

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE BAJA CALIFORNIA

**FACULTAD DE CIENCIAS MARINAS
INSTITUTO DE INVESTIGACIONES OCEANOLÓGICAS**



**MODELACIÓN DE LA DISPERSIÓN DE CONTAMINANTES
EN EL ACUÍFERO COSTERO DE MANEADERO, BAJA CALIFORNIA,
MÉXICO.**

T E S I S

**QUE PARA CUBRIR PARCIALMENTE LOS REQUISITOS NECESARIOS
PARA OBTENER EL GRADO DE**

MAESTRO EN CIENCIAS

PRESENTA:

KARINA DEL CARMEN LUGO IBARRA.

ENSENADA, BAJA CALIFORNIA, MÉXICO. JUNIO 2007.

RESUMEN

El acuífero costero del Valle de Maneadero, en Ensenada B. C., es una de las principales fuentes de abastecimiento de agua para uso y consumo humano en la zona urbana, así como para la actividad agrícola. En el presente trabajo se realizó un análisis del agua subterránea extraída por medio de 33 pozos con profundidades someras (~30 m) para determinar el grado de contaminación del acuífero de Maneadero por intrusión salina y N-NO_3 , así como por la presencia de elementos traza como As, Cd, Cu, Pb, Mo, Zn, Sb y Se durante septiembre de 2005. Se describe la dispersión espacial y temporal de SDT, N-NO_3 y As, considerando un escenario con condiciones hidrológicas y de extracción actuales, con una proyección a 20 años. Se utilizó el programa Visual MODFLOW 4.1 con la rutina de SEAWAT. Asimismo, se determinó la edad y el tiempo de residencia aproximado del agua subterránea, mediante la técnica de fechado con H^3 (tritio).

Se observó que la concentración de SDT en agua de los pozos ubicados en la zona costera (central), aumentó de 6.35 (septiembre de 2002) a 8.5 g L^{-1} (septiembre 2005), esto se atribuye al avance de la intrusión salina hacia el interior del acuífero. El avance de la intrusión salina afecta la calidad del agua en los pozos que suministran a la ciudad de Ensenada. Ninguno de los 5 pozos utilizados por CESPE para el abastecimiento de agua en Ensenada tiene una concentración de SDT por debajo de la norma oficial mexicana (NOM-127) de 1.0 g L^{-1} . La predicción de la dispersión de SDT, indica que la concentración de SDT disminuye en la zona central del acuífero, aunque los niveles se mantienen por encima del límite oficial permisible. Las máximas concentraciones de N-NO_3 , se atribuyen a la aplicación excesiva de fertilizantes en esa zona de cultivo y se localizan en el centro-este del acuífero, donde anteriormente han sido registradas. El modelo de predicción de la dispersión de N-NO_3 , nos indica que la dispersión espacial disminuye con respecto al tiempo y se infiere que es debido a la recarga constante en esa zona. Y esto se apoya con el análisis realizado para fechado de agua subterránea con Tritio, debido a que las altas concentraciones encontradas (1.9, 3.8 y 3.9) indican que el agua es moderna y que existe una mezcla entre moderna y submoderna, sugiriendo un tiempo de residencia corto (<5 a 10 años). Las concentraciones de Se son superiores a lo establecido por la norma nacional e internacional. La presencia de Se nos sugiere que su origen es debido al material geológico de la zona.

Las concentraciones de As se encuentran muy por debajo de la NOM-127 ($25 \mu\text{g L}^{-1}$). La presencia de As se asocia a la actividad hidrotermal que se encuentra cercana a las estaciones analizadas. La predicción de la dispersión de As, nos indica que la concentración de As aumenta en la zona del Arroyo San Carlos y en la zona adyacente a la Falla de Agua Blanca.

FACULTAD DE CIENCIAS MARINAS
INSTITUTO DE INVESTIGACIONES OCEANOLÓGICAS
POSGRADO EN OCEANOGRAFÍA COSTERA

MODELACIÓN DE LA DISPERSIÓN DE CONTAMINANTES EN EL
ACUÍFERO COSTERO DE MANEADERO, BAJA CALIFORNIA,
MÉXICO.

TESIS

QUE PARA CUBRIR PARCIALMENTE LOS REQUISITOS NECESARIOS
PARA OBTENER EL GRADO DE

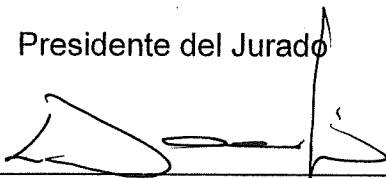
MAESTRO EN CIENCIAS

PRESENTA

Karina del Carmen Lugo Ibarra

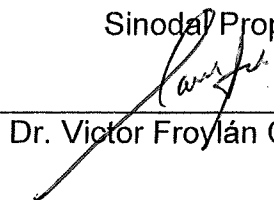
Aprobada por:

Presidente del Jurado



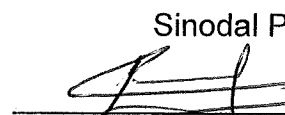
Dr. Luis Walter Daesslé Heuser

Sinodal Propietario



Dr. Victor Froylán Camacho Ibar

Sinodal Propietario



M. C. Eduardo Ortiz Campos

DEDICATORIA

A Dios, por todas las bendiciones que he recibido y por no abandonarme nunca.

A Mis Padres, una dedicatoria muy especial para Norma Alicia Ibarra Méndez e Ildefonso A. Lugo Quijada. Para ustedes mi reconocimiento y mi inmenso agradecimiento por seguir apoyando el camino que he elegido. Gracias por sus consejos, ejemplo de perseverancia, por su apoyo incondicional y por su infinito e irremplazable amor.

A Mis Hermanas, Erica Esther, Olivia Magdalena y Maria Guadalupe. Por ser mis amigas, cómplices, por su apoyo, por los consejos. Por mantenernos unidas a pesar de la distancia. Por su lucha, en la mejora continua de su vida personal y profesional.

A Rodrigo Villalpando García, por formar parte de mi presente. Por tu tiempo y amor incondicional que haz dedicado cada día a mi persona y a este trabajo.

A Mis Abuelitos, Ildefonso Lugo Vindiola, Maria Luisa Quijada, Ana Alicia Méndez y Antonio Ibarra. Como muestra de amor por estar con nosotras siempre a pesar de la distancia. Por sus oraciones. Por su apoyo incondicional y por su amor autentico.

A Clariza B. Contreras López, por su amor incondicional y amistad que nos a brindado a mi y a mi familia todo este tiempo.

A Dora Alicia Barron Aguirre. Por tu cariño, por tu amor, por tu tiempo y amistad.

A Margarita García Romero y Fernanda Meza Garcia, por sus consejos, por su amor, paciencia, hospitalidad, amistad y consejo. Gracias.

A Monica Irania Hernandez Luna Y Francisco Javier Flores de Santiago por su amistad, por su cariño, por su apoyo y acompañarme todos estos años.

A Juan José Dorantes Aranda, por ser mi amigo irremplazable.

A la Familia Ayala Negrete, por adoptarme en su casa durante estos seis años de estancia en Ensenada, por su cariño, amistad incondicional hacia mi persona y familia.

Agradecimientos

Al Posgrado en Oceanografía Costera, FCM-IIO. Por ser más que un posgrado de primer nivel, donde recibimos educación de excelencia y ampliamos nuestros conocimientos, acerca del complejo mundo de la Oceanografía. Gracias por recibirnos.

Al Dr. Luis Walter Daesslé Heuser, mi tutor y director de tesis. Por creer en mí. Por darme la oportunidad de trabajar en este proyecto tan interesante, que aunque al principio me parecía casi un sueño, hoy puedo decir que lo hemos logrado. Gracias por sus comentarios y críticas acertadas. Por regalarme un poquito de su invaluable e inmenso conocimiento, pero sobre todo gracias por su confianza y amistad.

Al Dr. Victor Froylán Camacho Ibar, mi sinodal. Por aceptar serlo, por su tiempo, por sus críticas generales y correcciones tan acertadas en el presente trabajo. Por las facilidades que me proporcionó para el desarrollo de este trabajo en su laboratorio. Por su apoyo y consejo. Por todo gracias.

A la Dra. Maria Aurora Armienta Hernández, mi sinodal. Por aceptarme como su alumna, por su apoyo incondicional, por su tiempo, por compartir su conocimiento conmigo. Por recibirme y poner a mi disposición su equipo de personal y material de laboratorio de Química Analítica, en el Instituto de Geofísica de la UNAM. Por sus comentarios y correcciones. Por todo gracias.

A CNA., al Ing. José Carlos Sánchez, Gerente Regional y a la subgerencia Regional Técnica en Ensenada, B.C. por la información proporcionada y las facilidades otorgadas para el desarrollo del presente trabajo

A CESPE., por las atenciones y facilidades proporcionadas para el acceso a sus pozos considerados dentro del presente trabajo.

Al Instituto De Geofísica de la UNAM, especialmente al *Departamento de Geomagnetismo y Exploración, Laboratorio de ICP-MS, a cargo de la Dra. Ofelia Morton Bermea,* y a la *M.C. Elizabeth Hernández Álvarez.* Por las facilidades, tiempo y atenciones proporcionadas en el análisis de metales considerados dentro del presente trabajo. Gracias por su cariño y confianza.

Al Instituto De Geofísica de la UNAM, especialmente al *Departamento de Recursos Naturales, Laboratorio de Química Analítica, a Alejandra Aguayo Ríos, Nora Ceniceros Bombela y Nora Cruz Ronquillo.* Por su apoyo, tiempo y facilidades proporcionadas en el análisis de As. Por todo gracias.

A M.C. Eduardo Ortiz Campos, Gracias Lalo por tu tiempo, por tu apoyo en el análisis de muestras de N-NO₃ y sobre todo por tu paciencia.

A Mis Maestros, Dr. Eugenio Carpizo, Dr. Roberto Millán, Dr. Adán Mejía, Dr. Rubén Castro, Dr. Reginaldo Durazo, Dr. Delgadillo Hinojosa, Dr. Vinicio Macias, Dr. Víctor Camacho, Dr. Walter Daesslé, M. C. Nancy y a todos los maestros del posgrado de Oceanografía Costera. Por ser parte de mi formación académica. Gracias.

Al IIO-FCM y al personal que en ella labora. Por recibirnos y proporcionarnos cada día las facilidades necesarias para el desarrollo de nuestro trabajo y estudio.

A CONACyT, por financiar mi estudios de maestría en Oceanografía Costera de la UABC.

A los proyectos a cargo del Dr. Luis Walter Daesslé Heuser, especialmente al Proyecto 9na convocatoria de apoyo a proyectos de investigación de la UABC: "Tiempos de residencia del agua subterránea del acuífero de Maneadero" y Proyecto SIMAC-CONACYT: "Estudio geoquímico del agua subterránea de abasto a la Ciudad de Ensenada, Baja California" por el apoyo financiero otorgado en la asistencia a congresos, en la asistencia y participación del curso de Visual Modflow professional 4.1, por la compra del software Visual Modflow professional 4.1 y por los viáticos otorgados en las salidas a campo.

Índice general

1. INTRODUCCIÓN	1
1.1 Conceptos básicos sobre acuíferos.....	1
1.2 Contaminación de acuíferos.....	5
1.3 Acuíferos en la zona costera	11
1.4 Tritio y tiempos de residencia.....	13
1.5 Modelación de flujos de agua subterránea.....	14
1.6 USGS-MODFLOW	15
1.7 SEAWAT	16
1.8 ANTECEDENTES	17
1.9 OBJETIVOS	25
1.9.1 Objetivo general.....	25
1.9.2 Objetivos particulares	25
1.10 HIPÓTESIS	26
2. METODOS.....	27
2.1 ÁREA DE ESTUDIO.....	27
2.1.1 Geología General.....	27
2.1.2 Clima.....	30
2.1.3 Hidrogeología.....	31
2.2 Campo.....	31
2.3 Laboratorio	32
2.4 Criterios para la aplicación del modelo con Visual MODFLOW 4.1.....	34
2.5 Modelo numérico de simulación hidrodinámica.....	35
2.5.1 Diseño de la malla	38
2.5.2 Condiciones iniciales	38
2.5.3 Condiciones de frontera.....	39
2.5.3.1 Ríos.....	40
2.5.3.2 Frontera de carga generalizada (GHB)	40
2.5.3.3 Recarga.....	41

2.5.3.4 Evapotranspiración (EVT)	42
2.5.3.5 Parámetros hidráulicos	43
2.6 Periodos de la predicción del modelo Visual Modflow-SEAWAT	44
2.7 Escenario considerado en la predicción del modelo Visual Modflow- SEAWAT.	44
3. RESULTADOS	46
3.1 Variables Fisicoquímicas	47
3.1.1 Sólidos Disueltos Totales	47
3.1.2 N-NO ₃	48
3.1.3 Arsénico	52
3.2 Tritio	53
3.3 Predicción de variables del escenario considerado en el Modelo Visual Modflow-SEAWAT	53
3.3.1 Vectores de dirección de flujo	53
3.3.2 Predicción de la dispersión de SDT	56
3.3.3 Predicción de la dispersión de N-NO ₃	58
3.3.4 Predicción de la dispersión de As	60
4. DISCUSIÓN	62
4.1 SDT	62
4.2 N-NO ₃	64
4.3 Arsénico, Selenio y metales traza	66
4.4 Tritio	69
4.5 Predicción de la dispersión de SDT, N-NO ₃ , y As considerando el Modelo Visual Modflow-SEAWAT.	70
5. CONCLUSIONES	75
6. RECOMENDACIONES	78
7. LITERATURA CITADA	79
Anexo I	90
Anexo II	97

Lista de Tablas

Tabla I.	Concentraciones de iones mayores, nutrientes, metales y metaloides en el agua subterránea del Acuífero de Maneadero, B. C. en 2005, 2002, 2001 y comparaciones con los niveles máximos permisibles reportados por la norma Mexicana, E. U. A. y Organización mundial de la Salud en agua para beber.	49
Tabla II.	Resultados de los análisis para la campaña de muestreo Septiembre 2005, de agua extraída de pozos, en el acuífero de Maneadero, Baja California.	91
Tabla III.	Concentraciones de metales y metaloides.	91
Tabla IV.	Parámetros considerados en el modulo <i>Rivers</i>	92
Tabla V.	Parámetros considerados en el modulo <i>GHB</i>	92
Tabla VI.	Parámetros considerados en el modulo <i>Recarga</i> .	92
Tabla VII.	Parámetros considerados en el modulo <i>Evapotranspiración</i> .	93
Tabla VIII.	Conductividad hidráulica y Almacenamiento específico.	93
Tabla IX.	Distribución de los periodos de estrés para la predicción.	93
Tabla X.	Resultados de los análisis para la campaña de muestreo Septiembre 2005, de agua extraída de pozos, en el acuífero de Maneadero, Baja California.	94
Tabla XI.	Concentraciones de metales y metaloides	96

Lista de Figuras

Figura 1.	Localización del acuífero del Valle de Maneadero, Ensenada, B. C. (CNA, 1999).	30
Figura 2.	Distribución de los pozos muestreados en el acuífero de Maneadero durante la campaña septiembre 2005.	46
Figura 3.	Distribución de la concentración de SDT (g/L), en los pozos muestreados del acuífero de Maneadero.	50
Figura 4.	Distribución de la concentración de N-NO ₃ (mg/L), en los pozos muestreados del acuífero de Maneadero.	51
Figura 5.	Distribución de la concentración de Arsénico (µg/l), en los pozos muestreados del acuífero de Maneadero.	52
Figura 6.	Figura 6. Distribución de la dirección de vectores de velocidad del agua subterránea, distribuidas en el plano del Acuífero de Maneadero (unidades UTM). Vectores de color rojo: salida de agua del acuífero, vectores de color azul: entrada de agua al acuífero.	55
Figura 7.	Predicción de la dispersión de la concentración de SDT en 2006, 2015, 2020 y 2025 con el Modelo Visual MODFLOW-SEAWAT. Las zonas no coloreadas indican celdas vacías o con valores menores a la escala utilizada.	58
Figura 8.	Predicción de la dispersión de la concentración de N-NO ₃ en 2006, 2015, 2020 y 2025 con el Modelo Visual MODFLOW 4.1. Las zonas no coloreadas indican celdas vacías o con valores menores a la escala utilizada.	60
Figura 9.	Predicción de la dispersión de la concentración de As en 2006, 2015, 2020 y 2025 con el Modelo Visual MODFLOW-SEAWAT 4.1. Las zonas no coloreadas indican celdas vacías o con valores menores a la escala utilizada.	61
Figura 10.	Diseño de la malla y distribución de pozos considerados	98

	dentro Visual Modflow 4.1	
Figura 11.	Condiciones iniciales de simulación.	99
Figura 12.	Celdas asociadas con el Modulo <i>Rivers</i> , consideradas dentro de la modelación hidrodinámica dentro del modelo Visual MODFLOW.	100
Figura 13.	Celdas asociadas con el Modulo <i>GHB</i> , consideradas dentro de la modelación hidrodinámica dentro del modelo Visual MODFLOW.	101
Figura 14.	Celdas asociadas con el Modulo <i>Recharge</i> , consideradas dentro de la modelación hidrodinámica dentro del modelo Visual MODFLOW.	102
Figura 15.	Celdas asociadas con el Modulo <i>Evapotranspiración (EVT)</i> , consideradas dentro de la modelación hidrodinámica dentro del modelo Visual MODFLOW.	103
Figura 16.	Distribución de la conductividad eléctrica en la capa 1 del modelo Visual Modflow, en el acuífero de Maneadero.	104
Figura 17.	Distribución de la conductividad eléctrica en la capa 2 del modelo Visual Modflow, en el acuífero de Maneadero.	105

1. INTRODUCCIÓN

1.1 Conceptos básicos sobre acuíferos

Un acuífero es una formación geológica, grupo de formaciones, o parte de una formación que contiene suficiente material saturado permeable que alimenta con cantidades significantes de agua a pozos o manantiales (Price, 1998). Cuando un acuífero inclinado recibe el agua en sus extremos superiores y se encuentra intercalado entre dos capas impermeables, el agua subterránea confinada puede estar bajo presión considerable a medida que percola a través de la roca. Si alcanzara una abertura natural o artificial que le permitiera escapar hacia arriba, se formaría un pozo artesiano (Price, 1998).

Existen tres fuentes de agua subterránea: (1) agua meteórica o agua proveniente de la precipitación, la cual es la principal fuente de agua subterránea; (2) el agua conatada, que fue atrapada cuando se formaron los depósitos sedimentarios (generalmente salada, ya que la mayoría de las rocas sedimentarias fueron depositadas bajo el mar) y (3) agua magmática (o juvenil), que la actividad volcánica añade a las rocas someras y a la superficie y puede mezclarse con el agua subterránea de otras fuentes (Price, 1998).

Un acuífero se divide en dos zonas principales:

1) Zona Vadosa: El agua al descender pasa a través de una capa superior de suelo y sedimento en la que los espacios están llenos principalmente con agua

y aire, la cual se conoce como zona vadosa o zona de aireación. La faja de humedad del suelo suministra agua para el crecimiento de las plantas y la del margen inferior (orla de capilaridad), conserva parte del agua que percola hacia el subsuelo. Entre esas capas hay una faja intermedia en la cual las gotas de agua están virtualmente suspendidas por la atracción molecular ejercida entre ellas y la superficie de la roca adyacente, excepto cuando se llena de agua en la época de lluvias o fusión de la nieve (Price, 1998).

2) Zona de saturación: debajo de la zona vadosa se encuentra la zona de saturación, la cual se extiende a considerable profundidad, y en la que las grietas intersticiales y agujeros de las rocas están completamente llenos con agua. El límite entre estas dos principales zonas es una superficie no uniforme que se llama superficie freática. Esta superficie debe ser penetrada para abastecer un pozo. Los cambios de temperatura ambiental no tienen una influencia directa sobre el agua en la zona de saturación de acuíferos no confinados. Estos cambios solo afectan a la zona no saturada situada encima del nivel freático. Las variaciones de temperatura exterior se propagan muy lentamente al interior de los terrenos y en la zona saturada ya que no se detectan oscilaciones diurnas. Asimismo, el efecto de presión no influye en los acuíferos libres ya que en todos sus puntos se encuentran influenciados por la presión atmosférica a través de la zona de aireación superficial o zona no saturada (Price, 1998).

Los acuíferos costeros son los equivalentes subsuperficiales de las zonas costeras donde el agua continental subterránea se encuentra con el agua de mar. Los acuíferos pueden estar compuestos de una gran variedad de tipos de rocas, incluyendo las calizas cársticas, rocas fracturadas y arenas no consolidadas. Su espesor varía de unos pocos metros a varios kilómetros. En la superficie, las condiciones de uso de tierra, la topografía y el clima pueden ser altamente variables. A pesar de que existe una gran variedad de características posibles de un acuífero, los acuíferos costeros tienen algunos rasgos hidrogeológicos en común. Por ejemplo, el flujo está típicamente influenciado por los gradientes de densidad y, debido a la composición característica de los miembros terminales (endmembers) del agua del acuífero y del agua de mar, se desarrolla un patrón distintivo de la calidad del agua en la zona de mezcla (Post, 2005).

Desde un punto de vista de manejo del agua, los acuíferos costeros son vulnerables a la salinización de las aguas naturales subterráneas debido a la intrusión salina (Post, 2005). En acuíferos costeros el nivel del agua subterránea fluctúa en respuesta a las mareas oceánicas. En acuíferos no confinados, tales respuestas se manifiestan como fluctuaciones en el nivel del agua. Estas fluctuaciones son atenuadas conforme se van propagando tierra adentro, mientras que las fases de las oscilaciones cambian (Nielsen 1990).

En la actualidad los acuíferos en nuestro país están expuestos a gran presión por parte del ser humano. En el norte del país, las reservas acuíferas constituyen una fuente de abastecimiento realmente importante para la mayoría de los usos (principalmente urbano, agrícola e industrial). En esta región los climas áridos y semiáridos se reflejan en la ausencia de escurrimientos y consecuentemente de aprovechamientos superficiales, lo que en muchos casos ha originado que ante el incremento de las demandas, se haya rebasado la capacidad natural de recarga de agua subterránea (CNA, 1999). La solución a esta problemática no es sencilla, no sólo es necesario cancelar pozos o reducir volúmenes de extracción (en estos lugares se tienen mínimas fuentes alternativas), sino que se deben llevar a cabo una serie de acciones encaminadas al desarrollo sustentable.

En Baja California existen 6 cuencas hidrológicas principales, en las cuales los acuíferos de Maneadero, Guadalupe, Ensenada y La Misión son los que abastecen de agua para uso humano a la ciudad de Ensenada. Actualmente el agua del acuífero de Maneadero además de abastecer a la zona urbana, se emplea en la agricultura de la zona. Sin embargo, al ser un acuífero costero con una explotación intensiva, desde hace al menos tres décadas sufre severos problemas de contaminación debido al avance del agua de mar hacia el acuífero (Comisión Nacional del Agua, 1997b; Córdova-Bojórquez, 1996). Éste fenómeno, conocido como intrusión salina, puede definirse como el aumento de

la salinidad en las aguas subterráneas en contacto con el mar provocado por la excesiva extracción de agua (Mares-Olmos, 1996).

1.2 Contaminación de acuíferos

Los acuíferos son la mayor fuente de agua potable en todo el mundo. Sin embargo, desde el inicio de la revolución industrial y los cultivos mecanizados, han cambiado drásticamente la calidad de las fuentes del agua subterránea, debido a la introducción de grandes cantidades de contaminantes químicos (Nickolas, 1996 en Armienta y Rodríguez, 2005). Una fuente importante de contaminación de acuíferos son las emanaciones de solventes clorados que provienen de tintorerías y lavanderías, y la filtración de hidrocarburos que provienen de tanques fijos de gasolineras (Armienta y Rodríguez, 2005). Lo anterior ha deteriorado y degradado la calidad de las aguas subterráneas.

En las últimas décadas, el impacto que ha tenido el crecimiento descontrolado de las demandas y los deficientes patrones de consumo, ha propiciado que se vean en peligro los recursos naturales que desde siempre se habían considerado inagotables; entre ellos se encuentra el agua. Aunado a esto, la variabilidad climática que se ha presentado en años recientes complica cualquier tipo de predicción o estimación de los escenarios esperados (CNA, 1999). El incremento de la demanda de agua natural, el rompimiento de las condiciones hidrogeológicas naturales, el cambio del clima y la contaminación

de las aguas subterráneas incrementan la presión sobre las fuentes disponibles de agua y los ecosistemas (Post, 2005).

En el agua subterránea se encuentran algunas especies químicas disueltas que pueden presentarse por causas naturales o antropogénicas en concentraciones elevadas y pueden considerarse contaminantes, ya que rebasan las normas oficiales de diferentes países. Los contaminantes de los acuíferos son diversos. Éstos pueden ser por ejemplo los iones inorgánicos como el cloruro, nitrato y metales traza, o compuestos sintéticos como los plaguicidas (Price, 1998). En México existe un alto índice de contaminación de las cuencas hidrológicas y el 20% de ellas tienen problemas muy severos que afectan a la población (Guzmán, 1995). Las principales causas de esta contaminación son la infiltración de aguas residuales de zonas urbanas, la salinización de acuíferos y la contaminación de los suelos (Guzmán, 1995).

