuada para el análisis de metales. Sin embargo, en el campo de las Ciencias de la Tierra, encuentra múltiples dificultades, debido al tipo de matriz que utilizan las muestras para la digestión (HNO_3 , H_2SO_4 , HCl , H_3PO_4 , etc). La aplicación debe adecuarse al tipo de muestra por analizar y a las concentraciones de la especie presente.

La técnica de Espectrofotometría de Absorción Atómica (E.A.A) por horno de grafito, trabaja en el intervalo de partes por billón (ppb), su sensibilidad la hace ideal para aplicaciones en análisis de ultra-traza. Además, se puede aplicar esta técnica, en situaciones en las que se dispone de una pequeña cantidad de muestra.

Tabla 5.1. Características de los métodos de análisis para la determinación de metales pesados.

MÉTODO	CARACTERÍSTICAS
Plasma acoplado Inductivamente con Espectrometría de Emisión Atómica (por sus siglas en inglés, ICP-AES)	<ul style="list-style-type: none"> - Las muestras son aspiradas dentro de un plasma de argón a temperaturas altas y tiene una capacidad multielemental de 30 a 40 elementos. - Pobre sensibilidad para algunos elementos y problemas de interferencia con las matrices de las muestras. - Alta sensibilidad y detecta elementos a nivel traza en (ppt). - Costos de mantenimiento y operación altos.
Espectrofotometría de Absorción Atómica (por sus siglas en inglés, GFAAS)	<ul style="list-style-type: none"> - Las soluciones de las muestras son introducidas en tubos de grafito. El análisis se desarrolla en tres pasos (secado, calcinado y atomizado). - Volumen de muestra 3 ml - Se pueden obtener datos exactos para la determinación y réplicas de cada muestra. - Costos de mantenimiento y operación (30 % menos que el Plasma).

5.5.4. ANÁLISIS QUÍMICO

5.5.4.1. METALES PESADOS

El análisis químico de metales pesados en de las muestras, de lluvia se realizó, empleando un Espectrofotómetro de Absorción Atómica (GBC AVANTA Σ), con un horno de grafito acoplado a una fuente de poder y un auto-muestreador automático, modelo PAL3000, ambos controlados por una computadora. Se utilizó una lámpara de deuterio, con corrección de fondo, tubos de grafito pirolíticamente recubiertos y lámparas de cátodo hueco (Photron Super lamp). Los metales pesados estudiados

fueron: Al, Cd, Cr, Fe, Mn, Ni, Pb y V; los cuales se analizaron con su correspondiente lámpara y a la longitud de onda característica de la línea de emisión de cada metal. La calibración se realizó empleando estándares certificados, que se prepararon dentro del intervalo de concentración esperado de las muestras trazables a NIST, Instituto Nacional de Estándares y Tecnología de los Estados Unidos (National Institute of Standard and Technology, NIST).

5.5.4.2. ANÁLISIS DE PARTÍCULAS

Una vez realizadas las pruebas en el túnel de viento-CCA, las cubetas colectoras utilizadas para la deposición seca, se llevaron al laboratorio para realizar el análisis químico de los metales pesados asociados a las partículas, que podrían haberse depositado dentro de éstas, por acción del viento.

Las cubetas se enjuagaron aproximadamente con 200 mL de agua desionizada, esta agua de enjuague se filtró utilizando el mismo sistema de filtrado descrito en capítulo V, sección 5.5.1. Posteriormente el análisis químico de las muestras se realizó aplicando la técnica de E.A.A. (horno de grafito), técnica descrita en la sección 5.5.4.1, del capítulo V.

5.5.4.3. IONES INORGÁNICOS

La determinación de Na^+ , K^+ , Ca^{2+} y Mg^{2+} , se efectuó utilizando un Espectrofotómetro de Absorción Atómica (flama), es un método analítico basado en la absorción de radiación de diferentes longitudes de onda, según el elemento a analizar. La gran ventaja de la E.A.A., es su sensibilidad que junto con la banda de absorción y de emisión de cada metal, son extremadamente estrechas. Las muestras de agua de lluvia no requieren ninguna preparación especial, para la determinación de Na^+ , K^+ , Ca^{2+} y Mg^{2+} , se tomaron 10 mL de muestra por duplicado, se adicionó 1 mL de cloruro de cesio a las muestras que se les analiza Na^+ y K^+ y un 1 mL de óxido de lantano para las muestras que se les analiza Ca^{2+} y Mg^{2+} , con el objetivo de evitar interferencias de ionización.

Las especies iónicas analizadas fueron: SO_4^{2-} , NO_3^- , Cl^- y NH_4^+ , usando un Cromatógrafo Líquidos de Alta Resolución (HPLC), Perkin-Elmer, equipado con una bomba isocrática, modelo 250 y un conductímetro, acoplado a una computadora personal PC Epson.

La técnica para el análisis de SO_4^{2-} , NO_3^- , Cl^- utilizó una columna de intercambio aniónico, marca Hamilton PRP-X100; la fase móvil es una solución 2 mM de ácido ftálico/10% de acetona, ajustada a un pH de 5 con hidróxido de sodio, a un flujo de 2 mL min^{-1} . La detección de estos iones se hizo por conductividad.

La técnica para el análisis de NH_4^+ fue una columna de intercambio catiónico, marca Hamilton PRP-X200, la fase móvil es una solución 4 mM de ácido nítrico/30% de metanol, a un flujo de 2 mL min^{-1} . La detección de este ión se hizo por conductividad.

El pH del agua de lluvia, se determinó con un electrodo de combinación, utilizando un potenciómetro (autochemistry system) modelo Orion 960, la calibración del equipo se realizó con soluciones buffer marca MERCK de pH 4 y 7.

Los H^+ se calcularon a partir del pH:

$$\text{H}^+ = 10^{-\text{pH}}$$

5.6. VALIDACIÓN DEL MÉTODO

5.6.1. ASEGURAMIENTO DE CALIDAD

El control de calidad se realizó analizando blancos de filtros de laboratorio y de campo. La evaluación del procedimiento de limpieza se hizo vertiendo a las botellas un volumen medido de agua desionizada, que se aproxime al los 60 mL de la muestra filtrada. Se aplicó el método de recuperaciones (estimación del *sesgo* “bias” del método analítico U.S. EPA, 1973, que es la adición del analito a muestras naturales), por medio de una adición de laboratorio “*laboratory spike*”, volumen conocido de analito, que es

adicionado a la muestra. Posteriormente se realizaron las siguientes pruebas de control de trazabilidad (Ronco *et al.*, 2002):

Linealidad.- La linealidad se determina construyendo una curva de calibración (concentración vs. respuesta), con tres puntos a partir de la dilución del estándar. Se emplearon 5 diluciones entre 5 y 20 $\mu\text{g L}^{-1}$ (ppb), para los metales y para iones las diluciones fueron en mg L^{-1} (ppm) las siguientes:

Cl⁻: 0.5 a 3.0 ppm
NO₃⁻: 0.1 a 1.5 ppm
SO₄²⁻: 1.0 a 15.0 ppm
Na⁺: 0.5 a 2.0 ppm
NH₄⁺: 0.1 a 3.0 ppm
K⁺: 0.5 a 2.0 ppm
Ca²⁺: 0.1 a 0.4 ppm
Mg²⁺: 0.25 a 2.0 ppm

Tanto para metales como para iones, las diluciones se hicieron a partir de soluciones stock de 1000 ppm, haciendo las diluciones correspondientes. Todas las soluciones stock utilizados fueron estándares certificados, marca High-Purity Standard, pureza 99%.

Se utilizó, el método de calibración de adición de estándar externo. Con esta técnica se preparan soluciones estándar alrededor de la concentración de las muestras. Después se corren bajo las mismas condiciones analíticas, obteniéndose las alturas de los picos (para HPLC) y las absorbancias (para E.A.A.) y se construye una gráfica de altura contra concentración (HPLC) y las gráficas correspondientes de absorbancia vs concentración (E.A.A.). Analizando las muestras en iguales condiciones, con las alturas o absorbancia, extrapolando en la gráfica de calibración, se encuentran las concentraciones de las muestras. Los resultados analíticos son proporcionales a la concentración de la sustancia, dentro de un intervalo, de acuerdo a los siguientes criterios:

$CV \leq 1.5 \%$, (coeficiente de variación)
 $r \geq 0.99$, (coeficiente de correlación)
 $r^2 \geq 0.989$, (coeficiente de correlación al cuadrado)
 $b \approx 0$ (intersección de la curva en el eje de las ordenadas) y,
 $m =$ (sensibilidad del sistema (pendiente de la recta)).

En la **tabla 5.2.** se observan los criterios de linealidad y los valores experimentales, para alguno de los metales determinados:

Tabla 5.2. Linealidad del Sistema

Criterio/Especie	Plomo	Cadmio	Cromo	Vanadio	Aluminio
$CV \leq 1.5\%$	0.88%	1.60%	2.24%	0.97%	2.65%
$r \geq 0.99$	0.99	0.99	0.99	0.99	0.99
$r^2 \geq 0.999$	0.98	0.98	0.98	0.98	0.98
$B \approx 0$	~0.0	~0.0	~0.0	~0.0	~0.0
$M =$ sensibilidad	1.02	1.69	0.99	1.57	3.55

Límite de detección.- Se establece corriendo un blanco reactivo, midiendo el nivel de ruido y sumándole tres veces la desviación estándar de señal del blanco detectada a por el sistema analítico.

$$\text{Límite de Detección (LOD)} = Y_B + 3s_b$$

Donde:

Y_B = señal del blanco o ruido de fondo

$3s_b$ = (3) veces la desviación estándar del blanco

Los límites de detección para los iones: $Na^+ = 0.002$, $K^+ = 0.006$, $Ca^{2+} = 0.01$, $Mg^{2+} = 0.003$, $NH_4^+ = 0.05$, $Cl^- = 0.04$, $NO_3^- = 0.31$ y $SO_4^{2-} = 0.2$ en ppm ($mg L^{-1}$).

Los límites de detección para metales: Al = 6.03, Cd = 0.07, Cr = 0.38, Fe = 2.04, Mn = 0.46, Ni = 0.78, Pb = 1.14 y V = 3.12 en ppb ($\mu g L^{-1}$). En la **tabla 5.2**, como un ejemplo, se muestra la curva de calibración de Al, para determinar los límites de detección.

Tabla 5.3. Curva de calibración de Aluminio para determinar el límite de detección (LOD).

Standard	Conc. (µg/L)	%RSD	Abs.	Promedio	DE	%CV	Varianza
Cal Blanco	-----	15.03	0.045	0.045	0.006	11.503	4.608E-05
Standard 1	6	4.41	0.082	0.082	0.003	1.410	1.314E-05
Standard 2	8	3.21	0.100	0.127	0.002	1.155	7.4891E-06
Standard 3	10	5.18	0.180	0.179	0.009	0.9182	8.616E-05
Standard 4	15	2.38	0.267	0.267	0.006	1.377	4.052E-05
Standard 5	20	1.74	0.322	0.322	0.005	1.737	3.136E-05
Standadr	Conc. (µg/L)	%RSD	Abs.	Promedio	DE	%CV	Varianza
Cal Blank	-----	11.36	0.036	0.036	0.0041	11.483	1.667E-05
Standard 1	6	5.52	0.090	0.089	0.0049	1.518	2.447E-05
Standard 2	8	3.39	0.123	0.122	0.0042	1.387	1.734E-05
Standard 3	10	3.82	0.162	0.162	0.0062	1.818	3.860E-05
Standard 4	15	3.62	0.221	0.221	0.0080	1.618	6.407E-05
Standard 5	20	3.18	0.259	0.259	0.0083	1.181	6.817E-05
Standard	Conc. (µg/L)	%RSD	Abs.	Promedio	DE	%CV	Varianza
Cal Blank	-----	HIGH	0.027	0.027	0.0252	11.519	6.361E-04
Standard 1	6	7.14	0.155	0.155	0.0111	1.142	1.233E-04
Standard 2	8	5.85	0.221	0.206	0.0069	1.329	4.716E-05
Standard 3	10	2.07	0.294	0.294	0.0061	1.067	3.711E-05
Standard 4	15	4.55	0.422	0.422	0.0192	1.549	3.695E-04
Standard 5	20	0.96	0.495	0.495	0.0047	1.957	2.244E-05
Standard	Conc. (µg/L)	%RSD	Abs.	Promedio	DE	%CV	Varianza
Standard 1	6	4.58	0.162	0.162	0.0074	1.585	5.522E-05
Standard 2	8	4.18	0.227	0.227	0.0095	1.179	9.032E-05
Standard 3	10	2.16	0.346	0.311	0.0032	1.026	1.023E-05
Standard 4	15	0.84	0.421	0.421	0.0035	0.836	1.240E-05
Standard 5	20	1.48	0.495	0.495	0.0073	1.482	5.397E-05

%RSD (desviaciones estándar relativa), Abs. (absorbancia), DE (desviaciones estándar), %CV (coeficiente de variación).

Límite máximo permisible.- Concentración máxima detectada, que puede ser cuantificada bajo las condiciones de operación establecidas en el método.

Criterios:

Precisión: ≤ 5 %,

Exactitud: ≤ 15 %,

Límite de cuantificación.- Es la concentración mínima, de la sustancia de interés, que puede ser cuantificada de manera confiable con una precisión y exactitud adecuadas.

Criterios:

Precisión: $\leq 5 \%$,

Exactitud: $\leq 10 \%$,

Precisión.- La precisión es el grado de concordancia entre una serie de determinaciones obtenidas de repetir el análisis de la muestra homogénea y se expresa como la desviación estándar relativa o el coeficiente de variación.

Repetibilidad.- Es la precisión de un método analítico expresado como la concordancia entre determinaciones independientes, realizadas bajo las mismas circunstancias.

Criterios:

$CV \leq 1.5 \%$,

La repetibilidad se determinó mediante el análisis por sextuplicado de una solución estándar, de cada uno de los analitos de interés, de concentración característica conocida, obteniéndose los valores de coeficientes de variación de:

$CV_{Pb} = 1.5\%$

$CV_{Cd} = 1.2\%$

$CV_{Cr} = 1.6\%$

$CV_V = 1.5\%$

$CV_{Al} = 1.7\%$

Reproducibilidad.- Es la precisión de un método analítico expresado como la concordancia entre determinaciones, independientes realizadas bajo condiciones diferentes.

Criterios:

$CV \leq 2 \%$,

La reproducibilidad se determinó mediante el análisis por triplicado de los analitos de interés, a la concentración característica de cada metal, utilizando curvas de calibración distintas, en días distintos.

5.6.2. ESTIMACIÓN DE LA INCERTIDUMBRE

Con base a los resultados obtenidos, se determinó la estimación de la incertidumbre de medición, de acuerdo a la ISO 17045 (04/2000) Medición y Determinación de la Incertidumbre, para realizar los cálculos, se seleccionó un conjunto de parámetros intrínsecos o variables de entrada, que fueron tratadas como variables aleatorias. Dada la variabilidad a los procedimientos analíticos aplicados y a los procedimientos de muestreo, se consideraron las concentraciones máximas de cada metal determinado, en 20 muestras, del total de las muestras analizadas, para la caracterización del método en estudio.

Para el cálculo de la **incertidumbre** (U.S. EPA, 1993), se realizó un muestreo representativo de matrices heterogéneas, en la cual la concentración del o los analitos de interés, variaron su concentración en el espacio y en el tiempo. Se tomaron en cuenta tres parámetros estadísticos para el cálculo de la incertidumbre; la incertidumbre estándar que puede ser de dos tipos: el A se obtiene de manera experimental (calculando la desviación estándar) y B de los certificados de calibración.

A continuación se presentan los pasos que se siguieron para obtener la incertidumbre en la medición:

1. Se realizaron 10 mediciones preliminares y se determinó el error promedio de cada medición
 1. Se determinó N_{ob} (número de observaciones)
 2. Se calculó el promedio y su incertidumbre estadística
 3. Se calculó el error relativo porcentual
 4. Se analizaron posibles fuentes de error sistemáticos y se corrigió el valor medido
 5. Se debe evaluar la incertidumbre absoluta de la medición, combinando las incertidumbres estadísticas y sistemáticas

La **varianza** es una forma natural de medir la dispersión en torno al muestreo, se calculó la media de las concentraciones de siete metales determinados (Al, Cd, Cr, Ni, Mn, Pb y V), pero como hubo valores por arriba y por debajo de la media, se calculó mejor el cuadrado de las diferencias (Sprenst, 1989). Así, se define a la varianza de una variable estadística, como la media de los cuadrados de las desviaciones de sus valores, respecto a su media. Se representa por s^2 :

$$s^2 = \frac{1}{n-1} \cdot \sum_{i=1}^n (x_i - \bar{x})^2 \quad (\text{ec. 1}).$$

Se distingue aquí, entre los casos de variable estadística y variable aleatoria. En el primer caso, tendremos una serie de valores concretos, de los que vamos a calcular su varianza, la *varianza muestral* (ec. 1). En el caso de variable aleatoria, estaremos calculando una *varianza estimada*, ya que no estamos tomando muestras de un conjunto de datos inmenso y por lo tanto la media y varianza son estimadas, no conocidas. La expresión que la define cambia en un pequeño detalle, en vez de dividir el resultado de la suma entre (n-1), se divide entre (n), así:

$$s^2 = \frac{1}{n} \cdot \sum_{i=1}^n (x_i - \bar{x})^2 \quad (\text{ec. 2})$$

Desviación típica (o estándar).- Es la raíz cuadrada de la varianza.

$$s = \sqrt{\frac{1}{n-1} \cdot \sum_{i=1}^n (x_i - \bar{x})^2} \quad (\text{ec. 3})$$

Coefficiente de variación.- El cociente entre la desviación típica y la media. Eliminamos con esta medida la influencia de la escala escogida en las mediciones efectuadas.

$$c^v = \frac{s}{\bar{x}} \quad (\text{ec. 4})$$

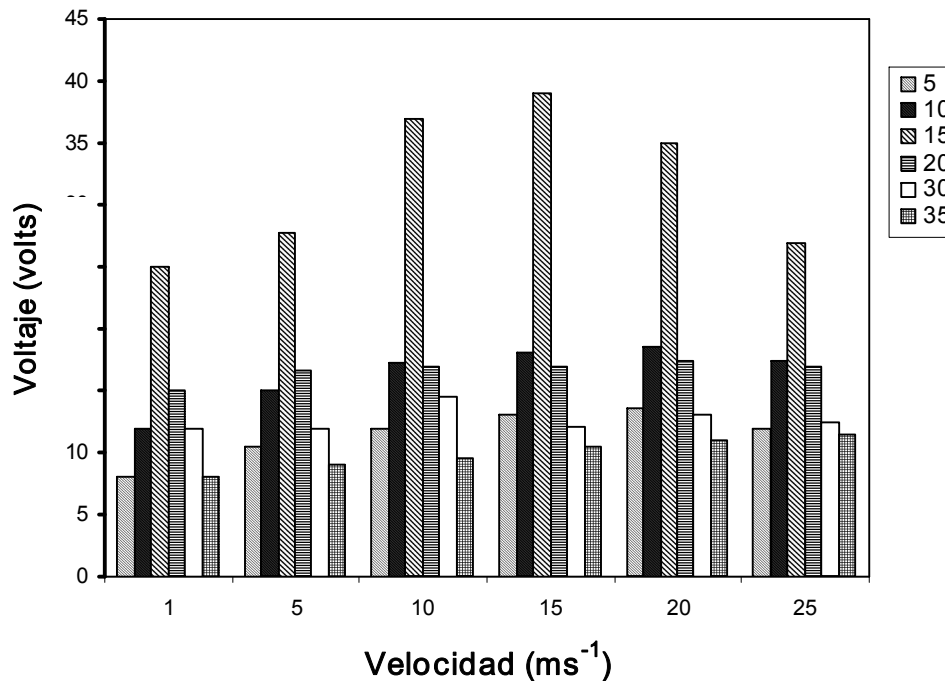
Un aspecto de importancia que se debe tener en cuenta en el muestreo, es el traslado, la conservación, la preparación de las muestras y el tratamiento durante el análisis. Consideración asociada al manejo de los problemas que surgieron de la naturaleza y disponibilidad de los compuestos en la muestra (Eurachem, 1998; Eurachem/Cita Guide, 2000), especialmente en los filtros muestreados para la determinación de la fracción insoluble, los cuales se prepararon para su digestión en caliente, por horno de microonda.

5.6.3. PRUEBAS DE CARACTERIZACIÓN DEL TÚNEL DE VIENTO-CCA

Se realizaron las pruebas de caracterización del Túnel de viento-CCA a la horizontal y vertical, utilizando los mismos sensores y componentes electrónicos estandarizados del Túnel de viento de Ingeniería, que siguen lineamientos Internacionales certificados.

La velocidad de referencia se registró mediante un tubo Pitot, colocado en la sección de medida y un equipo Scanivalve. Todas las medidas de velocidad se procesaron y grabaron mediante el sistema de señal Lab Windows/CVI de National Instruments utilizando una tarjeta convertidora A/D, modelo Lab PC++ de National Instruments. Las medidas de la velocidad de referencia se tomaron a 300 Hz, obteniendo la relación directa entre la presión en volts y velocidad en ms^{-1} , a las diferentes frecuencias de velocidad del rotor del túnel de viento abierto (**figura 5.7**).

Figura.5.7. Pruebas de caracterización del Túnel de viento-CCA
Velocidad (ms^{-1}) contra voltaje (mV)



Para la velocidad del viento, se utilizó un anemómetro de propela marca Extech, modelo 451212, el cual convierte el movimiento de sus aspas en un voltaje que es registrado en un multímetro. Las medidas de velocidad de la componente longitudinal del túnel de viento-CCA, se realizaron en todo lo alto de la zona de trabajo, a la horizontal y a la vertical.

El anemómetro se posicionó con la ayuda de una barra vertical ubicada en la sección de medida. Esta barra se elevó mediante una cremallera que permite posicionar el anemómetro desde el techo hasta la zona de trabajo. Se seleccionaron tres posiciones para el mismo: en la línea media de la sección de medida (32cm) y distante 25 cm de cada pared de la sección de medida.

Para la adquisición de los datos se seleccionó un equipo data-logger, modelo HOB0 U12-012, con software Hoboware, el cual tiene la capacidad de registrar temperatura y humedad relativa, cuenta con dos canales analógicos de 12 bits, para una entrada máxima de 2.5 volts, con la resolución siguiente:

$$\text{Resolución} = \frac{2.5 \text{ volts}}{2^{12}} = 0.61035$$

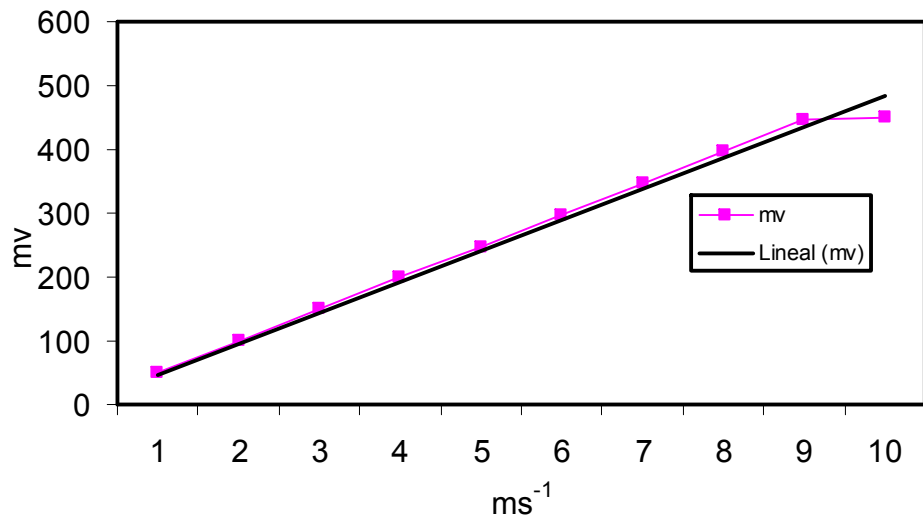
Lo anterior implica que no se podría distinguir las décimas de ms^{-1} , aplicando directamente la salida del anemómetro al adquisidor. Para mejorar la resolución, se incluyó una etapa amplificadora en el anemómetro, obteniendo prácticamente 50 mV/m/s. Con esta adecuación, se pueden leer hasta las centésimas de ms^{-1} y las velocidades altas pueden ser perfectamente medidas, sin exceder los 2.5 mV que corresponde a 50 ms^{-1} .

En la **tabla 5.4** y **figura 5.8**, se muestran los resultados obtenidos de las mediciones de voltaje contra velocidad en el Túnel de viento-CCA. El software (Hoboware), permite introducir distintas escalas para que los valores registrados estén dados directamente en metros por segundo (ms^{-1}). Esto nos permitió confirmar la calibración del Túnel de viento-CCA, obteniendo una relación directa entre el votaje (volts) y la velocidad de viento (ms^{-1}).

Tabla 5.4. Medición de voltaje contra velocidad

Velocidad (ms^{-1})	Voltaje salida (mV)
1	50.0
2	100.0
3	148.0
4	198.0
5	248
6	298.0
7	347.5
8	397.2
9	447.0
10	497.0
30.2	1500

Figura 5.8. Velocidad (ms^{-1}) contra voltaje (mV)



CAPÍTULO VI

RESULTADOS

En el presente capítulo, se presentan los resultados del análisis químico de los iones en la fracción soluble y de los metales pesados en la fracción soluble e insoluble, de las muestras de lluvia colectadas, posteriormente en capítulo VII se presentan la evaluación de los resultados.

El universo de estudio estuvo constituido por un total de 107 muestras para CU-ZMCM (zona urbana) y 51 para RV (zona rural), que corresponde al número de muestras colectadas, en el periodo de muestreo 2003 y 2004.

A partir de un análisis no paramétrico de varianza (prueba de Kruskal-Wallis), se observó que no existe diferencia significativa cuando se realizó la prueba entre las concentraciones de iones y metales pesados para cada año y sitio por separado (Miller y Miller, 2002).

Una vez realizada esta prueba, se decidió trabajar los datos en conjunto de los dos periodos de muestreo para cada sitio (CU-ZMCM y RV), nuevamente se realizó un análisis no paramétrico de varianza (prueba de Kruskal-Wallis) y se observó que existe diferencia significativa entre las concentraciones de iones y metales pesados entre cada uno de los sitios.

En el Anexo I (**tablas A.1.1 a A.1.4**), se presentan las fechas, cantidad de lluvia (mm), valor de pH, concentración de los iones en microequivalentes/Litro ($\mu\text{e/L}$) y metales pesados en microgramos/Litro ($\mu\text{g/L}$), determinados en las muestras de lluvia colectadas en los dos sitios de muestreo para el año 2003 y 2004.

En las **tabla A.1.5 a A.1.8**. del Anexo I se comparan los valores de concentración promedio ponderada (CPP) de metales pesados ($\mu\text{g L}^{-1}$), y iones inorgánicos ($\mu\text{eq L}^{-1}$)

determinados en la precipitación pluvial en CU-ZMCM y RV, con los registrados en áreas urbanas y áreas rurales de otros países.

En el Anexo II (**figuras A.2.1. a A.2.4.**), se presentan los mapas de trayectorias de las masas de aire, calculados con el modelo MM5 a 19 (Z) 13:00 Hora Local a 500 milibares (mb), realizadas en CU-ZMCM y RV y en las **figuras A.2.5. a A.2.8.** se presentan los mapas de trayectorias de las masas de aire, calculados con el modelo HYSPLIT a 19 (UTC) 13:00 Hora Local, al nivel superficial y a una altitud de 1000 y 2500 m, realizadas en CU-ZMCM y RV.

Así mismo, se realizó un total de 5 muestreos en el túnel de viento abierto (que corresponde a 3 cubetas por cada velocidad seleccionada 5, 10, 15 y 20 ms^{-1}), simultáneamente se realizó el conteo de partículas con el equipo LASAir Optical Particle Counter, modelo LASAIR II-110 contador de partículas óptico.

6.1. DETERMINACIÓN DE LA DEPOSICIÓN DE METALES PESADOS

Investigaciones realizadas sobre los mecanismos que controlan la deposición de metales pesados en ecosistemas acuáticos y terrestres, toman en cuenta la especiación, biodisponibilidad, reactividad, sedimentación y movilidad de los metales por acción del viento, lo que permite realizar estimaciones del impacto ambiental. La deposición de metales pesados debida al agua de lluvia, representa la parte sustancial y el componente principal de la deposición húmeda (Kitagishi y Yamame, 1981; Collison y Thompson, 1989; Crompton, 1998).

Se llevaron a cabo los cálculos necesarios de deposición húmeda, a partir de la concentración promedio ponderada total (CPP-T) de los metales determinados en la precipitación pluvial. Para el cálculo de la deposición húmeda se multiplicó la CPP de cada uno de los metales, por la cantidad total de lluvia en un intervalo de tiempo, se consideró como precipitación pluvial total al periodo de lluvia que va de mediados de Mayo a finales de Octubre, para los dos años de muestreo, en cada sitio.

En las **tablas 6.1** y **6.2** se muestran los valores de deposición, para cada metal analizado, en los dos periodos de lluvia muestreados, de los dos sitios de muestreo.

Tabla 6.1. Deposición de metales pesados en $\text{mg m}^{-2} \text{ periodo}^{-1}$ colectados en CU-ZMCM, en el periodo 2003-2004

Metal	*CPP-T		$\text{mg m}^{-2} \text{ periodo}^{-1}$
	ppm	1537.86*	
Al	0.083		127.64
Cd	8.8×10^{-4}		1.35
Cr	1.2×10^{-3}		1.84
Fe	0.077		118.41
Mn	0.014		21.53
Ni	3.2×10^{-3}		4.92
Pb	5.4×10^{-3}		8.30
V	9.3×10^{-3}		14.30

* **CPP-T: Concentración Promedio Ponderada Total** (fracción soluble + fracción insoluble)

****ppm: Partes por millón**

*** **Cantidad de lluvia total en milímetros (mm)**

Tabla 6.2. Deposición de metales pesados en $\text{mg m}^{-2} \text{ periodo}^{-1}$ colectados en Rancho Viejo en el periodo 2003-2004

Metal	*CPP-T		$\text{mg m}^{-2} \text{ periodo}^{-1}$
	ppm	405.1*	
Al	0.107		43.34
Cd	1.4×10^{-3}		0.56
Cr	1.5×10^{-3}		0.60
Fe	0.086		34.83
Mn	7.6×10^{-3}		3.07
Ni	3.0×10^{-3}		1.21
Pb	2.4×10^{-3}		0.97
V	6.5×10^{-3}		2.63

* **CPP-T: Concentración Promedio Ponderada Total** (fracción soluble + fracción insoluble)

****ppm: Partes por millón**

*** **Cantidad de lluvia total en milímetros (mm)**

6.2. CÁLCULO DE LOS FACTORES DE ENRIQUECIMIENTO

El cálculo de los factores de enriquecimiento (FE) resulta útil para determinar el mayor o menor enriquecimiento de un elemento, teniendo en cuenta las variaciones naturales en la abundancia del mismo, debidas a la composición litológica, este método es empleado en numerosos estudios para diversos elementos, como medida de aporte antropogénico (Chesworth *et al.*, 1998; Martínez y Morales, 1995; Baize y Sterckeman, 2001). Los FE se obtienen normalizando las concentraciones de los metales a un elemento conservativo (Schütz y Rahn, 1982); en este caso se utilizó al Aluminio (Al) con un valor base promedio ponderado de $81,300 \text{ mg L}^{-1}$ para metales y Calcio (Ca^{2+}) para iones, con un valor promedio ponderado de $36,300 \text{ mg L}^{-1}$, por ser trazadores litogénicos, lo cual nos permite determinar el enriquecimiento antropogénico de un sitio (Mason y Moore, 1982). Estos resultados a su vez se normalizan a la relación metal/Al y ión/Ca, obtenida a partir de la concentración promedio ponderada ($\text{mg L}^{-1} = \text{ppm}$), dados por Mason y Moore, (1982).

Se tomaron los FE obtenidos por Mason y Moore (1982), porque es el estudio más completo publicado a la fecha, que muestra un incremento significativo correspondiente a los FE de 1962 a 1982. Los FE calculados por Mason y Moore (1982), fueron determinados de acuerdo a la composición geoquímica de los suelos, considerando a las especies químicas en diferentes lugares del mundo. Al calcular el FE de un metal o de un ión, podemos determinar si su concentración está enriquecida con respecto a la concentración natural. El FE se calcula con base a la concentración natural y la concentración local del metal o ión, en el sitio de estudio, si se obtiene un valor >1, entonces se considera que la concentración natural está incrementada antropogénicamente (Mason y Moore, 1982; Ferguson, 1990).

Se calcularon los factores de enriquecimiento (FE_C) aplicando la siguiente fórmula:

$$FE_C = ([C_X] / [C_{Al}])_{\text{muestra}} / ([C_X] / [C_{Al}])_{\text{corteza}}$$

Donde $[C_X]_{\text{muestra}}$ es el contenido del elemento analizado en la fracción insoluble de la muestra, $[C_{Al}]$ es el contenido de Aluminio (Al) en la muestra, $[C_X]_{\text{corteza}}$ es la concentración promedio ponderada del elemento que se determinó en el la muestra y $[C_{Al}]_{\text{corteza}}$ es la concentración media del elemento de referencia, Aluminio (Al), de la corteza (Mason y Moore, 1982).

Como un ejemplo se presenta el cálculo para un metal (Cd) y un ión (Na^+) correspondiente a CU-ZMCM.

$$Cd = FE_C = \frac{[8.8 \times 10^{-4} \text{ mg L}^{-1}]_{\text{Cd muestra}}}{[0.0839 \text{ mg L}^{-1}]_{\text{Al muestra}}} \bigg/ \frac{[0.2 \text{ mg L}^{-1}]_{\text{Cd corteza}}}{[81,300 \text{ mg L}^{-1}]_{\text{Al corteza}}} =$$

$$Cd = FE_C = 4,263.68$$

$$Na^+ = FE_C = \frac{[0.315 \text{ mg L}^{-1}]_{\text{Na}^+ \text{ muestra}}}{[0.203 \text{ mg L}^{-1}]_{\text{Ca}^{2+} \text{ muestra}}} \bigg/ \frac{[28,300 \text{ mg L}^{-1}]_{\text{Na}^+ \text{ corteza}}}{[36,300 \text{ mg L}^{-1}]_{\text{Ca}^{2+} \text{ corteza}}} =$$

$$Na^+ = FE_C = 1.99$$

En la **tabla 6.3** se observan los resultados de los FE para CU-ZMCM y RV, en el 2003-2004.

Tabla 6.3. Factores de enriquecimientos calculados para CU-ZMCM y Rancho Viejo, (2003-2004), tomando como base las CPP-T.

Elemento	Valor en corteza *CPP ***ppm	CU-ZMCM **CPP-T ***ppm	Rancho Viejo	CU-ZMCM (FE) _{corteza del sitio} ***ppm	Rancho Viejo
Cd	0.2	8.8×10^{-4}	1.4×10^{-3}	4,263.68	5,612.18
Cr	100	1.2×10^{-3}	1.5×10^{-3}	12.01	11.37
Fe	50,000	0.077	0.086	1.49	1.31
Mn	950	0.014	7.6×10^{-3}	14.38	6.11
Ni	75	3.2×10^{-3}	3.0×10^{-3}	41.36	30.35
Pb	13	5.4×10^{-3}	2.4×10^{-3}	404.79	142.56
V	135	9.3×10^{-3}	6.5×10^{-3}	66.74	36.14
Na ⁺	28,300	0.315	0.099	1.99	0.79
K ⁺	25,900	0.094	0.257	0.64	2.25
Mg ²⁺	20,900	0.040	0.074	0.34	0.80

*CPP: Concentración Promedio Ponderada de corteza

** CPP-T: Concentración Promedio Ponderada Total (fracción soluble + fracción insoluble)

***ppm: Partes por millón

En las **figuras 6.1** y **6.2**, se presentan los resultados de la **tabla 6.3**, en graficos, de los FE, para metales pesados y iones, lo que permite observar claramente cómo fué el enriquecimiento de cada sitio.

Figura 6.1. Factores de Enriquecimiento calculados para los metales pesados determinados en lluvia (CPP-T) para CU-ZMCM y Rancho Viejo (2003-2004).

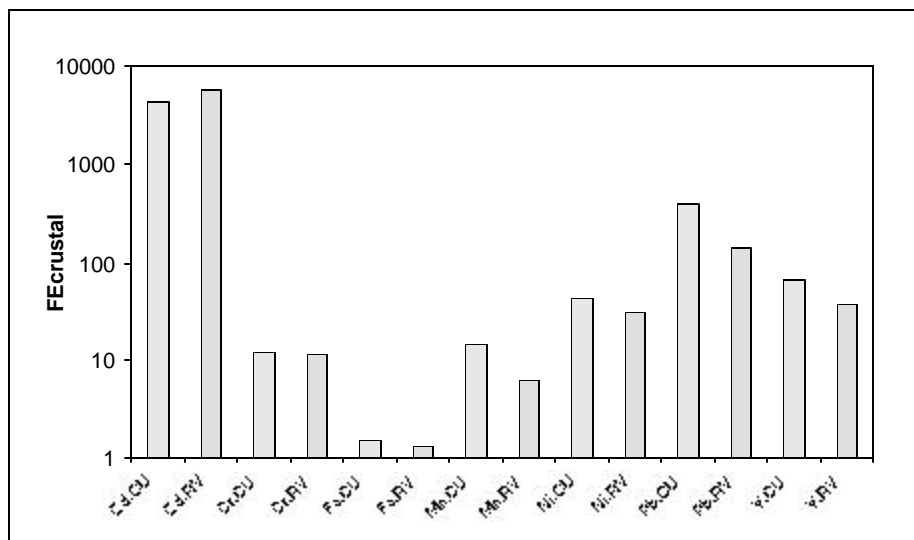
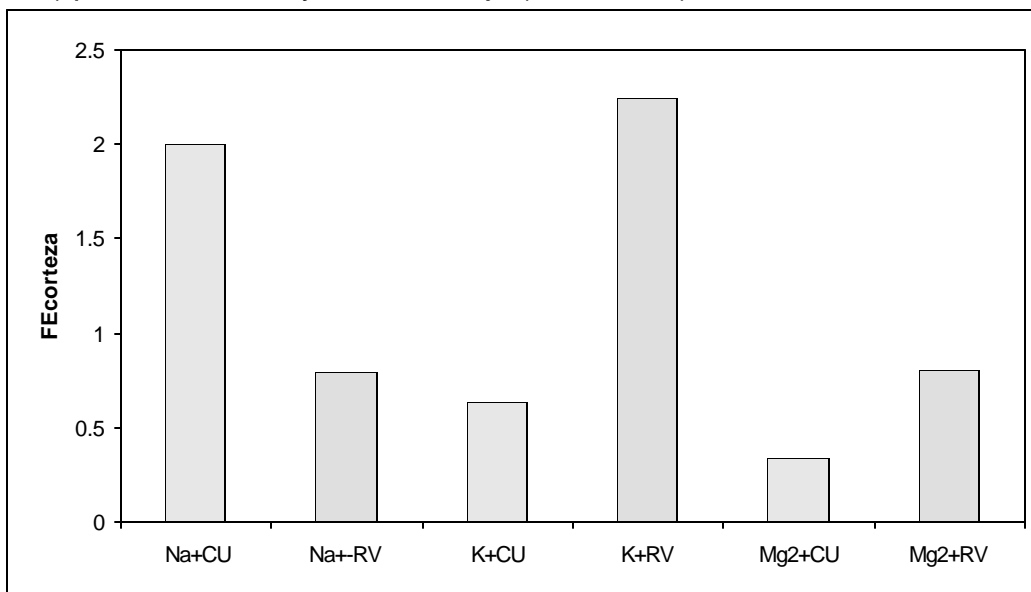


Figura 6.2. Factores de Enriquecimiento calculados para los iones determinados en lluvia (CPP) para CU-ZMCM y Rancho Viejo (2003-2004).



6.3. ACIDEZ DE LA LLUVIA

La acidez en la precipitación está determinada dinámicamente por la neutralización de compuestos ácidos (H_2SO_4 , HNO_3 , SO_2 , HCOOH) con componentes básicos (NH_3 , CaCO_3 , etc). Sin embargo, se ha encontrado que el ión SO_4^{2-} contribuye en mayor proporción a la acidez en comparación con NO_3^- , lo cual está de acuerdo con los patrones regionales de formación de H_2SO_4 y HNO_3 .

Para CU-ZMCM, en la **figura 6.3**, se observa la correlación de H^+ con sulfatos (SO_4^{2-}), $r = 0.5527$, $r^2 = 0.3054$ ($p < 0.05$), la cual se debe a que la acidez de las muestras está dada principalmente por H_2SO_4 , y por lo tanto, a mayor concentración de sulfatos, menor pH y mayor H^+ . En la **figura 6.4** se observa que no existe correlación entre H^+ y NO_3^- , $r = 0.4764$, $r^2 = 0.2269$, a un nivel de significancia ($p < 0.05$).

Figura 6.3. En las muestras colectadas en la CU-ZMCM, el 30.54% de la acidez se explica en base al H_2SO_4 .

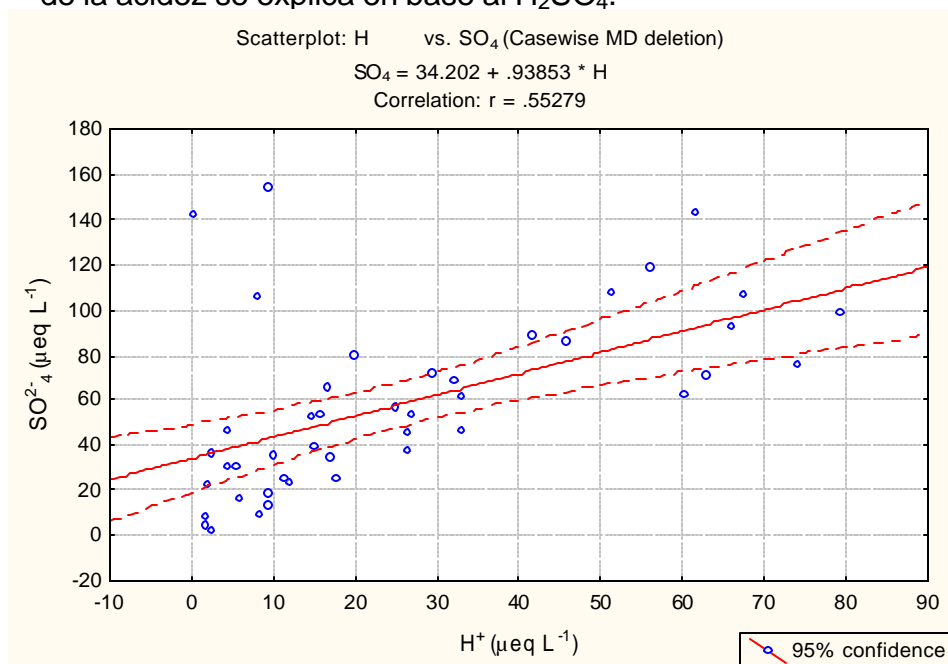
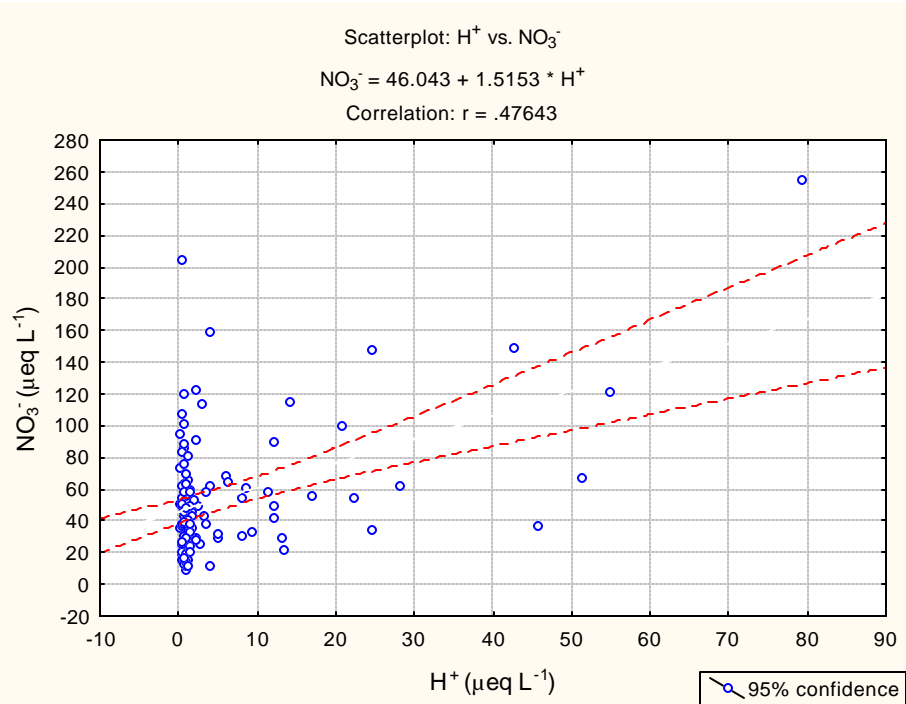


Figura 6.4. En las muestras colectadas en la CU-ZMCM, el 22.69% de la acidez esta dada por el HNO_3 .



