



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO
PROGRAMA DE MAESTRÍA Y DOCTORADO EN INGENIERÍA
INGENIERÍA CIVIL – HIDRÁULICA

**EVALUACIÓN DE LA SOSTENIBILIDAD DEL AGUA SUBTERRÁNEA EN EL ACUÍFERO
DE LA ZONA METROPOLITANA DE LA CUENCA DE MÉXICO**

TESIS
QUE PARA OPTAR POR EL GRADO DE:
DOCTORA EN INGENIERÍA

PRESENTA:
ADRIANA PALMA NAVA

TUTORES PRINCIPALES
Dr. RAFAEL B. CARMONA PAREDES, INSTITUTO DE INGENIERÍA, UNAM
Dr. ALFONSO RIVERA BUSTOS, INRS-ETE, CANADÁ

COMITÉ TUTOR
Dr. RAMÓN DOMINGUEZ MORA, INSTITUTO DE INGENIERÍA, UNAM
Dr. ÓSCAR A. FUENTES MARILES, INSTITUTO DE INGENIERÍA, UNAM
Dr. FELIPE I. ARREGUÍN CORTÉS, INSTITUTO DE INGENIERÍA, UNAM

CIUDAD DE MÉXICO, SEPTIEMBRE 2022



Universidad Nacional
Autónoma de México



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

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

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

JURADO ASIGNADO

Presidente: Dr. Domínguez Mora Ramón
Secretario: Dr. Fuentes Mariles Óscar Arturo
1er. Vocal: Dr. Carmona Paredes Rafael Bernardo
2do. Vocal: Dr. Arreguín Cortés Felipe Ignacio
3er. Vocal: Dr. Rivera Bustos Alfonso

Posgrado en ingeniería civil, UNAM, Ciudad de México, México

TUTORES DE TESIS:

DR. RAFAEL B. CARMONA PAREDES



FIRMA

DR. ALFONSO RIVERA BUSTOS



FIRMA

DEDICATORIA

A mi hija, Helena, la luz de mi vida,
mi amor infinito, para siempre, por siempre

A mi madre, Irma⁺

Al Dr. Carlos Cruickshank Villanueva⁺

AGRADECIMIENTOS

A la Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM), por ser mi “alma mater”. Al Instituto de Ingeniería, al Posgrado en Ingeniería y a la Facultad de Ingeniería, de la UNAM.

A mis tutores Dr. Rafael Carmona y Dr. Alfonso Rivera por sus enseñanzas, orientación y consejos. A mis sinodales Dr. Ramón Domínguez, Dr. Óscar Fuentes y Dr. Felipe Arreguín por sus valiosas aportaciones para este trabajo. A los investigadores de la coordinación de Hidráulica, M.I. Víctor Franco, Dr. Jesús Gracia, Dr. Moisés Berezowsky, Dr. Edgar Mendoza y Dr. Rodolfo Silva que de forma directa o indirecta también forman parte del desarrollo de este trabajo. Al Dr. Luis Álvarez Icaza Longoria, por su apoyo para concluir esta tesis.

A mi equipo de trabajo, por su soporte y ayuda incondicional.

A todos mis compañeros del Instituto, académicos y administrativos.

A mi familia, amigas y amigos por ser parte importante en mi vida y un fundamento para cumplir esta meta.

CONTENIDO

1. INTRODUCCIÓN	1
1.1 Objetivos	3
1.2 Alcances	3
1.3 Hipótesis	4
1.4 Contribución del trabajo doctoral	4
2. GESTIÓN SOSTENIBLE DE LAS AGUAS SUBTERRÁNEAS, UN CAMBIO DE PARADIGMA	5
2.1 Elementos de la gestión sostenible del agua subterránea	6
2.2 Componentes de la gestión sostenible del agua subterránea	8
2.3 Gestión sostenible de las aguas subterráneas del acuífero de la Zona Metropolitana de la Cuenca de México (AZMCM)	9
2.4 Relevancia del agua subterránea del AZMCM	10
2.5 El cambio de paradigma	12
3. DESCRIPCIÓN DEL ÁREA DE ESTUDIO	15
3.1 Localización	15
3.2 Fisiografía	19
3.3 Clima	21
3.4 Hidrografía	23
3.5 Evolución de la extracción del agua subterránea en la ZMCM y el hundimiento del terreno	26
3.6 Usos del agua subterránea	33
4. A UNIFIED HYDROGEOLOGICAL CONCEPTUAL MODEL OF THE MEXICO BASIN AFTER A CENTURY OF GROUNDWATER EXPLOTATION	34
5. MODELO NUMÉRICO DEL AGUA SUBTERRÁNEA DEL AZMCM	60
5.1 Introducción	60
5.2 Objetivo del modelo numérico del agua subterránea del AZMCM	62
5.3 Modelación matemática de flujo del agua en acuíferos y evaluación del hundimiento regional	63
5.4 Modelo numérico del agua subterránea del AZMCM	64
5.5 Implementación del modelo numérico del agua subterránea del AZMCM	69
5.5.1 Geometría de la malla de volúmenes finitos (discretización espacial)	69
5.5.2 Material que contiene cada volumen finito y sus propiedades	70
5.5.3 Elevaciones de la superficie del terreno	71
5.5.4 Elevaciones piezométricas iniciales y condiciones de frontera	73
5.5.5 Valores del volumen de bombeo	74
5.5.6 Valor de la recarga natural localizada en el espacio	76
5.5.7 Propiedades del material confinante (acuitardo)	86
5.5.8 Espesores del acuitardo	87
5.5.9 Manantiales	87
5.6 Calibración del modelo	88
5.6.1 Redes de monitoreo del nivel del agua subterránea	89
5.6.2 Evaluación de la red de monitoreo	91
5.6.3 Red de monitoreo del hundimiento del terreno	96
5.6.4 Calibración del modelo del AZMCM	96
6. EVALUACIÓN DE LA SOSTENIBILIDAD DEL AGUA SUBTERRÁNEA EN EL AZMCM	106

6.1	Indicadores de sostenibilidad de aguas subterráneas	106
6.2	Determinación de la sostenibilidad empleando la metodología de UNESCO	110
6.3	Definición de los indicadores para la evaluación de la sostenibilidad del agua subterránea del AZMCM	122
6.3.1	Información disponible para el AZMCM	124
6.3.2	Indicadores de cantidad	125
6.3.3	Indicador de calidad	129
6.4	Cálculo de indicadores de sostenibilidad del agua subterránea del AZMCM, con la metodología propuesta	132
6.4.1	Cantidad-abatimiento	132
6.4.2	Cantidad-hundimiento	133
6.4.3	Calidad	135
6.5	Evaluación de la sostenibilidad	136
6.6	Zonificación del AZMCM	137
6.7	Definición y evaluación del escenario para alcanzar la sostenibilidad	139
7. DISCUSIÓN GENERAL		144
7.1	Consecuencias de 100 años de explotación del agua subterránea	145
7.2	Conclusiones y futuras líneas de investigación	146
REFERENCIAS		147
ANEXO A Resumen de indicadores de sostenibilidad de agua subterránea		153
ANEXO B Challenges and experiences of managed aquifer recharge in the Mexico City Metropolitan area		161

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1.1	Evolución de la marcha urbana, desde 1980	2
Figura 2.1	Elementos de gestión sostenible del agua subterránea	6
Figura 2.2	Elementos y componentes de gestión sostenible del agua subterránea	8
Figura 2.3	Elementos y componentes de gestión sostenible del agua subterránea y del AZMCM	10
Figura 3.1	Área de estudio	15
Figura 3.2	Zona Metropolitana del Valle de México	16
Figura 3.3	Región Hidrológico - Administrativa XIII, Valle de México	17
Figura 3.4	Acuíferos delimitados administrativamente en la sub región Hidrológico - Administrativa XIII, Valle de México	18
Figura 3.5	Delimitación de la zona de estudio desde un contexto hidrogeológico. Acuífero de la Zona Metropolitana de la Cuenca de México	19
Figura 3.6	Rasgos fisiográficos de la Cuenca de México	20
Figura 3.7	Tipo de clima, Cuenca de México	22
Figura 3.8	Subcuencas, cuerpos de agua y ríos, Cuenca de México	24
Figura 3.9	Red hidrográfica simplificada, Cuenca de México	25
Figura 3.10	Evolución del hundimiento regional en el centro de la Ciudad de México, 1898-2017	29
Figura 3.11	Relación de la evolución del suministro de agua a la ZMCM, crecimiento poblacional y hundimiento (modificado de Tamez, 1992; Santoyo et. al., 2005)	32
Figura 5.1	Esquema general de las componentes del modelo numérico del AZMCM, MOQTRIT	68

Figura 5.2	Discretización espacial del modelo del acuífero	69
Figura 5.3	Modelo Digital de Elevación de la cuenca del Valle de México (1995)	72
Figura 5.4	Modelo Digital de Elevación de la cuenca del Valle de México (2013)	72
Figura 5.5	Condiciones iniciales para 1990	73
Figura 5.6	Evolución de las extracciones en la modelación 1990-2017	75
Figura 5.7	Distribución espacial de la red de pozos de monitoreo del Valle de México	94
Figura 5.8	Evolución del número de registro de los pozos piloto	95
Figura 5.9	Pozos de observación, utilizados para las condiciones finales de calibración	97
Figura 5.10	Condiciones finales de calibración Carr. Chalco-Tlalmanalco km 5+000. Desv. carretera Miraflores Huexoculco. Cocotitlán	97
Figura 5.11	Condiciones finales de calibración. Colonia San Miguel Jacalones, Chalco	98
Figura 5.12	Pozos de observación, utilizados para las condiciones finales de calibración	98
Figura 5.13	Condiciones finales de calibración. Av. Ferrocarril Industrial No. 142 esquina con Norte 21, colonia Moctezuma, Venustiano Carranza	99
Figura 5.14	Condiciones finales de calibración. Calle Veracruz y Morelos, colonia Progreso, Álvaro Obregón	99
Figura 5.15	Pozos de observación, utilizados para las condiciones finales de calibración	100
Figura 5.16	Condiciones finales de calibración. Av. Canal Castera s/n Fracc. Hacienda San Pablo, Tultitlán	100
Figura 5.17	Condiciones finales de calibración. Calle Miguel Hidalgo y Gral. Emiliano Zapata, pueblo de Acolman. Acolman	101
Figura 5.18	Pozos de observación, utilizados para las condiciones finales de calibración	101
Figura 5.19	Condiciones finales de calibración. Calle Dos de Marzo s/n esquina con Av. Del Trabajo. Sta. María Chiconcuac	102
Figura 5.20	Condiciones finales de calibración. Km 23+500 Carretera México-Texcoco. Los Reyes La Paz	102
Figura 5.21	Valores observados vs valores calculados.	103
Figura 5.22	Comparación de la evolución de los hundimientos calculados y observados para el Centro de la Ciudad de México	104
Figura 5.23	Comparación de la evolución de los hundimientos calculados y observados para Chalco	104
Figura 5.24	Comparación de la evolución de los hundimientos calculados y observados para Texcoco	105
Figura 6.1	Balance hídrico en la zona de estudio	110
Figura 6.2	Escala con valores cualitativos de sostenibilidad	120
Figura 6.3	Evaluación de la sostenibilidad del agua subterránea del AZMCM, metodología UNESCO	120
Figura 6.4	Estructura general de la elaboración de indicadores propuestos para el AZMCM	124
Figura 6.5	Clasificación del ICA (CONAGUA, 2018)	130
Figura 6.6	Resultados del Indicador Abatimiento	133
Figura 6.7	Gráfica de hundimientos, tomada de Tamez, 1992	134
Figura 6.8	Resultados del Indicador Hundimiento	135
Figura 6.9	Resultados del Indicador Calidad.	136
Figura 6.10	Resultados de la evaluación de la sostenibilidad del agua subterránea en el acuífero de la Zona Metropolitana de la Cuenca de México	137
Figura 6.11	Resultados de la zonificación del acuífero de la Zona Metropolitana de la Cuenca de México.	138

Figura 6.12	Relación oferta-demanda del escenario sostenible	140
Figura 6.13	Indicador Abatimiento, año 2050	141
Figura 6.14	Resultados al 2050 del Indicador Hundimiento	142
Figura 6.15	Evaluación de sostenibilidad del agua subterránea al 2050	142
Figura 6.16	Zonificación del acuífero AZMCM al 2050, escenario sostenible	143

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 3.1	Descripción de climas en la Cuenca de México	21
Tabla 3.2	Resumen del censo de aprovechamientos subterráneos, 1990	30
Tabla 3.3	Resumen del censo de aprovechamientos subterráneos, 2007	30
Tabla 3.4	Volumen de agua subterránea empleado por uso (hm ³ /año)	33
Tabla 5.1	Unidades hidroestratigráficas en el acuífero	70
Tabla 5.2	Número de pozos con localización geográfica por acuífero	93
Tabla 6.1	Indicadores de sostenibilidad del agua subterránea, UNESCO, 2007	108
Tabla 6.2	Escalas de abatimiento y áreas correspondientes para AZMCM	114
Tabla 6.3	Escalas de abatimiento y áreas correspondientes para AZMCM	117
Tabla 6.4	Clases y escalas asociadas a criterios para evaluar la sostenibilidad	119
Tabla 6.5	Valores estandarizados de los indicadores de sostenibilidad	120
Tabla 6.6	Ficha de indicador 1: Abatimiento	126
Tabla 6.7	Ficha de indicador 2: Hundimiento	128
Tabla 6.8	Ficha de indicador 3: Calidad	131
Tabla 6.9	Puntuación, rangos y clasificación del Indicador Abatimiento	133
Tabla 6.10	Clasificación y puntuación del Indicador Hundimiento	135
Tabla 6.11	Clasificación y puntuación del Indicador Calidad	136
Tabla 6.12	Clasificación y puntuación para la zonificación del AZMCM	138

RESUMEN

La Zona Metropolitana de la Cuenca de México (ZMCM) se ha desarrollado desde la época de los aztecas gracias a la presencia de grandes cantidades de agua subterránea de buena calidad, sin embargo, el crecimiento de la población y extensión urbana, han afectado las condiciones de este recurso. Así el agua subterránea constituye, en materia de abastecimiento, el recurso más importante para satisfacer las diferentes demandas generadas por el desarrollo de la Zona Metropolitana.

Es por ello que el objetivo de este trabajo se enfoca en evaluar la sostenibilidad actual del agua subterránea y proponer acciones para mitigar los efectos adversos de su explotación. Para el análisis se definieron los elementos y componentes de gestión sostenible bajo un nuevo paradigma, enfocado a la zona de estudio y para establecer una metodología base para evaluar la sostenibilidad del recurso, en función de la calidad, cantidad, perennidad y libre acceso de la información relativa al agua subterránea, el acuífero y su gestión.

Este trabajo de investigación analiza, desarrolla y propone un modelo conceptual hidrogeológico actualizado del agua subterránea del acuífero de la ZMCM y un modelo numérico para representar la hidrodinámica del agua. Con estos dos métodos cuantitativos se evaluó la respuesta del acuífero bajo diferentes políticas de operación, además de estimar los efectos inherentes a su explotación: (a) abatimiento de los niveles del agua subterránea; (b) disminución del almacenamiento en el acuífero; (c) deterioro de la calidad del agua; y (d) hundimientos del terreno.

Con estos resultados se establecieron los umbrales asociados para definir las escalas de sostenibilidad para su evaluación. En conjunto estas herramientas desarrolladas permitieron identificar zonas en el acuífero bajo distintas características del agua subterránea en relación a su sostenibilidad para una mejor gestión y planificación de estrategias a implementar para mitigar los efectos adversos en una escala de tiempo de 30 años.

Al realizar este análisis, el resultado indica que la problemática está asociada principalmente al estado del agua subterránea, es decir, a la creciente demanda de agua para satisfacer a la población, agricultura e industria que supera la oferta. Otro resultado de gran importancia con este análisis es el efecto del reúso del agua y que el incremento significativo del mismo puede permitir reducir las condiciones críticas en relación al agua subterránea e incluso coadyuvar para lograr la sostenibilidad de este recurso.

1. INTRODUCCIÓN

En los últimos años la demanda del agua en el mundo aumentó considerablemente. Por su estabilidad en términos de calidad y cantidad, las aguas subterráneas han sido la fuente de abastecimiento para todos los sectores; en México, actualmente se satisfacen con agua subterránea aproximadamente el 30% de las demandas de riego agrícola y un 70% de las urbano-industriales.

En gran parte del territorio nacional el agua subterránea constituye, en materia de abastecimiento, el recurso único o complementario para satisfacer las diferentes demandas generadas por el desarrollo.

La Zona Metropolitana de la Cuenca de México (ZMCM) incluye a la Ciudad de México, capital de la República Mexicana, que, durante el transcurso de los últimos dos siglos, ha sido su principal polo de desarrollo socioeconómico, donde residen: los tres poderes oficiales, las secretarías, los mayores campus universitarios, museos y, además, cuenta con la mayor conectividad terrestre y aérea del país.

Aun cuando su superficie representa apenas el 0.93% de la extensión del territorio nacional, concentra al 19% de la población del país y el 26% de su producto interno bruto.

Esta región, presenta cada año nuevas zonas de desarrollo, con un crecimiento de la mancha urbana, donde se originan núcleos de desarrollo económico. Estos núcleos, representan a su vez fuentes de empleo que contribuyen a un incremento de la inmigración. Esta imparable fuerza de crecimiento se acompaña también de un proceso de re-densificación demográfica, por una parte, y de urbanización acelerada, en los alrededores de la Ciudad.

El crecimiento de las áreas urbanas, ha disminuido la recarga de los acuíferos e incrementado la magnitud de los escurrimientos. En los últimos treinta años la mancha urbana incrementó su extensión en un 82% (Fig. 1) y su población creció seis veces en los últimos 65 años.

Desde los años ochenta, la demanda de agua, superaba la capacidad anual de recuperación de los acuíferos y la sobreexplotación de los mismos se volvió una condición general en la Zona Metropolitana.

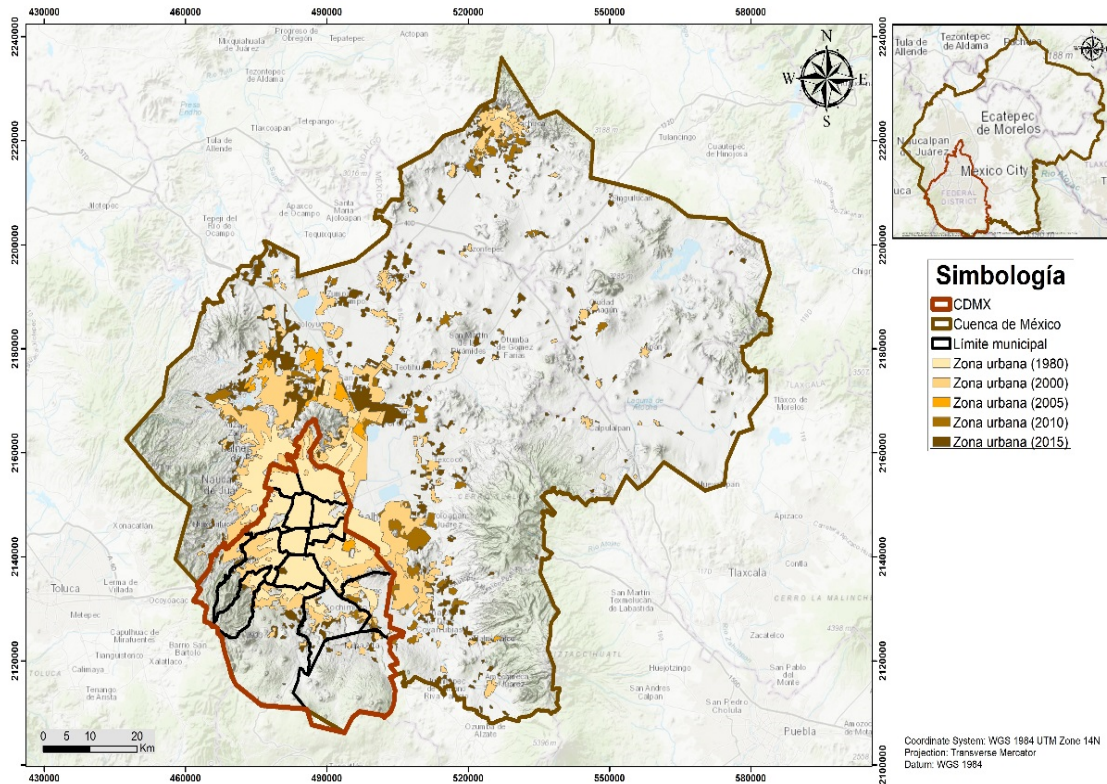


Figura 1.1 Evolución de la marcha urbana, desde 1980.

Así, el desarrollo de la ZMCM ha significado un verdadero reto en el ámbito político, social, económico, ambiental y muy particularmente, en el tema del abasto de agua. Para enfrentar los problemas de la ZMCM, ha sido necesario llevar a cabo obras de abastecimiento, distribución y drenaje de gran magnitud, como los acueductos que permiten importar agua desde las cuencas de los ríos Lerma y Cutzamala, las obras de drenaje profundo y toda la infraestructura del sistema hidrológico de la región para control y mitigación de inundaciones.

Todo lo anterior hace ver que en ZMCM es necesario llevar a cabo una administración del agua subterránea que requiere de métodos científicos avanzados. Esto involucra la capacidad de modelar conceptual y matemáticamente el agua subterránea y, de esta manera, tener la capacidad de predecir el comportamiento de los sistemas hidrológicos frente a diferentes condiciones de explotación.

Este trabajo de investigación analiza, desarrolla y propone un modelo conceptual hidrogeológico actualizado del acuífero de ZMCM y un modelo matemático para representar la hidrodinámica del acuífero. Estos dos métodos cuantitativos permitirán evaluar y predecir la respuesta del acuífero bajo diferentes políticas de

operación, además de estimar los efectos inherentes a su explotación: (a) abatimiento de los niveles del agua subterránea; (b) disminución del almacenamiento en el acuífero; (c) deterioro de la calidad del agua; y (d) hundimientos del terreno.

Se definen los elementos y componentes de gestión sostenible bajo un nuevo paradigma, enfocado a la zona de estudio, para establecer una metodología base para evaluar la sustentabilidad del recurso. Con estas herramientas desarrolladas se identificarán zonas en el acuífero bajo distintas características del agua para una mejor gestión y planificación de estrategias a implementar para lograr la sustentabilidad en una escala de tiempo corta.

La reflexión final de este trabajo lleva a situar al agua subterránea como un recurso críticamente importante, finito, valioso y vulnerable que bajo la gestión actual se está degradando su potencialidad, almacenamiento y calidad del agua.

1.1 Objetivos

- El objetivo general de este trabajo de investigación es “Definir el marco conceptual hidrogeológico y desarrollar el modelo numérico del acuífero de la ZMCM para evaluar su condición hidrodinámica y realizar predicciones de su evolución en cantidad y calidad, así como de los hundimientos del terreno ligados a la sobreexplotación del agua subterránea”.
- Definir indicadores de sustentabilidad para evaluar las políticas u acciones definidas en la propuesta de gestión integrada del acuífero de la cuenca de México.
- Analizar las consecuencias de la explotación del acuífero en los últimos 100 años, evaluando los cambios en cantidad, calidad y hundimientos; además de una aproximación de los costos económicos de la sobreexplotación.

1.2 Alcances

Los alcances de este trabajo son:

- Integrar la información relativa a: geología, hidroestratigrafía, hidrogeología, parámetros hidráulicos y piezometría, dirección de flujo y

calidad del agua.

- Definir del modelo conceptual hidrogeológico actualizado.
- Desarrollar del modelo numérico del acuífero de ZMCM.
- Calcular los balances de agua subterránea en la cuenca y su disponibilidad.
- Determinar de índices de sustentabilidad del acuífero.
- Evaluar el acuífero en 100 años de explotación en relación a la cantidad, calidad y evolución de hundimientos.
- Identificar acciones para alcanzar la sustentabilidad del acuífero, bajo distintas escalas temporales y acciones específicas.

1.3 Hipótesis

Las alteraciones naturales y/o antropogénicas al acuífero de la ZMCM provocan el abatimiento de los niveles del agua subterránea, trayendo como consecuencia el hundimiento del terreno y el deterioro de la calidad del agua.

1.4 Contribución del trabajo doctoral

La contribución principal de este trabajo de investigación radica en la actualización del marco conceptual hidrogeológico que es la base para la creación del modelo matemático del acuífero, con el cual se evalúan diferentes escenarios bajo diferentes programas y acciones dentro de una gestión integrada del acuífero de la Zona Metropolitana de la Cuenca de México.

Se pretende trasladar el conocimiento adquirido a nivel de ingeniería práctica, bajo el supuesto de que, al comprender la hidrodinámica del acuífero, se desarrolle una herramienta útil para la toma de decisiones. Además, este conocimiento ha de coadyuvar a la correcta estructuración del plan de gestión integral del acuífero.

Los resultados que se obtengan de este proyecto doctoral, podrán ser aplicados a otros acuíferos del país y del mundo desde el punto de vista metodológico.

2. GESTIÓN SOSTENIBLE DE LAS AGUAS SUBTERRÁNEAS, UN CAMBIO DE PARADIGMA

Existe una gran atención a nivel mundial sobre el desarrollo sostenible como un objetivo universal. El agotamiento de las aguas subterráneas es posiblemente uno de los mayores desafíos de sustentabilidad de la humanidad en el siglo XXI. Con los objetivos de desarrollo sostenible a solo una década de distancia, las autoridades del agua de todo el mundo tienen una necesidad urgente para concretar y definir medidas para garantizar que las comunidades se adhieran a las políticas de gestión de la forma más rápida y eficaz posible (Castilla, *et al.*, 2019).

Los Objetivos de Desarrollo Sostenible (ODS) fueron concebidos en la Conferencia de las Naciones Unidas sobre Desarrollo Sostenible, celebrada en Río de Janeiro en 2012, y adoptada por la Asamblea General de las Naciones Unidas en septiembre 2015. Son parte de un marco más amplio, de la Agenda 2030 de las Naciones Unidas para el Desarrollo Sostenible. Desde entonces, muchos países de todo el mundo se han comprometido a aplicarlos. El lento progreso visto en la implementación de los ODS, contrasta con las muchas implicaciones negativas de no implementarlos (ONU, 2020).

La creciente extracción del agua subterránea en México, la hace cada vez más inasequible, con los efectos inherentes de la sobreexplotación como deterioro de la calidad, hundimientos del terreno, salinización de suelos, intrusión salina en acuíferos costeros, entre otros. Aunado a esto, el mal uso de la definición de “disponibilidad” para el otorgamiento de concesiones o derechos de agua, representa un reto que debe atenderse para garantizar el acceso al agua y la seguridad hídrica incluyendo los efectos nocivos del cambio climático. De tal forma, nuestro país debe poner una especial atención en la gestión de los recursos hídricos, y particularmente en el agua subterránea bajo un enfoque distinto, ya que las prácticas actuales de gestión y manejo del recurso no han permitido atender la problemática desde hace ya varias décadas.

Debido a la anterior, es urgente empezar con acciones inmediatas que permitan planear la sustentabilidad de este recurso para garantizar a las futuras generaciones acceso al mismo y disminuir los impactos negativos socioeconómicos y ambientales.

La gestión sostenible toma los conceptos de la sostenibilidad y los sintetiza con los conceptos de gestión. La sostenibilidad tiene tres ramas: el medio ambiente, las necesidades de las generaciones presentes y futuras y la economía. El uso de estas

ramas crea la capacidad de un sistema para prosperar manteniendo la viabilidad económica y también satisfaciendo las necesidades de las generaciones presentes y futuras al limitar el agotamiento de los recursos. A partir de esta definición, se ha creado la gestión sostenible para ser definida como la aplicación de prácticas sostenibles en las categorías de negocios, agricultura, sociedad, medio ambiente y vida personal, gestionándolas de manera que beneficien a las generaciones actuales y futuras.

Mejorar la gestión del agua y en particular del agua subterránea requiere de un sólido conocimiento técnico y científico que permita dejar atrás una visión sectorial y segmentada. Se propone aquí una metodología que permita identificar las barreras que se ven actualmente con respecto a su implementación y evaluar lo que está en juego, si no se ejecutan debidamente.

2.1 Elementos de la gestión sostenible del agua subterránea

Los elementos que se deben incluir para gestionar las aguas subterráneas se enfocan en un contexto de política pública, la eficacia de la gestión y los méritos relativos de los esfuerzos regulatorios, y la importancia de los datos de alta calidad en la toma de decisiones de gestión. En la Figura 2.1 se presentan los elementos básicos que conforman la gestión del recurso.

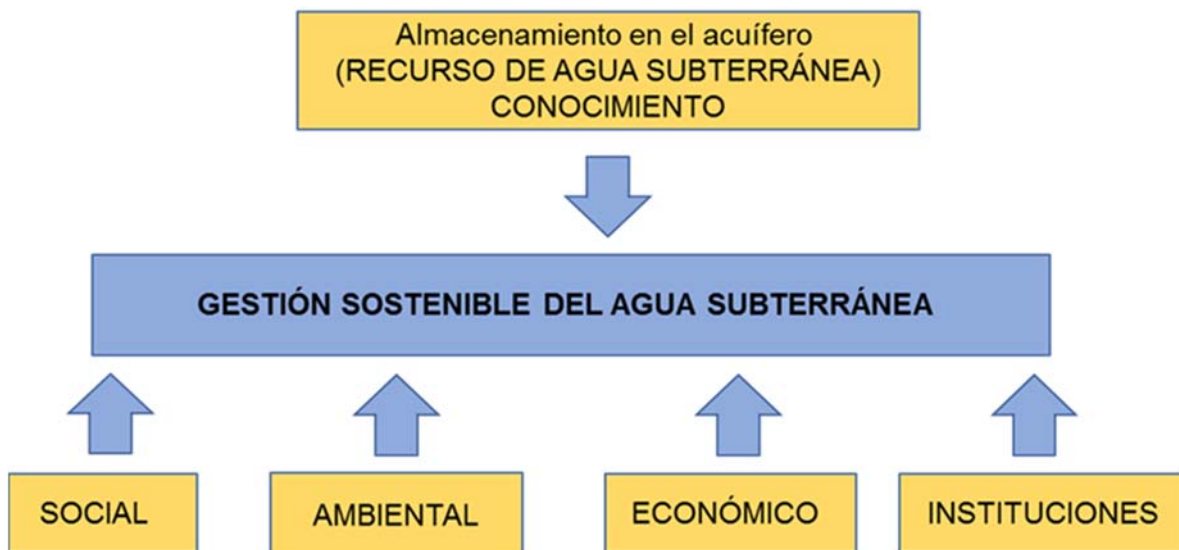


Figura 2.1 Elementos de gestión sostenible del agua subterránea (modificado de Rivera, 2008).

Cabe mencionar la importancia de hacer una diferenciación entre los términos acuífero y agua subterránea, ya que en la práctica suelen confundirse o mezclarse estos conceptos.

El agua subterránea es el recurso que se extrae del subsuelo, es decir, es el agua contenida en poros, huecos o fracturas en sedimentos no consolidados o rocas. Es el recurso a gestionar.

El acuífero es una formación geológica o conjunto de formaciones geológicas hidráulicamente conectadas entre sí, por las que circulan o se almacenan aguas del subsuelo que pueden ser extraídas para su explotación, uso o aprovechamiento y cuyos límites laterales y verticales se definen convencionalmente para fines de evaluación, manejo y administración de las aguas (Cruickshank, *et.al.*, 2019). Así el acuífero es la unidad, o delimitación geográfica de gestión. Debe acotarse que acuífero es un término relativo y puede variar en función de la zona de estudio y alcance del análisis de gestión.

Dada esta complejidad, la sustentabilidad de los recursos hídricos subterráneos requiere un conocimiento detallado de los componentes del balance hídrico de un acuífero dado, o cualquier otra unidad de manejo donde el agua subterránea es extraída por humanos y / o ecosistemas (Rivera, 2008).

De tal forma, una gestión sostenible requiere de conocimiento, básicamente de cuánta agua hay, pero como se presenta en la Figura 2.2, debe complementarse con otros cuatro elementos.

El **social** se refiere a que todas las personas que viven, trabajan y disfrutan del agua subterránea y otros recursos naturales tienen motivos para adoptar la sustentabilidad del agua subterránea como una responsabilidad compartida (Alley, 2004). La participación de las partes interesadas o de los usuarios del recurso ayuda a desarrollar una mejor comprensión de las demandas y facilita la divulgación de la información científica utilizada por los administradores (Jakeman, 2016).

Es interesante observar el contraste entre las reacciones al aumento de los precios de productos básicos como el petróleo, el gas y los alimentos, y las que se tiene hacia el agua, incluso cuando hay escasez o su calidad disminuye. Así, para una gestión sostenible es necesario desarrollar un análisis **económico** de la demanda de agua y los recursos hídricos. Esto, considerando los recursos de agua subterránea como parte integral de la disponibilidad del recurso, e incluir las necesidades del medio **ambiente** como parte de la demanda total de agua. Dado

que el agua no es un producto básico (al menos no se considera como tal), sino un activo natural para el beneficio de todos, se debe incluir una inversión a largo plazo en aguas subterráneas.

Debido a que el agua y las aguas subterráneas ya ocupan un lugar destacado en la lista de prioridades de los gobiernos, existe una mayor conciencia y apreciación del valor de las aguas subterráneas. Luego, las **instituciones** que están a cargo de los aspectos legales y normativos deben integrarse como elemento de gestión al hacer un análisis institucional enfocado a determinar las condiciones técnicas y administrativas en materia de gestión sostenible.

2.2 Componentes de la gestión sostenible del agua subterránea

Definidos los elementos, se deben establecer los componentes de gestión sostenible. Los mismos definirán las particularidades de cada zona de estudio y lo relativo al recurso (agua subterránea) y la unidad administrativa o de gestión.

De acuerdo a cada elemento en la Figura 2.2 se muestran las componentes.



Figura 2.2 Elementos y componentes de gestión sostenible del agua subterránea.

Todos estos componentes están relacionados y si no se incluyen en una gestión, la sustentabilidad no puede lograrse.

Aunque se ha definido la gestión integral, en términos generales, la definición debe acotarse a las particularidades de la zona de estudio. Se debe entender que cada condición es particular debido a las variables que se involucran.

En relación a esta idea se plantea a continuación la estructura de gestión sostenible del agua subterránea a escala regional, incluida la evaluación de la sostenibilidad, al AZMCM.

2.3 Gestión sostenible del agua subterránea del acuífero de la Zona Metropolitana de la Cuenca de México (AZMCM)

La metodología propuesta en este trabajo se basa en la premisa de que las aguas subterráneas en el AZMCM son un recurso limitado y frecuentemente se encuentra sujeto a problemáticas asociadas con su agotamiento, deterioro de la calidad, contaminación y los efectos inherentes a su explotación como hundimientos del terreno, agrietamiento, desecación y salinización de suelos. Su recuperación es compleja técnica y económicamente. Esta metodología pretende hacer frente a estas situaciones, mejorando la gestión.

Se adopta por supuesto, el enfoque de la gestión sostenible con el objetivo de satisfacer las necesidades actuales y futuras de la población, y medio ambiente.

Comúnmente, los estudios hidrogeológicos concentran su atención en la comprensión del funcionamiento del agua subterránea de los sistemas acuíferos, analizando su comportamiento de manera independiente de las consideraciones de manejo del recurso. Resulta indispensable avanzar en el enfoque no segmentado utilizado actualmente, mejorando la integración de los estudios técnicos con los componentes sociales, ambientales, legislativos y económicos de la gestión. De esta manera, los administradores pueden comprender a las aguas subterráneas como parte de un sistema que vincula la oferta con la demanda.

Es importante mencionar que esta metodología opera a partir de la hipótesis de que no hay dos situaciones iguales, cada una será diferente en términos de naturaleza física del problema, sus causas, las limitaciones institucionales o económicas, y de las soluciones disponibles, es decir, que se atiende las condiciones específicas del agua subterránea y el acuífero en la Zona Metropolitana de la Cuenca de México.

La acción crítica se centra en la necesidad de desarrollar, en una etapa temprana, la comprensión detallada de los problemas locales y sus causas, y los instrumentos y medidas para hacerles frente.

A continuación, se muestra un diagrama que esquematiza la estructura general de elementos y componentes para lograr la gestión sostenible en el AZMCM.

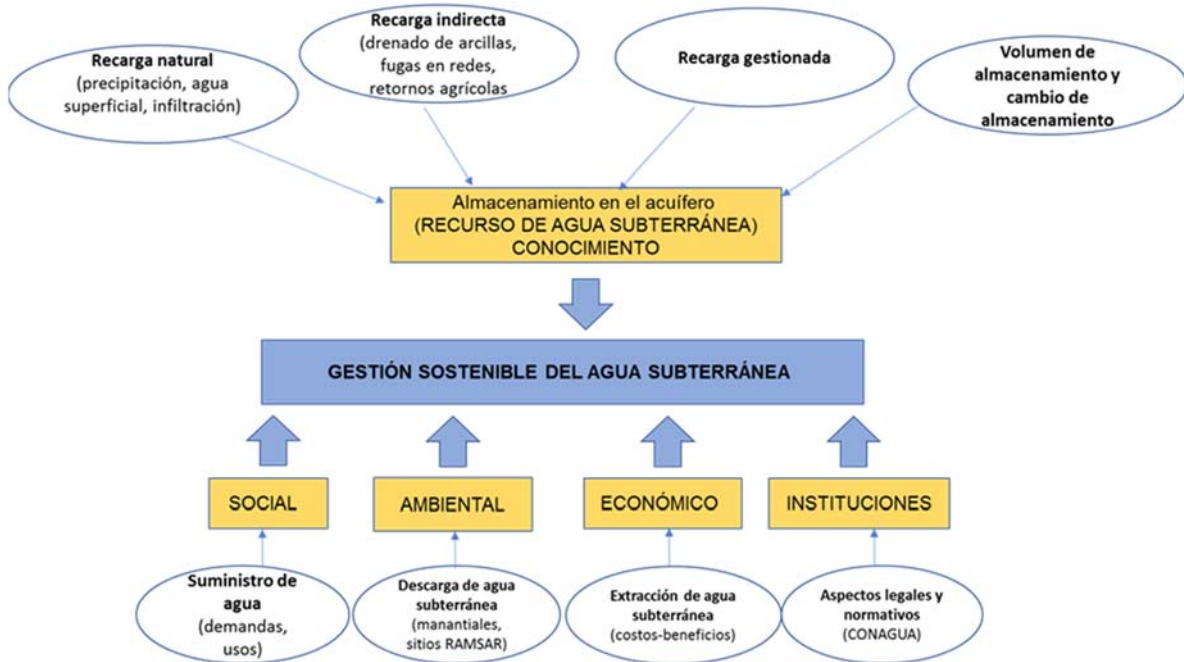


Figura 2.3 Elementos y componentes de gestión sostenible del agua subterránea y del AZMCM.

2.4 Relevancia del agua subterránea del AZMCM

La importancia de esta zona, es que la ZMVM es el centro económico, financiero, político y cultural de México. Con respecto a su población, es la tercera zona metropolitana más grande del mundo (OCDE, 2020).

Por su parte, la Ciudad de México ha sido durante el transcurso de los últimos dos siglos, el principal centro político, financiero, económico y cultural de la ZMVM y del país, donde se concentran: los tres poderes de la unión, las secretarías, museos, los más importantes campus universitarios con la mayor densidad de alumnos, además, cuenta con la mayor conectividad terrestre y aérea del país.

La población actual de la ZMVM es de 22.8 millones de habitantes, lo que representa el 19% de la población total del país y el 26% del producto interno bruto nacional, aun cuando su superficie representa apenas el 0.93% del territorio nacional (INEGI, 2020).

En los últimos 70 años, la ZMVM ha incrementado la extensión de su mancha urbana en un 300% y su población creció seis veces, pasando de una población de 3.6 millones de habitantes en 1950 a 22.8 millones de habitantes en 2020, por lo cual, cada año presenta nuevas zonas de desarrollo, dando como resultado un incremento en la inmigración debido a la creación de fuentes de empleo (INEGI, 2020).

Como se mencionó esta región constituye una porción única del país y del planeta; ubicada en una zona de alta sismicidad, en el lecho y las riberas de lo que fue un gran sistema lacustre, que comenzó a ser drenado a partir del siglo XVIII, y que hoy enfrenta diversos desafíos.

Su crecimiento ha tenido, consecuencias en el medio natural, con un severo proceso de afectación de sus ecosistemas:

- Desecación de los lagos sobre las cuales se ha asentado la ciudad
- Deforestación en las subcuencas que circundan la metrópoli
- Sobreexplotación del agua subterránea de acuíferos que genera hundimientos regionales y locales del terreno (subsistencia), fallas y deterioro de la calidad del agua
- Riesgo de inundaciones en temporada de lluvias
- Riesgo de desabasto en temporada de sequías

Así, el desarrollo de la ZMVM ha significado un verdadero reto en el ámbito político, social, económico, ambiental y muy particularmente, en el tema del agua. Para enfrentar los problemas de la ZMVM, ha sido necesario llevar a cabo obras de abastecimiento, distribución y drenaje de gran magnitud, como los acueductos que permiten importar agua desde las cuencas de los ríos Lerma y Cutzamala, las obras de drenaje profundo y toda la infraestructura del sistema hidrológico de la región para control y mitigación de inundaciones.

Los servicios de agua potable y alcantarillado han mejorado considerablemente durante los últimos lustros en buena parte de la ZMVM, básicamente en su cobertura, sin embargo, ante la ausencia o costos altos de nuevas fuentes de abastecimiento, cerca del 70% del caudal que se emplea es agua subterránea que es considerada ya como un recurso no renovable.

La reflexión lleva a situar al agua subterránea del acuífero como un recurso críticamente importante, finito, valioso y vulnerable que bajo la gestión actual se está degradando su potencialidad, almacenamiento en el acuífero y su calidad.

2.5 El cambio de paradigma

Se necesita un nuevo paradigma para la investigación y análisis de la sustentabilidad del agua subterránea del acuífero. La sobreexplotación del agua subterránea y la sobreexplotación de acuíferos son conceptos que se están convirtiendo en términos de uso común en gestión hídrica. Muchos hidrólogos, gestores y periodistas las usan para referirse a la extracción del agua subterránea de un acuífero intensamente o que presenta situaciones conflictivas.

Un nuevo vocabulario, nuevos conceptos y una mayor precisión en la terminología se han desarrollado en los últimos 20 años, sin embargo, existen desacuerdos porque los factores culturales, políticos, económicos y sociales difieren en todo el mundo. En México más que la consideración de los límites naturales, su modificación en el tiempo y los esquemas de explotación, son los límites jurisdiccionales los que rigen actualmente la definición de los acuíferos como unidad de gestión y administración.

Así se ha llegado a un punto en el que no se puede hablar sólo del acuífero sin ignorar las escalas de la dinámica del agua subterránea como un flujo o almacenamiento. Los problemas llegan cuando planificamos e intentamos implementar la gestión compartida. Tal es el caso de la Cuenca de México y del AZMCM. Se ha considerado hasta hoy que las condiciones del recurso subterráneo son iguales para toda la zona, o para los acuíferos considerados en la misma (Cuautitlán, Texcoco, Chalco y Zona Metropolitana de la Ciudad de México).

Es importante modificar esta gestión ya que depende de condiciones específicas y circunstancias locales. Por ejemplo, en el acuífero de Texcoco, se tienen condiciones de semiconfinamiento en algunas zonas con agua subterránea "fósil" en comparación con la zona norte del acuífero de la Zona Metropolitana, en condiciones de acuífero libre con explotación de agua subterránea "moderna". Por lo tanto, ese cambio de paradigma va enfocado a ¿debe considerarse el acuífero completo?

La propuesta en este trabajo es analizar los acuíferos dividiéndolos en sistemas de flujo de agua subterránea e identificando sus relaciones entre sí con base en necesidades y problemas científicos, sociales, económicos y políticos. Se pretende

definir el concepto de unidades de gestión de aguas subterráneas en el contexto del AZMCM (zonificación), reconociendo al mismo tiempo la naturaleza y extensión de los acuíferos (el contenedor).

Así, la gestión compartida no solo considera a las aguas subterráneas requiere nuevos elementos, por ejemplo, necesidades sociales, económicas y políticas, para complementar el conocimiento de la dinámica de las aguas subterráneas; estos nuevos parámetros deben incorporarse a los sistemas de flujo de agua subterránea cerca de los límites jurisdiccionales (límites establecidos por la Comisión Nacional del Agua). Idealmente, se debe privilegiar la gestión compartida de las aguas subterráneas y, al mismo tiempo, mejorar la gobernanza compartida de todo el acuífero para evitar el mal uso del agua subterránea (sobreexplotación, hundimiento del terreno, deterioro de calidad).

Otra reflexión a integrar en este nuevo paradigma es la conceptualización de la sobreexplotación que se define como la situación en la que durante varios años la extracción media de agua subterránea de un acuífero supera o se aproxima a la recarga media. Pero la cuantificación y también la superficie sobre la que se realiza la estimación de la recarga son a menudo muy inciertas, y pueden cambiar por actividades humanas, por la propia explotación del agua subterránea en el acuífero y por efectos del cambio climático. Sin embargo, en la práctica se suele considerar que hay sobreexplotación cuando se observan o se perciben ciertos resultados negativos, tales como un descenso continuo del nivel del agua, un deterioro de su calidad, disminución de la producción de los pozos, hundimiento del terreno, o daños a los ecosistemas.