La zona costera es una de las áreas mas densamente pobladas en el mundo. La mitad de la población mundial vive en la zona costera y ocho de las principales ciudades del mundo están localizadas sobre la línea de costa. Como consecuencia, la gran demanda de agua ejerce una gran presión sobre las aguas subterráneas. Al mismo tiempo éstas son amenazadas por el vertimiento de aguas residuales y lixiviados de contaminantes (Cheng, 2004). La disminución de los niveles piezométricos puede ocasionar una subsidencia de la tierra. Los problemas se presentan especialmente en zonas áridas o semiáridas

donde el agua subterránea es la única fuente de agua natural (Post, 2005). La contaminación del agua costera es un serio problema ambiental alrededor del mundo. Para desarrollar estrategias de monitoreo para el control de la contaminación de las aguas costeras, es necesario cuantificar las fuentes, trayectorias y los flujos de los contaminantes a la zona costera. Tradicionalmente, los flujos terrestres de las especies químicas hacia las aguas costeras se han estimado principalmente a través del flujo por ríos. Estudios recientes sugieren que los contaminantes que entran a la zona costera con descarga de aguas subterráneas, pueden contribuir significativamente a la contaminación marina (Cheng, 2004).

Los metales traza (e.g., Cu, Se y Mo), son comúnmente utilizados en la agricultura como fertilizantes y excepto por el Cu, son altamente móviles en aguas subterráneas (Reimann and Caritat 1998). El arsénico (As) existe de manera natural en el ambiente. Su presencia en el agua subterránea está normalmente asociada con la disolución de minerales y de rocas que contienen arsénico, actividad volcánica y de incendios forestales. Las fuentes antropogénicas de As se encuentran en ciertos tipos de pesticidas, actividades mineras, desperdicios textiles, farmacéuticos y de la industria electrónica (Robertson, 1991). La concentración de As en el agua natural depende de la composición geológica y del grado de contaminación del ambiente asociado principalmente a depósitos aluviales, depósitos volcánicos, acuíferos confinados y actividad geotermal. Los factores que pueden determinar la presencia y origen

del As en las aguas subterráneas son la precipitación-disolución, adsorción-desadsorción, oxidación-reducción, intercambio iónico, tamaño de grano, fracción orgánica, actividad biológica y las características del acuífero (Robertson, 1991). El As puede causar efectos tóxicos crónicos en la población que diariamente ingiere arsénico, por medio del agua que beben. Los efectos tóxicos sobre los individuos dependen de la ingestión diaria, la cual a su vez depende de la concentración de As en el agua y de cantidad de agua ingerida. Los individuos que ingieren por encima de 500 μg de As por día tienen poca probabilidad de presentar problemas de salud a corto plazo, aunque esto aumenta las posibilidades de contraer cáncer a largo plazo. Aquellos individuos que tienen un consumo de 500 μg de As d^{-1} durante varios años pueden presentar problemas crónicos en la salud, principalmente problemas en la piel y anemia. Individuos que ingieren 1500 μg d^{-1} presentan síntomas de fatiga, problemas gastrointestinales y problemas cardiacos. Sin embargo, estudios epidemiológicos han demostrado que bajas concentraciones aumentan el riesgo de contraer cáncer de piel, pulmón, problemas renales, problemas cardiacos y de la vejiga (Kosnett, 1997).

La contaminación por As en agua subterránea ha sido un problema serio para las instituciones encargadas del suministro de agua, el manejo y la administración. En México, el número de áreas con gran contenido de As en agua subterránea esta aumentando, con respecto a los niveles máximos permisibles esyalecidos por la norma oficial mexicana (NOM-127,1999) en

agua para uso y consumo humano. El riesgo asociado al consumo de agua contaminada con As, no es bien conocido por la población. Los efectos adversos a la salud debido a la exposición crónica de As en varios países han sido reportados por diversos autores (Bahmra y Costa 1992, Chen y Li, 19947 en Armienta, 2005). Los niveles promedio para As en agua potable en México, están por debajo de los $0.05 \text{ mg L}^{-1} \text{ a}^{-1}$, sin embargo en 2005 se fijó un valor promedio de 0.025 mg L^{-1} (Armienta y Rodríguez, 2005). La fuente de As, en la mayoría de los casos es natural, principalmente debido a la liberación de As por intemperismo de rocas y minerales. Son pocos los casos reportados en México, donde el As es de origen antropogénico (Armienta et al., 2000).

El nitrato es un contaminante químico común de las aguas subterráneas en áreas donde se practica la agricultura. La aplicación adecuada, de nitrato (NO_3^-) es esencial para obtener una buena cosecha; sin embargo, el uso excesivo de fertilizantes enriquecidos con nitrógeno inorgánico puede causar daños al ambiente a través de la contaminación de las aguas subterráneas (Zhang *et al.*, 1996; Wang *et al.*, 1996; Rozelle *et al.*, 1997). En Europa la concentración de nitratos excede el valor permisible de la norma internacional (WHO, 1993) para agua potable ($\text{N-NO}_3 \text{ } 15 \text{ mg L}^{-1}$) en el agua subterránea ubicada debajo del 22% de las áreas de cultivo (Laegreid *et al.*, 1999 en Thorburn, *et al* 2003). El incremento en la contaminación por nitrato en países europeos ha ocasionado que se tenga que legislar para solucionar el problema, por lo que se ha impulsado el balance de entradas de compuestos nitrógenados en granjas y se

lleva a cabo un programa de manejo para protección de áreas del nitrato alrededor de pozos de abastecimiento (Canter, 1997; Iversen et al., 1998; Eichler and Schulz, 1998 en Thorburn, et al 2003). Aunque el nitrato probablemente es el mayor contaminante de aguas subterráneas en el mundo que afecta directamente al suministro de agua potable (Pauwels et al., 2001; Robertson et al., 1991; Wilhelm et al., 1994b; Valiela et al., 1997), se han publicado pocos estudios en la literatura científica que presenten la concentración de nitratos en las aguas subterráneas en México (Vidal et al., 1981; Steinich et al., 1988; Pacheco y Cabrera, 1997; Pacheco et al., 2001; Cervantes-Medel y Armienta, 2004; Muñoz y Armienta, 2004; Daesslé et al., 2005 y 2006).

El ciclo del nitrógeno (circulación de varias especies de nitrógeno a través de varios ambientes) está estrechamente relacionado con el movimiento continuo del agua en suelos, plantas, atmósfera y aguas subterráneas. El nitrógeno de fuentes naturales (lluvias y formaciones geológicas) y de fuentes antropogénicas (agricultura, fertilizantes y aguas residuales) sufre modificaciones debido a la mineralización-inmovilización, fijación, nitrificación y desnitrificación (Komor y Anderson, 1993). Cuando el nitrógeno es liberado de los suelos hacia el acuífero, éste puede moverse solo cuando se disuelve en agua en las formas de NO_3^- o NO_2^- . Como consecuencia, en un sistema de flujo regional de agua subterránea, la contaminación por nitratos tiende a dispersarse hacia abajo en la zona de recarga de un acuífero regional, en una zona

intermedia se dispersa lateralmente y se dispersa hacia arriba en una zona de descarga (Toth, 1963).

1.3 Acuíferos en la zona costera

Para determinar los flujos de contaminantes hacia las aguas costeras, es importante cuantificar los procesos de transporte de las sustancias químicas y las reacciones que se presentan durante la trayectoria. Esto ha sido objeto de investigación por una gran cantidad de trabajos encaminados a determinar la manera en como las sustancias químicas se pueden transformar durante el transporte a lo largo de la trayectoria a través de la superficie. Sin embargo, se tiene poca información acerca de la transformación de las especies químicas en áreas cercanas a la costa de un acuífero costero principalmente de la descargas de los compuestos químicos a las aguas costeras (Cheng, 2004). La mayoría de estudios previos de aguas subterráneas costeras se enfocan en gran medida en la intrusión de agua salina, ignorando los efectos dinámicos de las mareas y el oleaje sobre el flujo y los procesos de mezcla en el área cercana a la costa del acuífero (Huyakorl et al., 1987). Observaciones recientes de campo indican que los contaminantes entran a las zonas costeras con las descargas de aguas subterráneas y pueden contribuir significativamente a la contaminación costera, especialmente en áreas donde existen serios problemas de contaminación subterránea (Moore, 1996; Burnett *et al.*, 2001). Sin embargo, a escala global se ha estimado que son un mínimo porcentaje del total de las descargas de agua natural hacia el océano (Zekstr y Loaiciga, 1993). SGWD

(por sus siglas en ingles submarine groundwater discharge) consiste en flujos de aguas subterráneas que provienen de regiones montañosas y de un intercambio de agua en la interfase acuífero – océano (Simmons, 1992). Mientras que el flujo de agua subterránea de las regiones montañosas puede ser estimado con base en la recarga del acuífero (Zekster y Loaiciga, 1993), es difícil de cuantificar la tasa de intercambio de agua que atraviesa el piso oceánico, la cual es influenciada por procesos cercanos a la costa (Li *et al.*, 1997a; Turner *et al.*, 1997; Li y Barry, 2000). Las tasas de SGWD, han sido estimadas en base a trazadores geoquímicos (e.g. ^{226}Ra) enriquecidos de manera natural en mares costeros. Esto sugiere que el intercambio de agua en la interfase acuífero-océano, puede estar constituida en su mayoría por la SGWD.

Aunque el agua en la interfase acuífero-océano es principalmente de origen marino, ésta se mezcla y reacciona con el agua subterránea y sedimentos del acuífero, modificando la composición del agua que descarga hacia el mar. Los procesos de intercambio pueden reducir el tiempo de residencia de las sustancias químicas en la zona de mezcla del acuífero (Li *et al.*, 1991). El intercambio puede alterar las condiciones geoquímicas (el estado redox) en el acuífero y afectar las reacciones químicas. En esta zona (interfase acuífero-océano) se produce una considerable reducción en las concentraciones de contaminantes biodegradables (Enot *et al.*, 2001; Li *et al.*, 2001).

La marea, afecta significativamente las aguas subterráneas costeras. Las fluctuaciones del nivel del agua son una manifestación de tales efectos en acuíferos no confinados someros. Estas fluctuaciones resultan en un flujo oscilatorio de las aguas subterráneas en un área cercana a la costa del acuífero, aumentando el intercambio de agua y mezcla entre el acuífero y el océano (Li et al., 1991; Cheng, 2004).

1.4 Tritio y tiempos de residencia

El fechado de agua subterránea tiene importantes implicaciones para el manejo del agua. Son pocas las aguas subterráneas que no son activamente recargadas, ya que por lo general las aguas subterráneas son parte del ciclo hidrológico moderno que continuamente se renueva. El agua subterránea profunda o regional puede ser una mezcla de entrada de aguas modernas y antiguas, sin embargo, la presencia de componentes menores (e.g. tritio) de recarga moderna es importante debido a que estos indican una conexión hidráulica con un sistema de flujo activo (Clark y Fritz, 1997). El tritio es probablemente el radioisótopo mas utilizado para identificar la presencia de recarga de agua moderna, ya que es de origen antropogénico, derivado de las explosiones nucleares que iniciaron a mediados del siglo XX. Debido a que el Tritio es un isótopo pesado del hidrógeno (^3H) con un tiempo de vida media corto de 12.43 años (Unterweger et al., 1980 en Clark y Fritz, 1997), éste es directamente incorporado en la molécula de agua.

1.5 Modelación de flujos de agua subterránea

En el concepto global del inventario del agua, toda el agua natural se precipita sobre los componentes terrestres de la tierra y eventualmente regresa al océano. La trayectoria de una molécula de agua puede ser difícil y tediosa de seguir al variar los gradientes hidráulicos, a partir de su lugar de origen conforme el ciclo hidrológico se repite. El tiempo que transcurre desde que el agua cae sobre el acuífero hasta infiltrarse en el acuífero, puede ser desde varios años para el caso de planicies costeras y penínsulas, hasta días para pequeñas islas y lugares cercanos a las costas. Pero eventualmente el agua se descarga en el mar, llevando consigo sustancias de derivados terrestres, que pueden ser de origen natural y/o antropogénico. El reconocimiento de la importancia de las descargas de aguas subterráneas hacia una zona costera, y el incremento en la capacidad para coleccionar y analizar datos, ha fomentado el estudio de los aspectos dinámicos de los efectos de las mareas sobre la infiltración costera hacia las aguas subterráneas. Es por esta razón que se ha implementado el uso de modelos que puedan describir los flujos de aguas subterráneas y las sustancias que llevan consigo, al mismo tiempo que predicen escenarios futuros (Gilbin y Gaines, 1990; Millham y Howes, 1994; Portnoy *et al.*, 1998).

Como resultado del incremento y capacidad de las computadoras, fue posible simular las propiedades reales de un acuífero, tales como los flujos en tercera dimensión, la heterogeneidad y la anisotropía, así como también los efectos

transitorios que pueden ser ahora aplicadas a una serie de rutinas básicas (Post, 2005).

1.6 USGS-MODFLOW

MODFLOW (modelo de flujos con densidad constante; McDonald y Harbaugh, 1988; Harbaugh and McDonald, 1996; Harbaugh, 2000) es un programa computacional ampliamente utilizado por científicos e ingenieros, debido a que es un programa fácil de manejar y representa condiciones reales, además de que es un software de disponibilidad pública que contiene un código fuente. MODFLOW también es utilizado para modelar transporte de contaminantes y biodegradación en acuíferos costeros afectados por oscilaciones de marea.

En años recientes, el código MODFLOW se ha adaptado para simular flujos de agua subterránea con densidad variable. Para representar esos flujos en MODFLOW, la ecuación de flujo considera condiciones de frontera (ríos, recarga, evapotranspiración y parámetros hidráulicos) en términos equivalentes al agua natural. Con esta aproximación, la representación por diferencias finitas se re-escribe de tal forma que la densidad del fluido es aislada en términos matemáticos, los cuales son idénticos en términos de fuentes y sumideros (Cheng, 2004). Estas pseudo-fuentes pueden ser fácilmente incorporadas dentro de la matriz y las ecuaciones las resuelve MODFLOW. La aproximación fue probada por Olsthoorn (1996), para que la cantidad obtenida se aproxime a las capas del modelo.

Las pruebas realizadas por Olsthoorn (1996) permitieron que la densidad del fluido variara en espacio, pero no en tiempo. Recientemente los códigos de transporte de solutos se han enlazado directamente con MODFLOW para representar los efectos de advección y dispersión de concentraciones de solutos sobre los patrones de flujo de aguas subterráneas de densidad variable. Estos códigos basados en MODFLOW están siendo aplicados para numerosos problemas hidrológicos que envuelven flujos de agua subterránea de densidad variable (Cheng, 2004).

1.7 SEAWAT

El programa computacional SEAWAT está diseñado para simular un amplio intervalo de problemas hidrogeológicos que envuelven flujos de aguas subterráneas de densidad variable de transporte de solutos. El Código SEAWAT, esta siendo aplicado a nivel mundial para evaluar problemas tales como intrusión de agua de mar, descargas submarinas de aguas subterráneas, almacenamiento y recuperación de acuíferos (Cheng, 2004). SEAWAT fue diseñado en combinación con MODFLOW_88 y MT3DMS dentro de un solo programa que resuelve ecuaciones acopladas de flujos de aguas subterráneas de densidad variable y transporte de solutos (Guo y Bennett, 1988; Guo y Langevin, 2002).

Respecto a estudios de modelación MODFLOW en acuíferos costeros, se tiene como ejemplo el trabajo de Langevin (2003). Se trata de un estudio basado en la información existente de pozos desde el año 1900 al 2000, distribuidos en un área de 60 x 100 km al SW de la Florida. En el se estimó el alcance de la intrusión salina en la zona, aplicando el modelo Visual MODFLOW. Se calibró el modelo con información disponible del nivel del agua, asumiendo un estado estacionario de acuerdo al comportamiento del equilibrio hidrostático, y finalmente se realizaron prospecciones de la calidad del agua para uso urbano hacia el año 2050. Asimismo, Langevin et al. (2006) estudiaron una zona de humedales costeros en Everglades Florida adyacentes a estuarios. Aplicaron el modelo SEAWAT para el sistema de aguas subterráneas acoplado al modelo SWIFT2D para observar y cuantificar los patrones de flujo de agua subterránea e intrusión salina para el periodo 1996-2002, y poder representar la dispersión de la intrusión salina y flujos de agua subterránea que se presentan en esa zona, en presencia y ausencia de tormentas tropicales. Con base en el modelo, una de las conclusiones es que la descarga de agua subterránea-submarina tal vez ocurre al sur de la planicie costera en respuesta a los altos niveles de agua superficial existentes en los humedales costeros.

1.8 ANTECEDENTES

El aprovechamiento del agua subterránea del Valle de Maneadero inició desde 1910. Sin embargo, las primeras obras importantes se perforaron en 1937 extrayendo en total un volumen anual de 2.57 Mm³. El acuífero fue vedado

desde el 21 de febrero de 1961, debido a la intensa explotación para fines agrícolas. A pesar de esto, a principios de la década de los 70's el acuífero presentó los primeros indicios de desequilibrio entre la recarga y descarga de agua (Secretaría de Recursos Hidraulicos, 1971).

Los estudios previos (SRH, 1971, 1974, 1976, 1977, 1978, 1988 y CNA, 1991, 1998) han sido importantes para elucidar el comportamiento histórico del acuífero de Maneadero. Desde el inicio de su aprovechamiento, pasando por los años en que se ha recuperado debido a lluvias extraordinarias, hasta la actualidad, en donde se encuentra en condiciones críticas de sobreexplotación y contaminación (CNA, 1999).

La gran mayoría de los estudios previos son actualizaciones de estudios que sólo realizaron evaluaciones sobre temas como el censo de aprovechamientos, piezometría y calidad del agua. Difícilmente plantean otras características físicas del acuífero o por lo menos realizan pruebas adicionales para corroborar los parámetros o estructuras adoptadas.

SRH (1971) es el estudio recopilado más antiguo, y al parecer el primero realizado de manera formal para el Valle de Maneadero. Este trabajo no constituyó un estudio geohidrológico detallado, pero inició con las actividades sistemáticas de monitoreo de niveles piezométricos, calidad del agua y un

censo de aprovechamientos. Surgió como una necesidad ante la explotación desmesurada de los recursos subterráneos en todo el Estado.

SRH (1974a) es el primer estudio geohidrológico en el que se tuvo como finalidad conocer la potencialidad acuífera y determinar las acciones necesarias para preservar el recurso, para lo cual fue necesario desarrollar no sólo actividades de campo, sino también un planteamiento conceptual del funcionamiento del acuífero. Se esquematizó de manera muy general la estructura geológica, se realizó un análisis piezométrico y geoquímico, se efectuaron pruebas de bombeo para determinar propiedades físicas y se realizó un ejercicio de balance. Como resultado se obtuvieron una serie de recomendaciones tendientes a lograr un aprovechamiento razonable del agua subterránea.

SRH (1974b) reporta resultados de un estudio geofísico cuyas conclusiones fueron consideradas por el estudio descrito anteriormente (SRH 1974a). Su finalidad fue corroborar las hipótesis referentes a la composición litológica del Valle, a través de sondeos eléctricos verticales, así como detectar el avance de la intrusión salina producto de la sobreexplotación. Este es uno de los dos estudios específicos de geofísica recopilados; sin embargo, sus resultados no fueron lo suficientemente contundentes, debido a que sólo se pudieron correlacionar pobremente con cortes litológicos de dos pozos.

SRH (1977) es un estudio donde se determinó una zona de reubicación de pozos más apropiada, dado que el avance del agua salada inutilizó a algunos pozos localizados en las proximidades de la costa. No obstante que se lograron definir con mayor detalle las características de las diferentes capas de materiales en siete perfiles, nuevamente la corroboración de los resultados sólo se apoyó en información de dos pozos.

SRH (1976) se presenta como un estudio geohidrológico, que en realidad es sólo una actualización del realizado en 1974. Este trabajo consideró la base teórica del primero y se concretó a realizar las actividades de campo de: actualización del censo de aprovechamientos, lecturas de profundidades, elevaciones del nivel estático y cálculo de volúmenes de extracción. Los resultados de este estudio son relevantes en cuanto a su comparación con los anteriores, además de que dio seguimiento a las actividades de conformación de un comportamiento histórico.

SRH (1978) reporta sobre la primera etapa de un proyecto que tenía como objetivo global proponer programas para el desarrollo agropecuario del Valle de Manabero. Las únicas actividades de campo realizadas, referentes al estudio geohidrológico del acuífero, se relacionaron con la actualización del censo de aprovechamientos y mediciones de niveles, logrando concluir que el periodo de 1977 a 1978 existió una recuperación en los conos de abatimiento debido a lluvias extraordinarias. Otros puntos como la geofísica, geoquímica y el balance

fueron producto de la reinterpretación de información contenida en estudios previos. Al respecto se puede mencionar que a partir de este trabajo se define de manera más clara la estructura geológica del acuífero en toda su extensión. A través de la reinterpretación de los sondeos geofísicos y correlación con 8 cortes litológicos se logra configurar el basamento impermeable y los materiales aluviales granulares. La aportación más importante de este trabajo es un diagnóstico de la situación del acuífero y una serie de recomendaciones encaminadas a mejorar el aprovechamiento del recurso subterráneo y propiciar el desarrollo socioeconómico del Valle.

Vidal et al. (1978) analizaron la concentración de As en los manantiales asociados a la Falla de Agua Blanca ubicados al SW del acuífero de Maneadero y encontraron que las concentraciones de As oscilan entre los 420 y 500 µg/L.

Vidal y Vidal (1981) fecharon muestras de agua con Tritio en la cuenca de Maneadero para conocer el tiempo de residencia del agua en el sistema hidrotermal submarino de Punta Banda, incluyendo en su estudio las aguas termales de Punta Banda, Arroyo San Carlos, Agua Caliente, Uruapan, Lourdes, Acapulco y en el agua subterránea. Una de las muestras analizadas pertenece a un pozo del acuífero de Maneadero ubicado en la zona centro-oriente con una concentración de 1.45 unidades de tritio (UT), lo que se interpretó como agua con un tiempo de residencia de 50-60 años y otra de las muestras analizadas

pertenece a una estación ubicada sobre el arroyo San Carlos con una concentración de 0.32 UT con un tiempo de residencia estimado por los autores de 70-80 años. Analizaron una muestra de agua por N-NO_3 , en un pozo del acuífero de Maneadero cercano a las estaciones 6 y 7 del presente estudio, con una concentración de 1.23 mg l^{-1} para el año 1976.

Cruz-Falcón y Vázquez-González (1989) en base a estudios gravimétricos, encontraron que la capacidad total de almacenamiento del acuífero de Maneadero es de aproximadamente $2940 \times 10^6 \text{ m}^3$, con profundidades del basamento que van desde 0 m en el NNE (donde éste aflora) hasta 500-650 m en el SW.

SRH (1988) y CNA (1991) son reporte de estudios de actualización piezométrica y geoquímica. Su objetivo fue conocer las condiciones piezométricas y el avance de la intrusión salina, así como el grado de sobreexplotación del acuífero. Las actividades básicas en estos estudios fueron la inclusión de las nuevas obras al censo de aprovechamientos y el monitoreo de niveles estáticos y calidad del agua. Este último caso representado principalmente por la concentración de sólidos totales disueltos. Las conclusiones de este tipo de estudios se basan en el análisis de los volúmenes de extracción y las configuraciones de profundidades y elevaciones del nivel estático, así como en las correspondientes a las concentraciones de salinidad.

De estos, se dictaminan las condiciones del acuífero en lo referente a sobreexplotación, evolución y contaminación.

CNA (1998) es un estudio geohidrológico donde se hace una recapitulación de todos los estudios previos, en cuanto a la evolución de la piezometría, número de aprovechamientos y calidad del agua. Se realiza un ejercicio completo de balance y se establece un modelo de funcionamiento hidrogeológico muy concreto.

CNA (1999) es el reporte de un estudio de simulación hidrodinámica del Acuífero de Maneadero, donde se aplicó el modelo Visual MODFLOW y se consideraron cuatro escenarios posibles para el acuífero. Una de las conclusiones sobre estos escenarios planteados fue que, hacia el año 2020 las extracciones rebasan la condición promedio de equilibrio y contribuyen al avance de la intrusión de agua marina. Otra de sus conclusiones es que en contraparte al incremento de las extracciones para Ensenada y las localidades de Maneadero, las extracciones agropecuarias e industriales se reducen progresivamente (inicialmente las agropecuarias), hasta disponer de una cantidad nula de agua subterránea. Bajo este esquema se supone que la intensificación del uso de agua residual tratada de Ensenada, sería la alternativa de abastecimiento para la agricultura. Finalmente mencionan que la estabilización del acuífero en el largo plazo depende de no incrementar las extracciones para Ensenada, así como de la reducción gradual hasta en un

50% de las extracciones para uso agrícola e industrial con respecto a los 18 Mm³ extraídos para dicho fin en 1998.

Sánchez-Rentería (2004) menciona que en el Acuífero de Maneadero, la intrusión salina se evidencia por las altas concentraciones de SDT (sólidos disueltos totales) en la sección costera central y sur del acuífero, registrando un valor de 9.46 g l⁻¹ en 2002. Estos valores afectan significativamente las zonas del arroyo San Carlos, donde se presentan concentraciones de alta calidad del agua ($SDT \leq 1.5 \text{ g l}^{-1}$), observando que las isohalinas presentan un retroceso hacia el este del acuífero, aumentando las concentraciones de SDT en los últimos tres pozos, que son utilizados para abastecimiento urbano, por encima del límite permisible (NOM-127-SSA-1994) de 1 g l⁻¹.