Para Rancho Viejo, en la **figura 6.5** se observa la correlación de H^+ con sulfatos (SO_4^{2-}), $r = 0.6118$, $r^2 = 0.3743$ ($p < 0.05$), la cual se debe a que la acidez de las muestras está dada principalmente por H_2SO_4 , y por lo tanto, menor pH y mayor H^+ . En la **figura 6.6** se observa igualmente que no existe correlación entre H^+ y NO_3^- , $r = 0.3541$, $r^2 = 0.1253$ un nivel de significancia ($p < 0.05$).

Figura 6.5. En las muestras colectadas en Rancho Viejo, Edo. de México, 37.43% de la acidez se explica en base al H_2SO_4 .

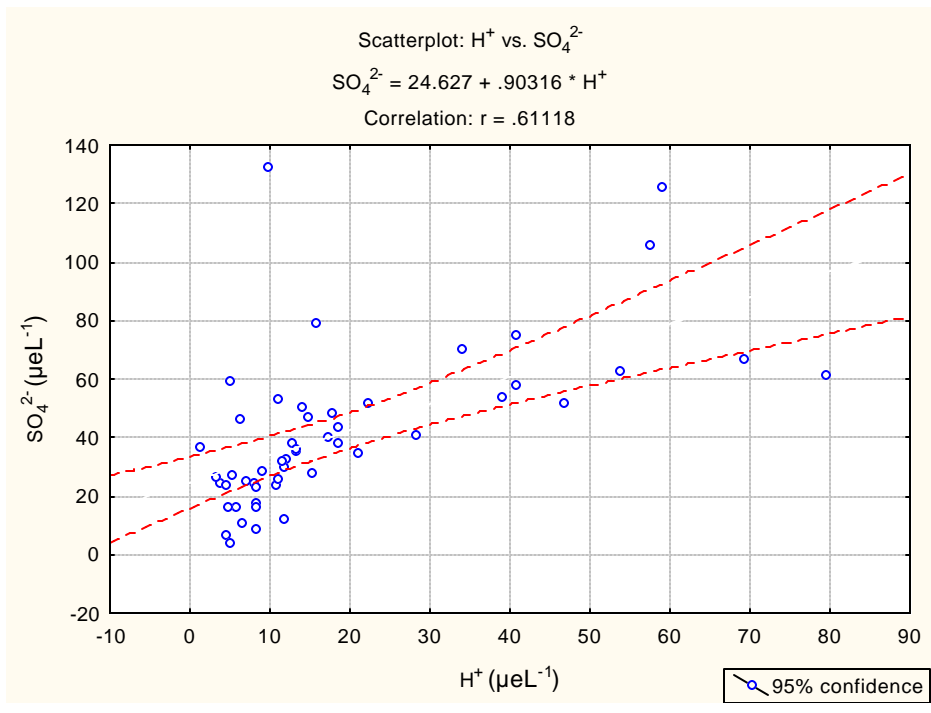
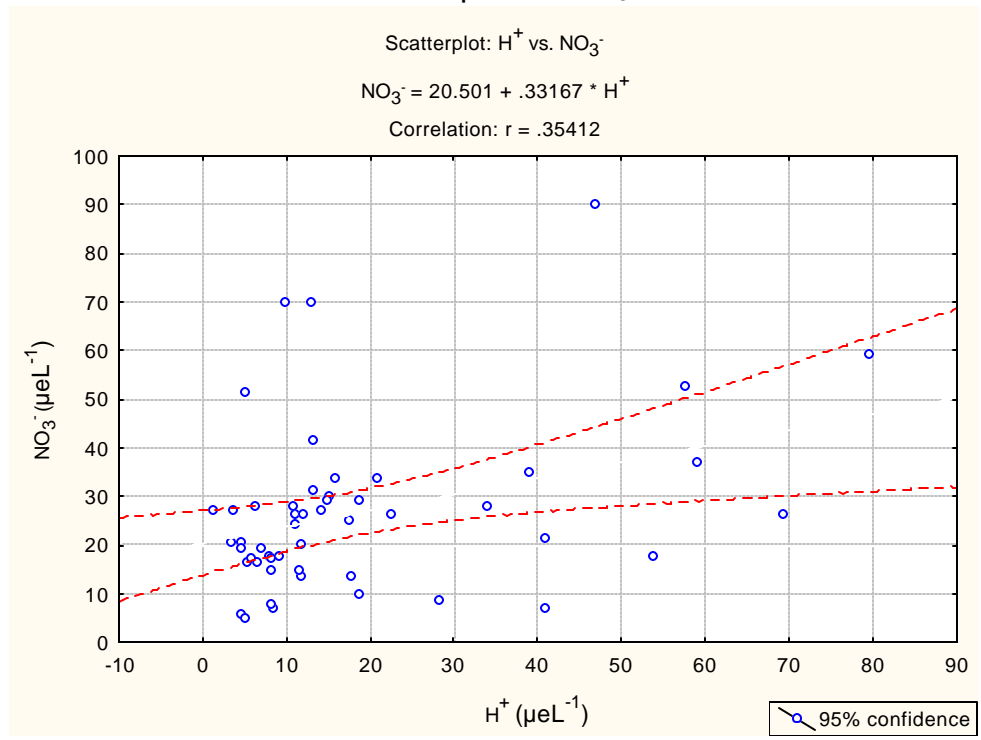


Figura 6.6. En las muestras colectadas en Rancho Viejo, Edo. de México, el 12.53% de la acidez dada por el HNO_3 .



6.4. ANÁLISIS ESTADÍSTICO

6.4.1. PRUEBA NO PARAMÉTRICA DE MANN-WHITNEY

En la **tabla 6.4** se presentan los resultados de la prueba estadística no paramétrica de “*Mann Whitney*”, prueba que se realizó para determinar si hay diferencias significativas entre las concentraciones de metales pesados en la fracción insoluble, de las muestras de lluvia, colectadas en CU-ZMCM y RV en el 2003-2004.

Tabla 6.4. Prueba de *Mann Whitney* (Valores de Z)

Fracción Insoluble	Media ($\mu\text{g L}^{-1}$)	Desviación Estándar ($\mu\text{g L}^{-1}$)	Z
CU-ZMCM			
Al	63.92	15.91	0.79
Cd	0.813	1.31	1.58
Cr	0.886	0.606	1.67
Fe	57.02	13.96	0.73
Mn	12.31	9.56	0.56
Ni	1.96	2.00	0.68
Pb	4.02	3.16	0.63
V	7.20	7.64	1.42
RV			
Al	86.43	38.92	1.30
Cd	1.09	0.71	1.67
Cr	1.14	0.63	1.67
Fe	79.20	67.09	1.57
Mn	6.42	2.70	0.73
Ni	2.00	1.15	1.03
Pb	2.40	1.16	1.03
V	5.70	3.00	0.64

6.4.1.1. METALES PESADOS

En las **tablas 6.5** y **6.6** se presentan las concentraciones promedio ponderadas (CPP), desviación estándar de la concentración promedio ponderada (DE-CPP), mínimo (Min)

y máximo (Máx), en $\mu\text{g L}^{-1}$, de los metales determinados en la fracción soluble e insoluble, por sitio de muestreo (CU-ZMCM y RV).

Tabla 6.5. Concentración promedio ponderada (CPP), desviación estándar de la concentración promedio ponderada (DE-CPP), mínimo (Min) y máximo (Máx) en $\mu\text{g L}^{-1}$ de metales, en agua de lluvia colectadas en CU-ZMCM, durante 2003-2004.

Metal		N	CPP	DE-CPP	Min	Máx
Al	Insoluble	107	61.03	5.53	9.03	89.95
	Soluble	107	22.91	2.40	7.07	51.74
	Total	107	83.94	7.55	35.83	125.37
Cd	Insoluble	107	0.74	0.11	0.055	9.85
	Soluble	107	0.12	0.02	0.035	0.92
	Total	107	0.88	0.13	0.115	9.94
Cr	Insoluble	107	0.86	0.10	0.20	3.24
	Soluble	107	0.37	0.039	0.038	1.68
	Total	107	1.24	0.133	0.33	4.59
Fe	Insoluble	107	54.60	4.86	23.55	79.55
	Soluble	107	22.75	1.91	8.63	39.62
	Total	107	77.34	6.58	35.32	117.42
Mn	Insoluble	107	11.72	1.60	1.59	86.16
	Soluble	107	2.61	0.38	0.46	16.02
	Total	107	14.33	1.71	3.10	87.12
Ni	Insoluble	107	1.84	0.30	0.41	12.43
	Soluble	107	1.35	0.15	0.15	7.43
	Total	107	3.20	0.37	0.77	13.21
Pb	Insoluble	107	4.08	0.58	0.64	25.84
	Soluble	107	1.33	0.11	0.17	9.95
	Total	107	5.41	0.64	0.94	27.72
V	Insoluble	107	7.26	0.98	1.56	72.92
	Soluble	107	2.02	0.17	1.15	4.40
	Total	107	9.30	1.09	3.12	74.49

Total=suma de la fracción soluble + fracción insoluble; $\mu\text{g L}^{-1}$ = (microgramos/Litro)

N=número de muestras

Tabla 6.6. Concentración promedio ponderada (CPP), desviación estándar de la concentración promedio ponderada (DE-CPP), mínimo (Min) y máximo (Máx) en $\mu\text{g L}^{-1}$ de metales, en agua de lluvia colectadas en Rancho Viejo, durante 2003-2004.

Metal	Fracción	N	CPP	DE-CPP	Min	Máx
Al	Insoluble	51	81.51	10.24	11.26	178.82
	Soluble	51	25.70	3.81	5.63	55.08
	Total	51	107.22	13.60	28.80	222.68
Cd	Insoluble	51	1.28	0.32	0.10	3.04
	Soluble	51	0.18	0.06	0.03	0.95
	Total	51	1.48	0.38	0.17	3.65
Cr	Insoluble	51	0.99	0.14	0.40	3.44
	Soluble	51	0.50	0.10	0.19	0.78
	Total	51	1.50	0.23	0.66	3.71
Fe	Insoluble	51	62.84	8.12	15.15	376.91
	Soluble	51	24.13	3.30	5.60	71.98
	Total	51	86.97	10.77	24.21	448.89
Mn	Insoluble	51	6.93	1.20	1.46	13.42
	Soluble	51	0.64	0.48	0.05	5.25
	Total	51	7.60	1.20	1.99	15.43
Ni	Insoluble	51	1.70	0.28	0.18	4.94
	Soluble	51	1.30	0.31	0.40	2.82
	Total	51	3.00	0.60	1.19	7.0
Pb	Insoluble	51	2.09	0.28	0.64	4.64
	Soluble	51	0.33	0.02	0.05	2.57
	Total	51	2.43	0.29	0.70	5.41
V	Insoluble	51	6.30	1.20	1.71	11.29
	Soluble	51	0.22	0.01	0.03	2.70
	Total	51	6.52	1.21	2.06	11.70

Total=suma de la fracción soluble + fracción insoluble; $\mu\text{g L}^{-1}$ = (microgramos/Litro)
N=número de muestras

6.4.1.2. IONES INORGÁNICOS

En las **tablas 6.7 (a, b)** y **6.8 (a, b)**, se presentan las concentraciones promedio ponderadas (CPP), desviación estándar de la concentración promedio ponderada (DE-CPP), mínimo (Min) y máximo (Máx), en diferentes unidades ($\mu\text{eq L}^{-1}$ y mg L^{-1}), de los iones en agua de lluvia, colectada en CU-ZMCM y RV.

Tabla 6.7a. Concentración promedio ponderada (CPP), desviación estándar de la concentración promedio ponderada (DE-CPP), mínimo (Min) y máximo (Máx) en $\mu\text{eq L}^{-1}$, de iones en agua de lluvia, colectada en CU-ZMCM, durante 2003-2004.

ión	N	CPP	DE-CPP	Min	Máx
SO_4^{2-}	107	49.53	4.47	7.08	183.7
Cl^-	107	10.8	1.42	2.25	69.01
NO_3^-	107	42.62	4.00	7.68	90.03
NH_4^+	107	81.18	7.07	3.01	139.9
Na^+	107	13.72	4.30	0.34	126.95
K^+	107	2.40	0.21	0.056	11.66
Ca^{2+}	107	10.17	1.37	1.60	133.60
Mg^{2+}	107	3.27	0.44	0.41	17.70

N=número de muestras; $\mu\text{eq L}^{-1}$ (microequivalentes/Litro)

Tabla 6.7b. Concentración promedio ponderada (CPP), desviación estándar de la concentración promedio ponderada (DE-CPP), mínimo (Min) y máximo (Máx) en mg L^{-1} , de iones en agua de lluvia, colectada en CU-ZMCM, durante 2003-2004.

ión	N	CPP	DE-CPP	Min	Máx
SO_4^{2-}	107	2.37	0.22	0.34	8.82
Cl^-	107	0.38	0.05	0.08	2.45
NO_3^-	107	2.64	0.25	0.47	5.58
NH_4^+	107	1.46	0.12	0.054	2.52
Na^+	107	0.31	0.09	0.008	2.92
K^+	107	0.09	0.008	0.002	0.46
Ca^{2+}	107	0.20	0.03	0.03	2.68
Mg^{2+}	107	0.04	0.005	0.005	0.22

N=número de muestras; mg L^{-1} (miligramos/Litro)

Tabla 6.8a. Concentración promedio ponderada (CPP), desviación estándar de la concentración promedio ponderada (DE-CPP), mínimo (Min) y máximo (Máx) en $\mu\text{eq L}^{-1}$, de iones en agua de lluvia, colectadas en Rancho Viejo, durante 2003-2004.

ión	N	CPP	DE-CPP	Min	Máx
SO_4^{2-}	51	36.06	5.26	4.17	132
Cl^-	51	7.47	2.15	2.0	74.37
NO_3^-	51	21.74	2.74	5.0	90.02
NH_4^+	51	35.60	5.11	2.06	156.42
Na^+	51	4.25	1.18	0.43	38.70
K^+	51	6.58	2.20	0.46	124.75
Ca^{2+}	51	8.0	1.72	0.31	157.50
Mg^{2+}	51	6.03	1.74	0.24	25.32

N=número de muestras; $\mu\text{eq L}^{-1}$ (microequivalentes/Litro)

Tabla 6.8b. Concentración promedio ponderada (CPP), desviación estándar de la concentración promedio ponderada (DE-CPP), mínimo (Min) y máximo (Máx) en mg L^{-1} , de iones en agua de lluvia, colectadas en Rancho Viejo, durante 2003-2004.

ión	N	CPP	DE-CPP	Min	Máx
SO_4^{2-}	51	1.73	0.25	0.2	0.08
Cl^-	51	0.27	0.08	0.07	2.64
NO_3^-	51	1.34	0.17	0.31	5.59
NH_4^+	51	0.64	0.09	0.04	2.81
Na^+	51	0.09	0.03	0.01	0.90
K^+	51	0.25	0.09	0.02	4.88
Ca^{2+}	51	0.16	0.03	0.006	3.15
Mg^{2+}	51	0.074	0.02	0.003	0.31

N=número de muestras; mg L^{-1} (miligramos/Litro)

6.4.2. COEFICIENTES DE CORRELACIÓN Rho SPEARMAN

Se realizó un análisis de correlación de Rho Spearman, para establecer si existe asociación entre metales pesados (fracción insoluble) y iones inorgánicos (fracción soluble), considerados en el estudio (**tabla 6.9 a 6.12**).

Tabla 6.9. Análisis de correlación de Rho Spearman entre metales de la fracción insoluble y iones inorgánicos de la fracción soluble determinados en lluvia en CU-ZMCM, 2003-2004. Números en negro indican buena correlación: nivel de significancia $p < 0.05$, $N = 107$.

	Al	Cd	Cr	Fe	Mn	Ni	Pb	V	SO ₄ ²⁻	Cl ⁻	NO ₃ ⁻	NH ₄ ⁺	Na ⁺	K ⁺	Ca ²⁺	Mg ²⁺
Al	1.00															
Cd	-0.099	1.00														
Cr	0.687	-0.132	1.00													
Fe	0.614	-0.088	0.621	1.00												
Mn	0.522	0.117	0.531	0.598	1.00											
Ni	0.636	-0.074	0.554	0.546	0.574	1.00										
Pb	0.741	-0.175	0.669	0.669	0.505	0.462	1.00									
V	0.665	-0.229	0.604	0.635	0.470	0.391	0.678	1.00								
SO ₄ ²⁻	0.246	0.087	0.149	0.223	0.029	0.128	0.195	0.069	1.00							
Cl ⁻	0.116	0.008	0.041	0.144	0.065	0.167	0.144	0.018	0.430	1.00						
NO ₃ ⁻	0.269	0.115	0.186	0.281	0.114	0.200	0.203	0.129	0.691	0.538	1.00					
NH ₄ ⁺	0.370	0.174	0.235	0.284	0.166	0.263	0.281	0.127	0.751	0.487	0.785	1.00				
Na ⁺	0.350	0.115	0.227	0.273	0.293	0.366	0.324	0.130	0.541	0.455	0.481	0.895	1.00			
K ⁺	0.389	0.132	0.284	0.311	0.266	0.340	0.370	0.166	0.569	0.445	0.467	0.681	0.895	1.00		
Ca ²⁺	0.339	0.117	0.149	0.292	0.178	0.301	0.322	0.136	0.690	0.484	0.645	0.808	0.839	0.795	1.00	
Mg ²⁺	0.317	0.125	0.164	0.303	0.184	0.285	0.320	0.162	0.706	0.501	0.645	0.795	0.864	0.826	0.970	1.00

Tabla 6.10. Análisis de correlación de Rho Spearman entre metales de la fracción insoluble y iones inorgánicos de la fracción soluble determinados en lluvia en Rancho Viejo, 2003-2004. Números en negro indican buena correlación: nivel de significancia $p < 0.05$, $N = 51$.

	Al	Cd	Cr	Fe	Mn	Ni	Pb	V	SO ₄ ²⁻	Cl ⁻	NO ₃ ⁻	NH ₄ ⁺	Na ⁺	K ⁺	Ca ²⁺	Mg ²⁺
Al	1.00															
Cd	0.738	1.00														
Cr	0.790	0.694	1.00													
Fe	0.277	0.154	0.283	1.00												
Mn	0.628	0.625	0.611	0.338	1.00											
Ni	0.711	0.623	0.817	0.281	0.563	1.00										
Pb	0.755	0.692	0.636	0.391	0.620	0.585	1.00									
V	0.758	0.618	0.732	0.374	0.697	0.637	0.796	1.00								
SO ₄ ²⁻	0.188	0.281	0.194	0.159	0.158	0.235	0.210	0.215	1.00							
Cl ⁻	-0.097	0.130	0.078	0.054	0.004	0.083	0.062	0.027	0.489	1.00						
NO ₃ ⁻	0.273	0.356	0.237	0.388	0.315	0.238	0.246	0.177	0.598	0.291	1.00					
NH ₄ ⁺	0.094	-0.123	0.130	0.561	0.128	0.178	0.113	0.125	0.531	0.170	0.772	1.00				
Na ⁺	0.290	-0.074	0.225	0.164	0.639	0.216	0.229	0.159	0.379	0.379	0.629	0.724	1.00			
K ⁺	0.163	0.293	0.251	0.404	0.130	0.326	0.141	0.137	0.204	0.225	0.301	0.228	0.328	1.00		
Ca ²⁺	0.224	0.152	0.138	0.689	0.249	0.169	0.182	0.115	0.320	0.034	0.715	0.719	0.795	0.428	1.00	
Mg ²⁺	0.094	0.062	0.130	0.561	0.128	0.178	0.255	0.251	0.487	0.192	0.626	0.536	0.631	0.754	0.753	1.00

Se realizó también un análisis de correlación Rho Spearman (**tablas 6.11. y 6.12**), entre las concentraciones de metales en la fracción soluble e insoluble, para cada sitio de muestreo, del cual se encontró que existió una buena correlación entre las concentraciones de la fracción insoluble.

Tabla 6.11. Análisis de correlación de Rho Spearman entre metales de la fracción insoluble, determinados en lluvia, en CU-ZMCM, 2003-2004. Números en negro indican buena correlación

	Al-insol	Cd-insol	Cr-insol	Fe-insol	Mn-insol	Ni-insol	Pb-insol	V-insol
Al-insol	1							
Cd-insol	-0.991	1						
Cr-insol	0.687	-0.132	1					
Fe-insol	0.641	-0.088	0.621	1				
Mn-insol	0.522	0.117	0.531	0.598	1			
Ni-insol	0.636	-0.074	0.554	0.546	0.574	1		
Pb-insol	0.741	-0.175	0.669	0.669	0.505	0.462	1	
V-insol	0.665	-0.229	0.604	0.635	0.470	0.391	0.674	1

Tabla 6.12. Análisis de correlación de Rho Spearman entre metales en la fracción insoluble, determinados en lluvia, en Rancho Viejo, 2003-2004. Números en negro indican buena correlación

	Al-insol	Cd-insol	Cr-insol	Fe-insol	Mn-insol	Ni-insol	Pb-insol	V-insol
Al-insol	1							
Cd-insol	0.738	1						
Cr-insol	0.790	0.694	1					
Fe-insol	0.277	0.154	0.283	1				
Mn-insol	0.628	0.625	0.611	0.338	1			
Ni-insol	0.711	0.623	0.817	0.2814	0.563	1		
Pb-insol	0.755	0.692	0.636	0.391	0.620	0.585	1	
V-insol	0.758	0.618	0.732	0.374	0.697	0.637	0.796	1

6.4.3. ANÁLISIS MULTIVARIABLE

6.4.3.1. ANÁLISIS DE CLUSTERS (AC)

Este análisis de Clusters ó de Conglomerados se aplicó con el objetivo de determinar el agrupamiento de las muestras con base a la similitud dada por diferentes variables.

Analizando estadísticamente los datos, a partir de un análisis no paramétrico de varianza (prueba de Kruskal-Wallis), se observó que existe diferencia significativa entre los metales pesados de la fracción soluble e insoluble, por lo que se llevó a cabo un análisis de agrupamiento (CLUSTER).

La definición de los grupos se realizó mediante un Análisis de Conglomerados, empleando como medida de distancia métrica el Método de Ward's 1-Pearson r y como técnica de agrupación el método *K-means* (Hair *et al.*, 1998; Jonson y Wichern, 1998).

En la figura **6.7** y **6.8**, se observa el análisis de agrupamiento con el método de Ward's y correlación de 1-Pearson r (método fino), para los datos de CU-ZMCM y RV, en los dos años de muestreo.

Figura 6.7. Análisis de agrupamiento por el método de Ward's y correlación de 1-Pearson r, para la CU-ZMCM, 2003-2004.

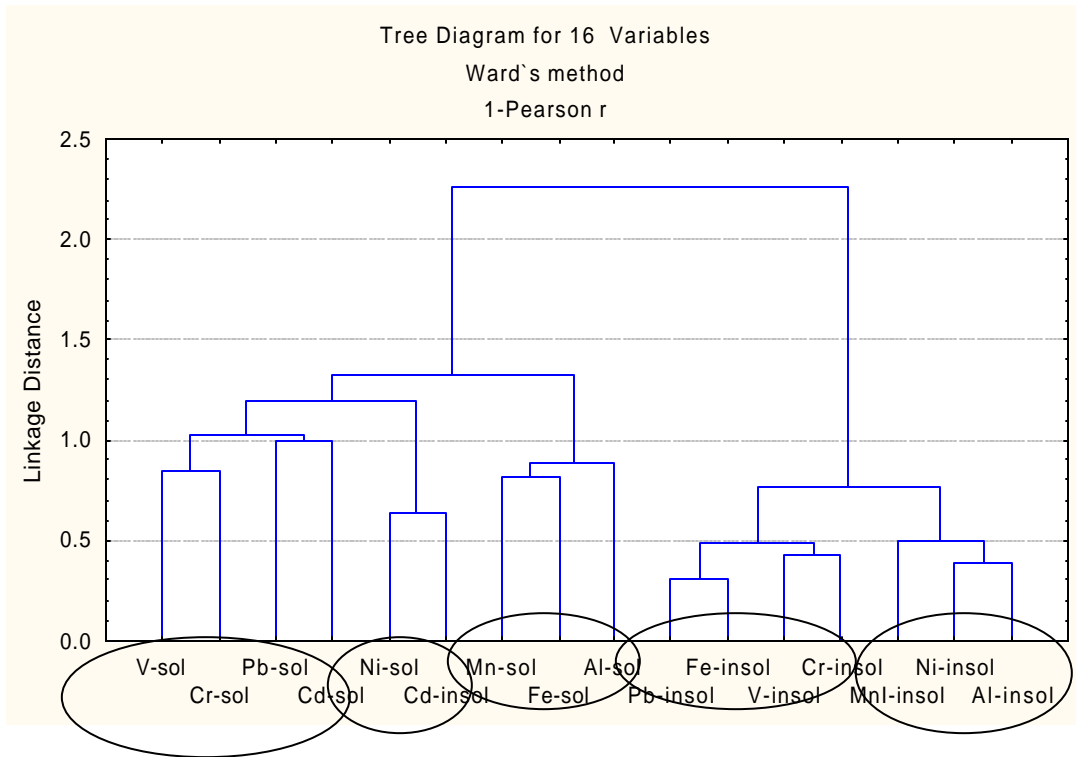
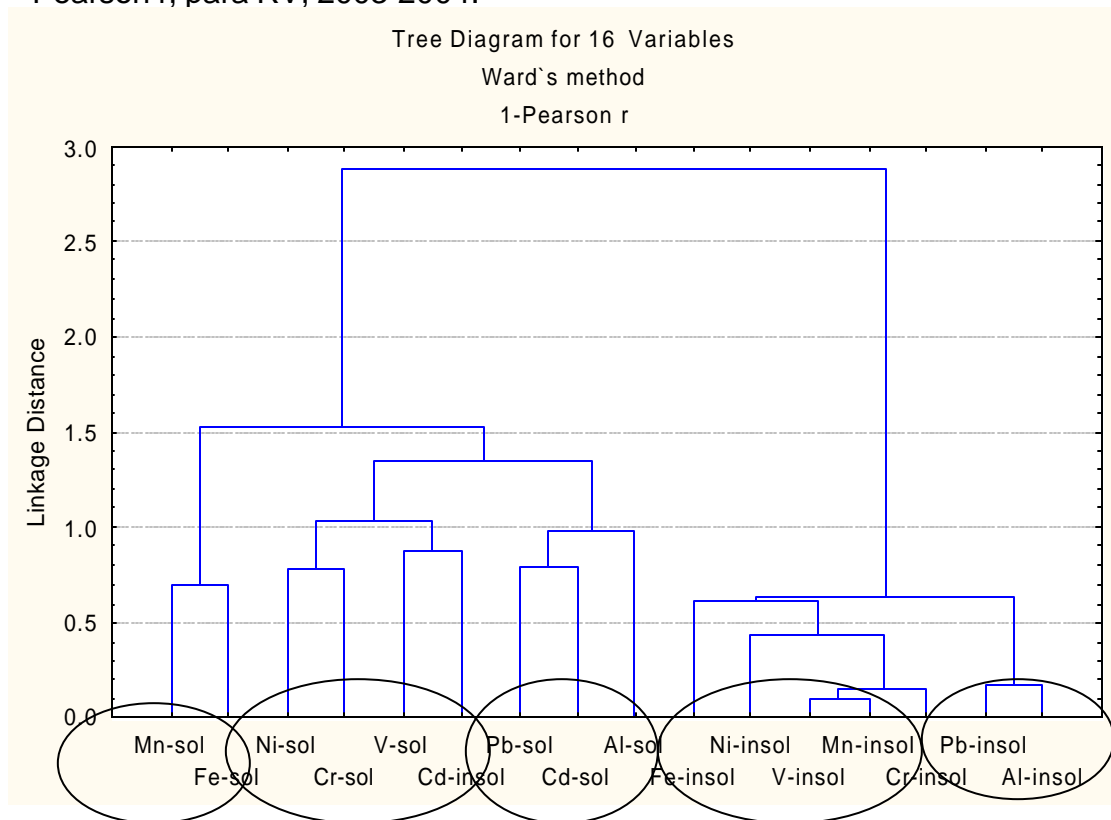


Figura 6.8. Análisis de agrupamiento por el método de Ward's y correlación de 1-Pearson r, para RV, 2003-2004.



6.4.4. ANÁLISIS DE COMPONENTES PRINCIPALES (ACP)

El Análisis de Componentes Principales ó Análisis de Factores se realizó con el objetivo de determinar la asociación entre variables analizadas y estimar las posibles fuentes de origen que afectan la concentración de iones inorgánicos y metales pesados en los dos sitios de muestreo.

Para el análisis estadístico se utilizó el programa StatSoft, Inc. ver. 6 (2003). STATISTICA (data analysis software system). Se aplicó el Análisis de Componentes Principales (ACP) que es una técnica utilizada para encontrar aquellas variables que no están correlacionadas entre sí (Componentes o Factores), e indica la varianza de las variables analizadas.

En la **tabla 6.13** se observan el ACP para CU-ZMCM, para los dos años, mostrando la formación de 4 factores significativos, que explican el 54.40% de la varianza entre los metales determinados en la fracción insoluble.

Tabla 6.13. Análisis de factores para metales (fracción insoluble), determinados en lluvia en CU-ZMCM, 2003-2004. Números en negro indican mejor correlación: nivel de significancia >0.5, N= 107.

Variable	Factor 1	Factor 2	Factor 3	Factor 4
Al-insol	0.839	-0.084	0.111	0.188
Cd-insol	-0.101	-0.748	0.160	-0.182
Cr-insol	0.755	-0.015	-.269	0.053
Fe-insol	0.823	-0.002	-0.239	0.011
Mn-insol	0.770	-0.034	0.138	-0.093
Ni-insol	0.721	-0.029	0.219	-0.089
Pb-insol	0.756	-0.002	-0.289	0.095
V-insol	0.636	-0.090	-0.121	0.461
% Varianza Total	27.70	9.93	8.64	8.11
% Acumulada	27.70	37.64	46.29	54.40

La **figura 6.9** (fracción insoluble) y la **figura 6.10** (fracción soluble), se presentan en un plano canónico, que permite visualizar las relaciones de correlación entre las variables originales, para CU-ZMCM y de estas con los ejes factoriales.

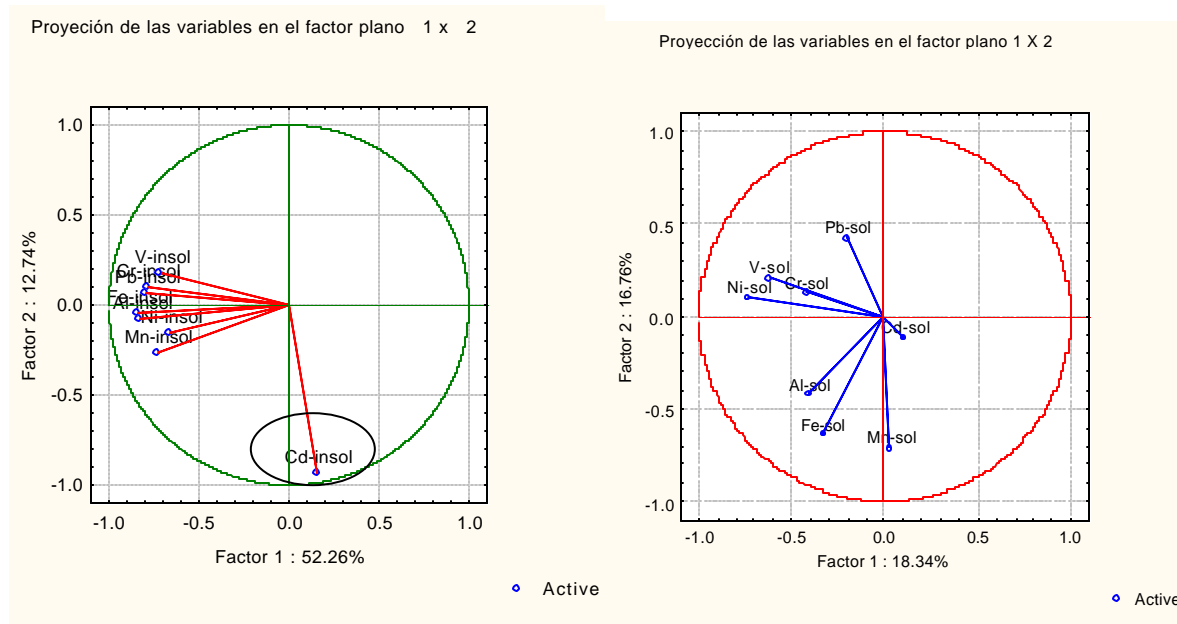


Figura 6.9. Plano conónico
(Fracción insoluble)
F1F2, CU-ZMCM

Figura 6.10. Plano conónico
(Fracción soluble)
F1F2, CU-ZMCM

En la **tabla 6.14** se observa el ACP para RV, el análisis de factores nos muestra la formación de 4 factores significativos, que explican el 62.09% de la variabilidad del fenómeno observado.

Tabla 6.14. Análisis de factores para metales (fracción insoluble), determinados en lluvia en RV, 2003-2004. Números en negro indican mejor correlación: nivel de significancia >0.5, N= 51.

Variable	Factor 1	Factor 2	Factor 3	Factor 4
Al-insol	0.841	0.023	0.172	-0.100
Cd-insol	0.401	-0.230	0.534	-0.259
Cr-insol	0.912	0.092	0.061	0.074
Fe-insol	0.689	-0.113	-0.179	0.136
Mn-insol	0.879	0.122	-0.022	0.056
Ni-insol	0.783	0.033	0.094	0.006
Pb-insol	0.748	-0.141	0.307	-0.266
V-insol	0.939	0.118	-0.032	0.100
% Varianza Total	32.97	11.22	10.09	7.79
% Acumulada	32.97	44.19	54.29	62.09

La **figura 6.11** (fracción insoluble) y la **figura 6.12** (fracción soluble), se presentan en un plano canónico, que permite visualizar relaciones de correlación entre las variables originales para RV y de éstas, con los ejes factoriales. La representación de los planos canónicos rápidamente dan una idea de cómo y en cuánto contribuye cada variable a la conformación de los primeros factores y qué tan fuertes son las dependencias entre las diferentes variables.

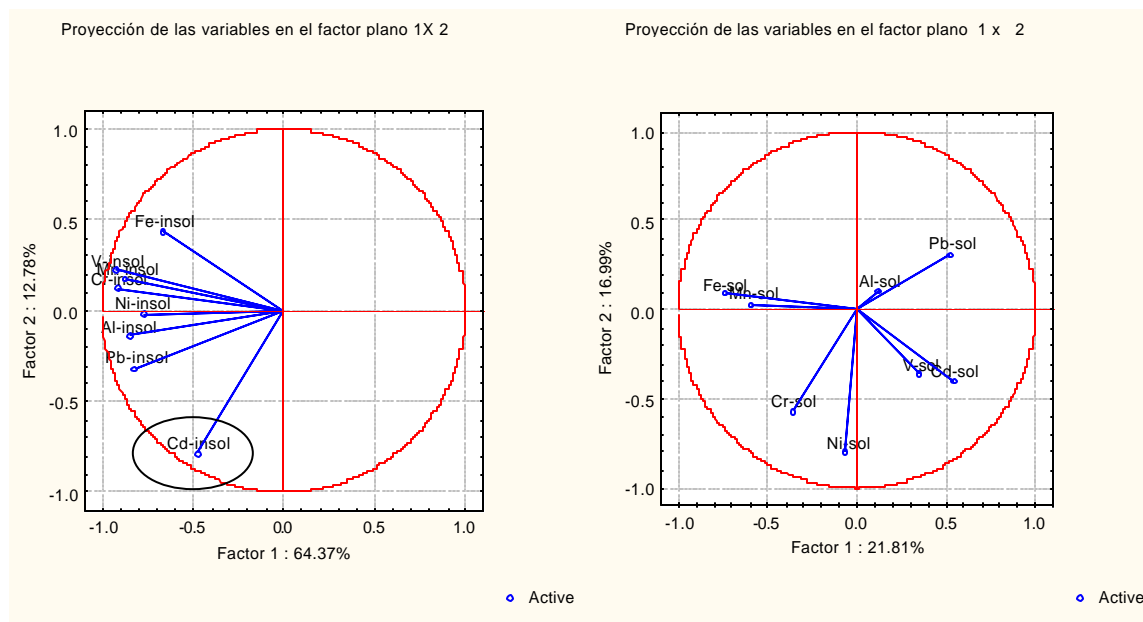


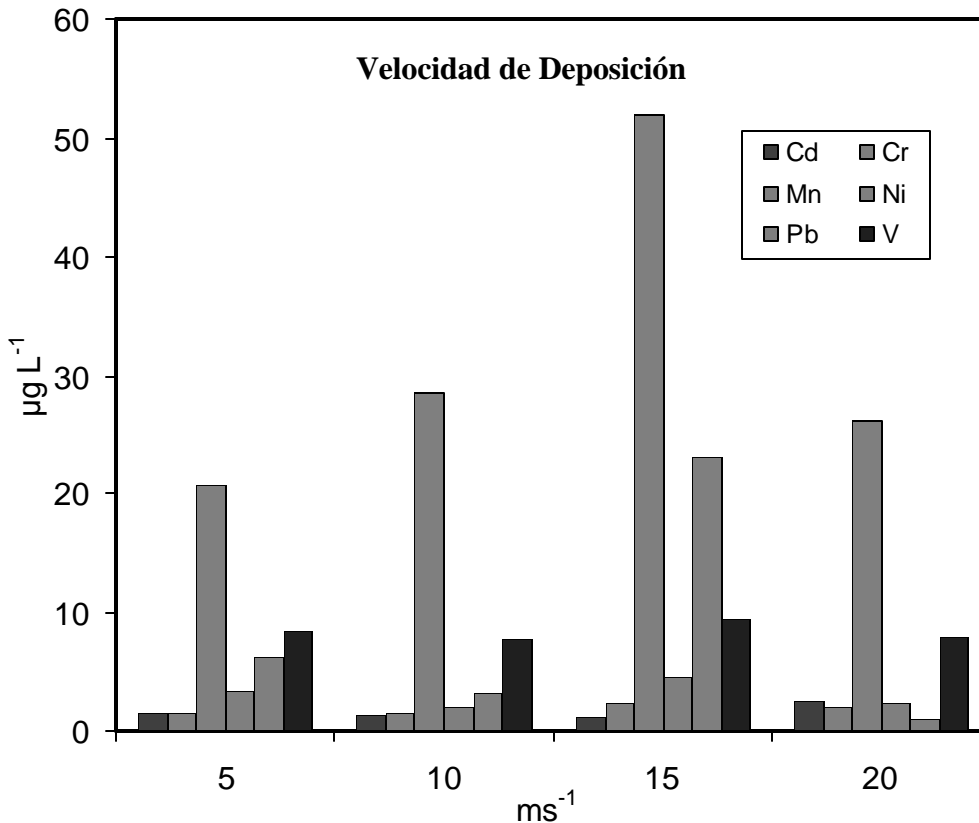
Figura 6.11. Plano cónico
(Fracción insoluble)
F1F2, RV

Figura 6.12. Plano cónico
(Fracción soluble)
F1F2, RV

6.5. TÚNEL DE VIENTO-CCA, DEPOSICIÓN SECA

Los resultados de deposición seca obtenidos en las pruebas realizadas en el túnel de viento-CCA (**figura 6.13**), presentaron variación significativa en las concentraciones de los metales pesados, con respecto a la velocidad. Las pruebas se realizaron utilizando el colector de lluvia automático Wet/Dry Andersen, Modelo 78-100. Las cubetas que se usaron para realizar las pruebas en el túnel de viento-CCA, fueron exactamente las mismas que se utilizaron para la colección de muestras de lluvia *in situ*, en el Centro de Ciencias de la Atmósfera (CCA).

Figura 6.13. Velocidad de deposición en el túnel de viento-CCA



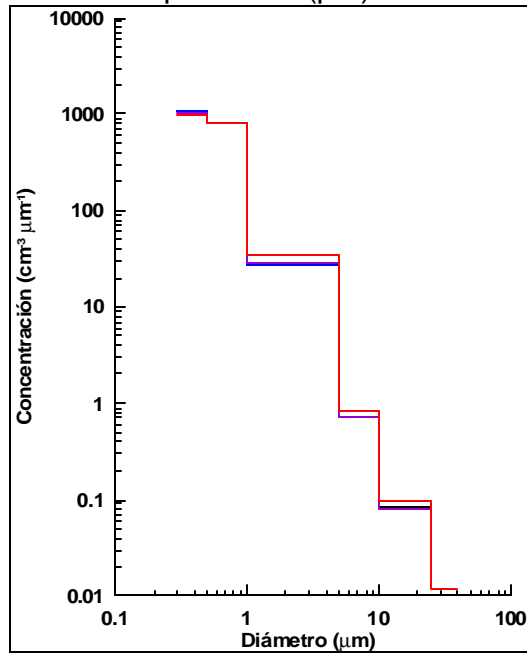
6.5.1. CONTADOR ÓPTICO PORTÁTIL DE PARTÍCULAS (COP) “LASAIR II-110” (LASAir Optical Particle Counter).

El análisis realizado con el COP, tuvo como objetivo el conteo de partículas a 5, 10, 15 y 20 ms⁻¹, en las pruebas realizadas en el túnel de viento abierto. Las **figuras 6.14 (a, b, c y d)**, muestran la concentración y el volumen, como una función del tamaño de las partículas a la velocidad de deposición de 15 ms⁻¹. Se realizaron dos pruebas en días distintos (10 y 12 de abril del 2006), simultáneamente se realizaban las mediciones de deposición seca con el colector de lluvia automático Wet/Dry Andersen, Modelo 78-100, dentro del túnel de viento-CCA.