Pero estos efectos no están necesariamente relacionados con el hecho de que la extracción sea mayor que la recarga, puesto que pueden ser simplemente el resultado de interferencias o del dilatado período transitorio que sigue a los cambios en los términos del balance de agua (escalas de tiempo del agua subterránea), y cuya duración depende de la extensión y geometría del acuífero, así como de sus propiedades hidráulicas, es decir de su permeabilidad y coeficiente de almacenamiento.

Las extracciones del acuífero suponen una disminución del almacenamiento de agua subterránea durante un periodo transitorio. Para decidir qué grado de "sobreexplotación" es aconsejable o admisible hace falta la consideración detallada y actualizada de los efectos de la explotación y las medidas de corrección que se adopten. Para esa decisión no basta con reglas generales y el apoyo de algunas observaciones indirectas. Se necesitan observaciones de control, buen

conocimiento del acuífero, desarrollo del modelo conceptual y cálculos o modelación del comportamiento, y todo ello en el marco de un conjunto de objetivos y políticas establecidas por una institución de gestión, con la implicación de aquellos que tienen un interés en el agua subterránea, y teniendo en cuenta los condicionantes ambientales y sociales.

La sobreexplotación del agua subterránea de acuíferos, que con frecuencia suele asociarse a algo éticamente malo, no tiene por qué ser necesariamente así durante cierto tiempo, sino una etapa en la evolución hacia un desarrollo sostenible. En la realidad la designación de sobreexplotación es principalmente un adjetivo que trata de calificar a una evolución preocupante bajo determinados puntos de vista, sin que tenga una significación hidrodinámica precisa. Para adoptar medidas de gestión y de protección se necesita la evaluación cuantitativa de la evolución del agua subterránea del acuífero y sus efectos, que se derivan de estudios de detalle en un contexto multidisciplinario y de datos fiables.

3. DESCRIPCIÓN DEL ÁREA DE ESTUDIO

Para entender muchos de los temas de diferentes disciplinas en relación a la Cuenca de México, es imposible separar cada una de las etapas de su historia, conocer cuáles eran sus condiciones iniciales, el cómo se fue transformando, la influencia del hombre para modificar sus condiciones hidrológicas y los efectos inherentes a esta evolución.

3.1 Localización

La zona de estudio se ubica en la Cuenca de México, en el Cinturón Volcánico Transmexicano (CVTM) antes llamado Faja Volcánica Transmexicana o Eje Neovolcánico (Figura 3.1).

Ubicada entre los paralelos 19° 03' 53" y 20° 11' 09" de latitud norte y los meridianos 98° 11' 53" y 99° 30' 24" de longitud oeste. Su extensión está constituida por porciones de los estados de Hidalgo, Tlaxcala, Puebla y México y por el área de la Ciudad de México.

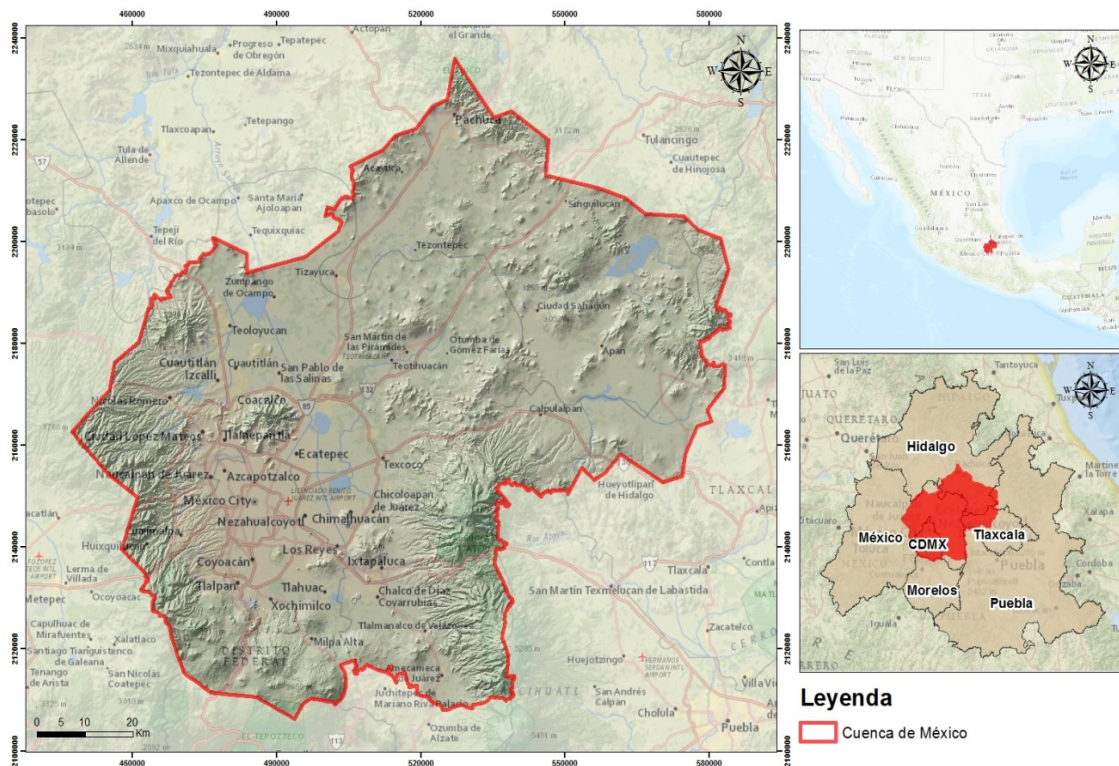


Figura 3.1 Área de estudio.

Dentro de esta cuenca se encuentra el Valle de México también llamado Valle del Anáhuac y comúnmente confundido con la Cuenca de México, este valle originalmente albergaba los lagos Texcoco, Xochimilco y Chalco.

Por cierta confusión literaria, hidrológica y geográfica es común que se iguale a la Cuenca de México con el Valle de México aun en asuntos oficiales. El Valle de México en sí solo es uno de los cuatro valles (Valle de Cuautitlán, Valle de Apan, Valle de Tizayuca y Valle de México) que forman la Cuenca de México.

Otro ejemplo de confusión es que se llame Zona Metropolitana del Valle de México (ZMVM) a la zona urbana que abarca el Valle de México, Valle de Cuautitlán y parte del Valle de Tizayuca, e incluso que a la Zona Metropolitana se le confunda con la Ciudad de México.

La ZMVM (Figura 3.2) geográficamente está conformada por 59 municipios del Estado de México, un municipio de Hidalgo y las 16 alcaldías de la Ciudad de México (CDMX), capital de la República Mexicana (INEGI, 2020).

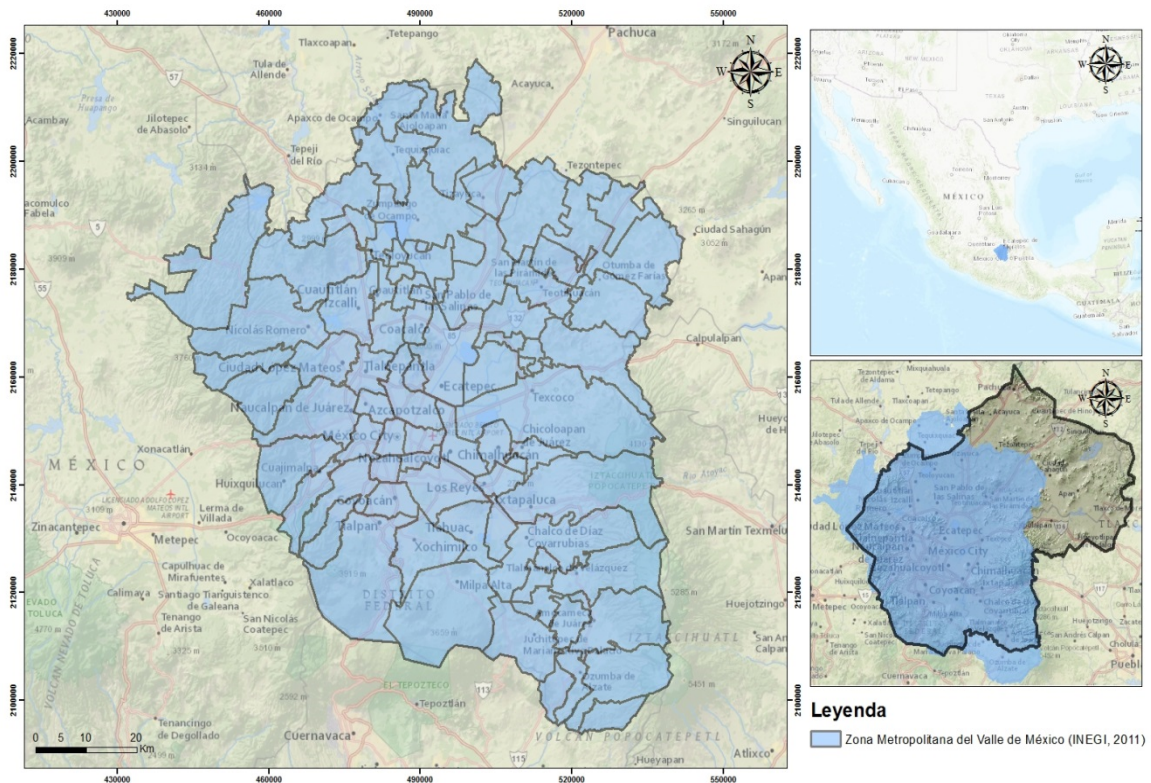


Figura 3.2 Zona Metropolitana del Valle de México (INEGI, 2020).

Otra delimitación que favorece la confusión es la relacionada a la limitación administrativa de la Comisión Nacional del Agua (CONAGUA). La zona de estudio se encuentra en la Región Hidrológico - Administrativa XIII, Valle de México, que a la vez se constituye por dos subregiones hidrológicas: Valle de México y Tula (Figura 3.3). La limitación de la subregión Valle de México coincide con la Cuenca de México.

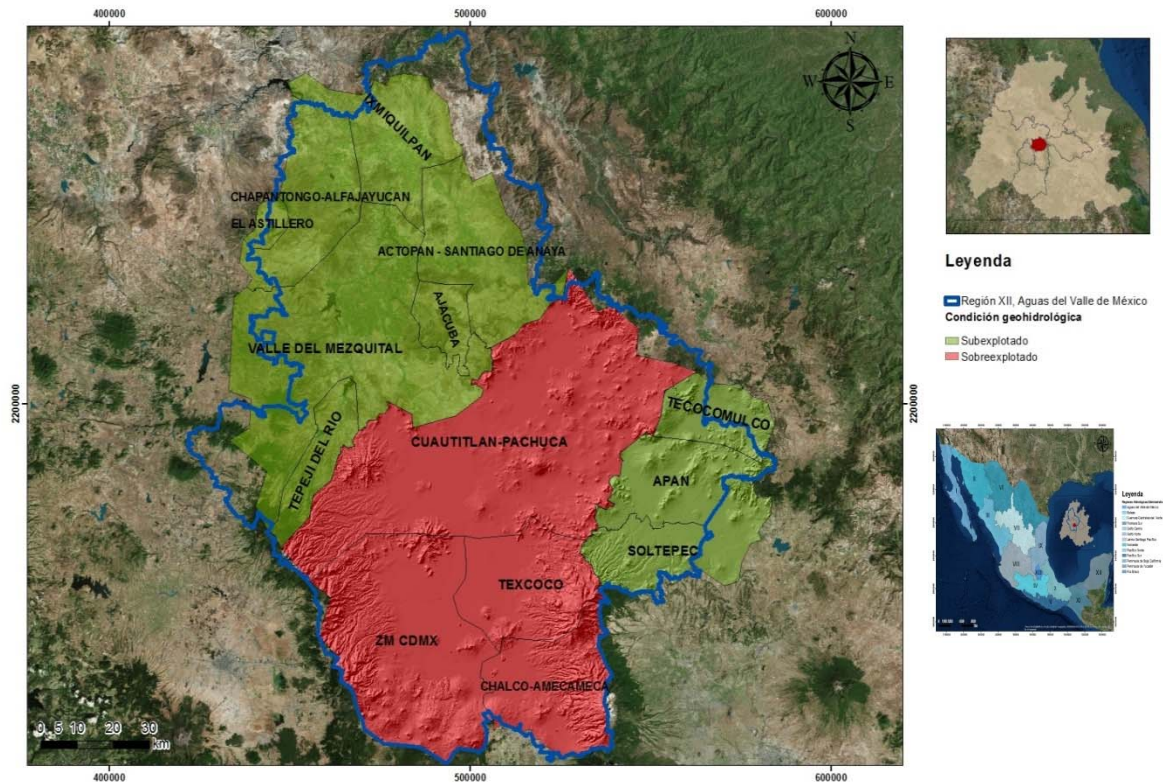


Figura 3.3 Región Hidrológico - Administrativa XIII, Valle de México.

En relación con el agua subterránea, en la subregión Valle de México, la CONAGUA delimita 7 acuíferos (Figura 3.4), siendo denominado uno de ellos como el acuífero de la Zona Metropolitana de la Ciudad de México (ZMCM).

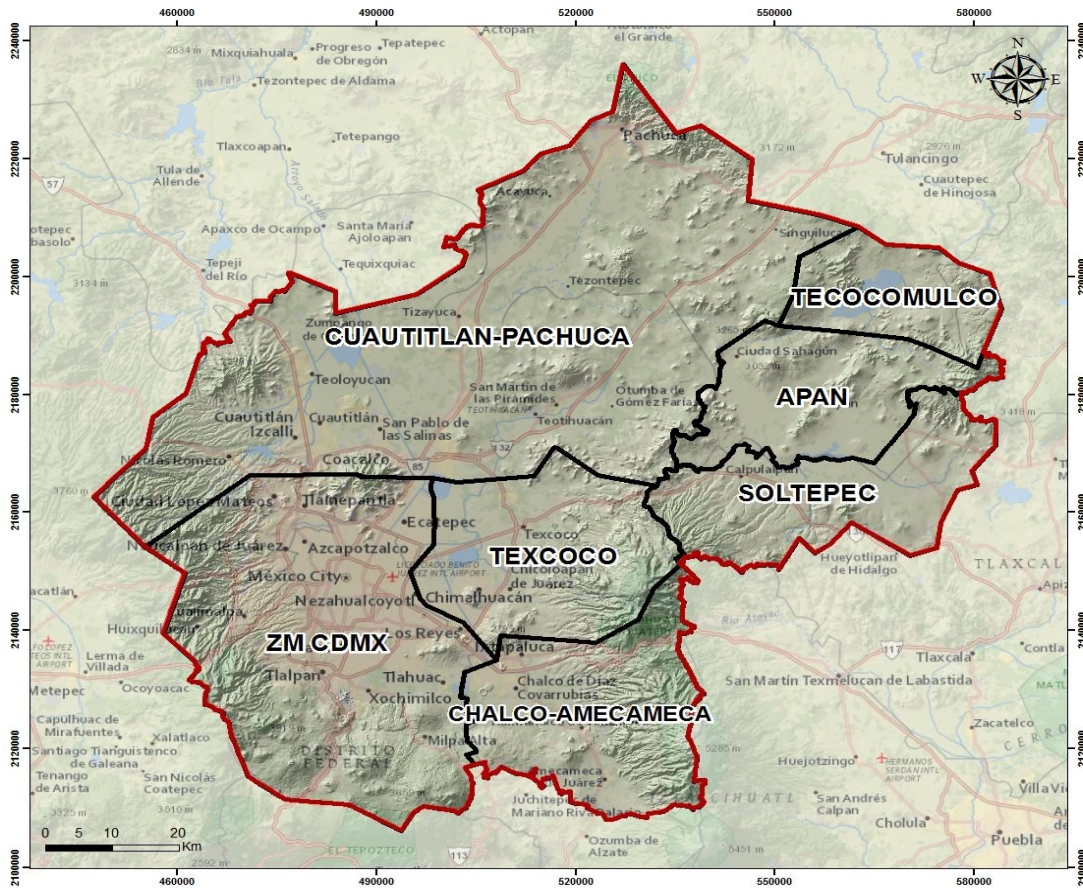


Figura 3.4 Acuíferos delimitados administrativamente en la sub región Hidrológico - Administrativa XIII, Valle de México.

En resumen, la zona de estudio abarca la zona marcada en rojo (Figura 3.5), que incluye a los acuíferos de la ZMCM, Texcoco, Chalco y Cuautitlán-Pachuca, y que por cuestiones prácticas y de limitación geohidrológica y geográfica, se denomina en este trabajo “Acuífero de la Zona Metropolitana de la Cuenca de México” (AZMCM) y que incluye al Valle de México, Valle de Cuautitlán y parte del Valle de Tizayuca.

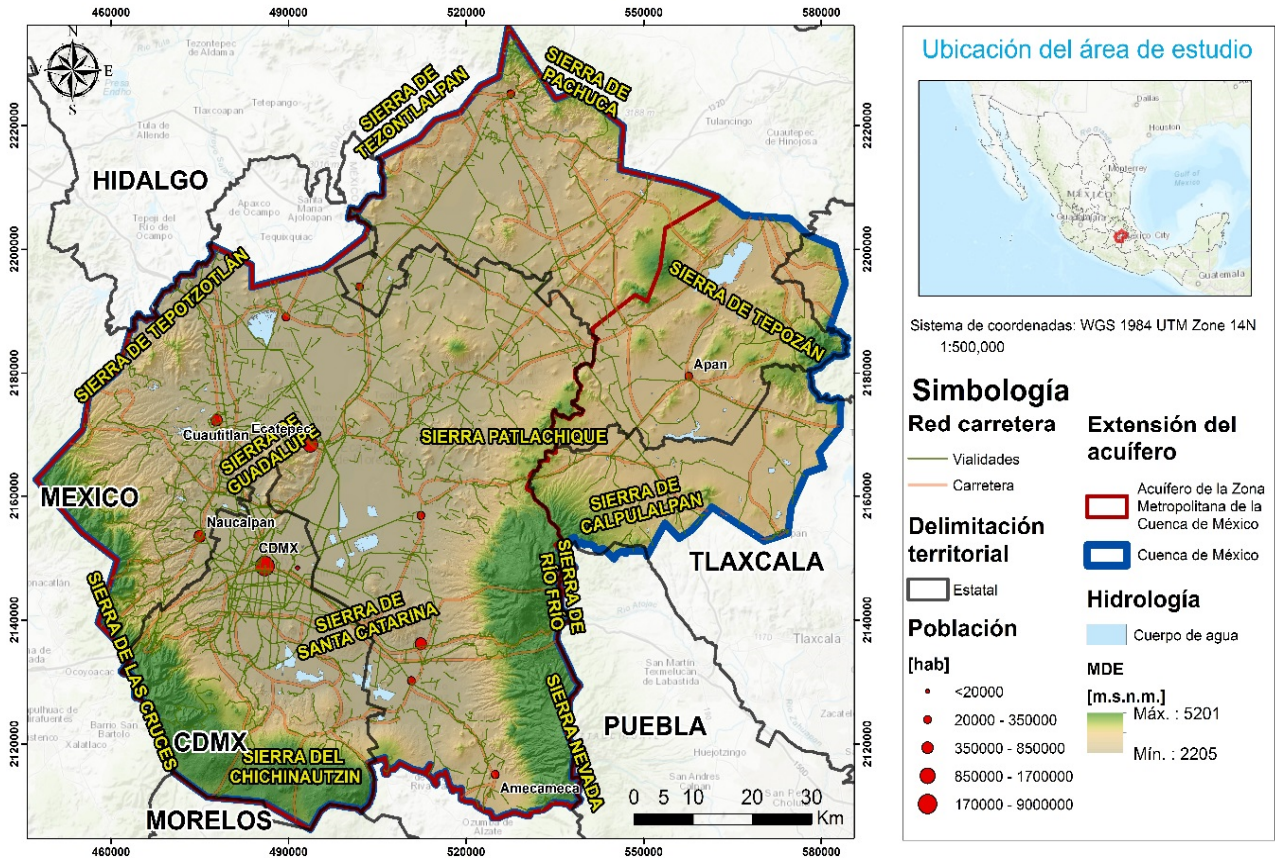


Figura 3.5 Delimitación de la zona de estudio desde un contexto hidrogeológico. Acuífero de la Zona Metropolitana de la Cuenca de México.

3.2 Fisiografía

La cuenca hidrológica de agua superficial de México, de tipo endorreico (con desagüe artificial en la actualidad), se encuentra rodeada de montañas, siendo la mayor la Sierra Nevada (al SW), en ésta destacan los volcanes Popocatepetl (5 430 msnm) e Iztaccíhuatl (5 286 msnm); en este punto hay que mencionar que una porción de la vertiente NW del Popocatepetl y hasta los 4 000 msnm, forma parte de la cuenca de México.

La Sierra del Chichinautzin representa el límite en el sur. Los límites montañosos continúan al NW y se conocen con los nombres: De las Cruces, Monte Alto y Monte Bajo. Las sierras de Tepetzotlán-Tezontlalpan definen la porción NW; mientras que las de Pachuca, Chiconautla y Tepozán lo hacen al N y NE).

Dentro de este valle existen algunos aparatos volcánicos aislados, siendo los principales los que forman la Sierra de Santa Catarina y algunos otros que aparecen en forma aislada como son el Peñón del Marqués, el Peñón de los Baños y el Cerro de La Estrella.

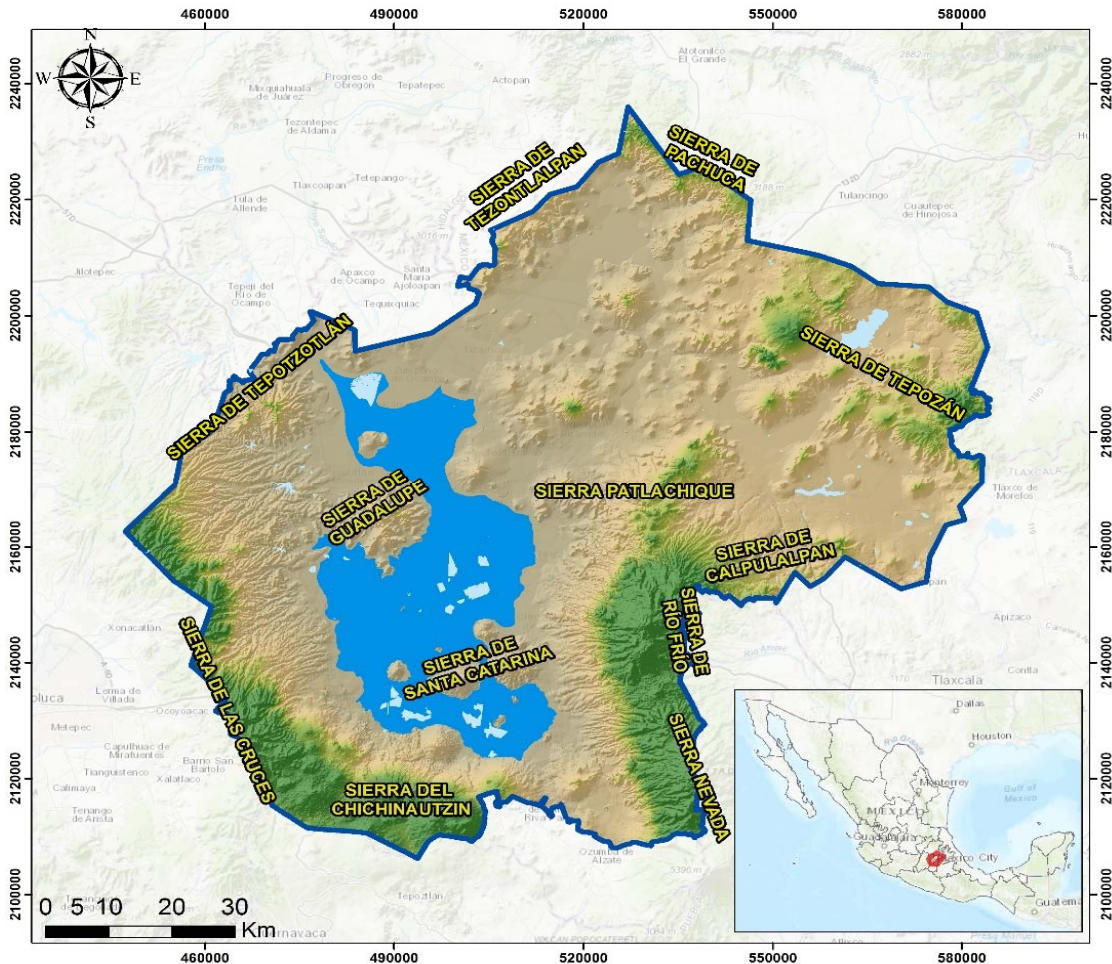


Figura 3.6 Rasgos fisiográficos de la Cuenca de México.

Es importante mencionar, para el estudio hidrogeológico, el origen de la cuenca. Lo que ahora constituye el Valle de México, antiguamente drenaba hacia el sur. Hace un millón de años, existía un sistema fluvial que drenaba hacia el sur, integrándose al río Amacuzac. De acuerdo con Mooser (1975), los ríos Cuautla y Cuernavaca integraban la cuenca alta del sistema ya mencionado. El primero de ellos era alimentado por las aguas que descendían de la Sierra Nevada, el segundo drenaba los escurrimientos provenientes de los conjuntos montañosos localizados al N, NE y NW.

Las corrientes superficiales que circulaban en dicha dirección fueron interrumpidas por las salidas de productos volcánicos a través de conos que dieron origen a la Sierra de Chichinautzin, dejando el área del Valle de México sin drenaje al exterior, razón por lo que se acumuló agua en la parte central dando origen a los lagos de Zumpango, Texcoco, Xochimilco y Tláhuac. De forma paralela, tuvieron lugar eventos volcánicos cortos y locales que ocurrieron durante los últimos 700 000 años (De Cserna, *et al.*, 1988).

3.3 Clima

Debido a las características topográficas existentes dentro de la Cuenca de México se encuentra una gran diversidad de climas, sin embargo, dentro de esta variedad predomina el templado o mesotérmico. Los climas templados se concentran en los valles altos de la parte noroeste del Estado de México, así como en el centro y este de la Subregión Valle de México, ocupando más del 45% de la superficie total de la Cuenca; siguen en importancia los climas secos y semisecos que predominan principalmente en la porción centro-norte del Estado de México.

De acuerdo al sistema de clasificación climatológica de Köppen, modificado por Enriqueta García en 1964, para la región de estudio se han identificado 5 grupos de clima en la superficie cubierta por el acuífero: BS1kw, C(m), C(w1), C(w2), C(wo), Cb'(w1) y Cb'(w2). La descripción de los mismos se presenta en la siguiente tabla (Tabla 3.1) y su distribución espacial en la figura 3.7.

Tabla 3.1. Descripción de climas en la Cuenca de México.

Clave	Tipo clima	Clave subclimas	Descripción
BS	Seco o árido	BS1kw	Semiseco templado. Régimen de lluvia de verano.
C	Templado	C(w0)(w)	Templado subhúmedo. Temperaturas medias, anual entre 12° a 18 °C, del mes más frío entre -3° y 18 °C y del mes más cálido < 22 °C. Precipitación del mes más seco menor de 40 mm
		C(w1)(w)	Templado subhúmedo. Temperaturas medias, anual entre 12° a 18 °C, del mes más frío entre -3° y 18 °C y del mes más cálido < 22 °C. Precipitación del mes más seco menor de 40 mm
		C(w2)(w)	Templado subhúmedo. Temperaturas medias, anual entre 12° a 18 °C, del mes más frío entre -3° y 18 °C

EVALUACIÓN DE LA SOSTENIBILIDAD DEL AGUA SUBTERRÁNEA EN EL ACUÍFERO DE LA ZONA METROPOLITANA DE LA CUENCA DE MÉXICO

			y del mes más cálido < 22 °C. Precipitación del mes más seco menor de 40 mm
		C(E)(m)(w)	Semifrío húmedo. Temperatura media anual mayor de 18 ° C.
		C(E)(w2)	Semifrío subhúmedo. Temperatura media anual mayor de 18 ° C.
		C(E)(w2)(w)	Semifrío subhúmedo. Temperatura media anual mayor de 18 ° C.
E	Frío	E(T)H	Frío de altura con marcado invierno. Temperatura media del mes más cálido entre 0° y 6.5°C. Temperatura media anual entre 2° y 5°C

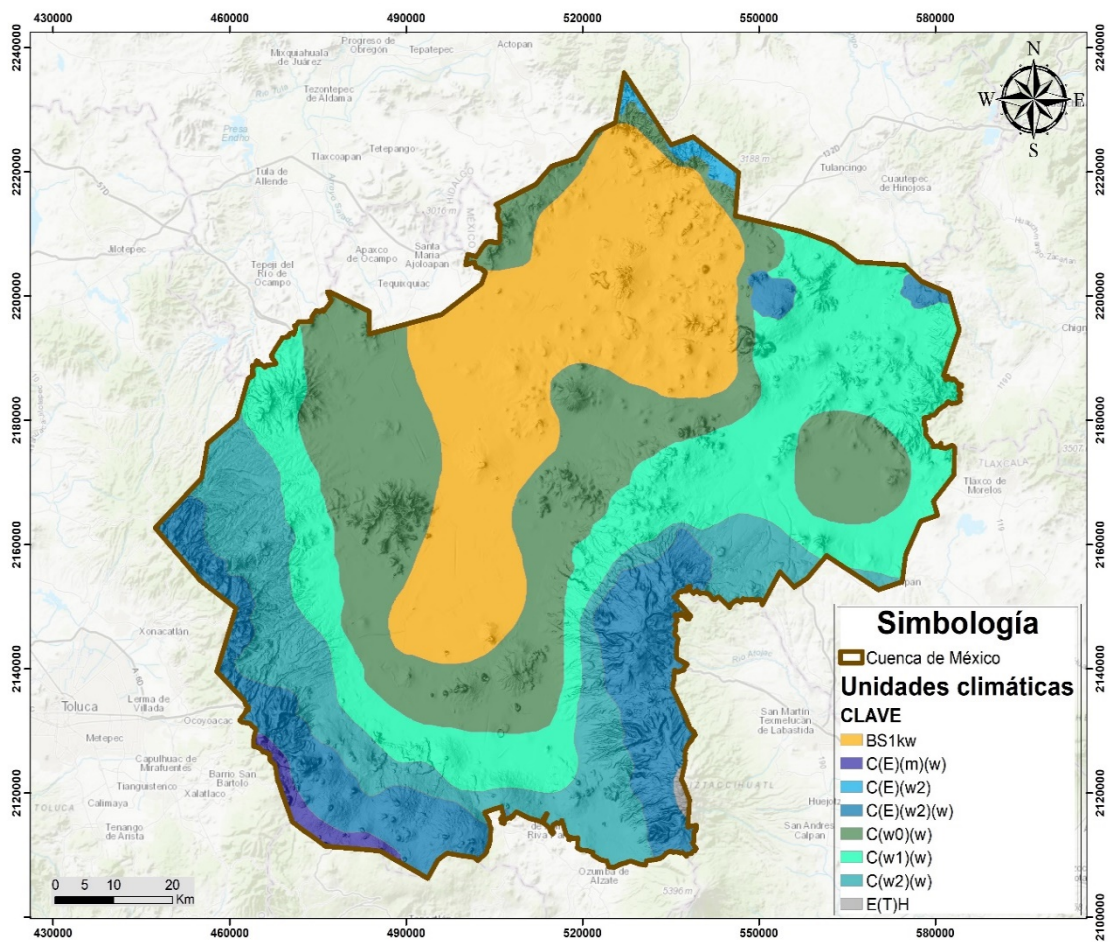


Figura 3.7 Tipo de clima, Cuenca de México.

3.4 Hidrografía

El área de estudio se encuentra dentro de la Región Hidrológica Administrativa (RHA) XIII Aguas del Valle de México, de acuerdo a la delimitación de la Comisión Nacional del Agua (CONAGUA). A su vez, a partir de la delimitación fisiográfica, la Cuenca de México se ubica en la Región Hidrológica (RH) número 26 Río Alto Pánuco. Para administrar los recursos hídricos, se considera como unidad de trabajo, la unidad más desagregada de la división hidrológica de aguas superficiales que corresponde a la subcuenca, por lo que la Cuenca de México se divide en 5 zonas: subcuenca lago de Texcoco y Zumpango, subcuenca río Tezontepec, subcuenca río Cuautitlán, subcuenca río Tepetzotlán y subcuenca Laguna Tochac y Tecocomulco. Las subcuencas antes mencionadas son parte de la cuenca del río Moctezuma.

Las principales corrientes superficiales que conforman la red hidrográfica del área de estudio son: Magdalena, Mixcoac, Tacubaya, San Joaquín, Río Hondo, Río de los Remedios, Tlalnepantla, San Javier, Tepetzotlán, Tlalmanalco, Cuautitlán, de la Avenidas de Pachuca, San Juan Teotihuacán, Papalotle, Amecameca, A. Azoyatla, A. Cerro Gordo y de la Compañía.

Otras corrientes superficiales que conforman la red hidrográfica del área de estudio son: los ríos que descienden de la Sierra Chichinautzin, como San Gregorio, Santiago, San Lucas y San Buenaventura. También son de citar los remanentes de las lagunas Xochimilco y Tláhuac, así como los canales de Cuemanco, Nacional, Bordo, Apatlaco, Chalco y De Garay.

En el oeste, los ríos Eslava, Magdalena, Barrancas, San Jerónimo, Anzaldo, Barrancas Coyotes, Guadalupe, Del Muerto, Texcalatlaco, Tarango y Mixcoac. En estas tres últimas, se cuenta con presas de almacenamiento para control de avenidas. También se hacen nombrar los ríos Becerra, Tacubaya, Tecamachalco, San Joaquín, Tornillo, Hondo, Totolica, Chico de los Remedios, San Mateo Nopala, Remedios, Tlalnepantla y San Javier. Los únicos escurrimientos perennes son Tacubaya, San Joaquín, Hondo y Tlalnepantla. Entre las presas importantes que se encuentran dentro de esta zona están Madín, Los Cuartos, El Sordo, San Joaquín, Tecamachalco, Tacubaya y Becerra. En la zona de Chalco el dren general es el Río de La Compañía, que recibe los escurrimientos provenientes de la Sierra Nevada.

La mayor parte de los ríos de la Cuenca son de carácter torrencial, con avenidas de corta duración, a veces peligrosas. Sus cauces permanecen secos durante la temporada de estiaje. Sólo los siguientes ríos de la Cuenca tienen escurrimientos

perennes: Magdalena, Mixcoac, Tacubaya, Hondo, Tlalnepantla, Cuautitlán, Tepetzotlán, San Juan Teotihuacán y de la Compañía (DDF, 1975).

En la Figura 3.8 se presentan las cinco subcuencas superficiales definidas en la zona de estudio, los ríos principales, la red de drenaje y las presas.

Un componente importante en la cuenca, es lo relacionado con la desecación de los lagos asociado al control de inundaciones, que en sentido estricto tiene sus inicios en 1604, con el inicio de infraestructura para exportar los escurrimientos superficiales combinados con las aguas residuales a la cuenca del río Tula. Este tema puede consultarse en diferentes publicaciones (DDF, 1975; Santoyo *et al.*, 2005), y para este trabajo es una componente importante en el cálculo de balances de agua en la Cuenca, tal como se presenta en el capítulo 5.

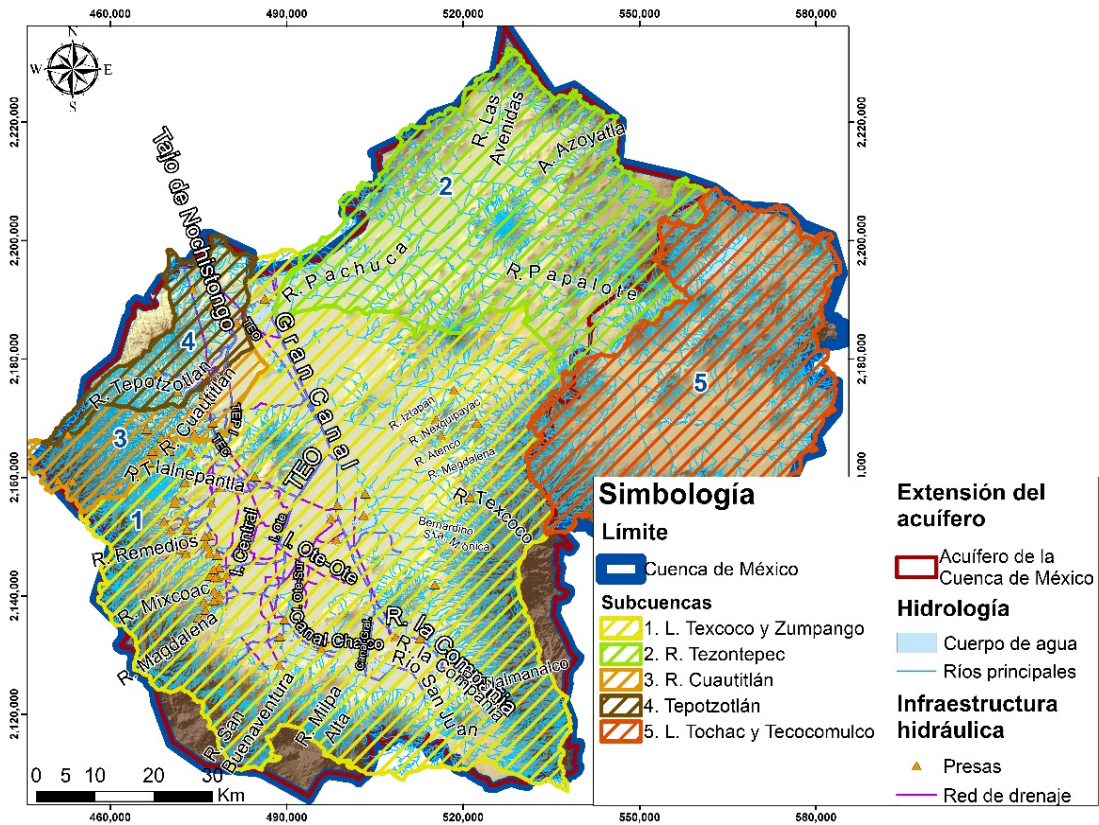


Figura 3.8 Subcuencas, cuerpos de agua y ríos, Cuenca de México.

En el oeste, los ríos Eslava, Magdalena, Barrancas, San Jerónimo, Anzaldo, Barrancas Coyotes, Guadalupe, Del Muerto, Texcalatlaco, Tarango y Mixcoac. En estas tres últimas, se cuenta con presas de almacenamiento para control de avenidas. También se nombran los ríos Becerra, Tacubaya, Tecamachalco, San Joaquín, Tornillo, Hondo, Totolica, Chico de los Remedios, San Mateo Nopala,

Remedios, Tlalnepantla y San Javier. Los únicos escurrimientos perennes son Tacubaya, San Joaquín, Hondo y Tlalnepantla. Entre las presas importantes que se encuentran dentro de esta zona están Madín, Los Cuartos, El Sordo, San Joaquín, Tecamachalco, Tacubaya y Becerra. En la zona de Chalco el dren general es el Río de La Compañía, que recibe los escurrimientos provenientes de la Sierra Nevada.

En la Figura 3.9 se muestra la red hidrográfica simplificada y representando las condiciones en equilibrio de la Cuenca, es decir, cuando existían los lagos y la salida principal de la misma era la evapotranspiración. En esta situación el flujo era de sur a norte; el acuífero funcionaba como un acuífero confinado en su parte central por las arcillas lacustres, con afloramientos en manantiales, que eran una fuente importante de abastecimiento a la población y a los lagos del valle alimentados también con el flujo vertical hacia arriba en las arcillas.

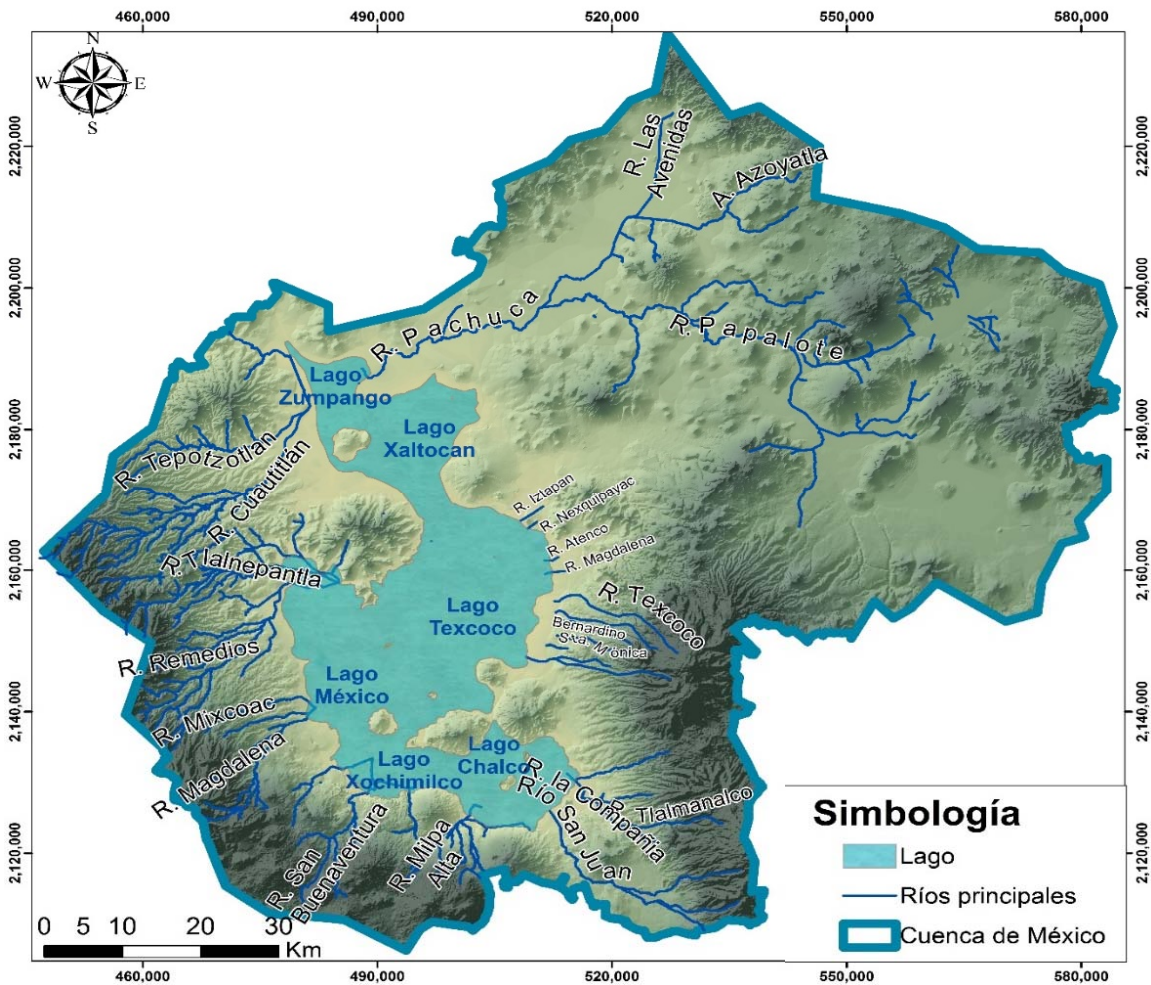


Figura 3.9. Red hidrográfica simplificada, Cuenca de México.

3.5 Evolución de la extracción del agua subterránea en la ZMCM y el hundimiento del terreno

La historia de la Ciudad de México y de la Zona Metropolitana está ligada a la fuente principal de abastecimiento que es el agua subterránea. Después de la desecación del Valle de México, que se inició con la Conquista y se siguió hasta la fecha, para finales del siglo XIX las únicas fuentes de agua para la población eran los manantiales, que poco a poco llegaron a ser insuficientes.

Dentro de la cuenca afloraban numerosos manantiales con abundante gasto; unos diez brotaban en Chalco y Xochimilco, otros seis al poniente y unos cinco en el norte y poniente, además de otros varios de aguas termales. Son muy interesantes los trabajos que sobre la geohidrología del Valle de México dejó Orozco y Berra (1875). En particular, sus comentarios sobre manantiales permiten comprender las condiciones de piezometría y artesianismo que existían en la Cuenca México. De sus escritos se desprende información que permite clasificar a los manantiales en: a) de agua dulce, como los de Chapultepec, Xochimilco, Churubusco, Coyoacán y Santa Fe; b) los de aguas salobres o amargas, como los de Iztapalapa y c) de aguas termales, como los del Peñón de los Baños y el Pocito de Guadalupe. Llama la atención uno de sus párrafos relativos al lago de Texcoco, donde Orozco y Berra dice "Una de las circunstancias notables de este lago es la de encontrarse muy frecuentemente con ojos de agua dulce, a distancias muy cortas de las orillas y en algunas isletas llamadas por los naturales tlalteles (de tlaltetelli, montón de tierra). Algunas de estas isletas, que no alcanzan sobre la superficie de las aguas salobres más de 60 centímetros, están cubiertas de vegetación, aunque desmedrada y raquíca. Los indios sacan grandes ventajas de los tlalteles, apagando en ellos la sed cuando andan ocupados en sus faenas en medio del lago" (Santoyo et al., 2005).