Daesslé et al. (2005) analizaron 25 pozos de bombeo en el acuífero costero no confinado de Maneadero, durante el otoño (2001) y primavera (2002), donde encontraron que las altas concentraciones observadas de N-NO₃ en la región centro-oriental del Acuífero de Maneadero, son típicos de áreas con suelos arenosos donde se practica la agricultura, en estas zonas los fertilizantes compuestos de nitrógeno, pueden ser rápidamente transportados a través del suelo hacia las partes altas del acuífero. Las bajas concentraciones de nitratos se encontraron en los pozos cercanos a la costa, que se deben principalmente a la dilución por intrusión de agua de mar. En la mayoría de los pozos de CESPE utilizados para el suministro de agua urbano se tienen concentraciones de N-

NO₃ por debajo del límite permisible oficial (NOM-127-SSA1-1994) de los 10 mg l⁻¹, aunque en uno de los pozos se observó un ligero enriquecimiento por encima de este nivel.

1.9 OBJETIVOS

1.9.1 Objetivo general

Determinar el grado de contaminación del acuífero de Maneadero por intrusión salina, nitratos (N-NO₃) y arsénico durante el año 2005, y conocer la dispersión de estos contaminantes, mediante la aplicación de un modelo conceptual y el programa Visual MODFLOW 4.1 con la rutina de SEAWAT.

1.9.2 Objetivos particulares

Estudiar las características químicas y físico-químicas del agua subterránea del acuífero de Maneadero, tales como pH, temperatura, salinidad, nitratos y arsénico, así como de algunos elementos contaminantes asociados con el uso de fertilizantes (Se, Cu y Mo) además de otros metales (Cd, Pb, Zn y Sb)

Determinar la edad y el tiempo de residencia aproximado del agua subterránea, mediante la utilización de la técnica de fechado con 3H (tritio).

Modelar la dispersión de contaminantes en un escenario con condiciones actuales y una proyección a 20 años.

1.10 HIPÓTESIS

El acuífero costero de Maneadero, presenta variaciones espaciales y temporales en la concentración de sales, nitratos y otros elementos químicos, provocadas por la intrusión del agua de mar, la actividad agrícola y actividad geotermal. La variación del nivel estático del agua, su abatimiento y el uso de fertilizantes para la agricultura, provocan que el acuífero tenga problemas de contaminación. La dispersión de dichos contaminantes puede ser modelada mediante la aplicación del modelo Visual MODFLOW 4.1 / SEAWAT.

2. METODOS

2.1 ÁREA DE ESTUDIO

El Valle de Maneadero se encuentra ubicado en la parte noroccidental del estado de Baja California, dentro del municipio de Ensenada, B. C., entre los $31^{\circ} 38' 65''$ y $31^{\circ} 49' 37''$ N y $116^{\circ} 30' 26''$ W, a 15 km de la ciudad de Ensenada. Es una subcuenca hidrológica que tiene una extensión de 1975 km^2 , de los cuales 75 km^2 pertenecen a la planicie costera. En los últimos años sin embargo, la zona de aprovechamiento se ha reducido debido a que se ha deteriorado la calidad del agua en las zonas cercanas al litoral, producto de la intrusión salina. El Valle de Maneadero se delimita al norte por una terraza fluvial que lo separa del Valle de Ensenada, al oriente por la sierra de Juárez, al sur por la falla geológica de Agua Blanca y al poniente por el Estero Punta Banda (CNA, 1999).

Las cuencas de los arroyos San Carlos y Las Ánimas - San Francisquito, tienen una forma alargada de oriente a poniente, que se extienden por más de 70 km. Su superficie es de 863 km^2 y $1,008 \text{ km}^2$ respectivamente, desde su nacimiento en la sierra hasta su desembocadura al mar (CNA, 1999).

2.1.1 Geología General

La cuenca de Maneadero está formada por materiales del Cuaternario, principalmente de sedimentos fluviales y marinos como gravas, arenas y

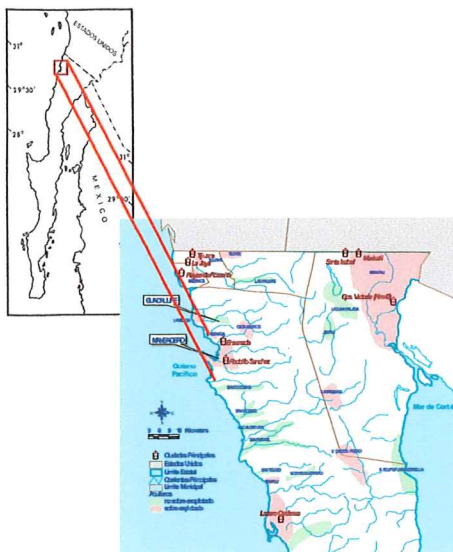
arcillas. Los materiales fluviales fueron originados por la erosión de formaciones geológicas preexistentes, transportadas de las partes altas de la cuenca por escurrimientos a las zonas más bajas en las cuales se localiza el acuífero. La base del acuífero esta formada por rocas ígneas intrusivas, extrusivas, metamórficas (de bajo grado), complejos volcánicos o diferenciados, rocas sedimentarias de origen marino del Cretácico correspondiente a la Formación Rosario, las cuales no son permeables y permiten la acumulación de agua. (CNA, 1997a).

En general, los espesores de la cuenca formada por materiales del Cuaternario son variables y dependen de los procesos de erosión, transporte y sedimentación. Con base en los estudios de factibilidad hidrológica y diagnósticos del Valle de Maneadero, realizado por Ingenieros Civiles y Geólogos, se calculó que los depósitos aluviales no superan los 150 m de profundidad, de los cuales los primeros 60 a 80 presentan las condiciones de porosidad y permeabilidad mas altas, generando condiciones idóneas para el flujo y acumulación de las aguas subterráneas (SRH, 1978; Mares-Olmos, 1996).

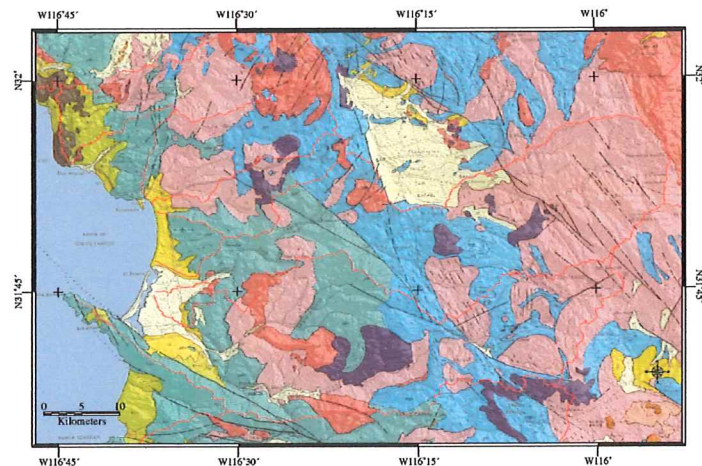
La unidad semipermeable está formada por depósitos de conglomerados y rocas metamórficas con metamorfismo intenso, las cuales tienen poca importancia en cuanto al funcionamiento del sistema hidráulico del acuífero (CNA, 1997). El Valle de Maneadero se encuentra rodeado de una zona

montañosa del escarpe occidental de la Sierra Juárez formada por rocas volcánicas, intrusivas y metamórficas. Hacia el escarpe sur existen pendientes abruptas, formadas por rocas sedimentarias, incluyendo la Falla de Agua Blanca. Al inicio del Pleistoceno, se inició la emersión de la Península, trayendo como consecuencia la elevación de la terraza marina donde se encuentra la cuenca de Maneadero. Después de la emersión de la terraza marina se presentaron ciertos procesos erosivos que proporcionaron la formación de profundos cañones, como son San Carlos y Las Ánimas. Los sedimentos marinos de las zonas emergidas se fueron erosionando y fueron transportados y depositados sobre la terraza. De esta manera se formó la antigua terraza marina, un depósito de materiales granulares Cuaternarios, que forman el acuífero estudiado (CNA, 1997a).

A



B



-  Andesita (Fm Alisitos)
 Aluvi3n (Fm Rosario)
 Material sedimentario del Cuaternario.
 Granodiorita
 Granito y tonalita
 Gabro
 Fallas de rumbo.
 Fallas.

Figura 1. (A) Localización del acuífero del Valle de Maneadero, Ensenada, B. C. (CNA, 1999) y (B) mapa geológico de la región de Maneadero.

2.1.2 Clima

El clima de la zona de estudio es predominantemente seco templado, caracterizado por la ocurrencia de más del 36% de la precipitación en invierno. Este comportamiento se presenta, por lo menos, en toda el área del acuífero y planicie costera. En las partes altas de la Sierra de Juárez, en porciones de las cuencas de captación de los arroyos que alimentan al Valle de Maneadero, el

clima llega a ser Templado subhúmedo y Semifrío subhúmedo. La diferencia de climas entre la parte alta y baja de la cuenca se debe al factor orográfico, ya que la penetración de aire moderadamente húmedo que se da en dirección noreste y este, sólo se descarga en zonas de altitudes del orden de los 1500 msnm, donde las temperaturas medias son relativamente bajas; condiciones que prevalecen en los picos de la sierra de Juárez (CNA, 1999).

2.1.3 Hidrogeología

El material permeable del acuífero del Valle de Maneadero, se encuentra principalmente en una cuenca sedimentaria de hasta 280 m de profundidad, en la cual existen dos estratos principales, el primero, de un material arcilloso, poco permeable y sobre el mismo, un medio granular constituido por aluvión, depositado por los arroyos San Carlos y San Francisquito (CNA, 1999).

En el acuífero de Maneadero se encuentran depósitos arcillosos, granulares, granitos alterados y fracturados de permeabilidad media a baja y rocas ígneas intrusivas o metamórficas de naturaleza impermeable. Las unidades hidrogeológicas se clasifican en tres tipos: permeable, semipermeable e impermeable (CNA, 1999).

2.2 Campo

Se llevó a cabo un muestreo en septiembre 2005 del agua extraída de pozos en el acuífero de Maneadero, con el objeto de contar con información sobre la

calidad del agua durante época de estiaje. Los pozos para los muestreos fueron seleccionados con base en una red de muestreo existente, que fue elegida tratando de obtener una distribución representativa de la composición de toda la extensión del acuífero. En abril 2006, se colectó agua del arroyo San Carlos para usar las concentraciones de SDT y N-NO_3 como dato de inicio, para correr el Modelo en Visual MODFLOW, debido a que es una de las principales zonas de recarga del acuífero, es necesario considerar dichas concentraciones como datos iniciales. También se analizaron 2 muestras del Estero Punta Banda. Estos se ubicaron en la orilla del estero en dos hoyos de 40 cm de profundidad, para evaluar de manera preliminar la presencia y/o flujo de agua del acuífero hacia el mar.

Antes de tomar la muestra directamente de la toma de agua de las estaciones de bombeo, ésta se dejó correr por 5 a 10 minutos. Para la medición de salinidad, pH y oxígeno disuelto, se utilizó una sonda multiparámetros YSI6600, la cual se sumergió en una cubeta llena con agua del pozo, reposada por dos minutos antes de la medición. La sonda fue calibrada y probada antes del muestreo mediante los procedimientos recomendados por el fabricante y usando estándares certificados.

2.3 Laboratorio

Para análisis de nitratos (N-NO_3^-), el agua fue filtrada en el momento de su colecta con un filtro whatmann GF/F y colectadas en botellas de plástico,

posteriormente fueron transportadas al laboratorio en hielo (4 °C). En el laboratorio las muestras fueron congeladas para su posterior análisis con un autoanalizador de nutrientes de flujo segmentado SKALAR *SanPlus*, con cuatro canales para análisis simultáneos de nitratos + nitritos, amonio, fosfatos y silicatos. El equipo se controla por medio de una computadora registrándose y procesándose los datos con un riesgo mínimo de fallas en la captura de la información. Para la obtención de nitratos + nitritos, una muestra de agua de mar es pasada por una columna de cadmio, donde el nitrato es reducido a nitrito, después es disociado con sulfanilamida y acoplado a la N-1-Nafiletilendiamina para formar el compuesto coloreado que es pasado a través de una celda de 15 mm y medido espectrofotométricamente a 450 nm. Se utilizaron estándares certificados de agua (Cat. # QCSPEX-NUT SPEX CertiPrep INC) como control de calidad.

Para determinar la concentración de arsénico y metales, las muestras fueron filtradas con filtro de nitrato celulosa de 0.45µm y acidificadas con HNO₃ al 1% grado optima. El material fue previamente descontaminada mediante tratamientos con HCl al 5% y HNO₃ al 5% grado óptima. Posteriormente se colocó en botellas de polietileno prelavadas y descontaminadas y se conservaron a una temperatura de 4 °C (Walsh, 1997). El análisis de las muestras de As se llevó a cabo mediante la utilización de un Espectrómetro de Absorción Atómica (Varian SpectrAA 880) de acuerdo al método de Clesceri *et*

al. (1998) y los metales traza (Cd, Cu, Mo, Pb, Zn, Se, Sb) con un ICPMS VG Elemental PlasmaQuad3, durante estancia en el Instituto de Geofísica de la UNAM.

Para todos los procedimientos se verificó la calidad analítica (precisión y exactitud) mediante duplicados y estándares elaborados en el IIO-UABC y agua embotellada con valores composicionales de referencia como control adicional.

El análisis de Tritio para las tres muestras (estaciones 6, 12 y 13 tabla IX anexo II) seleccionadas del acuífero de maneadero se realizó en los laboratorios Geochron en E.U.A mediante centelleo líquido, usando un conteo > 2000 minutos, un límite de detección de 1.9 TU y una precisión de ± 1.9 TU

2.4 Criterios para la aplicación del modelo con Visual MODFLOW 4.1.

La definición del modelo conceptual del flujo de agua subterránea en el Valle de Maneadero, se realizó por medio de la integración de la información previamente descrita. El análisis de las variables estáticas (conductividad hidráulica, nivel estático, piezométrico, cota de brocal, tasa de extracción) del acuífero, se realizó con base en el elemento dinámico (agua subterránea, cuyo desplazamiento ocurre en un medio geológicamente heterogéneo). Este análisis incluye la participación de conceptos geológicos, geofísicos, hidrogeoquímicos e hidráulicos, dentro del marco teórico que sostiene la existencia de sistemas de flujos locales e intermedios.

Entre los aspectos de relevancia que se analizaron e investigaron detalladamente, para la definición correcta del modelo conceptual de la dispersión de nitratos e intrusión salina del Valle de Maneadero, se incluyeron: definición de la geometría tridimensional del acuífero, tipos de medio por donde se desplaza el agua subterránea, diferenciación de sistemas de flujo subterráneo, análisis de la concentración de nitratos y de los mecanismos de salinización del agua subterránea (CNA, 1999).

2.5 Modelo numérico de simulación hidrodinámica.

Con base en el modelo conceptual de la zona de estudio, se procedió a analizar cuantitativamente el flujo de agua subterránea por medio del modelo matemático que describe su movimiento tridimensional en un medio poroso.

Dicho modelo se expresa matemáticamente de la siguiente manera:

$$\frac{\partial}{\partial x} \left(K_{xx} \frac{\partial h}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(K_{yy} \frac{\partial h}{\partial y} \right) + \frac{\partial}{\partial z} \left(K_{zz} \frac{\partial h}{\partial z} \right) - W = Ss \frac{\partial h}{\partial t} \dots\dots\dots \text{ec. 1}$$

en donde: K= conductividad hidráulica en las direcciones horizontal (x, y) y vertical (z); h es la carga hidráulica, W= flujo volumétrico por unidad de volumen, que representa fuentes o sumideros de agua, Ss = coeficiente de almacenamiento específico del medio y t= tiempo. La solución del modelo matemático se realizó aplicando una aproximación basada en diferencias finitas, por medio del código numérico Visual MODFLOW 4.1 (McDonald y Harbaugh, 1984).

La simulación del flujo subterráneo por medio del modelo matemático señalado, incluye varias fases: Implementación o diseño, calibración, verificación, análisis de sensibilidad y examen de alternativas de manejo del agua. El diseño se efectuó con base en la comprensión cuantitativa de la siguiente información: Distribución tridimensional de las propiedades hidráulicas del medio geológico en el subsuelo, la disposición y condiciones de flujo en las fronteras (físicas o artificiales) del sistema analizado, discretización espacial y temporal (periodos de esfuerzo hidrológico) y las condiciones iniciales del flujo de agua subterránea y cargas hidráulicas.

Las ecuaciones de flujo y transporte están acopladas de dos formas, primero, las velocidades del fluido que resultan de resolver la ecuación de flujo, son utilizadas en términos advectivos de la ecuación de transporte de solutos. La ecuación de transporte de solutos es resuelta, y una ecuación de estado es utilizada para calcular las densidades del fluido a partir de datos de concentraciones de solutos. Esas densidades del fluido son entonces utilizadas directamente en la siguiente solución a la ecuación del flujo de aguas subterráneas de densidad variable (Cheng, 2004). La ecuación de flujo de agua subterránea de densidad variable que es resuelta por SEAWAT, es formulada usando una condición de frontera como la principal variable dependiente. De esta forma, la ecuación es similar a la ecuación resuelta por Visual MODFLOW 4.1 del flujo de agua subterránea de densidad constante. Así, con

modificaciones menores, las rutinas de Visual MODFLOW 4.1 son utilizadas para representar flujos de agua subterránea de densidad variable. Las modificaciones incluyen la conservación de la masa del fluido, mas que el volumen del fluido, y la adición de los términos relativos a las diferencias de densidades o pseudo-fuentes. Las ecuaciones de la matriz son formuladas para cada iteración, y un resultado se aproxima a la solución (Cheng, 2004).

SEAWAT divide las simulaciones en periodos de estrés, diferencia de tiempo en el flujo y en transporte. Las longitudes para los periodos de estrés y la diferencia de tiempo en el flujo son especificadas por el usuario, sin embargo, las longitudes del tiempo para las diferencias de tiempo en el transporte son calculadas por el programa basado en el criterio de estabilidad para una aproximación a la solución de la ecuación para el transporte. Debido a que el flujo y el transporte están acoplados en SEAWAT, ya sea de manera implícita o explícita, las ecuaciones de flujo y transporte son resueltas para cada diferencia de tiempo en el transporte (Cheng, 2004).

En este trabajo se aplicó VISUAL MODFLOW *professional edition* 4.1, para desarrollar la modelación tridimensional de flujo subterráneo del acuífero de Maneadero. Los datos iniciales requerido por el modelo numérico dentro de Visual Modflow *professional edition* 4.1, se obtuvieron de la base de datos utilizada dentro del modelo propuesto por CNA (1999), a dicha base de datos se realizaron algunas modificaciones al aplicarla al presente trabajo debido a que

algunos criterios aplicados no coincidían con nuestras observaciones realizadas en campo. Sin embargo, el presente estudio se apoya fuertemente en el trabajo previo de CNA (1999).

Las condiciones consideradas en el modelo numérico aplicadas en Visual Modflow *professional edition* 4.1, son descritas en los siguientes puntos.

2.5.1 Diseño de la malla

Para la modelación del acuífero de Maneadero en base a los requisitos de datos de entrada de Visual MODFLOW 4.1, se requiere una discretización con una malla vista en planta como la descrita en la figura 10 (anexo II). Esta incluye el mapa base, donde las celdas inactivas aparecen en color verde, las celdas activas en blanco y se incluyen referencias geográficas en forma de coordenadas UTM, los pozos considerados dentro de la modelación aparecen como cuadros rellenos de color café, debido a que indican la ubicación dentro de una parcela. Una versión de la topografía para la zona central se obtuvo de las elevaciones en los mapas de INEGI de la zona de estudio presentada en el estudio realizado por CNA (1999). En la discretización espacial horizontal y vertical de la malla del presente trabajo, se consideraron el número de columnas: 27, número de renglones: 49 y número de capas: 3 (Tabla II).

2.5.2 Condiciones iniciales

Las condiciones iniciales son un dato indispensable en la corrida del modelo para condiciones transitorias de flujo. Debido a que no se tiene una base de

datos consistentes en configuraciones de cargas hidráulicas en los años del inicio de la explotación del acuífero de Maneadero (principios del siglo XX), así como de caudales de extracción provenientes de balances globales en años anteriores, se realizó una configuración muy cercana a la registrada en la red de pozos de observación estudiados en el presente trabajo. Se consideraron como condiciones iniciales, la configuración propuesta en el trabajo presentado por CNA (1999), modificada de la configuración presentada por SRH (1974), para el que se tienen configuraciones de hidrogramas y extracciones obtenidas. La configuración resultante, utilizada para condiciones iniciales es la indicada en la figura 11 (anexo II), donde se presenta de acuerdo a la malla con vista en planta de celdas activas.

2.5.3 Condiciones de frontera.

Las condiciones de frontera indican la interacción del dominio del modelo con el medio que lo rodea. Esto se obtiene al expresar el comportamiento del flujo en los límites o el efecto en celdas específicas del modelo. Con base en los módulos que componen al programa Visual MODFLOW, la distribución de las condiciones de frontera asignadas al modelo es descrita en la tabla III (anexo I), donde se indica la figura (anexo II) correspondiente para cada condición de frontera (McDonald y Harbaugh, 1984).

El flujo entre un arroyo y el sistema de flujo de agua subterránea puede tener relación y su magnitud está dada por la ecuación 2 (McDonald y Harbaugh, 1984):

$$Q_{RIV} = \frac{KLW}{M} (H_{RIV} - h_{i,j,k}) \dots\dots\dots \text{ec. 2}$$

Q_{RIV} = flujo entre el arroyo y el acuífero H_{RIV} = carga en el arroyo

K = conductividad hidráulica $h_{i,j,k}$ = carga en el nodo que subyace al arroyo

L = longitud del arroyo

W = ancho del arroyo

M = espesor de la base del arroyo

2.5.3.1 Ríos

Dentro del Modulo *Rivers*, para el acuífero de Maneadero se aplicó una carga en el arroyo que sigue la elevación según la topografía del terreno y un espesor promedio de diez metros. La conductancia incluye en su formulación cuatro parámetros y el resultado para el caso de una base del arroyo (cama) con buena permeabilidad es el indicado en el cuadro en la tabla IV (anexo I), Figura 12 (anexo II).

2.5.3.2 Frontera de carga generalizada (GHB)

La función del módulo para GHB (Tabla V del anexo I; Figura 13 del anexo II), es matemáticamente similar al del módulo para frontera tipo *river*, en el que un flujo de entrada o salida a una celda i, j, k desde una fuente externa, o el potencial de un almacenamiento contiguo, son asignados en proporción a la diferencia entre la carga en la celda $h_{i,j,k}$ y la carga asignada a una fuente

externa $h_{b\ i, j, k}$ (McDonald y Harbaugh, 1984). Así una relación lineal entre el flujo dentro de la celda y el flujo hacia la celda es establecida por la siguiente relación:

$$Q_{b\ i, j, k} = C_{b\ i, j, k} (H_{b\ i, j, k} - h_{i, j, k}) \dots\dots\dots \text{ec. 3}$$

donde ;

$Q_{b\ i, j, k}$ = flujo hacia la celda i, j, k desde la fuente

$C_{b\ i, j, k}$ = conductancia hidráulica entre la fuente externa y la celda i, j, k

$H_{b\ i, j, k}$ = carga o potencial asignada a una fuente o reservorio externo

$h_{i, j, k}$ = carga en el nodo o celda i, j, k

La carga $H_{b\ i, j, k}$ asignada en el modelo es la proveniente del efecto de los arroyos en su origen y desde las montañas que los circundan. Se atribuye un potencial al nivel del mar en la frontera con el océano. La conductancia es una medida de la conexión entre la fuente o almacenamiento y la celda i, j, k y representa un bloque de material poroso en los límites del dominio del modelo. Los valores asignados por el proceso de calibración que permiten esa conexión se indican la tabla V (anexo I).

2.5.3.3 Recarga

Las condiciones de frontera de recarga, simulan la infiltración por recarga (del acuífero) distribuida por unidad de área. En el presente trabajo se utilizaron los datos proporcionados por CNA (1999) para el modulo de *recharge*. Sin embargo

solo consideramos los valores promedio de precipitación pluvial inicial, debido a que los otros valores son predicciones con respecto a los valores iniciales, producto de calibrar el modelo presentado en dicho trabajo. Los parámetros que se consideran dentro del modulo de recarga son; la precipitación pluvial, que se obtuvo de los registros de precipitación pluvial proporcionados por CNA (1999). Los valores resultantes se incluyen para un periodo de tiempo de 0-7300 días, para varias zonas en mm por año, tabla VI (anexo I) y figura 14 (anexo II).

2.5.3.4 Evapotranspiración (EVT)

El módulo de EVT, (Tabla IV anexo I; Figura 15, Anexo II) simula el efecto de la transpiración de las plantas y la evaporación directa, removiendo agua del dominio del subsuelo saturado. Los valores considerados en el presente trabajo fueron proporcionados por el modelo realizado en CNA (1999). Los valores de evapotranspiración presentados por CNA son producto de una calibración del modelo, sin embargo en el presente trabajo se utilizaron los valores de EVT de entrada del modelo de CNA, 1999. Esto se abordó con base en los supuestos siguientes:

- Si el nivel del agua se encuentra por encima de un nivel especificado, llamado superficie ET, la pérdida por EVT desde ese nivel ocurre a la máxima razón indicada.

- Cuando el abatimiento ocurre por debajo de una profundidad denominada “de extinción” o “de corte”, entonces la evapotranspiración cesa.
- Entre esos dos límites la EVT desde el nivel del agua varía linealmente con respecto a su elevación.