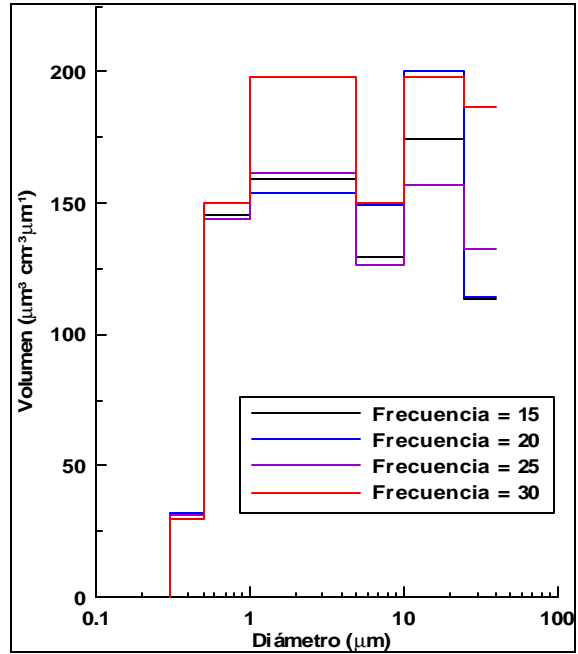
La distribución de tamaño de las partículas fue medido con un contador óptico de partículas (COP), en cuatro rangos de tamaño, 0.3-1.0 µm, 1.0-5.0 µm, 5.0-10 µm y de

10 a 25 μm . La concentración y el volumen de partículas, se encuentran en el rango de 0.3 a 1.0 μm de diámetro. Los valores de concentración y volumen, se obtienen utilizando la media geométrica para cada intervalo de tamaño, considerando que las partículas son esféricas. Los valores de concentración son normalizados por el logaritmo del intervalo del tamaño, de modo que el área debajo de las curvas sea directamente proporcional a la concentración total.

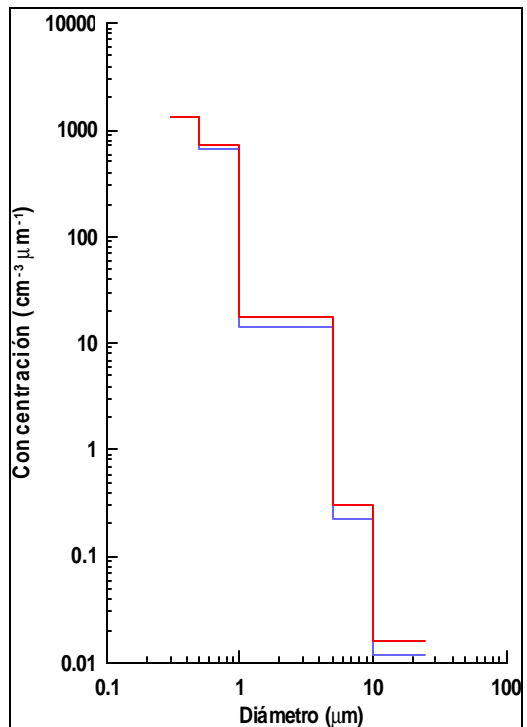
Figuras 6.14. Concentración ($\text{cm}^{-3} \mu\text{m}^{-1}$) y volumen ($\mu\text{m}^{-3} \text{cm}^{-3} \mu\text{m}^{-1}$), en función del tamaño de partículas (μm) a 15 ms^{-1}



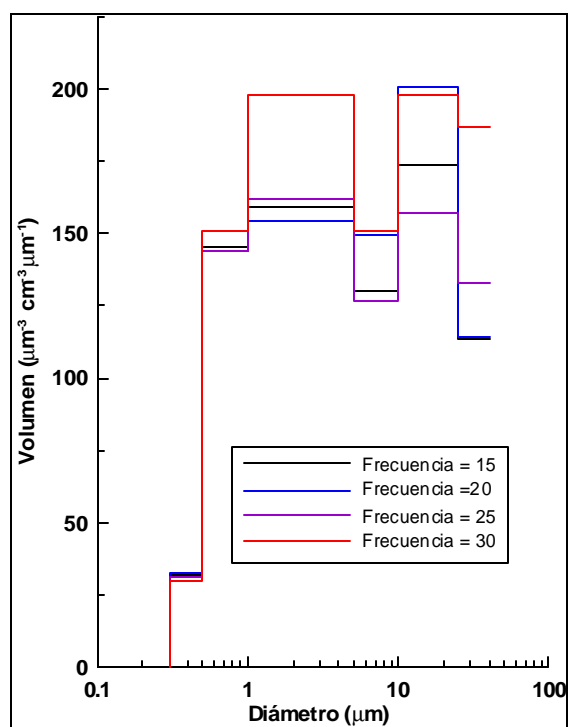
(6.14a)



(6.14b)



(6.14c)

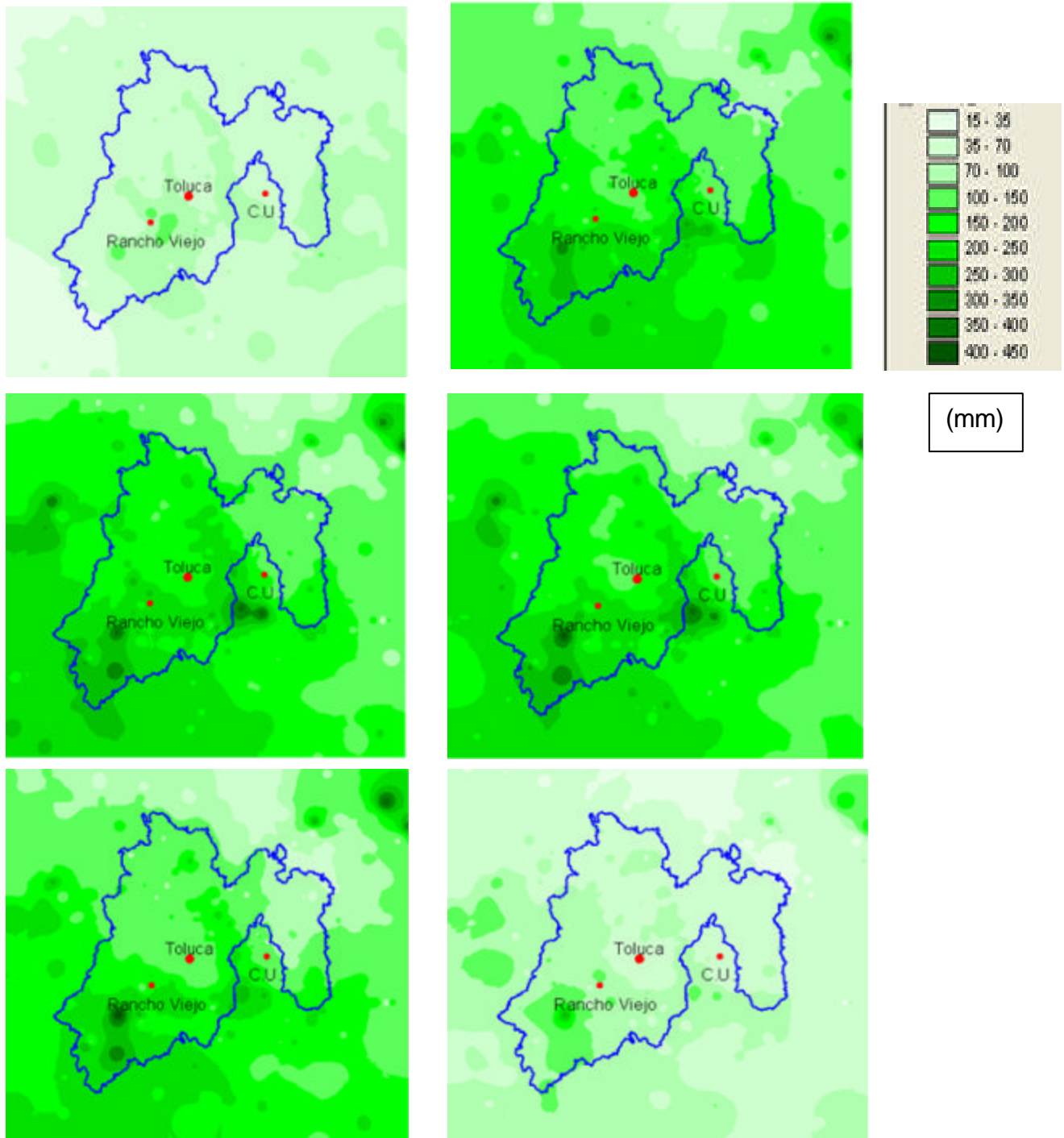


(6.14d)

6.6. DATOS METEOROLÓGICOS

Durante el verano las precipitaciones contribuyen a casi toda la lluvia anual, que en la ZMCM es de 400 mm/año en la parte noreste y casi 1000 mm/año en la parte oeste y suroeste, para Rancho Viejo con una precipitación de 1440 mm/año, datos promedio registrados a partir de 1993 a 2004, por la Dirección General de Comunicación y Obras Hidráulicas (DGCOH), como se observa en la **figura 6.15**.

Figura 6.15. Climatología de la precipitación en a) mayo, b) junio, c) julio, d) agosto, e) septiembre y f) octubre, en la CU-ZMCM y Rancho Viejo



6.6.1. MODELO MM5

Los modelos numéricos de calidad del aire permiten predecir los cambios en las concentraciones ambientales de distintas especies químicas a lo largo de un día o periodos mayores, ya que relacionan las concentraciones ambientales de los diferentes contaminantes directamente con sus fuentes de emisión. Se utilizó el modelo de mesoescala MM5 para el cálculo de las trayectorias de retroceso, con el propósito de determinar el probable origen de una parcela de aire en particular y poder tener una visión aproximada de la influencia de las emisiones, 24 y 72 horas atrás, en diferentes momentos del día. Para el modelo MM5, el paso de tiempo entre campos de viento, es dividido en “n” intervalos, suponiendo una transición del viento entre una hora y la siguiente. La escala de color corresponde a la húmeda relativa (ver Anexo II **figuras A.2.1 a A.2.4.**).

6.6.2. MODELO HYSPLIT

Por su parte, con el modelo híbrido HYSPLIT (Hybrid Single-Particle Lagrangian Integrated Trajectory Model) 4.0 (<http://www.arl.noaa.gov/ready.html>), los mapas de trayectorias del modelo HYSPLIT, muestran una vista aérea de la ruta que tomó una parcela de aire, así como también, una vista vertical de su movimiento a diferentes altitudes. El modelo HYSPLIT dispone de un archivo de datos de re-análisis (1948-2004) en formato ARL (Draxler y Rolph, 2003), a través del programa READY (Real-time Environment Applications and Display sYstem).

Se seleccionaron muestras de diferentes fechas para trazar las trayectorias de retroceso para ambos modelos, tomando en cuenta la concentración individual del ión SO_4^{2-} (como trazador químico de origen antropogénico) y calcio (como trazador químico de suelos), para aquellas muestras de precipitación pluvial que presentaron concentraciones altas de metales pesados, en el periodo de lluvias 2003-2004, para CU-ZMCM y RV (ver Anexo 2 **figuras A.2.5. a A.2.8.**).

CAPÍTULO VII

EVALUACIÓN DE RESULTADOS

7.1. DETERMINACIÓN DE LA DEPOSICIÓN DE METALES PESADOS

Para realizar estos cálculos se obtuvo la concentración promedio ponderada total (fracción soluble + fracción insoluble) CPP-T, como resultado de la sumatoria de las concentraciones de la fracción soluble e insoluble, para cada uno de los metales determinados en cada uno de los eventos de lluvia, así como la sumatoria de lluvia colectada, para cada uno de los sitios, durante la temporada de lluvia 2003 y 2004.

En las **tablas 6.1** y **6.2**, se observa que Al presenta el valor de depositación más alto (127.64 mg m^{-2} y 43.34 mg m^{-2}) y para Fe (118.41 mg m^{-2} y 34.83 mg m^{-2}), para CU-ZMCM y RV. Existen dos posibles explicaciones para los valores altos de aluminio (Al) obtenidos:

1. Específicamente, el Al es el elemento más abundante en la corteza terrestre (8.1%), seguido por Fe (5.0%).
2. Tanto el Al como el Fe, son dos elementos que también están influenciados por deposición atmosférica de origen antropogénico.

En CU-ZMCM, los resultados muestran los valores de deposición de Al seguido por Fe, Mn, V, Pb, Ni, Cr y Cd. Cabe resaltar que el valor de deposición obtenido para Pb es mayor en la CU-ZMCM que en RV (8.30 mg m^{-2} y 0.97 mg m^{-2}). Los valores de deposición de los metales como Al, Cd, Cr, Fe, Mn, Ni, Pb y V, están de acuerdo con las reportadas por varios autores (Kitagishi y Yamame, 1981; Vathiyathan y Rmanathan, 2000; Báez *et al.*, 2006).

7.2. CÁLCULO DE LOS FACTORES DE ENRIQUECIMIENTO

Los FE se presentan en la **tabla 6.3**, los valores de enriquecimiento se diferencian por varios órdenes de magnitud, en los dos sitios de muestreo. Esta diferencia entre los valores de enriquecimiento y de acuerdo a los estudios realizados por Mason y Moore (1982) y Ferguson, 1990, si se obtiene un FE >1, la concentración natural de un sitio está incrementada antropogénicamente. Como se puede observar en esta tabla, el Mn, Pb y V presentan FE más altos en CU-ZMCM que en RV (14.38 – 6.11, 404.79 – 142.5 y 66.74 – 36.14), lo que pone en evidencia el impacto antropogénico para ambos sitios.

Para los dos sitios, el Cd aparece fuertemente enriquecido, para lo cual existen dos posibles explicaciones: 1) la deposición atmosférica de origen antropogénico y 2) la remoción de metales pesados por deposición húmeda. En general, los metales pesados son elementos que se pueden ver influenciados por ambos procesos (Nriagu, J.O, 1996) y esta deposición podría atribuirse a un fenómeno de transporte lo cual se confirma con los mapas de trayectorias (Báez *et al.*, 2006; García *et al.*, 2006).

En lo que se refiere al ión K⁺ en RV presenta un FE mayor que en CU-ZMCM, esto se atribuye al aporte natural del sitio, RV es un área boscosa en donde la vegetación prevaleciente son los pinos, fresno, encino, coníferas y comunidades vegetativas, asociadas a vegetación de alta montaña. Estos resultados concuerdan con los obtenidos por (García *et al.*, 2006).

Es muy importante señalar que las variaciones en la concentración de un metal o un ión, no pueden ser consideradas solo un reflejo directo de los cambios atmosféricos de un sitio, sino además, está sujeto a las actividades humanas, por lo que habitualmente se recurre al cálculo de los factores de enriquecimiento (FE), que permiten diferenciar las fuentes antropogénicas de las naturales (Castellanos *et al.*, 1991; Báez *et al.*, 2006; García *et al.*, 2006).

7.3. ACIDEZ DE LA LLUVIA

Como se observa el modelo lineal para CU-ZMCM, la **figura 6.3** el valor de 30.54% explica la varianza total del SO_4^{2-} y 22.69% para el ión NO_3^- (**figura 6.4**).

En RV (**figura 6.5**) el valor de 37.43% explica la varianza total del SO_4^{2-} y 12.53% para el ión NO_3^- (**figura 6.6**). La explicación para ello, es que el ión NO_3^- , no promueve una acidificación a largo plazo, debido a su rápida incorporación a sistemas acuáticos y terrestres, en comparación con el ión SO_4^{2-} , que varía de un modo significativo entre sitios, por lo tanto, es el mejor indicador de cambio en la composición química de la precipitación pluvial, tanto en áreas urbanas como rurales, aún en áreas con influencia antropogénica mínima, se tiene un pH de 5.6 en agua de lluvia, debido al equilibrio del agua con el CO_2 atmosférico, por lo tanto, un pH < 5.6 indica que el sitio tiene influencia antropogénica, de modo que la acidificación ocurre (Galloway *et al.*, 1982; Galloway *et al.*, 1983; Galloway *et al.*, 1989; Bravo *et al.*, 2000; Báez *et al.*, 2006).

7.4. ANÁLISIS ESTADÍSTICO

7.4.1. PRUEBA NO PARAMÉTRICA DE MANN-WHITNEY

En la **tabla 6.4**, se muestran los resultados de la prueba estadística no paramétrica de Mann Whitney (valores de Z), para estimar si existe diferencia significativa entre las concentraciones de la fracción soluble e insoluble de los metales pesados analizados (Al, Cd, Cr, Fe, Mn, Ni, Pb y V), tanto en CU-ZMCM (zona urbana) como en RV (zona rural). Al aplicar la prueba no paramétrica de *Mann Whitney*, los metales analizados mostraron que hay diferencia significativa entre los sitios de muestreo. Los resultados nos indican que se obtuvieron niveles significativamente más altos de Aluminio (Al-insol) en RV, mientras que en CU-ZMCM, el hierro (Fe-insol) estuvo presente en mayor concentración que en RV, en la fracción insoluble, de las muestras de precipitación pluvial colectadas. Con la prueba de *Mann Whitney* se obtuvieron valores de $|Z| < 1.96$ a ($p < 0.05$) mostrando que hay diferencia significativa entre las concentraciones de metales, correspondientes a los dos sitios de muestreo.

7.4.1.1. METALES PESADOS

El cálculo de la concentración promedio ponderada (CPP) se realizó en base a la fórmula utilizada por Galloway *et al.* (1984). En las **tablas 6.5 y 6.6**, se observan que los valores máximos de concentración para Al-insol fluctuaron entre (61.03 y 81.51 $\mu\text{g L}^{-1}$) y para Fe-insol fueron (54.60 y 62.84 $\mu\text{g L}^{-1}$), los valores máximos de concentración en la fracción soluble para Al-sol fluctuaron entre (22.91 y de 25.70 $\mu\text{g L}^{-1}$) y para Fe-sol fueron (22.75 y 24.13 $\mu\text{g L}^{-1}$), correspondientes a CU-ZMCM y RV.

Para CU-ZMCM, los niveles de Cd, Cr, Mn y Pb total, están por arriba de lo reportado por varios autores para áreas urbanas en otras ciudades del mundo, a excepción de Al y Ni que fueron menores a lo reportado en la literatura (Kaya y Tuncel, 1997; Kazuhiko, *at al.*, 2000; Al-Momani *et al.*, 2002; Al-Momani, 2003; Hu y Balasubramanian, 2003; Migliavacca *et al.*, 2005).

En lo que se refiere a RV, no existen muchos estudios realizados en sitios rurales reportados en la bibliografía, sin embargo, resulta interesante comparar los resultados del presente estudio, con respecto a aquellos reportados en otras áreas rurales. Las CPP encontradas en este estudio se encuentran más altas para Al, Cd, Cr, Mn, Ni y Pb, comparadas con lo reportado para sitios rurales con influencia antropogénica mínima (Vermette *et al.*, 1995; Al-Momani, 2003; Migliavacca *et al.*, 2004). Este conjunto de datos representa una de las escasas determinaciones de metales pesados realizadas en una zona urbana y una zona rural en México.

Como se puede observar de acuerdo a los resultados obtenidos, a pesar de tratarse de dos sitios con características orográficas, geográficas y de desarrollo urbano distintos las concentraciones de Al-inso-sol (Al-total), Fe-inso-sol (Fe-total), V-inso-sol (V-total), Mn-inso-sol (Mn-total), Cd-inso-sol (Cd-total), Cr-inso-sol (Cr-total), Ni-inso-sol (Ni-total), están afectadas probablemente por la composición mineralógica de ambos suelos o bien a la influencia de las condiciones meteorológicas que sugieren contribución de origen antropogénico. Estudios realizados por Castellanos *et al.* (1991); Díaz-

Rodríguez, (2006), muestran que los suelos de la ZMCM son mezclas complejas de minerales cristalinos y no cristalinos (vidrio volcánico, minerales de arcilla, ceniza volcánica y materia orgánica), todos estos componentes son resultado de la erosión de los suelos. Los componentes mineralógicos del subsuelo de la ZMCM se han determinado en varios trabajos (Díaz-Rodríguez *et al.*, 1998; Díaz-Rodríguez, 2006; Vela y Flores, 2006), de los cuales se puede concluir que el subsuelo de la Ciudad de México, es de un material singular, donde el orden de abundancia de los minerales y metales pesados varía erráticamente, por lo que en este caso, el viento juega un papel muy importante (García *et al.*, 2006).

7.4.1.2. IONES INÓRGANICOS

La determinación de iones se realizó en la fracción soluble únicamente, ya que el material utilizado para la colección y determinación de la fracción insoluble es tratado con HNO₃, lo cual interferiría en la determinación de NO₃⁻. En las **tablas 6.7a** y **6.8a** se presenta la abundancia iónica obtenida en los diferentes sitios de muestreo. Para el caso de CU-ZMVM, (**tabla 6.7a**), el ión NH₄⁺ presentó la más alta concentración promedio ponderada (CPP), seguido por SO₄²⁻, NO₃⁻, Na⁺, Cl⁻, Ca²⁺, Mg²⁺ y K⁺, para Rancho Viejo (**tabla 6.8a**), el ión SO₄²⁻ presentó la más alta CPP seguido por NH₄⁺, NO₃⁻, Ca²⁺, Cl⁻, K⁺, Mg²⁺ y Na⁺.

En lo que se refiere a las concentraciones de los iones de origen antropogénico como SO₄²⁻ y NO₃⁻, fueron más bajas en RV que en CU-ZMCM, las concentraciones del ión SO₄²⁻ determinadas en CU-ZMCM, están de acuerdo con lo reportado por sitios urbanos con influencia antropogénica (Pratt *et al.*, 1983; Pio *et al.*, 1991; Taylor y Lloyd, 1992; Báez *et al.*, 1996; Tu Jun *et al.*, 2005). A partir de un análisis no paramétrico de varianza (prueba de Kruskal-Wallis), se observó que existen diferencias significativas en las concentraciones del ión SO₄²⁻, en los diferentes sitios de muestreo. Las concentraciones del ión SO₄²⁻ encontradas en RV pueden ser atribuidas al transporte a gran escala de emisiones de fuentes antropogénicas (Báez *et al.*, 1997; Báez *et al.*, 2006; García *et al.*, 2006).

Los valores de NH_4^+ reportados por varios autores, para sitios urbanos y rurales confirman su origen antropogénico (Báez *et al.*, 1997; Lara *et al.*, 2001; Bertan y Alagha 2004; Das *et al.*, 2005; Tu Jun *et al.*, 2005). Sin embargo, dependiendo de fuentes antropogénicas locales y del uso de suelo, los niveles de estos iones se pueden incrementar. Puede observarse que la presencia del ión NH_4^+ , varía significativamente de un sitio a otro, dependiendo de la influencia relativa de fuentes específicas, así como de elementos alcalinos al proceso de neutralización.

Las concentraciones de Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ y K^+ reportados por varios autores, para sitios urbanos y rurales (Lara *et al.*, 2001; Bertan y Alagha 2004; Das *et al.*, 2005; Báez *et al.*, 2006) están de acuerdo con los encontrados en los sitios de muestreo. Las concentraciones bajas encontradas de estos iones en CU-ZMCM, pueden deberse a procesos de meteorización física y química (Sánchez Salazar, 1990) y para RV la intensidad en la precipitación y la alta humedad en el suelo, evitan la incorporación de partículas de la corteza al agua de lluvia (Lee, 1993; Báez *et al.*, 1997; Higashino *et al.*, 1997; Walter *et al.*, 2000; Báez *et al.*, 2006).

7.4.2. COEFICIENTES DE CORRELACIÓN Rho SPEARMAN

En las **tablas 6.9 a 6.12** se presentan los pares de metales que correlacionaron de un modo significativo, y que fueron obtenidos a partir del cálculo de la matriz de correlación inter-elemental o matriz de Rho Spearman ($p = 0.05$). En este caso se consideraron coeficientes de correlación significativos aquellos con $r = |0.50|$.

En la **tabla 6.9** se presentan los resultados del análisis de correlación de Rho Spearman, para establecer si existe asociación entre los iones y metales considerados en el estudio en la fracción insoluble en CU-ZMCM, del cual se encontró que existió una buena correlación entre las concentraciones Al-insol con Cr-insol, Fe-insol, Mn-insol, Ni-

insol, Pb-insol y V-insol y para el caso de los iones inorgánicos hubo correlación entre las concentraciones de SO_4^{2+} con NO_3^- , NH_4^+ , Na^+ , K^+ , Ca^{2+} y Mg^{2+} .

En la **tabla 6.10** se presentan los resultados del análisis de correlación de Rho Spearman entre metales de la fracción insoluble y las concentraciones de cada uno de los iones en RV, el análisis de correlación se efectuó para determinar si existe asociación entre los iones y metales considerados en el estudio, del cual se encontró que existió una buena correlación entre las concentraciones Al-insol con Cd-insol, Cr-insol, Mn-insol, Ni-insol, Pb-insol y V-insol. Es importante resaltar que también existió una buena correlación entre algunos iones inorgánicos y metales tales como: Fe-insol con NH_4^+ , Ca^{2+} y Mg^{2+} y Mn-insol con Na^+ .

En las **tablas 6.11** y **6.12** se observa una fuerte correlación ($r > 0.5$ y $p = 0.05$) entre Al-insol vs. (Cr-insol, Fe-insol, Mn-insol, Ni-insol, Pb-insol y V-insol) para CU-ZMCM y de Al-insol vs. (Cd-insol, Cr-insol, Mn-insol, Ni-insol, Pb-insol y V) para RV. La razón de esto es que las concentraciones de metales son producto de la difusión de especies en fase gaseosa sólida (aerosoles) y la líquida (gotas de nube y precipitación), a partir de la nucleación y el fenómeno “rain-out” los metales pesados, tanto los procedentes de la erosión de suelos, como los de origen antropogénicos, se encuentran en un sistema activo por reacciones de disolución/precipitación y adsorción/desorción; mientras que la evaporación de las gotas y la cantidad de contaminantes disponibles para la remoción, disminuyen (fenómeno “wash-out”). Estos resultados concuerdan con los obtenidos por (Báez *et al.*, 2006; García *et al.*, 2006), quienes realizaron un muestreo de agua de lluvia en la Ciudad de México, relacionando los diferentes procesos que intervienen en la remoción de gases y aerosoles, durante la precipitación.

En lo que se refiere a las concentraciones de metales en la fracción soluble e insoluble, así como, para las concentraciones de iones y metales de la fracción soluble para CU-ZMCM y RV no hubo correlación.

7.4.3. ANÁLISIS MULTIVARIABLE

7.4.3.1. ANÁLISIS DE CLUSTERS (AC)

La AC es un método estadístico que permite agrupar los metales de la fracción soluble e insoluble analizados en la precipitación pluvial, en un número determinado de grupos con características químicas similares.

Como puede observarse en la **figura 6.7** para CU-ZMCM, existe la formación de 5 grupos, el primer grupo está conformado por V-sol, Cr-sol, Pb-sol y Cd-sol, esto probablemente se deba a procesos de óxido-reducción, ya que tanto el Cd, Cr y V son metales redox sensibles, si esta lluvia presenta partículas orgánicas cargadas con estos metales, es probable que provoquen un cambio en la composición química de las gotas de lluvia (nucleación y proceso “rain-out”), de acuerdo a lo reportado por varios autores para áreas urbanas (Tucker, 1991; Kabatas-Pendias y Pendias H, 1992; Cyrus *et al.*, 2003; Migliavacca *et al.*, 2005; Chandra *et al.*, 2006).

El segundo grupo está conformado por Ni-sol y Cd-insol, las correlaciones encontradas entre estas variables no son significativas, pero nos indica que debe existir una fuente de origen común, puesto que es el único elemento de la fracción insoluble (Cd-insoluble) que tiene relación con los metales de la fracción soluble. El tercer grupo lo integran Mn-sol, Fe-sol, Al-sol, esto puede definirse como el grupo de contaminantes por fuentes naturales y antropogénicas, ya que posee elementos de ambos grupos. El cuarto grupo presenta Pb-insol, V-insol, Cr-insol Fe-insol, los tres primeros metales son netamente de origen antropogénico, que pueden provenir del desgaste de partes automotrices y procesos de corrosión; para Pb-insol los niveles de éste provienen de diversas actividades realizadas por el hombre, como se mencionó anteriormente (SMA-GDF, 2004; Báez *et al.*, 2006), para el caso de Fe-insol, que es un elemento abundante en suelos y se relaciona con procesos de fundición;

Estos resultados confirman que no existe correlación de Cd-insol con ningún otro elemento de la fracción insoluble, para cada sitio de muestreo, ver planos canónicos (**figura 6.9 y 6.11**).

El quinto grupo está conformado por el Mn-insol, Ni-insol y Al-insol, nuevamente este grupo posee elementos tanto de origen natural como de fuentes antropogénicas. Los grupos solubles e insolubles están perfectamente separados, lo que indica que las reacciones químicas que afectan a uno, no aplican para el otro grupo.

En la **figura 6.8** se observa el análisis de agrupamiento para RV, el primero está conformado por (Mn-sol, Fe-sol), segundo (Ni-sol, Cr-sol, V-sol, Cd-insol), el tercero (Pb-sol, Cd-sol y Al-sol), este último puede definirse también como el grupo de contaminantes por fuentes naturales y antropogénicas. El cuarto por (Fe-insol, Ni-insol, V-insol, Mn-insol y Cr-insol) y finalmente el quinto está conformado por (Pb-insol y Al-insol), nuevamente este grupo posee elementos tanto de fuentes naturales como de origen antropogénico. La acidez del grupo está dada principalmente por el ión H^+ y la disolución/precipitación de los iones metálicos aumenta a $pH < 5.6$ (Stumm y Morgan, 1981; Báez *et al.*, 2006; García *et al.*, 2006).

7.4.4. ANÁLISIS DE COMPONENTES PRINCIPALES (ACP)

Se aplicó el ACP porque es un método estadístico que presenta, en un espacio multidimensional, cada evento de precipitación asociado a un punto cuyas coordenadas son las concentraciones de los metales en las fracciones solubles e insolubles analizadas. El ACP transforma este sistema de coordenadas en una nueva base vectorial formada por aquellas variables, que no están correlacionadas entre ellas. En el ACP, estos ejes representan principalmente qué metales tienen la misma fuente de origen, de forma que la correlación que representan, permiten determinar las características de dichos procesos.

En la **tabla 6.13**, se observa que el primer factor agrupa al Al-insol que presentó una alta correlación con (Cr-insol, Fe-insol, Mn-insol, Ni-insol, Pb-insol y V-insol). Eso significa que si representamos los datos en un solo eje, tendremos entonces 27.70% de la variabilidad total entre los metales de la fracción insoluble. Puede observarse también, que la presencia de metales como Cr, Mn, Ni, Pb y V, varía significativamente de un sitio a otro, dependiendo de la influencia relativa de fuentes específicas, por lo tanto, se requiere explicar la variabilidad de la concentración de los metales determinados en la precipitación en cada sitio, con la ayuda de datos meteorológicos (Singh *et al.*, 1987; Savoie *et al.*, 1987).

En cuanto al Pb-insoluble se puede vincular con fuentes fijas provenientes de diversas actividades como el recubrimiento de superficies, actividad que aporta el 9.2% del total generado, en específico las pinturas vinílicas contribuye con un 5.7% del total generado en la ZMCM (SMA-GDF, 2000; SMA-GDF, 2004; Báez *et al.*, 2006).

En la **figura 6.9** (fracción insoluble) y la **figura 6.10** (fracción soluble) muestran en un plano canónico, las relaciones de correlación entre los metales analizados para CU-ZMCM. En el ACP, estos ejes representan principalmente qué metales tienen la misma fuente de origen.

En el ACP realizado para los metales determinados en la fracción soluble e insoluble en lluvia colectada en RV (**tabla 6.14**), se observa que el primer factor involucra a las especies que pueden estar jugando un papel importante, debida a emisiones antropogénicas, este primer factor agrupa a los metales de la fracción insolubles (Cr-insol, Fe-insol, Mn-insol, Ni-insol, Pb-insol y V-insol), metales que están netamente ligados con emisiones antropogénicas, a excepción del Al-insoluble y Fe-insoluble, que pueden tener un aporte de origen natural (suelo). Eso significa que si representamos los datos en un solo eje, tendremos entonces 32.97% de la variabilidad total entre los metales de la fracción insoluble.

En la **figura 6.11** (fracción insoluble) y la **figura 6.12** (fracción soluble) muestran en un plano canónico las relaciones de correlación entre los metales analizados para RV. En el ACP, estos ejes representan principalmente qué metales tienen la misma fuente de origen, de forma que la correlación que representan, nos permiten determinar las características de dichos procesos.

7.5. TÚNEL DE VIENTO-CCA, DEPOSICIÓN SECA

En la **figura 6.13** se observan las concentraciones máximas de deposición de metales a una velocidad de 15 ms^{-1} (2.54, 2.39, 51.85, 4.5, 23.0 y $9.43 \mu\text{g L}^{-1}$), que corresponden a Cd, Cr, Mn, Ni, Pb y V, respectivamente. Se puede observar que conforme se incrementó la velocidad, las concentraciones de los metales disminuyeron. De acuerdo a la literatura las partículas comprendidas entre 0.1 y $5 \mu\text{m}$, son las que permanecen por un tiempo mayor en la atmósfera y son las que más contribuyen a la masa total de los aerosoles (Takahashi, 1976; Takeda y Kuba, 1982; Decesari *et al.*, 2000).

Las concentraciones altas de Mn obtenidas en CU-ZMCM, a la misma velocidad, probablemente se deban a un proceso de acumulación, ya que en suelos altamente mineralizados o de origen volcánico, el Mn está presente en forma natural, de acuerdo a estudios reportados por Vathiyathan y Rmanathan, (2000).

7.5.1. CONTADOR ÓPTICO PORTÁTIL DE PARTÍCULAS (COP) “LASAIR II-110” (LASAir Optical Particle Counter).

La concentración y el volumen de partículas se encuentran principalmente en los intervalos de tamaño de $0.3-1.0 \mu\text{m}$ y de $1.0-5.0 \mu\text{m}$. Las concentraciones por tamaño son más altas en el rango de $0.3-1.0 \mu\text{m}$, cuando se alcanza la velocidad de 15 ms^{-1} , en el túnel de viento-CCA (**figuras 6.14a** y **6.14c**), se puede observar además, que la contribución a la masa de las partículas de $0.1 \mu\text{m}$ es despreciable debido a su tamaño, mientras que el volumen por número es mayor en el rango de $1.0-5.0 \mu\text{m}$ a la velocidad

de 15 ms^{-1} (**figuras 6.14b y 6.14d**). Como podemos observar, la fracción más grande de la masa está en los rangos medios de tamaño que va de 0.3 a $5 \mu\text{m}$.

Al realizar las mediciones con el Contador Óptico Portátil de Partículas (COP), se confirma que la composición de las partículas de aerosol, depende de su tamaño, procedencia y del tiempo en el que ha permanecido en la atmósfera, reaccionando con algunos gases presentes en ésta. De acuerdo con estas figuras encontramos diferencias entre la distribución del tamaño con respecto a la velocidad, debido a que las partículas tienden a desplazarse de acuerdo con su tamaño. Como se explicó anteriormente, el mecanismo de remoción de partículas por efecto de la precipitación, removerá con mayor eficiencia las partículas de tamaños mayores a $1 \mu\text{m}$. Este efecto se ve reflejado en el espectro de distribución de partículas que va de 0.3 a $5 \mu\text{m}$.

7.6. DATOS METEOROLÓGICOS

7.6.1. MODELO MM5

La ZMCM se encuentra enclavada en la porción centro-oriente de la ciudad, con una precipitación media anual de 400 mm/año en la parte noreste y casi 1000 mm/año en la parte oeste y suroeste. Así durante la estación lluviosa, las nubes convectivas que se forman en el centro se ven parcialmente frenadas en su desarrollo vertical (Pérez, 1997). En los mapas que se presentan en la **figura 6.15** se utilizaron los datos de precipitación pluvial correspondientes a los valores normales de 10 años del periodo de 1993-2004, preparados por la DGCOH. El régimen de lluvias es sensiblemente invariable en el tiempo disminuyendo la humedad en el noreste de la ZMCM (Jáuregui, 2000), para RV sólo se tienen registro de la variación de la humedad por los estudios realizados por Báez y colaboradores a partir de 1987 a la fecha (Padilla, 1989; Baéz *et al.*, 1996; Báez *et al.*, 1997; Báez *et al.*, 2006; García *et al.*, 2006).

Se realizó una estimación de los campos meteorológicos modelados con MM5, mediante la aplicación de la técnica de asimilación de datos, en cuatro dimensiones y el análisis de los diferentes esquemas de parametrización física, más adecuados para CU-

ZMCM y RV, con lo que se contribuye también a incrementar la certeza de las estimaciones de contaminantes atmosféricos.

El conocimiento de los campos de viento en los dos sitios de muestreo, tiene relevancia significativa porque permite describir la circulación y comportamiento de la masa de aire en determinadas circunstancias. El cálculo de las trayectorias permite identificar que los efectos de las emisiones de grandes fuentes y núcleos urbanos, pueden tener alcances a nivel local y regional.

En el Anexo II se presentan los mapas de trayectorias de retroceso calculados con el modelo MM5 (**A.2.1** a **A.2.4**), considerando la interacción de los vientos predominantes del este, con la orografía de cada sitio, lo cual determina en gran medida las características espaciales de la precipitación. Las trayectorias de retroceso se calcularon a las 19 (Z) 13:00 Hora Local (HL), para ambos sitios. En CU-ZMCM, los eventos de lluvia registrados por Báez *et al.* (1997), en promedio se presentan entre las 13:00 y 19:00 HL. Además, el máximo de ocurrencia de precipitación se presenta a las 19:00 HL, tanto para el sur como para la zona centro de la ZMCM. La precipitación en la ZMCM muestra un ciclo horario bien definido entre las 13:00 y 19:00 HL, cuando ocurren con más frecuencia lluvias intensas (Jáuregui, 2000; Grelle *et al.*, 2000; García, 2000; Magaña *et al.*, 2002).

En el 2003 (**figura A.2.1**) para CU-ZMCM, los valores de CPP para Al, Fe, Mn, Ni y V, fueron mayores cuando las trayectorias de las masas de aire indicaban un posible origen en el sur-sureste, con esto se observa que las máximas concentraciones de contaminantes tienden a aumentar alrededor de la línea de confluencia, formando gradientes de concentraciones que dependen de la fuente e intensidad de las emisiones. Como los contaminantes emigran siguiendo la línea de confluencia, se acumulan sobre las áreas densamente pobladas de la ZMCM.

En el 2004 (Anexo II **figura A.2.2**), los valores de CPP para Al, Cd y Cr, Mn, Ni, Pb y V, mostraron valores mayores cuando el origen de las masas de aire apuntaba provenían

desde el noreste. Para el Fe, las concentraciones fueron mayores cuando las masas de aire, de acuerdo a las trayectorias, provenían del suroeste-sureste, indicando un posible transporte de contaminantes consistente desde las ciudades de Morelos y Toluca, hacia este sitio (vientos predominantes del este) que prevalecieron durante el muestreo.

En RV, durante el periodo de lluvias 2003, los valores de CPP para el Al, Fe, Mn, Pb y V, mostraron valores mayores cuando las trayectorias de las masas de aire indicaban un posible origen desde el suroeste. Para el caso del Al y Fe, en el periodo de muestreo 2004, las CPP fueron mayores cuando las masas de aire provenían del suroeste ver Anexo II (**figuras A.2.3 y A.2.4**).

Como se mencionó anteriormente, RV se encuentra localizado sobre una línea que va de noreste a suroeste (una trayectoria que se espera que represente aire relativamente contaminado), por tanto, el análisis se realizó con respecto a estos campos de viento. Como era de esperarse, los resultados en RV fueron mayores cuando las masas de aire tuvieron un probable origen desde el suroeste, indicando un posible transporte de contaminantes consistente desde la ZMCM (viento abajo), hacia este sitio, de acuerdo a las condiciones sinópticas que prevalecen durante el verano.

Los resultados observados en RV, también sugieren que la contribución antropogénica a las concentraciones de metales pesados, fue más importante que la contribución de origen natural. Esto viene a reforzar los valores obtenidos en los factores de enriquecimiento, en relación al enriquecimiento por origen antropogénico. Consecuentemente, podemos asumir que el transporte de contaminantes atmosféricos a partir de fuentes antropogénicas, parece ser el origen principal de las altas concentraciones de Al, Fe, Mn, Ni, Pb y V, observados en este estudio.

7.6.2. MODELO HYSPLIT

Históricamente, la zona más afectada por contaminación atmosférica es el suroeste de la ZMCM, debido al patrón de circulación de los vientos dominantes. En el Anexo II se

observan las trayectorias de retroceso, a partir del modelo híbrido HYSPLIT, ver Anexo II (**figuras A.2.5 a A.2.8**). Las trayectorias fueron calculadas a 19 (UTC) a las 13:00 HL y 500 mb, se trazaron las trayectorias de las masas de aire los mismos días que en el modelo MM5 (días con concentraciones altas de metales pesados).

Las trayectorias para CU-ZMCM ver Anexo 2 (**figura A.2.5 y A.2.6**), muestran que durante estos periodos de muestreo, tanto en el modelo MM5 como en el modelo HYSPLIT, las trayectorias de las masas de aire indicaron un posible origen del sureste y suroeste. Con el modelo HYSPLIT, cuando las masas de aire indicaban un posible origen del sureste de la República Mexicana, la contribución del aerosol marino, la influencia de fuentes locales, el transporte a gran escala y la ocurrencia de fenómenos naturales como huracanes o actividad volcánica, pueden modificar la composición química de la precipitación pluvial (Báez *et al.*, 2006; García *et al.*, 2006).

Como era de esperarse, los resultados observados en RV, ver Anexo II (**figuras A.2.7 y A.2.8**), mostraron un transporte de contaminantes consistente, desde el noreste y suroeste del país. Por otro lado, los mapas de las masas de aire obtenidas con el modelo HYSPLIT, coinciden con lo reportado por Báez *et al.*, 2006; García *et al.*, 2006) para sitios rurales.

CAPÍTULO VIII

CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

8.1. CONCLUSIONES

- A partir de los resultados obtenidos en este trabajo, tanto en CU-ZMCM como en RV, es evidente la importancia del proceso “rain-out” de partículas alcalinas y metales pesados, ya que al inicio de la temporada de lluvias el pH es más ácido y conforme la temporada de lluvia avanza, el proceso “wash-out” de partículas alcalinas como Ca^{2+} y NH_4^+ , contribuyen a neutralizar la acidez del agua de lluvia; incrementando la remoción de metales pesados.
- Con base en los resultados obtenidos en este trabajo de investigación, se puede observar que las concentraciones iónicas (SO_4^{2-} , NO_3^- , Cl^- , Na^+ , K^+ y Mg^{2+}), así como también de metales pesados (Al, Cd, Cr, Fe, Mn, Ni, Pb y V) en CU-ZMCM (zona urbana), están de acuerdo con lo reportado para sitios urbanos. En lo que se refiere a RV (zona rural), la abundancia iónica obtenida, está de acuerdo a lo reportado para zonas rurales, con influencia antropogénica mínima.
- Puede observarse también, que la abundancia de los iones NH_4^+ , Ca^{2+} y del ión H^+ , varía significativamente de un sitio a otro, dependiendo de la influencia relativa de fuentes específicas, así como de la contribución de elementos alcalinos al proceso de neutralización.
- Las concentraciones de Na^+ y NH_4^+ en CU-ZMCM, fueron mayores significativamente con las obtenidas en RV, debido a la influencia de fuentes antropogénicas locales, regionales y continentales, lo cual se confirma con los mapas de trayectorias del modelo HYSPLIT, que muestran la entrada de aire marítimo al estar bajo la influencia de los vientos alisios.