Orozco y Berra (1902), le dedica un párrafo al manantial de Xancopinca, ubicado a un cuarto de legua (1.3 km aproximadamente), al norte de Santiago Tlatelolco, cuyas aguas perennes eran consideradas de excelente calidad, mejor que las de Santa Fe y Chapultepec. Otros manantiales famosos fueron el de Pantitlán, sobre el que Don Carlos de Sigüenza y Góngora discutió en 1631 si era un "ojo de mar" o sumidero capaz de resolver el problema de la gran inundación que sufría la ciudad en ese año (González Ortega, 1902 y DDF, 1975). A este respecto resulta interesante recordar que en el islote original de Tenochtitlán existió al menos un manantial y que pudo ser razón principal para fundar ahí la ciudad mexicana. Se trata del mítico Tozpátlatl, probablemente ubicado en el costado poniente de la Catedral Metropolitana. En los recientes trabajos efectuados en ese importante monumento

se encontraron evidencias geotécnicas que sugieren la existencia de otro manantial cerca del cruce (Ovando y Manzanilla, 1997), aunque también hay crónicas que hablan de otro nacimiento de agua cercano al Sagrario. Finalmente, se debe destacar que del manantial Santa Fe salía lo que se consideraba la mejor agua para la Ciudad de México y que Vasco de Quiroga construyó una iglesia en su vecindad (Santoyo et al., 2005).

En 1847, debido a que el caudal de los manantiales de Chapultepec resultaba insuficiente, se propició la perforación de 20 pozos profundos que resultaron brotantes con caudales entre 2 y 4 lps. Se empezaron así a perforar pozos profundos en la ciudad, que resultaron brotantes y con agua de muy buena calidad. El artesianismo de estos pozos se explica porque las zonas de recarga del acuífero, las mismas del origen de los manantiales, estaban a una elevación mayor que el suelo de lo que ya era la Ciudad de México. El agua subterránea circulaba por debajo de las arcillas que formaban el fondo de los disminuidos lagos de Texcoco, México y Xochimilco.

En 1887 había ya 443 pozos y en 1886, 1100 pozos de los que se extraía un volumen importante anualmente, pero la falta de precauciones y de conocimiento hicieron que las aguas salobres superficiales se mezclaran con las dulces; al mejorar la técnica de perforación, con el procedimiento de sonda rígida, se comenzó de forma exitosa con la extracción de agua subterránea. Es muy posible que el hundimiento de la Ciudad haya empezado desde estas fechas, ya que la revisión de las nivelaciones de 1891 a 1895 acusan ya un hundimiento en el centro de la Ciudad de 5 cm por año (Hiriart, 1969; Cruickshank, 1982). Ocurrió también que la presión en el acuífero disminuyó por la extracción, lo mismo que el caudal de manantiales de Chapultepec. Un fenómeno similar se produciría en los manantiales de Xochimilco a partir de 1957 (Cruickshank, 1982).

Para comienzos del siglo XX se reporta que existían 1376 pozos artesianos que aportaban 21,716 l/min; sin embargo, no se tiene registro de la magnitud ni de la localización de cada uno de esos pozos. En el Departamento del Distrito Federal se inició el registro de puesta en operación y de suspensión del bombeo a partir de 1930. La extracción por pozos debió incrementarse poco hasta 1936, a juzgar por la evolución de los hundimientos que se mantuvieron alrededor de 5 cm por año, posiblemente gracias a la terminación en 1913 del acueducto que captaba las aguas de los manantiales de Xochimilco con un caudal de 2.6 m³/s. De 1936 a 1944 se nota una deficiencia en las fuentes de agua para satisfacer la demanda de una población con crecimiento acelerado y el gobierno de la Ciudad perfora 18, 19 y 56 pozos en los años 1936, 1940 y 1944 respectivamente; el resultado es un

incremento del hundimiento anual en el centro de la Ciudad a 18 cm por año entre 1938 y 1948. El efecto de esta extracción se nota claramente en algunas nivelaciones del terreno en el centro de la Ciudad mostradas en la Figura 3.10.

El déficit de abastecimiento para la Ciudad, hizo que en 1942 se iniciaran las obras para captar los manantiales del río Lerma en el Valle de Toluca. Estas obras se retrasaron hasta 1951, año en el que todavía se perforaron 10 pozos municipales más. Esto indica la preocupación de las autoridades federales por abastecer de agua potable a la capital de la República previendo su crecimiento. Pero ni esta previsión salvó al acuífero de ser la principal fuente del recurso. Para 1951 cuando entró en funcionamiento el sistema del Lerma, con capacidad de 4 m³/s, se extraía del acuífero, el doble de esa cantidad. La ciudad contaba ya con 3 millones de habitantes y aumentaba a ritmo acelerado lo mismo que su demanda de agua potable.

En 1947 Nabor Carrillo presentó un trabajo en el que con datos cuantitativos dejó claro que el abatimiento de las presiones en el acuífero bajo el subsuelo de la Ciudad de México era la causa principal del hundimiento del terreno. Este trabajo creó la conciencia de la necesidad de no seguir incrementando el problema, sobre todo en el centro de la Ciudad, y hacia 1954 se suspenden los permisos para perforar pozos particulares; sin embargo, hubo necesidad de perforar unos 10 pozos municipales en 1955 y a pesar de que en 1957 se inaugura el acueducto de los pozos de Chiconautla con 3 m³/s y en 1958 el de los pozos del Peñón con 1 m³/s, entre 1960 y 1967 se perforaron alrededor de 50 pozos municipales, esta vez alejados del centro de la Ciudad pero muchos en zonas arcillosas donde provocarían también hundimientos; gracias a esto los hundimientos del centro, que de 1948 a 1958 habían llegado a 28 cm/año, se redujeron notablemente entre 1960 y 1970 (Fig. 3.10).

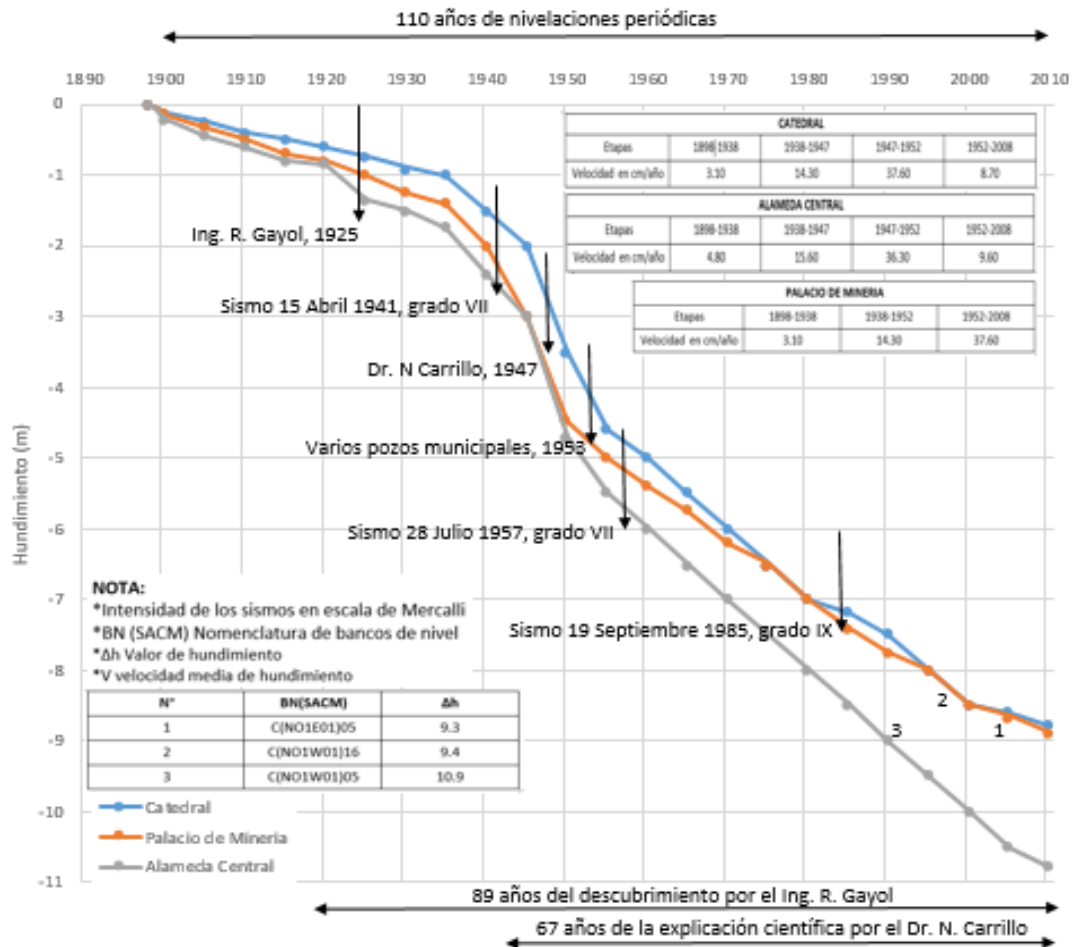


Figura 3.10. Evolución del hundimiento regional en el centro de la Ciudad de México, 1898-2017 (modificado de Tamez, 1992; Santoyo et. al., 2005; Auvinet et. al., 2017).

A pesar de todas las acciones tomadas, la demanda de la Ciudad no quedaba satisfecha. Los manantiales de Xochimilco debieron bombearse hasta agotarlos, en 1964 hubo que perforar en esa zona baterías de pozos al pie de la Sierra de Santa Catarina, en Tulyehualco y en Tecómitl para suplir el caudal de los manantiales; en 1967 se incrementó la aportación proveniente del Lerma en 4 m³/s mediante nuevas baterías de pozos; en 1973 se perforaron más pozos en el área de Xochimilco; en 1977 entraron a la red de abastecimiento los caudales de los pozos perforados por la Comisión de Agua del Valle de México, en el sur de la Ciudad a lo largo del Periférico y al norte del Valle en la zona de Los Reyes – Teoloyucan, aportando 3 y 6.5 m³/s respectivamente. A estas baterías de pozos se les denomina PAI, debido a que se perforan como parte del Plan de Acción Inmediata (PAI) planeado para ser temporal, mientras se construía el sistema Cutzamala con agua superficial de esa cuenca. Hasta ahora las baterías de pozos asociados al PAI siguen funcionando (Cruickshank, 1982).

Un poco después (1985-1987) se inició la entrada en operación de la primera etapa del sistema Cutzamala con 10 m³/s de agua para la Ciudad de México y zona conurbada, lo cual no significó ningún alivio para la explotación del agua subterránea.

A partir de esta fecha, todos los aprovechamientos subterráneos han continuado en explotación, reponiendo aquellos pozos que fallan por diversas causas (rendimiento, calidad del agua, vida útil, etc.). En el año de 1990 la CONAGUA realizó el censo de los aprovechamientos subterráneos. En la tabla 3.2 se muestra el resumen de dicho censo.

Como puede observarse, se registraron 3,572 aprovechamientos en toda la cuenca, con un volumen de extracción de 50.5 m³/s. Relacionando estos valores, se puede estimar un gasto aproximado por aprovechamiento de 14 litros por segundo (lps).

Tabla 3.2 Resumen del censo de aprovechamientos subterráneos, 1990.

Acuífero	Número de Pozos	Volumen de extracción m ³ /año	Q (lps) pozo ó noria
Chalco	194	127471900	20.8
Tecocomulco	21	13084700	19.8
Texcoco	1394	460278700	10.5
ZM Ciudad de México	830	499069700	19.1
Apan-Tochac	104	21210100	6.5
Cuautitlán-Pachuca	1029	471019700	14.5
Total	3572	1592134800 51(m³/s)	14 (promedio)

De igual forma, en el año de 2007, la CONAGUA implementó la actualización del censo, tal como se muestra en la siguiente tabla.

Tabla 3.3 Resumen del censo de aprovechamientos subterráneos, 2007.

Acuífero	Número de Pozos	Volumen de extracción m ³ /año	Q l/s pozo ó noria
Chalco	105	127498083	38.1
Tecocomulco	20	13109266	19.8
Texcoco	1305	466047912	11.2
ZM Ciudad de México	828	507364730	19.4
Apan-Tochac	70	12958731	5.8
Cuautitlán-Pachuca	986	483328684	14.8
Total	3314	1610307406 51(m³/s)	15.1 (promedio)

Cabe mencionar, que dadas las dimensiones de la Cuenca y de los distintos organismos involucrados en la extracción del agua subterránea la información tiende a ser dispersa y con cierto grado de incertidumbre, dado que no existe un sistema de medición en todos los pozos de extracción.

Para fines de este trabajo, el objetivo es cuantificar a escala regional la evolución de la explotación del agua subterránea en el tiempo y espacio. En la Figura 3.11 se muestra la evolución de la extracción del agua en el acuífero estimada de la recopilación de la información, su relación con el incremento de la población, evolución de hundimientos y las fuentes de abastecimiento de agua para la zona de estudio, sin considerar consumos de la agricultura y volúmenes de agua residual tratada.

De esta gráfica (Fig. 3.11) se puede observar que históricamente la Ciudad de México y su Zona Metropolitana han dependido de las aguas subterráneas. Hasta 1950 el abastecimiento urbano se resolvía en su totalidad con este recurso. De hecho, desde la época de los Aztecas, esta Ciudad se ha desarrollado por la cantidad y calidad del agua del acuífero, fuente que se está agotando y que presenta ya problemas de calidad de agua.

A partir de 1951 es cuando empieza la importación de agua proveniente del Sistema Lerma que consistía en la extracción de agua subterránea mediante pozos y enviados a la Ciudad mediante el acueducto Lerma.

Hasta los años 70 es cuando se incorpora al sistema de abastecimiento una fuente superficial, mediante el aprovechamiento del agua de la presa Madin y parte de los

escurrimientos del río Magdalena a través de la potabilizadora del mismo nombre, con un caudal estimado de 800 lps conjuntamente, caudal que resultó insuficiente para cubrir las necesidades de la población y que fue complementado con los pozos del sistema PAI en 1974. Hasta estas fechas puede decirse que la Zona Metropolitana de la Ciudad de México dependía casi en su totalidad del agua subterránea, cambiando esta condición a partir de los años 80, cuando se incorpora el sistema Cutzamala, aunque en términos de magnitud representa el 18% del suministro de agua superficial.

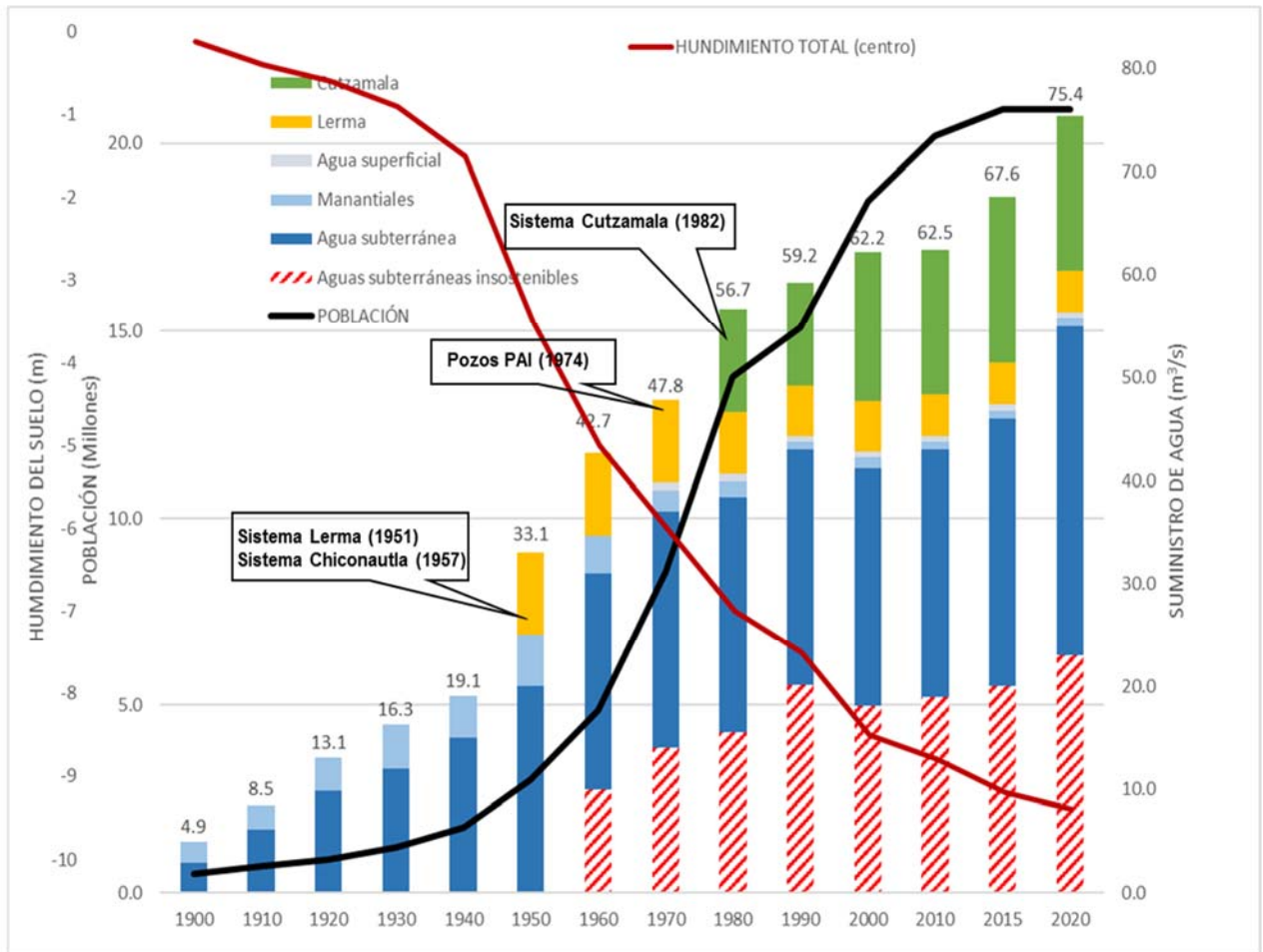


Figura 3.11 Relación de la evolución del suministro de agua a la ZMCM, crecimiento poblacional y hundimiento (modificado de Tamez, 1992; Santoyo et. al., 2005).

El análisis de la evolución de caudales y de sus fuentes representa el fundamento del planteamiento de la evaluación de la sostenibilidad del agua subterránea y de los escenarios que se analizarán en el capítulo 6.

3.6 Uso del agua subterránea

A partir del diario oficial de 2018, (4 de enero, 2018), segunda sección, “Acuerdo por el que se actualiza la disponibilidad de agua subterránea de los 653 acuíferos de los Estados Unidos Mexicanos, mismos que forman parte de las regiones administrativas que se indican” y complementado con el mismo en el año de 2020 (17 de septiembre de 2020), se presenta en la tabla 3.4 los volúmenes brutos empleados de agua subterránea, reportados por CONAGUA.

Tabla 3.4 Volumen de agua subterránea empleado por uso (hm³/año)

Acuífero	Urbano	Industrial	Agrícola	Otro	Total
Chalco	83	3	12	1	99
Tecocomulco	3	0	0	0	3
Texcoco	175	5	63	3	246
ZM Ciudad de México	912	104	2	2	1020
Apan-Tochac	24	0	2	4	30
Soltepec	4	1	11	0	17
Cuautitlán-Pachuca	493	11	32	3	540
Total	1694	125	123	12	1954

De acuerdo con la tabla anterior se tiene que el mayor uso es urbano, representando un 86.7%; el uso industrial representa un 7.4%, el agrícola 6.3% y otros usos casi 1%.

4. A UNIFIED HYDROGEOLOGICAL CONCEPTUAL MODEL OF THE MEXICO BASIN AQUIFER AFTER A CENTURY OF GROUNDWATER EXPLOITATION



Article

A Unified Hydrogeological Conceptual Model of the Mexico Basin Aquifer after a Century of Groundwater Exploitation

Adriana Palma ^{1,*}, Alfonso Rivera ^{2,3} and Rafael Carmona ¹

¹ Instituto de Ingeniería, Universidad Nacional Autónoma de México, Mexico City 04510, Mexico; rcarmonap@iingen.unam.mx

² Institut National de la Recherche Scientifique (INRS-ETE), 490 de la Couronne, Québec, QC G1K 9A9, Canada; aguasub7@gmail.com

³ IAH-Transboundary Aquifers Commission, Québec, QC G1K 9A9, Canada

* Correspondence: apalman@iingen.unam.mx; Tel.: +52-5556233600

Abstract: The Mexico City Metropolitan Area, located within the Mexico Basin, is the most important economic center in Mexico. An ever-growing population, currently at 22 million with increasing water demands, has resulted in the overexploitation of groundwater with associated impacts to hydrological conditions for a century. Land subsidence due to chronic groundwater level declines has damaged infrastructure and increased water delivery and flood control challenges, causing loss of aquifer storage. An additional associated problem is groundwater quality deterioration, which reduces potable supplies due to increasing anthropogenic pollution and salinization. A new integrated conceptual model of the Mexico Basin Aquifer has been constructed based on a comprehensive compilation of existing and new hydrogeological knowledge. As a result, this conceptual model updates and improves the understanding of the characteristics of the aquifer and current hydrodynamic behavior of groundwater. Four hydrogeological units were identified, their heads and related flow system interdependencies were evaluated and their hydraulic properties associated; this allowed identifying local, intermediate and regional flow systems, aquifer transition from confined to unconfined conditions, changes to land subsidence and groundwater quality deterioration. This conceptual model could be the basis in building a numerical model, and as a powerful tool to test different management scenarios for decision-making.

Keywords: conceptual model; Mexico Basin; aquifer; land subsidence; groundwater exploitation; management



Citation: Palma, A.; Rivera, A.; Carmona, R. A Unified Hydrogeological Conceptual Model of the Mexico Basin Aquifer after a Century of Groundwater Exploitation. *Water* **2022**, *14*, 1584. <https://doi.org/10.3390/w14101584>

Academic Editors: Zbigniew Kabala and Tien-Chang Lee

Received: 8 April 2022

Accepted: 10 May 2022

Published: 16 May 2022

Publisher's Note: MDPI stays neutral with regard to jurisdictional claims in published maps and institutional affiliations.



Copyright: © 2022 by the authors. Licensee MDPI, Basel, Switzerland. This article is an open access article distributed under the terms and conditions of the Creative Commons Attribution (CC BY) license (<https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/>).

1. Introduction

Managing groundwater resources represents a major challenge, fast becoming one of humanity's foremost priorities. Surface water resources are typically well understood and relatively well managed; groundwater resources, however, are often hidden and more difficult to conceptualize [1]. The Mexico Basin contains the nation's capital, Mexico City, being one of the most important areas in the country in terms of national economy, culture and history. This is the fifth largest urban area in the world, with a current population of circa 23 million, and constantly growing.

The water use of the extended metropolitan area (urban, agriculture and industry) depends on imported water, rivers, springs and groundwater resources. Most of the runoff and wastewater is taken out of the basin for flood control with a rather small reuse of recycled water. Groundwater levels are constantly lowering over time, with associated increasing costs of pumping and some wells going dry. Thus, the security of the city's economy, social stability and hydraulic supply strongly depend on groundwater. Increasing water demands have resulted in overexploitation of the groundwater resources in the city over several decades, a classic tragedy of the commons.

Management and evaluation of this resource requires a detailed understanding of the aquifer dynamics along its natural boundaries. In this study, we developed a conceptual model with the integration and analyzes of numerous studies, including our own, as well as publications with information related to the fields of geology, hydrogeology, geotechnical engineering, surface hydrology, geochemistry, geophysics and groundwater flow systems, with changes over time. Figure 1 shows the stages we propose to assess the Mexico Basin Aquifer for long-term sustainable use and this paper describes the components shown in the dashed box.

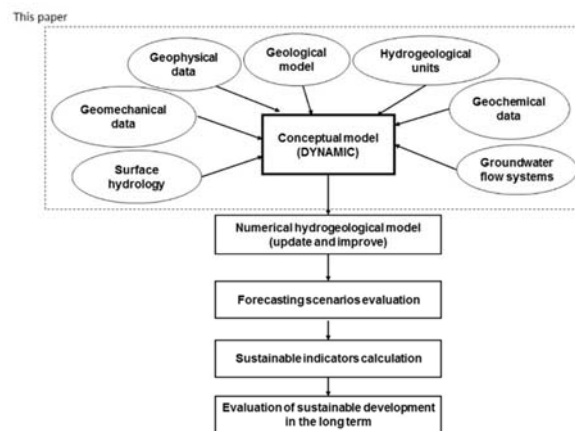


Figure 1. Successive stages for a sustainable evaluation of the Mexico Basin Aquifer in the long term; the dashed box shows the components of this study.

In addition to this complexity, when discussing sustainability, it may be necessary to stipulate the period of time during which the water use is planned and any assumptions about the future of water supply [2]. In this work, we speculate that due to the current Mexico Basin conditions, a long-term period of observations is needed in order to evaluate changes. A century of increasing pumping in Mexico City has elapsed and the observations are undisputable: groundwater storage and groundwater quality in the Mexico Basin Aquifer have diminished, raising the question of whether this practice is sustainable.

Thus, the objective of this study was to develop a hydrogeological conceptual model of the Mexico Basin. This is the first time that a unified hydrogeological conceptual model is integrated for the complete Mexico Basin Aquifer after a century of groundwater exploitation. This conceptual model is a dynamic model, which can and should be updated over the years as more data become available.

We describe our study area and applied methodology, and present detailed settings of its hydrogeology with new input on its geology and the hydrostratigraphy. In the results section, we present changes over time of the most important properties of the aquifer, including groundwater level conditions, hydrogeochemical conditions, isotopes and the groundwater budget. In the last two sections, we present our proposed conceptual model and a discussion on its limitations, as well as a comparison with other studies.

We evaluated and tried to answer the following issues with an integrated model over time, for at least one century. What is the evolution of the hydrogeological and hydrogeochemical conditions over time? Has the conceptual model of the aquifer changed? What are the changes in local- to regional-scale groundwater-pressure conditions? What are the main issues associated with the scales of time and space? Are the water balances (recharge, discharge, cross-formational flow) changing? What are the impacts of land

changes and groundwater storage changes? What is the evolution and eventual fate of land subsidence?

This integrated approach might be applicable to other regional-scale aquifer assessments in quantifying the sustainability evaluation of regional aquifers going through similar stresses.

2. Materials and Methods

2.1. Study Area

The Mexico Basin (MB) is located in the central part of the Mexican Neovolcanic Axis, with an average elevation of 2400 m above sea level and an approximate area of 10,000 square kilometers (Figure 2).

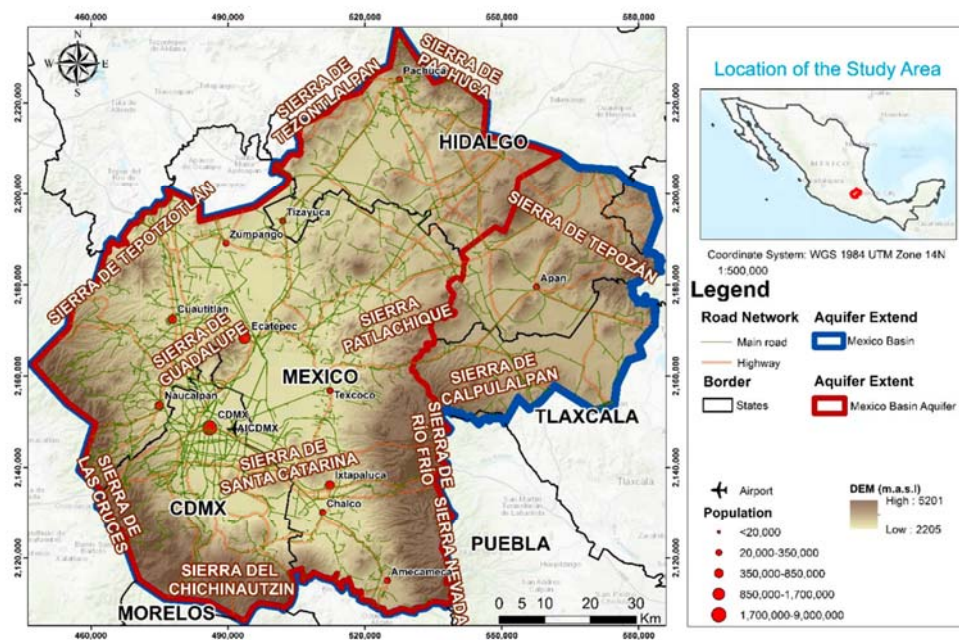


Figure 2. Study area, topography elevation and extent of Mexico Basin.

In the last 35 years, the sprawl in the MB has increased the urban area by 300%, and the population has grown from 13.7 million in 1980 to 22.8 million in 2020. The area's current population represents 19% of the total population of the country and produces 26% of the gross national product of Mexico, whereas its surface area represents only 0.93% of the country.

The jurisdictional complexity of the MB adds pressure to this situation; the MB comprises five political jurisdictions: Mexico City, the State of Mexico, Hidalgo, Puebla and Tlaxcala (Figure 2). Accordingly, different governmental agencies are in charge of water supply and sanitation.

The climate in the Mexico Basin is subtropical; located at tropical latitude and high altitude, the summers are hot and winters are mild. Average annual temperature minimums range from 6 to 12 °C and maximums from 21 to 27 °C. The average annual precipitation for the period of 1961–1988 was 723 mm; rainfall is concentrated in the summer months, from June to September when it exceeds 100 mm, with moderate rainfall in May and October.

The basin is bounded to the south by the Chichinautzin mountain range, to the north by the Pachuca mountain range, to the southeast by the Sierra Nevada, and to the west by the Sierra de Las Cruces mountain range (Figure 2).

For several centuries, the changing pattern of land and water was of great significance in man's occupation of the MB. Since the very first settlements in the Mexico Basin, inhabitants struggled against water on two fronts: the lack of drinking water and constant flooding by the overflow of the existing lakes of the time [3].

This significant pattern has persisted and changes in historical times have been remarkable, inducing large changes in the hydrology of the closed basin. Figure 3 compares the changes in development of artificial drainage and lake areas, which still remain within the former larger lake that existed in the Pleistocene, indicated as the aquitard.

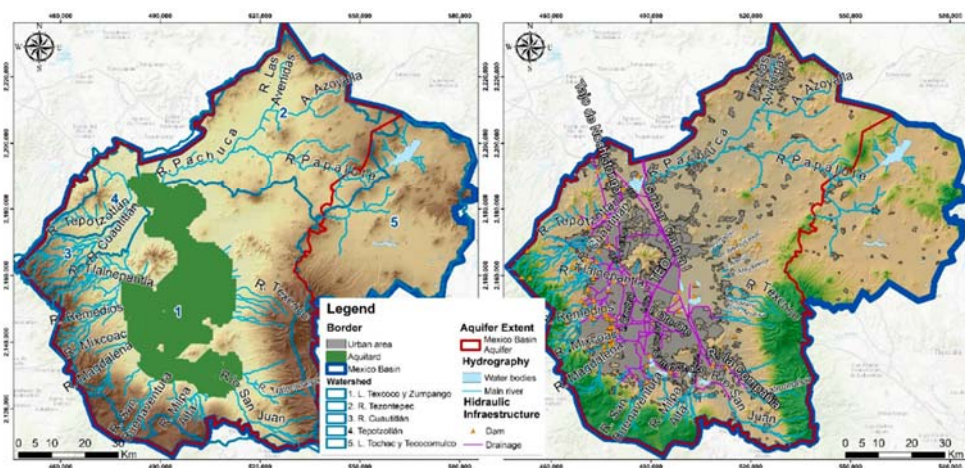


Figure 3. River watersheds, drainage and delimitation of the aquitard.

There are five watersheds in the area: Texcoco and Zumpango, Tepotztlán, Tochal and Tecocomulco, Cuautitlán and Tezontepec. As shown in Figure 3, urban areas have no rivers; as mentioned before, the rivers have been artificially diverted to the north.

The boundaries of the Mexico Basin Aquifer follow the natural hydrogeological extent of the MB (Figure 4). The hydrogeological limits of the Mexico Basin Aquifer include the four administrative aquifers delimited by the National Water Commission: the Metropolitan Mexico City Area, Chalco, Texcoco and Cuautitlán-Pachuca [4]. There are three other administrative aquifers that are not connected in terms of regional flow (Figure 4); their assessment and contributions are beyond the scope of this study: the Soltepec, Tecocomulco and Apan Aquifers.

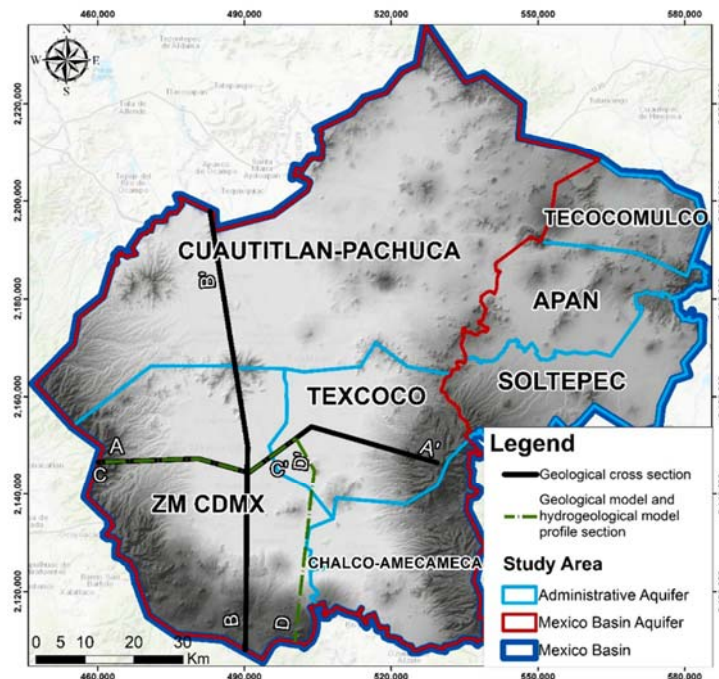


Figure 4. Administrative aquifers and geological cross sections used to display the geological and hydrogeological models.

An aspect that complicates the management of the groundwater resource within the Mexico Basin Aquifer is the land subsidence associated mainly with the exploitation of groundwater, which is of a great magnitude due to the increase of effective stresses in the main aquifer-aquitard system, leading to its compaction [5].

2.2. Methods and Data

Data related to groundwater and the Mexico Basin Aquifer exist in a number of studies by government offices, research projects, theses and scientific articles. Geology, hydrostratigraphy, system parameterization, flow system analysis, groundwater quality, land subsidence and hydrogeological boundary conditions were used stepwise in developing a method to integrate data at various scales and times to set up the unified hydrogeological conceptual model of the Mexico Basin multi-layered aquifer system.

2.2.1. Hydrostratigraphy and Geology

The data used in this study consisted of published geologic information of the Mexico Basin with maps and cross sections based on [6–13]. Data from hydrogeological studies from [3,10,14–18] were compiled, analyzed and unified to define aquifers and aquitards in the Mexico Basin. About 419 lithological descriptions from groundwater wells (average depth of ~280 m), and 7 deep groundwater wells (depth ~2500 m) were compiled from different reports containing 13 lithological categories.

The spatial distribution of those wells was not uniform, as some areas had a coarse resolution, whereas others had a finer resolution with a nominal resolution scale of 1 km; the existing information had various formats and several spatial and stratigraphic references. Data processing was needed to obtain a consistent file containing the coordinates of well

lithological records and the associated elevations of each geological formation. The various sets of geological data are now homogeneous (same format, same spatial reference and same units), making the data more reliable.

2.2.2. Groundwater Flow System and Natural Recharge

The hydrologic data were used in conjunction with the geologic data to define the boundary of natural recharge estimation over space-time and boundary conditions of groundwater flow. The natural recharge rate analysis was taken from [19], who used the APLIS methodology combined with a GIS platform with the following variables: altitude, slope, lithology, preferential infiltration layers and soil.

Groundwater levels in the Mexico Basin, as measured by the Water National Commission and the Mexico City Water Supply System's monitoring networks of observation wells and pumping wells, were collected from 1968 to 2019 (yearly water level measurements). A preliminary analysis of the database was made, finding data from 1002 wells; however, the coordinates of 41 wells were not presented. In total there were 16,969 water level data for the period of 1984 to 2019, with the most data for a single well covering 48 years (only 3 wells). The year with the greatest amount of information found was 2005 (562 measurements).

Data processing was developed to filter this database and exclude any well observation sets with erratic behavior as compared to nearby wells. To set the hydraulic head throughout the area over time, the observations from each year were interpolated using ordinary kriging with a spherical variogram model. The initial head values and the rest of the head values over time were used as drawdown observations to perform error introduced by uncertainties associated with well elevation and well position. Wells that exhibited a difference in water levels of ± 10 m from one year to the next were reviewed to see if the fluctuation was persistent and/or representative related to the behavior in nearby wells and in some cases to pumping rates.

2.2.3. Land Subsidence

Data from 2017 on the benchmarking leveling from the Mexico City Water Supply System and historical data from Auvinet et al. [20] were analyzed to assess the evolution of land subsidence over time. The area covered by this analysis included parts of the zones where very scattered information was available to estimate subsidence rates in the Texcoco Lake region. Geotechnical data was collected from the analysis of Auvinet et al. [20].

2.2.4. Groundwater Quality

The database from the monitoring program of the Water National Commission and Mexico City Water Supply System was analyzed for groundwater quality. The monitoring program in those agencies includes water-quality data collected for over 50 years, mostly to comply with the Mexican regulatory standards for potable freshwater supply. The parameters considered in this study were major and minor ions, trace elements and other physicochemical parameters.

However, of the 35 years analyzed in detail for the period of 1985–2019, there was not information for every year and sampling was not always performed in the same well. A preliminary analysis of the database found data from 611 wells: in total, there were 15,811 quality groundwater data containing parameters for permissible limits of water quality for human use and consumption according to Mexican regulations. Geochemical and isotope information was obtained from the scientific literature, including publications from [15,18,21–24].

Data processing was needed to obtain a consistent file containing the coordinates and dates of each groundwater sampling. The various sets of groundwater quality data are now homogeneous (same format, same spatial reference and same units). Only water analyses with a charge balance error less than $\pm 10\%$ were used. This resulted in a dataset of 151 samples. The resulting dataset adds value to the existing information, making the data more reliable and of better quality.

New data were added from a recent field study by the authors, carried out as part of a new hydrogeochemical project. The field campaigns took place in November 2018. The objectives of these field studies were to collect groundwater samples for isotopic analyses ($\delta^{2}\text{H}$, $\delta^{18}\text{O}$ and ^{14}C), as well as groundwater samples for major and minor ions, trace elements and other physicochemical parameters.

2.3. The Water Budget of the Mexico Basin as per 2019

A very important step in building a conceptual model is the preparation of a water budget. Quantifying the spatial and temporal variations of a water budget is essential for improving our understanding of the availability of water resources, the risk of hydrologic extremes such as floods and droughts and the implications of climate change. The water budget of the complete Mexico Basin was constructed from the available data up to 2019.

The Mexico Basin receives an estimated 214 cubic meters per second (cms) of annual precipitation, of which approximately 179 cms are lost to evapotranspiration and 12 cms of runoff are transported out of the watershed for flood management and protection (2018 annual average). An additional 38 cms of wastewater and storm water leave the basin, with the remaining 23 cms of inflow recharging the Mexico Basin Aquifer through infiltration (Figure 5).

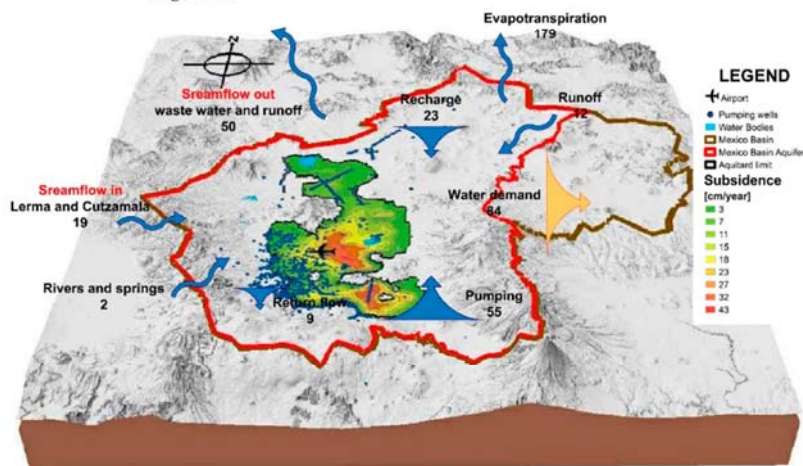


Figure 5. Water budget of the Mexico Basin in cubic meters per second in 2019. Land subsidence rates on aquitard, from 1999–2008, modified from [20].

The total water demand for the Mexico Basin is 84 cms and is provided by groundwater (66%), imported water (23%) and recycled water (10%). Imported water includes surface water 140 km away that comes from the Cutzamala in the Balsas River watershed, and groundwater 57 km away from the Lerma aquifer system. Recycled water includes secondary treated and untreated wastewater. Local rivers and springs provide a very small portion (1%) of the Mexico Basin water supply (Figure 5).

Return flow was estimated by summarizing irrigation return flow (4 cms) in the area plus the vertical cross-formational flow (5 cms) from aquitard to aquifer. Vertical cross-formational flow from the clays overlaying the main aquifer was calculated with a numerical model of the aquifer [25].

This water budget shows that the Mexico Basin is in an unsustainable state, marked by an imbalance with the water demand (84 cms). The pumping rate (55 cms) exceeds the natural aquifer recharge plus return flow (32 cms) by 23 cms, which represents approximately the overexploitation rate. Another important issue in the water budget is the low

rate of water reuse and the management of surface runoff from the surrounding mountains, which is captured and transported outside the basin.

The effect of differential consolidation affecting infrastructure, such as drainage, is leakage from water networks, representing 40% of the water supply. Figure 5 shows the total consolidated area in the aquitard central region of the basin, as estimated by Auvinet et al. [20], with a volume of approximately $4500 \times 106 \text{ m}^3$ of land subsidence from 1898 to 2008. Another method of estimating soil consolidation was presented by Santoyo et al. [3]: these authors estimated a total land subsidence volume of $1498 \times 106 \text{ m}^3$ from 1930 to 2000.

2.4. Hydrogeological Settings

2.4.1. Geology

In recent years, many studies have contributed to increased knowledge of the geology of the Basin; we cite some of the most relevant here [3,10–12]. Furthermore, in this research, we use the results obtained from the drilling of the very deep San Lorenzo and Santa Catarina wells (~2000 m), which were drilled by the Mexico City Water Supply System [26–29].

The ancient basin was formed following the faulting of the underlying Cretaceous rocks, which do not appear in the basin but have been found at depths between 1600 and 2000 m in drilling carried out by Mexican Petroleum and the Mexico City Water Supply System. The Cretaceous carbonate rock formation has been recently identified as an important water-bearing formation and now it is being exploited by two deep wells with a combined production of about 80 lps [29].

On top of this formation, there are rocks with low-grade metamorphism and carbonate rocks from the Upper Cretaceous and Lower Tertiary, generally impervious to underground flow. The Mexico Basin was an open basin that had a surficial drain to the south through two principal rivers, and was limited to the east and west by mountain ranges of volcanic origin. The rivers produced large deposits of alluvial material at the bottom of the valley.

This flow condition was closed during the Pleistocene because of a series of volcanic activities [9]. This magmatic activity resulted in extensive lava flows that formed the Sierra Chichinautzin to the south of the basin. The extrusive events lasted a sufficient time until around 7000 years BP, allowing a substantial layer of ash, inter-bedded with alluvial and lacustrine deposits, to accumulate in the various lakes formed after the closure of the basin [30].

Figure 6 shows a schematic three-dimensional depiction of the basin's geological model derived from those studies, as seen from the northeastern part of the basin.

The Mexico Basin mostly overlies lacustrine deposits and partly overlies Tertiary volcanic rocks to the west and basalts to the south. The Tertiary conglomerate and evaporate unit is a deep (>1500 m below the plain) and isolated formation. The fractured Tertiary volcanic formation is considered an aquitard [17]. This unit crops out to the east and west, where it has some fractures and represents zones of recharge. The main groundwater exploitation is in the alluvial deposits, in the Quaternary fractured basalts to the south and in the fractured Tertiary volcanic rocks that outcrop to the west.

A deep south-north geologic cross section through the Mexico Basin as derived from [3,10] is shown in Figure 7. This figure shows the general geological formations identified in the basin.

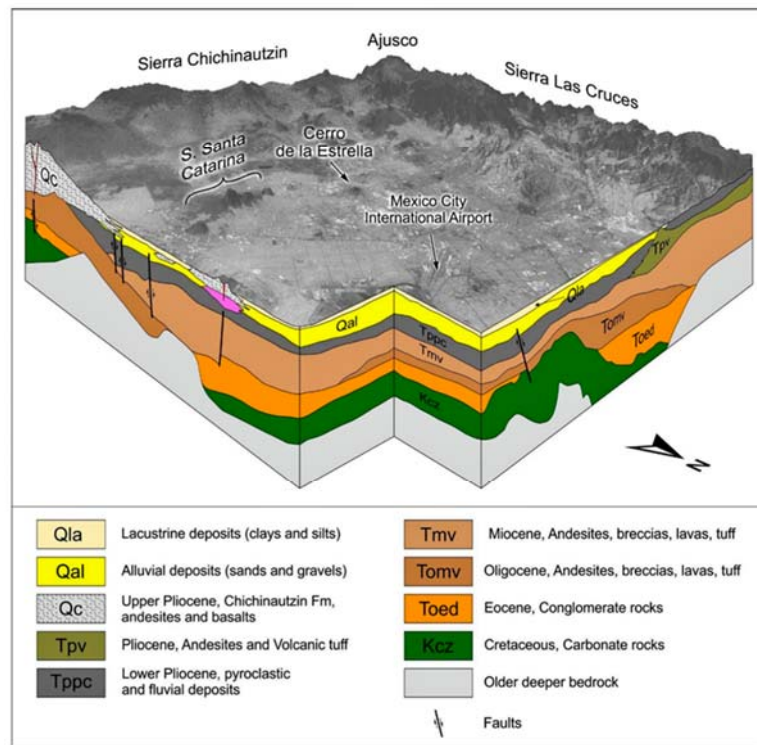


Figure 6. Schematic geological model of the Mexico Basin; its location is shown in Figure 4 as CC'-DD'.