En el paquete Visual Modflow, la EVT puede ser introducida sólo desde la capa en el tope del dominio del modelo, la capa 1.

2.5.3.5 Parámetros hidráulicos

Dentro de los parámetros hidráulicos se consideraron la conductividad hidráulica (K) y el almacenamiento específico (S_s). Los datos de K y S_s considerados dentro del presente trabajo se obtuvieron a partir las pruebas de bombeo realizadas y presentadas en la base de datos propuesta por CNA en 1999, en donde se obtuvo una primera estimación para los parámetros hidráulicos, tanto conductividad hidráulica como coeficientes de almacenamiento específicos. En la tabla VIII (anexo I), figuras 16 y 17 (anexo II), se observan la distribución obtenida de isovalores de conductividad hidráulica y almacenamiento específico, obtenidos para este trabajo. La conductividad hidráulica en la primera y segunda capa, simuló el efecto de la conductividad hidráulica correspondiente a cada zona considerada dentro del modelo del acuífero de Maneadero, debido al cambio que introduce la diferencia de la densidad del agua por la presencia de intrusión salina. Este efecto es

simulado con un aumento del valor de la conductividad hidráulica respecto al de la zona de agua dulce que compensa el efecto del aumento del potencial presente en la zona de agua salada por su mayor densidad (CNA, 1999).

2.6 Periodos de la predicción del modelo Visual Modflow-SEAWAT

En la simulación de predicción se consideraron, la dispersión de contaminantes (SDT, N-NO₃ y As), cargas equipotenciales, vectores de velocidad y dirección de flujo de agua subterránea, partículas de agua y recarga neta. En el presente trabajo se consideró una predicción total de veinte años, iniciando en el año de 2005, en la fecha en que se llevó a cabo la recolección de datos de las concentraciones de contaminantes y finaliza la predicción en el año 2025, distribuyendo los periodos de estrés del modelo tal y como se muestran en la tabla IX (anexo I). Durante esos periodos de estrés se aplicó la extracción (tabla X, anexo I).

2.7 Escenario considerado en la predicción del modelo Visual Modflow-SEAWAT.

En vista de la sobreexplotación del acuífero de Maneadero, las autoridades han tratado de no incrementar las extracciones del acuífero. Por otra parte, el acuífero de Maneadero representa la única fuente de abastecimiento para el uso público (urbano – doméstico) y agrícola de las localidades del Valle de Maneadero. Por razones de la complejidad del aprendizaje y elaboración de un modelo determinado, así como las limitantes de tiempo resultantes de este

trabajo, se consideró un único escenario de predicción. Se asume que las condiciones de extracción ($25.6 \text{ Mm}^3 \text{ año}^{-1}$; CNA, 1999) y recarga se mantienen similares a las actuales. Es decir, no aumenta ni disminuye el número de pozos ni la extracción en los ya existentes (Tabla XI del anexo I). La recarga promedio ($20.79 \text{ Mm}^3 \text{ año}^{-1}$; CNA, 1999) se mantiene constante y el resultado del escenario considerado se observa en las figuras 6, 7, 8 y 9. Para la predicción del presente escenario se consideró la extracción de los 366 pozos (Figura 10 anexo II) que se encuentran activos actualmente. Sin embargo, en la Tabla X, (anexo I) únicamente se presentan las extracciones correspondientes a los 33 pozos considerados para el análisis de las variables físico-químicas. Las concentraciones de las variables físico-químicas únicamente fueron consideradas para los 33 pozos analizados y con base en éstas se realizó la predicción de la dispersión de los contaminantes a 20 años.

3. RESULTADOS

Para la campaña de septiembre 2005, los resultados de las variables fisicoquímicas consideradas y las concentraciones de N-NO_3 y As se presentan en la Tabla X del Anexo I. Durante esta campaña se muestrearon un total de 33 pozos, cuya distribución se presenta en la figura 2. Los resultados de las variables consideradas dentro del Modelo Visual Modflow, se presentan en la sección 7.3.

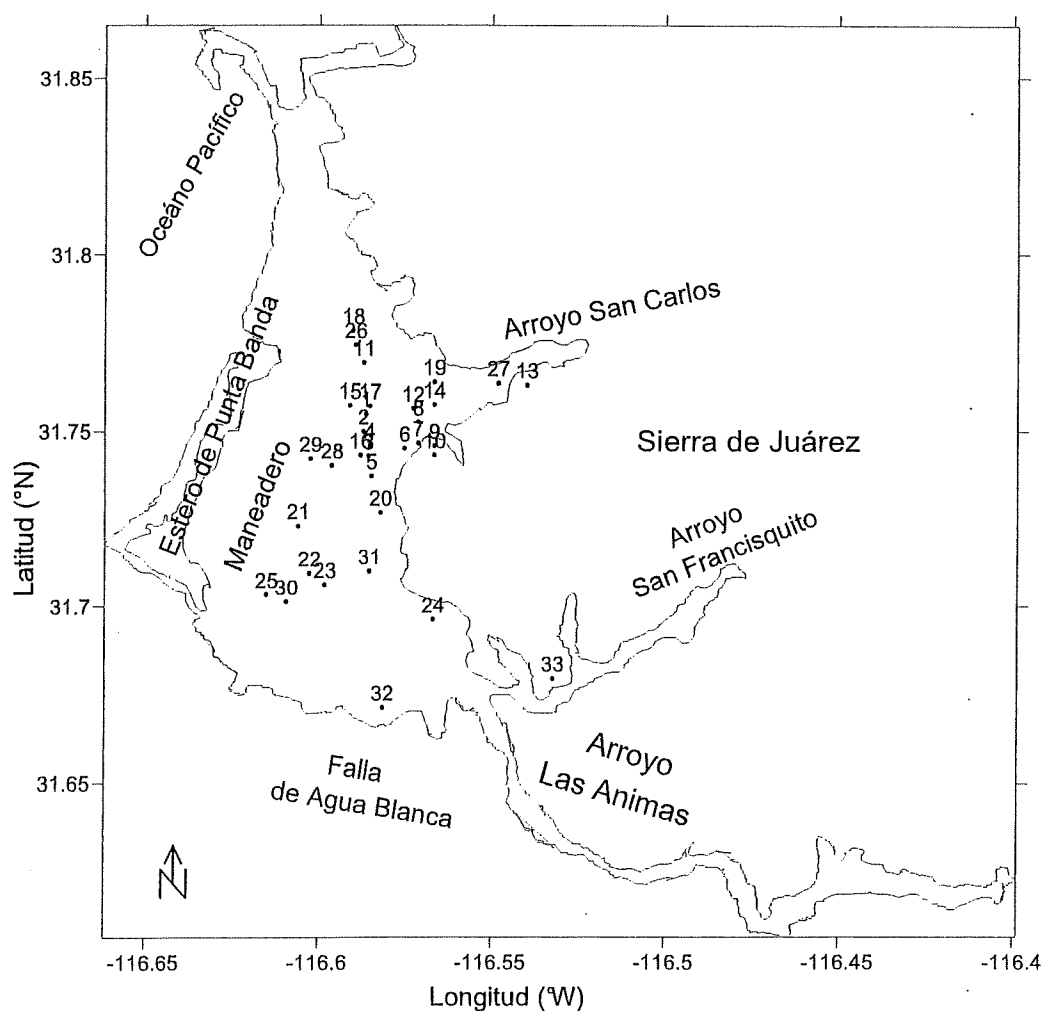


Figura 2. Distribución de los pozos muestreados en el acuífero de Maneadero durante la campaña de septiembre 2005.

3.1 Variables Fisicoquímicas

Se realizó una representación gráfica para las variables fisicoquímicas de cada pozo, donde se observa la distribución espacial de cada variable en el acuífero de Maneadero (Tabla I y Figuras 3, 4 y 5). Durante el muestreo realizado en septiembre de 2005, se observó un intervalo de temperatura de 19.7 - 24.4°C, siendo las muestras mas frías aquellas de las estaciones 27 y 12. Estas estaciones se encuentran adyacentes o sobre el cauce del Arroyo San Carlos. Las temperaturas más altas se encontraron al este y sur del acuífero. En esta zona, las temperaturas fueron mayores a 21°C (anexo 1).

En el muestreo realizado, se observó un intervalo de pH de 6.9 – 8.1, con mínimo y máximo en las estaciones 21 y 17 respectivamente (anexo 1). La estación 17 se encuentra al NW del acuífero, cercano a la boca del arroyo San Carlos. Los valores de pH más altos se encontraron al NE y SE del acuífero. El pH mas bajo se localiza en las estaciones ubicadas al centro y este del acuífero con valores < 7.1 (anexo 1).

3.1.1 Sólidos Disueltos Totales

Se encontró un intervalo de SDT de 0.94 – 8.55 gL⁻¹. Las concentraciones más bajas de SDT fueron encontradas en las estaciones sobre el Arroyo San Carlos, al noreste del acuífero (Fig. 3), con concentraciones menores a 1.6 mg/L (anexo 1). Las concentraciones más altas de SDT, se encontraron en los pozos cercanos a la costa (Fig. 3), con concentraciones mayores a 4.0 g/L (anexo 1).

3.1.2 N-NO₃.

Las concentraciones obtenidas de N-NO₃ variaron de 0.12 – 35.3 mg/L, en las estaciones 15 y 6 respectivamente (anexo 1). Las concentraciones de N-NO₃ mas altas se encontraron cercanas al Arroyo San Carlos (Fig. 4), en las estaciones 3, 5, 6, 9, 14 y 20 y hacia el norte en la estación 18 . En general, las concentraciones mas bajas de N-NO₃ se encontraron al oeste del acuífero, en las estaciones 21, 22, 28, 29 y 30 y al sur cercanas al arroyo San Francisquito-Las Animas, en las estaciones 24, 32 y 31 (Fig. 4).

Tabla I. Concentraciones de iones mayores, nitratos, metales y metaloides en el agua subterránea del Acuífero de Maneadero, B. C. en 2005, 2002, 2001 y comparaciones con los niveles máximos permisibles reportados por la norma Mexicana, E. U. A. y Organización mundial de la Salud en agua para beber

Fuente	SDT g L ⁻¹	N-NO ₃ mg L ⁻¹	As µg L ⁻¹	Cd µg L ⁻¹	Cu µg L ⁻¹	Pb µg L ⁻¹	Mo µg L ⁻¹	Zn µg L ⁻¹	Se µg L ⁻¹	Sb µg L ⁻¹
Maneadero 2005 ^a	0.94 - 8.5	0.2 - 35.3	0.02 - 0.79	0.21 - 0.86	6.54 - 37.48	0.54 - 3.37	2.24 - 9.45	5 - 189.7	6.01 - 127.2	0.23 - 0.91
Maneadero 2002 ^b	0.54 - 7.85	0.2 - 19.9								
Maneadero 2001 ^c	0.94 - 6.35	0.1 - 33.5								
Guadalupe 2001 ^d	0.40 - 2.70	0.0 - 26.0	0.0 - 10.5	0.0 - 1.15	0.02 - 4.30	0.02-2.70	0.02-18.0	0.03-39	0.02-70.0	0.0-1.02
NOM ^e	1.0	10	25	5	2000	25		5000		
EPA ^f		10	10	5	1300	15		5000	50	6
MDH ^g									30	6
WHO 2001 ^h	1.2	15	10	3	2000	10	10	5000	10	5

^a Este estudio (2005)

^b Daesslé et al. 2005, (septiembre, 2002)

^c Daesslé et al. 2005, (abril, 2002)

^d Daesslé et al. 2006

^e Norma Oficial Mexicana (NOM-127Diario Oficial de la Federación (1999)).

^f Environmental Protection Agency (2003)

^g Minnesota Department of Health (1999).

^h World Health Organization (2003)

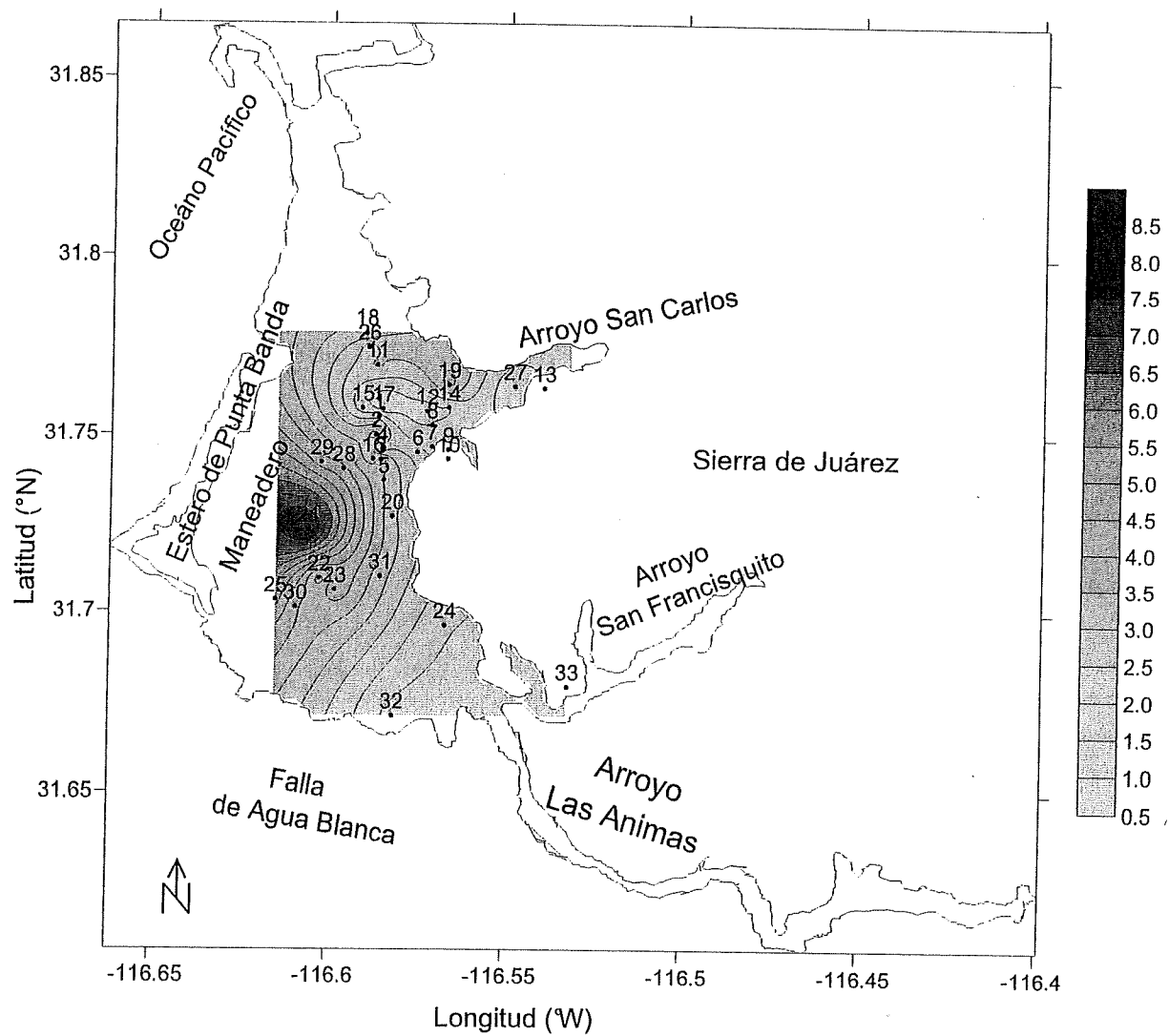


Figura 3. Distribución de la concentración de SDT (g L^{-1}), en los pozos muestreados del acuífero de Maneadero.

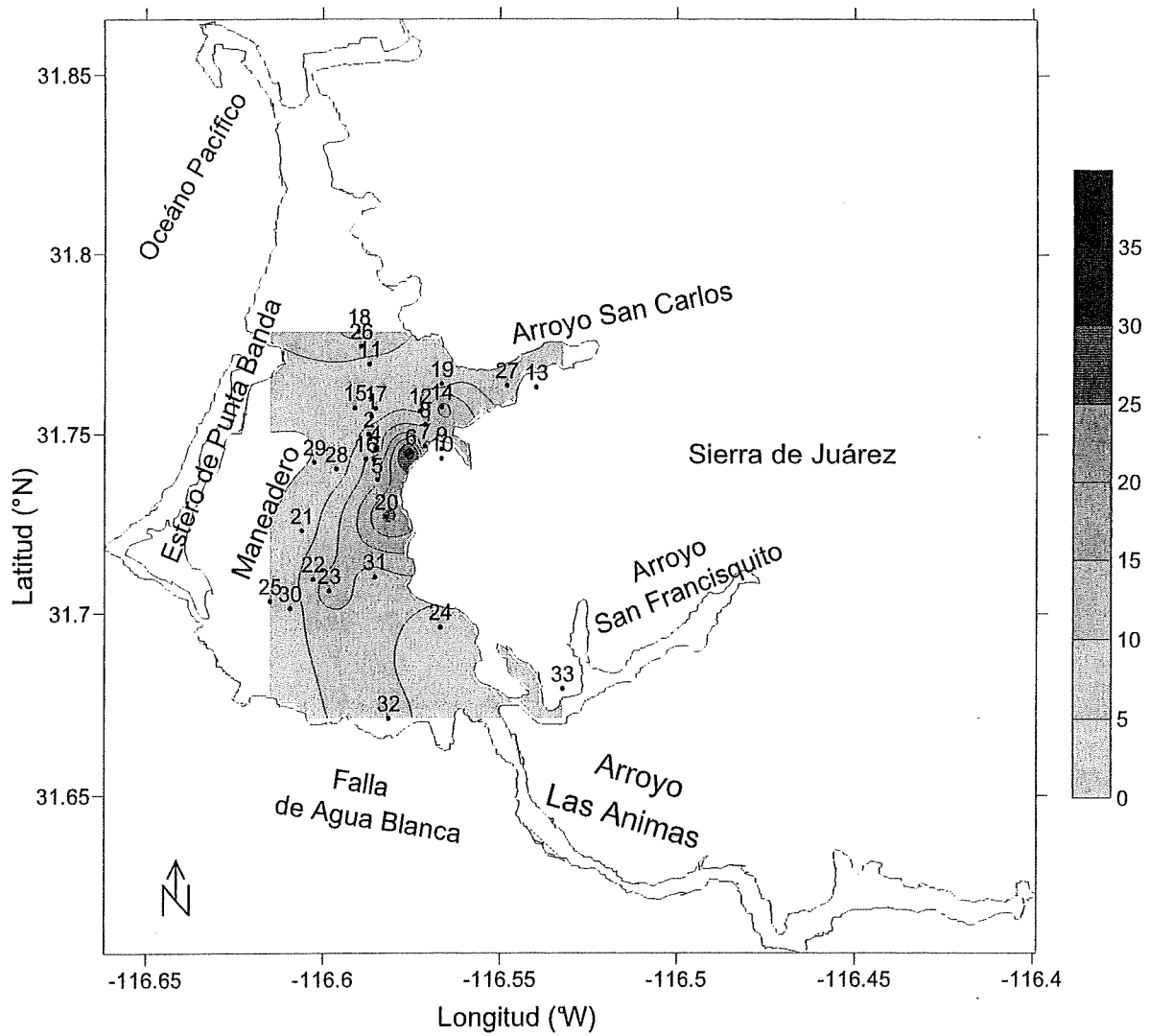


Figura. 4. Distribución de la concentración de N-NO3 (mg L⁻¹), en los pozos muestreados del acuífero de Maneadero en 2005.

3.1.3 Arsénico

Se observó un intervalo en la concentración de As de 0.02 a 0.79 $\mu\text{g/L}$ (anexo 1). La estación 23 con las concentraciones más altas, se encuentra en la zona SE del acuífero. Otro de los valores altos que se observó fue en la estación 27 que se encuentra sobre el Arroyo San Carlos (Fig. 5). En general las concentraciones más bajas se encontraron al centro- oriente del acuífero.

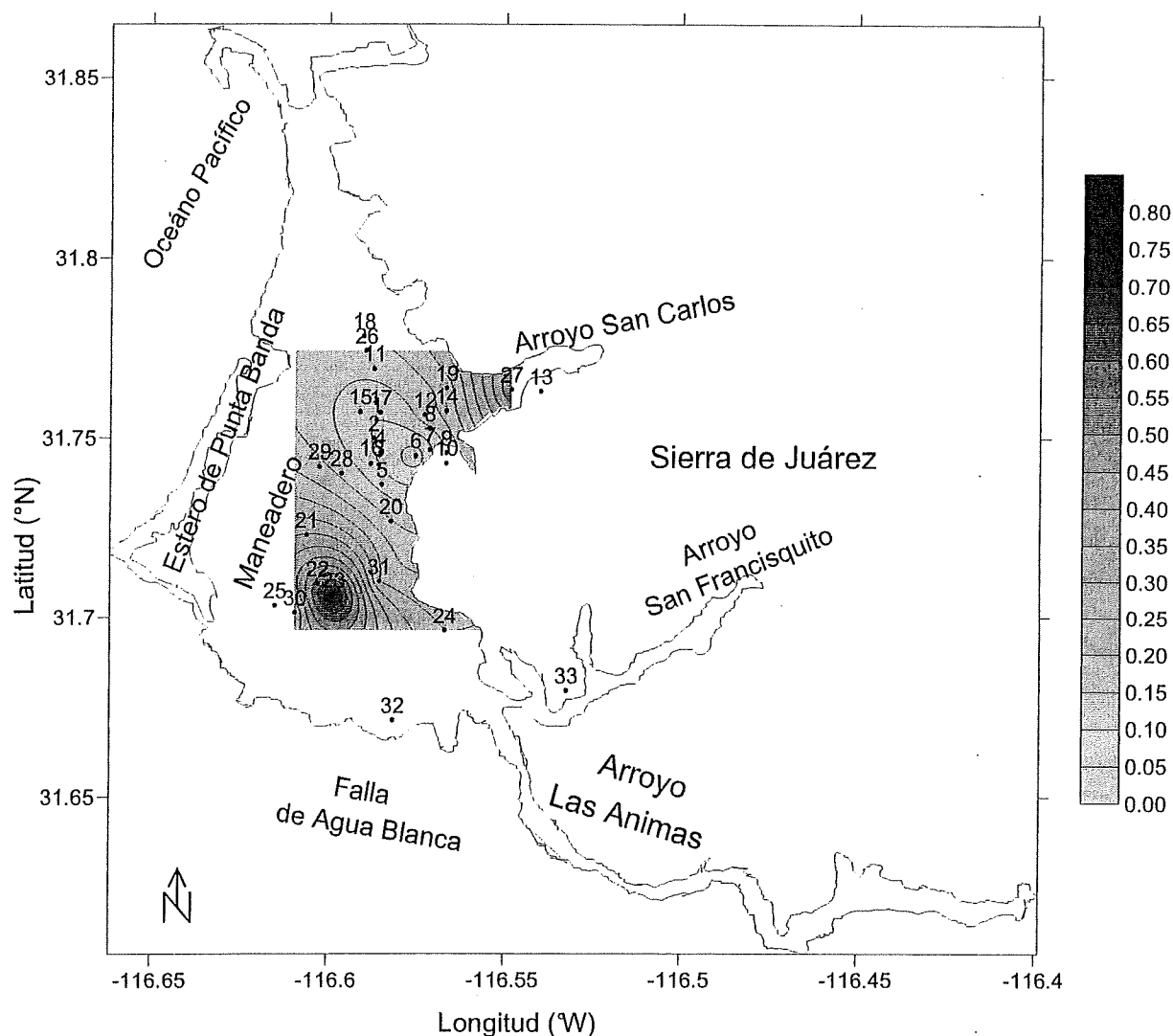


Figura 5. Distribución de la concentración de Arsénico ($\mu\text{g L}^{-1}$), en los pozos muestreados del acuífero de Maneadero en 2005.

3.2 Tritio

De las tres muestras analizadas con tritio, la estación 6 presentó un valor de 3.8 UT similar a la estación 12 perteneciente a un pozo de CESPE con 3.1 UT, mientras que la estación 13 ubicada arroyo arriba sobre el arroyo san Carlos, presentó un valor menor a 1.9 UT.

3.3 Predicción de variables del escenario considerado en el Modelo Visual Modflow-SEAWAT.

Dentro del módulo de predicción del programa visual Modflow-SEAWAT, se obtuvo la distribución espacial de los vectores de dirección del flujo de agua subterránea y la distribución espacio-temporal de SDT, N-NO₃ y As, con una predicción a 20 años con intervalos a cada 5 años. Sin embargo, solo se presenta la distribución de las predicciones para 2006, 2015, 2020 y 2025, debido a que la imagen correspondiente a 2010 no presenta un cambio considerable.

3.3.1 Vectores de dirección de flujo.

En la distribución espacial de los vectores de dirección de flujo, sobre la capa 1 del modelo se observan en color azul los vectores (descendentes) que indican la entrada o suministro de agua proveniente de zonas adyacentes al acuífero costero de Maneadero y en color rojo los vectores (ascendentes), que indican la salida de agua del acuífero. En la figura 6 de manera general para los cuatro periodos de predicción, se observa que la distribución de los vectores de color

azul se se orienta de oeste a este. En la frontera del acuífero con la zona costera y en la zona cercana a los arroyos la dirección de dichos vectores va de este a oeste, mientras que en la boca de los arroyos San Carlos y San Francisquito-Las Animas los vectores tienen una multidireccionalidad (para los periodos 2015, 2020 y 2025). La distribución de los vectores de color rojo en todos los periodos de predicción se encuentran con dirección de sur a norte en el centro-orienté del acuífero y de oeste a este en la frontera del acuífero con la zona costera, mientras que de este a oeste en la parte norte del acuífero para los periodos de predicción 2006 y 2025.