- La concentración del ión Ca^{2+} fue muy baja en RV con respecto a CU-ZMCM, probablemente debido a las altas intensidades de precipitación y al alto contenido de humedad del suelo, que evitó la incorporación del ión Ca^{2+} de la corteza al agua de lluvia.
- Se puede observar que tanto en CU-ZMCM como en RV, la contribución de H_2SO_4 y HNO_3 favorecen la acidez del agua de lluvia, siendo el de mayor proporción el ión SO_4^{2-} . El exceso de sulfato puede ser atribuido a la composición típica de aguas marinas y al transporte a gran escala de emisiones de fuentes antropogénicas.
- Las concentraciones de metales pesados determinados en la fracción soluble e insoluble, varían significativamente en un mismo sitio y a su vez de un sitio a otro. Se puede observar que los valores de concentración total (fracción soluble + fracción insoluble) de cada uno de los metales analizados, están de acuerdo con lo reportado por varios autores, para sitios urbanos y rurales.
- Los resultados de Al y Fe insolubles, están de acuerdo con los valores reportados por varios autores; sin embargo, en el caso de RV, podemos asumir que el transporte de contaminantes atmosféricos a partir de fuentes antropogénicas, es el responsable de los valores de concentración encontradas en este sitio, lo cual se confirma con los mapas de trayectorias trazados con el modelo MM5 y el modelo HYSPLIT, en donde se observa el transporte desde la Ciudad de México y Toluca, al sitio de estudio.
- Las trayectorias para CU-ZMCM muestran que durante estos periodos de muestreo, tanto con el modelo MM5 como el modelo HYSPLIT, las trayectorias de las masas de aire indicaron un posible origen del sur-sureste y suroeste, mostraron consistencia con una contribución antropogénica. Para RV, el análisis de trayectorias de las masas de aire, mostraron que cuando los vientos presentaron una componente dominante del noreste. Las concentraciones SO_4^{2-} ,

Ca²⁺, Cd, Pb y V en RV, fueron consistentes con una contribución antropogénica importante, debido al posible transporte desde las Ciudades de México y Toluca. A lo anterior se debe añadir que en regiones montañosas, existen variaciones considerables en la dirección de los vientos en distancias relativamente pequeñas. En nuestro caso, estas variaciones se presentan incluso en el nivel isobárico de los 500 mb, como resultado de los vientos y la actividad convectiva en las regiones montañosas

- Al realizar las pruebas de deposición seca a diferentes velocidades en el Túnel de Viento, se encontró deposición de partículas en todas las velocidades registradas; encontrando valores de mayor concentración de metales pesados a 15 ms⁻¹.

➤ **8.2. RECOMENDACIONES**

- Es importante continuar con este estudio tomando en cuenta no sólo la concentración total de metal, sino su distribución química (especiación), sus variaciones estacionales (periodos secos y húmedos), biodisponibilidad, variaciones espaciales, su cinética y toxicidad.
- Se requiere identificar la relación entre las contribuciones de iones inorgánicos y metales pesados, debidas al suelo y a fuentes antropogénicas de contaminantes atmosféricos, en fenómenos diversos como la asimilación de estos por las plantas, intercambio en el suelo (intercambio catiónico), lixiviación y disolución por lluvia ó bien emisiones de procesos industriales.
- Continuar a futuro con estudios que involucren modelos numéricos globales, sinópticos de mesoescala y de microescala, que simulan los procesos de transformación química, desarrollo de nubes, transporte, deposición y dispersión de contaminantes, aunado al estudio de la composición química de las nubes y de la precipitación pluvial en diferentes zonas.

- Para la adecuada comparación entre dos sitios de estudio, estos deberán llevar a cabo la misma metodología de muestreo y análisis, así como los periodos de muestreo.

- Es importante tomar en cuenta para investigaciones futuras, los procesos microfísicos, químicos y dinámicos, que determinan la composición química de la precipitación pluvial.

- Es necesario llevar a cabo un inventario de emisiones a nivel nacional que consideren contaminantes atmosféricos tóxicos, entre los cuales se encuentran varios metales pesados.

BIBLIOGRAFÍA

Adriano D. C., 1992. Biogeochemistry of trace metal. Lewis Publishers. Ed., Boca Raton. p. 513.

Association of American Feed Control Officials. Oficial Publication (AAFCO), 1996. p. 230-236.

Al-Momani I.F., Ya'qoub, A-R A., Al-Bataineh B.M. 2002 Atmospheric deposition of major ions and trace metals near and industrial area, Jordan. Journal Environment Monitoring. 4: 985-989.

Al-Momani I.F., 2003. Trace elements in atmospheric precipitation at Northern Jordan measured by ICP-MS: acidity and possible sources. Atmospheric Environment. 37: 4507-4515.

Ames, D.I., Roberts. L E., Webb, A.H., 1987. An automatic rain gage for continuous, real time determinations of rainwater chemistry. Atmospheric Environment. 21:1947-1955.

Báez P.A., D.R. Belmont., Padilla, G.H. 1996. Variation of chemical composition of wet precipitation, using a sequential sampling: urban-rural areas compassion. *Atmósfera*. 6: 163-174.

Báez P.A., D.R. Belmont., Padilla, G.H. 1997. Chemical composition of precipitation at two sampling Mexico: a 7-year study. *Atmospheric Environment*. 31(6):915-925.

Báez P.A., R.M. García, R.D. Belmont. 2001. Trace heavy metals content in rain water collected in Mexico city, Mexico. Proceedings of the Second International Symposium on Air Quality Management at Urban, Regional and Global Scales. Istanbul Thechnical University, Istambul, Turkey. 494-500.

Báez P.A., R.M. García, R.D. Belmont. 2003. Trace heavy metals measurement in rain water collected in Mexico city and Rancho Viejo, State of Mexico. 8th International Conference on Atmospheric Sciences and Aplications to Air Quality, Tokio, Japon. March 11-13, Tokio, Japón. Página: 197.

Báez P.A., D.R. Belmont R.M. García, M.C.B. Torres, Padilla H.G. 2006. Rainwter chemical composition at two site in Central. *Atmospheric Research*. 80: 67-85.

Baize, D. y Sterckeman, T. 2001. Of the necessity of knowledge of the natural pedo-geochemical background content of soils by trace elements. 2001. *Science of the Total Environment*. 264: 127-139.

Barrie L.A., Limberg S.E., Chang W.H., Ross H.B., Arimoto R., Church T.M. 1987. On the concentration of trace metals in precipitation. *Atmospheric Environment*. 21(5): 1113-1135.

Baulch, D. L., Cox, R. A., Crutzen, P.J., Hampson, R.F., Jr., Kerr, F.A., Troe, J., Watson, R.P. 1982. Evaluated kinetic and photochemical data for atmospheric chemistry: Supplement 1. CODATA Task Group on Chemical Kinetic, *J. Phys. Chem. Ref. Data*, 11: 327-496.

Bertan, B., Alagha, O., 2004. The chemical composition of rainwater over Büyükçekmece Lake, Istanbul. *Atmospheric Research*. 71:275-288.

Bravo, H.A., Saavedra, M.I., Sánchez, P.A., Torres, R.J., Granada, L.M. 2000. Chemical Composition of precipitation in a Mexican Maya Region. *Atmospheric Environment*. 34B: 1197-1204.

Britton, L. G., Clarke, A.G. 1980. Heterogeneous reactions of sulfur dioxide and SO₂/NO₂ mixtures with a carbon soot aerosol. *Atmospheric Environment*. 14: 829-839.

Calvert, J. G., Su, F., Bottenheim, J. W., Strausz, O.P. 1978. Mechanism of homogeneous oxidation of sulfur dioxide in the troposphere. *Atmospheric Environment*. 12: 197-226.

Calvert, J. G., Stockwell, W. R. 1984. Mechanism and rate of the gas phase oxidation of sulfur dioxide and nitrogen oxides in the atmosphere, in SO₂, NO, and NO₂ oxidation mechanisms. *Atmospheric Considerations*, J. G. Calvert (Ed). Butterworth, Boston, 1-62.

Carrasco, O. Carlos. 1996. Procesos físicos y químicos involucrados en la generación de las precipitaciones ácidas. *Red Automática de Monitoreo Ambiental-UNAM*.

Castañe P.M., Topalián M.L., Cordero R. Salibián A. 2003. Influencia de la especiación de los metales pesados en medio acuático como determinante de su toxicidad. *Rev. Toxicología*. 20: 13-18.

Castellanos M.A., Salazar S. Gómez B. 1991. Influencia de la composición del suelo en el aerosol atmosférico de cuatro zonas de México. *Atmósfera*. 4: 165-176.

Castro J., García J., Martínez J., Reyes E. 2003. Muestreo y análisis de PM_{2.5} y PM₁₀ en dinamómetro: Perfiles de emisión de diesel y gasolina. In *Investigación para el desarrollo de combustibles de bajo impacto ambiental*. Ed. By González U., Ortiz E., Nava M. Instituto Mexicano del Petróleo, México, D.F.

Chandra Mouli P., Venkata Mohan S., Balaram V., Praveen Kumar M., Jayarama Reddy S. 2006. A study on trace elemental composition of atmospheric aerosols at semi-arid urban site using ICP-MS technique. *Atmospheric Environment*. 40: 136-146.

Chester, R., Mimmo, M., Corcoran, P.A. 1997. Rain water-aerosol trace metal relationships at Cap Ferrati: A coastal site in the western Mediterranean. *Marine Chemistry*. 58: 298-312.

Chesworth, W., García-Rodeja, E., Martínez Cortizas, A., Macías Vazquez, F. 1998. Trace elements in podzols from Northern Spain. 16th Internacional Congreso of soil Science, Montpellier, France.

Cicero-Fernández, P. 1992. Analysis of TSP, PM10 and PM10/TSP ratio distribution in Mexico City, 1988-1989. Presente en el XXCV Congreso de AWMA. Kansas, Miss. USA.

Cofer, W. R., Schryer, D. R., Rogowski, R. S. 1980. The enhanced oxidation of SO₂ by NO₂ on carbon particulates. *Atmospheric Environment* 14: 571-575.

Collison, J.D.; Thompson, D.B. 1989. Sedimentary structures. Unwin & Hyman. 207.

Cressman, G. 1959. An operational objective analysis system. *Monographs Weather*. 87:367-374.

Crompton T, 1998. Occurrence and analysis of organometallic compounds in the environment. John Wiley and Sons. New York, USA. 235pp.

Cyrus J., Stölzel M., Heinrich J., Kreyllig W.G., Menzel N., Wittmaack K., Tuch T., Wichmann T. E. 2003. Elemental composition and sources of fine and ultrafine ambient particles in Erfurt, Germany. *The Science of the Total Environment*. 305: 143-156.

Dannecker, W., Schroder, B. 1990, Organic and inorganic substances in highway tunnel exhaust air *Science Total Environment*. 93: 293-300.

Das, R., Das, S.N., Misra, V.N. 2005. Chemical composition of rainwater and dustfall at Bhubaneswar in the east coast of India. *Atmospheric Environment*. 39: 5908-5916.

Decesari, S., Facchini, M.C. Fuzzi, S., Tagliavani, E. 2000. Characterization of water soluble organic compounds in atmospheric aerosol: *Geophysical Research*. 105: 1481-1489.

Díaz-Báez, M.C., Cruz, L.E., Rodríguez, D., Pérez, J. and Vargas, C.M., 2000, "Evaluation of Three Water Concentration Techniques as a Prior Step to Test Acute Toxicity", *Environ. Toxicol.*, 15 (4): 345-351.

Diaz-Rodriguez, J.A., Lozano-Santa Cruz, R., Dávila-Alcocer, V.M., Vallejo, E. y Girón, P. 1998. Physical, chemical, and mineralogical properties of Mexico city: a geotechnical perspective. *Canada Geotechnical Journal*. 35(4): 600-610.

Díaz R., Aldape F., Flores J. 2002. Identification of airborne particulate sources, of samples collected in Ticomán, Mexico, using PIXE and multivariate analysis Nuclear

Instruments and Methods in Physics Research Section B: Beam Interactions with Materials and Atmosphere. 189:249-253.

Díaz-Rodríguez, J.A. 2006. Los suelos lacustres de la Ciudad de México. Revista Internacional de Desastres Naturales, Accidentes e Infraestructura Civil. 6(2): 111-129.

Draxler, R.R. Rolph, G.D. 2003. HYSPLIT (Hybrid Single-Particle Lagrangian Integrated Trajectory Model) 4.0 (<http://www.arl.noaa.gov/ready.html>). NOAA Air Resources Laboratory, Silver Spring, MD.

Duce A.R., Hoffman G.L. Atmospheric vanadium transport to the ocean. 1976. Atmospheric Environment. 10 (11), 989-996.

Duce A.R., Mohnen V.A., Zimmerman P.R., Grosjean D., Cautreels W., Chatfield R., Jaenicke R., Ogree J.A., Pellizari E.D. y Wallace G.T. 1983. Organic material in the global troposphere. Rev. Geophys. Space Phys. 21: 921-952.

Durán de Bazúa C. Saneamiento de aguas residuales y desechos en un ingenio azucarero. Sep-Oct- 1994. UNAM Hoy, AÑO 3, N° 14. Pp. 57-62.

Eurachem. 1998. The fitness for purpose of analytical methods. A laboratory guide to method validation and related topics. EURACHEM guide, a focus for analytical chemistry in Europe. ISBN: 0-948926-120. Igc Ltd, pág. 30.

Eurachem/Cita Guide. 2000. Eurachem/Cita (Co-operation on international traceability in analytical chemistry) Guide. Quantifying uncertainty in analytical measurement (S.R.L. Ellison, M. Rosslein y A. Williams, Eds.) Second edition. pág. 120.

Facchinelli, A., 2000. Heavy metals in cultivated soil from Piemonte (in Italian).
Frederick W. Toxicity of Metals in the Environment Parte I y II, Dekker editor. USA. 1978. 1972

Fast. J. D. and S. Zhong. 1998. Meteorological factors associated with inhomogeneous ozone concentrations within the Mexico City basin. Journal Geophysica Research. 103: 927-946.

Ferguson J, 1990. The heavy elements: Chemistry, Environmental Impact and Health Effects. Pergamon Press, New York, U.S.A. 614 pp.

Finlayson-Pitts J.B. Pitts N.J.Jr. 1986. Atmospheric chemistry; fundamental and experimental techniques. New York: John Wiley and Sons; 1098 pp.

Flores, J., Aldape, F., Díaz, V., Hernández-Méndez, B. and García, R. 1999. PIXE Analysis of airborne particulate matter from Xalostoc, Mexico. Winter to summer comparison. Nuclear Instruments and Methods. 150:445-449.

Flossmann, A.L., Pruppacher, H.R., 1988. A theoretical study of the wet removal of atmospheric pollutants. Part II: The uptake, redistribution, and deposition of $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ particles by convective cloud using a two dimensional cloud dynamical model. *Journal Atmospheric Science*. 45:1857-1871.

Galloway, J.N., Linkens, G.E, Keene, W.C., Miller, J.M. 1982. The composition of precipitation in remote areas of the world. *Journal of Geophysical Research*, 87: 8771-8776.

Galloway, J.N., Knap, A.H., Church, T.M. 1983. The composition of western Atlantic precipitation using shipboard collectors. *Journal of Geophysical Research*, 88:páginas: 10, 859-10,864.

Galloway, J.N., Keene, W.C., Artz, R.S., Miller, J.M., Church, T.M., Knap, A.H. 1989. Process controlling the concentrations of SO_4^{2-} , NO_3^- , NH_4^+ , H^+ , HCOO_T and CH_3COO_T in precipitation in Bermuda. *Tellus*. Vol. 41B: páginas: 427-443.

Galloway, J.N., Keene, W.C., Likens, G.E. 1996. Processes controlling the composition of precipitation at a remote southern hemisphere location: Torres de Paine National Park, Chile. *Journal of Geophysical Research*, 101: 6383-6897.

García, R. J. 2000. Evaluación De Escenarios Utilizando el Modelo Regional de la calidad del Aire Multiscale Climate Chemistry Model, Tesis de Doctorado, Posgrado en Ciencias de la Tierra, Instituto de Geofísica de la UNAM.

García, R., Torres, Ma. del C., Padilla, H., Belmont, R., Azpra, E., Arcega-Cabrera, M., Báez, A., 2006. Measurement of chemical elements in rain from Rancho Viejo, a rural wooded area in the State of Mexico, Mexico. *Atmospheric Environment*. 40(32): 6088-6100.

Grelle. G.A., Emei, S., Stockwell, W.R., Schoeneymeyer, T., Forkel, R., Michalakes, J., Knoche, R., Seild, W. 2000. Application of multiscale, coupled MM5/Chemistry model to the complex terrain of the VOLTAP valley campaign. *Atmospheric Environment*. 34: 1435-1453.

Grosjean, D. 1984. Gas-phase chemistry of organo-sulfur compounds, Conference on gas-liquid chemistry of natural waters, Brookhaven National Laboratory, Upton, NY, April.

Halstead, H.J.R., Cunniguhame, R.G. Hunter, K.A.2000. Wet deposition of trace metal to a remote site in Fiordland. New Zeland. *Atmospheric Environment*. 34: 665-676.

Hair J.F., Anderson R.E., Tatham R.L. Black W. 1998. *Multivariate data analysis*. Edition Prentice Hall College Division, New York, USA.

Haygarth P.M., Jones K.C. 1992. Atmospheric deposition of metals to agricultural surface. In: Biogeochemistry of Trace Metals. Lewis Publishers, Adriano D.C., Ed., Boca Raton. Páginas: 249-276.

Higashino, H., Tonooka, Y., Yanagisawa, Y., Ikeda, Y. 1997. Emission inventory of SO₂ and NO_x in East Asia with grid data system. In Murano, K. (Ed), Proceedings of the International Workshop on Unification of Monitoring Protocol of Acid Deposition and Standardization of Emission Inventory. Tsukuba, Japan, páginas: 124-144.

Hoffmann, M. R., Jacob, D.J. 1984. Kinetics and mechanisms of the catalytic oxidation of dissolved sulfur dioxide in aqueous solution: An application to nighttime fog water chemistry, in SO₂, NO and NO₂ oxidation mechanisms. Atmospheric considerations, J.G. Calvert (Ed.), Butterworth, Boston. 101-172.

Hu, G.P., Balasubramanian, R., 2003. Wet deposition of trace metals in Singapore. Water, Air, and Soil Pollut. 144: 285-300.

Hutchinson, T.C. 1978. Effects of acid precipitation of terrestrial ecosystems. Plenum press. New York

INE-Instituto Nacional de Ecología, 2000. Gestión de Calidad del Aire en México. SEMARNAT, México.

INEGI-Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática: 2000, Censo Estadístico de Población y Vivienda 2000. Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática.

ISO 17045, 2000, Water Quality-Sampling-Part 16: Guidance on Biotesting of Samples.

Jaeschke, W. 1986. Chemistry of multiphase atmospheric systems. NATO ASI Series. Springer-Verlag.

Jáuregui, E., E. Luyando, 1999. Global radiation attenuation by air pollution and its effects on the thermal climate in Mexico City. International Journal of Climatology. 19(6): 683-694.

Jáuregui, E., 2000. El clima de la Ciudad de México. Temas selectos de Geografía de México. Textos monográficos. Plaza y Valdés Editores.

Jazcilevich D. A., A. Garcia, L. Gerardo Ruiz-Suarez: 2002. A study of air flow patterns affecting pollutant concentrations in the Central Region of Mexico, Atmospheric Environment, 37: 183-193.

Jazcilevich D. A., A. Garcia, Caetano, E.: 2005, Locally induced surface air confluence by complex terrain and its effects on air pollution in the Valley of Mexico, Atmospheric Environment. 36: 2595-2605.

Jhon W., Wall S.M., Ondon J.L. y Winklamayr W. 1990. Models in the size distributions of atmospheric inorganic aerosol. *Atmospheric Environment*. 24: 2349-2359.

Jonson R. and Wichern D. 1998. *Applied multivariate statistical*. Edition Prentice Hall, New York, USA.

Kabatas-Pendias D. and Pendias H. 1992. Trace elements in soil and plants. Vol. 1 CCR, Press Inc. Boca Raton. Florida, USA. páginas: 365.

Kain, J.S., Fritsch, J.M. 1993. Convective parameterization for Mesoscale Model: The Kain Fritsch Scheme. *Meteorological Monographs*. 46, AMS, Chapter 16: 159-170.

Kathryn M. Conko, Kare C. Rice, Margaret M. Kennedy. 2004. Atmospheric wet deposition of trace elements to a suburban environment, Reston, Virginia, USA. 38: 4025-4033.

Kaya, G., Tuncel, G. 1997. Trace element and major ion composition of wet and dry deposition in Ankara, Turkey. *Atmospheric Environment*. 31: 3985-3998.

Kazuhiko Takeda, Kouji Marumoto, Tomomi Minamikawa, Hirishi Sakugawa, Kitao Fujiwara. 2000. *Atmospheric Environment*. 34: 4525-4535.

Keeler G., Glinsorn G., Pirrone, N. 1995. Particulate mercury in the atmosphere: Its significance, transport, transformation and sources. *Water, Air, Soil and Pollutant*. 80-159.

Keller, BJ, Peden ME, Skowron LM. 1988. Methods for collection and analysis of precipitation. Trace metals. USEPA Contract number CR8107-01, pp XI.

Khemani, L.T., Momin, G.A., Prakasa Rao, P.S., Safai, P.D., Sing G. Kappor, R.K. 1989. Spread. of acid rain over India. *Atmospheric Environment*. 18: 1701-1709.

Kim Guebuem, Joseph R., Scudlark, Thomas M. Church. 2000. Atmospheric wet deposition of trace elements to Chesapeake and Delaware Bays. *Atmospheric Environment*. 34: 3437-3444.

Kitagishi, K. Yamame, I. 1981. Heavy metal pollution in soils of Japan. *Tokyo Japan Scient. Soc.* 32: 302-312

Kourtrakis P., Wolfson J.M., Spengler J.D., Stern B. Franklin C.A. 1989. Equilibrium size of atmospheric aerosol sulfates as a function of the relative humidity. *Geophysical Research*. 94: 6442-6448.

Krishnamurty, T.N., Bounoua, L. 1996. An introduction to numerical weather prediction techniques. CRC, Cambridge University Press.

Kulkarny P., Chellam S. Ghurye G., Fraser M.P. 2003. In situ generation of hydrofluoric acid during microwave digestion of atmospheric particulate matter prior to trace element analysis using inductively coupled plasma mass spectrometry. *Environmental Engineering Science*. 20: 517-531.

Lara, L.B.L.S., Artaxo, P., Martinelli, L.A., Victoria, R.L., Camargo, P.B., Krusche, A., Ayers, G.P., Ferraz, E.S.B., Ballester, M.V., 2001. Chemical composition of rainwater and anthropogenic influences in the Piracicaba River Basin, Southeast Brazil. *Atmos. Environ.* 35, 4937-4945.

Lee, D.S. 1993. Spatial variability of urban precipitation chemistry and deposition: statistical associations between constituents and potential removal processes of precursor species. *Atmospheric Environmental*. 27B: 321-337.

Lee, B.K., Hong, S.H., Lee, D.S. 2000. Chemical composition of precipitation and wet deposition of major ions on the Korea Peninsula. *Atmospheric Environmental*. 34: 563-575.

Lindberg, S.E. 1982. Factors influencing trace metal, sulfate and hydrogen ion concentrations in rain. *Atmospheric Environment*. 20: 2701-2810.

Luo, W. 2001. Wet deposition fluxes of soluble chemical species and the elements in insoluble materials. *Atmospheric Environment*. 35: 2963-2967.

Magaña, V., J. Pérez-Fernández, J. Méndez-Pérez. 2002. Diagnostic and prognostic of extreme precipitation events in the México basin, *Geofísica Internacional*, Vol. 41: 247-259.

Marrero J., Jiménez Ragliati R., Gómez D., Smichowski P. 2005. A study of uniformity of elements deposition on glass fiber filters after collection of airborne particulate matter (PM₁₀), using a high-volume sampler. *Talanta*. 68, 442-447.

Martínez Cortiza A., Morales Domínguez, C. 1995. *Edafología y Arqueología: estudio de yacimientos arqueológicos al aire libre en Galicia*. Xunta de Galicia, Consellería de Cultura. páginas: 199.

Mason, C.B. Moore, *Principle of Geochemistry*. (4thEd.), 1982, 107-119. Wiley, New York.

McRae, G.J., Russell, A.G. 1984. Dry deposition of nitrogen-containing species, in *deposition both wet and dry*, B.B. Hicks (Ed.), Butterworth, Boston, 153-193.

McMurry P. H., Litchy M., Huang P.F., Cai X., Turpin B.J., Hanson A. 1996. Elemental composition and morphology of individual particles separated by size and hygroscopicity with the TDMA. *Atmospheric Environment*. 30: 101-108.

Mugica V., Maubert M., torres M., Muñoz J. y Rico E. (2002). Temporal and spatial variations of metal content in TSP and PM₁₀ in Mexico City during 1996-1998. *Journal of Aerosols*. 33: 91-102.

Migliavacca D., E.C. Teixeira, M. Pires J. Fachel, 2004. Study of chemical elements in atmospheric precipitation in South Brazil. *Atmospheric Environment* 37: 1641-1656.

Migliavacca D., E.C. Teixeira, Wiegand, F., Machado, A.C.M., Sanchez, J. 2005. Atmospheric precipitation and chemical composition of an urban site, Guaíba hydrographic basin, Brazil. *Atmospheric Environment* 39: 1829-1844.

Miller, J.N., Miller, J.C. 2002. *Estadística y Quimiometría para Química Analítica*. Ed. Pearson Educación. México.

Miranda, J., Cahill, T., Morales, R., Aldape, F., Flores, J. and Díaz. 1994. Determination of elemental concentrations in atmospheric aerosols in Mexico City using proton induced X-ray emission, proton elastic scattering and laser absorption. *Atmospheric Environment*. 28:2299-2306.

Nieboer E, Richardson D. S. 1980. The replacement of the nondescript term heavy metals by biologically and chemically significant classification of metal ions. *Environ. Pollution /Ser. B.)* 1.3

Nriagu, J.O., Pacyna, J.M. 1988. Quantitative assessment of worldwide contamination of air water and soils by trace metals. *Nature*. 333: 134-139.

Nriagu, J.O. 1996. A history of global metal pollution. *Science*. 272: 223-224.

Padilla, G.H. 1989. Estudio analítico de la composición química de la precipitación pluvial en el Valle de México. Tesis de maestría. División de estudios de Posgrado de la Facultad de Ingeniería, UNAM, México D.F.

Pain D.J. 1995. Lead in the environment. In: *Handbook of ecotoxicology* by Hoffman D. J., Rattner B.A., Burton G.A. and Cairns J. Section II Chap. 16 Lewis Publishers USA. 356-391. pp.

Pearson G. R. 1973. *Hard and Soft Acids and Bases*. Wiley New York.

Pekney N. J., Davidson C. I. 2005. Determination of trace elements in ambient aerosol samples. *Analytica Chemical Acta*. 540: 269-277.

Pérez, L.J. 1997. Variabilidad climática regional en México. Tesis de Licenciatura, Facultad de Ciencias, UNAM. México.

Pio C.A., Salgueiro M.L. Nunes T.V. 1991. Seasonal and air-mass trajectory effects on rainwater quality at the South-western European Border. *Atmospheric Environment*. 25A: 2259-2266.

Pratt G.C., Coscio M., Gardner D.W., Chevone B.I., Krupa S.V. 1983. An analysis of the chemical properties of rain in Minnesota. *Atmospheric Environment*. 17: 347-355.

Raga, G.B., T. Castro., D. Baumgardner. 2001. The impact of mega-city pollution on local climate and implications for the regional environment México City. *Atmospheric Environment*. 35: 1805-1811.

Ramirez-Marcial N., Gonzalez-Espinosa M., Williams-Linera G. 2001. Anthropogenic disturbance and tree diversity in montane rain forest in México. *Management*, 116. 311-326.

Ronco, A.E., Gagnon, P., Díaz-Báez, M.C., Arkhipchuk, V., Castillo, G., Castillo, L.E., Dutka, B.J., Pica Granados, Y., Ridal, J., Srivastava, R.C. & Sánchez, A., 2002, "Overview of Results from the Watertox Intercalibration and Environmental Testing Phase II Program: Part I. Statistical Analysis of Blind Sample Testing". *Environmental Toxicologic* 17 (3), 232-240.

Sánchez Salazar, M. T. Análisis de la organización territorial de la actividad minera en México. Tesis doctoral en Geografía. Facultad de Filosofía y Letras, UNAM. México, 1990.

Savoie, L.D., Prospero, J.M., Nees, R. T. 1987. Washout ratios of nitrate, non-sea-salt sulfate and sea-salt on Virginia Key, Florida and on American Samoa. *Atmospheric Environment*. 21(1): 103-112.

SMA-GDF-Secretaría del Medio Ambiente, Gobierno del Distrito Federal. Reporte anual Calidad del Aire 2000.

SMA-GDF-Secretaria del Medio Ambiente, Gobierno del Distrito Federal. Dirección General de Gestión Ambiental del aire. Inventario de Contaminantes Tóxicos del aire en la ZMVM 2004.

Seinfeld J.H, Pandis, 1998. *Atmospheric chemistry and physics*. New York: John Wiley and Sons; 1326 pp.

Scheiner, B., Doyle F, Kamatra S. 1989. *Biotechnology in Minerals and Metal processing*. Society of Mining Engineers. Inc., Littleton. 209.

Schemenauer, R.S. 1986. Acid deposition to forests: The 1985 Chemistry of High Elevation Fog (CHEF). *Atmosphere-Ocean*. 24: 303-328.

Schütz, L., Rahn, K.A. 1982. Trace element concentrations in erodible soils. *Atmospheric Environment*. 16: 171-176.

Schwartz E. 1989. Acid deposition, unraveling a regional phenol menon. *Science*. 243: 753-763.

Singh, B., Norbert, M., Zwack, P. 1987. Rainfall acidity as related to meteorological parameters in Northern Quebec. *Atmospheric Environment*. 21(4): 825-842.

Smith, Marcus P. Lincoln, P. M. H. Hawes, F. J. Duque-Portugal. 1995. Spatial Variability in the Nekton of a Canal Estate in Southern New South Wales, Australia, and its Implications for Estuarine Management. *Marine and Freshwater Resources* 46, 715-21.

Sosa Echeverría Rodolfo, Humberto Bravo Álvarez, Pablo Sánchez Álvarez, Mónica Jaimes Palomera. 2004. El impacto de los incendios forestales en la calidad del aire. pag. 79-97.

Sprent, P. 1989. *Applied Nonparametric Statistical Methods*. Chapman y Hall. (3th. Ed.) New York. 259pp.

Stauffer D., N. L. Reaman. 1994. Use of four-dimensional data assimilation in a limited-area mesoscale model. Part I: Experiments with synoptic scale data. *Mon. Wea. Review*. Vol. 118. pp. 1250-1277.

StatSoft, Inc. (2003). *STATISTICA (data analysis software system) ver. 6*. www.statsoft.com.

Stockwell W.R., Middleton, R.P., Chang, J.S., Tang, X. 1995. The second generation regional acid deposition model chemical mechanism for regional air quality modeling. *Journal Geophysical Research*. 95: 16343-16367.

Stumm W. and Morgan J.J. 1981. *Aquatic Chemistry*. John Riley and Sons, New York.

Takahashi, T., 1976. Warm rain, giant nuclei and chemical balance in a numerical model. *Atmospheric Science*. 33: 269-286.

Takeda T., Kuba., 1982. Numerical study of the effect of CCN on the size distribution of cloud droplets: Part I. Cloud droplets in the stage of condensation growth. *Meteorol. Soc.* 60:978-993.

Taylor, J.A., Lloyd, J. 1992. Sources and sinks of atmospheric CO₂. *Aust. J. Bol.* 40: 407-418.

Tramontano J.M., Scudlark J.R., Church T.M. 1987. A method for the collection, handling and analysis of trace metals in precipitation. *Environment Science and Technology*. 21: 749-753.

Tu Jun, Heshen Wang, Zifan Zhang, Xin Jin Wenqing Li, 2005. Trends in chemical composition of precipitation in Nanjing, China, during 1992-2003. *Atmospheric Research* 73, 283-298.

Tucker, M.E. 1991. *Sedimentary petrology*. Backwell Science. 260 pp.

Tuncel S.G. Ungor, S. 1996. Rain water chemistry in Ankara, Turkey. *Atmospheric Environment*. 30: 2721-2727.

Turner G.M. Baker W.E. 1998. Peterson C.J. and Peet R.K.. Factor influencing succession. Lesson from large, infrequent natural disturbance. *Ecosystem*. 1. 511-523.

Twomey, S. 1977. The influence of pollution on the shortwave albedo of cloud. *Atmospheric Science*. 34: 1149-1152.

U.S. EPA, 1973. *Water Quality Criteria*. Office of Research and Development, Washington, D.C.

U.S. EPA, 1993. *Methods for Measuring the Acute Toxicity of Effluents and Receiving Waters to Freshwater and Marine Organisms*, 4th ed., EPA/600/4-90/027F, Office of Research and Development, Washington, D.C.

U.S. EPA, 1999. *Digestion Procedure for Microwave Extraction for Ambient Filter Samples*, Method IO-3.1. Office of Research and Development, Washington, D.C.

Valenta, P., Nguyen, V.D., Nornberg, H.W., 1986. Acid and heavy metal pollution by wet deposition. *Science of the Total Environment*. 55: 311-320.

Vathiyathan, P., Rmanathan, AL, 2000. Transport and distribution of heavy metals in Cuvery River. *Water, Air and Soil Pollution*. 71: 13-28.

Vega E., Mugica V., Reyes E., Sánchez G., Chow J., and Watson J. 2001. Chemical composition of fugitive dust emitter in Mexico City. *Atmospheric Environment*. 35:4033-4039.

Vela-Correo, G., Flores-Román, D. 2006. Composición mineralógica de la fracción arcillosa de los suelos de la Sierra de Guadalupe, Distrito Federal. *Boletín de Mineralogía*. 17: 111-118.

Vermette, S.J., Peden, M.E., Willoughby, T.C., Lindberg, S.E., Weiss, A.D. 1995. Methodology for sampling of metals in precipitation: Results of the National Atmospheric Deposition Program (NADP) Pilot Network. *Atmospheric Environment*. 29(11): 1221-1229.

Walter, J.T., Aneja, V.P., Dickey, D.A. 2000. Atmospheric transport and wet deposition of ammonium in the North Carolina. *Atmospheric Environment*. 34: 3407-3418.

Wiersman, G.B. Davidson, C.I. 1986. Trace metals in the atmosphere of remote areas. In: Nriagu, J.O. and Davidson, C.I., Eds. *Toxic Metals in the Atmosphere*: Wiley. 201-206.

Wood, J.M. Goldberg, E.D. 1988. Impact of metals on the biosphere in: *Global Chemical Cycles and Their Alteration by Man:Dahlem Workshop*. 137-153.

Yang K. X., Swami K., Husain L. 2002. Determination of the metals in atmospheric aerosols with a heavy matrix of cellulose by microwave digestion-inductively coupled plasma mass spectroscopy. *Spectrochimica Acta Part B*. 57: 73-84.

ANEXO I

RESULTADOS ESPECÍFICOS PARA CADA UNA DE LAS MUESTRAS COLECTADAS EN LOS DISTINTOS SITIOS DE MUESTREO

En las tablas **A.1.1** a **A.1.4** se presentan las fechas de las muestras de lluvia colectadas y los resultados de estadística descriptiva para CU-ZMCM y RV en el 2003-2004.

En las **tabla A.1.5 a A.1.8.** del Anexo I se comparan los valores de concentración promedio ponderada (CPP) de metales pesados ($\mu\text{g L}^{-1}$) y iones inorgánicos ($\mu\text{eq L}^{-1}$) determinados en la precipitación pluvial en CU-ZMCM y RV, con los registrados en áreas urbanas y áreas rurales de otros países.

Tabla A.1.1. Resultados obtenidos de iones inorgánicos ($\mu\text{e/L}$) en muestras de lluvia colectada en CU-ZMCM en el 2003.

MES	DIA	Cantidad (mm)	pH (Unidades)	H ⁺ ($\mu\text{e/L}$)	SO ₄ ²⁻ ($\mu\text{e/L}$)	Cl ⁻ ($\mu\text{e/L}$)	NO ₃ ⁻ ($\mu\text{e/L}$)	NH ₄ ⁺ ($\mu\text{e/L}$)	Na ⁺ ($\mu\text{e/L}$)	K ⁺ ($\mu\text{e/L}$)	Ca ₂ ⁺ ($\mu\text{e/L}$)	Mg ₂ ⁺ ($\mu\text{e/L}$)
2003												
6	2	21.38	4.88	13.18	45.00	3.38	29.30	56.43	1.48	1.15	10.35	1.64
6	3	18.86	5.41	3.89	11.04	2.25	12.15	81.27	39.96	0.90	4.5	0.41
6	4	6.66	4.68	20.89	183.75	5.07	67.77	65.32	3.22	1.94	31.35	6.64
6	9	11.07	4.61	24.55	76.67	12.11	34.30	65.00	1.61	0.43	1.905	1.48
6	16	18.23	5.57	2.69	34.79	14.37	25.72	64.29	0.87	0.41	7.65	0.74
6	18	33.20	5.92	1.20	35.21	9.01	20.72	76.43	0.61	0.59	16.7	0.98
6	24	6.79	6.36	0.44	42.71	20.00	49.30	120.00	11.13	10.90	2.55	7.38
6	25	11.82	6.16	0.69	39.38	12.11	63.59	116.43	6.65	5.75	18.15	5.57
6	26	3.52	6.65	0.22	35.83	12.68	35.01	103.57	10.04	9.10	4.05	9.84
6	30	23.64	4.92	12.02	26.88	5.35	49.30	62.14	36.43	0.33	11.1	1.07
7	1	25.28	5.62	2.40	33.54	4.51	49.30	95.71	0.78	1.18	16.75	1.31
7	15	23.64	5.98	1.05	32.92	29.86	28.58	48.57	1.70	1.74	7.4	1.72
7	21	3.02	6.60	0.25	88.75	10.99	78.90	81.74	7.74	7.29	16	11.31
7	23	27.16	6.16	0.69	43.96	13.80	47.87	121.43	4.48	3.45	6.1	4.92
7	28	2.01	5.97	1.07	52.29	14.93	65.74	136.49	2.30	1.89	3.925	2.70
7	29	28.17	5.88	1.32	50.00	31.83	43.06	65.08	8.13	2.33	2.605	17.70
7	31	2.44	6.40	0.40	68.75	14.08	85.74	97.30	4.87	7.90	13.15	5.33
8	5	17.23	6.10	0.79	18.33	5.63	43.59	65.00	1.13	3.32	8.6	0.66
8	11	4.15	6.09	0.81	161.88	14.37	81.27	94.60	11.91	10.26	4.195	12.62
8	12	7.29	6.28	0.52	56.67	10.70	25.01	97.14	6.35	5.17	4.945	6.72
8	13	6.92	6.43	0.37	47.29	7.61	30.72	114.28	3.70	2.69	19.15	2.38
8	14	6.29	6.20	0.63	81.04	14.08	74.61	121.35	4.43	5.83	11.25	8.11
8	18	10.19	5.68	2.09	20.63	8.17	19.29	61.43	1.65	1.99	12.2	1.07
8	20	7.67	6.31	0.49	19.79	13.52	61.45	79.28	0.35	0.90	22.85	1.56
8	25	17.48	5.41	3.89	62.50	8.17	45.01	127.14	3.13	3.25	4.295	3.36
8	26	9.43	6.13	0.74	124.79	12.68	77.66	81.03	5.39	4.99	4.21	7.38
8	27	13.71	4.10	79.43	53.13	7.61	80.74	140.00	2.74	2.53	4.85	3.61
8	28	4.90	5.90	1.26	71.46	6.20	20.01	90.00	43.04	3.40	3.485	4.84
9	1	8.17	6.43	0.37	13.96	3.10	7.68	94.13	0.65	0.69	5.35	0.49
9	3	31.31	6.00	1.00	10.83	4.51	28.58	126.59	3.52	1.46	5.8	0.74
9	11	3.52	5.67	2.14	30.42	5.63	45.01	98.57	5.00	3.02	2.785	2.70
9	17	10.19	6.13	0.74	59.58	5.07	30.72	136.43	2.39	1.10	1.6	1.31
9	25	3.52	6.21	0.62	71.46	6.20	22.15	60.71	5.48	2.33	10.95	1.48
9	29	11.07	6.13	0.74	30.21	7.04	15.72	92.86	3.43	1.79	20.2	1.48

Tabla A.1.1. (Continuación).

MES	DIA	Cantidad	pH	H ⁺	SO ₄ ²⁻	Cl ⁻	NO ₃ ⁻	NH ₄ ⁺	Na ⁺	K ⁺	Ca ²⁺	Mg ²⁺
2003		(mm)	(Unidades)	(µe/L)	(µe/L)	(µe/L)	(µe/L)	(µe/L)	(µe/L)	(µe/L)	(µe/L)	(µe/L)
10	6	4.90	4.87	13.49	53.96	4.79	33.58	74.28	1.74	1.99	20.85	1.80
10	13	6.41	6.49	0.32	41.25	8.73	35.73	85.00	3.43	2.63	2.67	2.70
10	15	13.83	5.03	9.33	52.08	4.23	45.01	107.14	1.65	1.69	12	1.31
6	13-15	17.86	5.74	1.82	89.17	13.24	61.45	71.28	9.26	5.83	4.385	9.75
6	20-23	6.16	5.74	1.82	31.25	9.58	19.29	62.86	0.74	0.84	11	0.82
6	27-29	8.80	6.46	0.35	27.71	6.76	36.44	78.57	42.17	3.86	4.265	4.59
7	04-06	83.75	6.03	0.93	52.92	9.86	57.88	80.71	1.96	1.43	3.8	4.51
7	18-20	17.10	6.27	0.54	50.00	6.48	52.87	116.43	2.22	1.87	2.765	2.13
7	25-27	10.19	4.94	11.48	45.00	14.08	38.58	83.57	2.22	1.25	17.5	1.64
8	08-10	45.02	5.73	1.86	51.67	6.48	37.87	110.71	5.09	3.43	4.2	4.84
8	22-24	34.20	5.45	3.55	39.58	7.04	33.58	70.71	2.13	1.74	2.485	1.97
8	29-31	25.02	6.42	0.38	20.21	4.23	15.72	37.86	1.26	0.92	18.3	1.31
9	05-07	10.94	5.91	1.23	53.13	6.20	67.97	107.86	2.26	1.43	3.16	2.54
9	26-28	17.98	5.89	1.29	50.21	6.76	30.72	65.00	35.65	1.74	11.85	0.90
10	10-12	41.62	4.37	42.66	23.75	6.20	12.15	59.29	1.52	2.20	7.25	0.66
10-11	31-02	16.47	5.1	7.94	71.25	12.11	67.88	102.14	30.43	2.99	4.13	3.93

Tabla A.1.1. Resultados obtenidos de metales pesados ($\mu\text{g/L}$) en muestras de lluvia colectada en CU-ZMCM en el 2003.