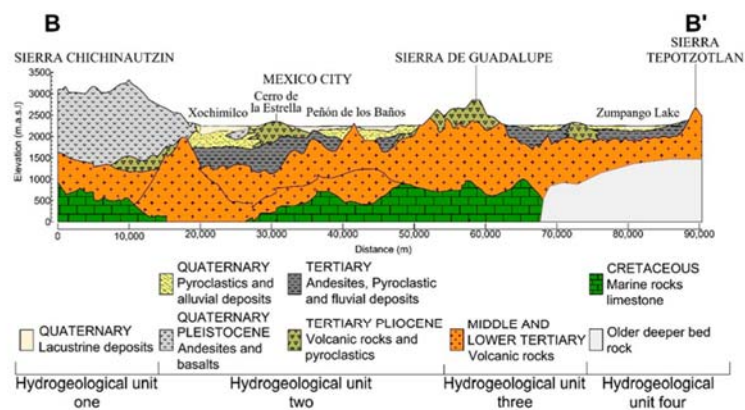


Figure 7. South-north geological cross section of the MB modified after [3,10]; its location is shown in Figure 4 as B-B'.

2.4.2. Hydrostratigraphy

Based on this geological model, we developed a hydrostratigraphic system by grouping diverse formations with similar properties and hydraulic behavior into hydrogeological units; the grouping of these four units is shown at the bottom of the cross section in Figure 7. We divided the uppermost unconsolidated and consolidated rocks and deposits in the MBA model into the four main hydrogeological units listed in Table 1.

Table 1. Hydrogeological units.

Unit	Classification	Properties
1	Upper aquitard	Very porous lacustrine clay of low permeability.
2	Upper aquifer	Hydraulically connected alluvial deposits, Quaternary fractured basalts and fractured Tertiary volcanic rocks grouped as a single aquifer of high permeability.
3	Lower aquitard	Tertiary conglomerate and evaporites; an isolated formation whose characteristics are not very well known. It is considered as an aquitard underlying the main upper aquifer.
4	Lower aquifer	A deep limestone and dolomite aquifer with high permeability due to fracturing and dissolution.

With these groupings, we built the 3D conceptual hydrogeological model for the basin (the Mexico Basin Aquifer), as seen from its northeastern-part in Figure 8. This model is based on the concepts of hydrologic continuity between formations and the hierarchical and dynamic organization of water circulation in groundwater flow systems [31].

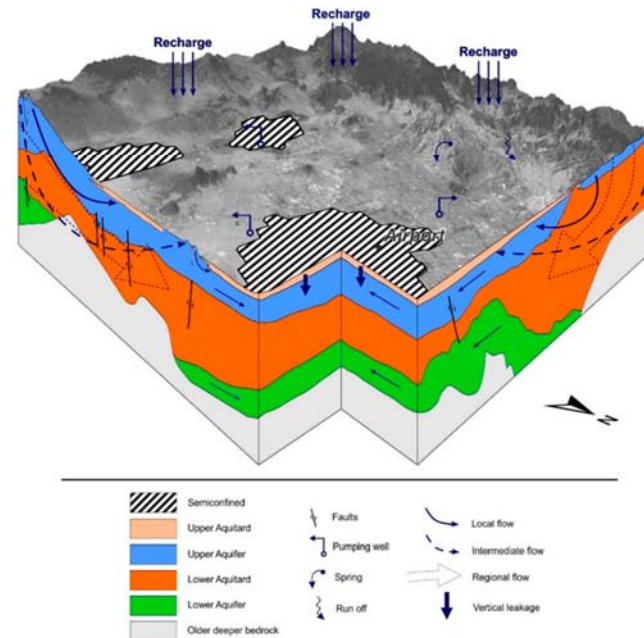


Figure 8. Hydrogeological conceptual model of the Mexico Basin Aquifer based on cross sections C-C' and D-D' as shown in Figure 4.

2.4.3. Aquifer Properties

The Mexico Basin Aquifer has been the subject of several studies over the years; most of them began with very detailed, local-scale characterization of the Mexico City clays in the early 1900s. Thus, data on clay porosity, void ratio, compressibility, the specific storage coefficient, permeability and others abound. Various researchers used that precious dataset to evaluate a coupled hydromechanical process from local to regional scales in an effort to better understand and predict land subsidence as a result of groundwater pumping [17,32–34]. Table S1 (in Supplementary Materials) is a summary of hydrogeologic parameters for hydrogeological units 1 and 2 presented in Table 1.

With the exception of Rivera [32], all the hydrogeological parameters in Table S1 are from pumping tests, well logs or laboratory cores samples, and in situ tests. Others are from one-dimensional [34] or two-dimensional local-scale modeling [17,35] and regional-scale quasi-3D or fully 3D modeling [33,34]. The values from Rivera [36] in Table S1 are parameters obtained from the calibration of a regional-scale numerical model of the MBA.

The third unit, the Lower Aquitard, is a deep, isolated unit (>1500 m below the plain), whose characteristics are not very well known. The fourth unit, the Lower Aquifer, is even deeper, but a few studies during the drilling of deep exploratory wells (~2000 m) evidenced a rather high permeability, mostly due to fracturing observed in cores extracted from the formation [13].

3. Results

Based on the geology and hydrogeology defined above, we analyzed and evaluated changes in groundwater flow paths, recharge and discharge areas, hydromechanical properties of the aquifer and aquitard, water pressure conditions, aquifer-aquitard inter-layered fluxes and hydrogeochemical conditions to validate the conceptual model and examine the effects of 120 years of groundwater withdrawals.

The hydrological processes of the basin have been modified by humans for over a century. In this section, we analyze three stages over the last 120 years where those changes have been the most significant within the hydrological framework of the basin.

3.1. Changes in Groundwater and Aquifer Properties with Time: Year 1950, the Growth of the City Sustained by Groundwater

In the middle of the twentieth century, aquifer recharge was dominated by infiltration of precipitation in the mountains. The main geological formations allowing recharge were the Sierra de Chichinautzin to the south-southwest, in Sierra de Las Cruces to the east and in the northern part, the Sierras Nevada and Río Frío.

There is limited quantitative information concerning the recharge rate of the Mexico Basin Aquifer. An estimate of the effective recharge rate was obtained applying the APLIS methodology [19,37]. APLIS uses a GIS platform with the following variables: altitude, slope, lithology, preferential infiltration layers and soil. The estimated effective recharge represents 11% of total precipitation and the total recharge estimated during this period was about 38 m³/s (Table 2); at that time, the urban area was located essentially at the center of the Mexico City Plain, having an area of 159 km² (Figure 9a).

Table 2. Effective recharge rate and urban area.

YEAR	1950	1990	2019
Basin natural recharge (m ³ /s)	38	35	23
Basin urban area (km ²)	159	622	1829

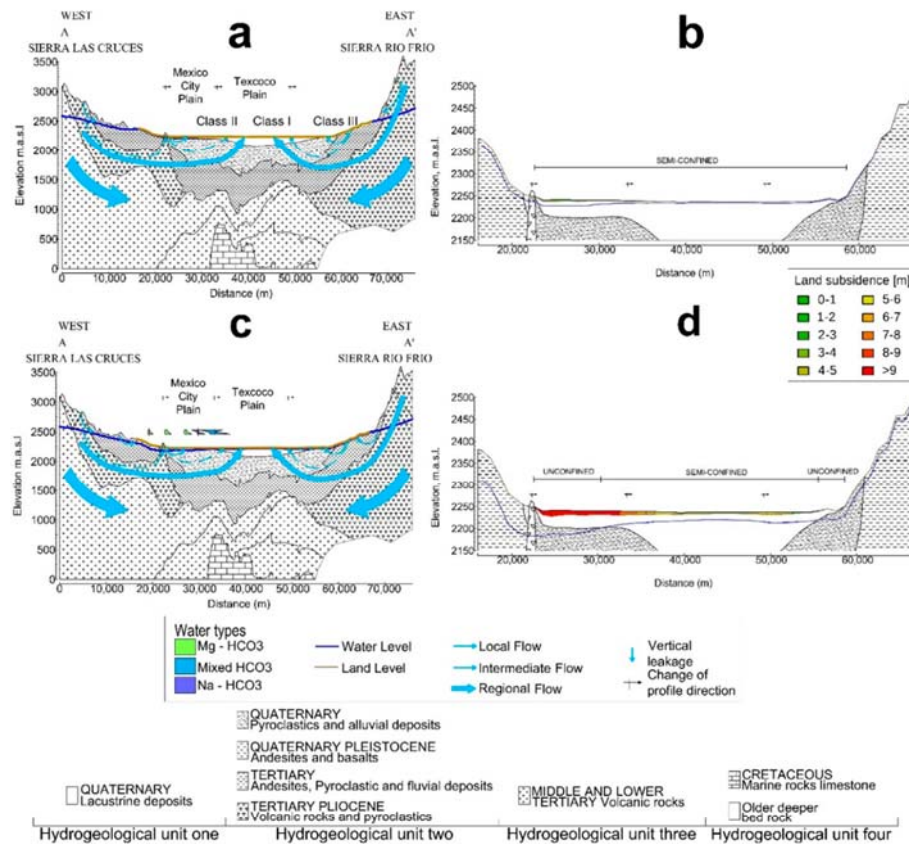


Figure 9. Hydrogeological cross section; location is shown in Figure 4 as CC'-AA'. (a) General groundwater flow direction and groundwater level; geochemical water Chase Palmer classification, 1950. (b) Land subsidence in the zoomed area (between 20,000 and 60,000 m of distance), water level and land level, 1950. (c) General groundwater flow direction and groundwater level; geochemical water types, 1990. (d) Land subsidence in the zoomed area (between 20,000 and 60,000 m of distance), water level and land level, 1990.

Discharge occurred as the flow of the springs at the edge of the plain responded rapidly and strongly to precipitation in the mountains; these hydraulic conditions can also be used to explain the accounts of the appearance of springs in the streets of Mexico City during floods [3].

Diffuse discharge occurred over much of the lake's bottom by evaporation, mainly in the Texcoco Lake. Saline groundwater and hot springs were restricted to this area, again fitting the pattern of flow for a near-ideal system. Thermal springs were permanently discharged during historic times within the area along fractures, for example, the spring "Peñón de los Baños" [3,18].

Artesian wells were another source of discharge, with approximately 5 m³/s, and were used for urban water use. Molina-Berbeyer [38] reported levels in unpumped 80 m deep wells at Lake Texcoco to be 3–7 m above the land surface. The aquifer condition in the plains was mostly confined along the full aquitard extension, and the groundwater flow

direction was essentially horizontal and towards the plains (Figure 9a). Another form of discharge from the basin was wastewater and runoff exports to the Tula Basin, as during that period the Grand Canal and the Tequixquiac tunnel were already operating, dislodging $11 \text{ m}^3/\text{s}$ as an annual average [39].

It is interesting to learn that the upward hydraulic gradient may have been the cause of the extremely high-water content (average = 400%) of the lacustrine clays, as suggested by Mazari [40]. An upward gradient would reduce the effective stress and perhaps allow a relatively stable condition with very low compaction following deposition of the sediments [39].

The total land subsidence registered in the Mexico City Cathedral for 1950 was almost 4 m (Figure 9b), with a consolidation velocity of 16 cm/year [3]. The loss of hydrostatic pressure in the aquifer in the central zone of the city was approximately 5 m [41].

In relation to hydrogeochemical data, Molina published results from a groundwater sampling in 1954 [42]. In this report, he classified different classes of water in the Texcoco and Chalco Plains. For Texcoco, he identified the presence of three classes of water: class I, II and III [43]. This classification allows evaluating short or long residence times of water in the aquifer. We assume here that class I corresponds to the long-term residence of water in the soil [44], class II is mixed water and class III is short-term residence water, that is, recent infiltration from precipitation (Figure 9a).

3.2. Year 1990, the Metropolitan Area in a Condition of Groundwater Overexploitation

By the beginning of the 1990s, Mexico City and suburban areas had reached 15 million inhabitants and became a large metropolitan zone. Natural groundwater recharge at that time was estimated at about $35 \text{ m}^3/\text{s}$ and the urban zones expanded to the Mexico State, with an area of 622 km^2 [19] (Table 2).

The total water demand in the metropolitan area was $60 \text{ m}^3/\text{s}$, the Lerma and Cutzamala systems were already working and supplying $15 \text{ m}^3/\text{s}$ and pumping was estimated to be $43 \text{ m}^3/\text{s}$. Groundwater discharge occurred in some springs with a flow of about $1 \text{ m}^3/\text{s}$ [45].

At this stage, the horizontal hydraulic gradients were modified by the exploitation of groundwater. Total water level depletion was on average 40 m with a rate of 1 m/year . Almost one-third part of the original confined aquifer area became unconfined and the rest semiconfined, draining an estimated flow rate of $4.7 \text{ m}^3/\text{s}$ [45,46].

Total land subsidence at the Mexico City Cathedral was 7 m [3], and land subsidence problems began appearing in other areas of the city; for example, in Chalco, Tlahuac and at the International Airport, the measured subsidence from 1986–1991 was 46 cm (Figure 9d) with an average subsidence velocity of 9.2 cm/year [16,45].

The artificial discharge of the basin was composed of the surface runoff and wastewater exports to the Tula Basin. It is estimated that outflow from the basin was about $44 \text{ m}^3/\text{s}$ [45]. In 1990, the deep drainage system, the Emission Oriente (a discharge pipe), as well as the Central Tunnel Emission, were constructed to increase and improve the operation of the drainage system to avoid floods.

For this year, a few studies on hydrogeochemical characterization were available, basically carried out in Mexico City to investigate contamination sources of the aquifer [16,23,24,34]. These studies tried to identify the dominant geochemical processes in the hydrogeological context that give rise to the chemical composition of water. Cardona and Hernández [24] suggested the mixture of waters and the ion exchange as the most relevant processes; however, the oxidation-reduction process was also mentioned in certain areas of the city (i.e., Sta. Catarina, Iztapalapa). The water types are represented in Figure 9c.

In relation to the mixing processes, these authors found the mixture of waters relevant as downward vertical flow from the aquifer and/or lateral flow from the area of Texcoco. It was also mentioned that ion exchange occurred mainly in the granular portions of the aquifer and dissolution process along the trajectories of flow, evidenced by the increase

of chlorides. This process is masked by the mixture of waters induced by the increase of pumping; there are areas where the increase in salinity can be explained by a longer residence time in the aquifer and/or by flowing through a different geological environment.

3.3. Year 2019, the Metropolitan Area in a Critical Groundwater Condition

Currently, natural recharge is estimated at $23 \text{ m}^3/\text{s}$ and the extent of the urban area is 1829 km^2 . An estimate of the effective recharge rate was obtained by APLIS [19]; with the mean annual precipitation in the outcrop/subcrop areas at $214 \text{ m}^3/\text{s}$, the effective recharge represents only 10% of total precipitation.

The distribution of the estimated natural recharge is shown in Table 2 for the three periods of our analysis. In addition, unintentional recharge is valued at $9 \text{ m}^3/\text{s}$ and is associated to leakage from drainage and irrigation return flows.

By 2019, groundwater discharge by springs was only $0.7 \text{ m}^3/\text{s}$, and artificial discharge continued with the runoff and wastewater exports of about $50 \text{ m}^3/\text{s}$. This entire engineering infrastructure, constructed over a century, has diminished the reuse of water at the basin scale. Currently, only 10% of water is reused by a very large wastewater treatment plant, the "Atotonilco Waste Water Treatment Plant", that improves water quality, and is sent to the Tula Basin after treatment. This WWTP has a secondary treatment and a design flow of $35 \text{ m}^3/\text{s}$, the largest of its kind in the world.

3.3.1. Groundwater Level Conditions

Recharge and discharge areas can be inferred from the equipotential surface of the aquifer as shown in the groundwater flow directions in the Mexico Basin in Figure 10. A dataset of 184 recent water level measurements (2018) collected by the National Water Commission was used to validate the map and confirm the inferred regional groundwater flow patterns (Figure 10).

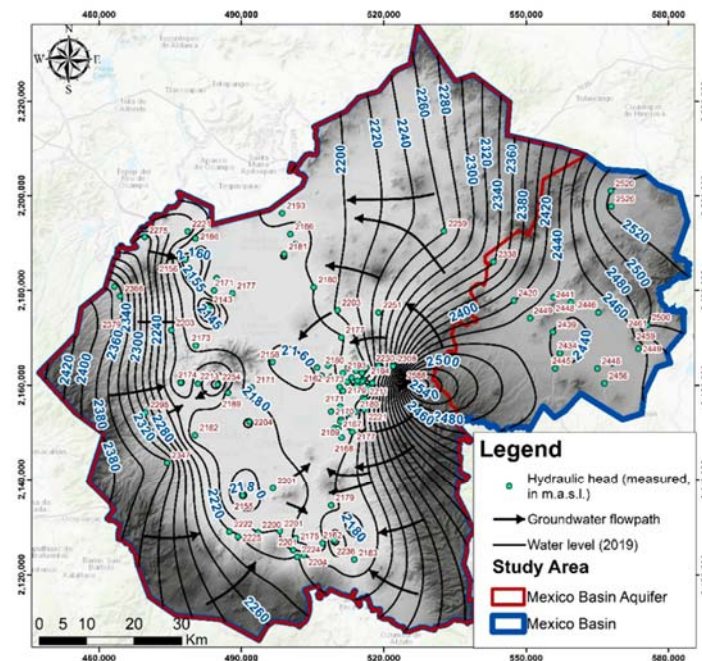


Figure 10. Equipotential surface map of the MB. Contour intervals are 20 m.

The highest piezometric heads were measured in the east and the west. These corresponded to recharge areas where the Mexico Basin Aquifer outcrops. The lowest piezometric heads were measured at the north of the basin, basically at the Cuautitlán-Pachuca Aquifer (Figure 4), with a value of 2140 m.

Total drawdown in water levels has reached an average of 71 m with a rate of 1.5 m/year, with the highest drawdown being 6 m from 2017 to 2018 in the Cuautitlán-Pachuca Aquifer. Groundwater flow also converges locally in heavily pumped areas, mostly in the allocated battery of wells, called the Immediate Action Plan System. This system was constructed in 1974 by the Comisión de Aguas del Valle de México and consists of well batteries to extract groundwater from areas surrounding the metropolis, mainly to the north and to the south.

Subsidence due to regional consolidation persists with cumulative effects causing considerable total and differential settlements through time. In 2017, the total cumulative land subsidence in some points had exceeded 14 m with respect to the original ground surface configuration [20]. Total land subsidence at the Mexico City Cathedral is now more than 10 m; at the International Airport, measurements from 1994–2017 indicated an average subsidence velocity rate of 28 cm/year [47].

3.3.2. Hydrogeochemical Conditions

Groundwater chemical analyses for the Mexico Basin Aquifer were obtained from a recent field study (2018) by the authors, carried out as part of a new hydrogeochemical project. Only water analyses with a charge balance error less than $\pm 10\%$ were used. This resulted in a dataset of 52 well samples, 1 spring sample, 1 deep well sample and 1 thermal spring sample. Major cations were used to determine the groundwater types. The proportions of major ions were presented on Stiff and Piper diagrams [48] and were generated using EasyquimV5 [49], with which five water types were defined; their spatial distribution and Piper diagram are presented in Figure S1 (Supplementary Materials).

Mg-HCO₃ water is located on the periphery of the basin, mainly in the mountains and identified recharge areas; this water type represents 51% of the samples. The family in second in order of percentage (20%) is a mixed-bicarbonate and Na-HCO₃ type located in the piedmont and alluvial areas. The rest are the mixed-Cl and Na-Cl water types and are located in the central part of the basin, in the lacustrine area and in the less transmissive parts.

Based on the general flow paths defined in Figure 10, the inferred evolution of the MBA water types is essentially from group 1 to groups 2 and 3, then to 4 and 5. The hydrogeochemistry of water in the aquifer is the result of natural flow from the recharge areas to the center of the basin, acquiring a chemical footprint that is dominated by the lithological characteristics of each formation in the Sierras and the center of the basin.

The andesites and dacites of the Sierras Pachuca, Las Cruces and Nevada locally produce water of a similar chemical composition, that is, calcium-sodium bicarbonate. These elements are derived from the dissolution of minerals from these rocks (feldspars and amphibole). The basalts and basaltic andesites of the Sierra Chichinautzin are predominantly the ions bicarbonate, calcium and magnesium [18], products of the dissolution of plagioclase and pyroxenes.

In contrast, in the center of the basin groundwater is chlorinated-sodium, which suggests significant residence time in the aquifer, effects of evaporation and high salinity relative to the convective flow in the shallow part of the aquifer.

The spatial distribution of Cl⁻ concentrations in the Mexico Basin is shown in Figure 11. Cl⁻ concentrations increase from the recharge areas to the central area of the basin, similar to the water type groups. This increase follows the general groundwater flow paths presented in Figure 10. However, although the Cl⁻ concentration for thermal springs and deep wells were placed on the map, they are not included in these flow paths' inferred Cl⁻ concentration because it is assumed that they belong to the deeper aquifer.

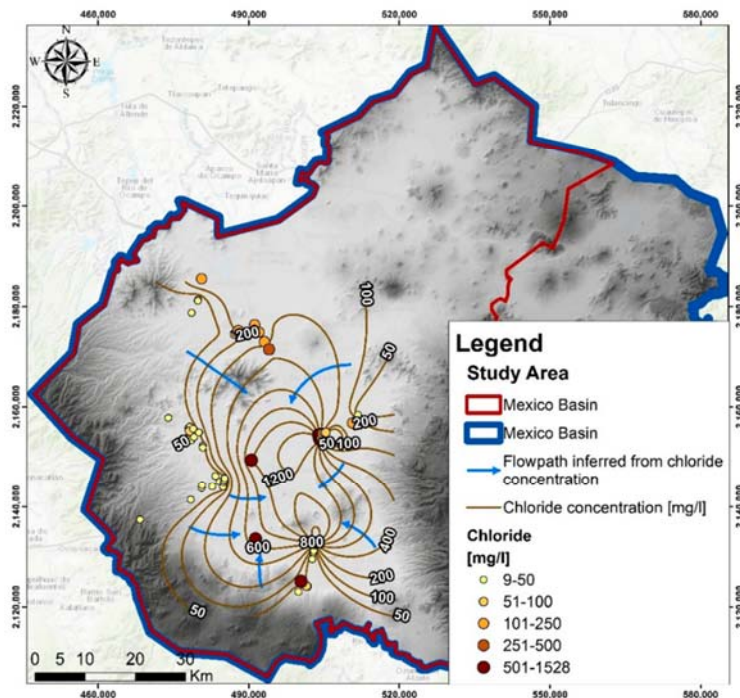


Figure 11. Cl^- concentrations in the MB.

3.3.3. Stable and Radiogenic Isotopes

To provide a more complete hydrogeochemical framework, we collected groundwater samples to provide new isotopic analyses (^{14}C and ^{13}C) in several sites of the Mexico Basin Aquifer and added them to the historical dataset. Radioactive isotope ^{14}C was used for groundwater dating. Tracer model ages can often help from the perspective of an effective management of groundwater resources to improve understanding of the groundwater flow aquifer systems, as old waters generally indicate that the resource may not be renewed [50].

Isotopic data for ^{14}C (half-life of 5730 years) and ^{13}C are shown in Figure S2 (Supplementary Materials). They are reported in dissolved inorganic carbon (DIC) as the percent modern carbon (pMC), as defined by Stuiver and Polach [51]). The ^{14}C values range from 8–108.1 (pMC) for the wells, and 1.6 (pMC) for both the deep well and the thermal spring sampled. The distribution of the $\delta^{13}\text{C}$ values is from -14.3 to -4.1 (‰) for the wells; additionally, the deep well is -7.4 ‰ and the thermal spring -2.1 ‰. Both radioisotopes show a clear evolution to the basin center following the groundwater flow main directions (Figure 10).

Water ages derived from isotopic data are presented in Figure 12. The estimation of this age was analyzed by the decay formula and the Pearson method to compare results with Edmunds et al. [18]. With this study, it was found that the average water age increased 3000 years considering the pumping wells of the upper aquifers. Compared to Peñon de Los Baños (the thermal spring), there is no significant difference between the results of those authors ($^{14}\text{C} = 1.9$) and our results ($^{14}\text{C} = 1.6$).

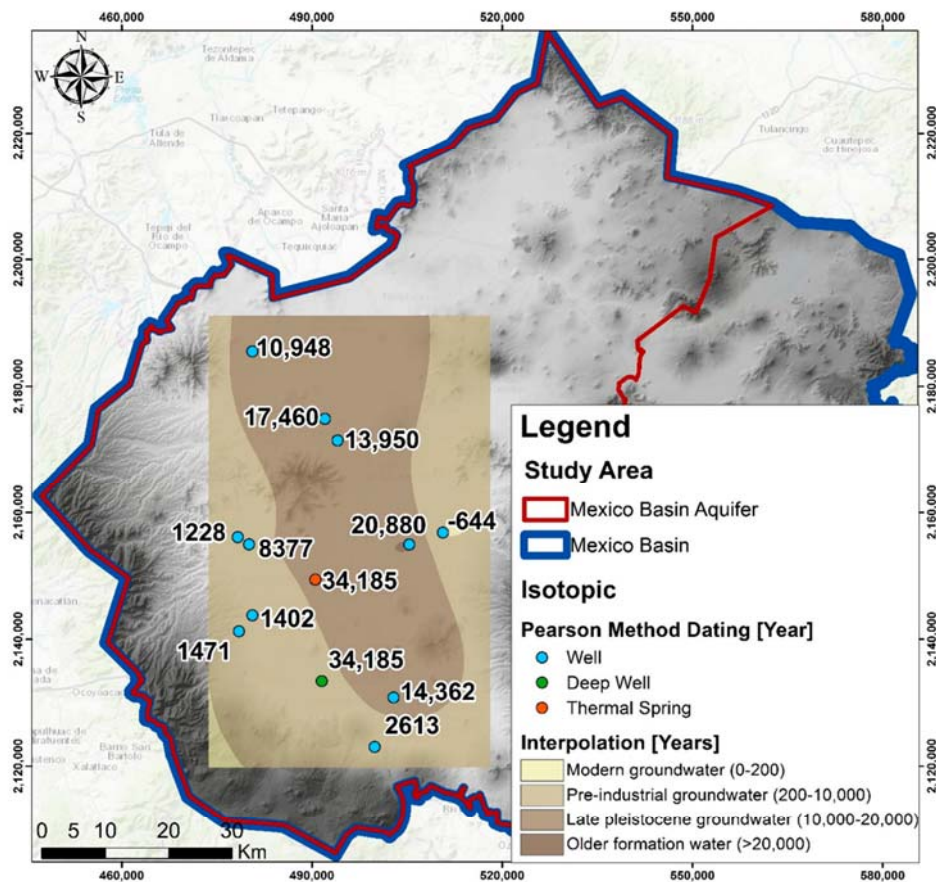


Figure 12. Groundwater age and classification.

Figure 13 summarizes our geochemical data and analyses results, comparing with previous data from the years 1950 and 1990 (Figure 10), as shown for the year 2019.

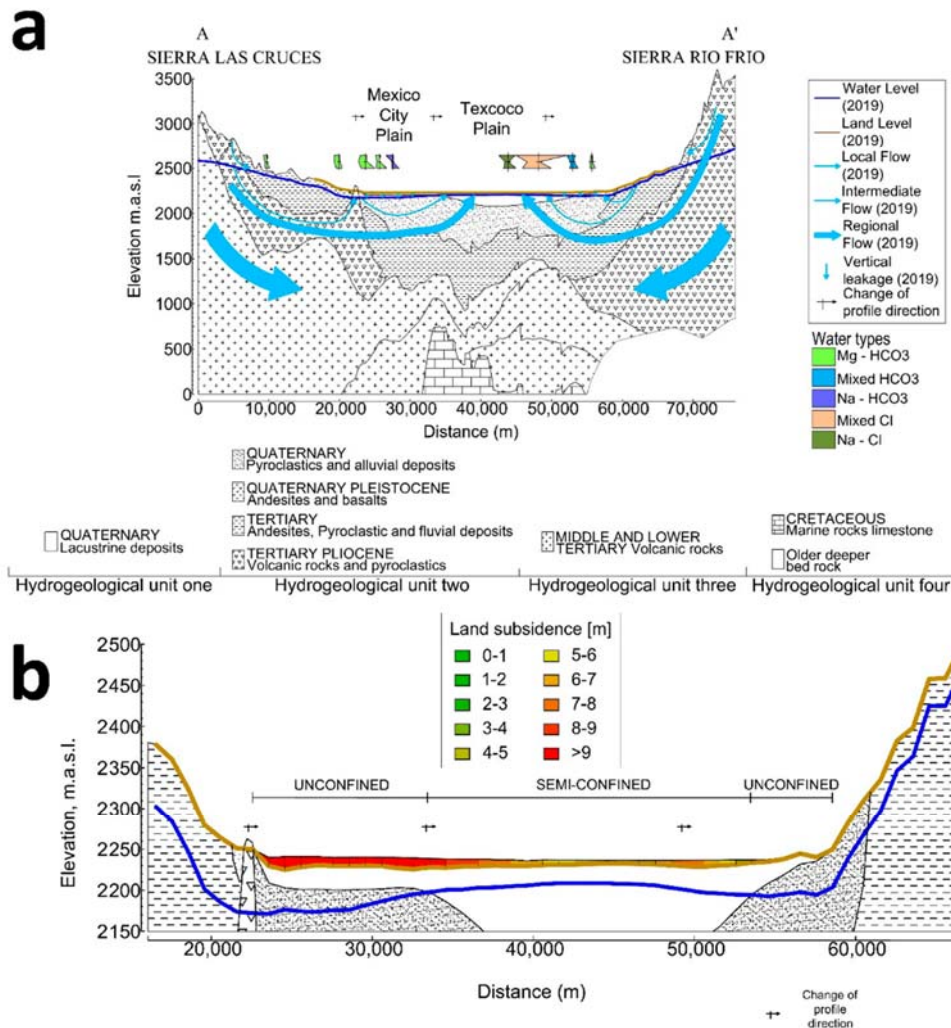


Figure 13. Hydrogeological cross section; location is shown in Figure 4 as CC'-AA'. (a) General groundwater flow direction and groundwater level; geochemical water types; (b) land subsidence in the zoomed area (between 20,000 and 60,000 m of distance), water level and land level, 2019.

3.3.4. Groundwater Budget

Given the endorheic nature of the Mexico Basin Aquifer (MBA), its original water budget was balanced in steady-state conditions since the Pleistocene, with a very simple water budget where precipitation was equal to evaporation. The endorheic drainage basin retained water and allowed no outflow to other external bodies of water; it converged instead into lakes or swamps, permanent or seasonal, which equilibrated through evaporation.

The components of the groundwater budget are shown on a typical cross section (Figure 14) representing the annual averaged water budget in the MBA for the year 2019, the last year of data available.

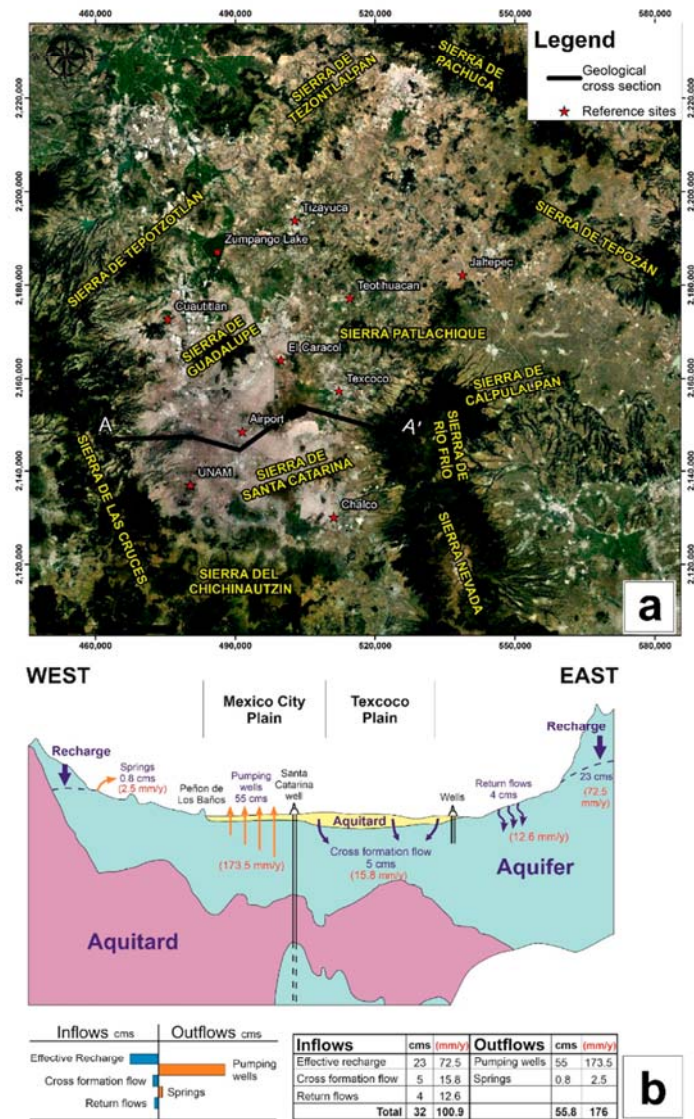


Figure 14. Detailed groundwater budget of the MBA in 2019: (a) satellite view of the Mexico City Metropolitan Area; (b) representative west-east cross section through the Plains of Mexico City and Texcoco. Values are representative of the whole MBA.

These components correspond to the inflows defined by the groundwater effective recharge from precipitation, leakage from the upper aquitard and return flow from irrigation. The outflows include pumping wells and springs.

These were estimated representing the annual water budget in the whole MBA with an approximate surface area of 10,000 km². The groundwater budget components are expressed as a water thickness equivalent (mm) uniformly distributed on the total surface of the MBA (Figure 14).

For the inflows, the natural recharge was estimated as 23 cms (72.5 mm/y); however, an additional 9 cms (28.4 mm/y) unintentionally recharges from combined return flows, including 4 cms from agriculture (12.6 mm/y) and 5 cms of vertical leakage (15.8 mm/y). The total inflow to the MBA aquifer system is 32 cms (100.9 mm/y); these estimates are the direct result of this study.

For the outflows, pumping represents the total extraction of 55 cms (173.5 mm/y) and springs 0.8 cms (2.5 mm/y). The values for the springs were obtained from periodic flow gauges. The total outflow to the MBA aquifer system is 55.8 cms (176 mm/y); these estimates are the direct result of this study. Clearly, the aquifer system is imbalanced by −23.8 cms which represents approximately the overexploitation rate.

3.4. Conceptual Model

A comprehensive conceptual model of the MBA was developed based on the hydrogeological and hydrogeochemical evidence presented in the previous sections. This conceptual model represents the state of the knowledge of the MBA updated after a century of groundwater exploitation.

Basically, this updated conceptual model provides new insight into the natural recharge and discharge conditions, groundwater flow conditions and groundwater flow systems following one hundred years of groundwater exploitation.

3.4.1. Natural Recharge and Discharge Conditions

Groundwater movement within the study area typically occurs from high-elevation mountains that limit the basin receiving recharge towards low-elevation discharge areas.

According to the hydrodynamic model, water flows from the basin edges to the lower parts of the valley, which is typical of endorheic basins: in the upper parts, the recharge generates down flow, whereas in the lower parts of the system the water rises looking for its natural outlet or by pumping. In upstream areas the hydraulic load increases with depth, which explains the sprouting artesian pressure of the first wells built in the middle of the last century, and which still occurs to a lesser extent in the area of Lake Texcoco where it has semiconfined conditions.

The contrast between the low permeability of the lacustrine deposits and the medium-to-high permeability of the underlying alluvium also influences the groundwater flow network. Water preferably circulates through the strata of greatest permeability and tends to cross where it is less permeable along the shortest track; therefore, in deeper layers under the valley, water tends to circulate through the deep alluvium until it is forced to cross the lake deposits to reach its base level of discharge, basically in the area of the Texcoco Plains (Figure 15).

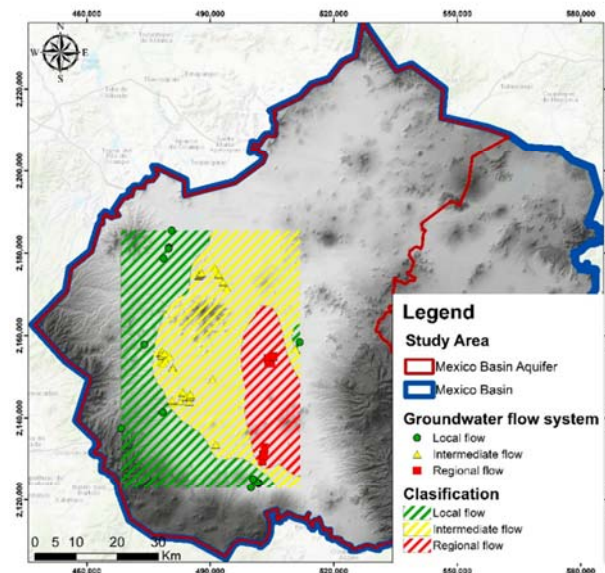


Figure 15. Plan view of the conceptual model of the MBA.

The upper aquitard, composed of very porous low-permeable lacustrine deposits, contains large amounts of groundwater in storage [34,52,53]. At the regional level, it provides very important volumes of water to adjacent aquifers, naturally or under the effects of pumping, which is considered an indirect recharge to the aquifer [54].

The natural discharge of the aquifer, which was mostly caused by evapotranspiration in the lakes area, gradually declined as the exploitation caused groundwater levels to fall most everywhere in the aquifer. The only region where these conditions still prevail is in the Lake Texcoco area.

For the last several decades, the main discharge of the aquifer has been through wells, although evapotranspiration still persists in areas where the groundwater levels are shallow.

At least two discharge mechanisms have been identified in the central portion of the basin. One consisting of the topmost recent deposits (first tens of meters), which are recharged by leaks in hydraulic networks and local runoff infiltration, contributions that keep the groundwater surface very shallow despite over-exploitation and are discharged by evapotranspiration and pumping of shallow wells. The second discharge mechanism, mainly composed of the alluvium deposits underlying the lacustrine deposits, it is the main groundwater source captured by most of the wells that supply the city and receives the recharge originated in the upper parts of the basin. The piezometric levels in the alluvium have remarkably declined by over-exploitation. Between the two subsystems is the lacustrine clay layer, an aquitard with great thickness and low permeability, which yields huge amounts of water to the underlying aquifer, and whose consolidation has resulted in land subsidence.

Thus, in general, the Mexico Basin Aquifer is under unconfined or semiconfined conditions with only a 236 km² area in semiconfined conditions, representing 18% of the original lacustrine area.

3.4.2. Groundwater Flow Systems

On the basis of groundwater divides inferred from the potentiometric map, groundwater ages and the conceptual model (Figures 10, 12 and 16), the Mexico Basin Aquifer (MBA) can be divided into three natural subsystems (local, intermediate and regional flow), in which groundwater flows in different directions and to different discharge zones.

At the local scale, groundwater moves along shallow and short flow paths; these flow paths are topographically located in higher-elevation zones or in transition zones, sometimes manifesting as springs.

For the most part, wells at this scale are drilled to an average depth of 200 m; the flow is relatively shallow with temperatures ranging from 17 to 21 °C, approximately, and sodium and chloride concentrations range between 28–77 mg/L and 10–29 mg/L, respectively.

The intermediate flow is presented in the middle- to lower-parts of the basin, representing the intermediate and local discharge, or else is captured through wells. In this group, the water has a temperature of 22–28 °C, has low concentrations of Cl (9–35 mg/L), Na (24–54 mg/L) and SO₄ (30–67 mg/L) and has regular salinity concentrations (200–600 mg/L TDS). The average depth of the wells is 250 m.

Groundwater from the regional-scale flow is extracted by deep wells with, sometimes, a mixture of water families. The depths of those wells are, on average, 300 m and in some cases, reaching down to 400 m. The water extracted in these areas was recharged more than 9000 years ago.

A particularly deep well belonging to this group is the Santa Catarina well, which has different conditions compared to the rest of the group, as it extracts water from the strata to depths of 2500 m below ground. At those depths, there is a much deeper limestone aquifer in limestone from the Cretaceous, although its groundwater age has not been determined.

Likewise, the thermal spring Peñón de los Baños intercepts the discharge of the regional flow system, also reported by [22]; these authors further reported that the high temperature measured in that spring may be affected by the thermal flow of a deep heat source. They also hinted at the possibility that parts of these waters may come from the deep Cretaceous limestone rocks. Vázquez and Jaimes [10] proposed that this is the same formation from which water is extracted from the deep Santa Catarina well.

Figure 15 presents a plan view of the adopted conceptual model of the MBA in our study, in which flow systems are delineated within the natural extent of the MBA. The area of active recharge corresponds to the presence of waters enriched with 18O and 2H and is limited to the outcrop areas of the MBA. The area of regional flow corresponds to the presence of 14C located in the Texcoco Plain area. The area of intermediate flow is present in the major part of the study area and is defined by the absence of 14C. The vertical leakage is enhanced most everywhere in the lacustrine area. Figure 16 presents a three-dimensional view and schematic diagram showing conceptualized groundwater flows in the MBA.

3.4.3. Hydrogeological Constrains

The integration of existing data and data collected in this study, combined with detailed analysis of previous knowledge on the multi-aquifer system and groundwater flow conditions in the Mexico Basin Aquifer, has allowed a new assessment of the current, very substantial hydrogeological conditions and quantitative conceptual understanding of the groundwater conditions in the basin. After a century of groundwater exploitation, the unified hydrogeological conceptual model allows the portioning of systems and constrains within the Mexico Basin Aquifer in the form of limiting boundaries and groundwater flow systems, which could be extremely useful in building a tool for groundwater management with a numerical model.

Finally, a numerical model built based on this integrated hydrogeological conceptual model should be built in a transient state with a full three-dimensional discretization to coupled hydro-mechanical processes (compaction); it should start with the steady-state condition from the beginning of the 20th century and include the shifting of the transient effects. Such a model should be calibrated to match constraints as described with this conceptual model. In particular, a well-calibrated numerical model should be able to reproduce the scales of the groundwater flow systems as shown in Figure 15, and approximately reproduce the groundwater budget depicted in Figure 14.

4. Discussion

Compilation of historical studies and new field data (Figure 1) were gathered and integrated in this study; these expand and update the knowledge of the aquifer and groundwater conditions and produce the first integrated conceptual model of the Mexico Basin Aquifer, as per 2019. Two important steps were carried out in this study: a substantial update of the geological model, as shown schematically in Figure 6, and a revamped three-dimensional hydrogeological conceptual model as shown in Figure 8. Both updates include recent information and detailed analysis of compiled information over time. Hydrogeological systems were classified into four units (Figure 7) by grouping diverse formations with similar properties and hydraulic behavior (Table 1).

The hydrogeological conceptual model reflects spatial heterogeneity of hydraulic properties, leakage of the aquitard and aquifer groundwater flows. As proposed in this study of successive stages (Figure 1), those parameters will be further used in a numerical model, which will be tested and eventually adjusted to calibrate the numerical model.

After a century of groundwater exploitation, the unified hydrogeological conceptual model allows the portioning of systems and constraints within the Mexico Basin Aquifer (MBA) in the form of limiting boundaries and groundwater flow systems, which could be extremely useful in building a tool for groundwater management with a numerical model. The most important outcomes of this study are that changes in the hydrogeological conditions are mainly due to anthropogenic effects, to very few changes in climate over 100 years and to the local-scale geomorphological changes that affect the flow of groundwater.

There is a clear delineation of the hydrogeological extent of the Mexico Basin Aquifer and its three-constituting subsystems (local, intermediate and regional), following the natural boundaries and the groundwater flow system concept as defined by Tóth [55], which is typical for sedimentary basins such as the Mexico Basin Aquifer. The isotopic data (^{18}O , ^2H and ^{14}C) showed that the mountains surrounding the basin correspond to areas of recharge in the Mexico Basin Aquifer. This analysis defined areas and groundwater-age types of pre-industrial, late Pleistocene and older formations. Despite similar patterns of the three flow systems, there are substantial differences between their hydraulic heads. Such differences represent driving forces of vertical leakage from the upper aquitard to the upper aquifer.

The discharge mechanism of the aquifer through central basin zones was highlighted. The study also assessed historic and current groundwater uses in the Mexico Basin Aquifer and proposed an aquifer-scale water budget. Natural recharge has decreased significantly due to urbanization and increased the impervious landscape on the land surface in the MBA; for example, in 1990, the total natural recharge was estimated at 35 cms; by 2019, the total natural recharge had decreased by 34% to 23 cms.