En resumen, en los años 2006 y 2025 en el norte del acuífero, se observa que hay mayor salida de agua a través de flujos subterráneos, lo que representa con mayor presencia de vectores color rojo. Mientras que en los años 2015 y 2020 en la zona norte del acuífero se observa mayor presencia de los vectores azules, es decir hay mayor entrada de flujo subterráneo al acuífero. En la zona sur del acuífero se observa que para 2015, 2020 y 2025 hay mayor salida de flujo de agua subterránea lo que se representa con mayor distribución de vectores en color rojo. En la zona central de acuífero se observa que para el periodo 2006 hay mayor salida de agua subterránea lo que se representa con mayor presencia de la distribución de vectores rojos, mientras que para los periodos 2015, 2020 y 2025 disminuye un poco dicha distribución.

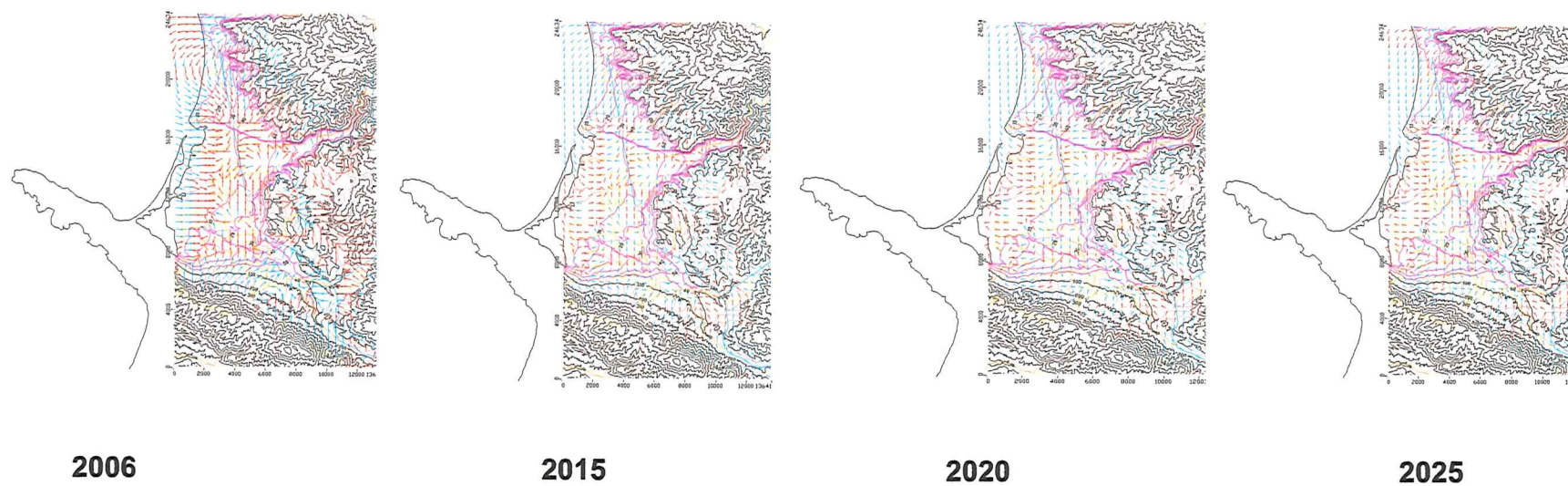
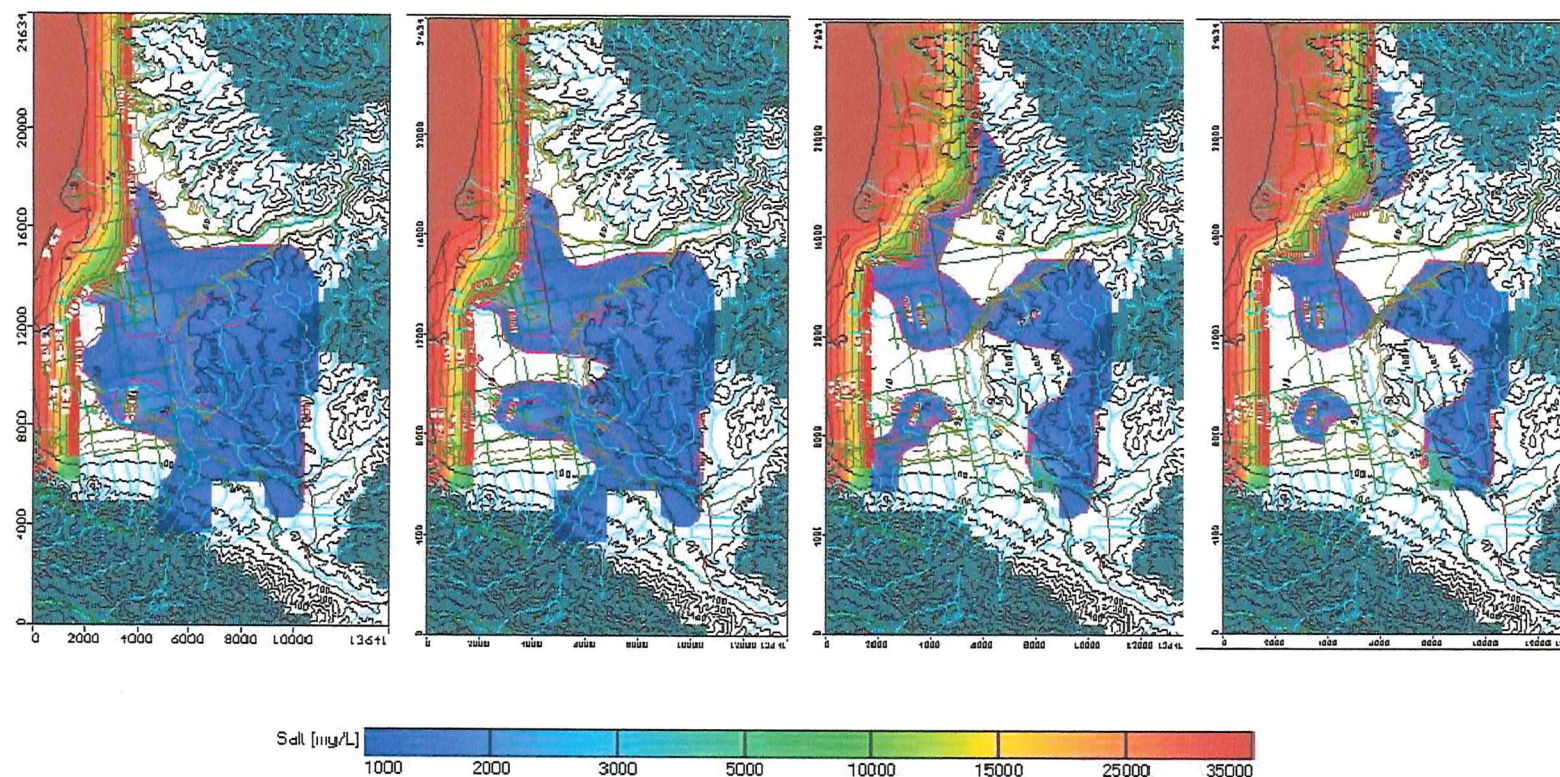


Figura 6. Distribución de la dirección de vectores de velocidad del agua subterránea, distribuido en el plano del Acuífero de Maneadero (unidades UTM). Vectores de color rojo: salida de agua del acuífero, vectores de color azul: entrada de agua al acuífero.

3.3.2 Predicción de la dispersión de SDT

La predicción de la dispersión de SDT, presenta un intervalo que va de 1000-35000 mg L⁻¹. Para el 2006 en el acuífero de Maneadero, el promedio de la concentración de SDT es de 1000 mg L⁻¹, sin embargo, en la zona centro-occidental se observa un incremento de SDT con concentraciones máximas al centro de 4000 mg L⁻¹ y al SW se observa otra zona con concentraciones máximas de 3000 mg L⁻¹. En el límite del acuífero con la zona costera, se observan concentraciones que van de 4000-35000 mg L⁻¹. Para el periodo de predicción del año 2015, se observa que el área de mayores concentraciones de SDT localizada en la zona centro-occidental del acuífero, disminuye espacialmente al igual que la zona localizada al SW, y en general la concentración promedio de SDT en el acuífero. Sin embargo, en la zona NW del acuífero, la dispersión de SDT avanza hacia el acuífero. En el período de predicción 2020 y 2025 se observa el avance de la dispersión de SDT en la zona norte del acuífero, con concentraciones que van de 1000-35000 mg L⁻¹. La extensión espacial en las zonas de enriquecimiento de SDT en la zona centro-occidental y la localizada al SW disminuyen espacialmente, sin embargo la concentración de SDT se mantiene constante. En la boca del arroyo San Francisquito-Las Animas aparece una tercera zona de concentraciones máximas de SDT (3000 mg L⁻¹), dentro del mismo periodo de predicción 2020 y 2025. De manera general la dispersión de la concentración de SDT se desplaza hacia el este del acuífero, a la zona que se encuentra entre los arroyos San Carlos y San Francisquito –Las Animas.



2006

2015

2020

2025

Figura 7. Predicción de la dispersión de la concentración de SDT en 2006, 2015, 2020 y 2025 con el Modelo Visual MODFLOW-SEAWAT. Las zonas no coloreadas indican celdas vacías o con valores menores a la escala utilizada.

3.3.3 Predicción de la dispersión de N-NO₃

En cuanto al N-NO₃ (Figura 8), para el periodo 2006 indica altas concentraciones desde la zona centro-oriental del acuífero y hacia el SSW, con concentraciones que van de los 10 a los 40 mg L⁻¹. En la zona norte del acuífero se observa una dispersión de la concentración de N-NO₃ de 10 mg L⁻¹, al igual que en la boca del arroyo San Carlos. Para el periodo de predicción 2015, 2020 y 2025 la zona de dispersión centro-oriental y SSW, se separa y se divide espacialmente en tres zonas. El área espacial de las zonas de dispersión de N-NO₃, en la boca del Arroyo San Carlos disminuye, aunque su concentración continúa igual. Lo mismo sucede en la zona norte del acuífero.

La mayoría de las estaciones consideradas en los años de predicción presentan concentraciones menores a 5 mg L⁻¹.

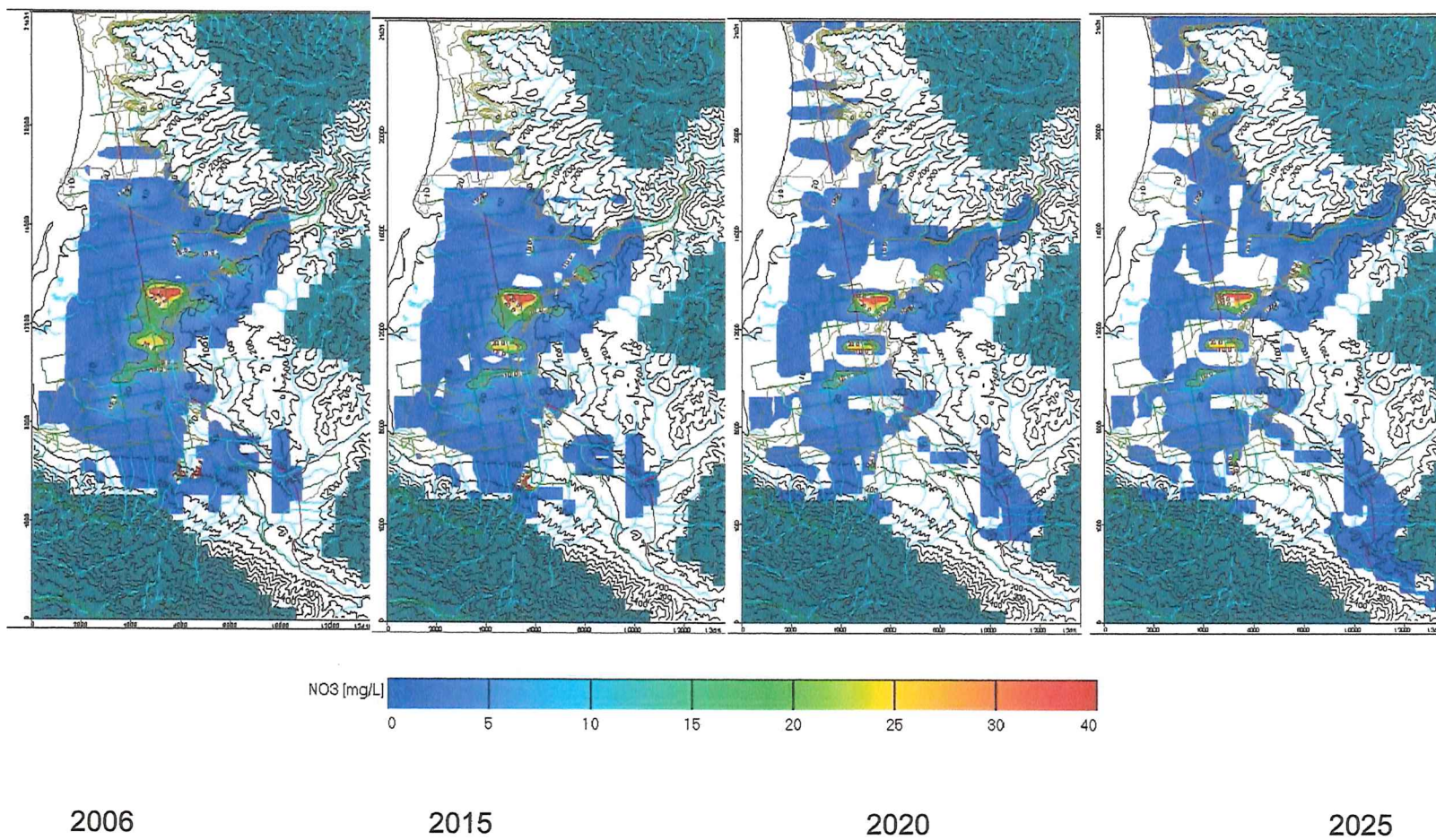


Figura 8. Predicción de la dispersión de la concentración de N-NO₃ en 2006, 2015, 2020 y 2025 con el Modelo Visual MODFLOW 4.1. Las zonas no coloreadas indican celdas vacías o con valores menores a la escala utilizada.

3.3.4. Predicción de la dispersión de As

Existen 4 zonas con relativamente altas concentraciones de As (Figura 9): norte, boca del Arroyo San Carlos, SW y SE; con concentraciones máximas que van de 0.00055-0.00077 mg L⁻¹. En la zona SW se presenta la mayor concentración de As (0.00077 mg L⁻¹) para el periodo 2006. Para el periodo de predicción 2015 existe una dispersión espacial de la concentración de As en el arroyo San Carlos, mientras que en la zona SW y SE se mantiene. Para el período de predicción 2020 y 2025, la dispersión de la concentración de As en la zona del arroyo San Carlos disminuye en el centro y se desplaza hacia el norte del acuífero, sin embargo en la zona SW se mantiene. La mayoría de las estaciones consideradas en los años de predicción presentan concentraciones muy bajas inferiores a 0.00033 mg L⁻¹.

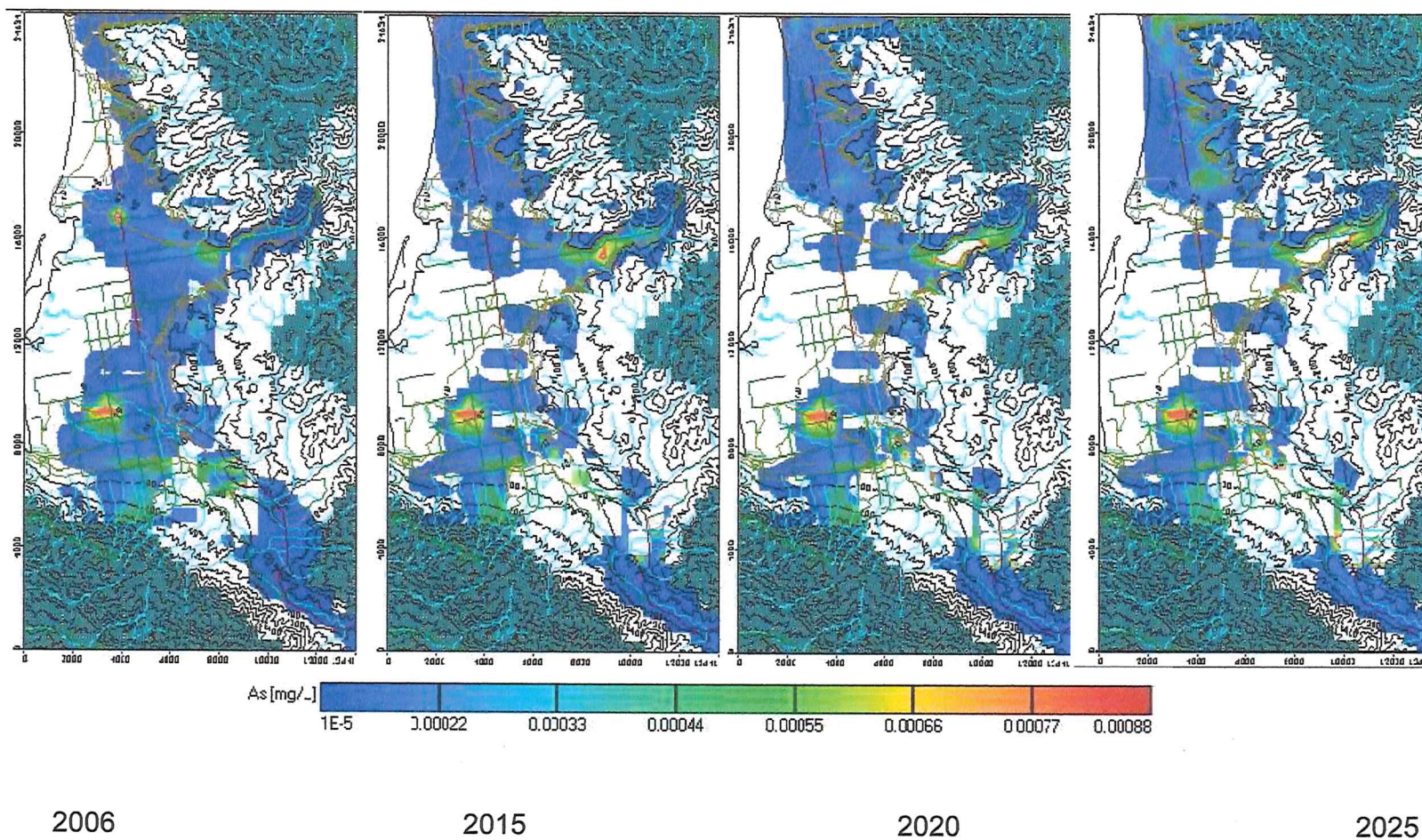


Figura 9. Predicción de la dispersión de la concentración de As en 2006, 2015, 2020 y 2025 con el Modelo Visual MODFLOW-SEAWAT 4.1. Las zonas no coloreadas indican celdas vacías o con valores menores a la escala utilizada.

4. DISCUSIÓN

4.1 SDT

La concentración de SDT indica el avance de la intrusión salina en el acuífero de Maneadero. El valor máximo permisible de SDT establecido por la Norma Oficial Mexicana (NOM-127-SSA-1994) y publicado en el diario oficial de la Federación en 1999, para agua de uso y consumo humano es de 1.0 g L^{-1} . En el acuífero de Maneadero únicamente la estación 27 (0.94 g L^{-1}) presentó una concentración de SDT inferior a lo establecido por la norma (Tabla I), dicha concentración coincide con las concentraciones de SDT en 2001-2002 reportadas por Daesslé et al. (2005), para el mismo pozo. La estación 27 se localiza sobre el cauce del arroyo San Carlos. En los Arroyos San Carlos y San Francisquito - Las Animas, se encontraron consistentemente las temperaturas y concentraciones mas bajas de SDT, aunque los SDT se encontraron por encima de lo establecido por la norma (Tabla 1). De entre los 5 pozos de CESPE, que abastecen de agua a la ciudad de Ensenada, en la estación 17 se presentó la menor concentración (1.00 g L^{-1}) de SDT; que se encuentra en el limite del máximo permisible establecido por la norma (Tabla I). Las concentraciones de SDT oscilan entre 1.59 y 2.62 g L^{-1} , por lo que se infiere que es debido a una mayor profundidad de los pozos en el caso de los pozos de CESPE y/o a la incorporación de aguas frías a partir de escurrimientos en la zona del arroyo San Carlos. La presencia de agua fría (19.7°C) al norte del acuífero y las relativamente bajas concentraciones de SDT con respecto a las demás

estaciones, sugiere la existencia de un flujo subterráneo de agua de buena calidad y se asocia al Arroyo San Carlos.

En cuanto a las concentraciones más altas de SDT, éstas se localizaron en las regiones central y sur del acuífero, cercano a la costa. La estación 21 fue la que presentó la mayor concentración de SDT (8.56 g L^{-1}), ubicada al centro del acuífero cercano a la costa. Este pozo es consistente al presentar altas concentraciones en los muestreos realizados en septiembre 2001 (6.06 g L^{-1}), abril 2002 (7.85 g L^{-1}), y noviembre de 2002 (9.46 g L^{-1}), reportados por Daesslé et al. (2005). En la estación 25 se registró la segunda concentración más alta (5.21 g L^{-1}). Este pozo se localiza al SW del acuífero y, al compararlo con las concentraciones reportadas por Daesslé et al. (2005), se observa que SDT ha aumentado aproximadamente 1 g L^{-1} entre septiembre 2001 y septiembre 2005. En la estación 18 se encuentra uno de los 5 pozos pertenecientes a CESPE, el cual presentó la concentración de SDT más alta (3.61 g L^{-1}) de estos pozos. Dicho pozo se ubica al norte del acuífero de Maneadero a un lado de la carretera transpeninsular Tijuana-Ensenada y es uno de los pozos más antiguos explotados por CESPE.

Las altas concentraciones de SDT localizadas al centro y SW del acuífero (Tabla X; Figura 3) se asocian al avance de la intrusión salina, debido a la alta extracción y bajas tasas de recarga; además de que el muestreo se realizó durante época de estiaje (septiembre) y un año con baja precipitación pluvial ($<152 \text{ mm/año}$), por lo que claramente indica la vulnerabilidad del acuífero a dicha intrusión lo que coincide con lo reportado por Daesslé et al. (2005).

4.2 N-NO₃.

En la región centro-oriental del acuífero de Maneadero (estaciones 5, 6, 9, 14, y 20), se observa una zona de enriquecimiento de N-NO₃ en agua subterránea, con concentraciones que exceden los máximos permisibles establecidos por la Norma Oficial Mexicana (NOM-127-SSA-1994) y publicado en el diario oficial de la Federación en 1999, para agua de uso y consumo humano que es de 10 mg L⁻¹. Asimismo se exceden los máximos permisibles establecidos por la Organización Mundial de la Salud (15 mg L⁻¹; Tabla 1). Lo que coincide con Muñoz et al., 2004 en su caso de estudio del acuífero de Huamantla, donde infieren que los pozos mas vulnerables a la contaminación por N-NO₃ son aquellos localizados en las partes bajas del valle con agricultura intensiva (Muñoz et al., 2004) alejados de la zona de recarga del acuífero (arroyos San Carlos y San Francisquito - Las Animas). Las concentraciones de N-NO₃ disminuyen hacia las estaciones más cercanas a la línea de costa. Las concentraciones más bajas de todo el acuífero se presentaron en las estaciones 15 y 32 (0.1 mg L⁻¹). También se encontró una disminución en la concentración de N-NO₃ en la desembocadura de los arroyos San Carlos (estación 27) y San Francisquito-Las Animas (estación 24). Al norte del Acuífero de Maneadero (estación 18), se encontró el pozo que presentó mayor concentración de N-NO₃ (12.8mg L⁻¹) de los 5 pozos pertenecientes a CESPE de donde se extrae agua para uso y consumo de agua humano, y es el mismo pozo que coincide con la menor calidad en SDT de los pozos de CESPE. De manera general el comportamiento presentado en las concentraciones y zona de enriquecimiento

de N-NO_3 en el presente trabajo, coincide con lo reportado por Daesslé et al. (2005), sin embargo la estación 20 del presente estudio aumentó considerablemente con respecto a la misma estación del trabajo de Daesslé et al. (2005), en ambos casos fue la segunda concentración mas alta (11.6 mg L^{-1} en 2002; y 26.7 mg L^{-1} en 2005). El incremento de las concentraciones de N-NO_3 con respecto al tiempo encontrado en el agua subterránea de un acuífero, es atribuido principalmente a la actividad de la agricultura que se practica en la zona (Ronen et al., 1983 en Kass et al., 2005). Las concentraciones de N-NO_3 relativamente altas encontradas en la región central del acuífero, son típicas de acuíferos impactados antropogénicamente, debido a que la concentración de N-NO_3 , en agua subterránea natural es menor que 2 mg L^{-1} (Nolan et al. 1997). Las altas concentraciones de N-NO_3 encontradas en el acuífero de Maneadero, son similares a las reportadas en acuíferos donde la combinación de actividad agrícola (aplicación de fertilizantes) y suelos arenosos, permiten una rápida migración de nitratos de la superficie al agua subterránea (Thorburn et al., 2003, Muñoz et al., 2004, Reijnders et al., 1997 en Daesslé et al., 2005; Kass et al., 2005). Los pozos someros (menos de 30 m de profundidad) son los más vulnerables (Spalding y Exner 1993, Mueller et al., 1995) a la contaminación por nitratos y la mayoría de los pozos considerados en el presente estudio tienen una profundidad menor a 30 m. Por lo que se sugiere que las altas concentraciones de N-NO_3 encontradas en el acuífero de Maneadero se deben a la aplicación excesiva de fertilizantes.