MES	DIA	Cantidad	INSOL	SOL	TOTAL	INSOL	SOL	TOTAL	INSOL	SOL	TOTAL
2003		(mm)	Al ($\mu\text{g/L}$)	Al ($\mu\text{g/L}$)	Al ($\mu\text{g/L}$)	Cd ($\mu\text{g/L}$)	Cd ($\mu\text{g/L}$)	Cd ($\mu\text{g/L}$)	Cr ($\mu\text{g/L}$)	Cr ($\mu\text{g/L}$)	Cr ($\mu\text{g/L}$)
6	2	21.38	63.04	19.37	82.41	2.17	0.30	2.47	0.33	0.28	0.61
6	3	18.86	51.25	23.97	75.22	3.35	0.11	3.46	0.48	0.33	0.81
6	4	6.66	88.15	33.71	121.86	0.59	0.07	0.66	1.26	1.20	2.45
6	9	11.07	56.92	33.56	90.47	0.07	0.25	0.33	0.63	0.20	0.82
6	16	18.23	44.16	22.31	66.47	1.42	0.76	2.18	0.45	0.39	0.85
6	18	33.20	47.57	32.76	80.32	0.28	0.08	0.36	0.43	0.27	0.70
6	24	6.79	89.05	14.98	104.03	2.24	0.21	2.46	0.93	0.48	1.42
6	25	11.82	60.18	9.73	69.91	0.24	0.29	0.53	1.55	0.32	1.87
6	26	3.52	72.29	32.61	104.89	2.15	0.34	2.49	1.85	1.36	3.21
6	30	23.64	57.34	35.04	92.37	0.16	0.54	0.70	1.46	0.34	1.80
7	1	25.28	69.35	19.84	89.19	1.24	0.04	1.27	0.27	0.12	0.39
7	15	23.64	59.96	10.73	70.69	0.51	0.04	0.55	0.44	0.19	0.63
7	21	3.02	79.67	44.22	123.89	1.24	0.12	1.36	2.94	1.07	4.01
7	23	27.16	63.57	32.23	95.80	0.06	0.10	0.16	1.46	0.94	2.40
7	28	2.01	61.86	14.32	76.18	0.37	0.14	0.52	1.44	0.70	2.14
7	29	28.17	87.83	28.79	116.61	0.88	0.09	0.97	0.79	0.22	1.01
7/8	31	2.44	82.18	33.11	115.30	0.22	0.07	0.30	0.24	0.13	0.37
8	5	17.23	67.18	8.69	75.87	0.35	0.04	0.38	1.52	0.57	2.09
8	11	4.15	79.03	35.23	114.26	0.10	0.07	0.17	1.04	0.47	1.52
8	12	7.29	79.24	26.91	106.15	0.66	0.03	0.69	0.33	0.22	0.55
8	13	6.92	73.11	20.32	93.43	0.19	0.09	0.28	0.70	0.41	1.12
8	14	6.29	52.46	41.23	93.70	0.51	0.10	0.60	1.78	0.28	2.06
8	18	10.19	52.74	33.02	85.76	2.18	0.04	2.21	1.35	0.76	2.11
8	20	7.67	81.44	21.34	102.78	0.70	0.08	0.79	1.03	0.16	1.20
8	25	17.48	51.51	29.75	81.26	0.99	0.07	1.06	1.35	0.56	1.91
8	26	9.43	68.77	25.69	94.45	1.13	0.28	1.40	3.25	0.31	3.56
8	27	13.71	72.90	17.09	89.99	1.08	0.09	1.17	1.13	0.76	1.89
8	28	4.90	64.85	31.08	95.92	0.14	0.09	0.23	0.78	0.40	1.18
9	1	8.17	37.35	20.67	58.01	1.12	0.08	1.21	0.54	0.14	0.67
9	3	31.31	88.68	26.03	114.70	0.35	0.09	0.44	0.84	0.40	1.23
9	11	3.52	73.55	14.20	87.75	1.68	0.03	1.71	0.32	1.56	1.88
9	17	10.19	89.93	13.40	103.34	2.53	0.08	2.60	0.54	0.32	0.86
9	25	3.52	81.66	25.79	107.46	0.12	0.07	0.19	2.07	0.52	2.60
9	29	11.07	64.52	23.14	87.66	0.28	0.04	0.32	0.75	0.53	1.28

Tabla A.1.1. (Continuación)

MES	DIA	Cantidad	INSOL	SOL	TOTAL	INSOL	SOL	TOTAL	INSOL	SOL	TOTAL
2003		(mm)	Al (µg/L)	Al (µg/L)	Al (µg/L)	Cd (µg/L)	Cd (µg/L)	Cd (µg/L)	Cr (µg/L)	Cr (µg/L)	Cr (µg/L)
10	6	4.90	60.74	14.67	75.41	0.33	0.04	0.37	0.58	0.30	0.89
10	13	6.41	72.65	24.99	97.64	0.19	0.11	0.30	0.54	0.46	1.00
10	15	13.83	69.02	15.64	84.66	0.24	0.07	0.31	1.26	0.84	2.10
6	13-15	17.86	58.88	22.76	81.63	0.22	0.05	0.27	0.76	0.31	1.07
6	20-23	6.16	33.74	26.62	60.36	0.11	0.08	0.19	0.96	0.40	1.36
6	27-29	8.80	83.71	21.39	105.10	0.73	0.08	0.81	0.46	0.14	0.60
7	04-06	83.75	67.11	33.31	100.42	0.20	0.09	0.29	0.71	0.49	1.19
7	18-20	17.10	39.23	17.76	56.98	0.11	0.29	0.40	0.22	0.11	0.34
7	25-27	10.19	28.94	13.76	42.70	0.08	0.04	0.12	0.39	0.04	0.43
8	08-10	45.02	60.44	11.37	71.81	0.75	0.08	0.82	0.23	0.11	0.34
8	22-24	34.20	72.35	15.96	88.31	0.78	0.04	0.81	0.37	0.19	0.56
8	29-31	25.02	83.43	18.48	101.91	2.24	0.08	2.32	0.61	0.18	0.78
9	05-07	10.94	55.34	21.31	76.65	0.30	0.12	0.42	1.21	0.28	1.49
9	26-28	17.98	42.41	12.51	54.91	0.42	0.10	0.52	1.64	0.30	1.93
10	10-12	41.62	37.72	23.28	61.00	1.28	0.14	1.43	1.72	0.23	1.95
10-11	31-02	16.47	73.97	16.81	90.77	0.20	0.09	0.30	1.36	0.26	1.62

Tabla A.1.1. (Continuación)

MES	DIA	Cantidad	INSOL	SOL	TOTAL	INSOL	SOL	TOTAL	INSOL	SOL	TOTAL
2003		(mm)	Fe (µg/L)	Fe (µg/L)	Fe (µg/L)	Mn (µg/L)	Mn (µg/L)	Mn (µg/L)	Ni (µg/L)	Ni (µg/L)	Ni (µg/L)
6	2	21.38	76.76	8.63	85.39	15.52	0.53	16.05	0.96	0.80	1.76
6	3	18.86	41.85	18.34	60.19	20.83	2.16	22.99	0.33	2.46	2.79
6	4	6.66	75.65	12.95	88.60	11.77	0.98	12.76	4.64	0.84	5.47
6	9	11.07	35.68	19.40	55.09	22.16	0.50	22.66	1.36	0.95	2.31
6	16	18.23	57.59	21.03	78.62	18.43	0.49	18.92	1.13	0.97	2.10
6	18	33.20	53.64	26.32	79.95	25.03	0.50	25.53	1.59	0.91	2.50
6	24	6.79	64.36	33.61	97.97	16.68	4.74	21.42	3.15	1.96	5.11
6	25	11.82	66.95	28.23	95.18	13.03	1.94	14.97	2.02	1.59	3.60
6	26	3.52	64.09	33.24	97.33	28.57	5.10	33.67	3.02	2.18	5.20
6	30	23.64	43.84	29.64	73.48	12.31	1.12	13.43	0.92	0.78	1.70
7	1	25.28	54.39	18.18	72.57	13.08	0.67	13.75	0.86	1.76	2.62
7	15	23.64	62.13	25.50	87.63	23.23	0.59	23.82	2.45	0.94	3.39
7	21	3.02	48.02	34.06	82.08	12.40	8.81	21.21	2.53	1.12	3.64
7	23	27.16	51.41	23.44	74.85	9.19	1.44	10.63	0.99	0.85	1.84
7	28	2.01	44.60	31.65	76.25	5.98	1.44	7.42	0.89	0.76	1.65
7	29	28.17	59.78	10.43	70.21	17.00	16.03	33.03	5.78	4.83	10.61
7\8	31\1	2.44	63.73	11.31	75.04	8.36	2.75	11.11	2.38	1.44	3.82
8	5	17.23	61.22	27.11	88.33	11.21	8.46	19.67	1.08	3.50	4.58
8	11	4.15	64.72	33.43	98.15	6.34	6.37	12.72	7.88	2.27	10.14
8	12	7.29	57.66	26.83	84.49	6.09	5.90	11.99	3.30	1.71	5.01
8	13	6.92	73.68	16.72	90.40	14.66	4.21	18.87	1.57	1.26	2.83
8	14	6.29	69.69	29.62	99.31	22.82	2.83	25.65	1.85	1.34	3.19
8	18	10.19	33.55	12.76	46.31	14.28	3.95	18.23	2.08	1.78	3.86
8	20	7.67	52.92	27.43	80.35	6.12	2.12	8.24	1.52	0.78	2.30
8	25	17.48	67.09	35.27	102.36	5.15	4.60	9.75	1.88	2.00	3.88
8	26	9.43	67.09	22.28	89.37	16.86	3.82	20.68	1.67	1.59	3.26
8	27	13.71	63.90	33.10	97.00	7.28	4.31	11.59	4.95	0.94	5.90
8	28	4.90	62.07	26.68	88.75	8.93	2.44	11.37	1.72	1.22	2.94
9	1	8.17	23.84	11.49	35.32	9.69	0.46	10.15	2.16	1.63	3.78
9	3	31.31	51.06	22.37	73.43	5.81	7.06	12.87	2.81	1.45	4.26
9	11	3.52	60.17	33.87	94.04	5.09	2.74	7.82	3.01	1.31	4.32
9	17	10.19	48.64	30.54	79.18	1.81	1.29	3.10	0.63	0.77	1.41
9	25	3.52	71.87	15.97	87.83	11.83	5.42	17.25	0.81	2.37	3.18
9	29	11.07	60.55	30.43	90.98	14.59	4.52	19.10	1.29	1.38	2.67

Tabla A.1.1. (Continuación)

MES	DIA	Cantidad	INSOL	SOL	TOTAL	INSOL	SOL	TOTAL	INSOL	SOL	TOTAL
2003		(mm)	Fe (µg/L)	Fe (µg/L)	Fe (µg/L)	Mn (µg/L)	Mn (µg/L)	Mn (µg/L)	Ni (µg/L)	Ni (µg/L)	Ni (µg/L)
10	6	4.90	43.54	21.25	64.79	12.23	1.23	13.46	1.48	1.37	2.85
10	13	6.41	40.28	29.17	69.45	10.13	1.29	11.42	0.99	0.80	1.78
10	15	13.83	69.12	24.71	93.83	11.73	5.90	17.62	3.41	1.64	5.05
6	13-15	17.86	78.43	35.40	113.83	11.90	3.20	15.09	1.78	1.22	3.00
6	20-23	6.16	43.05	16.64	59.69	11.68	0.56	12.24	1.07	2.46	3.54
6	27-29	8.80	32.43	19.80	52.23	4.82	1.85	6.67	0.82	1.07	1.88
7	4-6	83.75	67.73	21.56	89.29	5.92	3.68	9.60	0.95	0.87	1.82
7	18-20	17.10	41.62	16.99	58.61	3.96	1.21	5.17	0.41	1.77	2.18
7	25-27	10.19	47.57	22.10	69.67	7.44	0.72	8.16	1.44	0.83	2.27
8	8-10	45.02	31.73	19.79	51.52	9.53	2.30	11.83	0.96	0.78	1.75
8	22-24	34.20	69.59	12.52	82.11	4.24	2.03	6.27	1.94	1.96	3.90
8	29-31	25.02	78.57	20.70	99.27	1.64	1.64	3.28	0.99	0.78	1.77
9	05-07	10.94	45.92	9.08	55.00	6.33	0.80	7.13	2.10	1.11	3.21
9	26-28	17.98	55.90	29.31	85.21	6.97	1.84	8.81	3.76	1.49	5.25
10	10-12	41.62	44.05	27.48	71.53	8.13	2.61	10.74	0.92	0.86	1.78
10-11	31-02	16.47	74.19	23.29	97.48	7.95	2.71	10.66	2.84	1.50	4.34

Tabla A.1.1. (Continuación)

MES	DIA	Cantidad	INSOL	SOL	TOTAL	INSOL	SOL	TOTAL
2003		(mm)	Pb (µg/L)	Pb (µg/L)	Pb (µg/L)	V (µg/L)	V (µg/L)	V (µg/L)
6	2	21.38	1.51	0.96	2.47	3.49	1.84	5.33
6	3	18.86	2.57	0.60	3.18	7.52	1.61	9.13
6	4	6.66	6.78	1.65	8.44	9.61	2.70	12.31
6	9	11.07	7.98	0.53	8.51	3.96	1.68	5.63
6	16	18.23	1.10	0.70	1.80	4.00	1.66	5.67
6	18	33.20	1.74	0.80	2.54	5.00	1.84	6.84
6	24	6.79	4.32	4.45	8.77	7.71	1.64	9.35
6	25	11.82	6.65	1.45	8.10	4.78	1.70	6.48
6	26	3.52	1.50	9.96	11.46	8.83	1.15	9.98
6	30	23.64	1.76	1.29	3.05	8.12	1.89	10.01
7	1	25.28	0.64	0.60	1.24	5.65	3.11	8.76
7	15	23.64	0.65	0.29	0.94	8.65	2.61	11.26
7	21	3.02	1.57	3.19	4.76	10.22	2.75	12.97
7	23	27.16	1.64	0.48	2.12	7.48	1.74	9.22
7	28	2.01	1.69	0.41	2.11	6.09	1.85	7.94
7	29	28.17	7.10	4.34	11.44	13.94	1.93	15.88
7/8	31/1	2.44	5.55	0.42	5.97	9.74	1.75	11.49
8	5	17.23	4.75	0.88	5.63	12.50	4.40	16.90
8	11	4.15	3.99	2.11	6.10	10.65	1.56	12.21
8	12	7.29	0.99	1.55	2.54	5.22	1.56	6.78
8	13	6.92	4.06	1.83	5.89	6.33	1.56	7.89
8	14	6.29	3.88	3.00	6.87	4.89	1.56	6.45
8	18	10.19	0.72	0.59	1.31	6.76	1.56	8.32
8	20	7.67	1.18	1.34	2.52	5.72	1.56	7.28
8	25	17.48	5.19	1.31	6.50	4.28	1.56	5.84
8	26	9.43	6.92	1.82	8.73	9.22	1.56	10.78
8	27	13.71	4.75	1.50	6.25	17.60	3.69	21.29
8	28	4.90	6.18	3.56	9.74	7.48	1.79	9.27
9	1	8.17	7.80	0.73	8.53	6.03	1.66	7.69
9	3	31.31	1.77	2.31	4.08	13.94	2.51	16.45
9	11	3.52	2.42	1.44	3.86	6.00	2.66	8.66
9	17	10.19	1.99	1.88	3.87	11.64	3.34	14.98
9	25	3.52	2.64	2.66	5.30	4.09	1.56	5.65
9	29	11.07	2.24	2.03	4.27	6.70	1.56	8.26

Tabla A.1.1. (Continuación)

MES	DIA	Cantidad	INSOL	SOL	TOTAL	INSOL	SOL	TOTAL
2003		(mm)	Pb (µg/L)	Pb (µg/L)	Pb (µg/L)	V (µg/L)	V (µg/L)	V (µg/L)
10	6	4.90	1.26	1.15	2.41	2.93	1.56	4.49
10	13	6.41	1.02	1.15	2.18	5.31	1.56	6.87
10	15	13.83	3.48	2.47	5.95	3.87	1.56	5.43
6	13-15	17.86	2.70	2.26	4.96	2.76	1.56	4.32
6	20-23	6.16	7.12	0.32	7.43	2.09	1.56	3.65
6	27-29	8.80	2.66	1.66	4.32	5.64	1.56	7.20
7	4\6	83.75	2.98	1.20	4.18	1.82	1.56	3.38
7	18-20	17.10	1.86	0.91	2.77	1.75	1.75	3.50
7	25-27	10.19	1.60	0.81	2.40	8.20	3.38	11.58
8	8-10	45.02	5.75	0.81	6.56	5.72	1.81	7.53
8	22-24	34.20	5.68	1.17	6.85	6.70	2.25	8.95
8	29-31	25.02	0.72	1.53	2.25	8.36	2.40	10.76
9	05-07	10.94	7.19	0.74	7.94	8.61	1.78	10.38
9	26-28	17.98	1.87	0.20	2.08	8.91	1.81	10.72
10	10-12	41.62	7.29	0.18	7.46	9.62	2.81	12.42
10-11	31-02	16.47	2.56	1.28	3.83	9.13	2.33	11.46

Tabla A.1.2. Resultados obtenidos de iones inorgánicos ($\mu\text{e/L}$) en muestras de lluvia colectada en Rancho Viejo, Edo. de México en el 2003.

MES	DIA	Cantidad	pH	H ⁺	SO ₄ ²⁻	Cl ⁻	NO ₃ ⁻	NH ₄ ⁺	Na ⁺	K ⁺	Ca ²⁺	Mg ²⁺
2003		(mm)	(Unidades)	($\mu\text{e/L}$)	($\mu\text{e/L}$)	($\mu\text{e/L}$)	($\mu\text{e/L}$)	($\mu\text{e/L}$)	($\mu\text{e/L}$)	($\mu\text{e/L}$)	($\mu\text{e/L}$)	($\mu\text{e/L}$)
5	24	0.6	5.01	9.77	132.50	17.75	70.02	156.43	9.57	22.58	24.85	12.38
6	1	7.4	4.8	15.85	78.96	8.73	33.58	75.00	4.13	6.01	10.35	3.69
6	15	25.2	4.96	10.96	52.92	9.30	26.44	55.00	1.83	2.79	4.00	1.15
6	21	6	4.24	57.54	105.63	16.90	52.87	62.14	1.17	13.17	8.95	3.20
6	22	15.2	5.04	9.12	28.75	8.45	17.86	27.86	2.48	5.12	2.35	6.15
6	28	3.4	4.47	33.88	70.00	5.35	27.87	53.57	1.96	2.89	6.30	1.97
6	28	10.3	4.76	17.38	40.00	2.25	25.01	47.86	0.65	2.66	4.65	11.48
6	28-29	2.5	5.3	5.01	59.17	5.92	51.45	105.00	2.91	4.65	9.75	2.70
7	5	11.5	5.35	4.47	6.46	9.30	5.72	2.06	3.04	2.97	1.65	12.30
7	12	4.4	5.91	1.23	36.88	6.48	27.15	81.43	3.78	4.22	17.75	2.62
7	19	6.7	4.93	11.75	30.21	5.92	20.01	27.14	2.61	4.96	13.80	3.36
7	19-20	3.7	5.43	3.72	24.58	4.51	27.15	42.86	2.30	2.38	15.80	2.30
7	26	3.8	4.92	12.02	32.71	5.92	26.44	37.14	1.09	2.76	13.70	1.97
7	27	7.2	5.1	7.94	24.17	7.61	17.86	32.14	1.52	1.46	4.65	3.03
7	28	5.1	5.19	6.46	10.63	3.94	16.43	22.14	1.96	1.07	2.90	7.13
8	8	2.6	4.88	13.18	35.63	5.63	41.44	53.57	3.13	4.71	18.15	3.11
8	10	3	4.33	46.77	51.67	7.89	90.03	76.43	2.48	4.60	28.35	3.44
8	12	9.8	4.82	15.14	27.92	2.82	30.01	40.00	1.17	3.17	8.90	1.56
8	19	11.5	4.97	10.72	23.75	74.37	27.87	35.71	1.39	2.69	5.90	0.25
8	21	5.6	5.28	5.25	27.08	3.94	16.43	42.86	1.39	5.78	6.50	1.56
8	31	8.7	5.16	6.92	25.42	4.79	19.29	35.71	1.17	99.21	4.35	11.07
9	13	13.4	4.55	28.18	40.63	2.82	8.57	17.14	33.04	2.56	1.80	6.89
9	14	4.8	4.27	53.70	62.50	8.17	17.86	28.57	14.78	2.10	2.95	6.48
9	20	2.2	5.29	5.13	4.17	1.97	5.00	42.86	33.91	1.99	1.60	1.76
9	21	2.8	5.08	8.32	8.96	3.94	7.15	13.41	0.83	1.59	0.32	6.93
9	27	2.4	4.93	11.75	12.08	3.10	13.58	10.00	0.43	3.02	1.45	7.38
10	4	6	5.24	5.75	16.25	2.54	17.15	25.00	1.13	6.55	10.85	1.89
10	5	12.6	5.35	4.47	23.96	5.63	20.72	39.29	1.39	2.20	9.15	6.23
11	1	8.6	4.73	18.62	37.92	6.76	10.00	26.43	1.09	2.76	6.45	4.48

Tabla A.1.2. Resultados obtenidos de metales pesados ($\mu\text{g/L}$) en muestras de lluvia colectada en Rancho Viejo, Edo. de México en el 2003.

MES	DIA	Cantidad	INSOL	SOL	TOTAL	INSOL	SOL	TOTAL	INSOL	SOL	TOTAL
2003		(mm)	Al ($\mu\text{g/L}$)	Al ($\mu\text{g/L}$)	Al ($\mu\text{g/L}$)	Cd ($\mu\text{g/L}$)	Cd ($\mu\text{g/L}$)	Cd ($\mu\text{g/L}$)	Cr ($\mu\text{g/L}$)	Cr ($\mu\text{g/L}$)	Cr ($\mu\text{g/L}$)
5	24	0.6	48.34	33.42	81.76	2.11	0.07	2.18	1.94	0.38	2.32
6	1	7.4	107.38	20.87	128.25	0.98	0.69	1.66	0.46	0.21	0.67
6	15	25.2	64.18	22.48	86.65	3.04	0.60	3.64	1.22	0.64	1.86
6	21	6	81.81	19.29	101.09	1.27	0.09	1.36	0.69	0.30	0.98
6	22	15.2	70.54	34.20	104.73	1.11	0.08	1.19	0.67	0.33	1.00
6	28	3.4	82.97	32.14	115.10	0.90	0.05	0.95	1.22	0.61	1.83
6	28	10.3	88.60	55.09	143.68	2.09	0.10	2.19	0.94	0.61	1.55
6	28-29	2.5	57.30	11.38	68.68	0.88	0.04	0.91	1.50	0.43	1.93
7	5	11.5	98.77	27.13	125.89	0.53	0.10	0.62	2.10	0.70	2.80
7	12	4.4	99.86	37.57	137.43	1.10	0.53	1.62	0.79	0.37	1.16
7	19	6.7	63.14	47.43	110.56	0.66	0.10	0.76	0.98	0.70	1.68
7	19-20	3.7	62.79	25.12	87.91	0.67	0.07	0.74	0.64	0.26	0.90
7	26	3.8	177.42	45.27	222.68	2.16	0.95	3.11	0.83	0.51	1.34
7	27	7.2	133.40	21.89	155.29	0.26	0.08	0.33	0.57	0.52	1.08
7	28	5.1	142.91	27.39	170.29	1.24	0.55	1.78	0.49	0.60	1.09
8	8	2.6	25.78	31.86	57.64	0.75	0.21	0.96	1.71	0.21	1.92
8	10	3	61.44	35.32	96.76	0.98	0.07	1.05	0.80	0.22	1.02
8	12	9.8	92.46	14.04	106.50	1.20	0.07	1.27	1.29	0.23	1.52
8	19	11.5	130.90	7.69	138.60	1.40	0.04	1.44	1.28	0.24	1.52
8	21	5.6	155.81	5.64	161.45	0.39	0.04	0.42	3.45	0.27	3.72
8	31	8.7	91.34	23.02	114.35	0.50	0.04	0.54	0.41	0.35	0.76
9	13	13.4	107.78	33.49	141.28	0.64	0.04	0.67	1.16	0.40	1.56
9	14	4.8	152.11	17.55	169.65	0.14	0.04	0.17	2.49	0.48	2.97
9	20	2.2	57.88	22.67	80.55	1.05	0.04	1.09	1.00	0.34	1.33
9	21	2.8	43.19	23.23	66.43	2.10	0.67	2.78	1.42	0.45	1.86
9	27	2.4	98.99	19.51	118.50	0.84	0.07	0.91	2.01	0.39	2.40
10	4	6	96.69	23.67	120.36	0.11	0.09	0.20	0.56	0.54	1.09
10	5	12.6	83.26	29.57	112.83	1.17	0.08	1.25	0.89	0.20	1.08
11	1	8.6	95.35	29.75	125.11	1.28	0.08	1.36	0.85	0.67	1.52

Tabla A.1.2 (Continuación).

MES	DIA	Cantidad	INSOL	SOL	TOTAL	INSOL	SOL	TOTAL	INSOL	SOL	TOTAL
2003		(mm)	Fe (µg/L)	Fe (µg/L)	Fe (µg/L)	Mn (µg/L)	Mn (µg/L)	Mn (µg/L)	Ni (µg/L)	Ni (µg/L)	Ni (µg/L)
5	24	0.6	376.91	71.98	448.89	7.86	5.25	13.11	4.82	2.09	6.91
6	1	7.4	167.42	36.13	203.55	5.70	0.51	6.21	1.95	0.72	2.67
6	15	25.2	38.78	35.46	74.24	11.21	0.12	11.32	1.27	1.05	2.32
6	21	6	70.66	11.21	81.87	7.20	0.33	7.53	1.18	0.43	1.62
6	22	15.2	89.69	18.86	108.55	5.57	0.42	6.00	0.19	1.20	1.39
6	28	3.4	124.47	18.82	143.29	6.14	1.19	7.33	3.16	0.77	3.93
6	28	10.3	56.80	24.22	81.02	9.38	0.84	10.22	2.98	0.57	3.56
6	28-29	2.5	272.54	32.60	305.14	3.82	1.45	5.27	3.15	1.30	4.45
7	5	11.5	37.59	21.00	58.59	8.50	0.54	9.04	3.66	1.76	5.42
7	12	4.4	214.60	50.15	264.75	5.82	0.80	6.62	1.07	0.50	1.56
7	19	6.7	194.10	30.49	224.59	5.36	0.50	5.86	0.90	0.40	1.31
7	19-20	3.7	100.89	51.36	152.25	2.71	1.29	3.99	0.89	0.55	1.44
7	26	3.8	63.59	40.97	104.56	1.64	1.11	2.75	1.31	1.01	2.32
7	27	7.2	52.96	35.24	88.20	11.12	0.43	11.55	0.82	0.55	1.37
7	28	5.1	58.11	17.52	75.63	10.96	0.39	11.35	2.40	0.61	3.01
8	8	2.6	104.02	35.01	139.04	13.42	2.01	15.43	0.71	0.79	1.50
8	10	3	113.96	26.96	140.92	4.93	1.70	6.63	1.56	1.28	2.84
8	12	9.8	69.32	31.96	101.28	7.90	0.94	8.84	0.93	0.72	1.65
8	19	11.5	54.57	20.92	75.49	10.93	0.30	11.22	1.24	0.96	2.21
8	21	5.6	53.67	45.97	99.64	8.94	1.18	10.12	3.79	2.21	6.00
8	31	8.7	47.56	25.48	73.04	3.60	1.17	4.77	2.21	0.68	2.89
9	13	13.4	15.16	9.06	24.22	4.63	0.22	4.85	2.15	1.73	3.88
9	14	4.8	38.54	8.16	46.70	1.47	0.52	1.99	0.75	0.67	1.43
9	20	2.2	54.29	15.00	69.29	5.75	2.30	8.05	2.23	0.77	3.00
9	21	2.8	23.62	9.40	33.02	4.65	1.14	5.79	2.54	1.23	3.76
9	27	2.4	34.54	14.10	48.64	6.45	1.09	7.54	2.47	1.56	4.02
10	4	6	67.16	55.80	122.97	9.59	0.80	10.39	0.74	0.79	1.53
10	5	12.6	54.52	22.64	77.15	6.80	0.26	7.06	1.20	0.82	2.02
11	1	8.6	50.95	57.28	108.23	8.80	0.45	9.25	2.47	1.57	4.03

Tabla A.1.2 (Continuación).

MES	DIA	Cantidad	INSOL	SOL	TOTAL	INSOL	SOL	TOTAL
2003		(mm)	Pb (µg/L)	Pb (µg/L)	Pb (µg/L)	V (µg/L)	V (µg/L)	V (µg/L)
5	24	0.6	2.88	2.42	5.30	4.50	2.70	7.21
6	1	7.4	1.81	0.55	2.36	10.97	0.18	11.15
6	15	25.2	0.96	0.23	1.19	4.11	0.05	4.16
6	21	6	1.60	0.30	1.90	4.89	0.26	5.15
6	22	15.2	2.19	0.25	2.44	6.65	0.19	6.84
6	28	3.4	1.90	0.52	2.42	1.99	0.81	2.79
6	28	10.3	3.03	0.15	3.18	10.59	0.28	10.86
6	28-29	2.5	2.52	1.84	4.36	11.29	0.42	11.71
7	5	11.5	3.97	0.26	4.23	3.39	0.24	3.63
7	12	4.4	3.43	0.80	4.23	1.82	0.88	2.69
7	19	6.7	4.50	0.76	5.26	4.78	0.24	5.01
7	19-20	3.7	2.47	0.26	2.73	1.72	0.40	2.12
7	26	3.8	2.87	0.29	3.17	6.48	0.23	6.71
7	27	7.2	2.45	0.11	2.56	5.95	0.16	6.11
7	28	5.1	2.30	0.61	2.91	1.99	0.26	2.25
8	8	2.6	2.82	0.41	3.23	6.59	0.51	7.10
8	10	3	4.30	1.12	5.42	4.76	0.67	5.43
8	12	9.8	0.77	0.33	1.11	2.43	0.10	2.53
8	19	11.5	4.64	0.34	4.98	7.52	0.06	7.58
8	21	5.6	4.21	0.27	4.48	6.86	0.34	7.20
8	31	8.7	3.67	0.33	4.00	6.33	0.42	6.75
9	13	13.4	1.64	0.13	1.77	10.51	0.18	10.69
9	14	4.8	3.99	0.37	4.36	2.74	0.30	3.04
9	20	2.2	3.08	0.98	4.06	6.22	0.43	6.65
9	21	2.8	2.18	0.89	3.07	9.99	1.05	11.03
9	27	2.4	1.66	1.50	3.17	2.01	0.62	2.64
10	4	6	3.33	0.27	3.60	2.45	0.15	2.60
10	5	12.6	1.63	0.45	2.07	9.83	0.30	10.13
11	1	8.6	1.07	0.37	1.44	1.90	0.17	2.07

Tabla A.1.3. Resultados obtenidos de iones inorgánicos ($\mu\text{e/L}$) en muestras de lluvia colectada en CU-ZMCM en el 2004.

MES	DIA	Cantidad (mm)	pH (Unidades)	H ⁺ ($\mu\text{e/L}$)	SO ₄ ²⁻ ($\mu\text{e/L}$)	Cl ⁻ ($\mu\text{e/L}$)	NO ₃ ⁻ ($\mu\text{e/L}$)	NH ₄ ⁺ ($\mu\text{e/L}$)	Na ⁺ ($\mu\text{e/L}$)	K ⁺ ($\mu\text{e/L}$)	Ca ²⁺ ($\mu\text{e/L}$)	Mg ²⁺ ($\mu\text{e/L}$)
2004		(mm)	(Unidades)	($\mu\text{e/L}$)	($\mu\text{e/L}$)	($\mu\text{e/L}$)	($\mu\text{e/L}$)	($\mu\text{e/L}$)	($\mu\text{e/L}$)	($\mu\text{e/L}$)	($\mu\text{e/L}$)	($\mu\text{e/L}$)
5	5	4.90	5.92	1.20	29.38	6.20	43.59	68.57	2.57	2.12	13.75	1.48
5	12	6.92	5.22	6.03	64.79	8.73	77.98	88.87	11.04	4.71	133.6	7.05
5	18	11.82	5.48	3.31	48.96	16.06	38.58	92.14	5.96	4.02	4.915	5.57
5	19	3.27	5.39	4.07	63.75	13.24	50.73	119.03	16.57	11.66	1.8525	15.49
5	31	3.27	6.22	0.60	123.54	7.04	55.73	126.43	9.65	5.47	3	8.03
6	2	8.43	6.75	0.18	26.04	6.20	23.58	75.71	4.00	2.33	19.6	1.89
6	3	27.54	6.08	0.83	28.75	10.42	49.30	107.86	2.17	2.15	21.4	1.72
6	7	3.27	5.87	1.35	7.08	12.96	12.15	45.00	4.74	2.94	4.55	0.66
6	9	11.32	5.83	1.48	28.96	10.99	55.02	65.00	2.83	1.61	18.45	1.39
6	10	3.27	6.06	0.87	63.54	12.96	55.02	101.59	8.00	4.42	2.505	4.59
6	15	3.27	5.1	7.94	87.50	16.34	73.60	56.50	13.13	11.38	2.64	12.70
6	16	9.93	6.38	0.42	88.75	8.73	59.30	117.86	4.91	3.55	3.9	4.26
6	21	3.52	6.89	0.13	63.75	9.86	55.52	92.46	6.52	4.91	4.607	6.15
6	22	6.54	6.06	0.87	100.21	10.99	66.55	128.73	125.65	2.99	17.15	5.90
6	23	18.11	6.2	0.63	71.25	10.42	66.45	71.43	1.13	0.74	13.35	1.31
6	24	7.67	4.61	24.55	40.21	6.76	42.87	85.71	1.83	1.25	9.2	1.15
6	28	6.54	4.29	51.29	55.63	13.24	60.02	70.16	2.17	3.15	27.4	3.11
6	30	3.77	5.74	1.82	117.92	7.32	55.73	52.37	5.17	3.99	4.25	5.90
7	7	35.08	5.86	1.38	52.92	6.76	32.87	77.14	2.09	2.89	2.54	2.30
7	8	4.15	4.77	16.98	86.46	9.86	58.59	123.57	4.83	4.32	7.75	5.41
7	19	6.92	5.81	1.55	38.75	5.92	25.01	110.00	1.61	1.89	2.19	2.70
7	20	6.54	6.15	0.71	40.83	6.48	27.87	56.43	2.09	1.10	17.8	1.48
7	21	10.31	6.43	0.37	43.54	12.11	58.59	92.14	0.87	1.28	2.34	1.89
7	27	12.95	5.67	2.14	72.50	13.80	81.35	52.37	2.78	1.02	18.45	1.56
8	3	27.16	5.46	3.47	44.17	25.07	42.16	51.43	32.61	1.02	18.85	1.39
8	12	11.69	5.52	3.02	112.08	6.76	40.01	100.71	42.61	4.91	22.7	6.80
8	16	6.16	4.92	12.02	19.17	3.66	29.30	55.71	0.91	1.89	24.05	2.46
8	17	7.80	5.91	1.23	21.67	5.07	13.58	45.71	1.26	1.94	13.9	1.48
8	18	3.52	6.04	0.91	72.92	12.68	74.92	116.43	4.52	3.27	25.15	5.57
8	19	4.40	6.1	0.79	56.88	36.34	49.30	104.28	4.48	3.22	3.75	4.84

Tabla A.1.3. (Continuación)

MES	DIA	Cantidad	pH	H ⁺	SO ₄ ²⁻	Cl ⁻	NO ₃ ⁻	NH ₄ ⁺	Na ⁺	K ⁺	Ca ₂ ⁺	Mg ₂ ⁺
2004		(mm)	(Unidades)	(µe/L)	(µe/L)	(µe/L)	(µe/L)	(µe/L)	(µe/L)	(µe/L)	(µe/L)	(µe/L)
8	24	7.55	6.48	0.33	90.21	12.39	70.02	130.00	5.57	4.81	23	6.89
8	26	6.79	6.51	0.31	71.46	16.34	76.45	115.08	9.17	10.66	4.56	8.61
9	1	15.97	6.01	0.98	76.46	14.37	73.80	116.59	6.57	5.47	14.35	5.66
9	2	6.66	6.25	0.56	64.79	12.68	88.60	116.27	7.48	5.29	2.235	7.46
9	13	5.78	5.65	2.24	78.96	8.45	36.44	47.14	2.22	1.13	18.65	2.13
9	21	14.46	6.14	0.72	46.04	15.21	39.30	108.57	6.70	5.17	3.225	7.13
9	27	5.16	4.34	45.71	33.96	11.83	60.73	67.86	125.22	1.97	2.535	2.46
9	28	6.16	6.22	0.60	70.00	18.87	82.78	134.36	36.09	3.02	2.91	2.46
9	29	11.07	5.07	8.51	26.46	7.04	28.58	48.57	0.65	0.51	10.4	0.90
10	7	4.53	4.85	14.13	155.63	13.80	88.50	117.86	5.87	3.22	4.95	5.33
10	11	8.68	5.29	5.13	87.92	13.52	57.88	88.73	126.96	2.23	3.86	3.69
10	12	13.20	4.26	54.95	73.96	9.01	61.45	98.57	1.09	0.72	13.75	1.31
6	4-6	2.89	5.86	1.38	106.25	7.04	32.15	82.30	4.48	3.79	4.075	3.52
6	11-13	16.72	4.55	28.18	101.88	14.93	69.20	94.44	6.57	7.80	19.2	6.72
6	18-20	31.69	5.29	5.13	36.04	7.32	50.02	116.43	3.13	2.53	3.28	3.77
6	25-27	32.07	6.2	0.63	32.92	7.89	38.58	72.14	36.04	1.71	1.605	1.72
7	2-4	22.26	6.36	0.44	97.71	10.42	47.87	83.89	4.52	4.60	2.95	6.07
7	9-11	33.70	5.83	1.48	17.08	4.51	12.86	46.43	22.48	0.66	11.9	1.23
7-8	29-01	21.63	5.98	1.05	64.58	11.55	64.31	80.00	1.22	1.41	2.955	2.87
8	6-8	8.05	6.11	0.78	30.00	5.63	26.44	75.71	1.87	2.58	2.895	3.20
8	20-22	48.92	5.2	6.31	20.83	5.63	13.58	33.57	124.61	1.15	10.15	0.98
8	27-29	18.36	6.33	0.47	20.63	7.04	20.01	64.29	1.87	1.36	9.55	0.98
9	3-5	47.79	6.02	0.95	83.75	10.14	54.30	75.71	33.65	2.71	32.55	3.03
9	10-12	22.01	5.84	1.45	23.13	6.20	16.43	60.71	2.57	1.64	17.7	1.80
9	24-26	24.90	4.65	22.39	61.88	69.01	62.88	3.01	2.60	0.06	2.05	4.18
10	1-3	12.32	6.14	0.72	18.96	10.70	12.15	65.71	1.57	1.33	7.65	0.82
10	8-10	8.30	6.07	0.85	177.08	15.77	90.03	93.01	6.17	6.21	2.9	6.89

Tabla A.1.3. Resultados obtenidos de metales pesados ($\mu\text{g/L}$) en muestras de lluvia colectada en CU-ZMCM en el 2004.