Land subsidence related to groundwater extraction ranges from 10 to 35 cm per year [56]. In turn, this is affecting the main water distribution and drainage systems and the metropolitan transportation system, due to differential subsidence. There is also significant damage occurring to roads, buildings and other public services due to differential land subsidence.

5. Conclusions

The effects of groundwater overexploitation in the Mexico Basin are and will continue being the main drivers for refining and developing new policies, with informed-based management decisions to make groundwater resources more sustainable. Clearly, the growth of this megalopolis over the last 100 years has been possible due to the presence of large quantities of good-quality groundwater located in the city's aquifer. However, changes in groundwater storage and quality over the last few decades suggest that the current groundwater exploitation is unsustainable.

The unified conceptual model developed in this study provides an unprecedented insight into groundwater conditions in the Mexico Basin Aquifer, which if used with ad-hoc numerical models would form a comprehensive framework for forecasting long-term groundwater sustainability.

The new data and detailed analyses in this study, integrated with existing quantitative information, allowed the development of a unique conceptual model of the complete Mexico Basin. New input on its geology and hydrostratigraphy, as well as analyses of the changes over time of the most important properties of the aquifer and its hydrogeochemical conditions, allowed a clear visualization of the current groundwater and aquifer conditions as an ensemble.

It is expected that the core of this integrated conceptual model forms the basis for future development and calibration of a numerical 3D groundwater flow model of the multi-aquifer system. The conceptual model could be used to test the numerical model and, once calibrated by matching the constraints in the conceptual model, it could simulate the best possible management scenarios of the groundwater resource in the greater Mexico City area. Together with the numerical model, we could anticipate that the integrated conceptual model will provide the knowledge and the tools for a better understanding of the groundwater resources in the whole Mexico Basin Aquifer as a function of space and time and as resource-management tools.

Supplementary Materials: The following supporting information can be downloaded at: <https://www.mdpi.com/article/10.3390/w14101584/s1>, Table S1: Summary of hydrogeologic parameters for hydrogeological units 1 and 2 described in Table 1, Figure S1: (a) Piper diagram showing the five water types identified in the MBA (after Piper, 1944, EasyQuimV5, 2012); (b) Spatial distribution of groundwater types, Figure S2: Concentrations of 13C and 14C in the MB.

Author Contributions: Conceptualization, A.P. and A.R.; methodology, A.P.; formal analysis, A.P., A.R. and R.C.; investigation, A.P.; writing—original draft preparation, A.P. and A.R.; writing—review and editing, A.P., A.R. and R.C. All authors have read and agreed to the published version of the manuscript.

Funding: This work was supported by Universidad Autónoma de México.

Data Availability Statement: The data produced by this study are available upon request to the authors.

Conflicts of Interest: The authors declare no conflict of interest.

References

1. Jakeman, A.J.; Barreteau, O.; Hunt, R.J.; Rinaudo, J.D.; Ross, A.; Arshad, M.; Hamilton, S. Integrated Groundwater Management: An Overview of Concepts and Challenges. In *Integrated Groundwater Management*, 1st ed.; Jakeman, A.J., Barreteau, O., Hunt, R.J., Rinaudo, J.D., Ross, A., Eds.; Springer: Cham, Switzerland, 2016. [CrossRef]
2. Hiscock, K.M.; Rivett, M.O.; Davison, R.M. Sustainable Groundwater Development. *Geol. Soc. Spec. Publ.* **2002**, *193*, 1–14. [CrossRef]
3. Santoyo, E.; Ovando, E.; Mooser, F.; León, E. Síntesis Geotécnica de la Cuenca del Valle de México: México, D.F. TGC Geotecnia S.A. de C.V. 171. SDG6, 2016. Clean Water and Sanitation. 2005. Available online: <https://www.un.org/sustainabledevelopment/water-and-sanitation/> (accessed on 1 September 2021).
4. Comisión Nacional del Agua (CONAGUA). *Determinación de la Disponibilidad de Agua en el Acuífero Zona Metropolitana de la Ciudad de México*; Comisión Nacional del Agua: Mexico City, Mexico, 2015.
5. Gambolati, G.; Teatini, P. Geomechanics of subsurface water withdrawal and injection. *Water Resour. Res.* **2015**, *51*, 3922–3955. [CrossRef]

6. Mooser, F. *Bosquejo Geológico del Extremo sur de la Cuenca de México*; Memorias del XX Congreso Geológico Internacional, Guía de Excursion; Boletín de la Asociación Mexicana de Geólogos Petroleros: México, Mexico, 1956; p. 154.
7. Mooser, F. *Los ciclos del Vulcanismo que Formaron la Cuenca de México*; Memorias del XX Congreso Geológico Internacional, Vulcanología del Cenozoico; Boletín de la Asociación Mexicana de Geólogos Petroleros: México, México, 1957; Volume 2, pp. 337–348.
8. Mooser, F. *Historia Geológica de la Cuenca de México*; Memorias de las obras del Sistema de drenaje profundo del Distrito Federal; Departamento del Distrito Federal: Mexico City, Mexico, 1975; Volume 1, pp. 7–38.
9. De Cserna, Z.; De la Fuente-Duch, M.; Palacios-Nieto, M.; Triay, L.; Mitre-Salazar, L.M.; Mota-Palomino, R. Estructura geológica-gravimetría, sismicidad y relaciones neotectónicas regionales de la Cuenca de México. *Boletín Inst. Geol.* **1987**, *104*, 71.
10. Vázquez, S.E.; Jaimes, P.R. Geología de la Cuenca de México. *Geofísica Int.* **1989**, *28*, 133–190. [[CrossRef](#)]
11. Enciso-De la Vega, S. Propuesta de nomenclatura estratigráfica para la cuenca de México: México. *Rev. Inst. Geol.* **1992**, *10*, 26–36.
12. Mooser, F.; Montiel, A.; Zúñiga, A. *Nuevo Mapa Geológico de las Cuencas de México, Toluca y Puebla*; Subdirección de Construcción, Comisión Federal de Electricidad México: Mexico City, Mexico, 1996; p. 63.
13. Morales-Casique, E.; Escolero, O.A.; Arce, J.L. Resultados del pozo San Lorenzo Tezonco y sus implicaciones en el entendimiento de la hidrogeología regional de la cuenca de México. *Rev. Mex. Cienc. Geol.* **2014**, *31*, 64–75.
14. Lesser-Carrillo, L.E.; Lesser-Illades, J.M.; Arellano-Islas, S.; González, D. *Estudio Isotópico del Acuífero del Valle de México*; Dirección General de Construcción y Operación Hidráulica (DGCOH): Mexico City, Mexico, 1985.
15. Lesser y Asociados S.A. de C.V. *Actividades Geohidrológicas en el Valle de México*; DGCOH-DDF, Contrato No. 5-33-I-497; Lesser y Asociados S.A. de C.V.: Santiago de Queretaro, Mexico, 1985.
16. Lesser, J.M.; Sánchez, D.F.; González, P.D. Aspectos Geohidrológicos de la Ciudad de México. *Ing. Hidráulica México* **1990**, *5*, 52–60.
17. Ortega, G.A.; Farvolden, R.N. Computer analysis of regional groundwater flow and boundary conditions in the Basin of Mexico. *J. Hydrol.* **1989**, *110*, 271–294.
18. Edmunds, W.M.; Carrillo-Rivera, J.J.; Cardona, B.A. Geochemical evolution of groundwater beneath México City. *J. Hydrol.* **2002**, *258*, 1–24. [[CrossRef](#)]
19. Palma-Nava, A.; Pavón-Ibarra, I.; Domínguez-Mora, R.; Carmona-Paredes, R.B. Estimación de la recarga natural en la Cuenca de México mediante la aplicación del método APLIS. *Ing. Investig. Tecnol.* **2022**, *23*, 1–10. [[CrossRef](#)]
20. Auvinet, G.; Méndez, E.; Juárez, M. *El subsuelo de la Ciudad de México/The Subsoil of Mexico City*, 3rd ed.; Instituto de Ingeniería, UNAM: Mexico City, Mexico, 2017; p. 3.
21. Issar, J.L.; Quijano, J.R.; Castro, M. The isotope hydrology of the groundwater of central México. *J. Hydrol.* **1984**, *71*, 201–224. [[CrossRef](#)]
22. Cortés, A.; Farvolden, R.N. Isotope studies of precipitation and groundwater in the Sierra de las Cruces, Mexico. *J. Hydrol.* **1989**, *107*, 147–153. [[CrossRef](#)]
23. Ryan, M.C. An investigation of inorganic nitrogen compounds in the Valley of Mexico. *Geofísica Int.* **1989**, *28*, 417–434. [[CrossRef](#)]
24. Cardona, B.A.; Hernández, N. Modelo geoquímico conceptual de la evolución del agua subterránea en el valle de México. *Ing. Hidráulica México* **1995**, *10*, 71–90.
25. Cruickshank, V.C.; Palma-Nava, A. *The Numerical Modelling of the Mexico City Aquifer. International Workshop. Geotechnical Engineering in Urban Areas Affected by Land Subsidence, Mexico City.* 2008. Available online: <https://www.issmge.org/uploads/publications/1/45/06-technical-committee-24-tc305-02.pdf> (accessed on 3 April 2022).
26. Birkle, P.; Torres, R.V.; González-Partida, E. Evaluación preliminar del potencial de acuíferos profundos en la Cuenca del Valle de México. *Ing. Hidráulica México* **1995**, *10*, 47–53.
27. Lezama-Campos, J.L.; Morales-Casique, E.; Castrejón-Pineda, R.; Arce, J.L.; Escolero, O. Interpretación del registro geofísico del pozo profundo San Lorenzo Tezonco y su correlación litológica en la cuenca de México. *Rev. Mex. Cienc. Geol.* **2016**, *33*, 198–208.
28. Morales-Casique, E.; Escolero, O.A.; Arce, J.L. Estimación de parámetros mediante inversión y análisis de las pérdidas hidráulicas lineales y no-lineales durante el desarrollo y aforo del pozo San Lorenzo Tezonco. *Boletín Soc. Geol. Mex.* **2015**, *67*, 203–214. [[CrossRef](#)]
29. Morales-Casique, E.; Arce, J.L.; Lezama, J.L.; Escolero, O.A. Análisis de la estratigrafía y las características hidrogeológicas de los estratos profundos que conforman el subsuelo de la cuenca de México a partir de la perforación de dos pozos profundos, uno a 2000 m y otro a 1570 m denominados Agrícola Oriental no. 2B y 2C. *Boletín Inst. Geol.* **2018**, *121*, 113.
30. Edmunds, W.M.; Smedley, P.L. Residence time indicators in groundwater: The East Midlands Triassic sandstone aquifer. *Appl. Geochem.* **2000**, *15*, 737–752. [[CrossRef](#)]
31. Tóth, J. *Gravitational Systems of Groundwater Flow*; Cambridge University Press: Cambridge, UK, 2009; ISBN 978-0-521-88638-3.
32. Rivera, A. *Modelé Hydrogéologique Quasi-Tridimensionnel Non-Linéaire Pour Simuler la Subsidence dans les Systèmes Aquifères Multicouches: Cas de Mexico.* Ph.D. Thesis, École Nationale Supérieure de Mines, Paris, France, 1990.
33. Cruickshank, C. *El sistema hidráulico del Distrito Federal. Modelos matemáticos para el acuífero del Valle de México. Chapter 6*; DDF: Santiago de Querétaro, Mexico, 1982; p. 23.
34. Rudolph, D.I.; Herrera, I.; Yates, R. Groundwater flow and solute transport in the industrial well fields of the Texcoco saline aquifer system near Mexico City. *Geofísica Int.* **1989**, *28*, 363–408. [[CrossRef](#)]

35. Herrera, I.; Martínez, R.; Hernández, G. Contribución para la administración científica del agua subterránea de la cuenca de México. Simposio: “El sistema Acuífero de la Cuenca de México”. *Geofísica Int.* **1989**, *28*, 297–334. [CrossRef]
36. Rivera, A.; Ledoux, E.; Marsily, G. Non-linear modelling of groundwater flow and total subsidence in the Mexico City aquifer-aquitard system. In Proceedings of the Fourth International Symposium on Land Subsidence IAHS, Houston, TX, USA, 12–17 May 1991; pp. 45–58.
37. Andreo, B.; Vias, J.; López-Geta, J.A.; Carrasco, F.; Durán, J.J.; Jiménez, P. Propuesta metodológica para la estimación de la recarga en acuíferos carbonáticos. *Boletín Geol. Min.* **2004**, *115*, 177–186.
38. Molina-Berbeyer, R. Hundimiento de la ciudad de México y su relación con los estudios de mecánica de suelos, geoquímicos, geofísicos y geológicos de las aguas del subsuelo de la Cuenca del Valle de México. *Boletín Soc. Geol. Mex.* **1957**, *20*, 3–28. [CrossRef]
39. Durazo, L.J.; Farvolden, R.N. The groundwater regime of the valley of Mexico from historical evidence and field observations. *J. Hydrol.* **1989**, *112*, 171–190. [CrossRef]
40. Mazari, M. *Agua vs. Población; El Colegio Nacional*: Mexico City, Mexico, 1996.
41. Llanas, R. *Evolución de la Ingeniería Sanitaria y Ambiental en México*; DGCOS, Secretaría General de Obras, Departamento del Distrito Federal: Mexico City, Mexico, 1994.
42. Molina-Berbeyer, R. Contribución geoquímica en el estudio de las aguas subterráneas de la Cuenca del Valle de México. *Boletín Soc. Geol. Mex.* **1954**, *17*, 53–72. [CrossRef]
43. Palmer, C. *The Geochemical Interpretation of Water Analyses*; USGS: Washington, DC, USA, 1911; p. 479.
44. Cardona-Benavides, A. Caracterización físico-química y origen de los sólidos disueltos en el agua subterránea en el Valle de San Luis Potosí: Su relación con el sistema de flujo. Master’s Thesis, Universidad Autónoma de Nuevo León, Monterrey, México, 1990; 97p.
45. Academia de la Investigación Científica (AIC). *El agua y la Ciudad de México, Abastecimiento y Drenaje, Calidad, Salud Pública, uso Eficiente, Marco Jurídico e Institucional*; Academia de la Investigación Científica, National academy of Sciences, through the USA National Research Council: Washington, DC, USA, 1995.
46. Instituto de Geofísica (IGF)—UNAM. *Diagnóstico del Estado Presente de las Aguas Subterráneas de la Ciudad de México y Determinación de sus Condiciones Futuras*; Contrato Núm. 3–33–1–0689; Departamento del Distrito Federal: Mexico City, Mexico, 1994; p. 110.
47. Sistema de Aguas de la Ciudad de México (SACMEX). Mapa de Hundimientos 1994–2017. 2017. Available online: <https://www.fondosdeagua.org/content/dam/tnc/nature/en/documents/latin-america/aguas.pdf> (accessed on 3 April 2022).
48. Piper, A.M. A Graphic Procedure in the Geochemical Interpretation of Water-Analyses. *Eos Trans. Am. Geophys. Union* **1944**, *25*, 914–928. [CrossRef]
49. Vásquez, S.E. *Easy_Quim V 5.0. Grupo de Hidrología Subterránea, [en línea], Inst. Grupo de Hidrología Subterránea 2012, UPC, España.* Available online: <https://h2ogeo.upc.edu/es/softwarehidrologia-subterranea/11-software-hidrologiasubterranea/42-easy-quim> (accessed on 5 October 2021).
50. Clark, I.; Fritz, P. *Environmental Isotopes in Hydrogeology*; Lewis Publisher: Totnes, UK, 1997; ISBN-13:978-1566702492.
51. Stuiver, M.; Polach, H.A. Discussion: Reporting of C-14 data. *Radiocarbon* **1977**, *19*, 355–363. [CrossRef]
52. Marsal, M. *The Lacustrine Clay of the Valley of Mexico: International Clay Conference, Mexico*; Instituto de Ingeniería: Mexico City, Mexico, 1975.
53. Juárez-Camarena, M.; Auvinet-Guichard, G.; Méndez-Sánchez, E. Geotechnical Zoning of Mexico Valley Subsoil. *Ing. Investig. Tecnol.* **2016**, *17*, 297–308. Available online: http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1405-7432016000300297&lng=es&tng=en (accessed on 15 July 2021). [CrossRef]
54. Cruickshank, C.; Herrera, I.; Yates, R.; Hennart, J.P.; Balarezo, D.; Magaña, R. *Modelos de Predicción del Hundimiento del Subsuelo del Valle de México*; Proyecto 9138; Instituto de Ingeniería, UNAM: Mexico City, Mexico, 1979.
55. Tóth, J. Theoretical analysis of groundwater in small drainage basins. *J. Geophys. Res.* **1963**, *68*, 4791–4812. [CrossRef]
56. Juárez, M. Análisis geoestadístico del subsuelo de la zona lacustre del Valle de México Caracterización geoestadística del subsuelo del Valle de México. Ph.D. Thesis, UNAM, Mexico City, México, 2015.

5. MODELACIÓN MATEMÁTICA DEL AGUA SUBTERRÁNEA DEL AZMCM

5.1 Introducción

Ya se ha mencionado el papel primordial que tiene el agua subterránea en la Zona Metropolitana de la Cuenca de México (ZMCM), así como los problemas que causa su explotación: disminución del almacenamiento del agua subterránea, el hundimiento del terreno y la degradación de la calidad del agua por un excesivo abatimiento de los niveles piezométricos y freáticos.

La importancia del agua subterránea y de los problemas que ocasiona su extracción excesiva hace necesario cuantificar los efectos del aprovechamiento de este recurso. La herramienta más empleada es la simulación matemática de los fenómenos que intervienen, con modelos numéricos. En el cálculo del flujo, del asentamiento del terreno y de la calidad del agua entran características tales como el espesor de estratos permeables y menos permeables, la calidad del agua que contienen, su extensión y fronteras, etc., todas ellas muy variables en un subsuelo cualquiera, pero en especial en la ZMCM. Por otra parte, la extracción del agua no se hace en un solo lugar ni está uniformemente distribuida, sino que se hace dónde el momento y la necesidad lo han determinado. No es posible pues pensar en ajustar estas condiciones a modelos matemáticos simplificados.

En lo que sigue se describe cómo se producen los hundimientos del terreno y la contaminación del agua subterránea en un acuífero, las bases de los modelos de simulación y los resultados obtenidos de su aplicación al acuífero de la ZMCM. El lector no técnico puede pasar por alto las ecuaciones y su solución numérica y el interesado en este aspecto podrá ampliar la información en la literatura a la que se hace referencia. Básicamente en este capítulo se presentan las características del modelo empleado, sin los detalles, por no ser el tema central ni la aportación de esta tesis.

En un trabajo de modelación de aguas subterráneas es recomendable seguir los siguientes pasos:

- Establecer el propósito del modelo
- Compilación e interpretación de los datos de campo
- Desarrollar un modelo conceptual del sistema
- Selección del modelo numérico y simulador a utilizar
- Construcción del modelo
- Calibración y verificación del modelo

- Predicción
- Presentación de resultados
- Evaluación de escenarios de planeación
- Toma de decisiones

Sin embargo, en el desarrollo de un modelo generalmente estos pasos no se siguen de manera lineal, sino que es frecuente que se tenga que iterar entre ellos.

Definir los objetivos del estudio es el primer paso en el desarrollo de un modelo, ya que los objetivos ayudan a determinar el nivel de detalle y la precisión requeridos en la modelación.

Posteriormente, se compilan e interpretan los datos de campo, que son esenciales para entender al sistema natural y desarrollar el modelo conceptual.

El siguiente paso en la modelación del agua subterránea es entender el sistema natural y desarrollar un modelo conceptual basado en dicho sistema.

Una vez que se ha desarrollado el modelo conceptual, es posible seleccionar un código numérico capaz de simular las características del sistema hidrogeológico que se hayan identificado y, posteriormente, construir el modelo.

Para la selección del código numérico por utilizar y para calcular los parámetros de entrada del modelo, tanto la ecuación gobernante como el código deben ser verificados. La verificación de la ecuación gobernante demuestra que la aproximación describe el proceso físico que ocurre en el medio poroso. La verificación del código se refiere a la comparación de la solución numérica generada por el modelo y con uno o más soluciones analíticas o con otras soluciones numéricas.

La calidad de las simulaciones depende en gran medida de la validez del modelo físico y de la calidad de los datos. Además, el tiempo necesario para llevar a cabo un modelo depende en gran medida del tiempo necesario para compilar y preparar los datos de entrada del modelo.

La construcción del modelo consiste en transformar el modelo conceptual en un modelo matemático que es un sistema de ecuaciones que debe resolverse en el espacio y el tiempo. El proceso de construcción del mismo incluye determinar el dominio, la malla, las condiciones iniciales y de frontera, las propiedades hidráulicas y calcular los parámetros de entrada del modelo.

Una vez construido el modelo, éste se tiene que calibrar. La calibración es el proceso de ajustar los parámetros, condiciones de frontera y condiciones iniciales del modelo, dentro de rangos razonables, para obtener un buen ajuste entre observaciones y resultados del modelo como pueden ser niveles piezométricos, tasas de flujo o algunos otros objetivos de la calibración.

La aplicación de un modelo de flujo a un problema particular, con frecuencia incluye la realización de simulaciones predictivas. Las simulaciones predictivas son el análisis de algunos escenarios definidos como parte de los objetivos del estudio (Anderson y Woessner, 1992).

Se describen a continuación las etapas definidas en este trabajo para el desarrollo del modelo numérico del AZMCM.

5.2 Objetivo del modelo numérico del agua subterránea del AZMCM

El modelo numérico del AZMCM tiene por objeto determinar el comportamiento dinámico del agua subterránea o respuesta del acuífero a las solicitaciones a las que se le somete, es decir, permite conocer la variación de las condiciones piezométricas, producidas por un determinado régimen de explotación o recarga en un determinado período, de su distribución en el tiempo y de su localización. Para obtener estas variaciones piezométricas, el modelo calcula la respuesta del agua subterránea del acuífero a la extracción por bombeo.

Uno de los factores que dificulta la evaluación del comportamiento dinámico del agua subterránea en el acuífero es el hundimiento del terreno, ya que, en el análisis del comportamiento de los abatimientos en las capas permeables, los mismos se asocian a la reducción de los esfuerzos efectivos que dan lugar al fenómeno de subsidencia. Como se ha mencionado, el acuífero se caracteriza por tener formaciones permeables intercaladas por capas confinantes semipermeables (acuitardos) que permiten el intercambio de agua entre ellas (fenómeno conocido comúnmente con el nombre de goteo). De tal forma que dentro del objetivo del modelo está el determinar los hundimientos provocados por el bombeo.

Otro más es el de existencia de manantiales y su evolución de caudal en el tiempo, y como elemento importante dentro de los balances en el acuífero. Como ya se ha dicho la simulación del comportamiento de acuíferos tiene como objetivo prever los efectos de diferentes formas de explotación que incluyen diversas alternativas de

volúmenes de extracción en un determinado período de proyecto, de su distribución en el tiempo y de su localización.

5.3 Modelación matemática de flujo de agua en acuíferos y evaluación del hundimiento regional

A continuación, se presenta un resumen de la formulación matemática del modelo empleado en este trabajo doctoral. El desarrollo matemático fue desarrollado por el Dr. Carlos Cruickshank por varias décadas y se presenta a continuación.

Como ya se dijo el flujo en un acuífero puede considerarse horizontal, o sea, bidimensional en planta y se describe con la siguiente ecuación diferencial que expresa el principio de conservación de masa utilizando la ley de Darcy:

$$\frac{\partial^2 h}{\partial x^2} + \frac{\partial^2 h}{\partial y^2} + q_e = \frac{S}{T} \frac{\partial h}{\partial t} \quad (5.1)$$

donde

h	altura piezométrica en un punto (x, y) del acuífero
q_e	caudal de agua que proviene de fuera del acuífero
S	coeficiente de almacenamiento del acuífero en el punto (x, y)
T	coeficiente de transmisividad del acuífero en el punto (x, y)
t	tiempo

Para el caso esquematizado en la ecuación 5.1 el término q_e está compuesto por el bombeo, con valor negativo, la recarga desde la superficie, con valor positivo y por el drenado del acuitardo hacia el acuífero, con valor positivo. Para calcular esta último componente debe resolverse la ecuación del flujo vertical en los mantos de material fino, lo que, si se considera con propiedades uniformes en la vertical puede hacerse en forma analítica. La ecuación del flujo es (Cruickshank, 1982):

$$\frac{\partial^2 h'}{\partial z^2} = \frac{K'}{S'_s} \frac{\partial h'}{\partial t} \quad (5.2)$$

con condiciones de frontera:

$$h'(x, y, 0, t) = h'(x, y, t);$$

$$\begin{aligned}h'(x, y, b', t) &= h_2(x, y, t); \\h(x, y, 0) &= h_2(x, y, 0) = h'(x, y, z, 0)\end{aligned}\tag{5.3}$$

donde

$h'(x,y,z,t)$	carga piezométrica en el acuitardo
z	coordenada vertical con el origen en la base del acuitardo
K'	coeficiente de almacenamiento específico del acuitardo
b'	espesor del acuitardo
h_2	carga piezométrica en la parte superior del acuitardo

Las condiciones de frontera implican que la distribución inicial de presiones es hidrostática y que el acuífero es confinado superiormente por un solo acuitardo, el que en su parte superior tiene una carga piezométrica h_2 conocida, que corresponde, por ejemplo, a un acuífero freático. La solución de la ecuación y acoplamiento con la solución de la ecuación 5.2, se presenta en (Cruickshank, 1979; (Cruickshank, 1982), y en el siguiente subcapítulo se detalla su desarrollo.

5.4 Modelo numérico del agua subterránea del AZMCM

Los modelos numéricos de simulación del comportamiento del agua subterránea de acuíferos se basan en una discretización del medio permeable, considerado continuo, donde ocurre el flujo. La discretización se logra dividiendo la zona de estudio (dominio de integración) en subzonas o subdominios y aplicando a cada una de ellas ecuaciones de balance, lo que al ligarlas con variables comunes (cargas hidráulicas) resultan en un sistema de ecuaciones para un determinado intervalo de tiempo. La forma de discretizar el medio, y de aproximar las variables (cargas hidráulicas, características del medio, etc.) es muy variable y da lugar a diferentes métodos de integración de las ecuaciones de balance diferencias finitas, elementos finitos, volúmenes finitos, etc.

Como se indicó en la sección 5.1, la formulación de un modelo de simulación de un acuífero requiere de estudios previos en los que se definan claramente sus fronteras y sus características y en los que se hayan realizado algunos balances cuantitativos de agua subterránea. Estos estudios proveen los elementos esenciales del modelo que son:

- Distribución de características del medio en todo el espacio simulado.
- Condiciones iniciales de presión (carga hidráulica).
- Condiciones en las fronteras del espacio simulado (flujos o cargas hidráulicas o relaciones entre ambas) durante todo el tiempo de simulación.

- d) Fuentes y sumideros (extracciones, recargas, descargas a ríos, manantiales o a la atmósfera, etc.) y su evolución temporal.

Si se dispone de todos estos elementos el modelo servirá para comprobarlos o para afinarlos y conocer mejor su distribución espacial y temporal. Para lograr este afinamiento se hace funcionar el modelo con las solicitaciones (entradas y salidas de agua) con lo que se obtienen respuestas del modelo en forma de evoluciones de niveles piezométricos en diferentes puntos del acuífero (normalmente los nodos de la malla de discretización). Se comparan estas evoluciones con las observadas y, por prueba y error, se ajustan los parámetros de entrada hasta lograr una buena concordancia entre efectos calculados y observados; a este proceso se le llama calibración del modelo o solución del problema inverso para este caso. Por otra parte, hay métodos de calibración automatizados que buscan obtener directamente los parámetros del acuífero que minimizan las diferencias entre los valores piezométricos observados y los calculados.

En este caso, para el AZMCM, el código empleado el MOQTRIT que es una versión modificada y actualizada del MOTRIT desarrollado por el Dr. Carlos Cruickshank en el Instituto de Ingeniería, UNAM (Cruickshank, 1984).

Entre mayor seguridad se tenga sobre los valores de las solicitaciones y los efectos observados que venga apoyada por resultados calculados, mayor será la confiabilidad del modelo al ser utilizado en las predicciones de efectos de diversas formas de operar el acuífero. En ocasiones no se dispone de toda la información que se ha señalado como necesaria; en esos casos la operación del modelo puede servir para determinarlos en forma aproximada, para lo que será necesario, además, utilizar el sentido común al dar los valores de las variables desconocidas; el modelo deberá ser revisado a medida que se disponga de mayor y mejor información.

Sin embargo, las observaciones del acuífero nunca podrán cubrir toda su extensión por lo que existirá siempre incertidumbre con respecto a valores de las variables interpolados o extrapolados e inclusive por errores en los valores medidos. Por esta razón conviene siempre hacer análisis de sensibilidad de los resultados a cambios en todas las variables (transmisividades, almacenamientos, bombeos, condiciones de frontera, etc.) para tener una estimación de dicha incertidumbre.

En los modelos numéricos de simulación, llamados también distribuidos (para distinguirlos de los globales, en que se hacen balances en áreas grandes y de los de caja negra), se trata de tomar en cuenta la distribución de todos los parámetros significativos del flujo en la región de interés.

De acuerdo con la concepción de este tipo de modelos expuesta arriba, la representación integral de la continuidad de masa en un volumen Ω limitado por una superficie cerrada Γ de un medio permeable saturado y durante un intervalo $\Delta t = t_2 - t_1$ es

$$\int_{t_1}^{t_2} \int_{\Gamma} \bar{v} \cdot \bar{n} d\Gamma dt + \int_{\Omega} S_S(h_2 - h_1) d\Omega = \int_{t_1}^{t_2} Q dt \quad (5.4)$$

donde

- \bar{v} vector de velocidades en el medio
- \bar{n} vector unitario perpendicular hacia afuera de la superficie Γ
- S_S coeficiente de almacenamiento específico (sección 1.2.14)
- h_i carga piezométrica en el instante t_i
- Q diferencia entre gastos de fuentes y sumideros en el volumen Ω y donde se considera la densidad del agua constante

Si se utiliza la ley de Darcy y se aplica el teorema de la divergencia o de Gauss a la integral de superficie del primer término resulta

$$\int_{t_1}^{t_2} \int_{\Omega} (K\Delta h) d\Omega dt + \int_{\Omega} S_S(h_2 - h_1) d\Omega = \int_{t_1}^{t_2} Q dt \quad (5.5)$$

Si se divide entre el producto de $\Omega \Delta t$ y se hace que $\Omega \rightarrow 0$ y $\Delta t \rightarrow 0$

$$-\Delta(K\Delta h) + \frac{\partial(S_S h)}{\partial t} = q \quad (5.6)$$

donde

- q diferencia entre gastos de fuentes y sumideros por unidad de volumen en el punto

Las tres ecuaciones anteriores son equivalentes a la ecuación de balance, solo que están expresadas en forma funcional y para una región Ω o para un punto.

Actualmente hay tres métodos para resolver estas ecuaciones para grandes regiones.

- a) El método de las diferencias finitas que establece una malla de puntos sobre la región, en el que se resuelve la ecuación diferencial 11.8 en cada punto de la malla y evalúa las derivadas en forma numérica con la ayuda de las cargas en los puntos vecinos al considerado (Smith, 1965).
- b) El método del elemento finito que divide la región en subregiones (elementos) definidos geoméricamente por nodos y superficies cerradas que pasan por ellos, en el que se expresan las variables como funciones preestablecidas de los valores nodales; se formula un principio variacional (minimizar la energía del movimiento o del error cometido al aplicar la ec 5.3) y se calculan los valores nodales que cumplen con esa formulación, (Pinder y Gray, 1977).
- c) El método de diferencias finitas integradas, ahora mejor conocido como de volúmenes finitos, (Cruickshank y Chávez, 1969), (Narashiman y Witherspoon, 1976) que usa también subregiones o elementos, solamente que centra los nodos en cada elemento, les aplica directamente la ec 5.1 y calcula los valores nodales de las variables.

Los tres métodos descritos resuelven este problema calculando los valores nodales nuevos cada intervalo de tiempo; todos los métodos numéricos llevan a un sistema de ecuaciones (lineal o no) con los nuevos valores como incógnitas. Para que el esquema numérico sea estable, se deben cumplir algunas relaciones entre el intervalo de tiempo y la forma en que se hace variar la función integrada en el tiempo; mayores detalles pueden consultarse en Smith, (1965). El método empleado en el modelo numérico del AZMCM es el de volúmenes finitos.

Como se ha dicho, el flujo en la mayor parte de los acuíferos puede considerarse bidimensional por lo que la malla de puntos en diferencias finitas será bidimensional; los elementos serán cilindros de formas variadas en planta en los otros dos métodos. La evolución de niveles del agua en el acuífero es un proceso que tiene lugar en el tiempo. Esto se incluye en la integración en el tiempo y en los valores iniciales y finales de las ecs 5.2 y 5.3.

En un modelo de flujo, además de la evolución de presiones, es posible, si se está en material no consolidado, determinar los hundimientos del terreno provocados por el bombeo; así al incorporar el flujo en el acuitardo, el cual se asume que es en dirección vertical, se agrega una ecuación de flujo unidimensional para representar el flujo desde el acuitardo hacia el acuífero tal como se desarrolló en el subcapítulo anterior, quedando como resultado un modelo cuasi tridimensional.

Otro componente relevante en este modelo numérico es el de existencia de manantiales. En el modelo de simulación éstos se detectan cuando se calculan niveles freáticos arriba de la superficie del terreno; en ese caso también se logra calcular el caudal del manantial como el gasto que es necesario extraer para igualar el nivel freático al del terreno.

En La figura 5.1 se muestra el esquema del modelo numérico MOQTRIT desarrollado para resolver las ecuaciones descritas en el subcapítulo 5.3, con el cual es posible representar la dinámica del agua subterránea en el AZMCM, los hundimientos regionales del terreno y el caudal de manantiales.

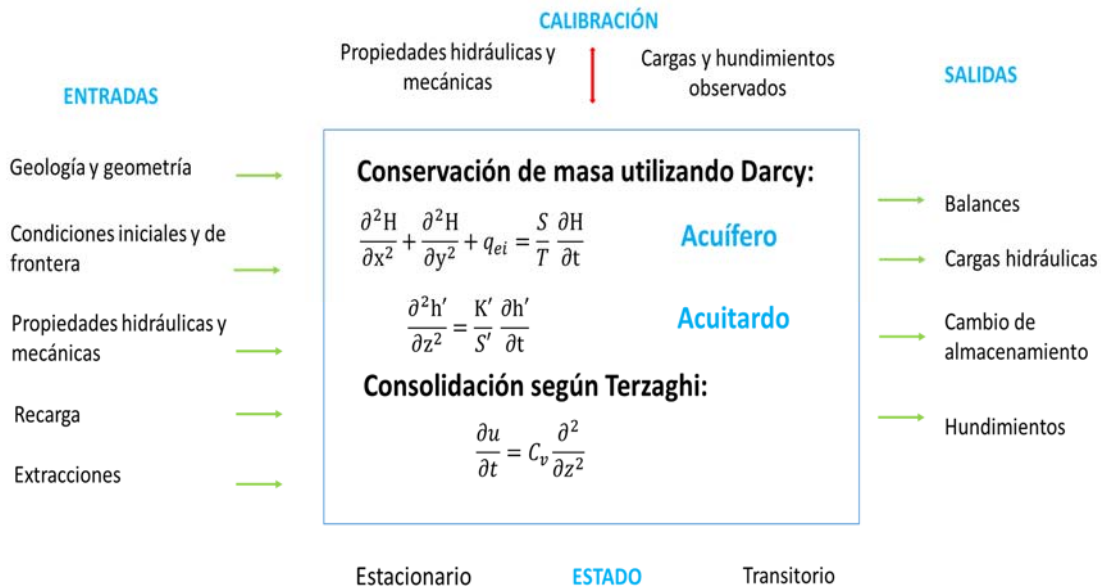


Figura 5.1 Esquema general de los componentes del modelo numérico del agua subterránea del AZMCM, MOQTRIT.

5.5 Implementación del modelo numérico del agua subterránea del AZMCM

Conocidas la topografía, geología, litografía, recarga, extracciones y propiedades del acuífero y del acuitardo se pueden obtener las evoluciones de abatimientos, cargas piezométricas y hundimientos, así como el balance de flujo.

5.5.1. Geometría de la malla de volúmenes finitos (discretización espacial)

El modelo actual se estableció para un área de 8190 km². La discretización espacial se determinó en una malla de 78 x 105 elementos, en celdas de 1 km de ancho por 1 km de largo; se definieron las celdas activas a partir de las condiciones de frontera naturales del acuífero con lo que resultaron 4217 celdas activas, o sea, 4217 km², que en la figura 4.23 están limitadas en color rojo, donde también se aprecia que el límite del acuífero coincide sensiblemente con el de las áreas activas.

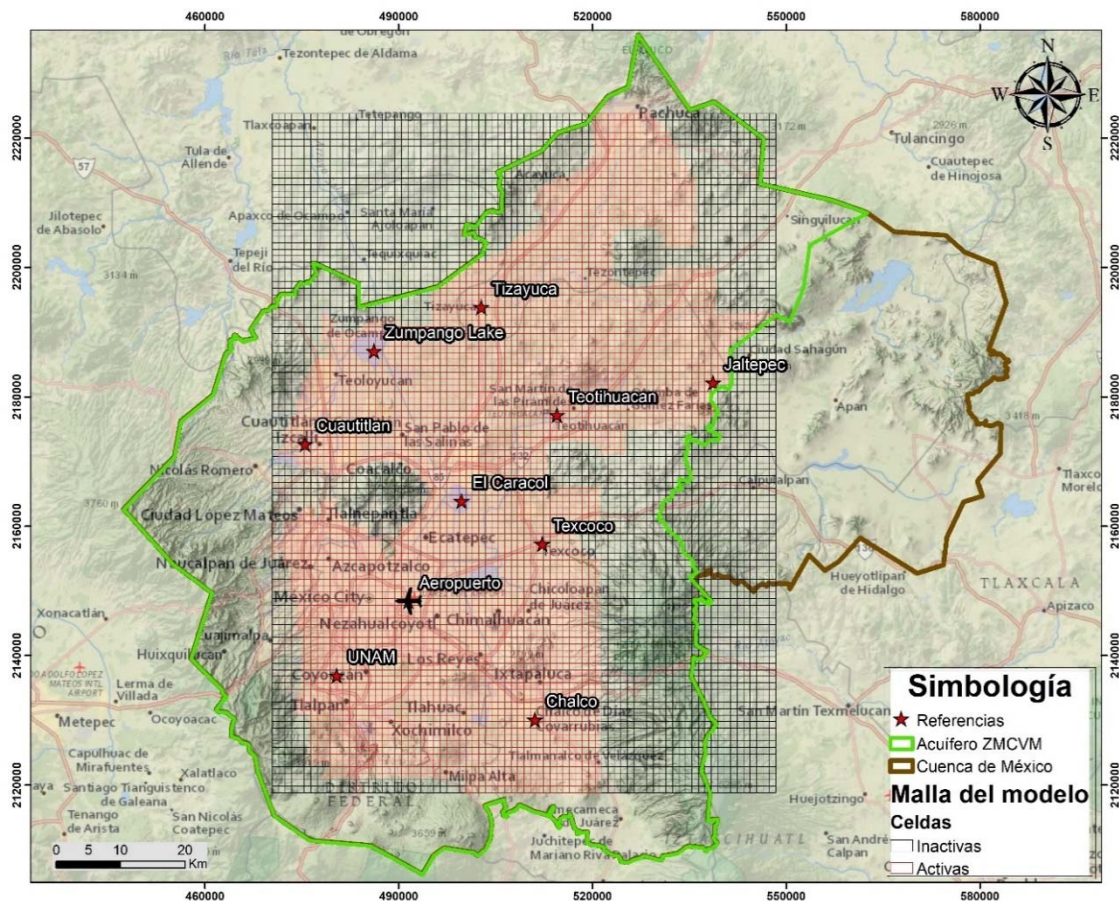


Figura 5.2 Discretización espacial del modelo del acuífero.

5.5.2. Material que contiene cada volumen finito y sus propiedades

La permeabilidad de las formaciones del subsuelo es la propiedad hidráulica más importante para calcular el flujo del agua.

En especial, en un acuífero el flujo ocurre fundamentalmente en sentido horizontal, por lo que debe conocerse su transmisividad. Esta se determina del análisis de pruebas de bombeo en pozos de explotación, en los que, si además de observar la evolución de niveles en el pozo bombeado, se hacen de larga duración y se presta atención a la variación de niveles en un pozo cercano, se obtienen estimaciones del coeficiente de almacenamiento y del tipo de acuífero que se estudia.

En vista de la relación entre la secuencia litológica y su permeabilidad, se tiene una continuidad hidráulica entre las diversas unidades hidrogeológicas del AZMCM. De este modo, las unidades estratigráficas hidrogeológicamente estarían dispuestas de la siguiente manera: acuitardo superior, acuífero superior, acuitardo inferior (tabla 5.1).

Dado que el acuífero superior es el que se encuentra en explotación y la zona metropolitana de la cuenca dependerá por mucho tiempo más del aprovechamiento del mismo, en este modelo se incluyeron las unidades hidroestratigráficas U1 y U2; la primera representa el acuitardo superior, la segunda el acuífero superior o principal (Fig.8, capítulo 5)

Tabla 5.1 Unidades hidroestratigráficas en el acuífero.

Unidad	Clasificación hidroestratigráficas	Litología	Espesor promedio (m)
U1	Unidad superior de baja permeabilidad	Arcilla lacustre.	60
U2	Unidad superior permeable	Aluviones, lavas basálticas y tobas del Cuaternario, así como depósitos de la Formación Tarango, además de basaltos del Terciario Superior.	600

En el Valle de México no se tiene conocimiento de que se hayan hecho pruebas de bombeo en forma sistemática, por lo que hubo que estimar la transmisividad específica de los pozos de explotación (gasto bombeado por unidad de abatimiento en el pozo).

La información, ya elaborada con base en capacidades específicas, se retomó del modelo calibrado con anterioridad por el Instituto de Ingeniería de la UNAM, con la integración de las bases de datos donde se encuentra la información general de los pozos, así como su litología y las propiedades hidráulicas.

El coeficiente de almacenamiento de un acuífero es un parámetro más difícil de determinar que la transmisividad; su valor, que se obtiene de balances de agua o de pruebas de bombeo con pozos de observación, varía con el intervalo de tiempo que se utilice, y tiende a un valor límite máximo al aumentar aquel, debido a que el drenaje o llenado de los materiales no es instantáneo al ocurrir cambios piezométricos. Por lo anterior, es conveniente en un inicio suponer el valor de este parámetro con base en resultados para sedimentos similares. Para acuíferos freáticos en medio granulares, en los que el coeficiente de almacenamiento es igual al rendimiento específico del material, un valor de 0.20 es adecuado (Cruickshank, *et. al.*, 1979).

Hasta ahora se utilizaron sólo dos valores del almacenamiento, uno para la parte confinada de 0.0001, y otro para la parte freática de 0.20. Las características del material confinante se explican más adelante.

5.5.3. Elevaciones de la superficie del terreno

Como se ha mencionado, una componente importante en la modelación es el hundimiento de terreno. Así se tuvo que generar las condiciones de la topografía para diferentes fechas para ajustar los valores del modelo y como medida de calibración.

El Modelo Digital de Elevación (MDE), para el año 1995, se obtuvo a través de un método de interpolación Triangulated Irregular Networks (TIN) para obtener la superficie; para ello se utilizaron las curvas de elevación que proceden de las cartas digitalizadas del INEGI, cartas 1:50 000 de 1995-1997, con una altimetría a 10 y 20 metros, definida para el siguiente cuadrante: X= 441033.472 Y= 2241869.871; X= 592928.712 Y=2242018.241; X= 441263.339 Y=2100195.157 y X= 593680.088 Y= 2100322.065.

Las condiciones de frontera para cada año fueron condiciones sin flujo en los límites laterales de la zona inactiva del modelo.

5.5.5. Valores del volumen de bombeo

La recopilación y análisis de la información del bombeo ha sido una tarea complicada. Esta información tiene como fundamento el censo realizado por CONAGUA en el año 2007, y se presenta a continuación.

Para esta tesis se contó con el censo de pozos del 2007 de CONAGUA. La actualización y análisis de esta información ha sido laboriosa y complicada, ya que en la Zona Metropolitana del Valle de México distintos organismos operadores tienen como objetivo vigilar el buen funcionamiento del suministro del agua potable y no existe una base de datos común que permita establecer las condiciones en las que operan los pozos en la cuenca del Valle de México; estos organismos son:

- Sistema de Aguas de la Ciudad de México (SACMEX, extinta DGCOH).
- Organismo de Cuenca de Aguas del Valle de México (OCAVM, antes GRAVAMEX).
- Comisión Nacional del Agua (CONAGUA).
- Comisión del Agua del Estado de México (CAEM).
- Organismos descentralizados de agua potable, alcantarillado y saneamiento en el ámbito municipal.

Además de los pozos operados por estos organismos, existen los pozos particulares, industriales y de comunidades ejidales (agricultura) que se operan sin que se sepa cómo.

Para el proceso y análisis de los datos, proporcionados por los organismos gubernamentales, fue necesario capturar individualmente cada pozo y ubicarlo, ya que en algunos casos estos no contaban con dirección ni coordenadas para su rápida localización.