Daesslé et al. (2005) mencionan que las bajas concentraciones de N-NO_3 en pozos cercanos al mar se deben a la dilución de agua subterránea por agua salina, ya que es el comportamiento opuesto al que presentan los SDT, donde se observa que las concentraciones de N-NO_3 son mucho mas bajas que los valores típicos encontrados en el agua subterránea de un acuífero. Las bajas concentraciones de N-NO_3 encontradas en zonas cercanas al arroyo San Carlos y San Francisquito-Las Animas, por lo general reflejan que son áreas de recarga del acuífero y de baja actividad agrícola, lo que coincide con lo encontrado en el presente trabajo.

4.3 Arsénico, Selenio y metales traza

Las concentraciones más altas de As fueron encontradas en las estaciones ubicadas al SW (estación 23, cercana a la falla de Agua Blanca, dentro de la subcuenca San Francisquito) del acuífero y al NW (estación 27, sobre el Arroyo San Carlos, en la subcuenca San Carlos). Sin embargo, estas concentraciones se encuentran por debajo del límite de detección y muy por debajo de los límites permisibles establecidos por la NOM-127, EPA y WHO (Tabla I). En el Arroyo San Carlos se ha reportado la existencia de aguas termales (Vidal y Vidal, 1981), por lo que se sugiere que la muestra con relativamente alta concentración de As ($0.55 \mu\text{g L}^{-1}$) encontrada sobre el cauce del Arroyo San Carlos, es debido a la cercanía que existe a las aguas termales existentes en la zona. La concentración de As ($0.79 \mu\text{g L}^{-1}$) encontrada al SW del acuífero,

también se asocia a aguas termales existentes en la zona, producto de la presencia de la Falla de Agua Blanca (Vidal and Vidal, 1981).

La fuente de As en la mayoría de los casos es natural, relacionada principalmente con el As de rocas y minerales (*Armienta et al.*, 2000), por lo que se infiere que en la zona noreste (subcuenca San Carlos) las concentraciones de As encontradas se asocian al tipo de roca (granodioritas) que se encuentran en la zona. En zonas mineralizadas las altas concentraciones de As en agua subterránea se producen por procesos naturales, principalmente por oxidación y disolución de minerales que contienen As. El As que proviene de estas fuentes tal vez es transportado lentamente a través de grandes distancias hacia zonas fracturadas del acuífero y con alta interacción agua-roca (*Armienta et al.* 2005).

Las bajas concentraciones de As en la mayoría de las muestras ubicadas en la zona centro-occidental, probablemente se deben a la dilución de agua subterránea con agua salina, ya que la concentración de As promedio en el agua de mar es de $1.5 \mu\text{g L}^{-1}$ (Smedley y Kinniburgh, 2002). Las estaciones de CESPE que presentaron concentraciones relativamente más altas de As se localizan al noreste del acuífero, cerca del Arroyo San Carlos. Sin embargo, las concentraciones de As fueron bajas comparadas con la norma, por lo que no representa ningún peligro para la salud de la población.

De los metales traza y metaloides estudiados el Se, presente en la mayoría de las estaciones (Tabla IX, anexo II), excede los niveles máximos permisibles establecidos por EPA, WHO y MDH (Tabla I). Estas muestras también exceden los máximos permisibles de Zn (Tabla I). Las máximas concentraciones de Se encontradas, comúnmente se asocian al tipo de roca de la zona de estudio, y a la aplicación de fertilizantes fosfatados (MDH, 1999). Las concentraciones de Se encontradas en el presente trabajo, son tan altas como las reportadas por Daesslé et al (2006), para el acuífero del Valle de Guadalupe, donde las máximas concentraciones de Se, Cu, Mo y N-NO₃, son asociados con el uso de fertilizantes en la agricultura. De acuerdo a la MDH (1999), las máximas concentraciones de Se son encontradas en acuíferos superficiales del Cuaternario y debido a que los materiales sedimentarios por los que está constituida la cuenca del acuífero de Maneadero pertenecen al Cuaternario. Se infiere que el Se proviene del material sedimentario de la zona y se introduce al agua subterránea a través del suelo, ya que el Se es sumamente móvil en agua subterránea bajo las condiciones de reducción y oxidación (Reimann and Caritat, 1998). Debido a que en las estaciones (6 y 20) que presentaron niveles máximos de N-NO₃, lamentablemente no se tomaron muestras para analizar metales y metaloides, no se puede definir una asociación entre el Se y el uso de fertilizantes. Los elementos traza que comúnmente también son asociados con fertilizantes son Cu y Mo. Sin embargo en ninguna estación del acuífero se presentaron altas concentraciones que sobrepasen los máximos permisibles.

4.4 Tritio

Con el objeto de determinar la edad del agua subterránea para el acuífero de Maneadero en la zona de recarga del Arroyo San Carlos, se determinó la actividad de tritio. Los resultados de las muestras 6 (3.8 UT) y 12 (3.1 UT) indican que son aguas recientes (menores de 5-10 años). Sin embargo, la concentración de Tritio para la muestra 13 perteneciente al Arroyo San Carlos, está por debajo del límite de detección utilizado (1.9 UT) y se interpreta como agua sub-moderna, recargada antes de 1952; o bien una mezcla entre agua sub-moderna y reciente (Clark y Fritz 1997). Lo anterior coincide con lo encontrado por Vidal y Vidal (1981), quienes sugieren un tiempo de residencia en una estación ubicada sobre el Arroyo San Carlos de 70-80 años, dichos valores son similares a los encontrados en el presente trabajo. Aunque en la técnica aplicada por Vidal y Vidal (1981) se utilizó al etano como gas contador.

La presencia de algunos metales y metaloides encontrados en las estaciones analizadas (Tabla X y XI; anexo II) aunada a los resultados obtenidos del fechado con tritio, que indican que la edad del agua subterránea es moderna en dos de las muestras, permite inferir que estos metales y metaloides se presentan por procesos de infiltración y mezcla de agua que proviene directamente de irrigación de cultivos, donde se localizan los pozos lo que coincide con lo reportado por Daesslé et al., 2006, para el Valle de Guadalupe.

4.5 Predicción de la dispersión de SDT, N-NO₃, y As considerando el Modelo Visual Modflow-SEAWAT.

En la dispersión de SDT, para los periodos de predicción 2006, 20015, 2020 y 2025, las zonas de enriquecimiento observadas en la zona centro-occidental y SW del acuífero, coinciden con las zonas de máximas concentraciones calculadas y reportadas en el presente trabajo para las estaciones 2, 4, 15, 16, 21, 28, 29, 22, 23, 25 y 30 (Tabla X, anexo I) y que se presentan en la figura 3. Las zonas de máximas concentraciones de SDT también coinciden con los vectores de dirección de flujo de agua subterránea, en donde se observa que los vectores de color azul, con dirección de oeste - este, indican el suministro de agua y en base a la dirección que presentan los vectores, se infiere que el agua que entra al acuífero en esta zona proviene del mar, debido a que se encuentran en la zona costera adyacente al acuífero. Sin embargo, en la zona central del acuífero observamos vectores de color rojo, que indican la dirección de la salida de agua del acuífero y ésta la podemos asociar a la extracción de agua subterránea por bombeo de agua en pozos, o bien, a salida de agua por flujo horizontal. Sin embargo, el flujo horizontal únicamente tiene la posibilidad de ocurrir en forma de manantiales en las terrazas aluviales y como descarga del acuífero hacia el mar. En el estudio realizado por CNA en 1999 mencionan que la salida de agua del acuífero por manantiales o como descarga del acuífero hacia el mar es nula, ya que solo existen nueve manantiales en el acuífero de Maneadero y su caudal es inferior a 2 Ls^{-1} , lo que representa una salida de $0.567 \text{ Mm}^3 \text{ a}^{-1}$. Con base en esta información se podría inferir que la

descarga horizontal es nula. Este volumen se cuantifica junto con las extracciones por bombeo y no se cuantifica de manera independiente. Por otra parte las descargas hacia el mar tampoco se consideran como una salida de agua debido a que prácticamente durante toda la historia piezométrica del acuífero, ha existido un nivel estático en la planicie costera, ligeramente inferior al nivel promedio del mar (CNA, 1999). Nuestras observaciones preliminares en el Estero de Punta Banda, sugieren que los cálculos de flujos horizontales deben ser reevaluados con mayor detenimiento y herramientas más sofisticadas. A través de la medición de SDT en agujeros de 40 cm hechos en la costa, frente a la desembocadura de los arroyos, se encontraron valores de SDT tan bajos como 0.760 g L^{-1}).

Con base en las zonas inactivas (figura 6) del modelo que representan las montañas o unidad semipermeable, al igual que en la base de los arroyos San Carlos y San Francisquito-Las Animas, también encontramos vectores color azul con dirección este-oeste, por lo que se infiere que el suministro de agua en estas zonas del acuífero es debido a infiltración de agua producto de las lluvias o escurrimientos.

Para los periodos de predicción, 2015, 2020 y 2025, se presenta un aumento en la concentración de SDT que va de los 1000 mg L^{-1} a los $\sim 25000 \text{ mg L}^{-1}$, en la zona norte del acuífero, lo que se asocia a un avance en la intrusión salina, y se constata con los vectores de dirección de flujo de agua subterránea (color azul)

que presentan una dirección de entrada oeste-este. A diferencia de la zona norte del acuífero de Maneadero, en el centro del acuífero se presenta una disminución progresiva en la concentración y cobertura del área rica en SDT en los periodos 2015, 2020 y 2025. Aquí, de acuerdo al modelo, se tendrá una concentración promedio de 1000 mg l^{-1} , valor que se encuentra en el límite permisible establecido por la norma mexicana, esto debido a que la extracción se mantiene constante al igual que la precipitación pluvial promedio.

En la predicción de N-NO_3 , se presenta una zona de enriquecimiento de N-NO_3 , y su área de dispersión se localiza en la zona centro-oriental del acuífero (estación 6). La presencia de los vectores nos permite observar que en la zona de máxima concentración de N-NO_3 ($\sim 40 \text{ mg L}^{-1}$) el flujo de agua proviene de la zona norte (Arroyo San Carlos). Sin embargo, la máxima concentración de N-NO_3 es muy puntual por lo que se infiere que la concentración de N-NO_3 encontrada en esa zona es por aplicación directa de fertilizantes compuestos de nitrógeno que son rápidamente transportados a través del suelo (Daesslé et al; 2005). Con base en el modelo se puede inferir que este contaminante es transportado principalmente hacia la zona sur del acuífero. Esto se observa con base en los vectores de dirección que muestran que el flujo de agua va hacia el sur, específicamente en la zona de enriquecimiento de N-NO_3 . Se infiere que en la zona de la dispersión de N-NO_3 , este compuesto proviene, en parte, de la zona norte, y otra parte es por aplicación directa, ya que en los periodos de

predicción 2015, 2020 y 2025 las zonas de enriquecimiento de N-NO_3 se separan, quedando como zonas aisladas o puntuales.

En el periodo 2006, en la zona norte (correspondiente a la estación 18, pozo de Cespe) del acuífero y en la desembocadura del arroyo San Carlos (correspondiente a las estaciones 7, 8, 12 y 14) se observan zonas de dispersión de N-NO_3 , con concentraciones $\sim 10\text{-}15 \text{ mg l}^{-1}$, que para los periodos de predicción 2015, 2020 y 2025, disminuyen en cuanto a dispersión espacial y la concentración se mantiene de manera puntual. De manera general en la predicción de la dispersión de N-NO_3 , en el acuífero de Maneadero se observa una disminución espacial de la concentración y esto es asociado a la dilución de la concentración de N-NO_3 provocada por la recarga constante de agua subterránea y la extracción constante promedio condiciones consideradas para modelar este escenario. También se consideró que los aportes de los N-NO_3 son los sitios ya localizados y documentados anteriormente.

Aunque las concentraciones de As se encuentran muy por debajo de los límites permisibles establecidos por la NOM-127, así como EPA, MDH y WHO (Tabla 1), se obtuvieron las predicciones de dispersión de As para el periodo 2006, 2015, 2020 y 2025. En el periodo de predicción 2015 las máximas concentraciones ($\sim 0.00077 \text{ mg l}^{-1}$) se encuentran en el arroyo San Carlos y en la zona SW del acuífero. Las máximas concentraciones de As encontradas se

asocian a la actividad hidrotermal localizada en el arroyo San Carlos y a la Falla de Agua Blanca (SW del acuífero) (Vidal et al, 1978).

Los vectores de dirección de flujo de agua nos permiten inferir que la dispersión de As en la zona norte del acuífero es a lo largo del arroyo San Carlos hacia la zona norte del acuífero (estación 18) en los periodos de predicción 2020 y 2025 principalmente.

5. CONCLUSIONES

De manera general en el período 2005 las concentraciones de SDT y N-NO₃, aumentaron con respecto a las concentraciones reportadas para estaciones similares en el año 2002 por Daesslé et al. (2005).

De los cinco pozos analizados de CESPE, todos se encuentran por encima de los niveles máximos permisibles establecidos por la NOM-127 y los valores establecidos por la WHO en 2003 para SDT. Únicamente un pozo de CESPE excede las concentraciones máximas permisibles de N-NO₃, en agua para uso o consumo humano establecido por la NOM-127.

Las máximas concentraciones de As encontradas al SW del acuífero se asocian a la actividad hidrotermal asociada a la Falla de Agua Blanca y al Arroyo San Carlos. Sin embargo, las máximas concentraciones encontradas en el presente trabajo no exceden los límites permisibles establecidos en agua para uso y consumo humano en las normas nacionales e internacionales. Las concentraciones de As encontradas en el presente trabajo se asocian a una fuente de origen natural.

Las concentraciones de Se en todas las estaciones analizadas, exceden los máximos permisibles por EPA, WHO y MDH. La presencia de Se, se infiere que

es debido al tipo de material sedimentario por el que esta constituido el acuífero de Maneadero.

El análisis de fechado con tritio en tres muestras tomadas en el acuífero de Maneadero, nos permite inferir que el agua del acuífero de Mandadero (en la zona del Arroyo San Carlos) es principalmente moderna (a sub-moderna) con un tiempo de residencia de 5 a 10 años.

El uso del modelo Visual MODFLOW-SEAWAT, permitió predecir a 20 años la dispersión de SDT, N-NO₃ y As, así como las direcciones de flujo de agua subterránea en la primera capa del modelo. Los resultados de la modelación indican que las concentraciones de SDT disminuyen espacialmente en la zona central del acuífero desde el año 2015 hasta el 2025 manteniendo una concentración de ~1000 a 3000 mg L⁻¹. Por otro lado se observa un marcado avance de intrusión salina en la zona NW del acuífero con concentraciones que van de 10000 a 35000 mg L⁻¹. Es necesario mencionar que esto sucedería solo si se mantiene la extracción y la recarga constante. Sin embargo sabemos que esto es casi imposible, debido a que el constante crecimiento de la población, demanda mayor extracción de agua para uso y consumo humano en actividades cotidiana sy agrícolas principalmente.

En la predicción de la dispersión de N-NO₃ para los periodos de predicción 2015, 2020 y 2025 se observa que la dispersión espacial disminuye y las

concentraciones máximas se mantienen constantes de manera puntual. La disminución en la distribución espacial se asocia a una dilución en la concentración debido a la recarga constante de agua subterránea por escurrimientos de agua o infiltración por lluvia. Considerando que la actividad agrícola mantenga el uso y aplicación de fertilizantes con las condiciones actuales.

La dispersión de As en el periodo de predicción 2015, inicia de manera puntual en el Arroyo San Carlos y al SW del acuífero, pero hacia el año 2015 y 2020 la dispersión aumenta a lo largo del arroyo y se dirige hacia la desembocadura del arroyo San Carlos y en la zona SW aumenta la dispersión en la zona de la Falla de Agua Blanca. Hacia el año 2025 aparece una tercera zona de dispersión justo en la zona norte del acuífero.

Con la distribución espacial de los vectores de dirección de flujo de agua subterránea para los años de predicción 2015, 2020 y 2025 se infiere que la entrada de agua subterránea al acuífero de Maneadero es por intrusión salina en la zona NW del acuífero y por recarga natural debido a lluvia o escurrimientos de agua en la zona noreste y SE del acuífero, y que la salida de agua subterránea del acuífero de Maneadero es principalmente debido a la extracción de agua en pozos.

6. RECOMENDACIONES

Realizar un análisis de concentración de los metales asociados al uso de fertilizantes en los pozos que han presentado las máximas concentraciones de N-NO_3 y reevaluar los resultados para Se, ya que rebasaron la NOM-127.

Realizar muestreos en estaciones cercanas a la falla de Agua Blanca y a la zona de aguas termales del Arroyo San Carlos para determinar exactamente la concentración de As asociado a dichos sistemas hidrotermales.

Considerar todos los pozos de maneadero (366) como pozos de observación con los datos de recarga y extracción actualizados por lo menos al año 2004, para obtener un inventario completo de las entradas y salidas de agua al sistema del acuífero costero de Maneadero lo que nos permitirá una calibración adecuada del modelo y una predicción mas completa.

Para estudios futuros se recomienda realizar la calibración del modelo Visual Modflow-SEAWAT, considerando por lo menos dos escenarios. En el primero, la extracción aumenta y la precipitación pluvial se mantiene constante, y en el segundo la extracción aumenta y la precipitación pluvial disminuye.

7. LITERATURA CITADA

- Armienta M. A., R. Rodríguez, O. Cruz, A. Aguayo y N. Cenicerros, 2005. Environmental behavior of arsenic in a mining zone: Zimapán México. In Bundschuh, Battacharya and Chandrasekharam (eds), Natural Arsenic in Groundwater: Occurrence, Remediation and Management. Taylor y Francis Group, London, ISBN 04 1536 700X.
- Armienta M. A., R. Rodríguez, O. Morton, O. Cruz, N. Cenicerros, A. Aguayo y H. Brust, 2000. Health risk and sources of arsenic in the potable water of a mining area. In E. G. Reichard, F.S. Hauchmann y A. M. Sancha (eds), Interdisciplinary Perspectives on Drinking Water Risk Assessment and Management, Proc. Of the Santiago (Chile) Symposium, September 1998. IAHS Publication 260:9-16.
- Armienta M. A., G. Villaseñor, R. Rodríguez , L. K. Ongley y H. Mango, 2001. The role of arsenic-bearing rocks in groundwater pollution at Zimapán Valley, México, Environmental Geology, V 40, pp 571-581.
- Burnett W. C., M. Taniguchi y J. Oberdorfer, 2001. Measurement and significance of the direct discharge of groundwater into the coastal zone. Journal of Sea Research. 46/2, pp 109-116.
- Canter, L.W. ,1997. Nitrate in Groundwater. CRC Press, Boca Raton, USA.
- Cervantes-Mendel A. y M. A. Armienta, 2004. Influence of faulting on groundwater quality in Valle del Mezquital, Mexico. Geofísica Internacional. 43 (3) pp 477-493.

- Chen J., T. Changyuan, T. Sakura, J. Yu, y Y. Fukushima 2004. Nitrate pollution from agriculture in different hydrogeological zones of the regional groundwater flow system in the North China Plain. *Hydrogeological Journal*, 13:481-492.
- Cheng A. H. –D., 2004. *Coastal Aquifer Management*. Lewis Publishers. New York. USA.
- Clesceri L. S., A. E. Greenberg y A. D. Eaton, 1998. *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, 20th Edition, American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environment Federation, Washington.
- Comisión Nacional del Agua, 1991. Estudio de actualización piezométrica y geoquímica del Valle de Maneadero, Municipio de Ensenada, Baja California.
- Comisión Nacional del Agua, 1998. Actualización geohidrológica del acuífero BC – 12 Maneadero, Baja California.
- Comisión Nacional del Agua, 1999. Estudio de simulación hidrodinámica del Acuífero de Maneadero, B. C. Subdirección Técnica-Gerencia aguas subterráneas.
- Córdova-Bojórquez G., 1996. Riesgo de Contaminación del Acuífero de la Planicie Costera del Valle de Maneadero, Municipio de Ensenada, B. C., Tesis de Maestría en Administración Integral del Ambiente, CICESE-COLEF, Tijuana B. C., 173 p.

- Cruz-Falcón A, R. y Vázquez-González, 1989. Gravimetry of the Maneadero-Chapultepec Valley, Ensenada, B. C., with application to geohydrology, *Ciencias Marinas*, 15:21-38.
- Daesslé L. W., E. C. Sánchez, V. F. Camacho-Ibar, L. G. Mendoza-Espinoza, J. D. Carriquiry, V. A. Macías y P. G. Castro, 2005. Geochemical evolution of groundwater in the Maneadero coastal aquifer during a dry year in Baja California, Mexico. *Hydrogeology Journal*, 13:584-595.
- Daesslé L. W., L. G. Mendoza-Espinoza, V. F. Camacho-Ibar, W. Rozier, O. Morton, L. Van Dorso, K. C. Lugo-Ibarra, A. L. Quintanilla-Montoya y A. Rodríguez-Pinal, 2006. The hydrogeochemistry of a heavily used aquifer in the Mexican wine-producing Guadalupe Valley, Baja California, Mexico. *Environmental Geology*, 51:151-159
- Diario Oficial de la Federación, 1999. NOM-127-SSA1-1994 Salud ambiental, agua para uso y consume humano-Limites permisibles de calidad y tratamientos a que debe someterse el agua para su potabilización.
- Eichler, F. y D. Schulz, 1998. The nitrogen reduction programme in the Federal Republic of Germany. *Environmental Pollution*, 102:609– 617.
- Enot P. L., L. Li, H. Prommer y D. A. Barry, 2001. Effects of oceanic oscillations on aerobic biodegradation in coastal aquifers. *Geological Research. Abstracts, European Geophysical Society*. 3:18.
- Deutsch W., 1997. *Groundwater Geochemistry: Fundamentals and Applications to Contamination*, Lewis Publishers, New York, 221 p.

- Giblin A. E. y A. G. Gaines, 1990. Nitrogen inputs to a marine embayment: the importance of groundwater. *Biogeochemistry*, 10:309-328.
- Guo W. y G. D. Bennett, 1998. SEWAT version1.1: A computer program for simulations of groundwater flow of variable density, Missimer International, Inc., Fort Myers, FL, E.U.A.
- Guo W. y C. D. Langevin, 2002. User's guide to SEWAT: A computer program for simulation of three-dimensional variable-density ground-water flow, U.S. Geological Survey Open-File Report, 01-434, E.U.A. 79 p.
- Guzmán G., 1995. Elementos para la elaboración de un diagnóstico de la efectividad de la legislación ambiental en México, tema V: Contaminación del Agua. Facultad de Derecho. Universidad Autónoma de Baja California. México, 233 p.
- Harbaugh A. W. y M. G. McDonald, 1996. User's documentation for MODFLOW-96, an update to the U.S. Geological Survey modular finite-difference ground-water flow model. U.S. Geological Survey Open-File Report 96-0485, E.U.A. 56 p.
- Harbaugh A. W. E. R. Banta, M. C. Hill y M. G. McDonald, 2000. MODFLOW-2000, the U. S. Geological Survey modular ground-water model-user guide to modularization concepts and the ground-water flow process. U.S. Geological Survey Open-File Report 00-92, E.U.A. 121 p.
- Huyakorn P. S., P. F. Anderson, J. W. Mercer y H. O. White, 1987. Salt intrusion in aquifers: Development and testing of a three-dimensional finite element model. *Water Resource Research*, 23:293-319.

- Iversen T.M., K. Grant, K. Nielsen, W. J. Manning, y J. P. Dempster, 1998. Nitrogen enrichment of European inland and marine waters with special attention to Danish policy measures. *Environmental Pollution*, 102:771–780.
- Kass A., I. Gavrieli, Y. Yechieli, A. Vengosh y A. Starinsky, 2005. The impact of freshwater and wastewater irrigation on the chemistry of shallow groundwater: a case study from the Israeli Coastal Aquifer. *Journal of Hydrology*, 300:314–331.
- Kosnett, M., 1997. Clinical guidance in the evaluation of patients with potential exposure to arsenic in drinking water. Michigan Department of Community Health, Lansing, Michigan, 10 p.
- Langevin C. D., E. D. Swain y M. Wolfert, 2003. Flows, stages and salinities: how accurate is the SICS integrated surface-water/ground-water flow and solute transport model?" In: Florida Bay Program & Abstracts, Joint Conference on the Science and Restoration of the Greater Everglades and Florida Bay Ecosystem, Palm Harbor, FL, E.U.A.
- Langevin C., E. Swain y M. Wolfert, 2006. Simulation of integrated surface-water/ground-water flow and salinity for a coastal wetland and adjacent estuary. *Journal of Hydrology* (article in press).
- Li L., D. A. Barry y C. B. Pattiarachi, 1997a. Numerical modeling of tide-induced beach water table fluctuations. *Coastal Engineering*, 30: 105-123.
- Li L., y D. A. Barry, 2000. Wave-induced beach groundwater flow. *Advances in Water Resources*, 23:325-337.