MES	DIA	Cantidad	INSOL	SOL	TOTAL	INSOL	SOL	TOTAL	INSOL	SOL	TOTAL
2004		(mm)	Al ($\mu\text{g/L}$)	Al ($\mu\text{g/L}$)	Al ($\mu\text{g/L}$)	Cd ($\mu\text{g/L}$)	Cd ($\mu\text{g/L}$)	Cd ($\mu\text{g/L}$)	Cr ($\mu\text{g/L}$)	Cr ($\mu\text{g/L}$)	Cr ($\mu\text{g/L}$)
5	5	4.90	44.09	20.89	64.98	0.13	0.08	0.21	0.93	0.45	1.38
5	12	6.92	63.67	14.00	77.67	1.62	0.74	2.36	1.01	0.45	1.46
5	18	11.82	60.03	12.73	72.76	2.08	0.09	2.18	0.67	0.42	1.09
5	19	3.27	80.13	19.47	99.61	0.06	0.08	0.13	0.56	1.44	2.00
5	31	3.27	76.51	12.50	89.01	9.86	0.09	9.94	0.51	1.69	2.20
6	2	8.43	65.94	23.98	89.92	0.51	0.08	0.59	0.48	0.23	0.71
6	3	27.54	72.92	10.51	83.44	3.09	0.92	4.01	0.93	0.35	1.28
6	7	3.27	61.78	16.20	77.98	0.88	0.12	1.00	0.54	1.53	2.07
6	9	11.32	59.49	30.25	89.74	0.13	0.07	0.20	0.26	0.12	0.38
6	10	3.27	79.94	30.32	110.26	0.73	0.07	0.81	0.26	0.53	0.79
6	15	3.27	66.35	11.94	78.29	0.60	0.08	0.68	0.68	1.66	2.34
6	16	9.93	73.63	35.16	108.79	0.08	0.04	0.12	1.25	0.53	1.79
6	21	3.52	59.52	42.40	101.93	0.13	0.04	0.16	0.79	0.78	1.57
6	22	6.54	55.71	30.18	85.89	0.32	0.04	0.35	0.58	0.28	0.86
6	23	18.11	73.08	45.83	118.91	0.15	0.04	0.18	0.34	0.40	0.74
6	24	7.67	58.97	38.52	97.48	0.08	0.04	0.12	0.95	0.41	1.36
6	28	6.54	74.11	32.93	107.04	0.07	0.08	0.15	0.72	0.52	1.24
6	30	3.77	71.55	35.95	107.50	0.32	0.04	0.35	0.40	0.55	0.95
7	7	35.08	45.75	15.20	60.95	0.19	0.08	0.27	2.24	0.54	2.78
7	8	4.15	71.10	41.14	112.24	7.36	0.13	7.48	0.84	0.19	1.03
7	19	6.92	63.83	14.16	77.99	0.07	0.09	0.16	2.22	0.73	2.95
7	20	6.54	38.54	22.41	60.95	0.08	0.04	0.12	0.41	0.39	0.80
7	21	10.31	67.04	30.26	97.29	0.22	0.04	0.26	0.71	0.41	1.12
7	27	12.95	73.67	13.92	87.60	0.22	0.04	0.25	0.52	0.24	0.76
8	3	27.16	36.34	21.81	58.15	0.09	0.04	0.13	0.35	0.20	0.55
8	12	11.69	72.40	14.75	87.15	0.14	0.04	0.18	0.78	0.25	1.03
8	16	6.16	68.14	7.07	75.21	0.25	0.04	0.29	0.38	0.30	0.68
8	17	7.80	56.24	18.24	74.48	0.73	0.04	0.76	0.90	0.45	1.35
8	18	3.52	62.28	19.14	81.42	0.17	0.04	0.21	0.34	0.59	0.93
8	19	4.40	77.73	23.81	101.53	0.11	0.04	0.15	0.87	0.62	1.49

Tabla A.1.3. (Continuación)

MES	DIA	Cantidad	INSOL	SOL	TOTAL	INSOL	SOL	TOTAL	INSOL	SOL	TOTAL
2004		(mm)	Al (µg/L)	Al (µg/L)	Al (µg/L)	Cd (µg/L)	Cd (µg/L)	Cd (µg/L)	Cr (µg/L)	Cr (µg/L)	Cr (µg/L)
8	24	7.55	53.37	22.35	75.73	1.08	0.07	1.16	1.38	1.12	2.50
8	26	6.79	57.04	10.95	67.99	0.26	0.04	0.31	1.21	0.78	1.99
9	1	15.97	23.59	35.04	58.63	2.20	0.08	2.27	0.49	0.28	0.77
9	2	6.66	66.20	18.78	84.98	0.91	0.08	0.99	0.61	0.36	0.97
9	13	5.78	76.55	12.16	88.71	0.13	0.09	0.21	0.69	0.36	1.05
9	21	14.46	58.15	8.77	66.92	0.09	0.07	0.16	1.36	0.23	1.59
9	27	5.16	73.15	19.99	93.14	1.00	0.08	1.09	0.24	0.44	0.68
9	28	6.16	86.19	25.27	111.46	0.62	0.08	0.70	0.58	0.50	1.08
9	29	11.07	62.85	8.93	71.78	0.17	0.09	0.25	1.04	0.30	1.34
10	7	4.53	75.24	38.02	113.26	0.20	0.09	0.29	1.72	0.59	2.31
10	11	8.68	88.34	24.95	113.29	0.22	0.21	0.43	1.36	0.64	2.00
10	12	13.20	59.81	17.37	77.17	0.25	0.04	0.28	0.70	0.34	1.04
6	04-06	2.89	76.51	27.88	104.39	1.43	0.04	1.46	0.26	1.14	1.40
6	11-13	16.72	34.90	16.85	51.75	0.10	0.04	0.14	0.51	0.16	0.67
6	18-20	31.69	79.23	22.93	102.16	0.53	0.04	0.56	0.52	0.19	0.71
6	25-27	32.07	9.03	26.80	35.83	0.14	0.04	0.17	0.80	0.14	0.94
7	02-04	22.26	54.41	33.02	87.42	0.31	0.04	0.35	0.61	0.39	1.00
7	09-11	33.70	67.81	17.08	84.89	0.29	0.04	0.32	0.73	0.45	1.17
7-8	29-01	21.63	42.55	26.44	68.99	0.20	0.04	0.23	0.39	0.19	0.58
8	06-08	8.05	84.84	40.53	125.38	0.20	0.04	0.24	0.48	0.60	1.08
8	20-22	48.92	72.59	14.43	87.02	0.21	0.07	0.28	1.19	0.09	1.28
8	27-29	18.36	88.37	23.84	112.21	0.68	0.53	1.21	0.38	0.29	0.67
9	03-05	47.79	48.92	20.54	69.45	2.21	0.15	2.37	0.21	0.20	0.40
9	10-12	22.01	63.86	13.28	77.14	0.20	0.09	0.29	0.64	0.22	0.86
9	24-26	24.90	29.35	51.75	81.10	1.29	0.08	1.37	3.24	1.36	4.59
10	01-03	12.32	64.64	26.77	91.41	0.40	0.07	0.47	0.78	0.28	1.06
10	08-10	8.30	59.14	24.43	83.57	1.75	0.52	2.26	1.04	0.73	1.77

Tabla A.1.3. (Continuación)

MES	DIA	Cantidad	INSOL	SOL	TOTAL	INSOL	SOL	TOTAL	INSOL	SOL	TOTAL
2004		(mm)	Fe (µg/L)	Fe (µg/L)	Fe (µg/L)	Mn (µg/L)	Mn (µg/L)	Mn (µg/L)	Ni (µg/L)	Ni (µg/L)	Ni (µg/L)
5	5	4.90	66.80	16.24	83.03	14.32	3.01	17.33	1.87	0.81	2.68
5	12	6.92	78.99	23.91	102.90	24.24	0.67	24.91	0.67	2.45	3.12
5	18	11.82	34.62	27.92	62.54	23.68	0.75	24.43	0.99	0.82	1.81
5	19	3.27	62.87	19.68	82.55	21.33	2.98	24.32	1.41	0.86	2.27
5	31	3.27	75.65	33.79	109.43	21.98	2.17	24.15	1.31	1.56	2.87
6	2	8.43	49.37	22.18	71.55	12.86	0.68	13.54	2.33	0.79	3.13
6	3	27.54	54.37	32.00	86.37	4.05	1.27	5.32	0.91	0.69	1.60
6	7	3.27	69.70	30.78	100.48	17.89	11.78	29.67	1.28	1.28	2.56
6	9	11.32	47.57	20.21	67.78	4.23	0.81	5.04	1.37	0.79	2.16
6	10	3.27	55.34	24.67	80.00	6.57	2.10	8.66	1.64	1.37	3.01
6	15	3.27	76.55	32.96	109.51	22.27	12.88	35.16	1.97	0.75	2.72
6	16	9.93	64.92	23.79	88.71	13.53	2.58	16.10	1.28	1.94	3.21
6	21	3.52	64.23	34.95	99.18	12.03	2.40	14.43	1.36	1.39	2.75
6	22	6.54	77.80	39.62	117.42	19.76	0.54	20.30	0.74	2.35	3.09
6	23	18.11	53.36	20.17	73.53	4.02	0.52	4.54	0.91	1.22	2.14
6	24	7.67	57.92	37.52	95.44	4.39	0.77	5.17	1.99	1.30	3.29
6	28	6.54	47.24	10.81	58.05	12.19	0.88	13.08	1.21	1.81	3.02
6	30	3.77	78.06	33.23	111.29	11.44	2.67	14.11	0.87	2.05	2.92
7	7	35.08	47.31	16.21	63.52	5.77	0.56	6.32	0.16	1.42	1.57
7	8	4.15	63.65	34.22	97.88	11.06	3.02	14.08	0.86	6.70	7.56
7	19	6.92	73.26	29.97	103.23	7.13	1.79	8.92	0.77	1.19	1.97
7	20	6.54	70.90	26.37	97.28	4.79	9.78	14.57	3.29	1.62	4.91
7	21	10.31	53.16	34.06	87.22	5.21	0.70	5.91	1.29	1.26	2.55
7	27	12.95	61.07	13.91	74.98	9.12	3.35	12.47	0.75	0.73	1.48
8	3	27.16	73.05	16.19	89.25	8.04	1.99	10.03	0.23	0.55	0.78
8	12	11.69	35.80	14.66	50.46	18.94	6.40	25.34	0.94	0.77	1.70
8	16	6.16	50.81	17.46	68.27	7.71	2.70	10.41	2.69	1.90	4.58
8	17	7.80	69.99	28.39	98.38	6.80	2.70	9.50	3.11	0.42	3.53
8	18	3.52	40.65	22.87	63.52	22.06	1.38	23.44	4.43	1.11	5.54
8	19	4.40	72.80	25.52	98.32	20.90	2.27	23.17	1.98	0.67	2.65

Tabla A.1.3. (Continuación).

MES	DIA	Cantidad	INSOL	SOL	TOTAL	INSOL	SOL	TOTAL	INSOL	SOL	TOTAL
2004		(mm)	Fe (µg/L)	Fe (µg/L)	Fe (µg/L)	Mn (µg/L)	Mn (µg/L)	Mn (µg/L)	Ni (µg/L)	Ni (µg/L)	Ni (µg/L)
8	24	7.55	62.22	32.63	94.85	24.05	5.64	29.68	1.23	0.55	1.78
8	26	6.79	79.56	33.45	113.01	19.22	4.09	23.31	1.84	0.57	2.41
9	1	15.97	64.57	34.15	98.72	18.11	1.38	19.50	0.58	1.44	2.01
9	2	6.66	35.57	27.97	63.54	19.86	8.08	27.94	1.74	0.73	2.47
9	13	5.78	69.69	30.89	100.58	1.59	4.41	6.00	3.00	1.47	4.47
9	21	14.46	74.33	32.06	106.40	5.16	2.52	7.68	0.87	1.37	2.24
9	27	5.16	57.29	36.19	93.48	18.12	5.94	24.06	1.56	0.67	2.23
9	28	6.16	61.24	21.09	82.32	15.66	3.71	19.37	0.78	0.79	1.57
9	29	11.07	52.41	22.92	75.33	21.04	1.27	22.30	12.44	0.78	13.22
10	7	4.53	35.67	16.96	52.63	6.30	1.82	8.12	0.41	1.62	2.03
10	11	8.68	78.93	24.33	103.27	5.55	6.34	11.90	1.91	1.30	3.21
10	12	13.20	43.90	27.11	71.01	5.97	1.16	7.12	1.79	1.53	3.32
6	4-6	2.89	64.61	35.71	100.32	8.46	5.68	14.14	5.07	0.95	6.02
6	11-13	16.72	66.17	32.04	98.21	9.36	2.50	11.86	0.99	0.99	1.98
6	18-20	31.69	31.63	9.36	41.00	13.95	1.15	15.10	10.14	0.82	10.96
6	25-27	32.07	29.74	9.88	39.62	8.90	1.05	9.95	0.24	1.06	1.30
7	2-4	22.26	23.56	18.85	42.40	14.05	2.26	16.31	0.20	1.42	1.62
7	9-11	33.70	42.32	14.93	57.25	8.11	1.33	9.44	3.29	0.85	4.14
7-8	29-01	21.63	47.92	35.01	82.93	6.73	2.28	9.01	0.79	7.43	8.23
8	6-8	8.05	55.13	32.22	87.35	9.67	3.38	13.06	0.90	1.13	2.03
8	20-22	48.92	45.72	28.28	74.00	7.70	0.50	8.21	0.19	0.93	1.12
8	27-29	18.36	45.63	18.95	64.58	9.73	2.69	12.43	0.61	0.74	1.35
9	3-5	47.79	47.13	14.26	61.40	8.78	1.25	10.03	0.33	0.78	1.11
9	10-12	22.01	49.07	13.72	62.79	7.85	2.61	10.46	0.47	1.89	2.36
9	24-26	24.90	58.11	35.86	93.96	86.17	0.96	87.12	10.42	0.79	11.21
10	1-3	12.32	68.79	23.70	92.49	4.11	2.93	7.04	1.95	1.78	3.73
10	8-10	8.30	65.13	35.75	100.88	8.45	3.91	12.36	1.02	2.26	3.28

Tabla A.1.3. (Continuación)

MES	DIA	Cantidad	INSOL	SOL	TOTAL	INSOL	SOL	TOTAL
2004		(mm)	Pb (µg/L)	Pb (µg/L)	Pb (µg/L)	V (µg/L)	V (µg/L)	V (µg/L)
5	5	4.90	2.58	0.97	3.55	5.64	3.22	8.85
5	12	6.92	0.81	3.17	3.98	5.73	3.27	9.00
5	18	11.82	0.71	0.83	1.54	3.49	2.19	5.68
5	19	3.27	5.58	3.74	9.32	5.65	1.70	7.35
5	31	3.27	2.64	4.92	7.56	6.92	3.38	10.30
6	2	8.43	3.85	2.00	5.85	5.56	4.11	9.67
6	3	27.54	1.24	0.35	1.59	1.56	1.56	3.12
6	7	3.27	4.83	3.55	8.38	1.56	1.56	3.12
6	9	11.32	1.98	1.05	3.03	1.56	1.56	3.12
6	10	3.27	2.64	1.32	3.96	1.56	1.56	3.12
6	15	3.27	7.42	2.57	9.99	2.02	1.56	3.58
6	16	9.93	3.64	2.02	5.66	1.65	1.56	3.21
6	21	3.52	4.99	3.40	8.39	1.82	1.56	3.38
6	22	6.54	1.05	0.81	1.87	5.64	1.56	7.20
6	23	18.11	1.86	1.44	3.31	2.93	1.56	4.49
6	24	7.67	5.21	0.58	5.79	8.20	1.56	9.76
6	28	6.54	5.63	1.90	7.52	5.72	3.18	8.90
6	30	3.77	8.12	3.96	12.08	7.71	2.24	9.96
7	7	35.08	6.71	0.62	7.33	3.59	1.56	5.15
7	8	4.15	7.75	3.01	10.76	9.86	1.75	11.61
7	19	6.92	8.10	2.87	10.97	8.01	2.69	10.70
7	20	6.54	2.32	0.62	2.94	6.33	2.11	8.44
7	21	10.31	2.64	3.11	5.75	6.98	1.56	8.54
7	27	12.95	5.10	1.55	6.65	9.82	3.19	13.01
8	3	27.16	6.75	1.14	7.89	4.49	1.81	6.30
8	12	11.69	2.64	1.99	4.63	6.50	3.14	9.64
8	16	6.16	2.24	1.10	3.34	6.70	2.20	8.90
8	17	7.80	6.75	2.72	9.47	5.64	2.45	8.08
8	18	3.52	3.99	1.70	5.69	5.48	2.19	7.67
8	19	4.40	7.64	1.78	9.42	3.95	1.56	5.51

Tabla A.1.3. (Continuación)

MES	DIA	Cantidad	INSOL	SOL	TOTAL	INSOL	SOL	TOTAL
2004		(mm)	Pb (µg/L)	Pb (µg/L)	Pb (µg/L)	V (µg/L)	V (µg/L)	V (µg/L)
8	24	7.55	1.93	1.34	3.27	3.25	1.87	5.12
8	26	6.79	1.90	2.87	4.77	8.20	1.56	9.76
9	1	15.97	4.86	1.28	6.14	7.07	1.56	8.63
9	2	6.66	2.28	1.71	3.99	3.69	1.56	5.25
9	13	5.78	7.32	0.85	8.17	3.40	1.56	4.96
9	21	14.46	4.87	1.51	6.38	72.93	1.56	74.49
9	27	5.16	6.30	1.68	7.98	9.10	1.56	10.66
9	28	6.16	3.17	3.75	6.91	6.38	1.56	7.94
9	29	11.07	4.86	1.25	6.11	6.86	1.56	8.42
10	7	4.53	1.93	3.76	5.69	22.24	1.56	23.80
10	11	8.68	1.42	3.92	5.34	3.57	1.56	5.13
10	12	13.20	8.51	1.68	10.19	2.50	1.56	4.06
6	4-6	2.89	7.85	3.20	11.05	6.69	1.56	8.25
6	11-13	16.72	2.28	1.74	4.02	1.85	1.56	3.41
6	18-20	31.69	3.09	0.97	4.06	7.52	3.45	10.97
6	25-27	32.07	7.37	0.68	8.05	6.86	2.16	9.02
7	2-4	22.26	7.32	0.76	8.08	3.41	1.90	5.31
7	9-11	33.70	1.99	0.65	2.64	3.63	1.56	5.19
7-8	29-01	21.63	3.40	1.38	4.78	2.43	1.56	3.99
8	6-8	8.05	5.65	3.12	8.77	7.52	1.56	9.08
8	20-22	48.92	6.97	0.32	7.29	2.10	1.56	3.66
8	27-29	18.36	1.19	1.26	2.45	7.56	1.56	9.12
9	3-5	47.79	0.73	0.57	1.30	9.86	1.50	11.36
9	10-12	22.01	2.26	1.47	3.73	14.25	3.43	17.68
9	24-26	24.90	25.84	1.88	27.72	30.51	3.39	33.90
10	1-3	12.32	2.64	0.71	3.35	7.59	1.97	9.56
10	8-10	8.30	3.25	2.64	5.89	2.94	1.56	4.50

Tabla A.1.4. Resultados obtenidos de iones inorgánicos ($\mu\text{e/L}$) en muestras de lluvia colectada en Rancho Viejo, Edo. de México en el 2004.

MES	DIA	Cantidad	pH	H ⁺	SO ₄ ²⁻	Cl ⁻	NO ₃ ⁻	NH ₄ ⁺	Na ⁺	K ⁺	Ca ²⁺	Mg ²⁺
2004		(mm)	(Unidades)	($\mu\text{e/L}$)	($\mu\text{e/L}$)	($\mu\text{e/L}$)	($\mu\text{e/L}$)	($\mu\text{e/L}$)	($\mu\text{e/L}$)	($\mu\text{e/L}$)	($\mu\text{e/L}$)	($\mu\text{e/L}$)
5	8	2.2	4.73	18.62	43.96	8.17	29.30	46.43	1.04	4.37	9.20	2.70
5	22	20.1	5.21	6.17	46.25	4.51	27.87	47.86	2.65	6.80	16.00	4.34
5	30	4	5.48	3.31	26.25	5.92	20.72	42.14	2.13	6.73	157.50	2.54
6	12	31.6	5.09	8.13	23.13	4.51	17.15	22.86	3.00	3.27	3.35	4.24
6	26	4.6	4.89	12.88	38.33	6.48	70.02	32.14	5.00	2.99	11.15	5.08
6	26	1.4	5.33	4.68	16.04	4.79	19.29	22.14	0.65	7.01	4.60	5.74
6	28	2.8	4.75	17.78	48.54	11.55	13.58	52.78	0.74	32.38	2.55	5.90
6	29	5.8	4.39	40.74	75.21	11.27	21.44	15.00	27.39	26.91	2.80	4.26
7	10	4.6	4.96	10.96	25.83	4.51	24.29	15.71	1.61	8.85	11.00	3.28
7	11	15.8	5.09	8.13	17.92	2.54	15.00	17.86	1.52	0.46	1.70	4.10
8	7	43.8	4.94	11.48	31.88	2.82	15.00	29.29	1.39	1.05	3.60	15.57
8	8	1.8	4.68	20.89	35.00	5.35	33.58	35.71	2.35	7.26	5.75	4.43
8	15	1.6	4.65	22.39	51.88	5.07	26.44	50.00	2.09	2.23	8.65	6.89
8	16	5.2	4.23	58.88	125.83	6.20	37.15	55.71	1.70	5.19	25.65	3.77
8	18	6.4	4.83	14.79	47.08	5.07	29.30	57.86	1.70	1.48	8.05	7.13
9	4	25.2	5.09	8.13	16.04	5.35	7.86	10.71	3.30	1.53	1.90	6.56
9	4-5	2.2	4.1	79.43	61.67	5.92	59.30	19.29	33.18	124.76	8.10	12.62
9	5	4.2	4.41	38.90	53.54	7.04	35.01	156.06	0.87	2.02	2.60	3.58
9	11	2	4.88	13.18	36.25	2.54	31.44	55.71	1.43	3.55	16.70	2.62
9	13	2.7	4.39	40.74	57.71	6.76	7.15	10.00	38.70	2.05	1.45	5.65
9	14	1.5	4.16	69.18	66.88	9.30	26.44	23.57	29.13	1.53	2.35	25.33

Tabla A.1.4. Resultados obtenidos de metales pesados ($\mu\text{g/L}$) en muestras de lluvia colectada en Rancho Viejo, Edo. de México en el 2004.

MES	DIA	Cantidad	INSOL	SOL	TOTAL	INSOL	SOL	TOTAL	INSOL	SOL	TOTAL
2004		(mm)	Al ($\mu\text{g/L}$)	Al ($\mu\text{g/L}$)	Al ($\mu\text{g/L}$)	Cd ($\mu\text{g/L}$)	Cd ($\mu\text{g/L}$)	Cd ($\mu\text{g/L}$)	Cr ($\mu\text{g/L}$)	Cr ($\mu\text{g/L}$)	Cr ($\mu\text{g/L}$)
5	8	2.2	81.61	10.90	92.51	0.19	0.10	0.29	1.61	0.31	1.92
5	22	20.1	75.26	26.78	102.04	2.15	0.08	2.23	0.91	0.69	1.60
5	30	4	91.13	17.27	108.40	2.37	0.08	2.45	2.49	0.73	3.22
6	12	31.6	55.92	25.22	81.13	1.27	0.09	1.36	0.86	0.68	1.54
6	26	4.6	78.39	45.69	124.08	0.92	0.06	0.98	1.92	0.19	2.11
6	26	1.4	130.23	25.09	155.32	0.18	0.09	0.26	0.42	0.72	1.14
6	28	2.8	47.33	17.64	64.97	0.25	0.11	0.36	1.71	0.37	2.08
6	29	5.8	98.80	51.37	150.16	2.16	0.09	2.26	0.69	0.19	0.88
7	10	4.6	37.15	29.01	66.17	1.10	0.10	1.20	0.74	0.26	1.00
7	11	15.8	36.52	18.62	55.14	0.35	0.04	0.38	0.86	0.20	1.06
8	7	43.8	54.88	23.34	78.22	2.26	0.51	2.77	0.82	0.78	1.60
8	8	1.8	69.61	28.61	98.23	0.39	0.20	0.59	1.32	0.54	1.86
8	15	1.6	95.77	19.33	115.10	0.55	0.08	0.63	1.16	0.54	1.69
8	16	5.2	159.79	23.86	183.66	0.33	0.08	0.41	0.80	0.26	1.06
8	18	6.4	11.27	17.53	28.80	2.13	0.04	2.17	0.50	0.60	1.10
8	30	8.6	55.02	10.76	65.78	1.15	0.04	1.18	0.41	0.29	0.70
9	4	25.2	94.98	25.00	119.98	0.55	0.08	0.62	0.71	0.51	1.22
9	04-05	2.2	119.12	20.88	140.00	0.82	0.10	0.93	0.58	0.44	1.02
9	5	4.2	23.93	32.15	56.08	0.44	0.08	0.51	0.97	0.70	1.67
9	11	2	178.82	23.72	202.55	0.48	0.07	0.54	2.06	0.73	2.79
9	13	2.7	48.01	34.19	82.20	0.71	0.04	0.74	1.51	0.75	2.26
9	14	1.5	92.39	32.77	125.16	0.21	0.04	0.25	0.89	0.47	1.36

Tabla A.1.4. (Continuación).

MES	DIA	Cantidad	INSOL	SOL	TOTAL	INSOL	SOL	TOTAL	INSOL	SOL	TOTAL
2004		(mm)	Fe (µg/L)	Fe (µg/L)	Fe (µg/L)	Mn (µg/L)	Mn (µg/L)	Mn (µg/L)	Ni (µg/L)	Ni (µg/L)	Ni (µg/L)
5	8	2.2	39.04	7.88	46.92	4.81	4.42	9.23	2.42	2.24	4.66
5	22	20.1	33.69	13.15	46.84	6.44	0.35	6.79	0.85	0.78	1.62
5	30	4	47.40	24.40	71.80	3.17	1.79	4.96	2.53	2.08	4.62
6	12	31.6	42.77	17.83	60.60	4.53	0.31	4.84	0.92	0.72	1.64
6	26	4.6	48.81	15.53	64.34	6.64	1.50	8.14	1.31	1.17	2.48
6	26	1.4	32.50	20.51	53.01	10.77	1.86	12.63	1.48	1.46	2.95
6	28	2.8	175.06	34.92	209.98	3.23	3.78	7.01	1.97	0.85	2.82
6	29	5.8	57.39	5.62	63.01	7.85	0.13	7.98	0.69	0.50	1.19
7	10	4.6	129.79	37.95	167.73	5.66	0.69	6.35	1.74	1.50	3.24
7	11	15.8	63.06	7.65	70.71	7.38	0.43	7.80	0.94	0.89	1.83
8	7	43.8	56.19	17.52	73.71	8.18	0.05	8.24	2.11	2.58	4.69
8	8	1.8	25.97	9.10	35.07	5.21	2.72	7.94	1.90	1.24	3.14
8	15	1.6	62.39	38.12	100.51	6.63	1.06	7.69	3.45	1.23	4.68
8	16	5.2	68.88	36.13	105.01	3.91	1.98	5.89	1.22	0.78	2.00
8	18	6.4	91.56	62.42	153.98	7.94	1.76	9.70	4.94	2.06	7.00
8	30	8.6	92.83	26.72	119.55	2.57	0.46	3.02	1.59	0.95	2.55
9	4	25.2	43.84	21.44	65.28	6.33	0.27	6.60	2.24	2.62	4.86
9	04-05	2.2	36.38	14.82	51.20	4.85	3.97	8.82	1.36	1.07	2.43
9	5	4.2	48.67	24.49	73.16	6.51	0.36	6.87	2.97	2.82	5.79
9	11	2	79.73	27.76	107.49	7.40	2.03	9.43	3.52	2.78	6.30
9	13	2.7	20.14	13.99	34.13	4.81	2.88	7.70	0.57	0.67	1.24
9	14	1.5	42.06	26.77	68.83	1.99	3.24	5.23	4.73	1.52	6.26

Tabla A.1.4. (Continuación).

MES	DIA	Cantidad	INSOL	SOL	TOTAL	INSOL	SOL	TOTAL
2004		(mm)	Pb (µg/L)	Pb (µg/L)	Pb (µg/L)	V (µg/L)	V (µg/L)	V (µg/L)
5	8	2.2	4.47	0.33	4.80	2.57	0.38	2.94
5	22	20.1	4.10	0.15	4.25	3.95	0.04	3.98
5	30	4	2.83	0.51	3.33	1.82	0.30	2.12
6	12	31.6	0.64	0.05	0.69	7.18	0.12	7.30
6	26	4.6	3.12	0.53	3.64	9.54	0.40	9.94
6	26	1.4	0.88	0.18	1.06	2.47	0.14	2.60
6	28	2.8	0.81	2.56	3.37	6.33	1.18	7.51
6	29	5.8	2.48	0.21	2.69	4.61	0.40	5.01
7	10	4.6	1.28	0.77	2.06	10.51	0.44	10.95
7	11	15.8	0.82	0.20	1.02	7.59	0.12	7.71
8	7	43.8	1.24	0.07	1.30	8.58	0.06	8.64
8	8	1.8	1.75	1.31	3.06	9.67	0.61	10.28
8	15	1.6	1.12	2.50	3.62	1.73	0.96	2.69
8	16	5.2	1.42	0.48	1.90	2.47	0.52	2.99
8	18	6.4	2.89	0.78	3.67	7.65	0.47	8.12
8	30	8.6	3.21	0.78	3.99	6.38	0.35	6.73
9	4	25.2	1.44	0.05	1.49	8.15	0.04	8.19
9	04-05	2.2	0.99	1.28	2.27	6.12	0.37	6.49
9	5	4.2	0.67	0.37	1.04	1.96	0.23	2.19
9	11	2	2.05	0.76	2.81	6.60	0.58	7.18
9	13	2.7	3.32	0.89	4.21	7.59	0.61	8.20
9	14	1.5	2.29	1.92	4.21	4.89	1.44	6.33

En la **tabla A.1.5.** Comparación de los valores de concentración CPP ($\mu\text{g L}^{-1}$) de metales pesados determinados en la precipitación pluvial con los registrados en otras ciudades del mundo (áreas urbanas).

Metal traza	CU-ZMCM	Higashi-Hiroshima(1)	Northern Jordan (2)	Guaíba, Brasil (3)
Al	83.95	6.06	382.0	178.6
Cd	0.88	0.063	0.42	-----
Cr	1.24	-----	0.77	-----
Mn	14.33	1.64	2.11	3.21
Ni	3.20	0.26	2.62	5.16
Pb	5.41	1.24	2.57	3.81

(1) Kazuhiko, *et al.*, (2000); (2) Al-Momani (2003); (3) D. Migliavacca, *et al.*, (2005)

En la **tabla A.1.6.** Comparación de los valores de concentración CPP ($\mu\text{g L}^{-1}$) de metales pesados determinados en la precipitación pluvial con los registrados en otras regiones rurales del mundo.

Metal trazal	Rancho Viejo	Illinois(1)	Tennessee(2)	N.Jordan(3)	Candiota(4)
Al	107.22			382.0	8.46
Cd	1.47	0.16	0.17	0.42	
Cr	1.50			0.77	
Mn	7.58	2.11	1.25	2.11	2.64
Ni	3.0			2.62	3.16
Pb	2.43	0.87	0.56	2.57	

(1) S.J. Vermette, *et al.*, (1995); (2) S.J. Vermette, *et al.*, (1995); (3) F. Al-Momani (2003); (4) D. Migliavacca, *et al.*, (2004)

En la **tabla A.1.7.** Comparación los valores de concentración CPP ($\mu\text{eq L}^{-1}$) de iones inorgánicos determinados en la precipitación pluvial con los registrados en otras ciudades del mundo (áreas urbanas).

Ion	CU-ZMCM	Brasil Braganca (1)	Brasil Santa Maria(1)	Nanking(2)
SO ₄ ²⁻	49.53	17.0	12.0	39.00
Cl ⁻	10.80	4.9	8.8	15.90
NO ₃ ⁻	42.62	15.0	13.5	39.54
Na ⁺	13.72	2.3	4.4	3.01
K ⁺	2.40	2.5	3.5	2.50
Ca ²⁺	10.17	2.3	7.7	9.40
Mg ²⁺	3.27	1.2	2.3	2.67
NH ₄ ⁺	81.18	18.6	14.5	93.20

(1) L.B.L.S.Lara *et al.*, (2001); (2) Tu *et al.*, (2005).

En la **tabla A.1.8.** Comparación de los valores de concentración CPP ($\mu\text{eq L}^{-1}$) de iones inorgánicos determinados en la precipitación pluvial con los registrados en otras regiones rurales del mundo.

Ion	Rancho Viejo	Istanbul(1)	East India(2)	Nanking(3)
SO ₄ ²⁻	36.0	NSS 35.4	NSS 16.6	NSS 239.0
Cl ⁻	7.47	113.5	10.7	115.9
NO ₃ ⁻	21.74	40.3	9.1	39.54
Na ⁺	4.25	73.9	10.5	23.01
K ⁺	6.58	69.3	1.9	11.50
Ca ²⁺	8.00	358.0	11.9	249.4
Mg ²⁺	6.03	242.0	3.8	26.47
NH ₄ ⁺	35.60	15.3	17.5	193.2

(1) Bertan and Alagha (2004); (2) R. Das *et al.*, (2005); (3) Tu *et al.*, (2005).

ANEXO II

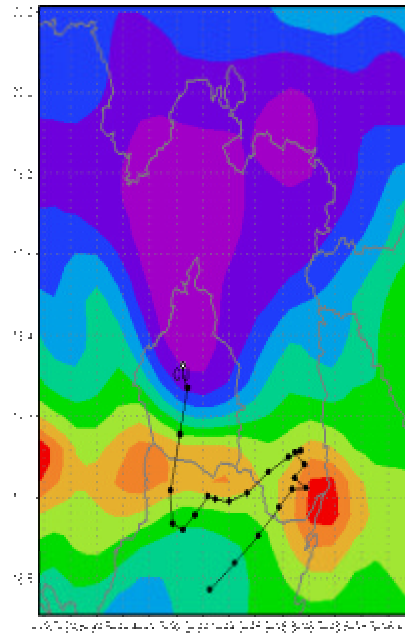
MAPAS DE TRAYECTORIAS

En las **figuras A.2.1. a A.2.4.** se presentan los mapas de trayectorias de las masas de aire, calculados con el modelo MM5 a 19 (Z) 13:00 Hora Local a 500 milibares (mb) , realizadas en CU-ZMCM y RV.

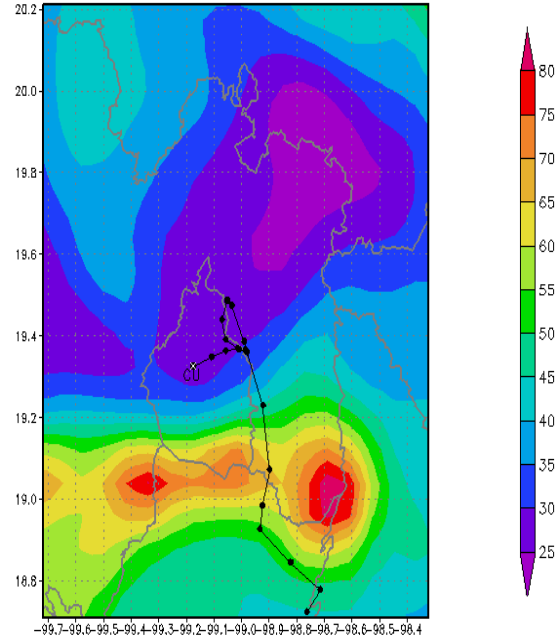
En las **figuras A.2.5. a A.2.8.** se presentan los mapas de trayectorias de las masas de aire, calculados con el modelo HYSPLIT a 19 (UTC) 13:00 Hora Local, al nivel superficial y a una altitud de 1000 y 2500 m, realizadas en CU-ZMCM y RV.

Figura A.2.1. Mapas de trayectorias de las masas de aire CU-ZMCM, 2003 a 500 mb.

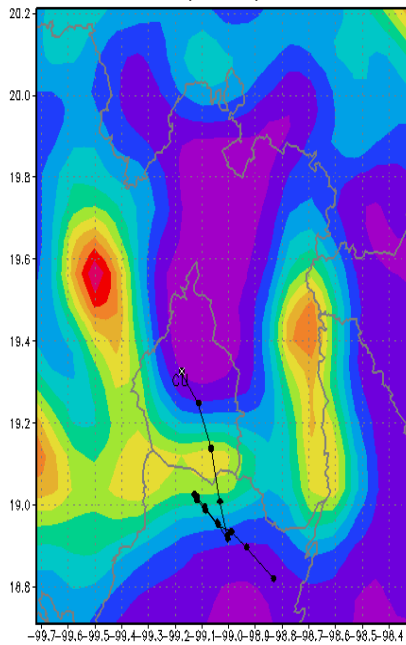
CU - Backward Trajectory to 19Z04JUN2003



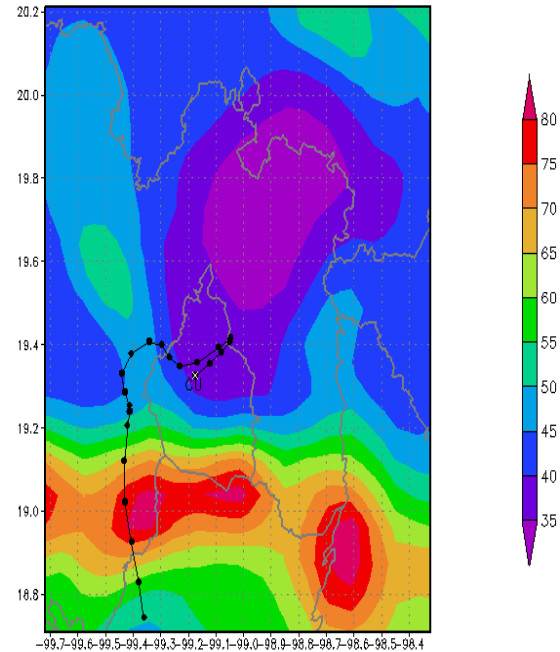
CU - Backward Trajectory to 19Z15JUN2003



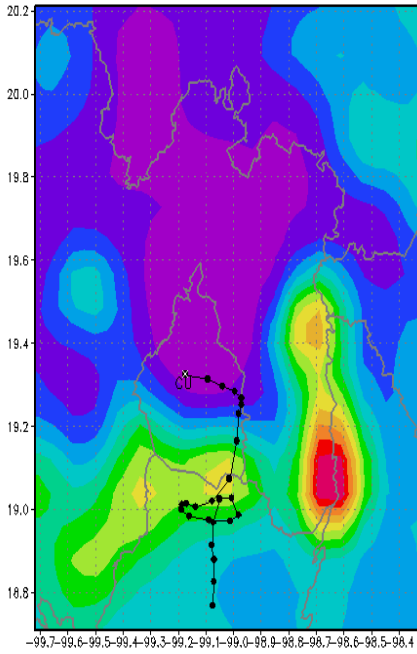
CU - Backward Trajectory to 19Z16JUN2003



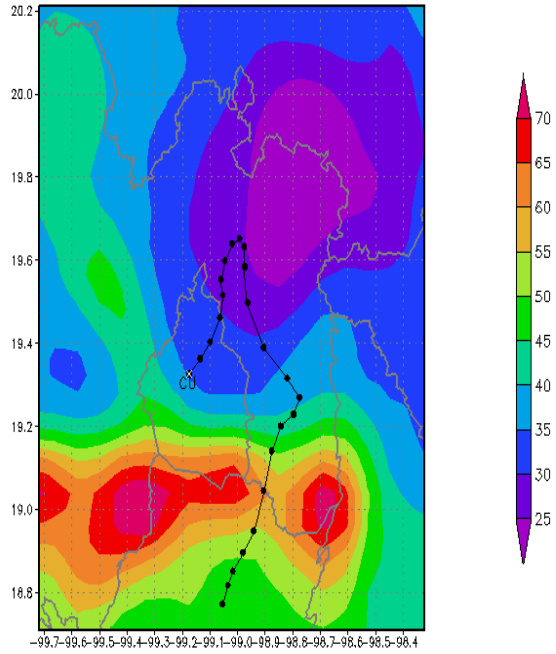
CU - Backward Trajectory to 19Z21JUN2003



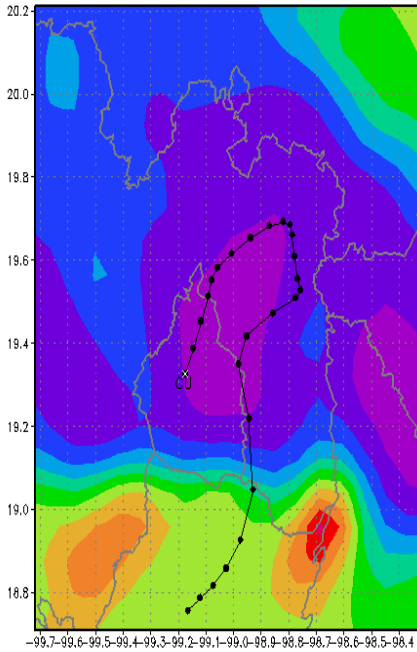
CU - Backward Trayectory to 19Z01JUL2003



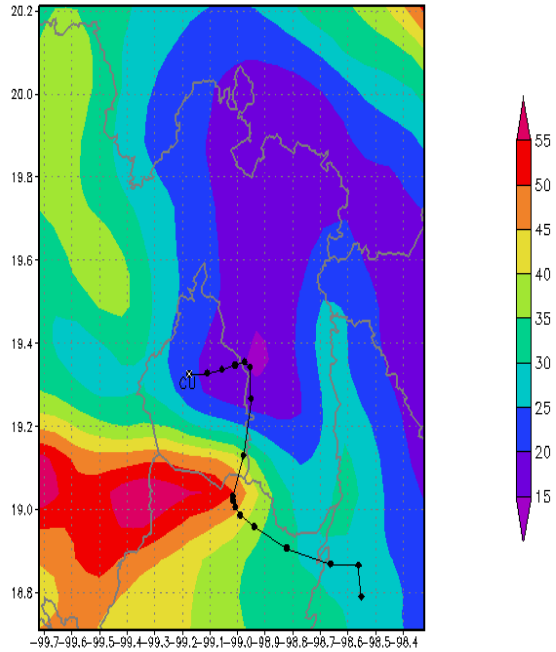
CU - Backward Trayectory to 19Z05JUL2003



CU - Backward Trayectory to 19Z15JUL2003



CU - Backward Trayectory to 19Z23JUL2003



CU - Backward Trajectory to 19Z27JUL2003

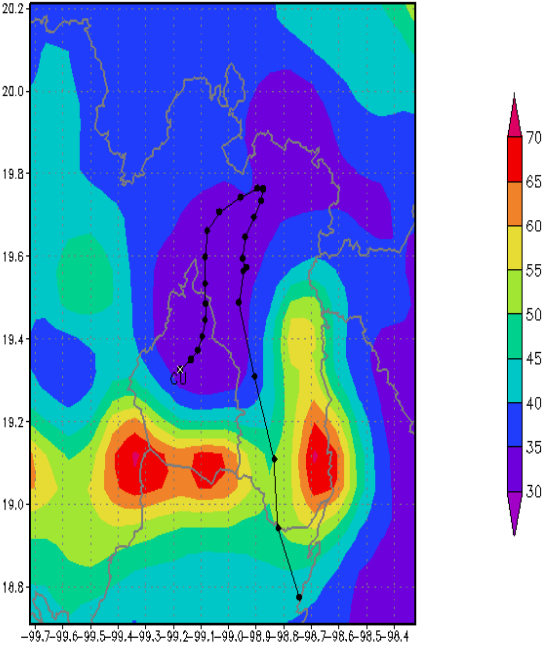
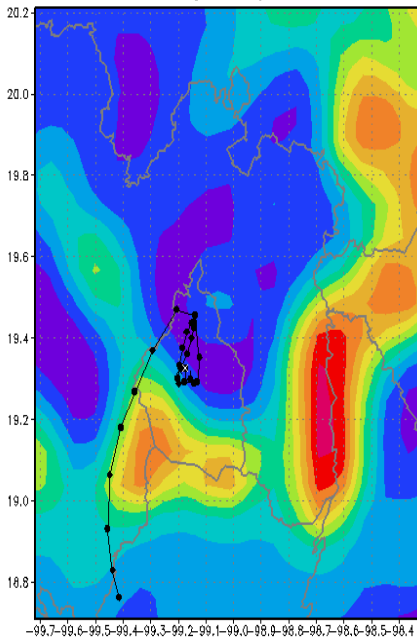
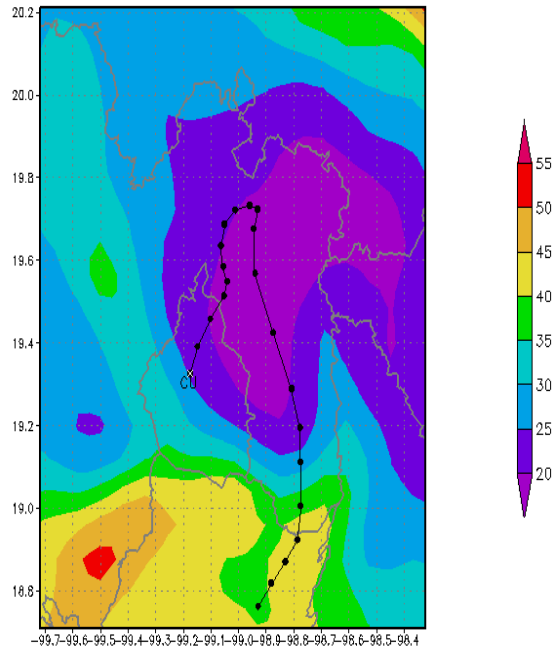


Figura A.2.2. Mapas de trayectorias de las masas de aire CU-ZMCM, 2004 a 500 mb.