Así se generó una base de datos, la cual fue analizada y revisada, con lo que se pudo notar que era necesario buscar más información para formar una base de datos confiable.

Con esta base se realizaron balances para comparar las extracciones y su evolución en el tiempo con los resultados obtenidos en modelaciones anteriores. Aceptada una versión inicial, se realizaron algunas simulaciones del modelo numérico.

En la gráfica siguiente se muestra la evolución de las extracciones en el tiempo, consideradas en la modelación.

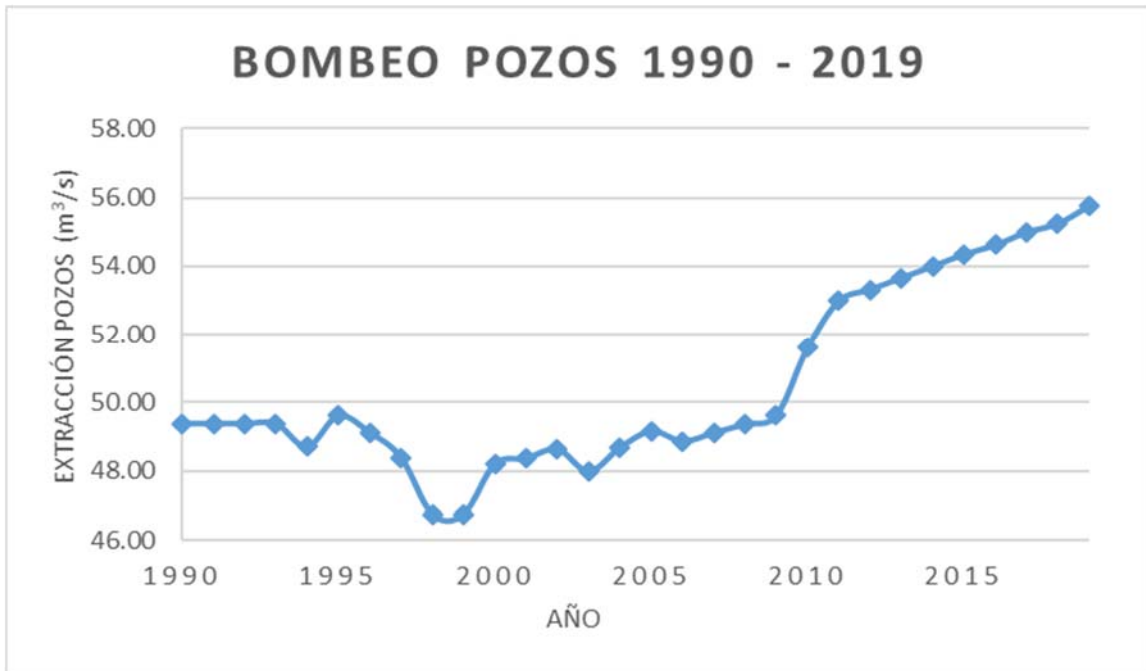


Figura 5.6 Evolución de las extracciones en la modelación 1990-2019.

5.5.6. Valor de la recarga natural localizada en el espacio

Ingeniería Investigación y Tecnología
volumen XXIII (número 2), abril-junio 2022 1-10
ISSN 2594-0732 FI-UNAM artículo arbitrado
Información del artículo: Recibido: 3 de junio de 2021, reevaluado: 25 de enero de 2022,
aceptado: 10 de marzo de 2022
Attribution-NonCommercial-NoDerivatives 4.0 International (CC BY-NC-ND 4.0) license
<https://doi.org/10.22201/ii.25940732e.2022.23.2.016>



Estimación de la recarga natural en la Cuenca de México mediante la aplicación del método APLIS

Estimation of natural recharge in the Mexico Basin by applying the APLIS method

Palma-Nava Adriana
Universidad Nacional Autónoma de México
Instituto de Ingeniería
Correo: APalmaN@iingen.unam.mx
<https://orcid.org/0000-0003-4073-6664>

Pavón-Ibarra Ivonne
Universidad Nacional Autónoma de México
Instituto de Ingeniería
Correo: IPavonI@iingen.unam.mx
<https://orcid.org/0000-0002-1676-7818>

Domínguez-Mora Ramón
Universidad Nacional Autónoma de México
Instituto de Ingeniería
Correo: RDominguezM@iingen.unam.mx
<https://orcid.org/0000-0002-2321-6408>

Carmona-Paredes Rafael Bernardo
Universidad Nacional Autónoma de México
Instituto de Ingeniería
Correo: RCarmonaP@iingen.unam.mx
<https://orcid.org/0000-0003-0727-5093>

Resumen

El objetivo del presente estudio es la estimación de la recarga natural en la Cuenca de México a partir de la aplicación del método APLIS, el cual es una herramienta que permite estimar la tasa media de recarga anual en acuíferos carbonatados, procedente de la infiltración de las precipitaciones en los acuíferos. La tasa es expresada como porcentaje de la precipitación, a partir de las siguientes variables: Altitud (A), Pendiente (P), Litología (L), áreas de absorción-Infiltración preferencial (I) y Suelo (S). Para cada variable se han asignado categorías o intervalos, estableciendo un valor entre 1 (mínima influencia en la recarga) y 10 (máxima influencia) y se han almacenado en un Sistema de Información Geográfica (SIG). Esto permite la superposición en el SIG de las capas de información correspondientes a las variables para calcular la tasa de recarga y obtener la distribución espacial de la misma. Los resultados obtenidos muestran que la tasa media de recarga natural en el área de estudio corresponde a una tasa de recarga Moderada con un valor de 43 %. La tasa de recarga baja aparece representada en la zona central de la cuenca, coincidiendo con los depósitos lacustres. Las mayores tasas de recarga se presentan en la periferia de la zona de estudio, donde se encuentran las mayores pendientes y mayor precipitación. Los resultados ponen en evidencia que la zona más importante en extensión y cantidad de recarga natural de la cuenca se encuentra en la zona poniente y sur de la Ciudad de México, representando casi una tercera parte de su territorio las zonas de recarga y con un valor aproximado de 9 m³/s.

Descriptores: Método APLIS, recarga natural, Sistema de Información Geográfica, agua subterránea, acuífero, Cuenca de México.

Abstract

The objective of this study is the estimation of the natural recharge in the Basin of Mexico from the application of the APLIS method, which is a tool for estimating the average annual recharge rate in carbonate aquifers, from the infiltration of rainfall in aquifers. Rate is expressed as a percentage of precipitation, using the following variables: Altitude (A), Slope (P), Lithology (L), preferential Infiltration layers (I) and Soil (S). Categories or intervals have been assigned for each variable, establishing a value between 1 (minimum influence on recharge) and 10 (maximum influence) and they have been stored in a Geographical Information System. This allows the overlap in the GIS of the layers of information corresponding to the variables to calculate the recharge rate and obtain the spatial distribution of it. The results obtained show that average natural recharge rate in the study area corresponds to a Moderate recharge rate with a value of 43 %. The low recharge rate appears represented in the central area of the basin, coinciding with the lacustrine deposits. The highest recharge rates occur in the periphery of the study area, where the highest slopes and highest rainfall are found. The results show that the most important area in terms of extension and quantity of natural recharge of the basin is found in the west and south of Mexico City, with recharge zones representing almost a third of its territory and with a value of approximately 9 m³/s.

Keywords: APLIS method, Geography Information System, natural recharge, groundwater, aquifer, Mexico Basin.

INTRODUCCIÓN

En nuestros días, el tema del agua es un problema de interés social. Si bien, en términos generales, México no carece del recurso hídrico, existen algunas características que limitan el aprovechamiento: la distribución temporal, la distribución espacial, la distribución de la población sobre el territorio nacional, el deterioro en la calidad y la falta de mantenimiento en la infraestructura hidráulica.

Se presenta una problemática muy compleja en el manejo, administración y planeación del agua, en especial, en aquellas regiones en que es escasa y la fuente principal es el agua subterránea.

La importancia del agua subterránea en la Cuenca de México, radica en que es la fuente que abastece cerca de 62 % del volumen de agua que requieren las localidades que en ella se encuentran y en donde se concentran más de 22 millones de habitantes. Los censos de aprovechamiento de aguas subterráneas realizados por la CONAGUA reportan una extracción de agua subterránea de unos 1,954 hm³/año, de los cuales 87 % corresponde al uso público urbano y 13 % se integra por los demás usos agrícola, industrial y servicios (DOF, 2020). Este volumen se utiliza en el riego de unas 17,783 ha y para el abasto de una población como uso público urbano, mismo que considera servicios, comercial, industria, fugas en la red de distribución y en general, para cubrir todas las necesidades de la población.

Los recursos hídricos subterráneos son considerados una fuente crítica para el suministro de agua potable a la población, por lo que se requiere de una evaluación de las áreas que potencialmente facilitan la infiltración del agua (zonas de recarga) permitiendo la recarga natural y la cuantificación del recurso.

En este trabajo se aplica la metodología APLIS en la Cuenca de México, para estimar la tasa de recarga por infiltración de agua de lluvia y la distribución espacial de la misma. Es importante resaltar que, si bien, la metodología antes mencionada fue desarrollada para la estimación de la tasa media de recarga anual en acuíferos carbonatados, también se ha implementado en diversos estudios en Latinoamérica como son: Aplicación de metodologías para la estimación espacial de recarga y conductividad hidráulica. Caso de los andes centrales en Perú (Tapia, 2011), Comparison of the APLIS and Modified-APLIS Methods to Estimate the Recharge in Fractured Karst Aquifer, Amazonas, Peru (Marina *et al.*, 2015), Estudio de Impacto Ambiental para el Área de Perforación Exploratoria COR-15 (Maurel & PROM, 2020) y el Programa Parcial de Desarrollo Urbano de la Zona Sur de Morelia, Michoacán (IMPLAN, 2015).

ZONA DE ESTUDIO

La Cuenca de México se localiza en la Provincia Fisiográfica del Eje Neovolcánico Transversal, limita al Norte con las sierras de Tepotzotlán, Tezontlalpan y Pachuca, al Sur con las sierras del Chichinautzin y la del Ajusco, al Este con las sierras de Calpulalpan, Nevada y de Río Frío y al Oeste con la Sierra de las Cruces, Monte Alto y Monte Bajo.

Ubicada entre los paralelos 19° 03' 53" y 20° 11' 09" de latitud norte y los meridianos 98° 11' 53" y 99° 30' 24" de longitud oeste, la cuenca tiene una extensión territorial de 9930 km², lo cual representa el 0.5 % de la superficie continental de México. El área de estudio está constituida por porciones de los estados de Hidalgo, Tlaxcala, Puebla y México y la totalidad de la Ciudad de México.

El área de estudio se encuentra dentro de la Región Hidrológica Administrativa (RHA) XIII Aguas del Valle de México, de acuerdo con la delimitación de la Comisión Nacional del Agua (CONAGUA).

A su vez, a partir de la delimitación fisiográfica, la Cuenca de México se ubica en la Región Hidrológica (RH) número 26 Río Alto Pánuco.

En cuanto a la elevación de la Cuenca de México, esta oscila entre los 2217 y 5200 m sobre el nivel del mar. La presencia de las sierras es uno de los aspectos físicos que caracterizan y limitan el área de estudio; sin embargo, en su interior el relieve es básicamente suave con una altitud promedio de 2 240 m.s.n.m. que solo se ve interrumpida por algunas elevaciones de relativa altura entre las que destacan las sierras de Guadalupe y Santa Catarina, la primera localizada en el norte de la Ciudad de México, y la segunda en la porción suroriental de esta misma entidad federativa.

Las principales corrientes superficiales que conforman la red hidrográfica del área de estudio son: Magdalena, Mixcoac, Tacubaya, San Joaquín, Río Hondo, Río de los Remedios, Tlalnepantla, San Javier, Tepotzotlán, Tlalmanalco, Cuautitlán, de la Avenidas de Pachuca, San Juan Teotihuacán, Papalotle, Amecameca, A. Azoyatla, A. Cerro Gordo y de la Compañía.

La precipitación media anual es del orden de 700 milímetros, las mediciones más altas corresponden a las zonas montañosas donde llueve más de 1200 milímetros anuales. La Cuenca de México cuenta con una temperatura media anual que varía entre los 2° y 18°C.

<https://doi.org/10.22201/fi.25940732e.2022.23.2.016>

PALMA-NAVA ADRIANA, PAVÓN-IBARRA IVONNE, DOMINGUEZ-MORA RAMÓN M, CARMONA-PAREDES RAFAEL BERNARDO

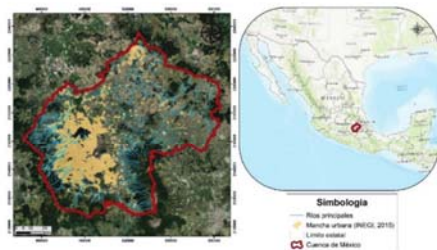


Figura 1. Localización Cuenca de México

METODOLOGÍA

El método APLIS es una propuesta metodológica que permite estimar la tasa de recarga anual procedente de la infiltración de las precipitaciones en acuíferos, expresada como porcentaje de la precipitación anual, y la distribución espacial de dicha tasa (Andreo *et al.*, 2004).

La aplicación del método está fundamentada en el procesamiento y análisis de características o variables intrínsecas de los acuíferos, es decir, características climáticas, geológicas, geomorfológicas, topográficas, edafológicas e hidrogeológicas.

El nombre del método APLIS deriva de las iniciales de las variables consideradas en el modelo: Altitud (A), Pendiente (P), Litología (L), zonas preferenciales de Infiltración (I) y Suelo (S).

La estimación de la recarga posee un carácter cuantitativo, por lo que los atributos o variables cuya representación es cualitativa (litología, zonas preferenciales de infiltración y suelo) se transforman en variables cuantitativas, mediante valores ordinales, para su posterior procesamiento.

Con el objetivo de poder asignar un valor a las variables que influyen en la recarga de un acuífero, se determinan una serie de intervalos de clase o categorías para cada atributo, de manera que a cada intervalo le corresponde una puntuación. La puntuación alcanza valores comprendidos entre 1 y 10, siguiendo una progresión aritmética de diferencia 1, lo cual facilita la conversión a porcentajes de recarga. El valor 1 expresa una mínima influencia de los valores de una variable en la recarga, mientras que el valor 10 expresa la máxima incidencia en la recarga del acuífero.

Los valores de la variable Altitud se agrupan en 10 intervalos de clase, estableciendo una puntuación de progresión aritmética (Tabla 1). Se entiende que conforme aumenta la altitud, aumenta la precipitación y la recarga del acuífero.

Tabla 1. Puntuación asignada a los valores de la variable Altitud (Andreo *et al.*, 2004)

Altitud (m)	Puntuación
< 300	1
300 – 600	2
600 – 900	3
900 – 1200	4
1200 – 1500	5
1500 – 1800	6
1800 – 2100	7
2100 – 2400	8
2400 – 2700	9
> 2700	10

La puntuación establecida para la variable Pendiente (Tabla 2) disminuye una unidad conforme aumenta la pendiente, es decir, a mayor pendiente, mayor escurrimiento y menor recarga al acuífero.

Tabla 2. Puntuación asignada a los valores de la variable Pendiente (Andreo *et al.*, 2004)

Pendiente (%)	Puntuación
≤ 3	10
3 – 8	9
8 – 16	8
16 – 21	7
21 – 31	5
31 – 46	4
46- 76	3
76 - 100	2
> 100	1

La asignación de puntuaciones a la variable Litología (Tabla 3) se genera en función de criterios hidrogeológicos. De tal manera que, al aumentar la permeabilidad, grado de fracturación, karstificación, en nuestro caso porosidad, etcétera, aumenta la recarga del acuífero. Los materiales de baja permeabilidad reciben una menor puntuación para estimar la recarga.

<https://doi.org/10.22201/ifi.25940732e.2022.23.2.016>

ESTIMACIÓN DE LA RECARGA NATURAL EN LA CUENCA DE MÉXICO MEDIANTE LA APLICACIÓN DEL MÉTODO APLIS

Tabla 3. Puntuación asignada a los valores de la variable Litología (Andreo et al., 2004)

Litología	Puntuación
Calizas y dolomías karstificadas	10 - 9
Mármoles fracturados algo karstificados	8 - 7
Calizas y dolomías fisuradas	6 - 5
Arenas y gravas, coluviones	4
Brechas y conglomerados	3
Rocas plutónicas y metamórficas	2
Esquistos, pizarras, limos, arcillas	1

La puntuación concedida a la variable Infiltración presenta únicamente dos clases: valor 10 para las áreas con abundantes formas de absorción preferencial y valor 1 para el resto (Tabla 4).

Tabla 4. Puntuación asignada a los valores de la variable zonas preferenciales de Infiltración (Andreo et al., 2004)

Infiltración (I)	Puntuación
Abundantes formas de infiltración preferencial	10
Escasas formas de infiltración preferencial	1

La variable Suelo (Tabla 5) está agrupada en distintas clases en función de las características de espesor y textura que predominan en sus horizontes, que están relacionadas con la permeabilidad del mismo. Así, conforme el espesor es menor y la textura más gruesa, la recarga es mayor.

Tabla 5. Puntuación asignada a las clases de la variable Suelo (Andreo et al., 2004)

Suelos (S)	Puntuación
Leptosoles	10
Arenosoles álbicos y Xerosoles cálcicos	9
Regosoles calcáreos y Fluvisoles	8
Regosoles eútricos, dístricos y Solonchaks	7
Cambisoles cálcicos	6
Cambisoles eútricos	5
Histosoles eútricos, Luvisoles órticos y cálcicos	4
Luvisoles crómicos	3
Planosoles	2
Vertisoles crómicos	1

La ecuación del método APLIS para estimar la tasa de recarga es la siguiente:

$$R = (A + P + 3L + 2I + S) / 0.9$$

La expresión matemática anterior responde a la influencia que ejerce cada una de las variables sobre la recarga. Al dividir entre la constante 0.9 se obtienen valores de la tasa de recarga que varían entre un valor mínimo de 8.88 % y un valor máximo de 88.8 % de la precipitación sobre el acuífero, es decir, siempre se filtra un mínimo porcentaje, pero la recarga nunca es 100 % de la lluvia.

Además, la recarga se representa agrupada en cinco intervalos regulares. A cada uno de los intervalos de clase le corresponde una categoría de acuerdo con el porcentaje de precipitación que recarga al acuífero.

Tabla 6. Categorías del porcentaje de recarga en el acuífero (Andreo et al., 2004)

Intervalo	Clase de recarga
< 20 %	Muy baja
20 - 40 %	Baja
40 - 60 %	Moderada
60 - 80 %	Alta
> 80 %	Muy alta

APLICACIÓN DEL MÉTODO

Los insumos utilizados para la aplicación del Método APLIS en la región de estudio se describen a continuación:

Altitud (A). Se genera a partir del Continuo de Elevaciones Mexicano 3.0 publicado por el Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI). Los datos del producto son un conjunto de celdas de 30 m de resolución, que proporciona las elevaciones del territorio continental mexicano, mediante valores que indican puntos sobre la superficie del terreno. Son valores de altura que permiten representar las formas de montañas, mesetas, valles, depresiones, terrazas y abanicos aluviales.

Pendiente (P). De igual manera que la variable Altitud, los datos para la elaboración del mapa de Pendiente se obtienen a partir del Continuo de Elevaciones Mexicano.

Litología (L). Para la elaboración del parámetro Litología se hizo acopio de los datos geológicos generados por el Servicio Geológico Mexicano (SGM), referente al Continuo Nacional de Geología de la República Mexicana, escala 1:250,000, serie en formato digital de los

<https://doi.org/10.22201/fi.25940732e.2022.23.2.016>

PALMA-NAVA ADRIANA, PAVÓN-IBARRA IVONNE, DOMÍNGUEZ-MORA RAMÓN M., CARMONA-PAREDES RAFAEL BERNARDO

años 1995 y 2005. El conjunto de datos vectoriales geológicos, representa las diversas unidades de rocas que afloran en el área, referidas a un tiempo geológico (unidades cronoestratigráficas), así como las estructuras geológicas originadas por los eventos tectónicos.

Infiltración (I). Para la identificación de las áreas preferenciales de infiltración se hizo uso de la información de Uso de Suelo y Vegetación (INEGI, 2020), escala 1:250 000 Serie VI, donde se presenta la ubicación, distribución y extensión de diferentes comunidades vegetales y usos agrícolas con sus respectivas variantes de tipos de vegetación e información ecológica relevante.

Suelo (S). La variable concerniente a los suelos se obtiene por medio del mapa de edafología proporcionado por INEGI, escala 1:1,000,000, edición 2014, en la cual se muestra la distribución de los suelos, clasificados de acuerdo con el sistema FAO/UNESCO (1970) modificado por la Dirección General de Geografía. En dicha clasificación se indica la textura o cantidad de arena, limo y arcilla de la parte superficial del suelo; la presencia de fases químicas como salinidad y sodicidad; y la presencia de fases físicas como roca o estratos cementados cercanos a la parte superficial del suelo o fragmentos de ellos en la superficie del mismo.

Precipitación. La información perteneciente a la precipitación ha sido recopilada a través del portal del Servicio Meteorológico Nacional (SMN). Dicho organismo realiza el cálculo de las normales climatológicas cada 10 años para un período consecutivo de 30 años, empezando en un año 1 y terminando en un año 0. Así, se emplearon los datos de las normales climatológicas del último período estándar, es decir, de 1981 a 2010.

VARIABLE ALTITUD (A)

El cálculo de incidencia de la variable Altitud, de acuerdo con el método original, considera únicamente intervalos de clase hasta la cota 2700, ya que el desarrollo de

la metodología fue aplicado en acuíferos del sur de España, donde no se encuentran materiales carbonatados en altitudes superiores a dicha cota. La altitud de la región de estudio del presente trabajo varía entre los 2217 y 5200 m. Por lo anterior, se hace necesario proponer una modificación al método con el objetivo de obtener nuevos intervalos y puntuaciones.

La metodología para establecer los nuevos intervalos de la variable altitud se describe a continuación (Tapia, 2011).

El primer paso consistió en caracterizar la variación de la lluvia en función de la altitud, con la finalidad de obtener una ecuación que describa el comportamiento de la variable. A partir de los archivos históricos de la base de datos de SMN, se extrajeron las precipitaciones mensuales registradas de dos estaciones climatológicas, que representan la altitud mínima y máxima dentro de la zona de estudio. La elección de las estaciones se hizo de acuerdo con la localización y altitud a la que se encuentran, es decir, seleccionando estaciones situadas a diferentes elevaciones y zonas dentro del área de estudio (Tabla 7 y Tabla 8).

Para la obtención de la ecuación se requiere la asignación de la variable dependiente e independiente, por lo que se propone otorgar un factor de ponderación a la variable precipitación. Así, al ser mayor la precipitación anual en la estación Presa Iturbide, le fue asignado un peso en porcentaje de 100 %; mientras que a la estación Chalco San Lucas, le corresponde un peso respecto a la estación anterior de 36.5 %.

De acuerdo con los valores obtenidos (Tabla 9), se hace la representación gráfica y la correlación lineal (Figura 2), la cual permite estimar la precipitación a cualquier altitud multiplicando el factor de ponderación correspondiente por el valor de la precipitación de referencia (Estación Presa Iturbide, 1515.8 mm).

Tabla 7. Datos de estaciones climatológicas

Clave	Nombre de estación	Latitud	Longitud	Altitud
15020	Chalco San Lucas	19.2583	-98.8958	2240
15231	Presa Iturbide	19.5294	-99.4642	3290

Tabla 8. Precipitación mensual de las estaciones climatológicas, mm

Nombre de estación	Ene.	Feb.	Mar.	Abr.	May.	Jun.	Jul.	Ago.	Sep.	Oct.	Nov.	Dic.	Anual
Chalco San Lucas	6.9	7.5	9.3	19.2	39.1	97.6	120	117.1	88.8	38.6	5.8	3	552.9
Presa Iturbide	24.3	27.2	23.3	45.7	95.4	257.8	307.7	292.5	275.9	116.5	36.1	13.4	1515.8

<https://doi.org/10.22201/ft.25940732e.2022.23.2.016>

ESTIMACIÓN DE LA RECARGA NATURAL EN LA CUENCA DE MÉXICO MEDIANTE LA APLICACIÓN DEL MÉTODO APLIS

Tabla 9. Estimación hp anual

Altitud	Factor %	hp Anual	Altitud	Factor %	hp Anual
2200	0.33	499.56	3800	1.29	1954.73
2300	0.39	590.51	3900	1.35	2045.68
2400	0.45	681.46	4000	1.41	2136.63
2500	0.51	772.41	4100	1.47	2227.57
2600	0.57	863.35	4200	1.53	2318.52
2700	0.63	954.30	4300	1.59	2409.47
2800	0.69	1045.25	4400	1.65	2500.42
2900	0.75	1136.20	4500	1.71	2591.37
3000	0.81	1227.15	4600	1.77	2682.31
3100	0.87	1318.09	4700	1.83	2773.26
3200	0.93	1409.04	4800	1.89	2864.21
3300	0.99	1499.99	4900	1.95	2955.16
3400	1.05	1590.94	5000	2.01	3046.11
3500	1.11	1681.89	5100	2.07	3137.05
3600	1.17	1772.83	5200	2.13	3228.00
3700	1.23	1863.78			

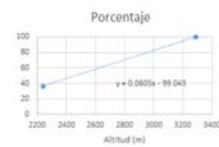


Figura 2. Correlación lineal de la estimación hp anual

Se calcula que, por cada incremento de altitud de 50 m, la precipitación aumenta 45.47 mm. Considerando intervalos de altitud de 350 m se tienen incrementos de la misma del orden de 318 mm.

Dividiendo la precipitación estimada del punto más elevado de la región de estudio (5200 msnm, 3228 mm) entre 318 mm (incremento de precipitación correspondiente a un intervalo de 350 m) es posible obtener un nuevo sistema de puntuación con diez clases (Tabla 10).

Tabla 10. Puntuación asignada a las clases de la variable Suelo (Método APLIS modificado)

Altitud (m)	Puntuación
< 1000	1
1000 – 1350	2
1350 – 1700	3
1700 – 2050	4
2050 – 2400	5
2400 – 2750	6
2750 – 3100	7
3100 – 3450	8
3450 – 3800	9
> 3800	10

Por último, se clasifica el parámetro considerado, de acuerdo con el sistema de puntuación obtenido (Figura 3).

En la Cuenca de México, la variable altitud se clasifica en seis valores de los diez posibles. La mayor porción del área de estudio se encuentra situada a elevaciones entre 2050 y 2400 m.

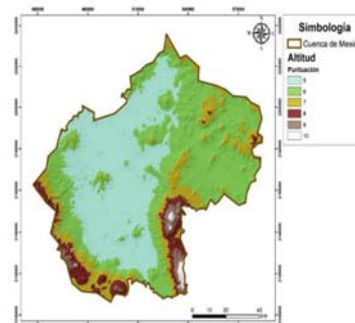


Figura 3. Variable Altitud, A (Método APLIS modificado)

VARIABLE P, PENDIENTE

La variable P se genera a partir de un análisis de superficie del modelo digital de elevaciones, es decir, se calcula la variación máxima entre un píxel y sus vecinos para asignar un valor de pendiente a través del

comando slope del Sistema de Información Geográfica ArcGIS 10.4 de ESRI. Después, los valores de la pendiente (expresados como porcentaje) se agrupan en intervalos para su asignación de puntuación indicada por el método.

La región de estudio presenta terrenos planos con pendientes menores a 15°, que corresponden a 7333 km² (73.8 %). Los restantes 2597 km² son terrenos de montañas con pendientes mayores a 15°, los cuales conforman 26.2 % del total de la superficie. Dicha distribución espacial de la variable aparece expresada en la Figura 4.

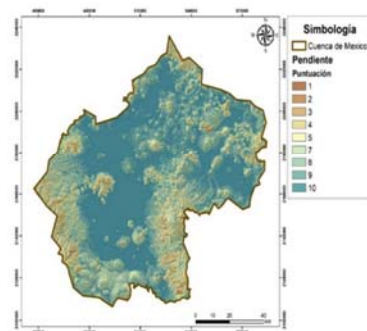


Figura 4. Variable Pendiente, P (Aplicación del método de acuerdo con Andreo *et al.*, 2004)

VARIABLE L, LITOLOGÍA

La variable Litología se ha clasificado de acuerdo con los criterios del método y se muestra la distribución espacial en la Figura 5. Se hace notar que fue preciso revisar las características de algunos materiales con el objetivo de incluirlos en las clases litológicas establecidas, ya que algunos de ellos no estaban considerados en las puntuaciones debido a que la metodología fue desarrollada para acuíferos carbonatados (Tabla 11). De acuerdo con la agrupación estipulada por la metodología APLIS, en la región de estudio se tienen valores que corresponden a materiales como arcillas, basaltos, andesitas.

VARIABLE I, ZONAS PREFERENCIALES DE INFILTRACIÓN

Para identificar las áreas preferenciales de Infiltración (I) se examinó la información de uso de suelo y vegetación, únicamente discretizando entre las zonas con asentamientos humanos y el resto. Por otro lado, también se tomó en cuenta el área perteneciente al acuitardo,

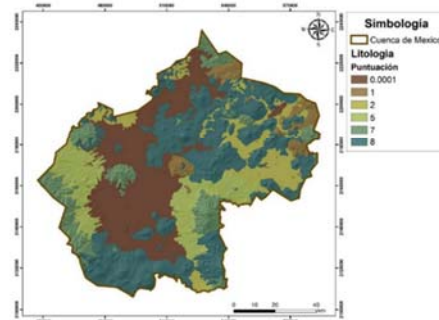


Figura 5. Variable Litología, L (Aplicación del método de acuerdo con Andreo *et al.*, 2004)

Tabla 11. Puntuación asignada a los valores de la variable Litología

Litología	Puntuación
Andesita	8
Toba andesítica	8
Andesita-basalto	7
Andesita-dacita	7
Lacustre	2
Aluvial	2
Riolita-Toba dacítica	1
Riodacita	1
Toba riolítica-Toba dacítica	1
Tranquila	1
Arcillas	0.0001

donde se sabe que la infiltración puede considerarse nula. Y finalmente se hizo la consideración de las zonas con una pendiente menor a 3 %, puesto que, al tener una pendiente pequeña, es favorecida la infiltración del agua. De acuerdo con lo citado, la distribución espacial de la variable analizada queda conforme a la Figura 6.

VARIABLE S, SUELOS

La variable S, concerniente a los suelos, se obtiene por medio del mapa de edafología proporcionado por INEGI, en el cual se hace la clasificación de los tipos de suelo de acuerdo con la FAO y se asigna la puntuación para cada intervalo de acuerdo con lo expuesto por el método. De igual manera que como en la variable litología, se precisó revisar las características de algunos

<https://doi.org/10.22201/ft.25940732e.2022.23.2.016>

ESTIMACIÓN DE LA RECARGA NATURAL EN LA CUENCA DE MÉXICO MEDIANTE LA APLICACIÓN DEL MÉTODO APLIS

suelos con el objetivo de incluirlos en las clases establecidas, ya que algunos de ellos no estaban considerados en las puntuaciones debido a que la metodología fue desarrollada para acuíferos carbonatados (Tabla 12).

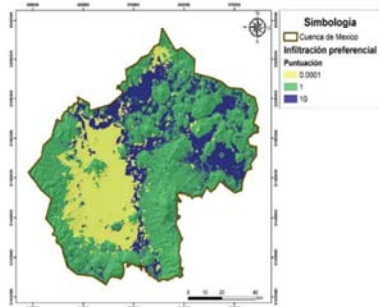


Figura 6. Variable Infiltración, I (Aplicación del método de acuerdo con Andreo *et al.*, 2004)

Tabla 12. Puntuación asignada a las clases de la variable suelo

Suelos (S)	Puntuación
Litosol	10
Andosol	9
Feozem	5

Esta variable aparece en el área de estudio por 7 de las 10 clases propuestas por el método, abarcando en mayor porcentaje el valor de 5 a lo largo de la Cuenca de México (Figura 7).

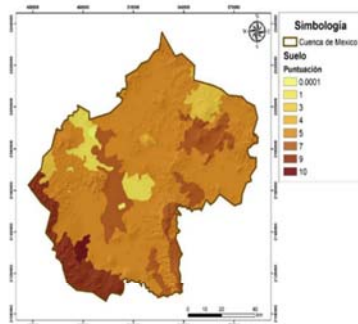


Figura 7. Variable Suelo, S (Aplicación del método de acuerdo con Andreo *et al.*, 2004)

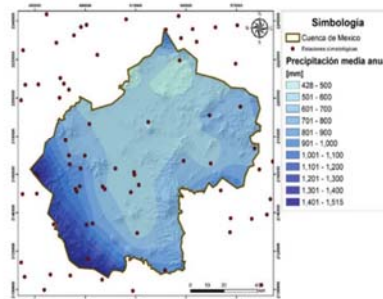


Figura 8. Precipitación media anual, mm

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Utilizando la expresión descrita en el método APLIS, con las capas generadas para las diversas variables como son Altitud, Pendiente, Litología, Infiltración y Suelo, se obtiene el mapa de la tasa de recarga referida en porcentaje que se presenta en la Figura 9.

La tasa media de recarga de la Cuenca de México es de 43 %, lo que corresponde a una tasa de recarga moderada. Del total de la superficie analizada, 19 % se asocia con una tasa de recarga muy baja y aparece en la parte central de la cuenca. La clase de recarga baja (intervalo 20-40 %) ocupa una extensión de 16 % del área total. Las mayores tasas de recarga, equivalentes a la clase moderada (intervalo 40-60 %), supone 59 % de la zona de estudio. El 6 % de la región estudiada presenta tasas de recarga de clase alta. No se han reconocido regiones caracterizadas por recarga muy alta (recarga superior a 80 %).

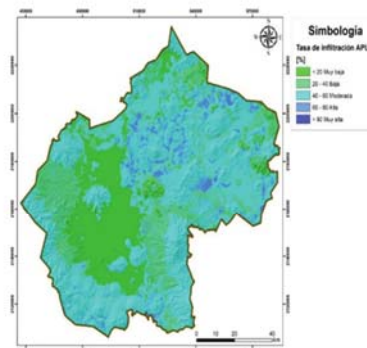


Figura 9. Tasa media de recarga anual, %

<https://doi.org/10.22201/ft.25940732e.2022.23.2.016>

PALMA-NAVA ADRIANA, PAVÓN-IBARRA IVONNE, DOMINGUEZ-MORA RAMÓN M, CARMONA-PAREDES RAFAEL BERNARDO

Los porcentajes mostrados anteriormente representan la recarga natural haciendo la consideración de que no existe el uso de suelo urbano, no obstante, al colocar la capa de los asentamientos humanos se observa el decremento de las zonas de recarga preferencial a través de los años por la presencia de zonas urbanizadas.

Así, con la información de precipitación media anual en la Cuenca de México y los porcentajes de recarga obtenidos por el método, se realiza un álgebra de mapas, discretizando el área de estudio en celdas que permitan cuantificar el gasto infiltrado. Por consiguiente, el porcentaje asignado para cada celda se multiplica por la cantidad de agua precipitada en la misma, dando como resultado la Figura 10, donde se muestra la distribución espacial de la recarga natural para el año 2015.

Finalmente, los gastos de recarga natural estimados con el método APLIS para cada acuífero, derivados de la precipitación, se señalan en la Figura 11, en la cual se han extraído las celdas que corresponden al área urbanizada, puesto que la aportación al subsuelo en esas zonas es considerada nula.

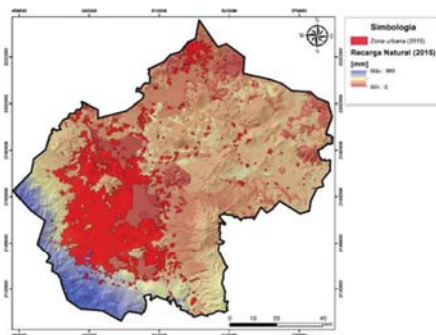


Figura 10. Recarga natural con mancha urbana [mm]

La evolución de la tasa de recarga natural en la Cuenca de México permite tener el conocimiento de la variación de la cantidad de agua almacenada a través del tiempo, ello proporciona una visión general de la disponibilidad de agua subterránea en el territorio. Partiendo de lo anterior, el cálculo de la recarga natural se efectuó a partir de

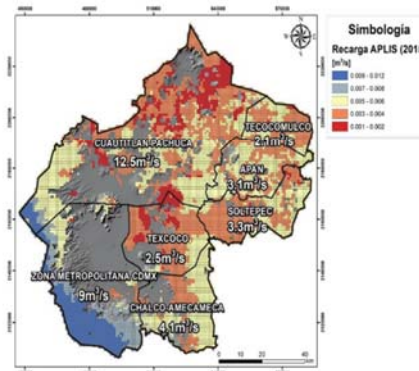


Figura 11. Recarga natural por celda [m³/s]

los mapas de INEGI correspondientes al uso de suelo y vegetación para los años 1980, 2000, 2005 y 2010. En dichos mapas se identificaron las áreas urbanizadas, para así poder hacer el álgebra de mapas de la misma manera que se realizó para el año 2015. La evolución de la estimación de la recarga natural, relacionada con la zona urbana y la población de la Zona Metropolitana del Valle de México se presenta en la Tabla 13.

CONCLUSIONES

En el trabajo descrito, se ha desarrollado la metodología de estimación de la recarga natural APLIS. En primera instancia, se realizó una adaptación del parámetro físico Altitud, con el objetivo de posibilitar la aplicabilidad del método a áreas de estudio con características físicas distintas a las analizadas en la versión original. Una vez realizado el ajuste, se ha aplicado el método para calcular el valor de la tasa de recarga y su distribución espacial.

Se ha estimado una tasa media de recarga natural de 43 %, representando una tasa de recarga Moderada. La tasa de recarga baja aparece representada en la zona central de la cuenca, coincidiendo con los depósitos lacustres. Las mayores tasas de recarga se presentan en la

Tabla 13. Evolución de la recarga natural y zona urbana en la Cuenca de México

Parámetro	Año				
	1980	2000	2005	2010	2015
Recarga Natural (m³/s).	44.9	40.7	40.5	39.7	36.6
Zona Urbana (km²) (INEGI).	622.4	1325.2	1378.0	1517.4	1864.0
Población Zona Metropolitana del Valle de México (millones de habitantes).	12.3	18.3	19.2	20.5	22.2

<https://doi.org/10.22201/ii.25940732e.2022.23.2.016>

ESTIMACIÓN DE LA RECARGA NATURAL EN LA CUENCA DE MÉXICO MEDIANTE LA APLICACIÓN DEL MÉTODO APLIS

periferia de la zona de estudio, donde se encuentran las mayores pendientes y mayor precipitación.

Al analizar estos resultados, resulta evidente que la zona más importante en extensión y cantidad de recarga natural de la cuenca se encuentra en la zona poniente y sur de la Ciudad de México, representando casi una tercera parte de su territorio las zonas de recarga y con un valor aproximado de $9 \text{ m}^3/\text{s}$.

Los porcentajes mostrados sobre la evolución de la recarga natural muestran el decremento de las zonas de recarga preferencial a través de los años por la presencia de zonas urbanizadas y por lo tanto, la pérdida de recarga en la Cuenca de México.

Ante lo expuesto, es necesario realizar acciones encaminadas hacia la preservación de las áreas de recarga natural, ya que de ellas depende el volumen almacenado en los acuíferos y, por ende, la cantidad de agua que pueda ser extraída sin causar una afectación al acuífero.

de <https://es.scribd.com/document/444778842/Metodologia-APLIS-Peru>

REFERENCIAS

- Andreo, B. *et al.* 2004. Propuesta metodológica para la estimación de la recarga en acuíferos carbonáticos. *Boletín Geológico y Minero*, 115 (2): 177-186. https://www.igme.es/Boletin/2004/115_2_2004/ARTICULO%201.pdf
- DOF, Diario Oficial de la Federación, 17 de septiembre 2020. Acuerdo por el que se actualiza la disponibilidad de agua subterránea de los 653 acuíferos de los Estados Unidos Mexicanos, mismos que forman parte de las regiones administrativas que se indican. Diario Oficial de la Federación. Recuperado de https://www.dof.gob.mx/nota_detalle.php?codigo=5600593&fecha=17/09/2020
- IMPLAN Morelia (2015). Programa Parcial de Desarrollo Urbano de la Zona Sur de Morelia, Michoacán. Recuperado de http://salvemosaloma.mx/archivos/progparcial/Zona_Sur_Morelia_JUNIO2015.pdf
- INEGI. Censo General de Población y Vivienda. Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática, México. Recuperado de <https://www.inegi.org.mx/programas/ccpv/2020/>
- Marina, M., Espinoza, K., Fortuna, J. H., & Altamirano, F. (2015). Comparison of the APLIS and Modified-APLIS Methods to Estimate the Recharge in Fractured Karst Aquifer, Amazonas, Peru. *Hydrogeological and Environmental Investigations in Karst Systems* (83-90) Recuperado de https://www.researchgate.net/publication/278662162_Comparison_of_the_APLIS_and_Modified-APLIS_Methods_to_Estimate_the_Recharge_in_Fractured_Karst_Aquifer_Amazonas_Peru
- Maurel & PROM (2020). Estudio de Impacto Ambiental para el Área de Perforación Exploratoria COR-15. Recuperado de <https://maurelyprom.com/src/pdf/eia-cor15/>
- Tapia, N. (2011). Aplicación de metodologías para la estimación espacial de recarga y conductividad hidráulica. Caso de los andes centrales en Perú. Universidad de Málaga. Recuperado

Cómo citar:

Palma-Nava, A., Pavón-Ibarra, I., Domínguez-Mora, R., & Carmo-Paredes, R. B. (2022). Estimación de la recarga natural en la Cuenca de México mediante la aplicación del método APLIS. *Ingeniería Investigación y Tecnología*, 23 (02), 1-10. <https://doi.org/10.22201/ii.25940732e.2022.23.2.016>

5.5.7. Propiedades del material confinante (acuitardo)

Son de especial interés para este estudio las propiedades mecánicas del material confinante, ya que su gran contenido de agua y su alta relación de vacíos han permitido los asentamientos poco comunes del suelo de la Ciudad de México.

Estas características fueron determinadas en numerosas pruebas mecánicas de resistencia y consolidación sobre muestras inalteradas, hechas en diversos estudios de los que se concluye que en los coeficientes de compresibilidad a_v y de consolidación c_v presentan variaciones muy grandes, algunas de las cuales pueden ligarse a propiedades como la relación de vacíos, y otras dependen de factores no cuantificables, como la estructura interna del material.

Como no existe tendencia sistemática de distribución espacial de las propiedades mecánicas, se utilizaron en primera aproximación valores iniciales (1900) constantes en todo el material confinante, del coeficiente de compresibilidad y de la relación de vacíos, algo superior a los obtenidos de las muestras tomadas en la década de los años cincuenta, Marsal y Mazari (1969). Los valores adoptados hasta ahora en el modelo fueron $a_v = 2.5 \text{ kg/cm}^2$ y $e = 7.0$.

Se tomó en cuenta la variación del coeficiente de compresibilidad y de la permeabilidad del acuitardo, a medida que se consolida y pierde porosidad. Para ello se analizaron los resultados de las pruebas de consolidación mencionadas; se encontró que la permeabilidad cambia muy poco con la consolidación, lo que coincide con las observaciones sobre otras arcillas montmoriloníticas. En cambio, el coeficiente de compresibilidad, sufre variaciones notables, y para un mismo material se encontró una ley de variación del tipo.

$$a_v = a_{v_0} \left(\frac{e}{e_0} \right)^{3.65}$$

El coeficiente de almacenamiento específico es proporcional a este coeficiente, en el caso de arcillas: $S_s = Y_a a_v$, donde Y_a = al peso volumétrico del agua.

El otro valor de importancia en la simulación de un acuífero semiconfinado es la permeabilidad vertical del estrato semiconfinante, ya que el intercambio del flujo con el acuífero de esta capa se hace en sentido vertical. Para evaluar esta propiedad se tiene como base la información de estudios previos, así como el modelo

desarrollado anteriormente, que dan valores entre 10^{-9} m/s y 10^{-8} m/s. Con el fin de precisar más estos valores se ajustaron en la etapa de calibración, de acuerdo a la evolución piezométrica y a los hundimientos.

5.5.8. Espesores del acuitardo

Para definir los espesores del acuitardo, es decir, las capas de arcilla, incluyendo la capa dura, se retomó la configuración propuesta por Juárez, 2015.

5.5.9. Manantiales

El abastecimiento de agua mediante manantiales es muy antiguo; en la época de los aztecas ya se documentaba que se abastecían mediante los manantiales que afloraban al pie de las sierras, principalmente el manantial de Chapultepec.

El aprovechamiento de los manantiales, mediante cajas y represas, así como la construcción de estructuras de aforo, instaladas por el Sacmex, se remonta a la primera década del siglo XX. Los primeros manantiales captados fueron los de Santa Fe; posteriormente los del Desierto de los Leones y Magdalena Contreras, y en fechas posteriores los manantiales del Ajusco.

La información que ha sido posible consultar es la siguiente, con respecto al censo:

Fueron reconocidas 67 zonas de manantiales, la mayoría de ellas incluyen a más de un punto de afloramiento de agua y suman aproximadamente 188 manantiales en el AZMCM.