- Li L., P. Enot, H. F. Prommer, Stagnitti y D. A. Barry, 2001. Effects of near-shore groundwater circulation on aerobic biodegradation in coastal unconfined aquifers. Proc. 1st Int. Conf Saltwater Intrusion & Coastal Aquifers. Ouazar D. y D.-H. A. Cheng (eds.), April 23-25, E. U. A.". Coastal Engineering, 30:105-123.
- Mares-Olmos M. A., 1996. Propuesta preliminar y de manejo del acuífero costero del valle agrícola de Maneadero, Baja California. Tesis de Maestría en Administración Integral del Medio Ambiente, CICESE-COLEF, Tijuana, B. C. México. 61 p.
- McDonald M. G. y A. W. Harbaugh, 1988. A modular three-dimensional finite-difference ground-water flow model; USG. E.U.A.
- McDonald M. G. y A. W. Harbaugh, 1984. A modular three-dimensional finite difference groundwater flow model, U.S. Geological Survey Techniques of Water Resources Investigations Report, Book 6, Chapter 1.
- Millham N. P. y B. L. Howes, 1964. Nutrient balance of a shallow coastal embayment: I. Patterns of groundwater discharge. Marine Ecology Progress Series, 112:155-167.
- Minnesota Department of Health, 1999. Minnesota pollution Control Agency: Selenium, Molybdenum, Vanadium and Antimony in Minnesota's Ground Water, Environmental Outcomes Division.
- Moore W. S. Large groundwater inputs to coastal waters revealed by ²²⁶Ra enrichments. Nature, 380:612-614.

- Muñoz H., M. A. Armienta, A. Vera y N. Cenicerros, 2004. Nitrato en el agua subterránea del valle de Huamantla, Tlaxcala, México. *Revista internacional de contaminación ambiental*, 20 (3) 91-97.
- Nielsen P., 1990. Tidal dynamics of the water table in beaches, *Water Resource Research*, 26:2127-2134.
- Nolan B. T., B. C. Ruddy, K. J. Hitt y D. R. Helsel, 1997. Risk of nitrate in groundwaters of the United States-A national perspective. *Environmental Science and Technology*, 31:2229-2236
- Olsthoorn T. N., 1996. Variable density modeling with MODFLOW, In: *Proceedings of the 14th Salt Water Intrusion Meeting*. MALMO. E.U.A. 51-58 p.
- Pacheco J., L. Marín, A. Cabrera, B. Steinich y O. Escolero, 2001. Nitrate temporal and spatial patterns in 12 water-supply wells, Yucatán, Mexico. *Environmental Geology*. 40:708-715.
- Pauwels H., P. Lachassagne, P. Bordenave, J. C. Foucher y A. Martelat, 2001. Temporal variability of nitrate concentration in a schist aquifer and transfer to surface waters. *Applied Geochemistry*, 16:583-596.
- Portnoy J. W., B. L. Nowicki, C. T. Roman y D. W. Urish, 1988. The discharge of nitrate-contaminated groundwater from developed shoreline to marsh-fringed estuary. *Water Resources Research*, 34(11):3095-3104.
- Post V. E. A., 2005. Fresh and saline groundwater interaction in coastal aquifers: Is our technology ready for the problems ahead?. *Hydrogeological Journal*. 13:120-123.

- Price M., 1998. *Introducing Groundwater*, Second Edition. Chapman & Hall. Great Britain, 178 p.
- Reimann C. y P. Caritat, 1998. *Chemical elements in the environment*. Springer Verlag. Smedley P. L. y Kinniburgh D. G. (2002) A review of the source, behaviour and distribution of arsenic in natural waters. *Applied Geochemistry*, 17: 517-568.
- Robertson W. D., J. A. Cherry y E. A. Sudicky, 1991. Ground-water contamination from two small septic systems on sand aquifers. *Ground Water*, 29 (1):82-92.
- Rodier J., 1989. *Análisis de las Aguas*. Ediciones Omega, S. A. Barcelona. P pp. 103-104.
- Sanchez-Rentería E. C., 2004. *Intrusión del agua de mar y la evolución Hidrogeoquímica del acuífero costero de Maneadero, Baja California*. Tesis de licenciatura. Facultad de Ciencias Marinas. Universidad Autónoma de Baja California. México. 69 p.
- Secretaría Recursos Hidráulicos, 1971. *Estudios Geohidrológicos en los Valles de San Quintín, Maneadero, Las Palmas y La Misión, Baja California Norte*.
- Secretaría Recursos Hidráulicos, 1974a. *Estudio Geohidrológico del Valle de Maneadero, Baja California Norte*.
- Secretaría Recursos Hidráulicos, 1974b. *Informe sobre los resultados de las investigaciones geofísicas efectuadas en el Valle de Maneadero, Baja California*

Secretaría Recursos Hidráulicos, 1976. Estudio Geohidrológico de la cuenca del Valle de Maneadero, Baja California Norte.

Secretaría Recursos Hidráulicos, 1977. Informe final del estudio geofísico del Valle de Maneadero, Estado de Baja California Norte.

Secretaría Recursos Hidráulicos, 1978. Estudio de factibilidad hidrológica en San Quintín y Maneadero B. C. N.; Diagnóstico del Valle de Maneadero.

Secretaría Recursos Hidráulicos, 1988. Actualización piezométrica y geoquímica del Valle de Maneadero, Municipio de Ensenada, Baja California.

Simmons G. M., 1992. Importance of submarine groundwater discharge (SGWD) and seawater cycling to material flux across sediment/water interfaces in marine environments. *Marine Ecology Progress Series*. 84:173-184.

Smedley P. L. y D. G. Kinniburgh, 2002. A review of the source, behaviour and distribution of arsenic in natural waters. *Applied Geochemistry*, 17:517-568.

Spalding R. F. y M. E. Exner, 1993. Occurrence of nitrate in groundwater- a review. *Journal of Environmental Geology*, 39:1001-1014.

Steinisch B., O. Escolero, y L. E. Marín, 1998. Salt-Water intrusion and nitrate contamination in the Valley of Hermosillo and El Sahuaral coastal aquifers, Sonora, Mexico. *Hydrogeology Journal*. 6:518-526.

- Thorburn P. J., J. S. Biggs, K. L. Weier y B. A. Keating, 2003. Nitrate in groundwaters of intensive agricultural areas in coastal Northeastern Australia. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 94 (2003) 49–58.
- Toth, J., 1963. A theoretical analysis of groundwater flow in small drainage basins. *Journal of Geophysical Research*, 68:4795–4812.
- Turner I. L., B. P., Coates y R. I. Acworth, 1997. Tides, waves and superelevation of groundwater at the coast. *Journal of Coastal Research*, 13:46-40.
- Valiela I., G. Collins, J. Kremer, K. Lajtha, M. Geist, B. Seely, J. Brawley y C. H. Sham, 1997. Nitrogen loading from coastal watersheds to receiving estuaries: new method and application. *Ecology Applied*, 7:358–380.
- Vidal V. M., V. F. Vidal, e J. D. Isaacs, 1978. Coastal submarine hydrothermal activity off Northern Baja California. *Journal of Geophysical Research*, 83(B4): 1757-1774.
- Vidal V. M. y Vidal F. V, 1981. Coastal submarine hydrothermal activity off Northern Baja California. 2. Evolutionary history and isotope geochemistry, *Journal of Geophysical Research*, 86(B10): 9451-9468.
- Walsh J. N., 1997. Inductively coupled plasma-atomic emission spectrometry, Longman, London.
- WHO, 1993. Guidelines for Drinking Water Quality. 1. Recommendations, 2nd Edition. World Health Organization, Geneva.

- Wilhelm S. R., S. L. Schiff, y J. A. Cherry, 1994b. Biogeochemical evolution of domestic waste water in septic systems: 1. Conceptual model. *Ground Water*, 32 6:905–916.
- Zhang W. L., Z. X. Tian, N. Zhang y X. Q. Li, 1996. Nitrate pollution of groundwater in Northern China. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 59: 223–231.
- Zekster I. S. y H. Loaiciga, 1993. Groundwater fluxes in the global hydrological cycle: past, present and future. *Journal of Hydrology*, 144: 405-427.

ANEXO I

Tabla II. Descripción de las capas del acuífero de Maneadero.

Capa	Descripción
1	Formada por arenas aluviales, constituye el estrato de mayor permeabilidad. Aflora en el terreno natural y sobreyace a la segunda capa. La información geofísica proporcionada por CNA (1999), reveló la profundidad de su límite inferior, mientras que el estudio de la geología superficial facilitó su delimitación en planta.
2	Se tomó la distribución en planta de la capa de material localizado bajo la primera capa con base en los perfiles y algunos perfiles estratigráficos de pozos reportados en CNA (1999). En esta capa se incluye un cuerpo arcilloso. También abarca la mayoría de las rejillas de los pozos.
3	Capa de basaltos fracturados. La base de la capa es el basamento de la región (batolito peninsular). Contiene material de baja permeabilidad (CNA, 1999).

Tabla III. Módulos considerados dentro del programa Visual Modflow, aplicados durante la modelación.

Modulo	Descripción	Figuras *
<i>river</i> , efecto de un río (RIV)	Las celdas para las que funciona el módulo river corresponden a los dos principales arroyos (San Carlos y San Francisquito-Las Animas) y actúan en la primera capa.	Figura 12
<i>GHB</i> , frontera de carga general (GHB)	Las celdas para las que funciona el flujo debido a una carga lejana cuya influencia depende de una distancia y que en este caso corresponden al efecto del nivel del mar en la costa y al potencial de las cargas en las montañas río arriba.	Figura 13
<i>recharge</i> , recarga (RCH)	Se incluye como recarga difusa, por infiltración y la recarga se obtiene al conocer la precipitación, escurrimiento y evapotranspiración y es de importancia por su considerable volumen y actúa en la primera capa.	Figura 14
<i>Evapotranspiration</i> (EVT)	En base a la tasa de evapotranspiración y profundidad del nivel freático en la capa superior, es posible incluir esta forma de salida distribuida sobre todo en la planicie arenosa	Figura 15

* Anexo II.

Tabla IV. Parámetros considerados en el modulo Rivers

Localización (arroyo)	Celda (ren,col,capa)	SDT Concentracion (mg/l)	Período (días) Inicio - paro	Elevación del nivel del río (m)	Base del material permeable (m)	Conduc-tancia (m ² / día)
San Carlos Punto de inicio	(17,21,1)	940	0 - 1825	80	70	100
San Carlos Punto final	(19,17,1)	1590	0 - 1825	80	70	100
San Francisquito Punto de inicio	(36,18,1)	1587	0 - 1825	90	80	100
San Francisquito Punto final	(33,13,1)	1587	0 - 1825	90	80	100

Tabla V. Parámetros considerados en el modulo GHB

Localización de frontera: Celdas (ren,col,capa)	Tiempo de Inicio (días)	Tiempo final (días)	SDT (mg/L)	Elevación de carga de GHB (m)	Conductancia (m ² / día)
San Carlos (arroyo)					
Punto de inicio de línea (9,27,1 ^a y 2 ^a)	0	1825	799	78	100
Punto de final de línea (15,27,1 ^a y 2 ^a)	0	1825	799	78	100
San Francisquito (arroyo)					
Punto de inicio de línea (47,27,1 ^a y 2 ^a)	0	1825	784	100	100
Punto de final de línea (49, 1 ^a y 2 ^a)	0	1825	784	100	100
Océano Pacífico					
Punto de inicio de línea (19,14,1)	0	1825	35000	0	150
Punto de final de línea (19,14,1)					

Tabla VI. Parámetros considerados en el modulo Recarga.

Tiempo de Inicio (días)	Tiempo final (días)	Recarga zona 1 (mm / año)	Recarga zona 2 (mm / año)	Recarga zona 3 (mm / año)
0	7300	40	70	50

Tabla VII. Parámetros considerados en el modulo *Evapotranspiración*.

Tiempo de Inicio (días)	Tiempo final (días)	Profundidad de extinción (m)	Evapotranspiración zona 1 (mm / año)	Evapotranspiración zona 2 (mm / año)
0	7300	10	10	80

Tabla VIII. Conductividad hidráulica y Almacenamiento específico.

Zona	Kx Ky [m/d]	Kz [m/d]	Ss[m]
1 	0.0001	0.00001	0.00001
2 	10	0.2	0.00010
3 	10	10	0.00010
4 	0.5	0.1	0.00001
5 	2.5	0.5	0.00006
6 	8	2	

Tabla IX. Distribución de los periodos de estrés para la predicción.

Periodo de estrés	Inicia día	Termina día	Fecha inicia – termina
1	0	365	Sep 2005 – Sep 2006
1	365	1460	Sep 2006 – Sep 2009
2	1460	1825	Sep 2009 – Sep 2010
3	1825	3650	Sep 2010 – Sep 2015
4	3650	5475	Sep 2015 – Sep 2020
5	5475	7300	Sep 2020 – Sep 2025

Tabla X. Resultados de los análisis para la campaña de muestreo Septiembre 2005, de agua extraída de pozos, en el acuífero de Maneadero, Baja California.

Est.	Parcela	CNA/CESPE	Longitud °O	Latitud °N	Cota de Brocal** msnm	Extracción**	Temp °C	pH	SDT (g/l)	[N-NO3] mg/L	As µg L ⁻¹
						(1997) m ³ d ⁻¹	Septiembre 2005				Octubre 2002
1	Luna 43	210	116°35'.184	31°45'.3	10.68	132.2219178			2.35	2.4	0.1
2	Ramon Jaime	206	116°35'.229	31°44'.998	12	821.2438356	20.9	6.98	3.79	7.7	
3	Sembrador	472	116°35'.140	31°44'.572	10	408.2191781	21.0	7.17	3.86	11.9	
4	Mario Lucero	204	116°35'.116	31°44'.757	30.688	712.1182858	21.9	7.85	2.17	5.0	
5	Jersy	186	116°35'.086	31°44'.235	11.587	649.6517695	21.2	7.23	3.47	13.8	
6	Eliazar	-145	116°34'.518	31°44'.706	24.05	378.0821918	22.3	7.09	2.30	35.3	0.02
7	Murillo	144	116°34'.276	31°44'.798	20	277.4794521	22.9	7.4	1.64	8.4	
8	C N A	228	116°34'.276	31°45'.161	21.74	249.8660652	21.8	7.33	1.59	9.7	
9	C N A	1	116°33'.999	31°44'.752	18	136.9863014	24.4	7.16	2.54	15.7	
10	Guillermo Salcedo	464	116°33'.999	31°44'.591	13.772	305.0958904	23.7	7.29	2.02	10.1	
11	C N A	493	116°35'.2227	31°46'.165	12.77	136.9863014	21.9	7.5	2.62	3.7	
12	CESPE 1	235	116°34'.368	31°45'.39	71.7	749.5981956	19.9	7.8	1.14	4.4	0.18
13	San Carlos	246	116°32'.394	31°45'.786	36.23	208.2191781	20.5	7.57	1.59	2.1	
14	C N A	236	116°33'.999	31°45'.456	22.87	399.7857043	20.6	7.56	1.46	17.7	
15	Marrón	211	116°35'.466	31°45'.444	10.38	749.5981956	21.4	7.61	1.61	0.1	0.12
16	Carrillo	201	116°35'.28	31°44'.586	10	524.7187369	20.6	7.41	3.07	10.0	
17	CESPE 2	249	116°35'.116	31°45'.432	10.93	1061.930777	22.2	8.11	1.01	2.0	
18	CESPE 4	293	116°35'.406	31°46'.704	38.99	434.7669534	22.2	7.29	3.61	12.8	
19	C N A (CESPE)	215 (3)	116°33'.999	31°45'.8391	9.81	374.7990978	20.7	7.3	3.22	2.8	0.22
20	Bufadora E1 12-B	146	116°34'.932	31°43'.614	19.895	1071.726027	21.0	7.29	3.12	26.7	
21	Carpio	161	116°36'.36	31°43'.386	10.003	413.6986301	20.6	6.86	8.55	1.8	
22	Zorrillo (Alcalá)	443	116°36'.168	31°42'.57	47.586	2203.178082	20.3	7.88	3.19	7.6	
23	Cerca de 142	441	116°35'.898	31°42'.378	32	25.22465753	23.7	7.31	4.47	13.4	0.79
24	Parcela 196	385	116°34'.014	31°41'.772	50.67	1121.315068	21.2	7.56	1.59	1.9	0.3
25	C N A	349	116°36'.9	31°42'.204	15.173	265.7534247	23.0	7.44	5.21	1.8	

26	CESPE 4R	281	116°35'364	31°46'464	36.19	912.0111379	20.7	7.27	2.17	7.2	0.18
27	A San Carlos Cantera	244	116°32'892	31°45'816	29.76	243.8356164	19.7	7.43	0.94	0.3	0.55
28	Romero	194	116°35'778	31°44'418	9.59	437.2656141	21.5	7.01	4.65	1.4	
29	BMP de Mexico Parcela 151 El	195	116°36'15	31°44'532	8.755	434.7669534	21.3	7.02	4.71	0.2	
30	Salado	104	116°36'558	31°42'084	21.717	507.7753425	22.6	7.05	4.09	2.2	0.4
31	A. Fierro	91R	116°35'124	31°42'606	29.883	743.0849315	20.4	7.38	1.29	6.3	0.3
32	Solorio	327	116°34'89	31°40'272	59.933	155.5068493	25.1	7.51	1.29	0.1	
33	Hnos. Aguirre	141	116°31'938	31°40'764	99.055	23.14520548	20.2	7.21	n/a		

** Información tomada de CNA, 1999. Estudio realizado por Desarrollo y Sistemas, S.A. de C.V.

Tabla XI. Concentraciones de metales y metaloides

Estación	Parcela	Cd $\mu\text{g L}^{-1}$	Cu $\mu\text{g L}^{-1}$	Pb $\mu\text{g L}^{-1}$	Mo $\mu\text{g L}^{-1}$	Zn $\mu\text{g L}^{-1}$	Se $\mu\text{g L}^{-1}$	Sb $\mu\text{g L}^{-1}$
1	Luna 43	0.4	12.2	1.11	7.38	46.55	16.2	0.37
12	CESPE 1	0.86	8.57	0.65	6.41	5	15.42	0.72
13	San Carlos	0.37	14.63	2.04	8.21	82.79	8.42	0.46
15	Marron	0.23	9.03	0.54	7.41	13.41	6.01	0.33
16	Carrillo	0.42	10.42	2.35	5.85	189.71	38	0.3
18	CESPE 4	0.74	14.45	3.37	3.62	50.45	127.19	0.91
19	C N A (CESPE3)	0.63	7.14	2.45	4.21	133.91	34.64	0.76
20	Bufadora E1 12-B	0.21	7.93	0.7	3.23	16.22	27.4	0.27
21	Carpio	0.35	8.48	1.29	2.24	73.46	120.48	0.23
22	Zorrillo (Alcalá)	0.27	7.96	1.59	3.42	47.12	31.85	0.28
23	Cerca de 142	0.4	9.51	2.9	2.67	178.77	62.5	0.25
24	Parcela 196	0.31	6.54	1.53	4.55	136.25	22.5	0.3
25	C N A 349	0.35	11.76	2.26	4.16	108.49	64.99	0.31
26	CESPE 4R	0.63	13.01	1.28	5.5	18.84	30.99	0.76
27	A San Carlos Cantera	0.61	12.46	0.73	9.45	22.31	13.51	0.77
28	Romero	0.39	12.06	1.63	4.16	106.94	78.59	0.35
29	BMP de Mexico	0.25	7.8	0.8	2.96	22.34	82.79	0.28
30	Parcela 151 El Salado	0.43	37.48	2.46	4.12	122.69	80.18	0.26
31	A. Fierro	0.34	7.89	2.14	4.24	99.65	18.64	0.24
33	Hnos. Aguirre	0.33	7.72	0.82	2.3	126.71	43.24	0.26

ANEXO II

Modelación numérica

Distribución de variables consideradas dentro del Modelo Visual Modflow-SEAWAT.

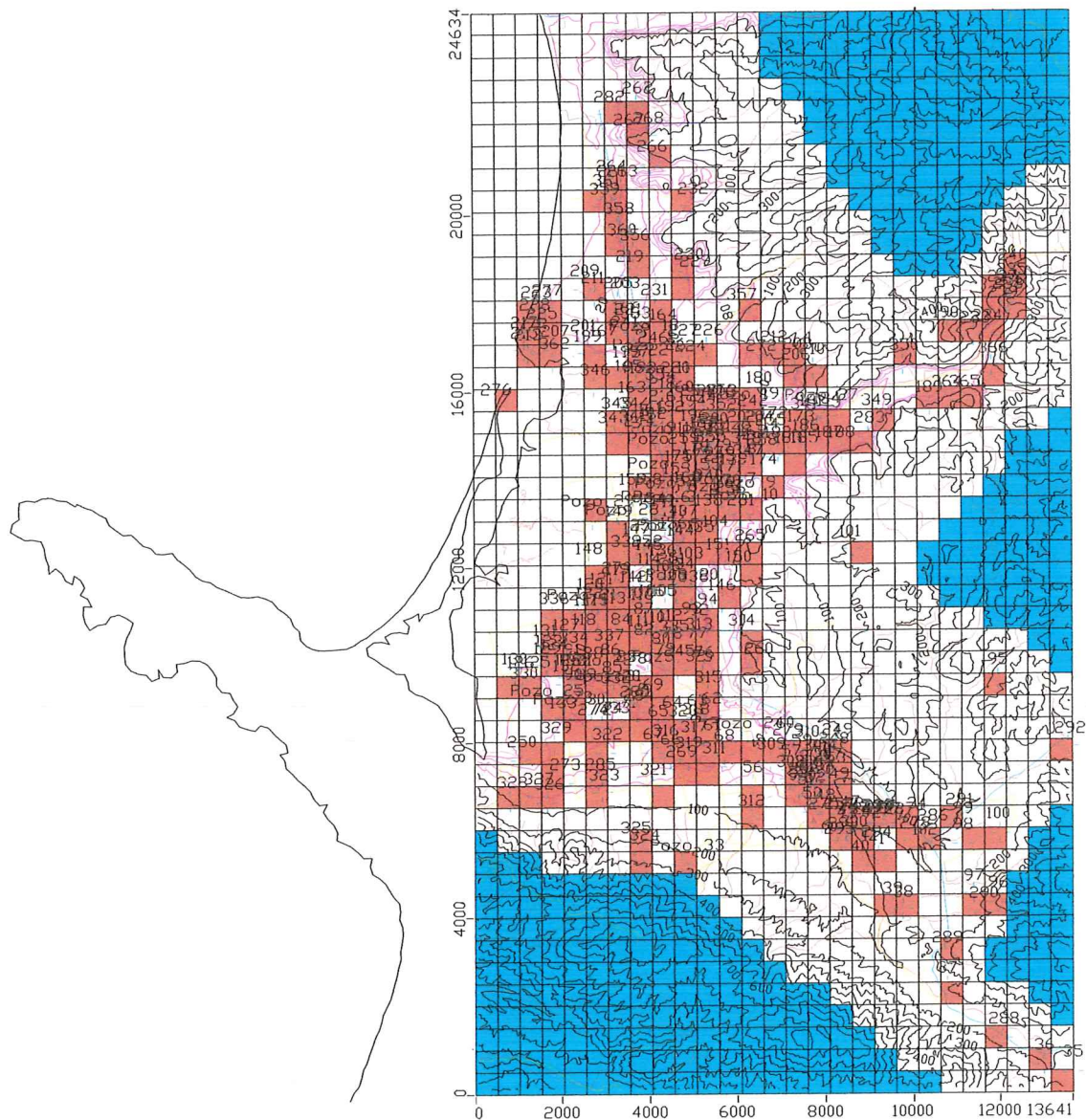


Figura 10. Diseño de la malla y distribución de pozos considerados dentro del programa Visual Modflow 4.1

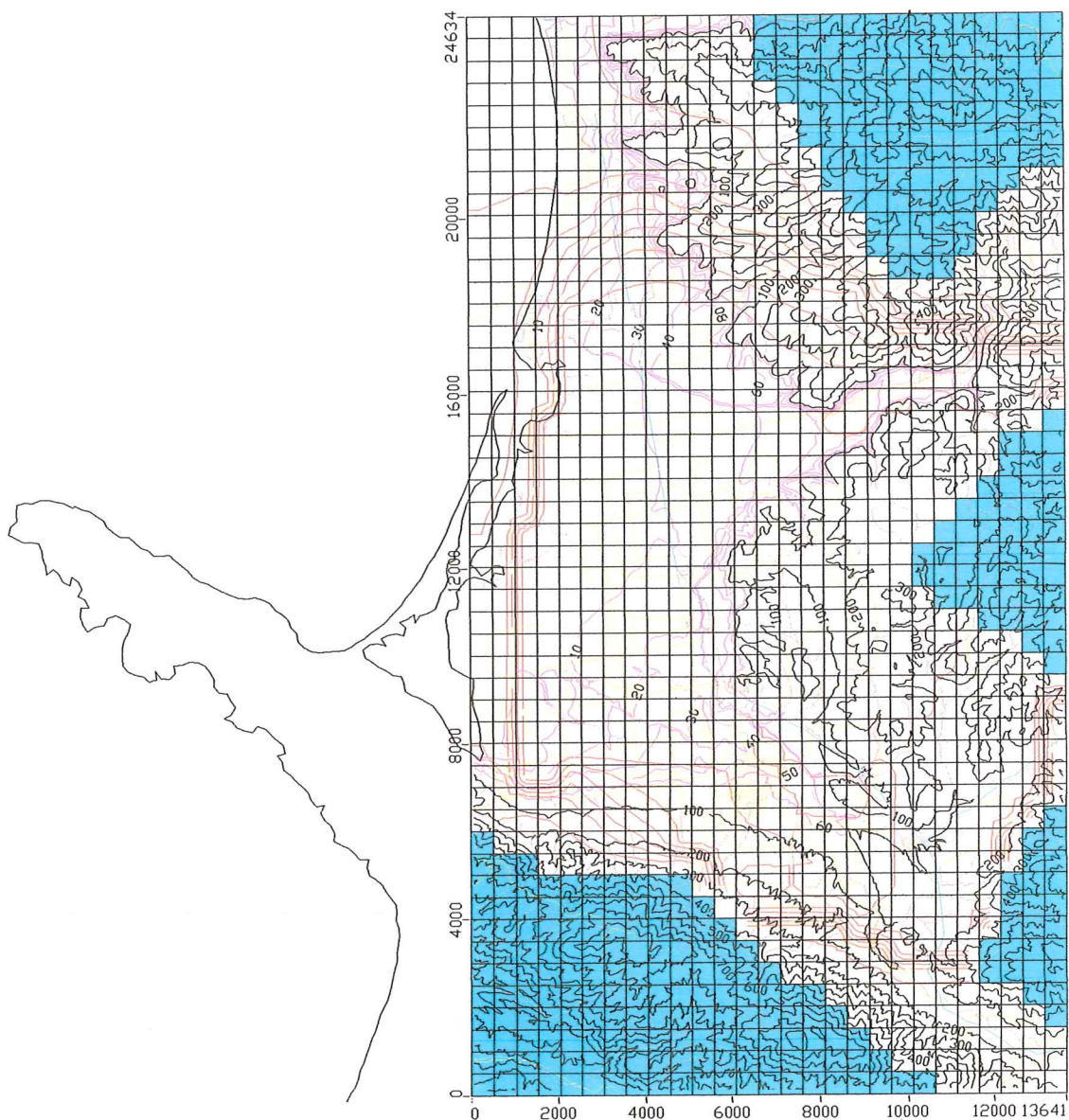


Figura 11. Condiciones iniciales de simulación.