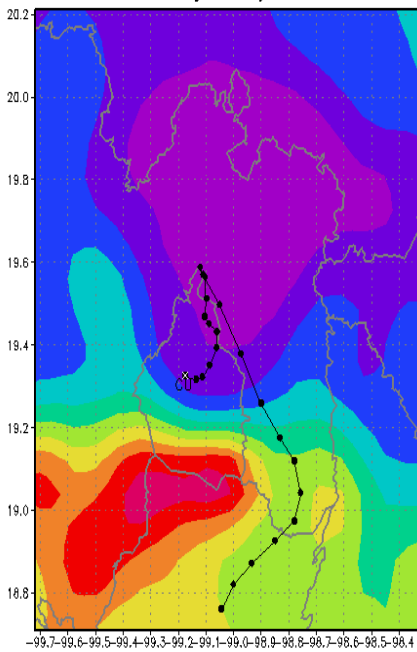
CU – Backward Trajectory to 19Z05MAY2004



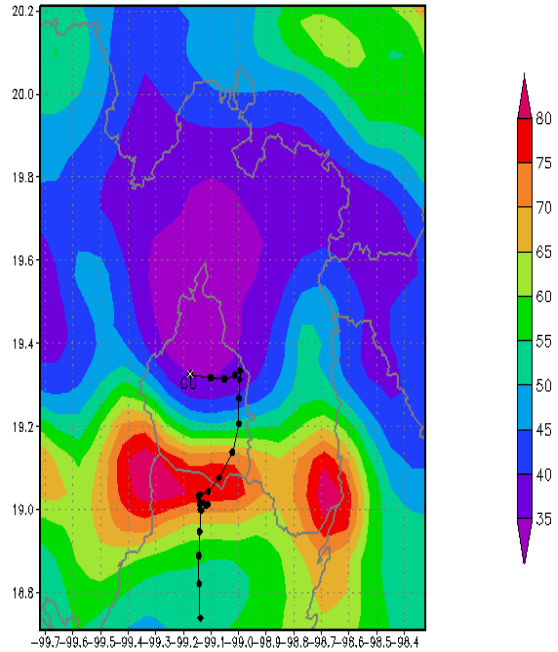
CU – Backward Trajectory to 19Z18MAY2004



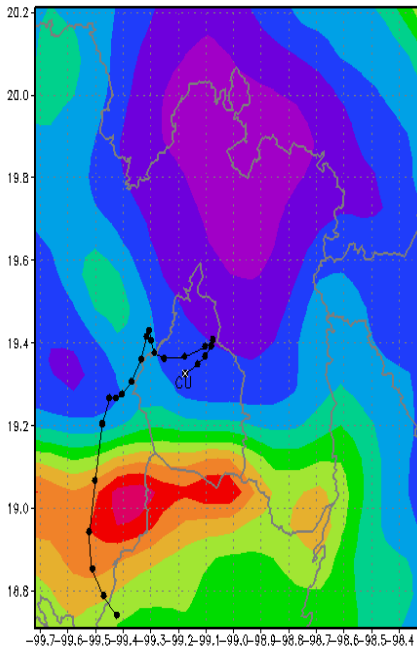
CU – Backward Trajectory to 19Z31MAY2004



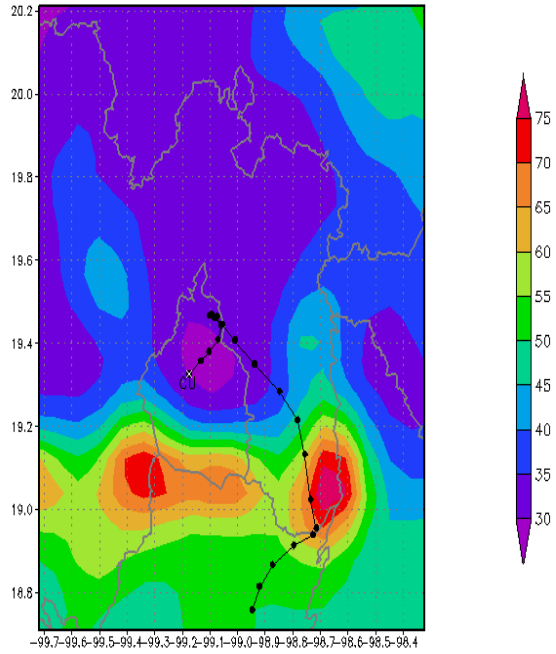
CU – Backward Trajectory to 19Z09JUN2004



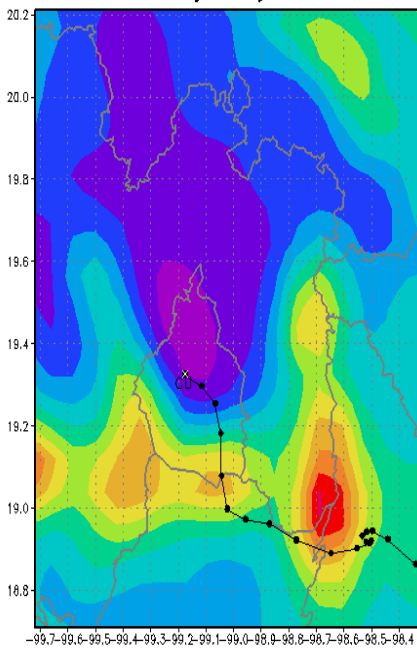
CU – Backward Trajectory to 19Z30JUN2004



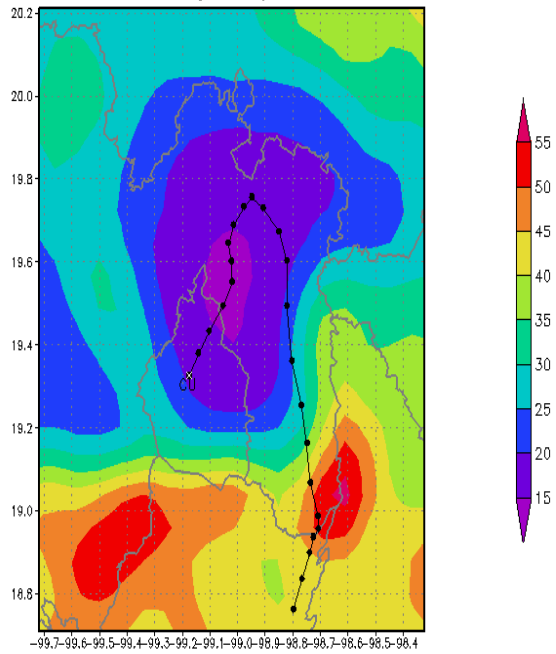
CU – Backward Trajectory to 19Z19JUL2004



CU – Backward Trajectory to 19Z03AUG2004



CU – Backward Trajectory to 19Z12AUG2004



CU – Backward Trajectory to 19Z12OCT2004

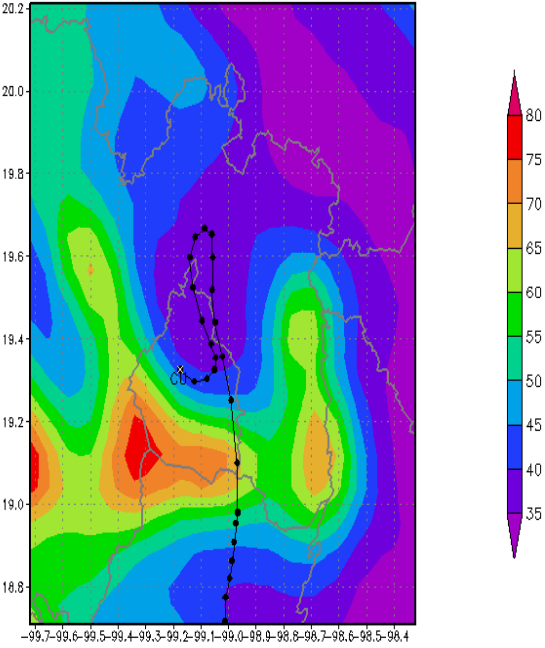
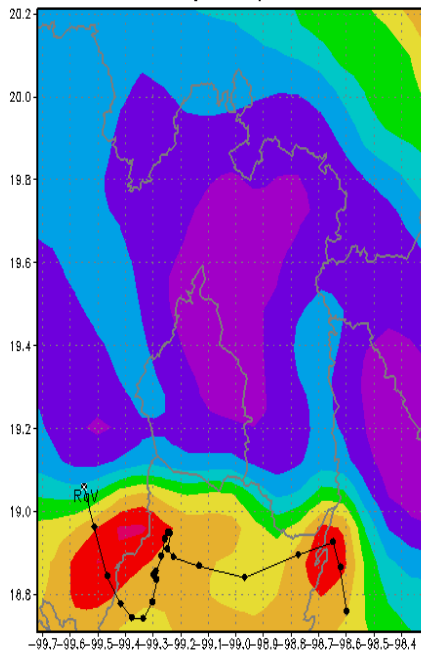
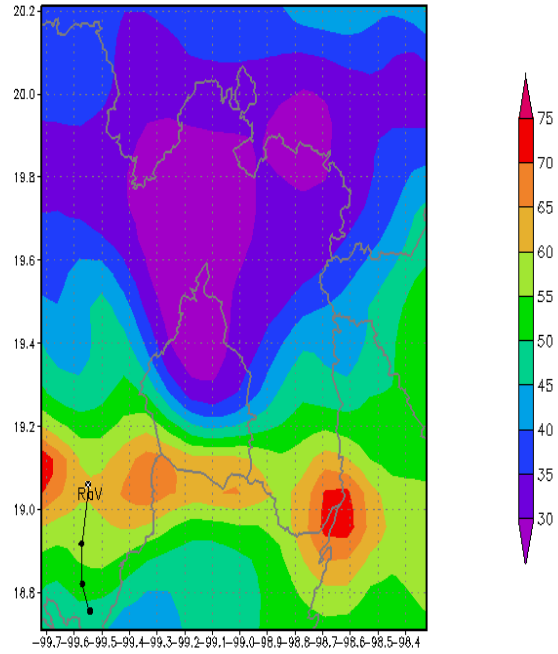


Figura A.2.3. Mapas de trayectorias de las masas de aire RANCHO VIEJO, 2003 a 500 mb.

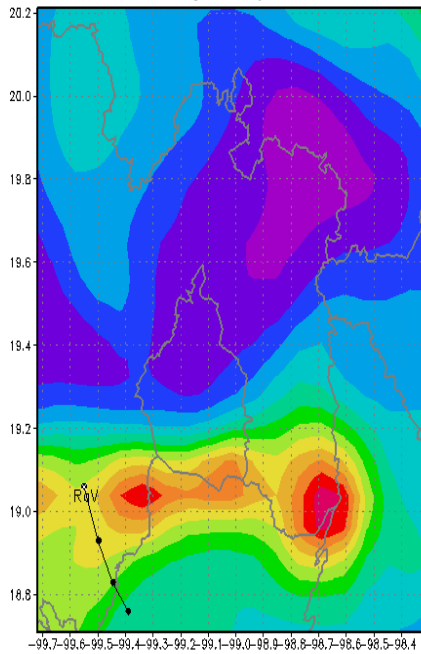
RV – Backward trajectory at 19Z24MAY2003



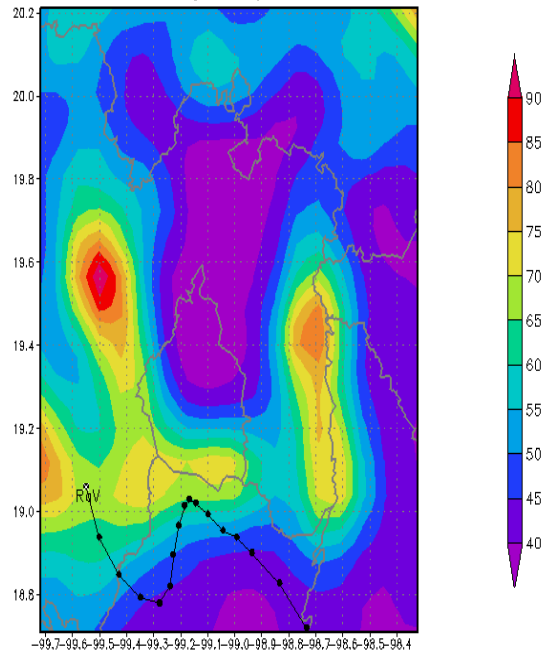
RV – Backward trajectory at 19Z04JUN2003



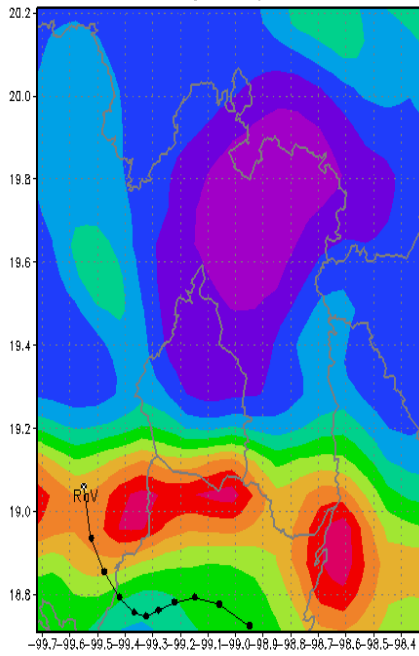
RV – Backward trajectory at 19Z15JUN2003



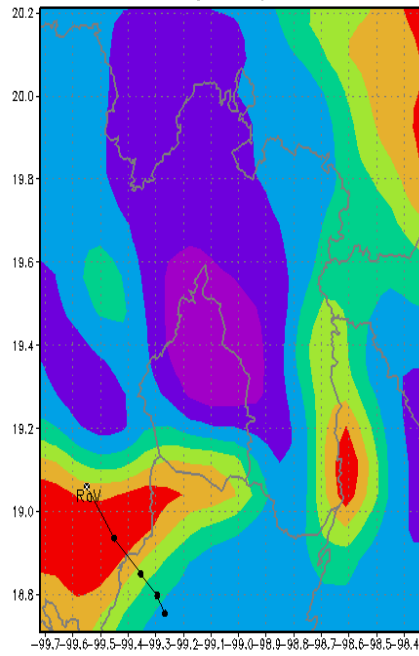
RV – Backward trajectory at 19Z16JUN2003



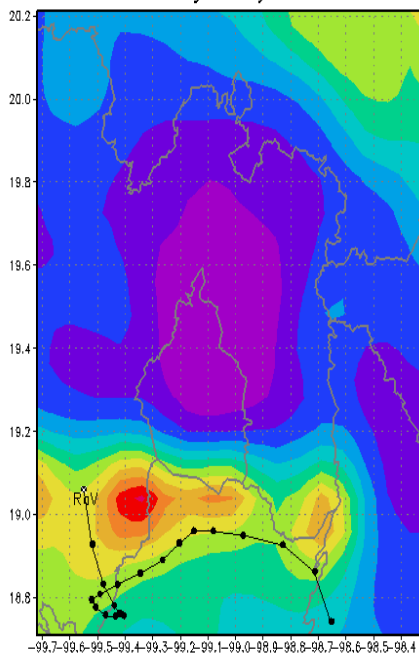
RV – Backward trajectory at 19Z21JUN2003



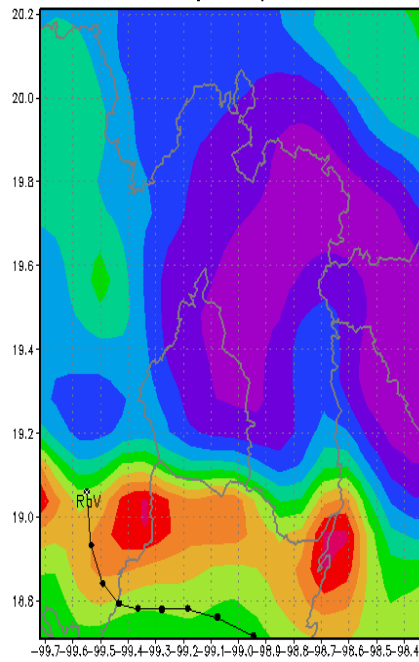
RV – Backward trajectory at 19Z25JUN2003



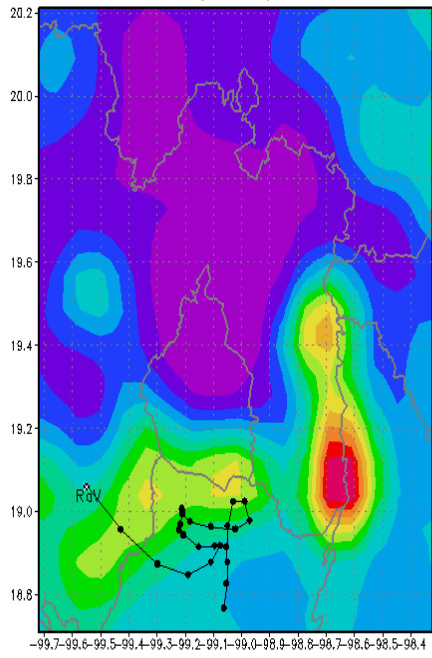
RV – Backward trajectory at 19Z28JUN2003



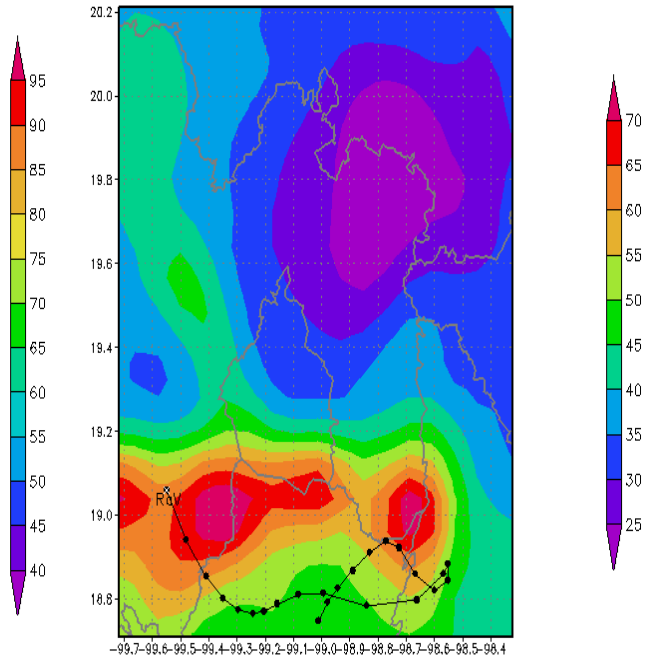
RV – Backward trajectory at 19Z30JUN2003



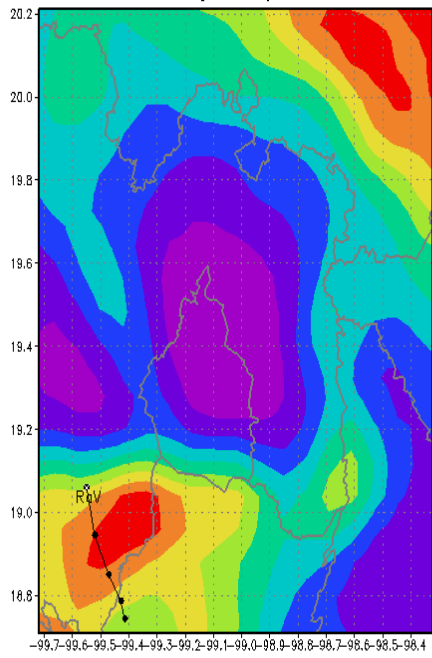
RV - Backward trajectory at 19Z01JUL2003



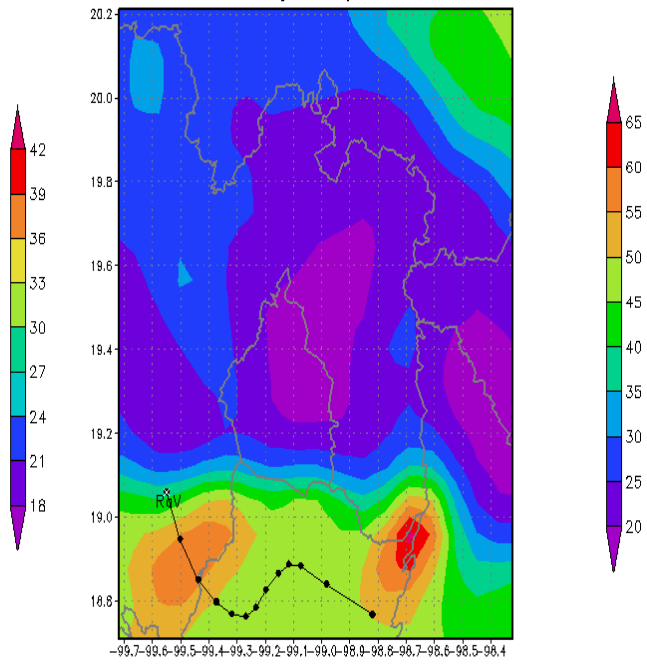
RV - Backward trajectory at 19Z05JUL2003



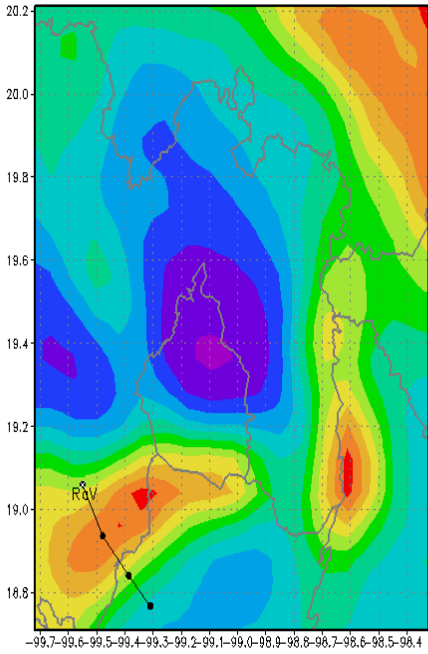
RV - Backward trajectory at 19Z12JUL2003



RV - Backward trajectory at 19Z15JUL2003



RV - Backward trajectory at 19Z19JUL2003



RV - Backward trajectory at 19Z23JUL2003

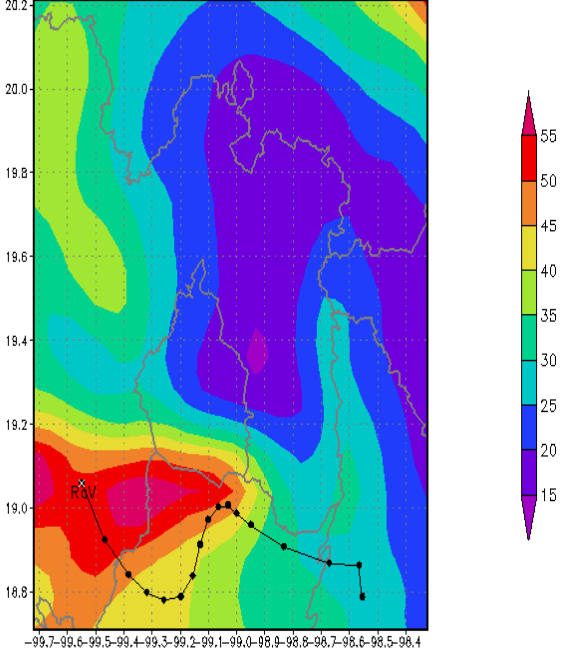
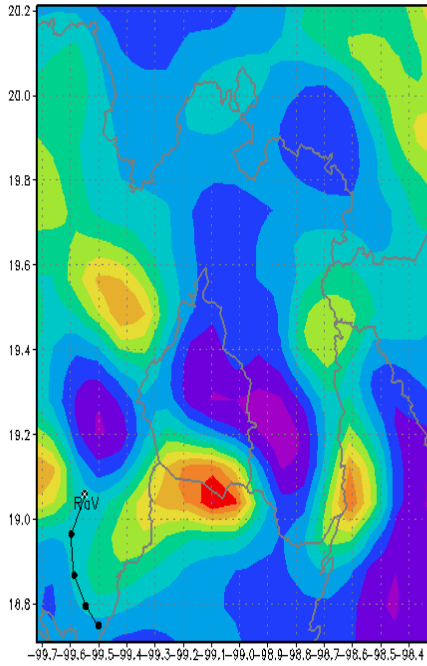
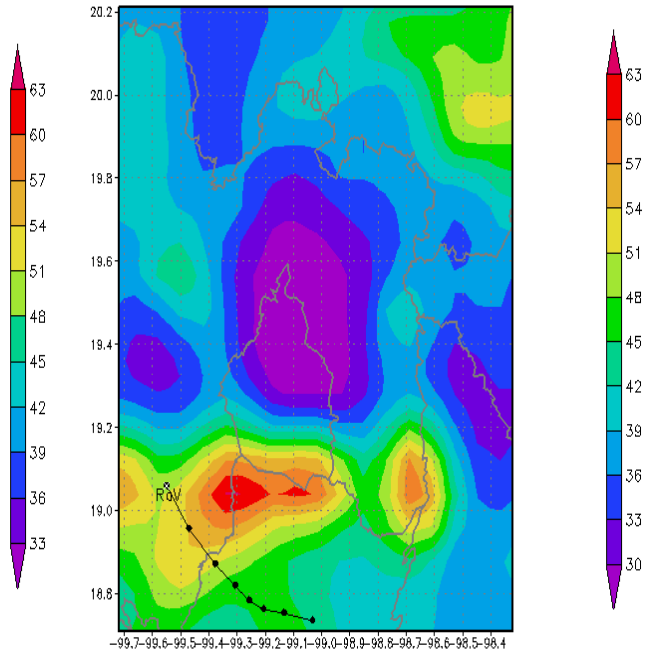


Figura A.2.4. Mapas de trayectorias de las masas de aire RANCHO VIEJO, 2004 a 500 mb

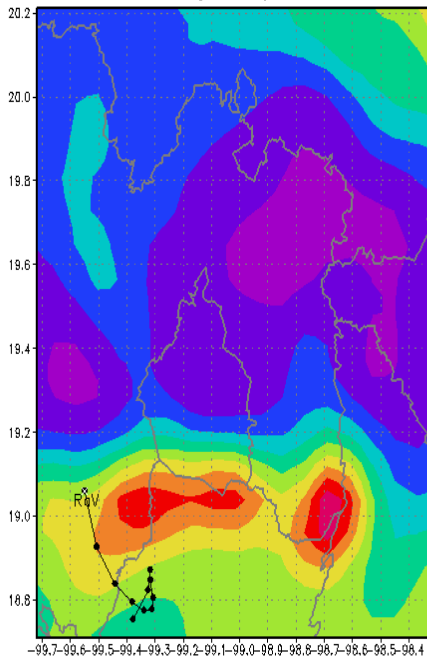
RV – Backward Trajectory to 19Z08MAY2004



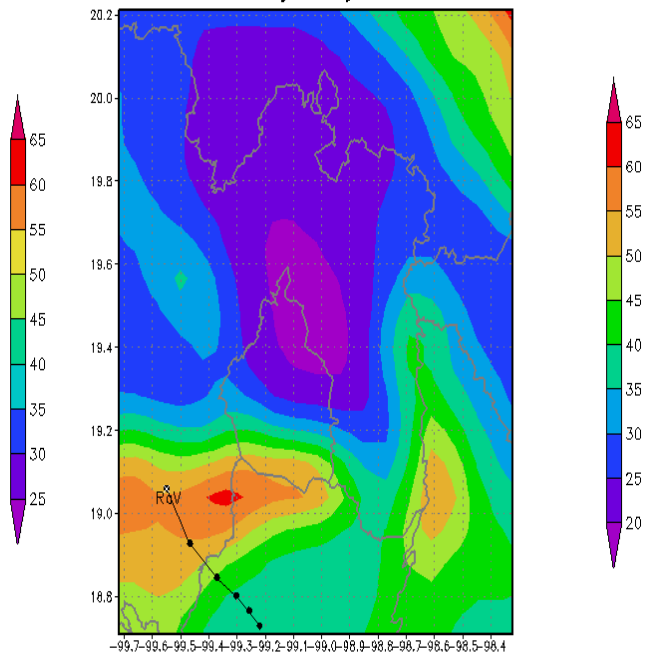
RV – Backward Trajectory to 19Z30MAY2004



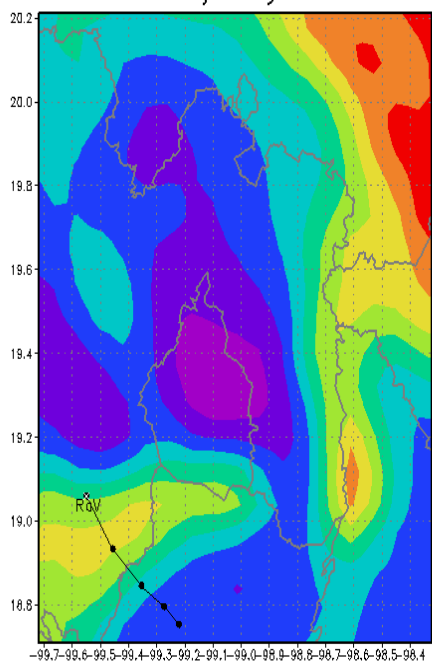
RV – Backward Trajectory to 19Z12JUN2004



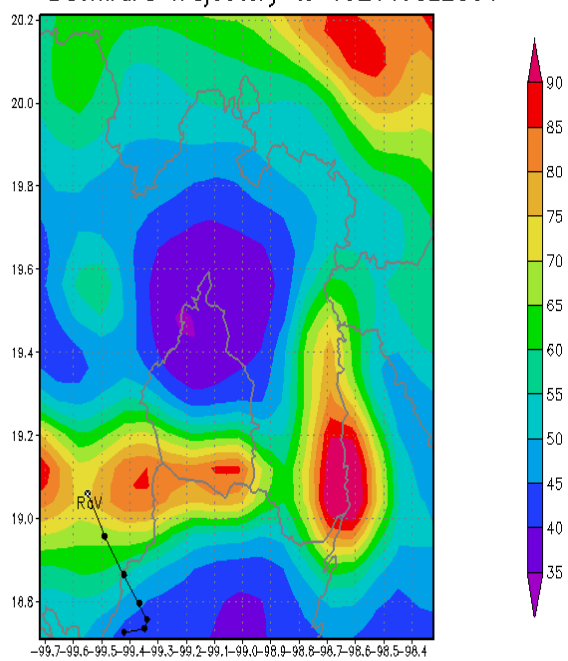
RV – Backward Trajectory to 19Z26JUN2004



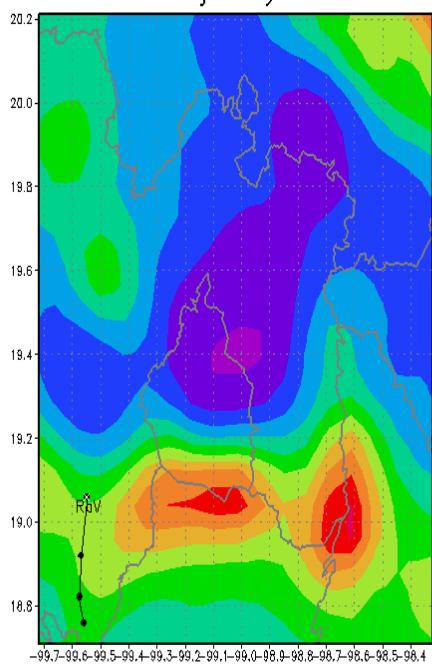
RV – Backward Trajectory to 19Z10JUL2004



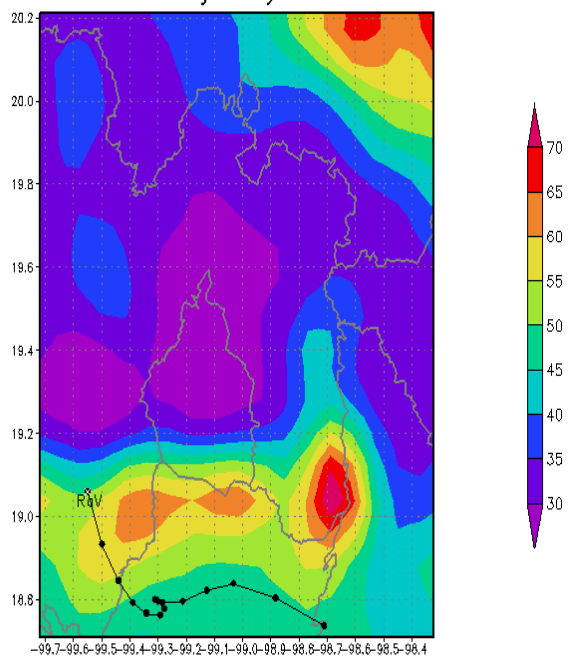
RV – Backward Trajectory to 19Z11JUL2004



RV – Backward Trajectory to 19Z04AUG2004



RV – Backward Trajectory to 19Z08AUG2004



RV - Backward Trajectory to 19Z11AUG2004

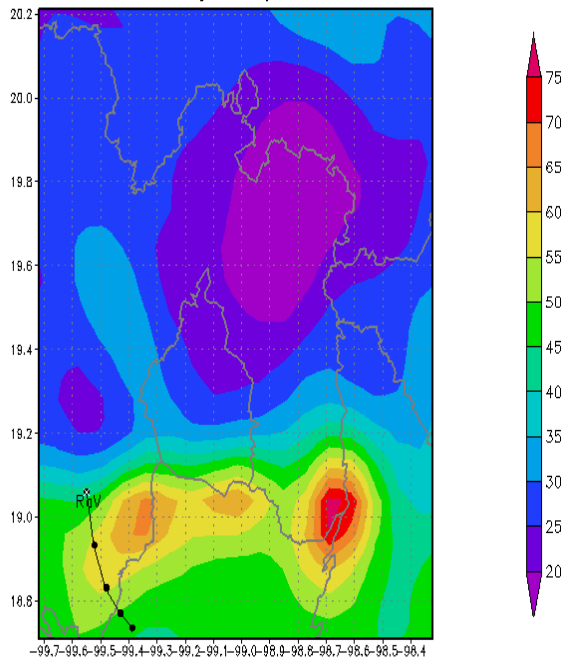
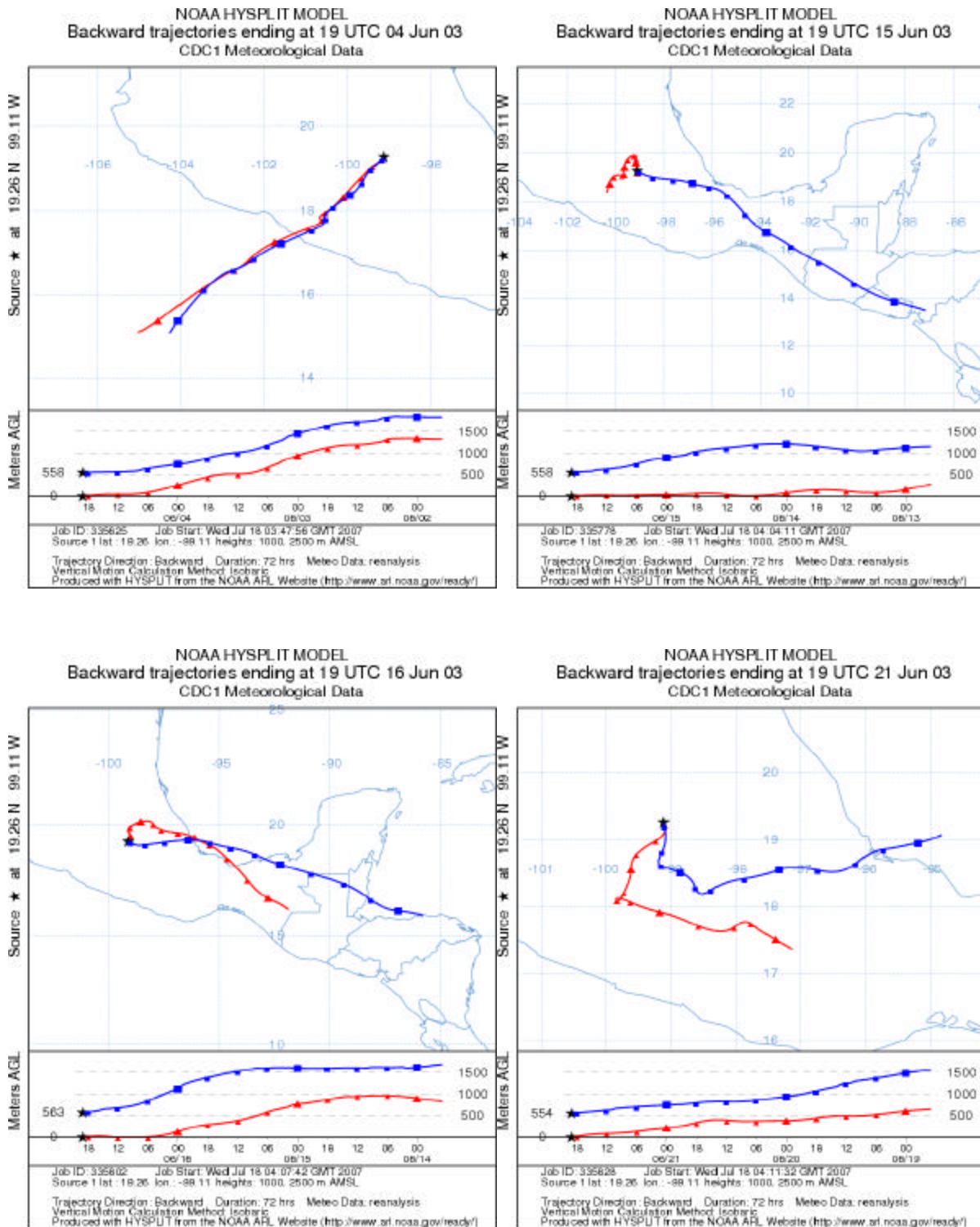
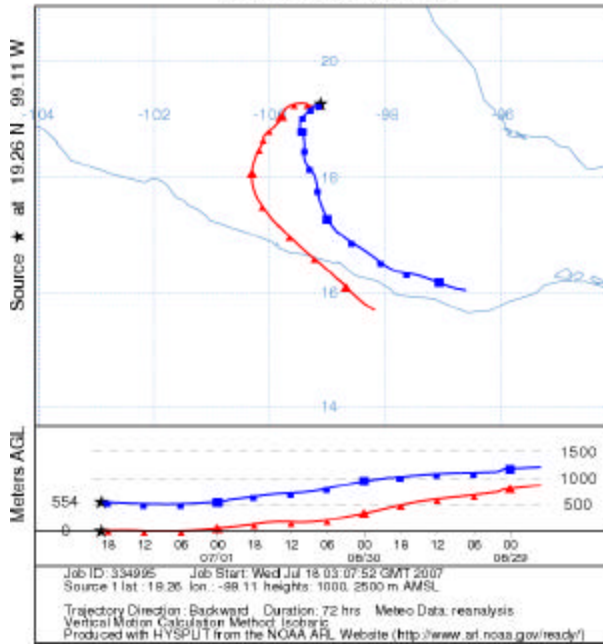


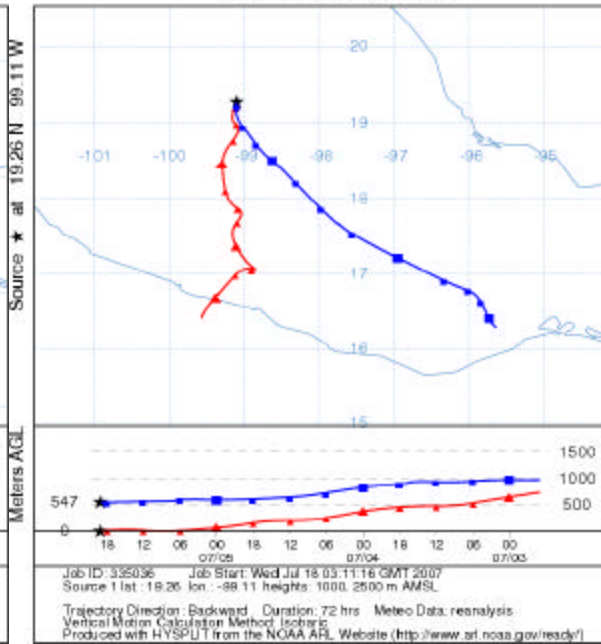
Figura A.2.5. Mapas de trayectorias de las masas de aire para CU-ZMCM, 2003.