Para el caso de la Ciudad de México, los manantiales se encuentran divididos en sistemas y subsistemas, de acuerdo con la subcuenca en que se ubican, o bien por estar interconectados mediante una red principal de captación y distribución. El área de estudio abarca los límites de cuatro alcaldías: Magdalena Contreras, Cuajimalpa, Tlalpan y Álvaro Obregón.

Se estima que el caudal aprovechado de manantiales en el AZMCM es de $0.8 \text{ m}^3/\text{s}$ y 150 l/s de caudal no aprovechado.

5.6 Calibración del modelo

Una vez construido el modelo, éste se tiene que calibrar. La calibración es el proceso de ajustar los parámetros, condiciones de frontera y condiciones iniciales del modelo, dentro de rangos razonables, para obtener un buen ajuste entre observaciones y resultados, como pueden ser niveles piezométricos, tasas de flujo o algunos otros objetivos de la calibración.

Generalmente, la calibración de un modelo se puede llevar a cabo con un grupo de datos que representen un estado estacionario o uno transitorio. La mayoría de las calibraciones se hacen para estados estacionarios, pero pueden involucrar una segunda calibración en estado transitorio. En algunos casos puede ser inapropiado suponer condiciones en estado estacionario, debido a fluctuaciones estacionales en los niveles de agua, o por no contar con un conjunto de datos. Cuando es así el modelo se calibra en condiciones transitorias. La calibración transitoria más común toma como condición inicial los valores obtenidos de una calibración estacionaria. Alternativamente, el modelo se puede calibrar a un punto particular en el tiempo, representado por una superficie piezométrica medida en campo, o a un grupo de hidrógrafos. Las condiciones iniciales se escogen arbitrariamente y la simulación se corre hasta que se alcancen los objetivos.

Existen dos tipos de métodos para obtener los parámetros en una calibración: ajuste manual de los parámetros por prueba y error, y calibración automática. La calibración manual por prueba y error es la empleada hasta esta etapa del proyecto.

Antes de llevar a cabo una calibración es necesario evaluar las cargas hidráulicas, los flujos u otros datos (llamados información de campo), así como la estimación de los parámetros (llamada información a priori), que se utilizarán durante el proceso.

Las cargas hidráulicas siempre forman parte de la información de muestra. Los errores en estos datos pueden incluir, entre otros, efectos transitorios no reflejados en el modelo y errores asociados con la precisión del aparato que se haya utilizado para medir las cargas. Por otro lado, idealmente los valores de calibración deberían coincidir con los nodos de la malla, pero en la práctica muchas veces no es posible, por lo que es necesario interpolar los resultados del modelo para compararlos con los datos, lo que introduce errores de interpolación.

Las estimaciones del flujo subterráneo también se pueden utilizar como valores de calibración. Estas estimaciones, por lo general, tienen errores mayores a los asociados con los datos piezométricos; sin embargo, es deseable emplearlas para

aumentar las posibilidades de obtener una calibración única. Por ejemplo, cuando se calibra un modelo, introducir un aumento en la conductividad hidráulica puede tener el mismo efecto en las cargas hidráulicas que una disminución en la recarga, haciendo posible calibrar las cargas, ya sea ajustando los valores de la conductividad o los de la recarga. Calibrar utilizando los flujos proporciona una revisión independiente adicional para las conductividades.

La información a priori, que incluye los parámetros del modelo, los esfuerzos y las condiciones de frontera, también es incierta porque generalmente se mide sólo en algunos puntos, y para el resto de las posiciones o tiempos se tiene que realizar una estimación o interpolación. También hay que tomar en cuenta que con frecuencia las mediciones presentan errores, incluso en las posiciones y/o tiempos en los que se cuenta con datos. Además, se debe determinar un rango de valores en el que puede variar cada uno de los parámetros y esfuerzos hidrológicos antes de la calibración y en función de las características del acuífero en estudio.

La calibración se refiere a la demostración de que el modelo es capaz de reproducir el comportamiento del acuífero, lo que es verificado comparando los resultados del modelo con las medidas de campo. Esta etapa es considerada la más importante dentro de la elaboración del modelo. La calibración no da resultados únicos, es decir, puede haber diferentes combinaciones de datos. Por tal razón se considera que esta es una interpretación del modelador. Al contar con mayor cantidad de información de campo, se puede ir acercando a un modelo único, ya que se reducen las combinaciones de datos que pueden ser utilizados. La calibración se puede realizar en un estado teórico estacionario (donde se considera que el tiempo es igual a cero) o en un estado transitorio que reproduce el comportamiento de un acuífero con el tiempo.

5.6.1. Redes de monitoreo del nivel del agua subterránea

Actualmente se cuenta con dos redes de monitoreo piezométrico una por parte del Organismo de Cuenca Aguas del Valle de México (OCAVM) para los acuíferos de la Zona Metropolitana de la Ciudad de México, Chalco-Amecameca, Texcoco y Cuautitlán-Pachuca y otra por el Sistema de Aguas de la Ciudad de México (SACMEX). La primera consta de pozos piloto, y de multipiezómetros. Fueron diseñadas hace más de 40 años, de acuerdo a las condiciones hidrogeológicas prevalecientes en ese tiempo. Desde entonces no se ha llevado a cabo una revisión completa de la misma. Por este motivo se requiere actualizar y optimizar las redes de monitoreo piezométrico y proponer las de monitoreo secundarias, con el fin de

que respondan a las necesidades de la población y se pueda obtener información confiable, oportuna y en forma económica.

Los objetivos de las redes de monitoreo, establecidas por personal de la OCAVM, son conocer el comportamiento de los acuíferos a través de la evolución de los niveles estáticos y utilizar la información generada para obtener balances de agua subterránea.

Con base en información proporcionada por la Dirección Técnica del OCAVM, a través de la historia (1968-2017), se tiene registro de la existencia de 525 pozos en la cuenca, que han servido como parte de la red de monitoreo.

Desafortunadamente esta base de datos se ha visto disminuida a lo largo de los años. Se sabe que la información de los niveles estáticos de los pozos piloto se tiene desde los años 60. Muchos de esos pozos están fuera de uso; asimismo, por motivos de permiso, existen pozos piloto con mayor dificultad de sondeo, debido a que algunos son para abastecimiento de agua potable de la ciudad y/o comunidades y resulta difícil detener su funcionamiento. Además, algunos carecen de datos como elevación de brocal o coordenadas de localización, profundidad de ranurado, etcétera.

Se realizó el análisis y captura de información piezométrica, siendo este el elemento básico que permite ver el comportamiento actual e histórico de los niveles del agua subterránea en cada uno de los acuíferos, además de servir de base para la calibración del modelo numérico. Básicamente, la información analizada consistió en datos de profundidad al nivel estático medido en aprovechamientos que se han monitoreado a lo largo de varios años, a los que se les denomina pozos piloto.

La red de estaciones piezométricas tiene su origen en el año 1951, con la creación de la Comisión Hidrológica de la cuenca del Valle de México, cuya finalidad era estudiar y atender la resolución integral de los problemas de la ciudad y del Valle de México. La oficina de Mecánica de los Suelos, de la naciente Comisión, comienza entonces a recopilar información de los hundimientos, al instalar una red de bancos de nivel y otra de estaciones piezométricas. A partir de esa época los datos y resultados obtenidos fueron publicados en los boletines de Mecánica de Suelos.

La información más antigua, relativa a las lecturas de profundidad del nivel piezométrico, data del año 1948, en tanto que la más reciente corresponde al 2017.

Desde la instalación de la primera red piezométrica, constituida por 20 estaciones, el número de estas ha ido en aumento; sin embargo, gran parte ha quedado en desuso por distintas razones, no sólo para la Zona Metropolitana de la Ciudad de México, sino también para gran parte de los estados de México e Hidalgo y una porción menor del estado de Tlaxcala; las estaciones están asociadas a los acuíferos delimitados por CONAGUA.

Actualmente su uso es fundamental para conocer el comportamiento del acuífero y cómo evolucionan los niveles del agua subterránea; además, en conjunto con la base de datos de los bancos de nivel, siguen en uso para estudiar el hundimiento asociado al antiguo lago de Texcoco y que afecta en mayor parte a la Zona Metropolitana de la Ciudad de México, ya que la subsidencia del terreno está asociado a la extracción del agua de los acuíferos, en mayor parte en los materiales relacionados con el acuitardo; otro uso importante es para realizar balances de agua subterránea.

En la NOM- 014-CONAGUA-2003, “Requisitos para la recarga artificial de acuíferos con agua residual tratada”, se define al pozo de monitoreo como el pozo diseñado y construido expresamente para medir periódicamente, y de forma automática o manual, las variaciones del nivel estático y de la calidad del agua.

La Comisión Nacional del Agua publicó en el 2015 el Manual de Agua Potable, Alcantarillado y Saneamiento, donde se presenta la forma de diseño, construcción, operación y mantenimiento de pozos de monitoreo para el control de la calidad de los acuíferos (CONAGUA, 2007).

La observación del nivel piezométrico es imprescindible en muchos estudios geotécnicos (excavaciones bajo el nivel freático, proyectos de cimentación, problemas de subpresión en presas, etcétera), y en prácticamente todos los estudios de aguas subterráneas. Interesa, en particular, la importancia de esta información para la calibración del modelo numérico del acuífero.

5.6.2. Evaluación de la red de monitoreo

El SACMEX y la OCVM cuentan con una base de datos de información de la medición del nivel estático y el nivel piezométrico de la región del AZMCM. La información que dichos organismos recaban tiene como objetivo principal conocer el comportamiento de los acuíferos a través de la evolución de los niveles estáticos. Los registros almacenados en la base de datos cubren de 1968 al año 2019.

De la red de monitoreo, administrada por SACMEX y OCVM, donde se han medido los niveles piezométricos y los niveles estáticos, se tiene registro de 524 pozos distribuidos en la cuenca del Valle de México, así como pozos asociados al acuífero de Tepeji del Río y del Valle del Mezquital. A estos aprovechamientos subterráneos, que se han estado monitoreando, y a los que se les ha realizado la medición del nivel estático a lo largo de varios años, se les denomina pozos piloto. Por lo menos 103 están bajo la operación de instancias de gobierno (CONAGUA, SACMEX), mientras que el resto pertenece a particulares.

La localización de los pozos que conforman la base de datos está referenciada al sistema de coordenadas UTM (Universal Transverse Mercator), con el Datum WGS84 (World Geodetic System 1984), siendo este último un patrón matemático de tres dimensiones, que representa la tierra por medio de un elipsoide utilizado para describir un punto sobre la superficie terrestre.

Sin embargo, se hace mención de que de los pozos monitoreados únicamente 484 cuentan con georreferenciación, por lo que los 40 restantes no tienen una localización precisa en la base de datos. Así, la información de estos pozos no puede implementarse en un análisis para la evolución del nivel estático.

Por otro lado, de la red de pozos de monitoreo, que se encuentra referenciada al sistema de coordenadas UTM, existen por lo menos 70 que están referidos a los acuíferos que no corresponden a su ubicación, por lo que es necesario corregir la asignación.

La determinación de la ubicación de los pozos de monitoreo se encuentra afectada, debido a la repetición de las coordenadas en por lo menos 28 de ellos, la mayoría ubicados en el acuífero Cuautitlán-Pachuca, inhabilitando la información que de ellos se conoce, a pesar de contener datos considerables. Un ejemplo es el pozo RTIZ 9B (Cuautitlán-Pachuca), cuya coordenada se repite en tres ocasiones, pero los períodos de observación que presentan los pozos son de ventanas temporales diferentes.

Como se mencionó con anterioridad, la red de monitoreo está distribuida a lo largo del Valle de México, el cual está constituido por los acuíferos Zona Metropolitana de la Ciudad de México, Chalco-Amecameca, Texcoco, Cuautitlán-Pachuca, Apan, Tecococmulco, Soltepec y adicionalmente el acuífero Tepeji del Río.

Dentro de los acuíferos no se cuenta con una distribución espacial uniforme de los pozos, es decir, que hay zonas que tienen un monitoreo escaso y otras donde la

información es vasta para realizar estudios. Aunado a lo anterior, tampoco se tiene la misma cantidad de pozos por acuífero, lo que crea una deficiencia para conocer el comportamiento de los mismos.

A continuación, se muestra una tabla resumen con la cantidad de pozos georreferenciados, asociados al acuífero al que pertenecen y su distribución espacial (Fig. 5.7)

Tabla 5.2. Número de pozos con localización geográfica por acuífero.

Acuífero	Número de pozos con coordenada
CDMX	97
Chalco-Amecameca	32
Texcoco	90
Cuautitlán-Pachuca	174
Apan	11
Tecocomulco	5
Soltepec	19
Tepeji del Río	20

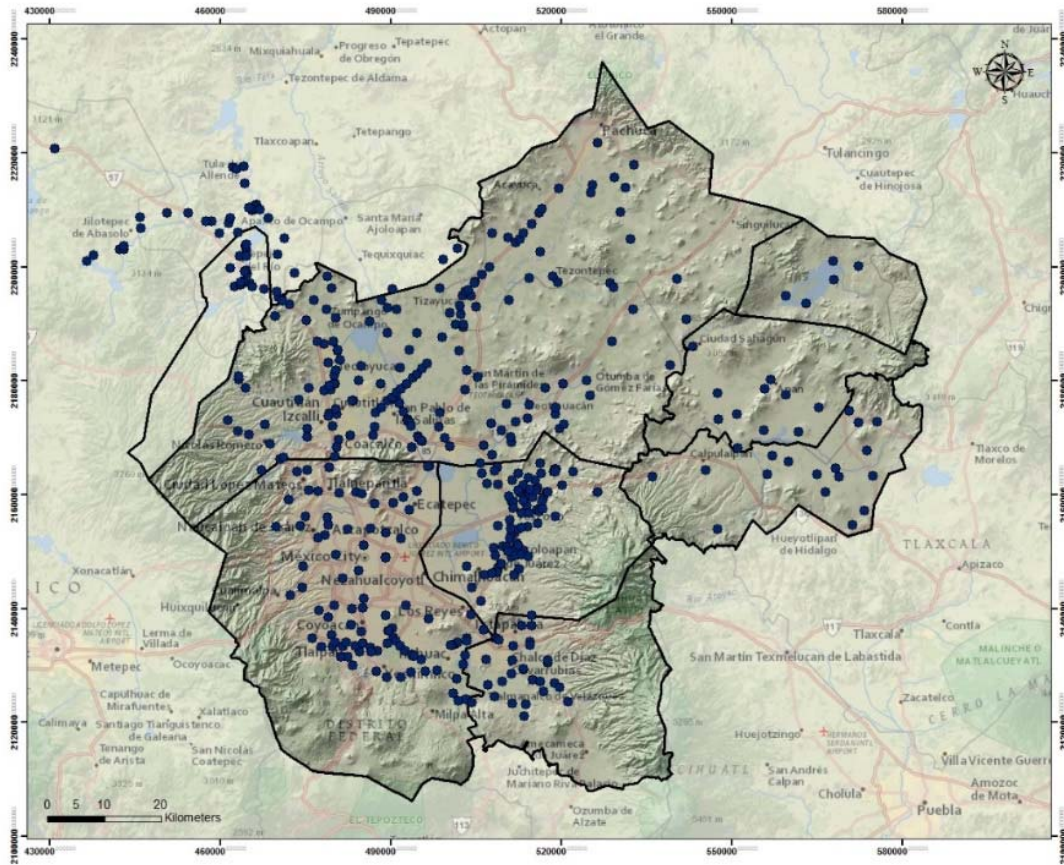


Figura 5.7 Distribución espacial de la red de pozos de monitoreo del Valle de México.

En cuanto a la extensión de la base de datos, se tienen registros desde 1968 hasta el año 2017. Durante este período la cantidad de pozos utilizados para monitorear el nivel estático y el nivel piezométrico ha ido en aumento, si se toma en cuenta que se comenzó con 20 pozos.

A pesar de contar con una cantidad considerable de pozos de monitoreo, se identificaron algunos de los cuales no se puede obtener suficiente información, debido a que están fuera de uso; en otros hay dificultades para hacer mediciones, por motivos de permiso o por el uso al cual están destinados; y, además, varios pozos carecen de datos, como elevación de brocal o coordenadas de localización, profundidad de ranurado, etcétera.

Para exponer la evolución en el número de mediciones tomadas de los pozos piloto, se hace uso de la siguiente gráfica (Fig. 5.10), incluyendo aquellos con localización desconocida. Se observa el crecimiento regular de la red hasta el año 1988; después, específicamente en el año 1989, se reduce la cifra drásticamente de 279

a 64 lecturas, pero pasando ese año la red se vuelve a recuperar y exhibe un comportamiento regular. Sin embargo, en los últimos tres años se nota la disminución de lecturas disponibles. Para el año 2017 se tienen 193 lecturas, mientras que para el 2019, y último del periodo, sólo se cuenta con 135 lecturas, por lo que uno de los problemas más graves de la red es que el monitoreo no es constante en el tiempo y el espacio, debido, principalmente, a que no se ha realizado una revisión completa de la misma a través de los años. La red actual opera únicamente en redes primarias, por lo que se requiere actualizar y optimizar las redes de monitoreo piezométrico y proponer las redes de monitoreo secundarias, para que respondan a las necesidades actuales de la población, con el fin de obtener información confiable, oportuna y en forma económica.

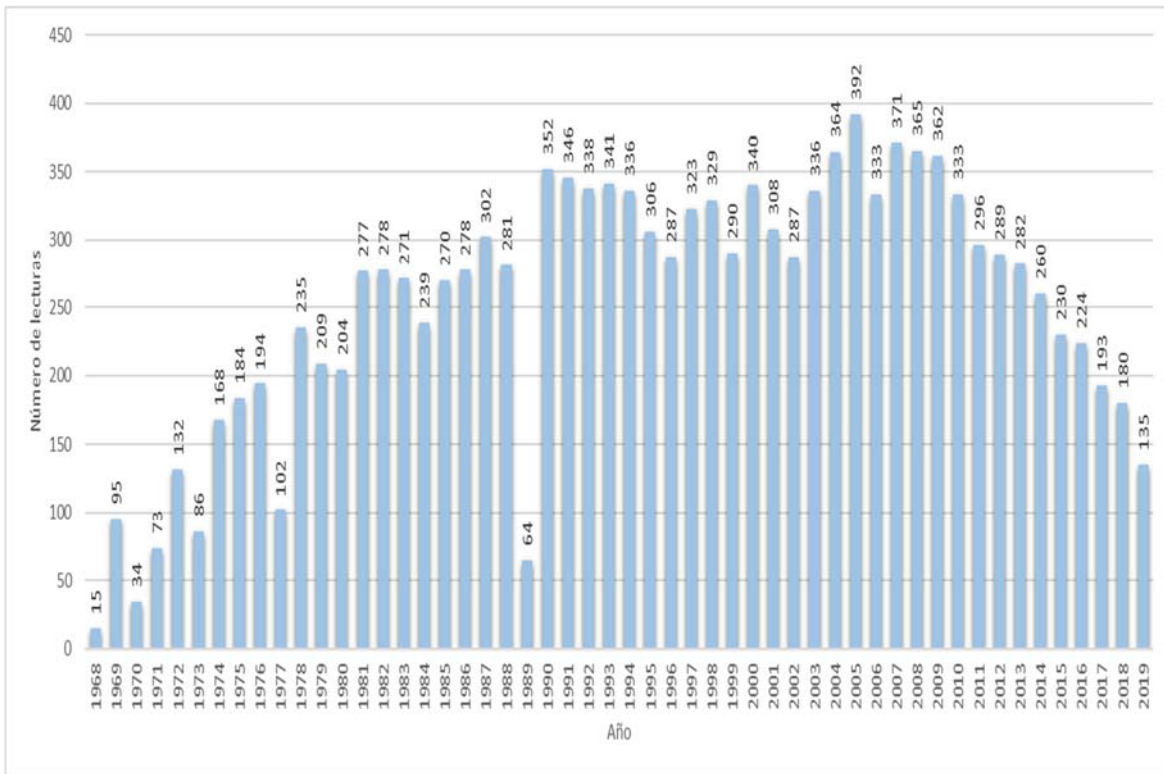


Figura 5.8 Evolución del número de registro de los pozos piloto.

Durante la calibración estos valores se compararon con los calculados con la finalidad de afinar los parámetros mecánicos e hidráulicos y obtener el mejor ajuste.

5.6.3. Red de monitoreo del hundimiento del terreno

La base de datos obtenida para esta tesis proviene de dos fuentes: la primera se obtuvo del SACMEX, base de datos que corresponde a las nivelaciones que periódicamente realiza esta dependencia. Esta base de datos está conformada por aproximadamente 1127 bancos de nivel, para un periodo de 1983 a 2017.

Además de esta información se cuenta con la base de datos de los Boletines de Mecánica de Suelos de la Comisión Hidrológica para la Cuenca del Valle de México con observaciones para la Ciudad de México, en su zona central principalmente. En total se tiene un registro de 198 bancos y el periodo de observación va de 1898 a 1974. El detalle completo y análisis de esta información puede consultarse en Auvinet, 2017 y Juárez, et. al., 2021.

5.6.4. Calibración del modelo

Se realizaron corridas tendientes a la calibración del modelo, comparando sus resultados con las evoluciones de niveles piezométricos, hundimientos y cotas del terreno. El modelo se calibró en algunas partes obteniendo buenos resultados, y en otras zonas se ajustaron algunas propiedades mecánicas o hidráulicas, con la finalidad de reproducir la tendencia de los hundimientos y niveles piezométricos observados.

Para el análisis del comportamiento de un acuífero y su reproducción es necesario definir las condiciones con las cuales se inicia la simulación. Con el tiempo, debido a la extracción y a la desecación por drenaje, el acuífero sufrió abatimiento de sus niveles hasta el punto de que actualmente se ha rebasado el nivel del material confinante y la condición de confinamiento cambió, volviéndose el acuífero libre en algunas partes. Las condiciones iniciales reproducidas significan lo anteriormente expuesto y son las que se muestran en la Figura 5.5; representan las condiciones medidas del acuífero en el año 1990 para la zona de estudio.

Estas condiciones sirven de “calentamiento al modelo”, el cual corre un intervalo de tiempo de cinco años para ajustar el gradiente en las zonas altas, y de recarga para permitir que el flujo no tenga cambios bruscos en niveles piezométricos en las fronteras del modelo.

Aquí y de acuerdo con el flujo subterráneo, se diferenciaron en el área de estudio cuatro zonas, en función de la delimitación administrativa de los acuíferos. Los

resultados por zonas se presentan a continuación para mostrar las condiciones finales de la calibración.

Zona de Chalco

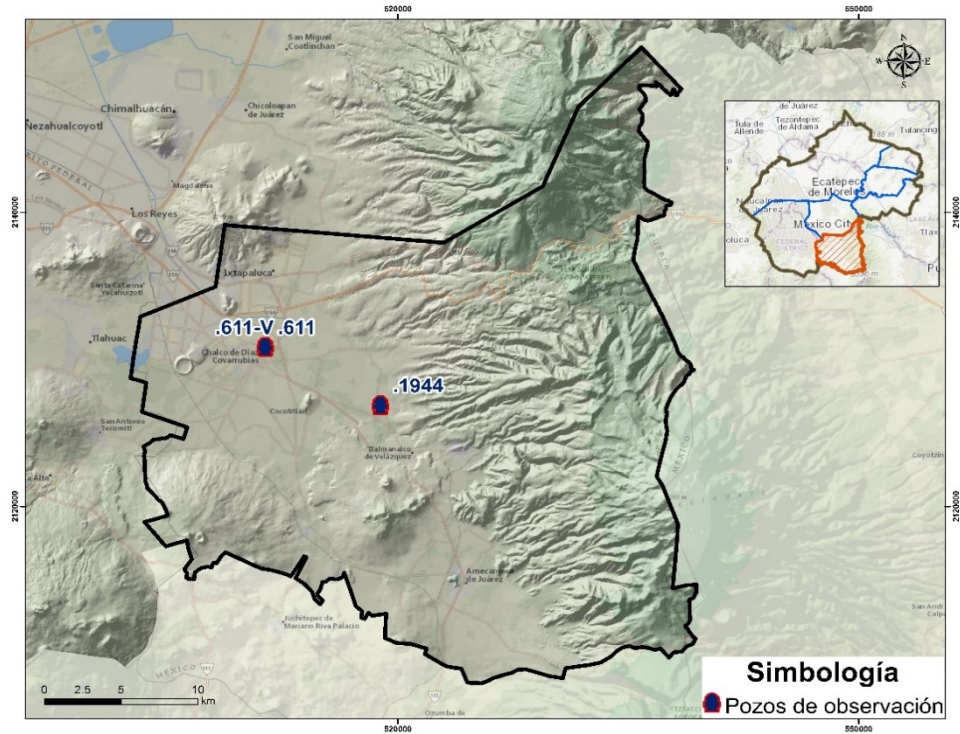


Figura 5.9 Pozos de observación, utilizados para las condiciones finales de calibración.

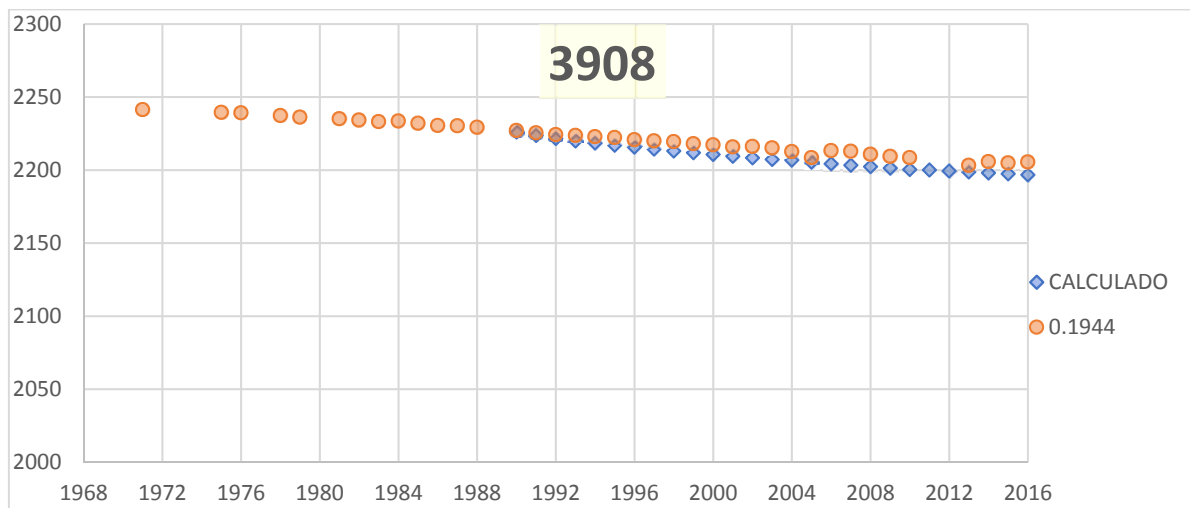


Figura 5.10 Condiciones finales de calibración Carr. Chalco-Tlalmanalco km 5+000. Desv. carretera Miraflores Huexoculco. Cocotitlán.

EVALUACIÓN DE LA SOSTENIBILIDAD DEL AGUA SUBTERRÁNEA EN EL ACUÍFERO DE LA ZONA METROPOLITANA DE LA CUENCA DE MÉXICO

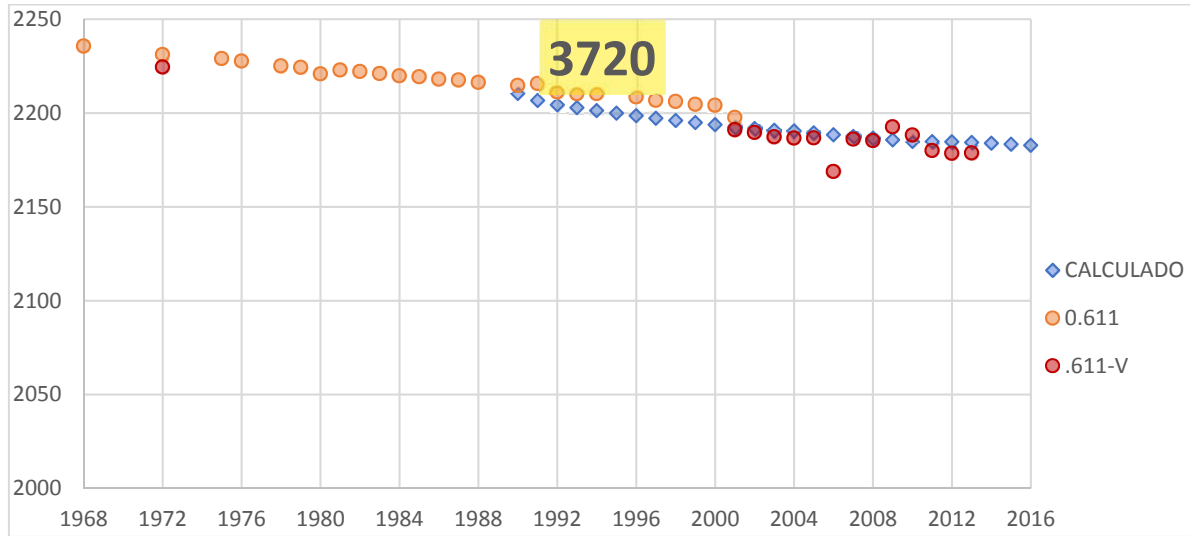


Figura 5.11 Condiciones finales de calibración. Colonia San Miguel Jacalones, Chalco.

Zona Metropolitana de la Ciudad de México

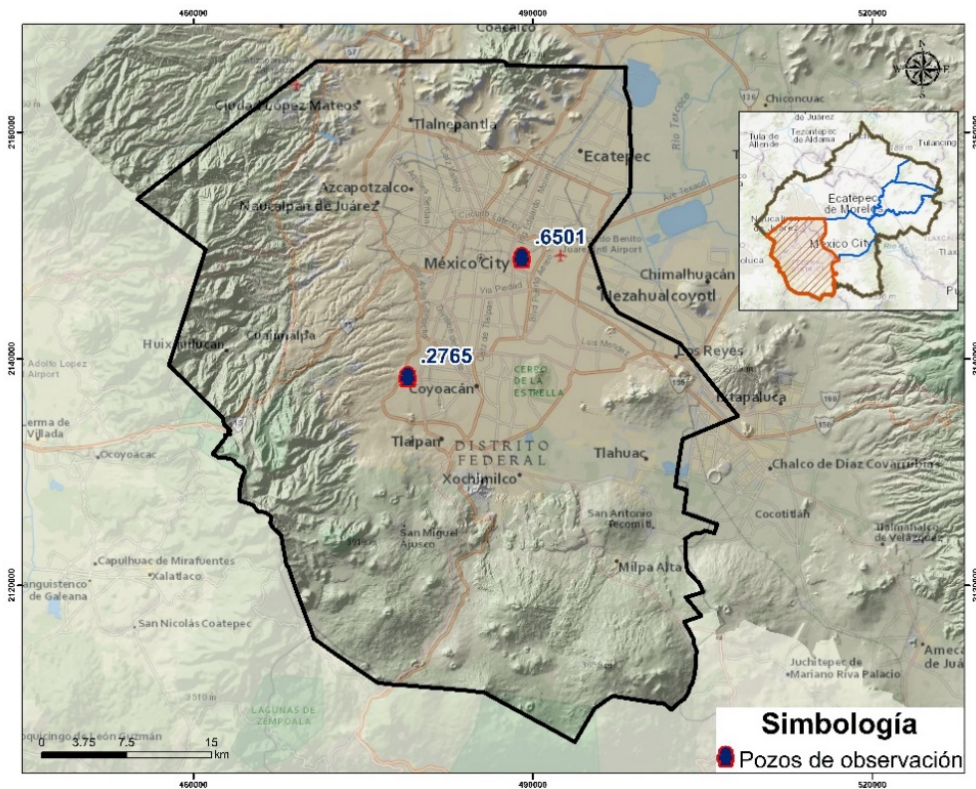


Figura 5.12 Pozos de observación, utilizados para las condiciones finales de calibración.

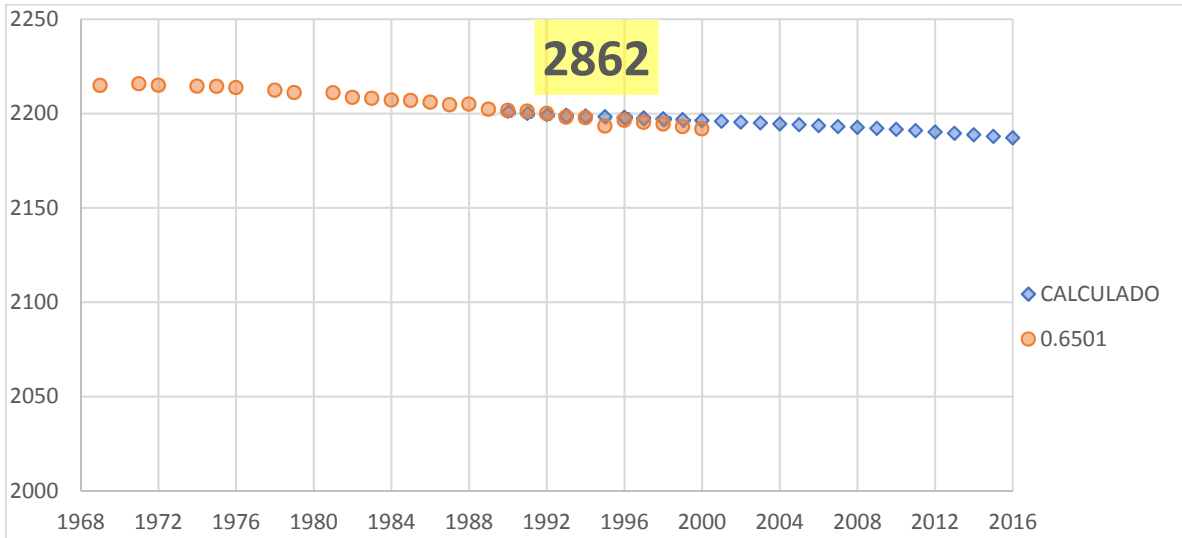


Figura 5.13 Condiciones finales de calibración. Av. Ferrocarril Industrial No. 142 esquina con Norte 21, colonia Moctezuma, Venustiano Carranza.

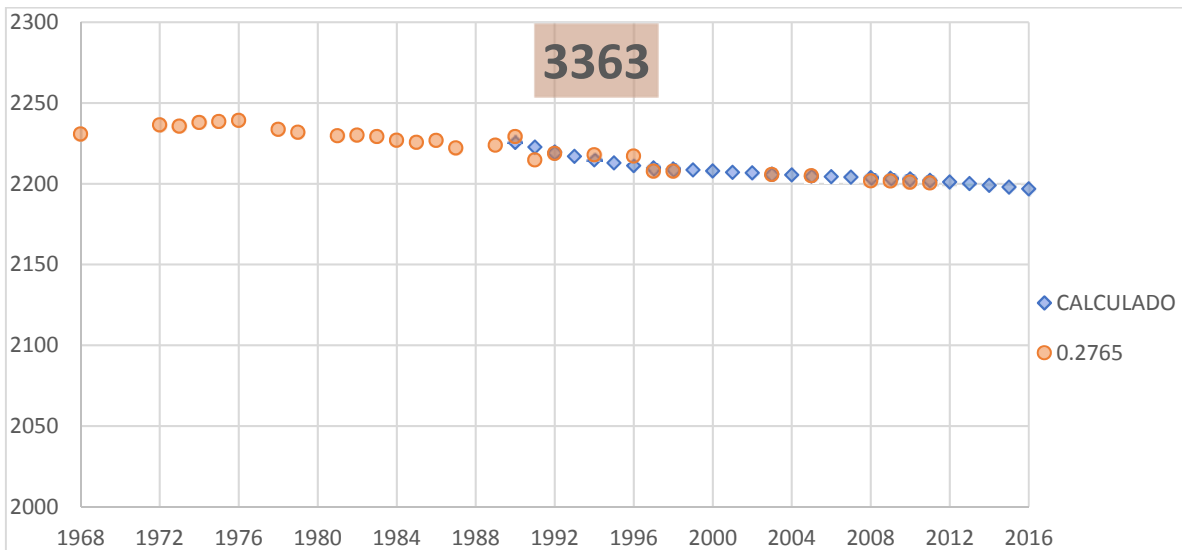


Figura 5.14 Condiciones finales de calibración. Calle Veracruz y Morelos, colonia Progreso, Álvaro Obregón.

Cuautitlán Pachuca

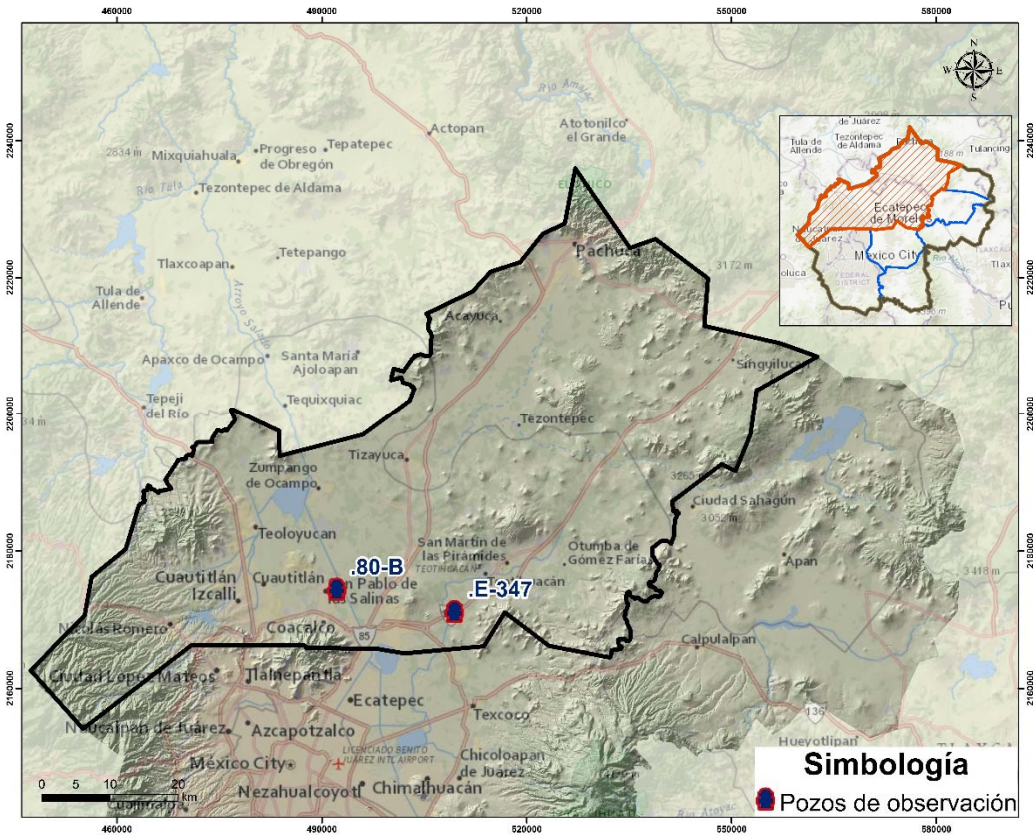


Figura 5.15 Pozos de observación, utilizados para las condiciones finales de calibración.

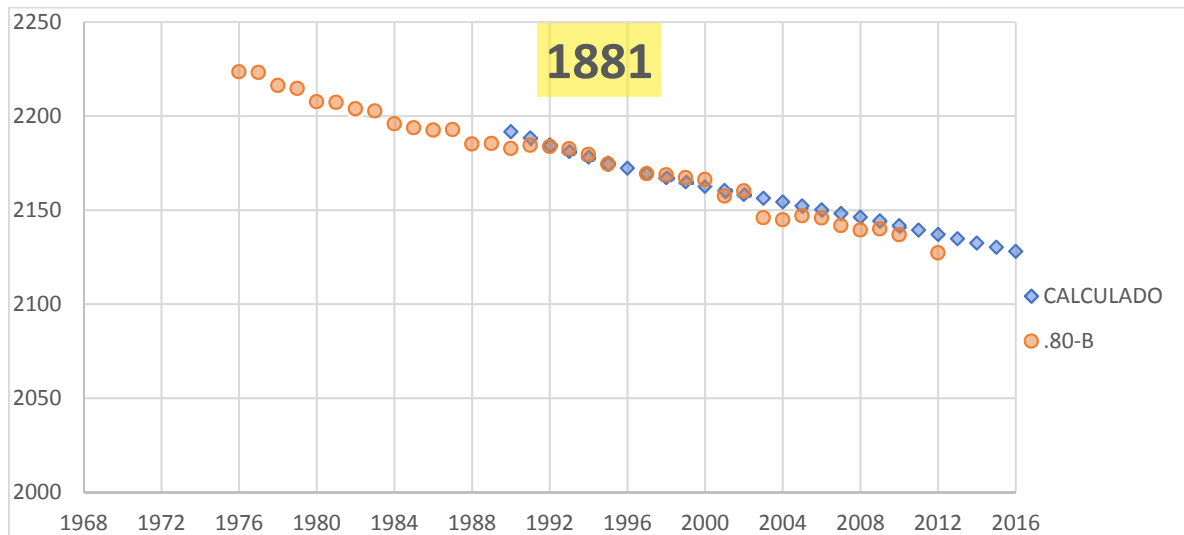


Figura 5.16 Condiciones finales de calibración. Av. Canal Castera s/n Fracc. Hacienda San Pablo, Tultitlán.

EVALUACIÓN DE LA SOSTENIBILIDAD DEL AGUA SUBTERRÁNEA EN EL ACUÍFERO DE LA ZONA METROPOLITANA DE LA CUENCA DE MÉXICO

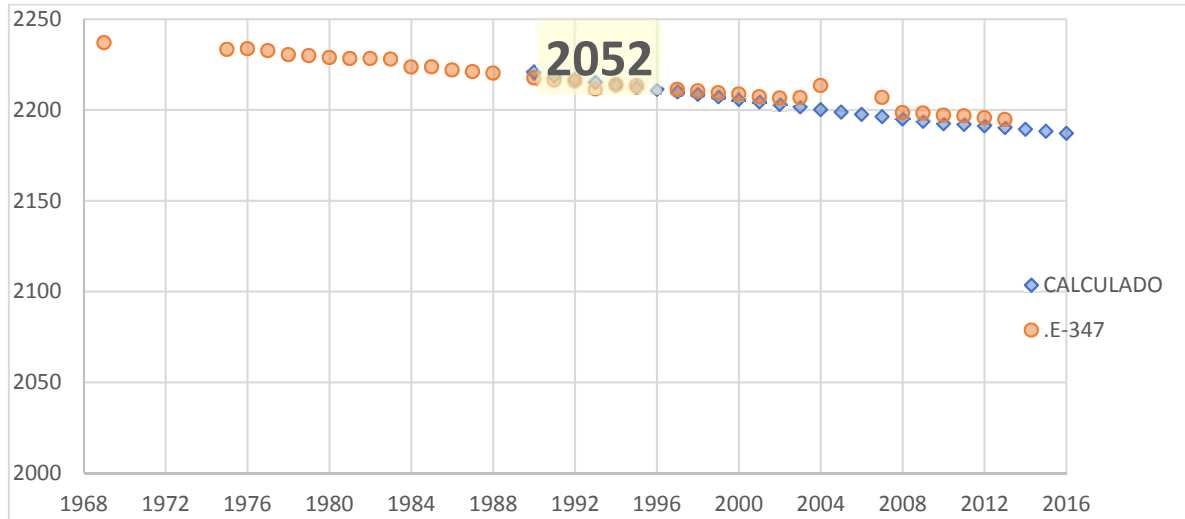


Figura 5.17 Condiciones finales de calibración. Calle Miguel Hidalgo y Gral. Emiliano Zapata, pueblo de Acolman. Acolman

Texcoco

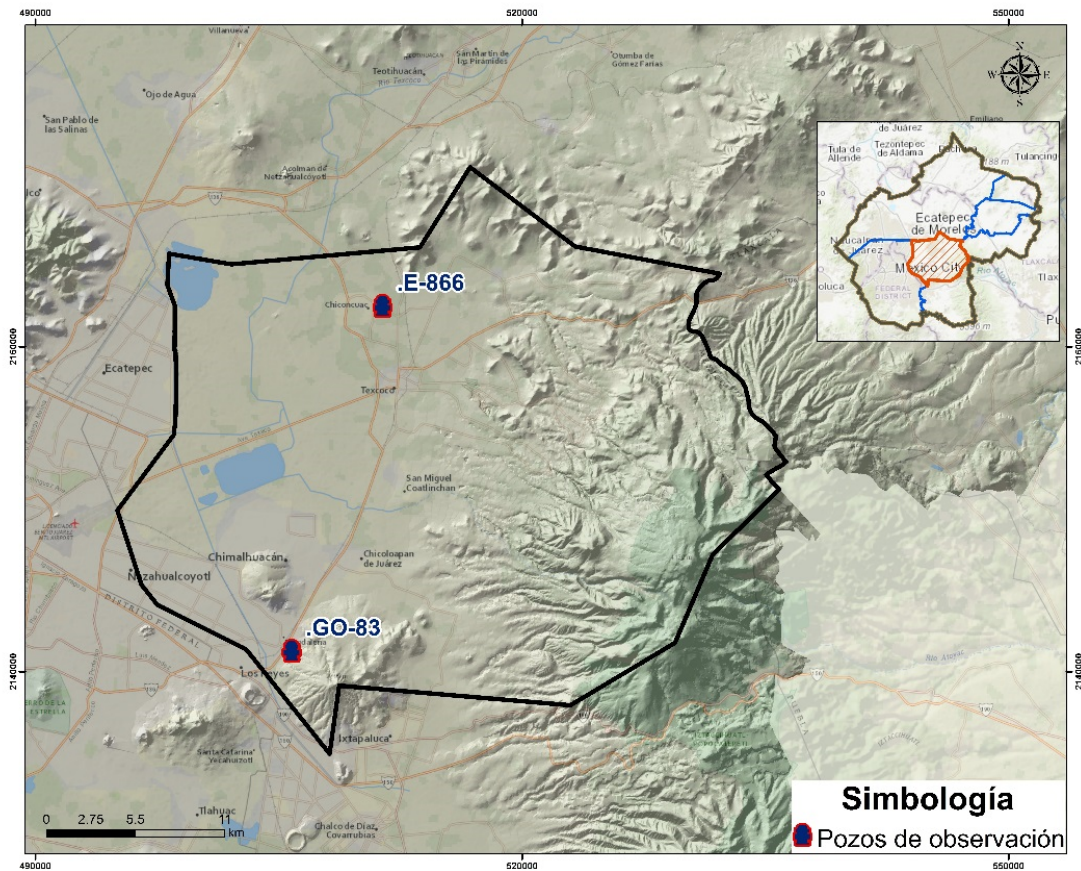


Figura 5.18 Pozos de observación, utilizados para las condiciones finales de calibración.