Condiciones de frontera del Modelo Visual MODFLOW 4.1.

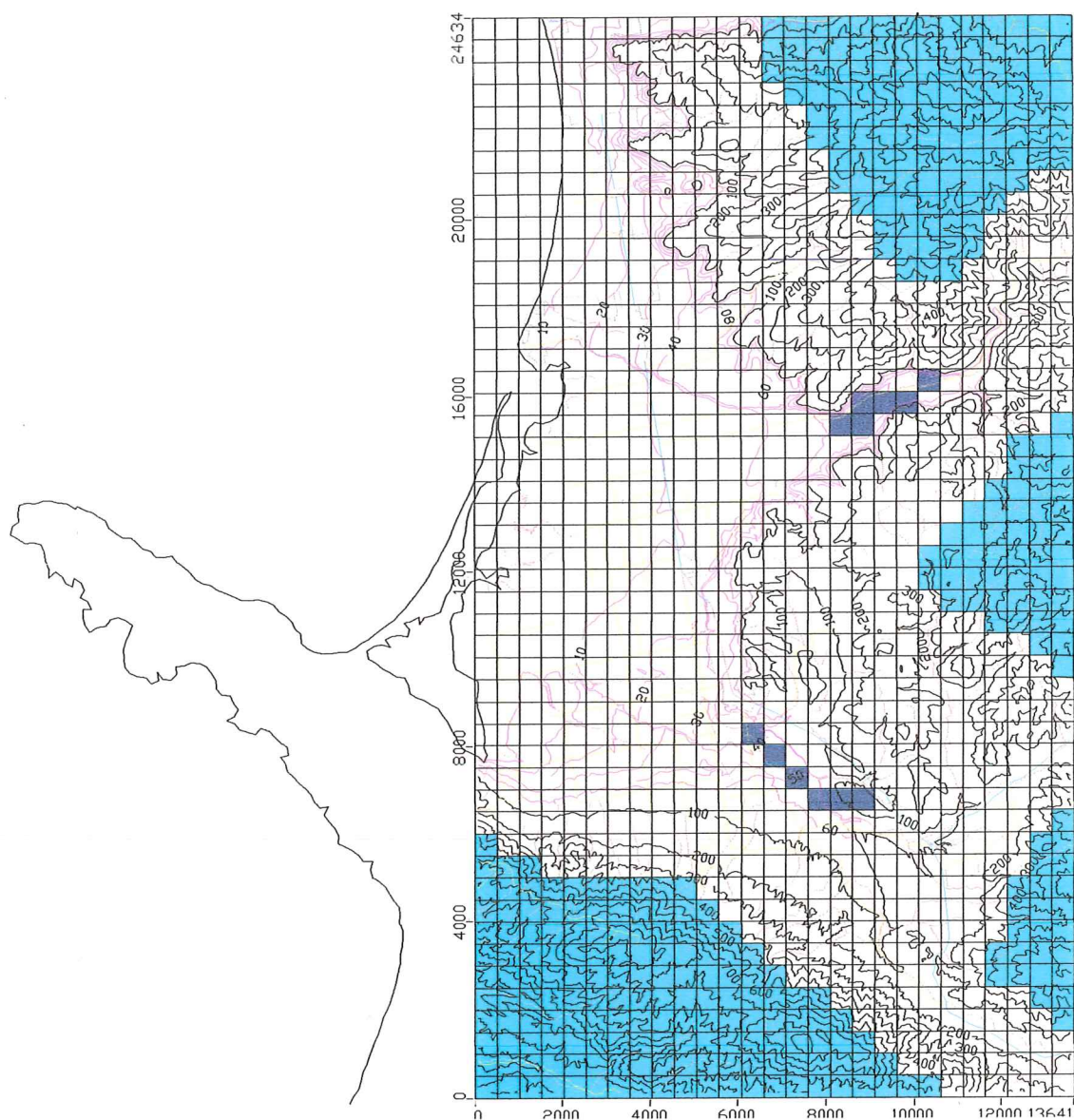


Figura 12. Celdas asociadas con el Modulo *Rivers*, consideradas dentro de la modelación hidrodinámica dentro del modelo Visual MODFLOW.

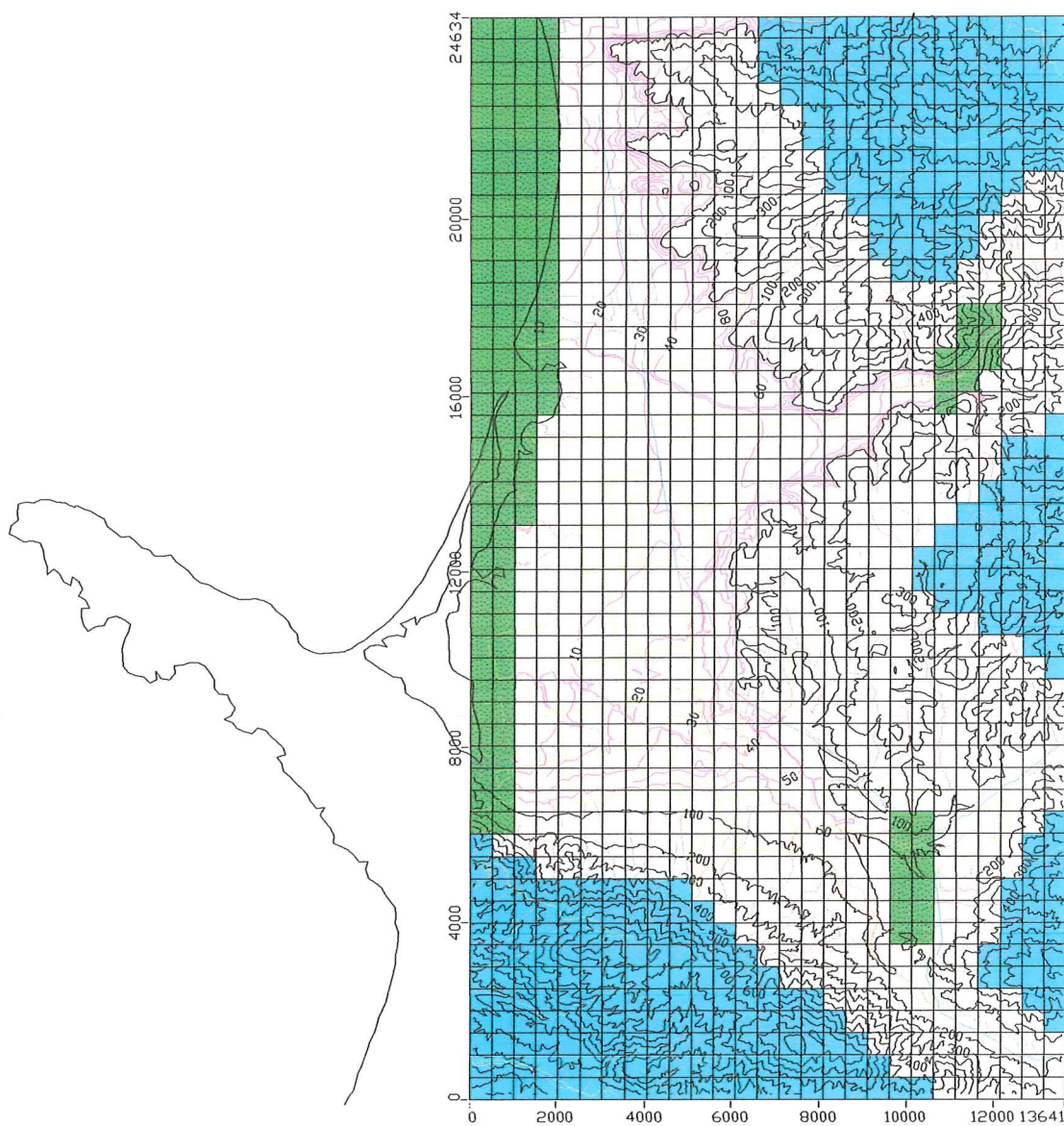


Figura 13. Celdas asociadas con el Modulo *GHB*, consideradas dentro de la modelación hidrodinámica dentro del modelo Visual MODFLOW.

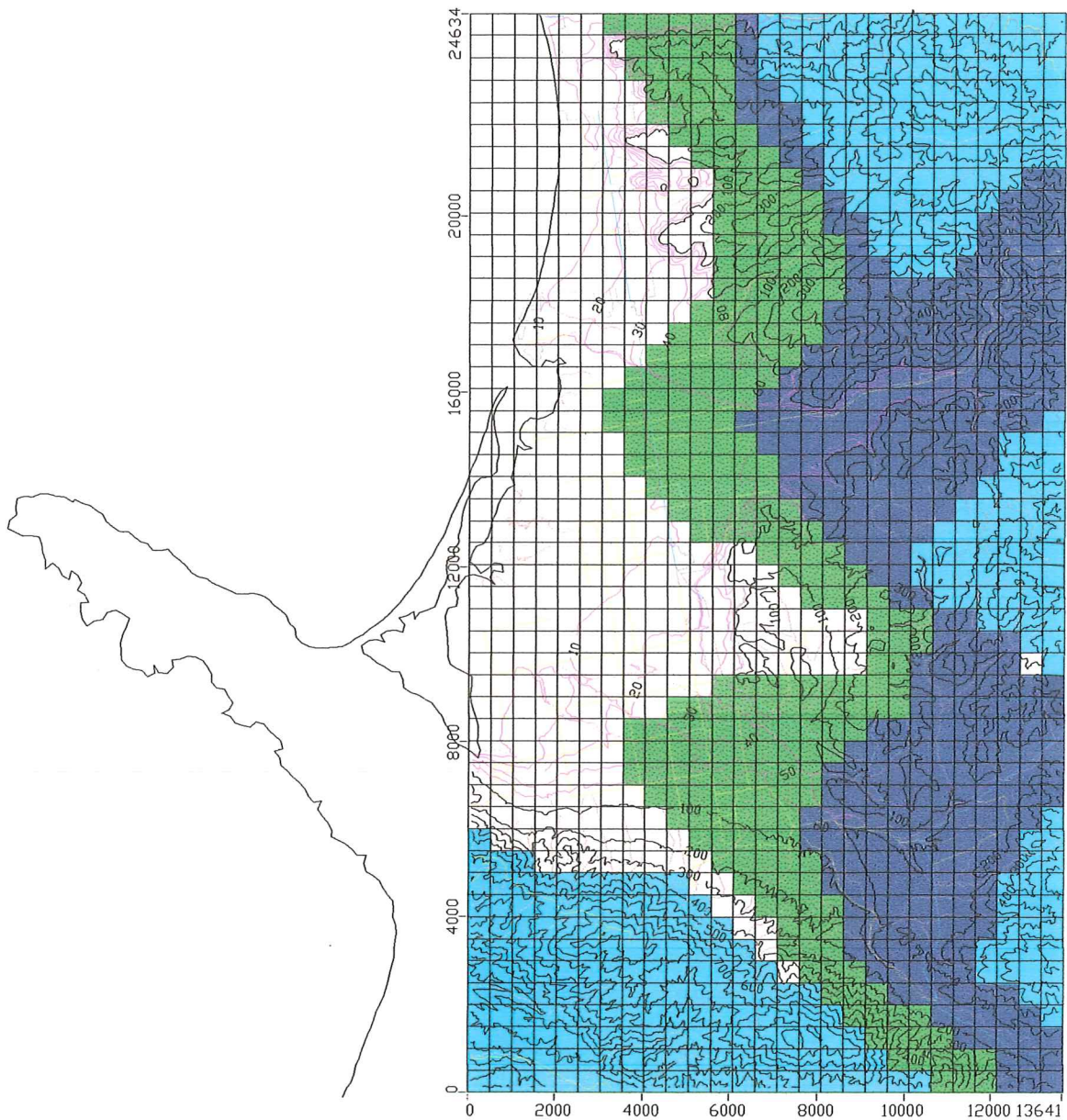


Figura 14. Celdas asociadas con el Modulo *Recharge*, consideradas dentro de la modelación hidrodinámica dentro del modelo Visual MODFLOW.

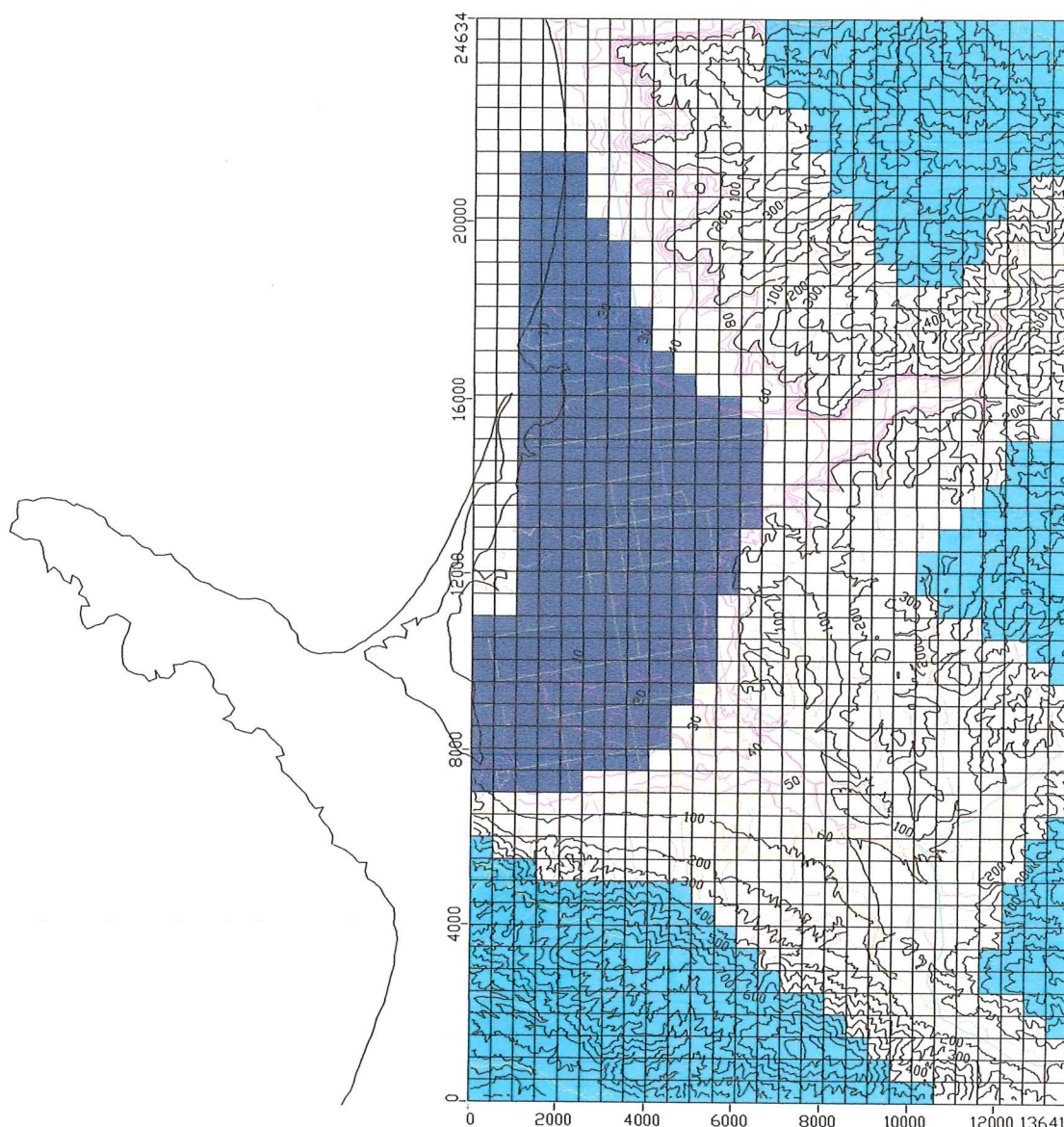


Figura 15. Celdas asociadas con el Modulo *Evapotranspiración (EVT)*, consideradas dentro de la modelación hidrodinámica dentro del modelo Visual MODFLOW.

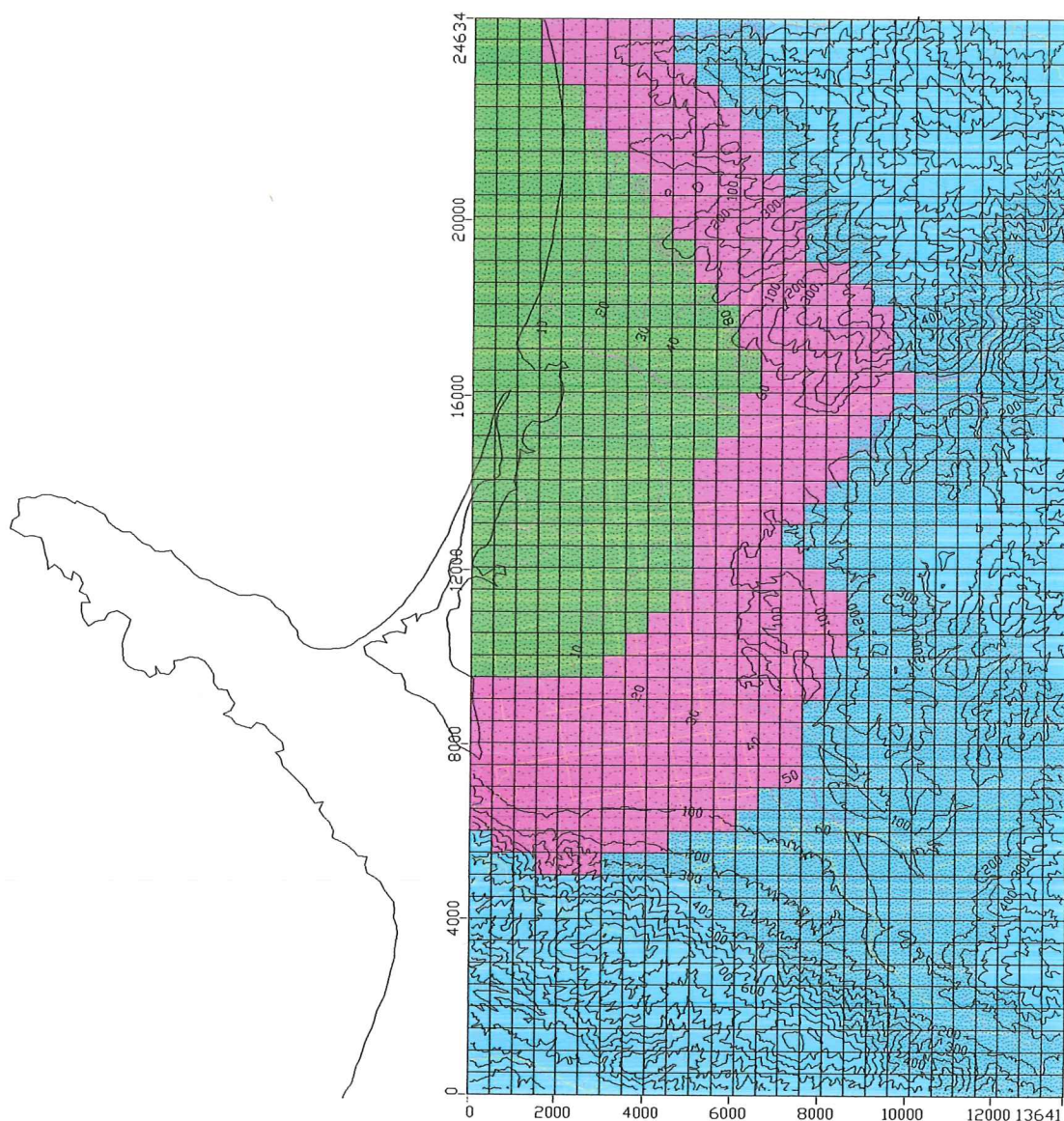


Figura 16. Distribución de la conductividad eléctrica en la capa 1 del modelo Visual Modflow, en el acuífero de Maneadero.

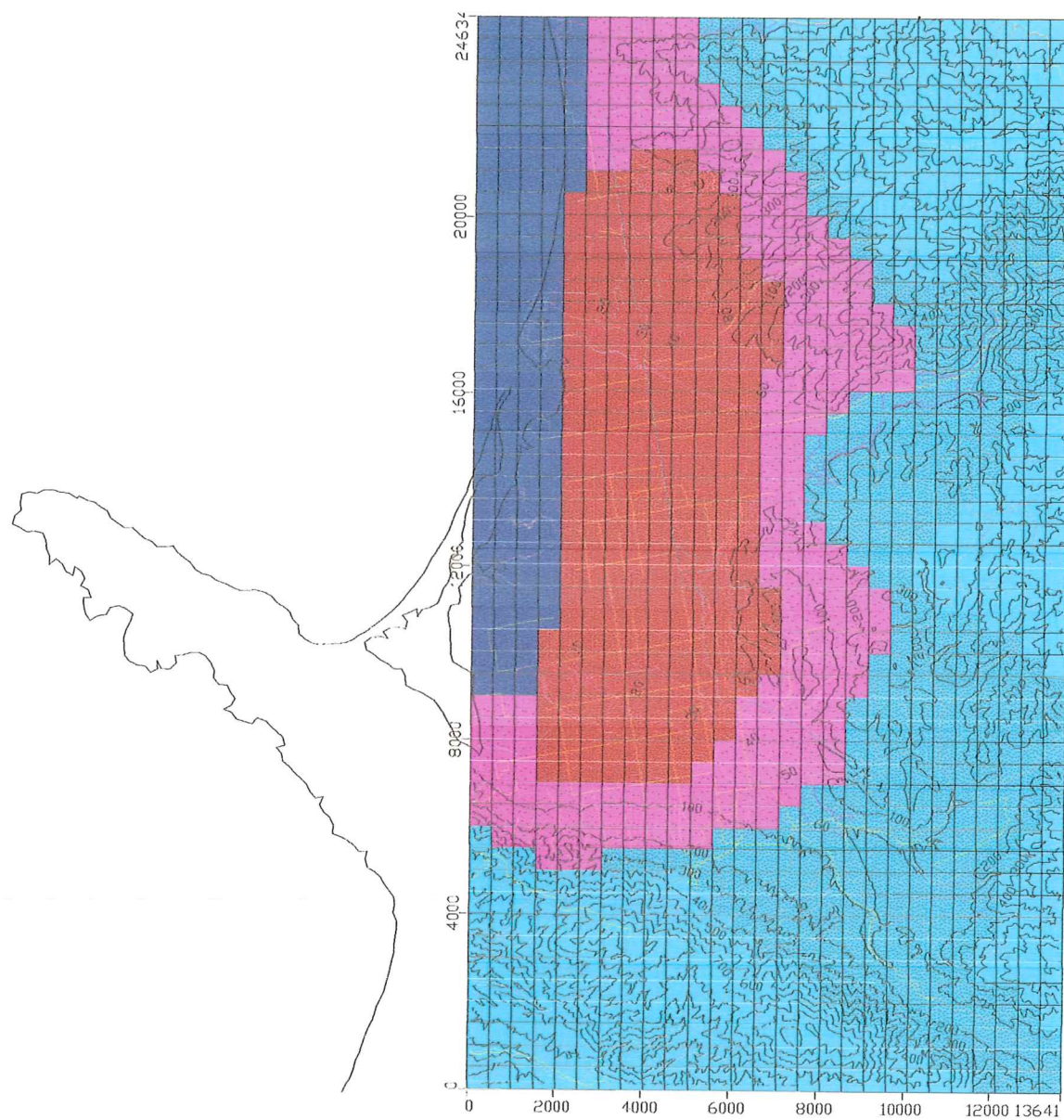


Figura 17. Distribución de la conductividad eléctrica en la capa 2 del modelo

Visual Modflow, en el acuífero de Maneadero.