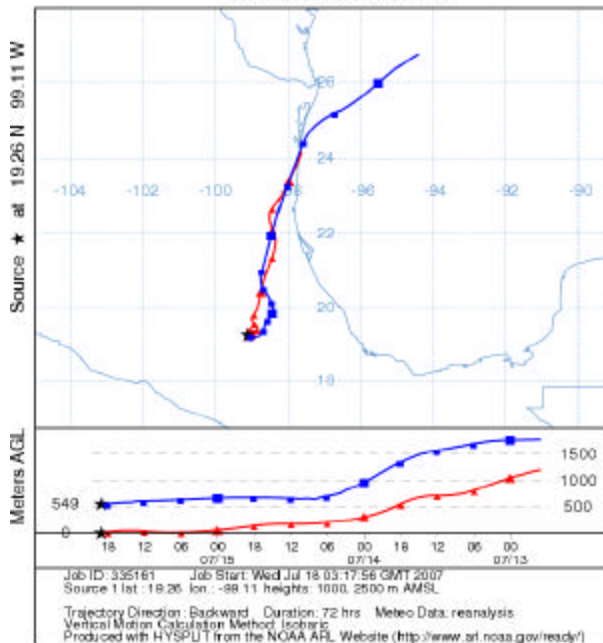
NOAA HYSPLIT MODEL
Backward trajectories ending at 19 UTC 01 Jul 03
CDC1 Meteorological Data



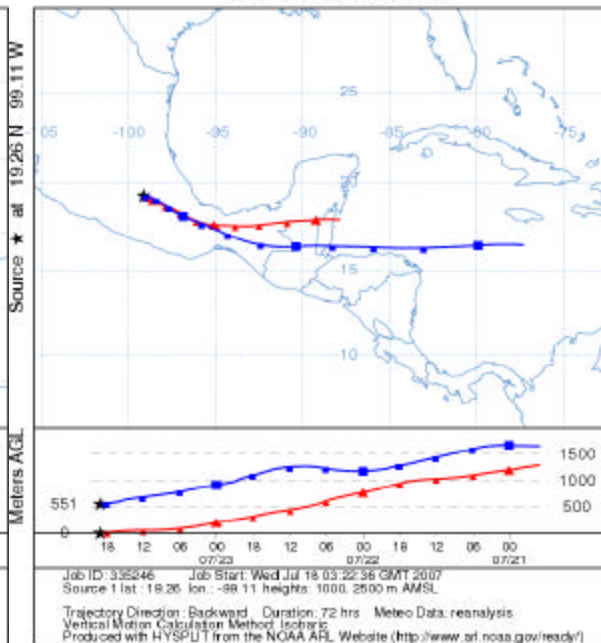
NOAA HYSPLIT MODEL
Backward trajectories ending at 19 UTC 05 Jul 03
CDC1 Meteorological Data



NOAA HYSPLIT MODEL
Backward trajectories ending at 19 UTC 15 Jul 03
CDC1 Meteorological Data



NOAA HYSPLIT MODEL
Backward trajectories ending at 19 UTC 23 Jul 03
CDC1 Meteorological Data



NOAA HYSPLIT MODEL
 Backward trajectories ending at 19 UTC 27 Jul 03
 CDC1 Meteorological Data

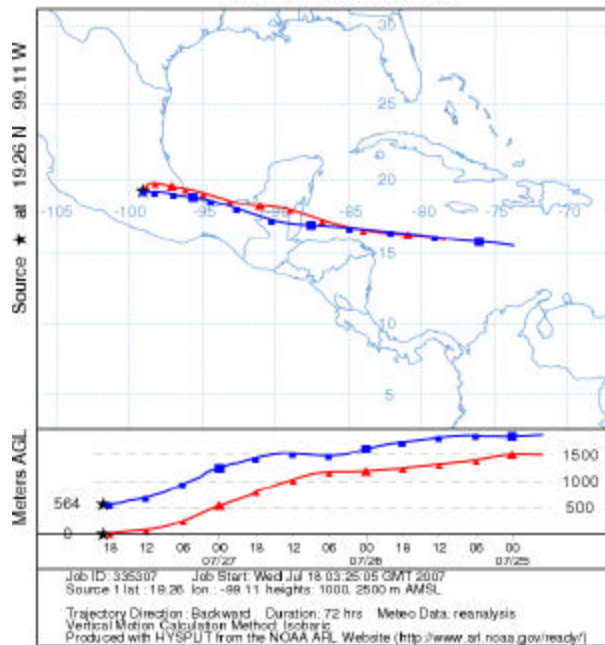
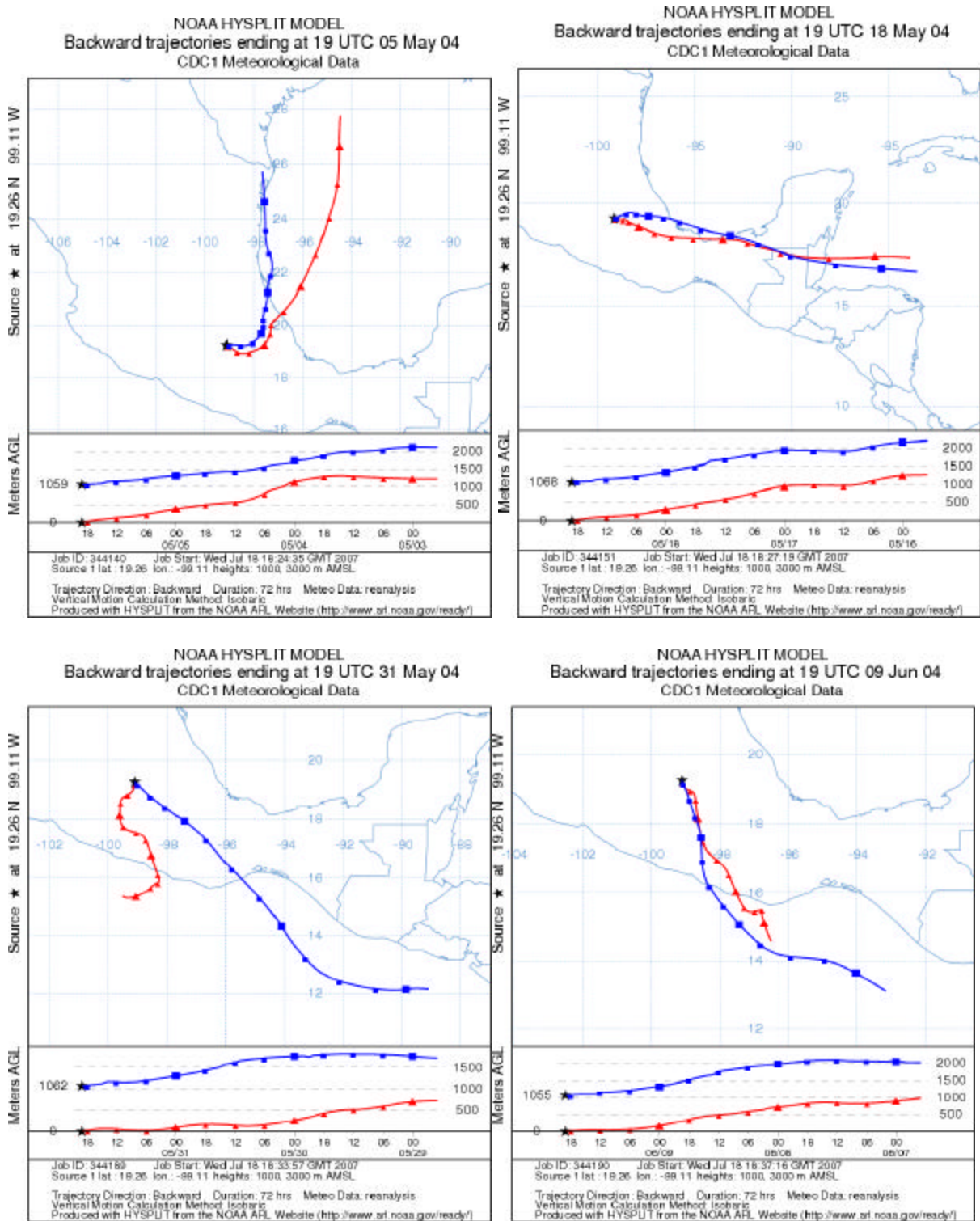
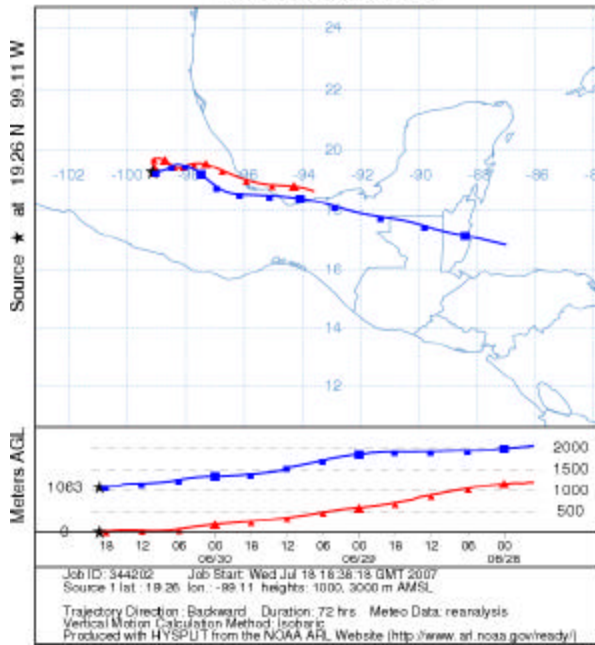


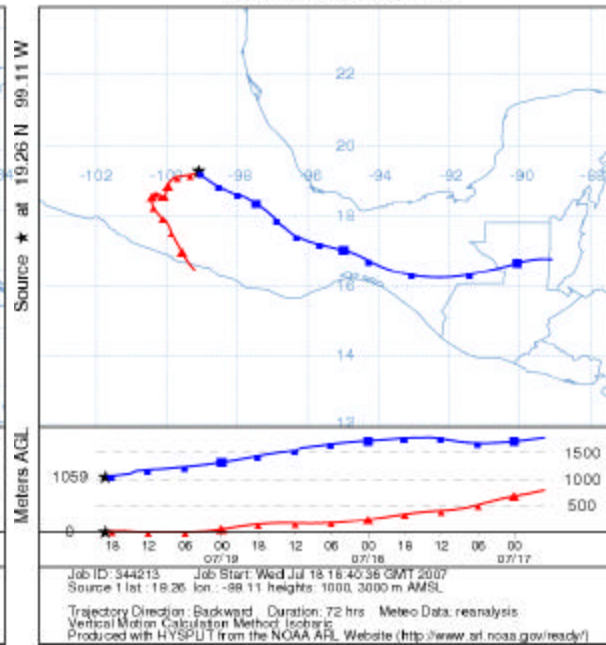
Figura A.2.6. Mapas de trayectorias de las masas de aire de CU-ZMCM, 2004.



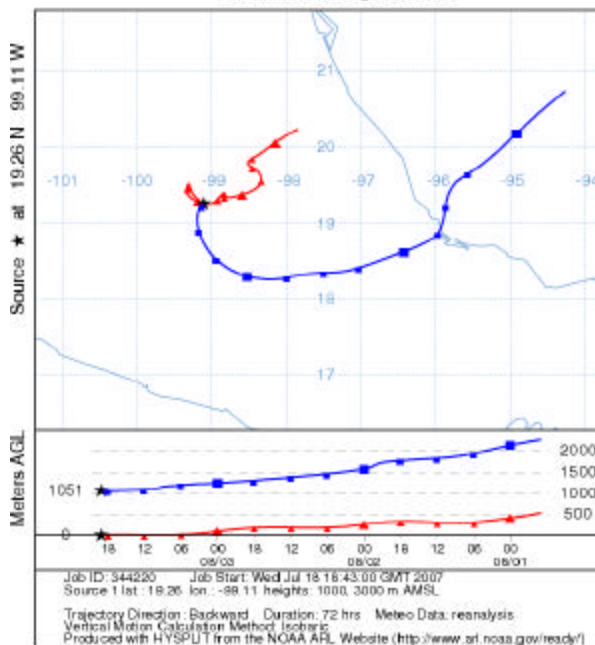
NOAA HYSPLIT MODEL
Backward trajectories ending at 19 UTC 30 Jun 04
CDC1 Meteorological Data



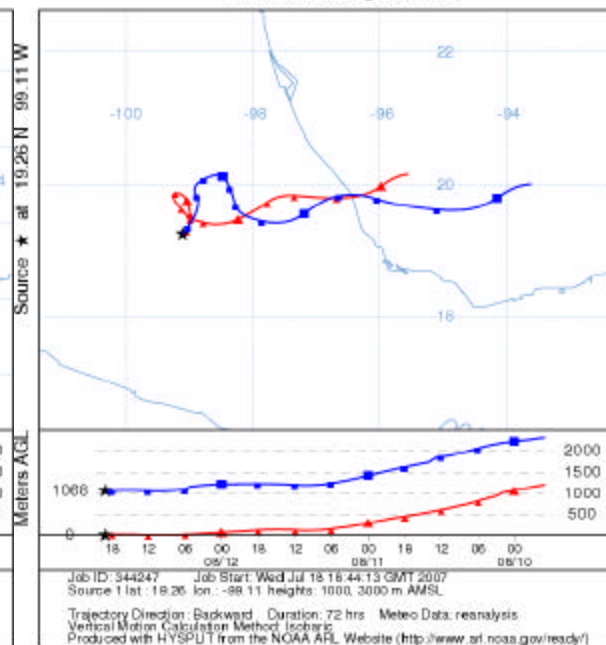
NOAA HYSPLIT MODEL
Backward trajectories ending at 19 UTC 19 Jul 04
CDC1 Meteorological Data



NOAA HYSPLIT MODEL
Backward trajectories ending at 19 UTC 03 Aug 04
CDC1 Meteorological Data



NOAA HYSPLIT MODEL
Backward trajectories ending at 19 UTC 12 Aug 04
CDC1 Meteorological Data



NOAA HYSPLIT MODEL
 Backward trajectories ending at 19 UTC 12 Oct 04
 CDC1 Meteorological Data

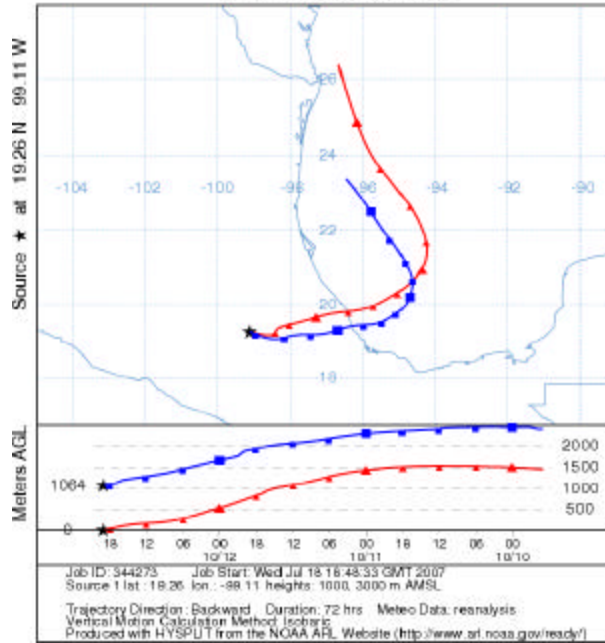
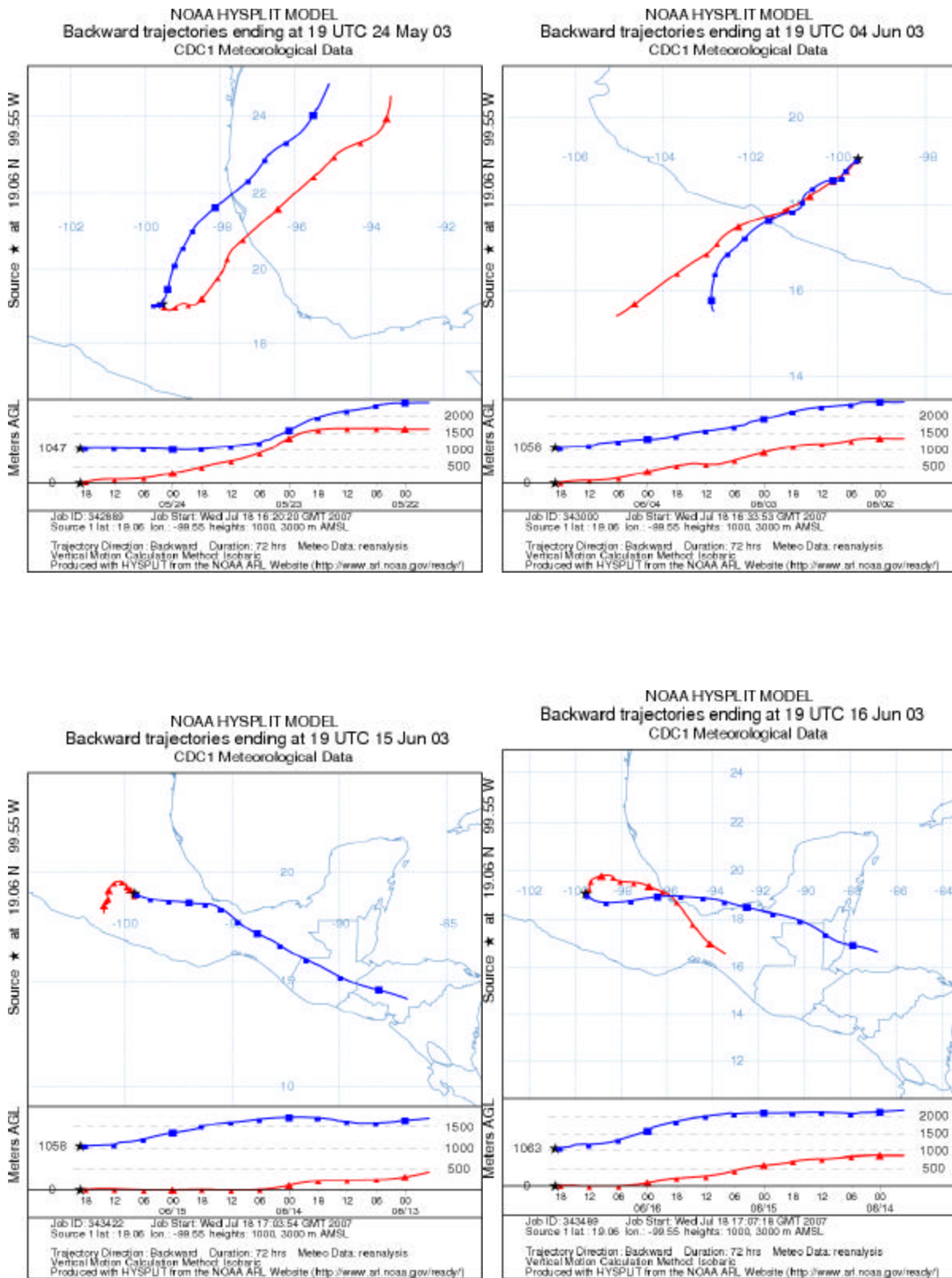
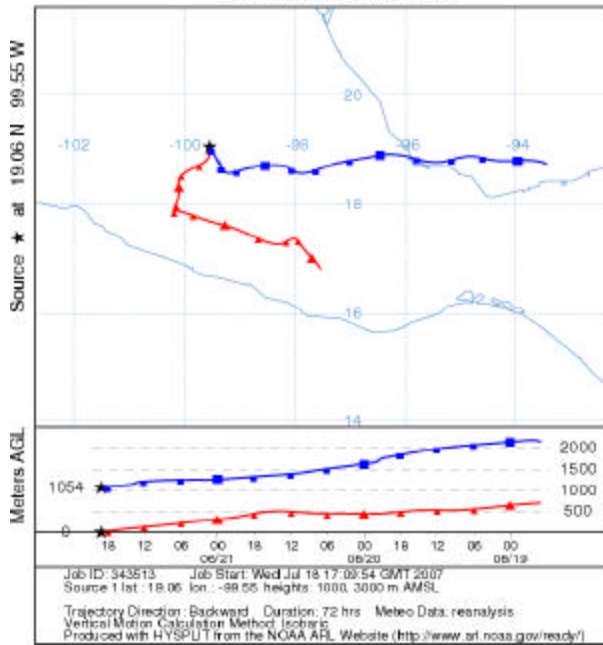


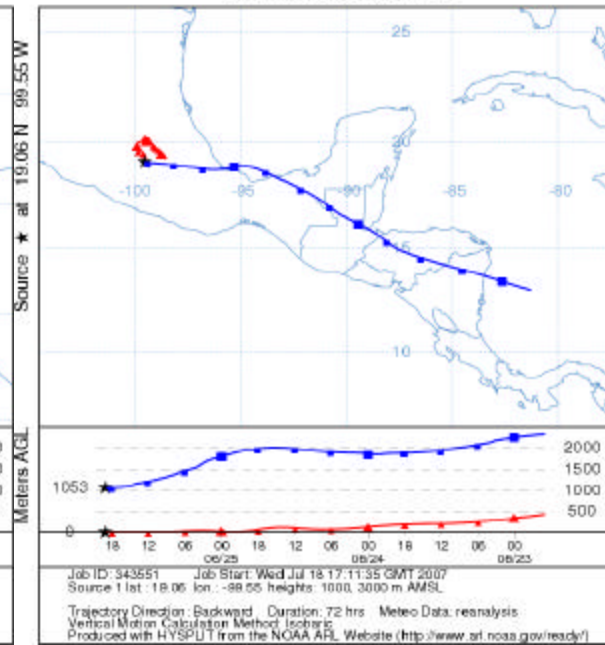
Figura A.2.7. Mapas de trayectorias de las masas de aire RANCHO VIEJO, 2003.



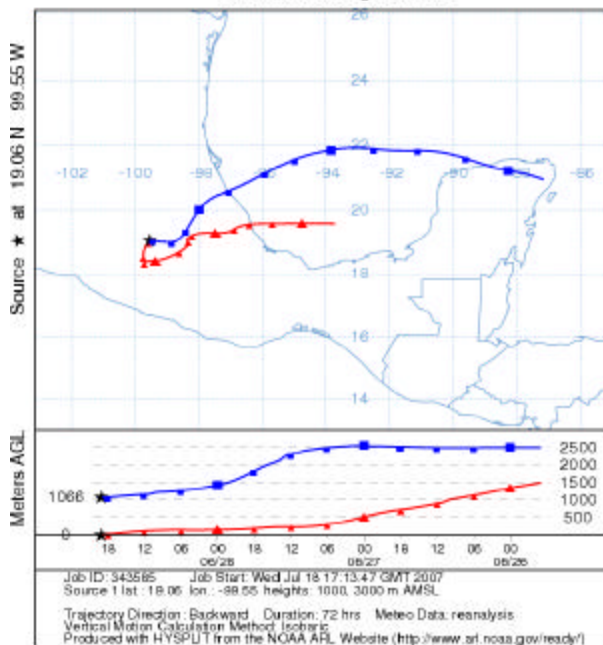
NOAA HYSPLIT MODEL
Backward trajectories ending at 19 UTC 21 Jun 03
CDC1 Meteorological Data



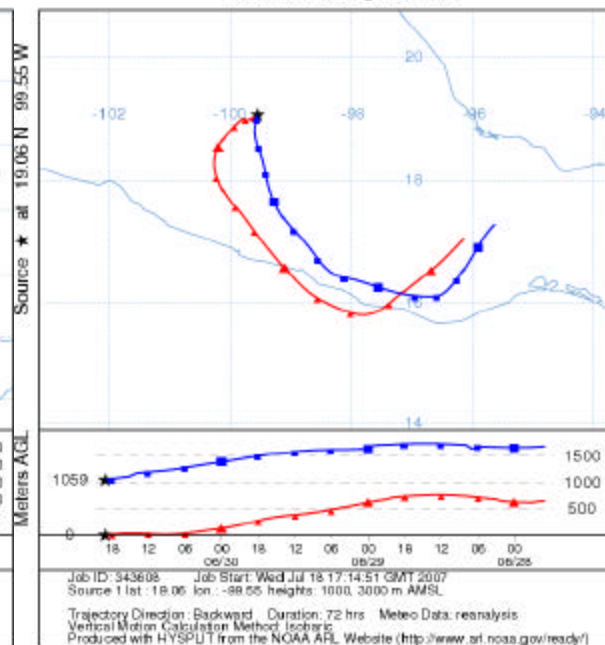
NOAA HYSPLIT MODEL
Backward trajectories ending at 19 UTC 25 Jun 03
CDC1 Meteorological Data



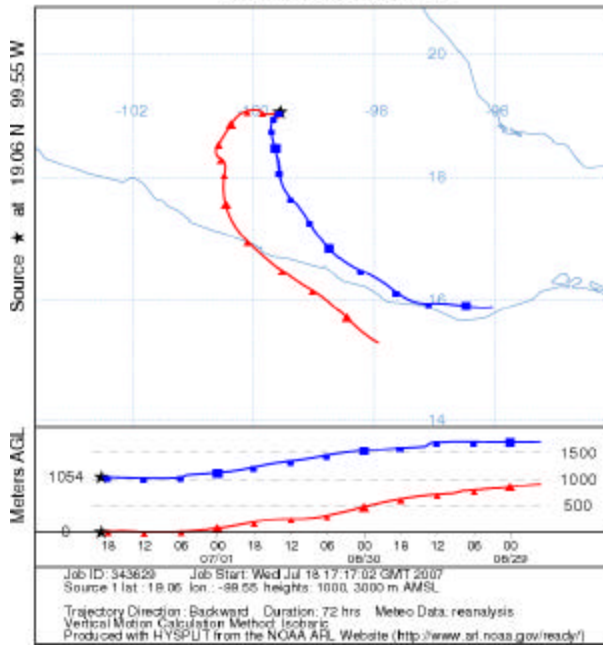
NOAA HYSPLIT MODEL
Backward trajectories ending at 19 UTC 28 Jun 03
CDC1 Meteorological Data



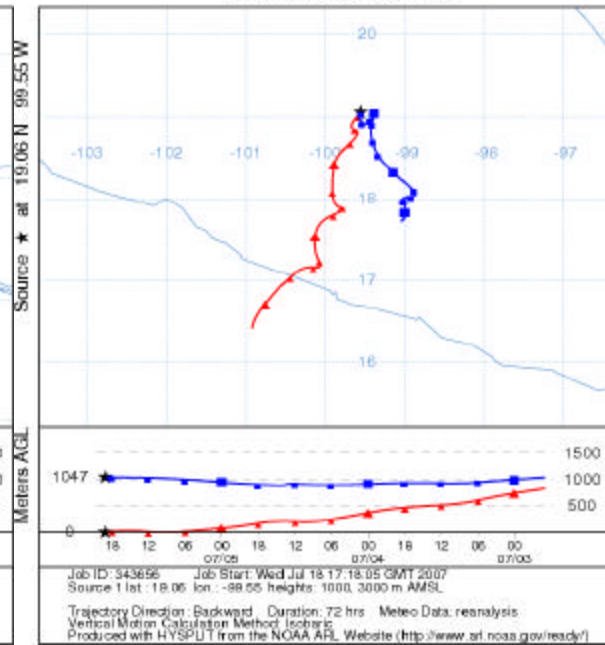
NOAA HYSPLIT MODEL
Backward trajectories ending at 19 UTC 30 Jun 03
CDC1 Meteorological Data



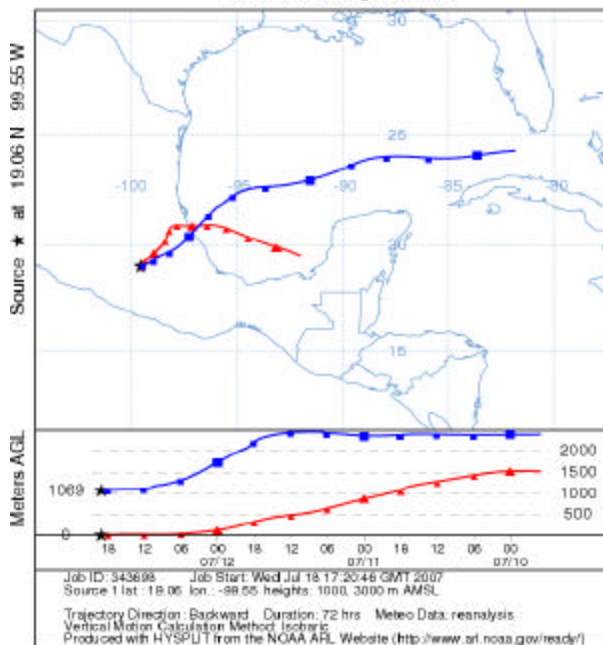
NOAA HYSPLIT MODEL
Backward trajectories ending at 19 UTC 01 Jul 03
CDC1 Meteorological Data



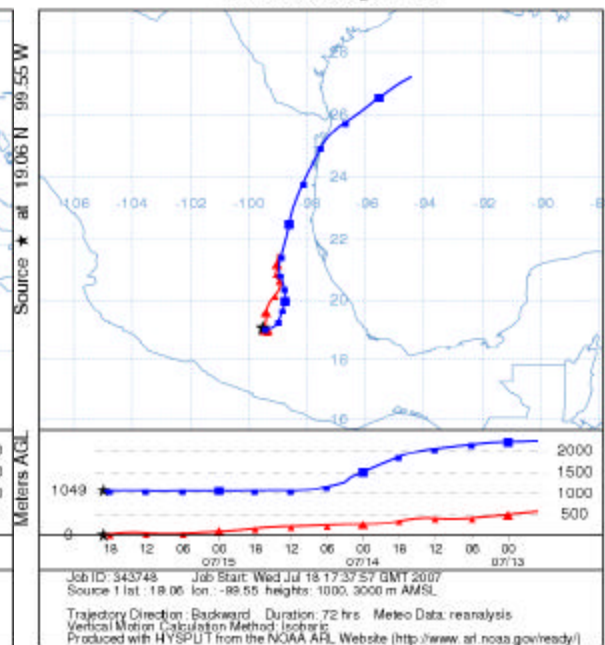
NOAA HYSPLIT MODEL
Backward trajectories ending at 19 UTC 05 Jul 03
CDC1 Meteorological Data



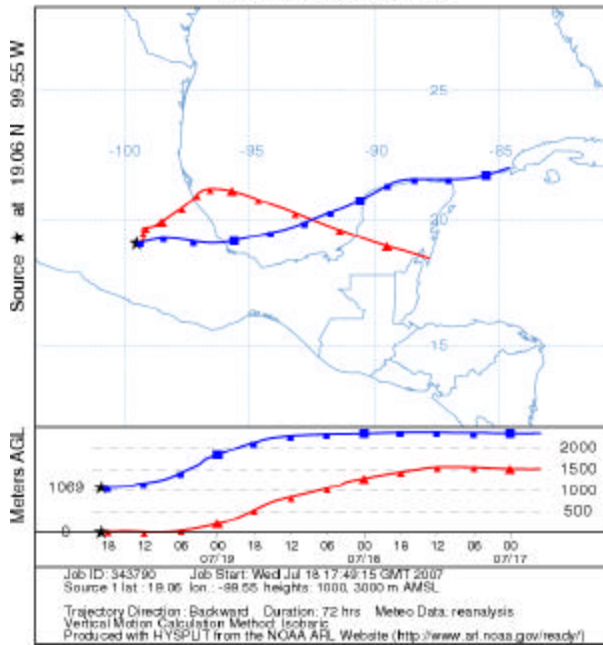
NOAA HYSPLIT MODEL
Backward trajectories ending at 19 UTC 12 Jul 03
CDC1 Meteorological Data



NOAA HYSPLIT MODEL
Backward trajectories ending at 19 UTC 15 Jul 03
CDC1 Meteorological Data



NOAA HYSPLIT MODEL
 Backward trajectories ending at 19 UTC 19 Jul 03
 CDC1 Meteorological Data



NOAA HYSPLIT MODEL
 Backward trajectories ending at 19 UTC 23 Jul 03
 CDC1 Meteorological Data

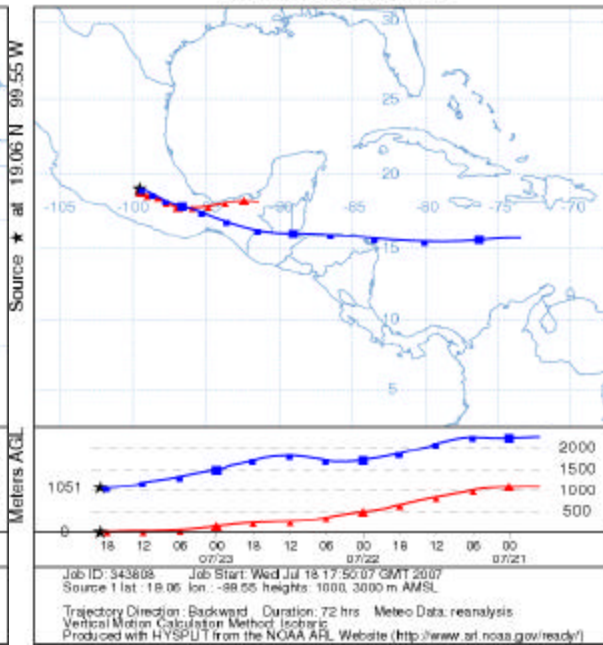
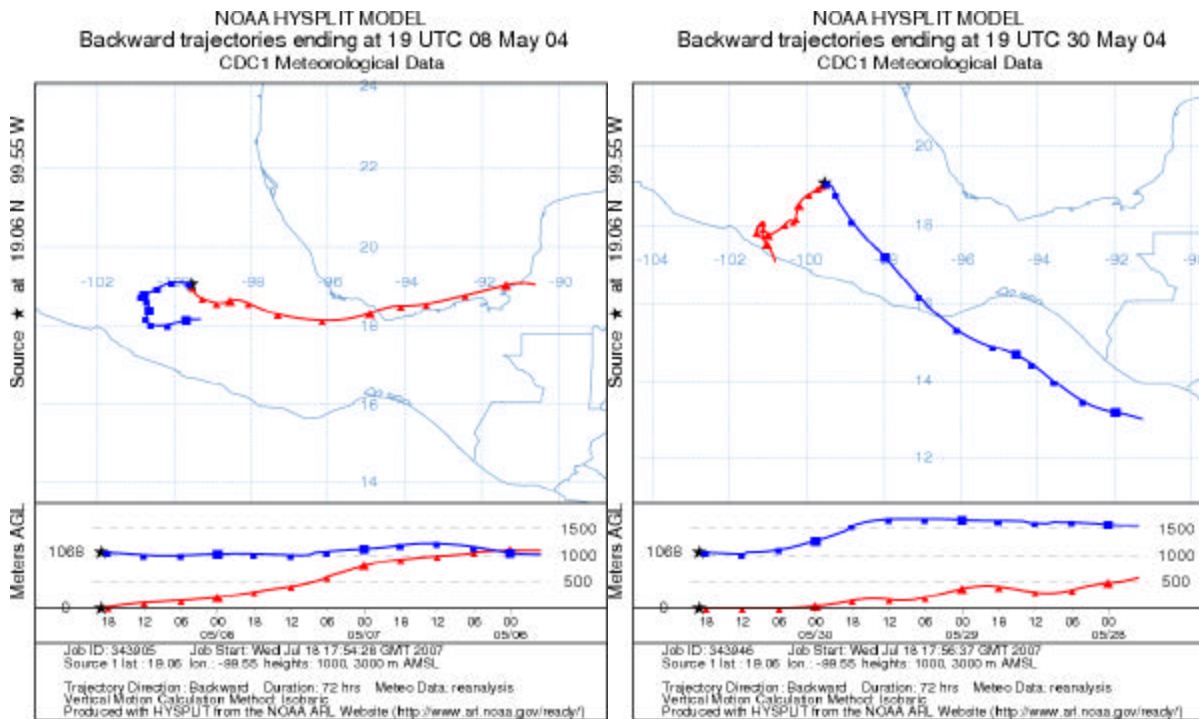
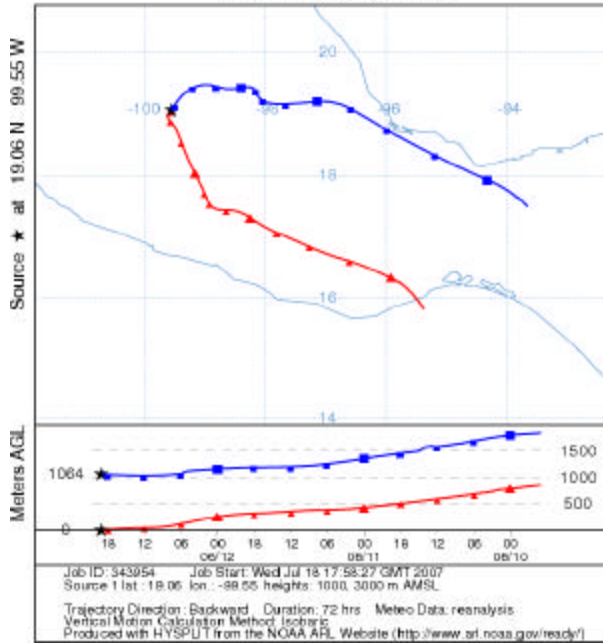


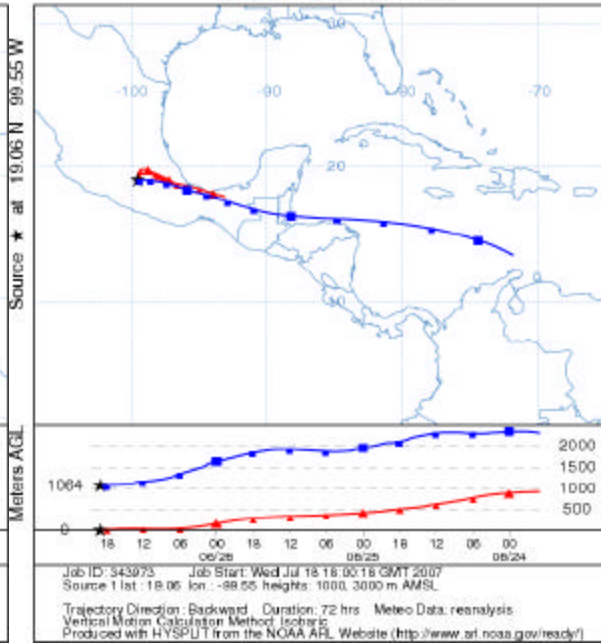
Figura A.2.8. Mapas de trayectorias de las masas de aire RANCHO VIEJO, 2004.



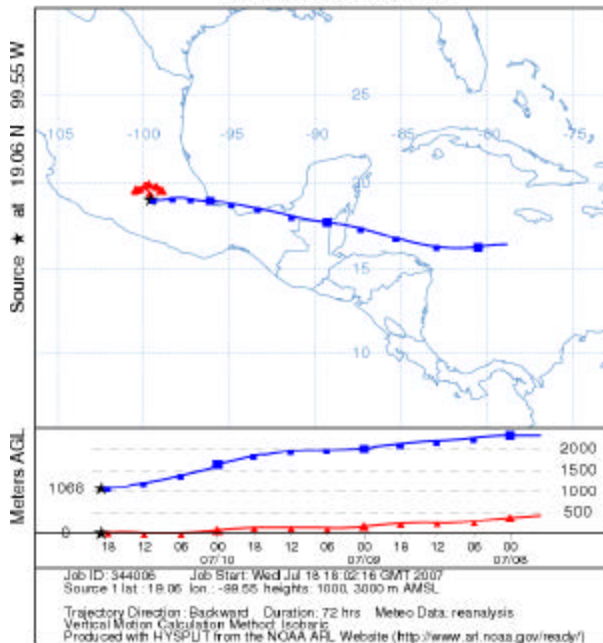
NOAA HYSPLIT MODEL
Backward trajectories ending at 19 UTC 12 Jun 04
CDC1 Meteorological Data



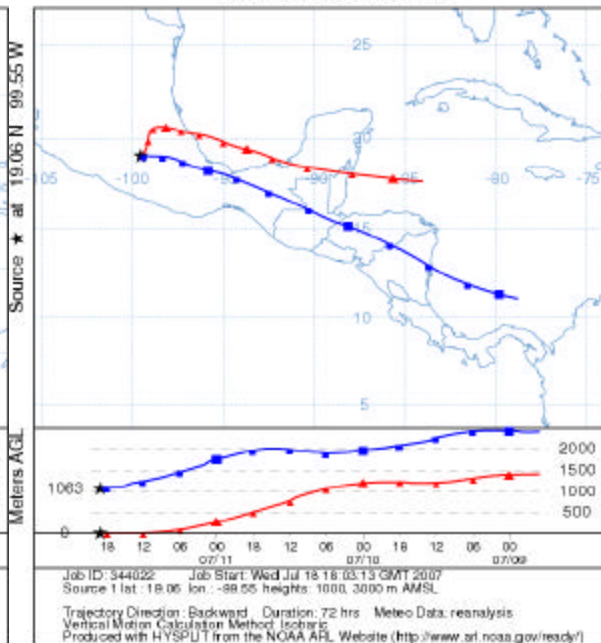
NOAA HYSPLIT MODEL
Backward trajectories ending at 19 UTC 26 Jun 04
CDC1 Meteorological Data



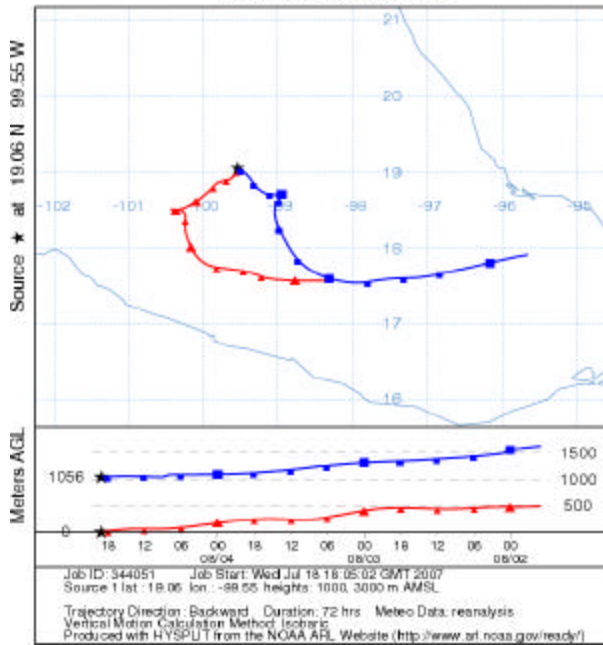
NOAA HYSPLIT MODEL
Backward trajectories ending at 19 UTC 10 Jul 04
CDC1 Meteorological Data



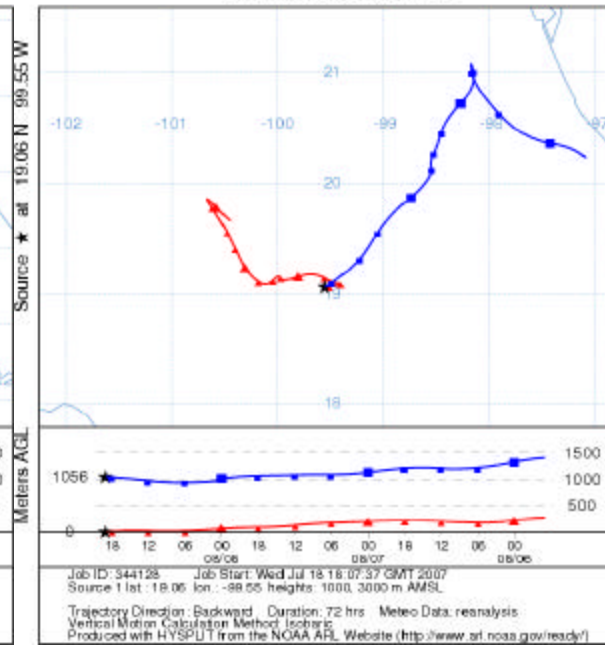
NOAA HYSPLIT MODEL
Backward trajectories ending at 19 UTC 11 Jul 04
CDC1 Meteorological Data



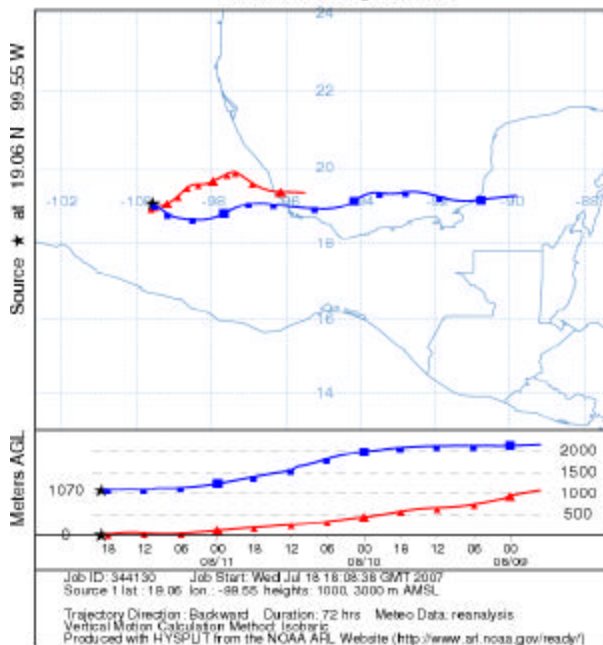
NOAA HYSPLIT MODEL
Backward trajectories ending at 19 UTC 04 Aug 04
CDC1 Meteorological Data



NOAA HYSPLIT MODEL
Backward trajectories ending at 19 UTC 08 Aug 04
CDC1 Meteorological Data



NOAA HYSPLIT MODEL
Backward trajectories ending at 19 UTC 11 Aug 04
CDC1 Meteorological Data



GLOSARIO DE TERMINOS

1. AAFCO: Asociación Oficial del Control de Alimentos de los Estados Unidos.
2. ADMNEA: Red de Monitoreo de Depósito Ácido en el Este de Asia, Asia.
3. ACP: Análisis de Componentes Principales.
4. AC: Análisis de Cluster.
5. ANDEVA: Análisis de Varianza.
6. AVN: Departamento de Aviación de los Estados Unidos.
7. CAPMoN: Red de Precipitación y de Monitoreo del Aire en Canada, Canada.
8. CPP: Concentración Promedio Ponderada.
9. CCPMN: Red de Monitoreo de la Precipitación Coleson Cove, Canada.
10. CU-ZMCM: Ciudad Universitaria, Zona Metropolitana de la Ciudad de México.
11. CPP-T: Concentración Promedio Ponderada Total.
12. DE-CPP: Desviación Estándar de la Concentración Promedio Ponderada.
13. DGCOH: Dirección General de Comunicación y Obras Hidráulicas.
14. E.A.A: Espectrofotometría de Absorción Atómica.
15. ENBPMN :Red de Monitoreo de Precipitación de New Brunswick, Canada.
16. HPLC: Cromatografía Líquida de Alta Resolución.
17. ISO: Organización Internacional de Estándares
18. JARMIN: Red de Monitoreo de Lluvia ácida del Japón.
19. LAM: Modelos Atmosféricos de Área Limitada.
20. LOD: Límite de Detección.
21. NADP: Programa Nacional de Deposición Atmosférica de los Estados Unidos.
22. NC: Núcleos de Condensación.
23. CAR: Centro Nacional de Investigaciones Atmosféricas de los Estados Unidos.
24. NCEP: Centro Nacional de Pronóstico Ambiental.
25. IST, Instituto Nacional de Estándares y Tecnología.
26. PROAIRE: Programa para Mejorar el Aire en el Valle de México
27. RV: Rancho Viejo Estado de México
28. USEPA: Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos.
29. ZMCM: Zona Metropolitana de la Ciudad de México.
30. $\mu\text{g L}^{-1}$: microgramos/Litro
31. $\mu\text{eq L}^{-1}$: microequivalentes/Litro