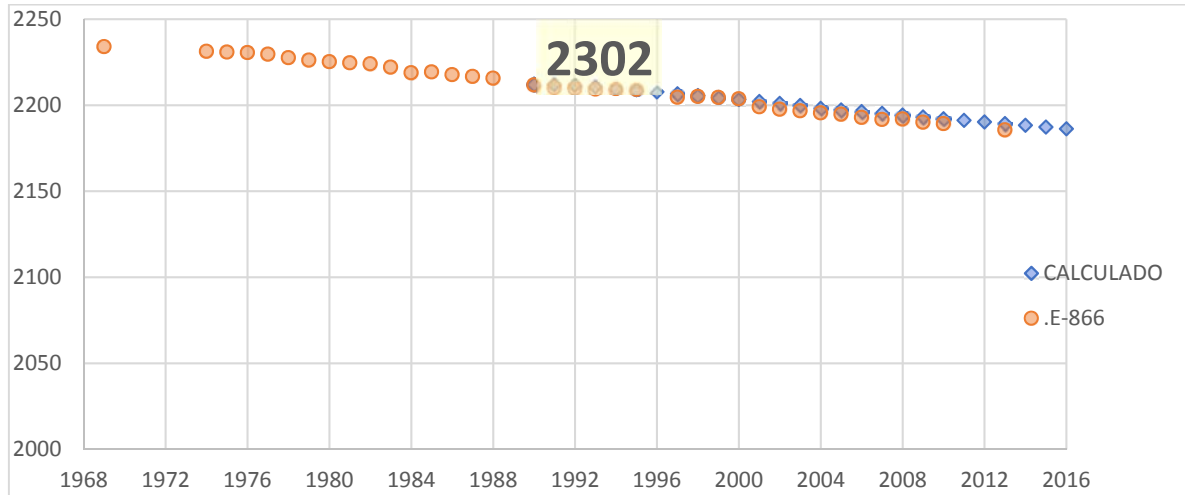


Figura 5.19 Condiciones finales de calibración. Calle Dos de Marzo s/n esquina con Av. Del Trabajo. Sta. María Chiconcuac.

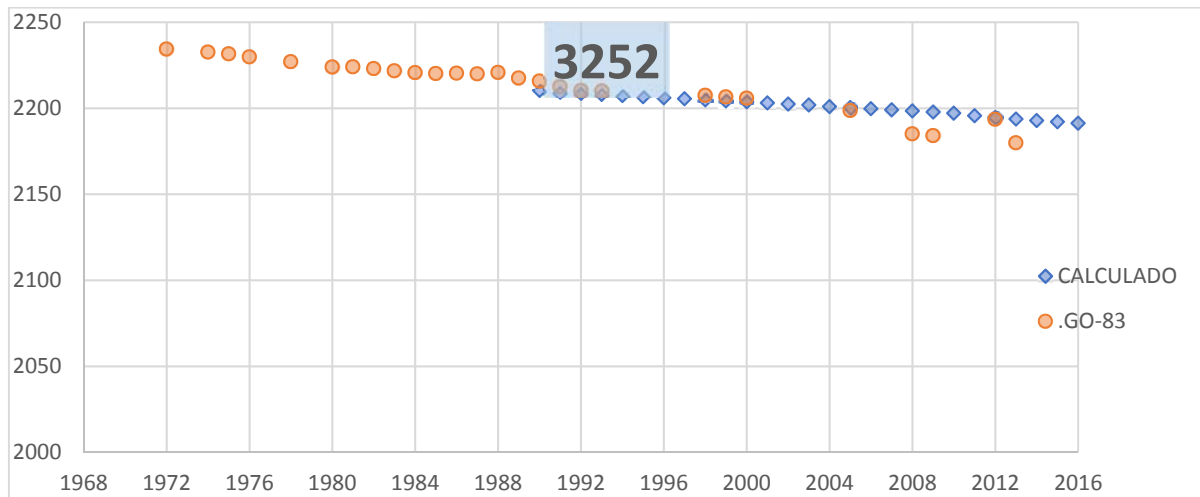


Figura 5.20 Condiciones finales de calibración. Km 23+500 Carretera México-Texcoco. Los Reyes La Paz.

En algunos puntos de la malla los valores calculados no se ajustaron con la calibración a los valores observados; en algunos casos se debe a que se puede presentar un efecto local, o bien, se infiere que los valores observados tienen errores. Estos valores se compararon con aquéllos cercanos para verificar esta hipótesis.

En el caso de las elevaciones del nivel estático, en la figura 5.21 se muestra la gráfica de valores simulados contra valores medidos, para 938 datos piezométricos desde 2001 hasta 2017 y los estadísticos de los errores, definidos como valor observado menos valor calculado, con una media de -0.52 m y una desviación estándar de 10.26 m.

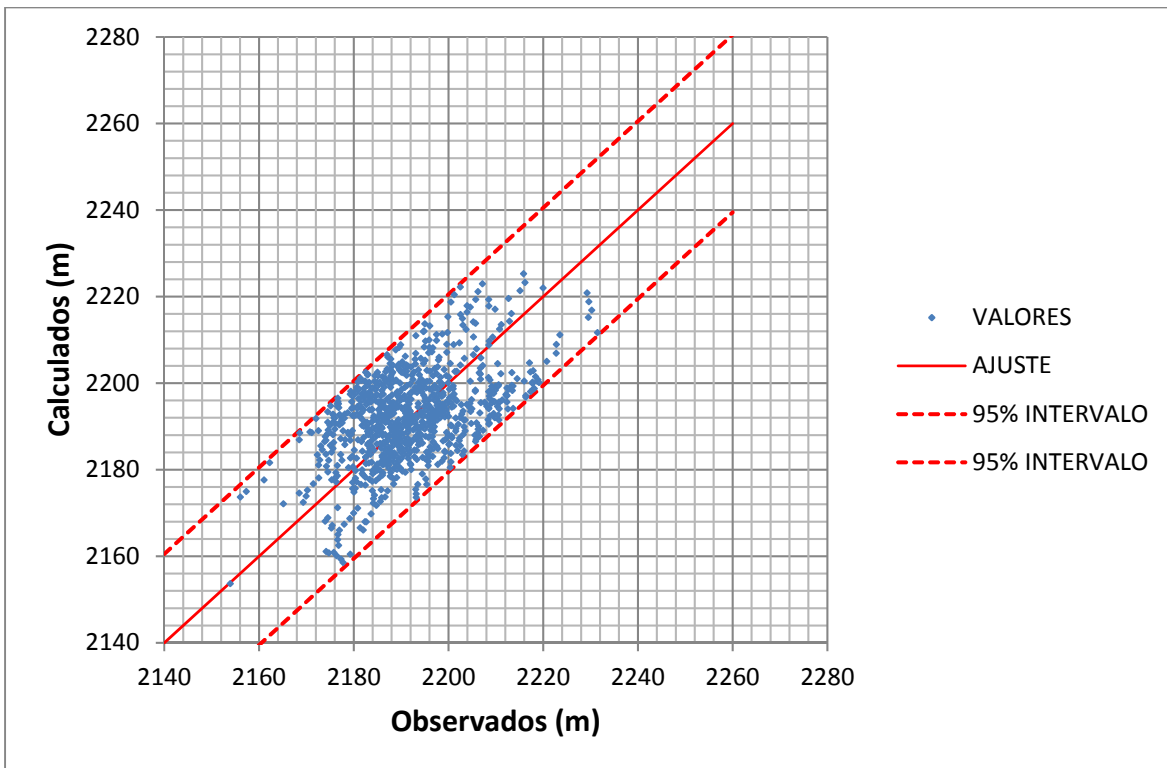


Figura 5.21 Valores observados vs valores calculados.

Tomando en cuenta estos resultados, se concluyó que el modelo reproduce en forma adecuada las tendencias históricas de la piezometría en la mayoría de los pozos y los abatimientos promedio en el acuífero; demostrando que es útil para predecir estos abatimientos en el acuífero bajo diferentes políticas de extracción.

En relación a los hundimientos del terreno durante la calibración de los niveles piezométricos se realizó la misma comparando los valores de los hundimientos

observados y calculados. A continuación, se presentan las gráficas con la comparación de la evolución de los hundimientos calculados y observados, de forma puntual la evolución de los mismos en algunos puntos para verificar la certidumbre de la misma.

Centro de la Ciudad de México.



Figura 5.22 Comparación de la evolución de los hundimientos calculados y observados para el Centro de la Ciudad de México

Chalco

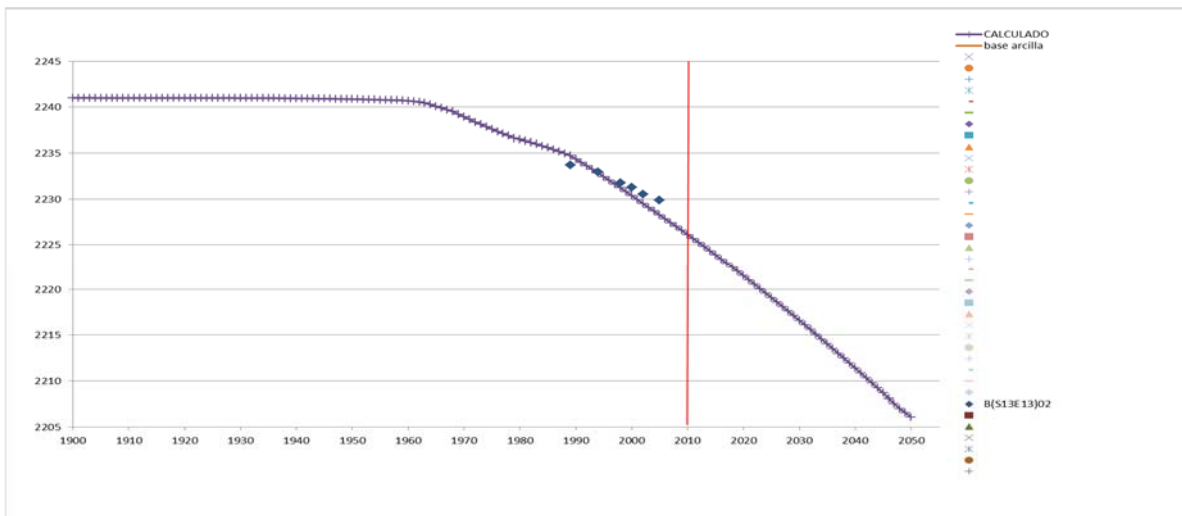


Figura 5.23 Comparación de la evolución de los hundimientos calculados y observados para Chalco

Texcoco

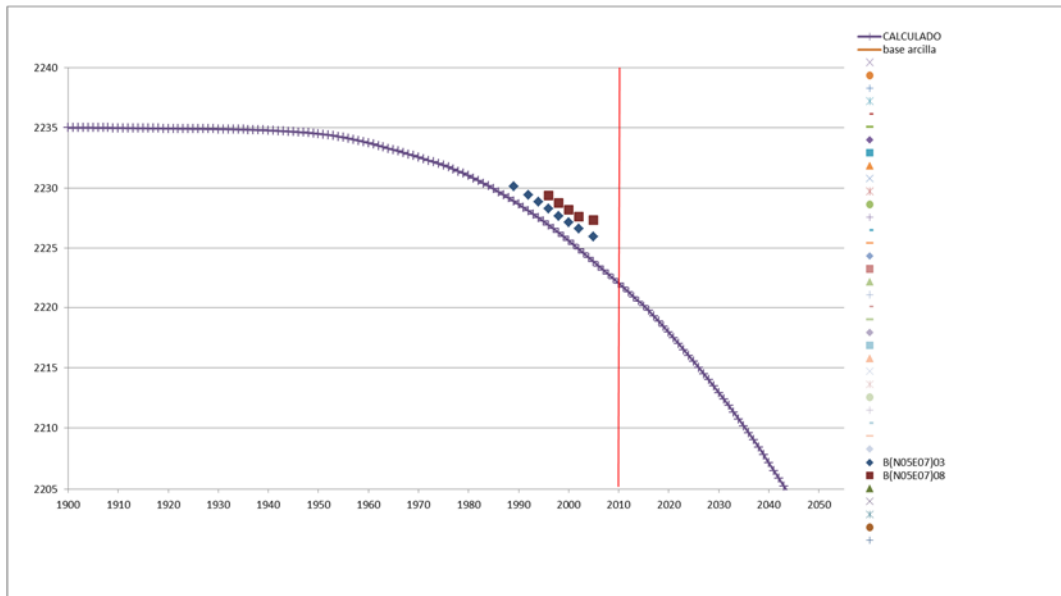


Figura 5.24 Comparación de la evolución de los hundimientos calculados y observados para Texcoco

Los resultados presentados permiten afirmar que se ha logrado reproducir con el modelo la calibración final, además la tendencia histórica de más de treinta años a escala regional de los niveles del agua subterránea en el acuífero y de los hundimientos del terreno. Con esta herramienta se tiene un instrumento que permitirá establecer las predicciones con diferentes escenarios de evaluación para determinar la sustentabilidad del agua subterránea en el AZMCM.

6. EVALUACIÓN DE LA SOSTENIBILIDAD DEL AGUA SUBTERRÁNEA DEL AZMCM

De acuerdo a los capítulos anteriores, el agua subterránea es la principal fuente para el abastecimiento y seguridad hídrica en la Zona Metropolitana de la Cuenca de México. Sin embargo, la falta de control de las actividades humanas sobre este recurso y las variaciones de las condiciones climáticas han resultado en su degradación. Además, los cambios en la cantidad y la calidad del agua subterránea son procesos muy lentos que ocurren de manera invisible a los ojos humanos. Por lo tanto, la evaluación del comportamiento del agua subterránea, del sistema acuífero y sus cambios en el tiempo son un reto ineludible para garantizar que las aguas subterráneas se utilicen de forma sostenible.

“Un sistema de gestión de agua subterránea sostenible es aquel en el que el bombeo puede continuar indefinidamente de manera segura, conservando y protegiendo las aguas subterráneas en términos de cantidad-calidad y los ecosistemas dependientes relacionados para equilibrar los requisitos ambientales, económicos y sociales actuales y futuros” (modificado de CCME, 2017).

La evaluación de la sostenibilidad del agua subterránea es un proceso de reconocimiento de los impactos que se provocan por su explotación y de los cambios que deben producirse para contrarrestarlos. Es un concepto que se enmarca dentro de los objetivos de desarrollo sostenible de la ONU, que persigue principalmente que las personas seamos conscientes del deterioro que provocan nuestras propias actividades y de la capacidad que tenemos para modificarlas, para que ese deterioro sea mínimo o inexistente.

La mejor manera de evaluar la sostenibilidad del agua subterránea es utilizando indicadores de sostenibilidad que permitan identificar el valor del agua subterránea no solamente por su uso volumétrico, aunque aporta importantes beneficios económicos por unidad de volumen, sino también debido a la disponibilidad local, modificación de la escala según la demanda, alta confiabilidad ante sequías y en general buena calidad, con requerimientos mínimos de tratamiento (modificado de IAH, 2017).

6.1 Indicadores de sostenibilidad de aguas subterráneas

Los intentos por desarrollar indicadores relacionados con los recursos hídricos no son nuevos. Desde principios de los años sesenta del siglo pasado se han llevado

a cabo esfuerzos para formular conjuntos de indicadores e índices que cuantifiquen y evalúen los recursos superficiales y subterráneos. Los indicadores de sostenibilidad proporcionan información simplificada sobre el estado actual y tendencias presentes y futuras de los sistemas de aguas subterráneas; se pueden utilizar para analizar los impactos de los procesos naturales y cambios antropogénicos en los sistemas de aguas subterráneas en el tiempo y el espacio (Anbazhagan y Jothibas, 2016).

Los primeros esfuerzos fueron realizados por United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization (UNESCO), la International Association of Hydrogeologist (IAH) y la International Groundwater Resources Assessment Centre (IGRAC). Como resultado de esta colaboración, en 2007 se publicó Groundwater Resources Sustainability Indicators, producto de un grupo de trabajo de indicadores de aguas subterráneas (WG) a cargo de expertos de la UNESCO, la IAEA y la IAH. El WG revisó detalladamente las observaciones del primer Reporte de Desarrollo del Agua Mundial (WWDR), teniendo por norma tomar un horizonte a largo plazo para el desarrollo de esos indicadores. Los resultados propuestos en dicho informe, aunque sencillos, tienen fundamento científico y son relevantes hasta hoy para conformar las políticas respectivas que hasta la fecha son la base de los indicadores de sostenibilidad para las aguas subterráneas.

En años más recientes, The Canadian Council of Ministers of the Environment, propone un enfoque para evaluar la sostenibilidad de los recursos de agua subterránea a escala local y regional en Canadá, incluyendo cinco metas de sostenibilidad, agrupando en las mismas, los indicadores desarrollados por las organizaciones anteriormente citadas (CCME, 2017).

Por su parte, The California Department of Water Resources (CDWR) ha desarrollado una serie de regulaciones, definidas como “una combinación de prácticas que han sido diseñadas para alcanzar un manejo sostenible del agua subterránea y que han sido determinadas con el objetivo de resultar tecnológica y económicamente efectivas y aplicables”. Así, se han identificado los criterios desarrollados que destacan por su propuesta de indicadores generales que evalúan el estrés del recurso hídrico subterráneo en cantidad, calidad y aspectos ambientales (CDWR, 2017).

Existen otros trabajos enfocados al tema (Rivera, 2008; IAH, 2017; CONAGUA, 2018), que en términos generales coinciden con los reportes expuestos y que de forma implícita son considerados en este trabajo para la metodología propuesta que se explicará más adelante.

A continuación, se muestra una breve descripción de la metodología propuesta por UNESCO (2017), incluyendo de manera general cuáles fueron sus objetivos, alcances y métodos de evaluación. El resto de los trabajos descritos y sus indicadores se presentan en el anexo A.

United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization (UNESCO, 2007)

Los indicadores propuestos se basan en mediciones o datos observados, proporcionan información sobre la cantidad y la calidad de las aguas subterráneas (estado actual y tendencias) y se centran en los aspectos sociales (accesibilidad, potencialidad y uso), económicos (extracción, protección y tratamiento) y ambientales (vulnerabilidad, agotamiento y contaminación). En resumen, se proponen diez indicadores de las aguas subterráneas para su aplicación a escalas mundial, nacional, o para acuíferos específicos (Tabla 6.1).

Tabla 6.1 Indicadores de sostenibilidad del agua subterránea, UNESCO, 2007

	Indicador	Unidad
1	Recursos subterráneos renovables per cápita	m ³ /año
2	Extracción total de aguas subterráneas/recarga de aguas subterráneas	%
3	Extracción total de las aguas subterráneas/recursos de aguas subterráneas explotables	%
4	Aguas subterráneas como porcentaje del uso total del agua potable a escala nacional	%
5	Agotamiento de agua subterránea	%
6	Aguas subterráneas explotables no renovables / Aguas subterráneas extraídas no renovables por año	m ³ /año
7	Vulnerabilidad del agua subterránea	adimensional
8	Calidad del agua subterránea	%
9	Tratamiento requerido del agua subterránea (por uso)	relativo
10	Dependencia de la población agrícola en el agua subterránea	%

La información concreta sobre la definición de indicadores de acuerdo con el marco DPSIR (Driver-Pressure-State-Impact-Response), la determinación de las necesidades, unidades de medida, métodos de cálculo e interpretación, ámbito de aplicación y articulación con otros indicadores, puede consultarse en Groundwater Resources Sustainability Indicators (UNESCO, 2007).

El marco del modelo conceptual de fuerza impulsora-presión-estado-impacto-respuesta (marco DPSIR) es un enfoque de análisis de sistemas reconocido internacionalmente que se utiliza para desarrollar y reportar indicadores ambientales. El Marco DPSIR es utilizado por la Organización de las Naciones Unidas para la Educación, la Ciencia y la Cultura (UNESCO, 2007). El Marco DPSIR (adaptado para las evaluaciones de sostenibilidad del agua subterránea) se resume de la siguiente manera:

- Los indicadores de **fuerza impulsora** describen los desarrollos sociales, demográficos y económicos en las sociedades y los cambios correspondientes en los estilos de vida, los niveles generales de consumo y los patrones de producción
- Los indicadores de **presión** describen el desarrollo de las actividades humanas que utilizan los suministros de agua subterránea y liberan contaminantes en el agua subterránea
- Los indicadores de **estado** describen las aguas subterráneas en términos de fenómenos físicos, biológicos y químicos en un área determinada
- Los indicadores de **impacto** reflejan los efectos de los cambios en el estado de los sistemas de aguas subterráneas
- Los indicadores de **respuesta** se refieren a las respuestas de los grupos (e individuos) de la sociedad, así como los esfuerzos del gobierno, para prevenir, compensar, mejorar o adaptarse a los cambios en el estado de los sistemas de aguas subterráneas

Si bien DPSIR es un marco útil para organizar la información de una manera que describa las relaciones entre las causas y las consecuencias de los desafíos de la gestión sostenible de las aguas subterráneas, usarlo en combinación con los cinco objetivos de sostenibilidad de las aguas subterráneas es un desafío en los proyectos reales de evaluación de aguas subterráneas, por la calidad y cantidad de información necesaria.

Aunque no existe un modelo único para desarrollar y seleccionar indicadores, la metodología desarrollada en esta tesis toma como base parte de los modelos establecidos por UNESCO que, aunados con el diagnóstico, marco conceptual y modelo matemático presentados en los capítulos anteriores, han permitido definir la metodología propuesta para la evaluación de la sostenibilidad de las aguas subterráneas del AZMCM.

6.2. Determinación de la sostenibilidad empleando la metodología de UNESCO

Como ejemplo de aplicabilidad de la teoría de los indicadores y como sustento a la propuesta planteada en este capítulo, se presenta el cálculo de la sostenibilidad siguiendo la metodología de Unesco, 2017.

Antes de presentar el cálculo de los 10 indicadores planteados por UNESCO, se presenta el balance hídrico presentado en el capítulo 4 (Palma, *et al.*, 2022b), indicando con más detalle las componentes del mismo (figura 6.1); estos valores se emplearán en el cálculo de la sostenibilidad.

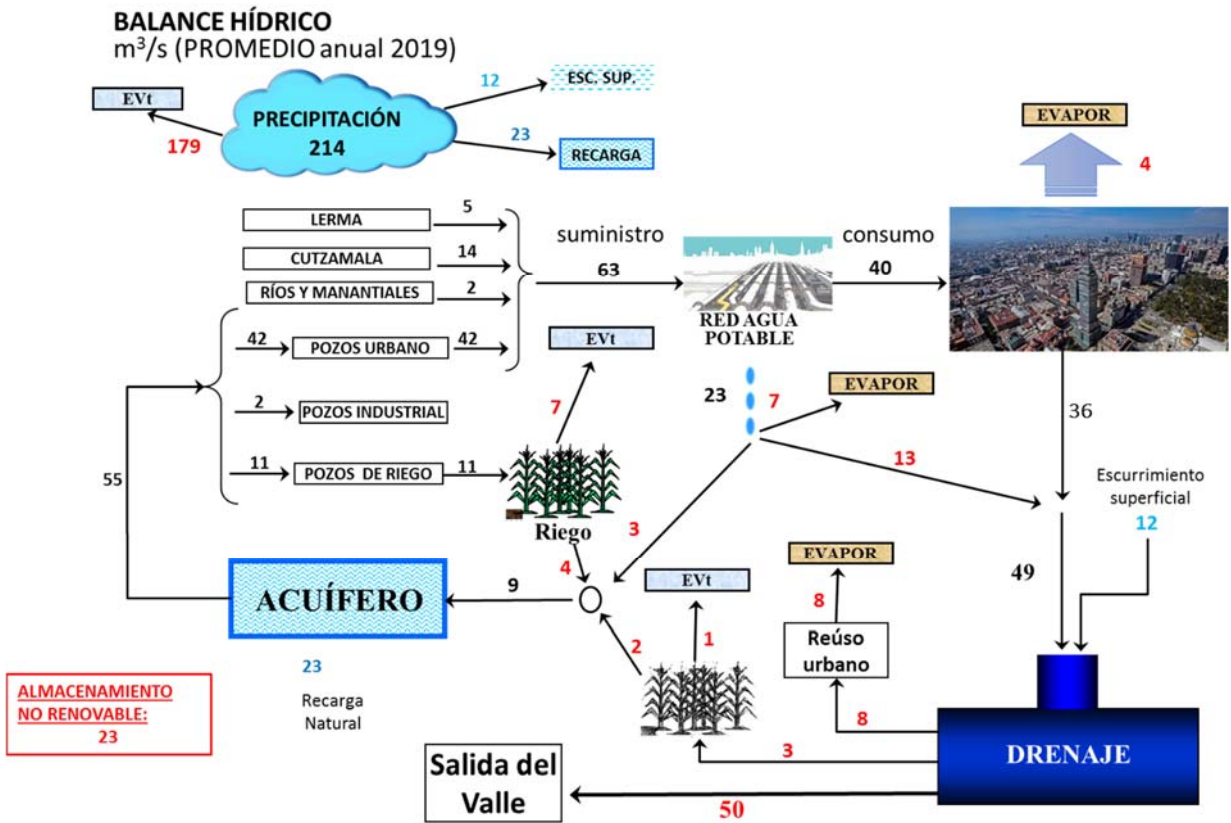


Figura 6.1 Balance hídrico en la zona de estudio.

11. Recursos subterráneos renovables per cápita

El indicador disponibilidad natural media per cápita muestra la cantidad de agua renovable promedio anual por persona. Es la cantidad de recursos hídricos subterráneos disponibles a nivel de país o región en relación con el número de personas; su uso se convierte en un factor importante para el desarrollo social y económico de un país.

La fórmula para el cálculo real es la siguiente:

$$RSRP = \frac{\text{recursos subterráneos renovables (m}^3\text{/año)}}{\text{habitantes}}$$

donde los recursos subterráneos renovables (RSR) se obtienen como:

$$RSR = \text{Recarga} + \text{infiltración} - \text{Flujo base} + \text{Entradas flujo subterráneo} \\ - \text{salidas flujo subterráneo} + \text{recarga gestionada}$$

Para el cálculo de los recursos subterráneos renovables y en función del balance presentado en el capítulo 5, la ecuación se ajusta como:

$$RSR = \text{Recarga} - \text{Manantiales} + \text{Entradas flujo subterráneo} \\ - \text{salidas flujo subterráneo} + \text{recarga gestionada} + \text{retornos}$$

Aplicando los valores correspondientes al balance de 2019, y considerando como nulas las entradas o salidas de agua por flujo subterráneo en m³/s, se obtiene:

$$RSR = 23 - 0.8 + 0 - 0 + 0 + 9 = 31.2 \text{ m}^3/\text{s}$$

Convirtiendo el gasto a volumen anual para 2019, queda:

$$RSR = 983923200 \text{ m}^3 = 983.9232 \text{ Mm}^3$$

Finalmente,

$$RSRP = \frac{983923200 \text{ m}^3}{22172225 \text{ hab}} = 44.38 \text{ m}^3/\text{hab/año}$$

En la cuantificación de los recursos subterráneos renovables se considera la recarga inducida o gestionada, el cual es una componente importante para el

AZMCM como alternativa para lograr la sostenibilidad, y que se discutirá más adelante.

12. Extracción total de aguas subterráneas / recarga de aguas subterráneas

Este indicador por su simplicidad en cálculo y disponibilidad de información, es uno de los más empleados en la literatura. La expresión para calcularlo queda definida como:

$$ER (\%) = \frac{\text{Extracción total de aguas subterráneas (m}^3/\text{año)}}{\text{Recarga natural + retornos + recarga inducida (m}^3/\text{año)}} * 100$$

Sustituyendo los valores del balance:

$$ER = \frac{55 (m^3/s)}{23 + 9 + 0 (m^3/s)} * 100 = 171.88 \%$$

13. Extracción total de las aguas subterráneas entre recursos de aguas subterráneas explotables

El término “recursos de aguas subterráneas explotables” significa la cantidad de agua que se puede extraer anualmente de un acuífero determinado bajo las condiciones económicas, tecnológicas e institucionales y ambientales prevalecientes. Tal estimación generalmente se basa en una combinación de modelos hidrológicos y métodos hidráulicos, combinados con evaluaciones ecológicas. Sin embargo, también se deben observar los aspectos de la calidad del agua subterránea, porque la calidad del agua subterránea cambia debido a actividades humanas que pueden afectar la explotación de las aguas subterráneas.

Aunque es fundamental unificar la definición de recursos de aguas subterráneas explotables, y el uso adecuado del término, el significado exacto de los recursos de aguas subterráneas explotables puede variar de un país a otro, o de una región a otra, inclusive de un municipio a otro. Los criterios para la explotación sostenible de los recursos hídricos subterráneos, incluidos los atributos ecológicos (ecosistemas acuáticos y protección de humedales, conservación de flujo base), tendrá que ser seleccionado en función del estado o condición de las aguas subterráneas.

La expresión queda definida como:

$$ERE (\%) = \frac{\text{Extracción total de aguas subterráneas (m}^3\text{/año)}}{\text{Aguas subterráneas explotables (m}^3\text{/año)}} * 100$$

En donde las aguas subterráneas explotables quedan definidas como la recarga natural y la recarga inducida o gestionada.

$$ERE (\%) = \frac{55 \left(\frac{\text{m}^3}{\text{s}}\right)}{23 + 0 \left(\frac{\text{m}^3}{\text{s}}\right)} * 100 = 239.13 \%$$

14. Aguas subterráneas como porcentaje del uso total del agua potable a escala regional

La fórmula para el cálculo de este indicador es la siguiente:

$$ASP = \frac{\text{extracción para uso público – urbano (m}^3\text{/año)}}{\text{recarga natural (m}^3\text{/año)}}$$

Calculando para AZMCM

$$ASP = \frac{55 \text{ (m}^3\text{/s)}}{23 \text{ (m}^3\text{/s)}} = 87.30 \%$$

15. Agotamiento de agua subterránea

La disminución del nivel de las aguas subterráneas es un indicador de la explotación excesiva de las aguas subterráneas. Sin embargo, esta ocurrencia también está sujeta a la fluctuación natural y estacional por la influencia de las condiciones climáticas y características del acuífero. De alguna manera, el agotamiento del almacenamiento de agua subterránea puede estar asociado a una larga evolución transitoria de un estado estacionario a otro y puede no representar necesariamente un problema de explotación insostenible de acuíferos.

La suma del área con problemas de agotamiento de las aguas subterráneas significa el área en la que el nivel regional se observa una disminución como resultado de la explotación excesiva.

UNESCO plantea el cálculo de este indicador como sigue:

$$AGOT = \frac{\text{Áreas con problemas de abatimientos}}{\text{Área de estudio}} * 100$$

En la metodología propuesta más adelante se indicará las clasificaciones establecidas para la zona de estudio en relación a los descensos del nivel del agua subterránea, para 2019; la zonificación del abatimiento queda resumido en la tabla 6.2. Las escalas de abatimiento (sostenible, moderado, no sostenible y crítico se obtuvieron a partir del modelo numérico en función del almacenamiento del acuífero bajo condiciones de recarga natural, recarga total, sobreexplotación y degradación respectivamente. Más adelante se explicará el detalle de esta clasificación.

Tabla 6.2 Escalas de abatimiento y áreas correspondientes para AZMCM.

ABATIMIENTO [m]	CLASIFICACIÓN	ÁREA [km ²]
0 – 0.5	Sostenible	2860.01
0.6 – 0.8	Moderado	2919.52
0.9 – 1.4	No sostenible	1531.92
1.5 – 1.8	Crítico	580.75
Total		7892.2

Calculando para AZMCM, y considerando que las áreas asociadas al agotamiento del agua subterránea son los no sostenible y crítico, queda:

$$AGOT = \frac{1531.92 + 580.75}{7892.2} = 26.76 \%$$

En la definición de este indicador también se hace referencia a otros aspectos asociados al agotamiento del recurso que no se reflejan específicamente por el descenso de los niveles del agua subterránea, y aunque no se incluyen en el indicador propuesto, para ciertas regiones es importante incluirlos, particularmente la componente de hundimiento, el efecto más importante relacionado con el aprovechamiento de las aguas subterráneas en el AZMCM, ellos son:

- a) Áreas con alta densidad de pozos productores
- b) Cambio de flujo base
- c) Cambio de las características de calidad del agua subterránea

d) Hundimiento del terreno

16. Aguas subterráneas no renovables explotables / Aguas subterráneas extraídas no renovables

Este indicador está definido como el volumen total del recurso de agua subterránea no renovable obtenido con una evaluación de datos de aguas subterráneas disponibles adquiridos a partir de datos hidrogeológicos, geofísicos e isotópicos de investigaciones hidrológicas. La extracción anual de agua subterránea se calcula como una media valor en un rango significativo de años. El indicador es una medida cuantitativa de cómo un recurso limitado puede ser explotado durante un cierto lapso de tiempo. El recurso es independiente de cambios climáticos o globales a corto plazo. Así, la abstracción es el único parámetro afectando el recurso de agua subterránea. La fórmula para el cálculo de este indicador es la siguiente:

$$ANRQ = \frac{\text{Aguas subterráneas no renovables explotables (m}^3\text{)}}{\text{Aguas subterráneas extraídas no renovables (m}^3\text{/año)}} * 100$$

Calculando para AZMCM, y definiendo que existe un umbral del 10% de extracción bajo un período de estrés hídrico, y considerando que la extracción no renovable del agua subterránea (sobrexplotación) de acuerdo con el balance (Fig. 6.1) es 23 m³/s, se tiene:

$$ANRQ = \frac{.1 (\text{recarga natural}) (\text{m}^3)}{\text{Aguas subterráneas extraídas no renovables (m}^3\text{/año)}} * 100$$

$$ANRQ = \frac{.1 (23) (\text{m}^3)}{23 (\text{m}^3/\text{s})} * 100 = 10\%$$

17. Vulnerabilidad del agua subterránea

La vulnerabilidad de las aguas subterráneas es una propiedad relativa, no medible y sin dimensiones. El concepto de vulnerabilidad de las aguas subterráneas se basa en la suposición de que el entorno físico puede proporcionar un grado de protección de las aguas subterráneas frente a los impactos naturales y humanos, especialmente en lo que se refiere a contaminantes que ingresan al ambiente subterráneo. La vulnerabilidad es una propiedad intrínseca de las aguas subterráneas que depende de la sensibilidad y/o capacidad de ese sistema para hacer frente a los impactos por factores humanos y naturales (Vrba et. al., 2007).

Para el estudio desarrollado en este trabajo, no se considerará esta componente en detalle, y el valor empleado aquí se toma del estudio realizado por Escolero et al., 2009, donde se explica la metodología, información empleada y resultados para la Cuenca de México. A partir de los resultados, se identifica el valor de la vulnerabilidad como:

$$VUL = 6.45$$

18. Calidad del agua subterránea

Un indicador de calidad del agua subterránea informa sobre el estado actual y las tendencias, en el espacio y el tiempo, de la calidad del agua relacionada con:

- a) la contaminación natural que está asociada a evolución de aguas subterráneas y disolución de minerales en el acuífero
- b) antropogénico, que es la contaminación que está relacionada con las actividades humanas, que causan la degradación del agua en el acuífero.

Las fórmulas para el cálculo de este indicador de acuerdo con Unesco son las siguientes:

- a) para contaminación natural:

$$ICAU = \frac{\sum \text{área del acuífero con problemas de calidad natural}}{\text{Área de estudio}} * 100$$

- b) antropogénico:

$$ICAU = \frac{\sum \text{área con incremento de parámetro específico}}{\text{Área de estudio}} * 100$$

Para el cálculo de este indicador, se obtuvieron los valores del índice de calidad del agua (ICA o WQI) utilizando el método de índices aritméticos ponderados (Brown et al. 1972; CONAGUA, 2018) así como estándares de calidad de agua potable recomendados por la Organización Mundial de la Salud (WHO) y por la NOM-127, de la CONAGUA.

En el siguiente subcapítulo se explicará la teoría y metodología propuesta para el cálculo de este indicador. Así, se han identificado las áreas con problemas

asociados a calidad identificando las áreas dentro de la zona de estudio de acuerdo a la clasificación del mismo (Tabla. 6.3).

Tabla 6.3 Escalas de abatimiento y áreas correspondientes para AZMCM (modificado de CONAGUA, 2018).

COLOR	VALOR ICA	CLASIFICACIÓN	ÁREA [km ²]
	< 50	Excelente	5426.10
	50.1 – 100	Buena	2193.18
	100.1 – 200	Pobre	262.87
	200.1 – 300	Muy Pobre	10.00
	> 300.1	Contaminada	0.04
Total			7892.20

Sustituyendo los valores de las áreas identificadas con agua pobre, muy pobre y contaminada se obtiene:

$$ICAU = \frac{262.87 + 10 + 0.04}{7892.20} * 100 = 6.45 \%$$

19. Tratamiento requerido del agua subterránea (por uso)

Con este indicador se trata de evaluar si es factible convertir el agua subterránea en potable o utilizable para otros fines (por ejemplo, agricultura, industria, etc.) con respecto al nivel de complejidad del tratamiento requerido.

UNESCO no indica la fórmula para el cálculo de este indicador, pero establece una clasificación de acuerdo a tres categorías según los requerimientos de tratamiento de acuerdo a:

- apto para uso específico sin tratamiento (calidad apropiada);
- se necesita un tratamiento sencillo;
- se necesita un tratamiento tecnológicamente exigente

Para el caso del AZMCM se propone la siguiente fórmula:

$$TRAT = \frac{\text{Caudal de operación de las potabilizadoras (m³/año)}}{\text{Volumen de extracción (m³/año)}} * 100$$

Identificando las plantas potabilizadoras en la región, de acuerdo con CONAGUA, 2018, se tienen 58 plantas con un caudal instalado en conjunto de 6,999 lps y con un caudal tratado de 5,601 lps.

Sustituyendo estos valores en la fórmula, obtenemos el Indicador, como sigue:

$$TRAT = \frac{5.601 (m^3/s)}{55(m^3/s)} * 100 = 10.18 \%$$

110. Dependencia de la población agrícola en el agua subterránea

La fórmula para el cálculo de este indicador es la siguiente:

$$DEPA = \frac{\text{Extracción de aguas subterráneas para agricultura (m}^3\text{/año)}}{\text{Aguas subterráneas extraídas (m}^3\text{/año)}} * 100$$

Sustituyendo los valores asociados a la agricultura se tiene:

$$DEPA = \frac{11 (m^3/s)}{55 (m^3/s)} * 100 = 20 \%$$

Una vez cuantificados los indicadores, es necesario estandarizarlos mediante clases asociadas a escalas de criterios para evaluar la sostenibilidad. Las escalas asociadas y clases quedan definidas para cada variable en la tabla 6.4 de forma resumida para simplificar el cálculo. Además, se incluye el resultado del valor estandarizado para evaluar la sostenibilidad.

Tabla 6.4 Clases y escalas asociadas a criterios para evaluar la sostenibilidad.

INDICADOR	NOMBRE	CLASES	ESCALA	VALOR INDICADOR	VALOR ESTANDARIZADO	REFERENCIA
I1	RSRP	<500 500≤RSRP<750 750≤RSRP<1000 1000≤RSRP<1700 ≥1700	0 2.5 5 7.5 10	44.38 m ³ /hab	0	Saeideh, 2021
I2	ER	<75% <80% <90% =100% >100% >200%	10 8 6 4 2 0	206.25%	0	Unesco, 2007
I3	ERE	>100% 70<ERE≤100 40<ERE≤70 20<ERE≤40 ≤20	0 2.5 5 7.5 10	239.13%	0	Unesco, 2007
I4	ASP	>75% = 0 50< ASP ≤75% 25<ASP ≤50% 10<ASP ≤25% ≤10%	0 2.5 5 7.5 10	87.30%	0	Hirata et al., 2007
I5	AGOT	80< ASP ≤100% 60<ASP ≤80% 40< ASP ≤60% 20<ASP ≤40% ≤20%	0 2.5 5 7.5 10	26.76%	7.5	Fuente propia
I6	ANRQ	= 0 0%<ANRQ ≤ 5% 5%<ANRQ ≤ 10% 10%<ANRQ ≤ 20% >20%	0 2.5 5 7.5 10	10%	5	Saeideh, 2021
I7	VUL			6.45	6.45	Escolero, et. al., 2009
I8	ICAU	0%<ICAU ≤ 10% 10%<ICAU ≤20% 20%<ICAU ≤ 30% 30%<ICAU ≤50% >50%	10 8 6 4 2	6.45%	10	Majidipour, et. al., 2021
I9	TRAT	0%<TRAT ≤ 10% 10%<TRAT ≤20% 20%<TRAT ≤ 30% 30%<TRAT ≤50% >50%	10 8 6 4 2	10.18%	8	Fuente propia
I10	DEPA	≥20% 10%≤DEPA<20% 5%≤DEPA<10% 0%≤ DEPA<5% <0%	0 2.5 5 7.5 10	20.00%	8	Nuong, et. al., 2019

La escala establecida para este análisis es de 0-10 (modificado de Majidipour, et al., 2021), y permite evaluar cualitativamente el grado de sostenibilidad, definido como se muestra en la Figura 6.2.



Figura 6.2 Escala con valores cualitativos de sostenibilidad.

Resumiendo, en la Tabla 6.5 se agrupan los valores estandarizados de los diez indicadores y se obtiene el promedio de los mismos, valor que determina la cuantificación de la sostenibilidad para el agua subterránea del AZMCM.

Tabla 6.5 Valores estandarizados de los indicadores de sostenibilidad.

RSRP	ER	ERE	ASP	AGOT	ANRQ	VUL	ICAU	TRAT	DEPA	PROM
0	0	0	0	7.5	5	6.45	10	8	8	3.695

Para tener una mejor apreciación de los resultados, se presenta en la Figura 6.3 el esquema radial de los indicadores estandarizados con su escala cualitativa.

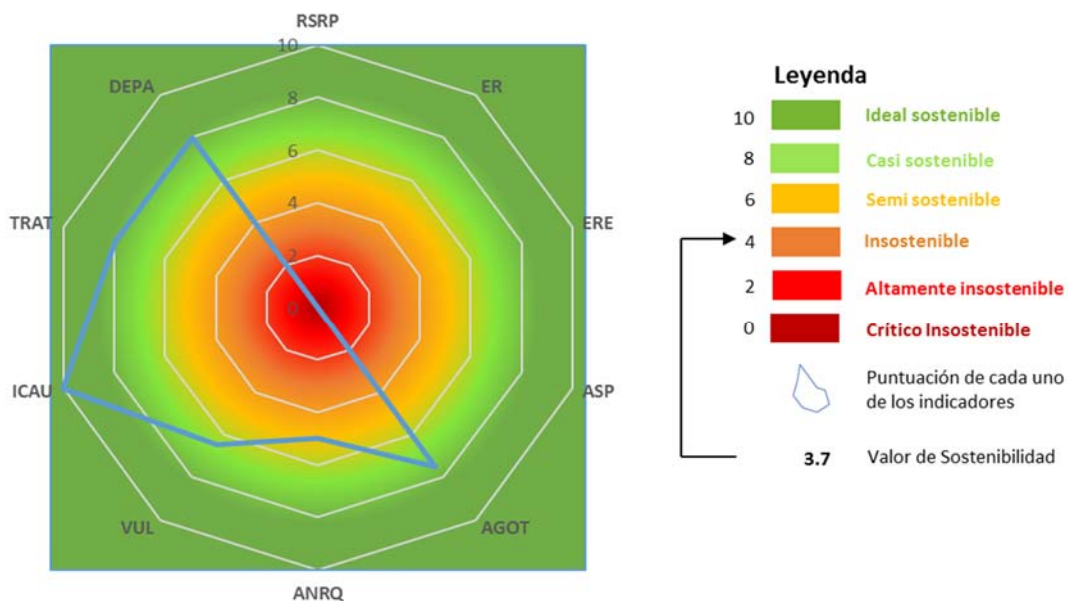


Figura 6.3 Evaluación de la sostenibilidad del agua subterránea del AZMCM, metodología UNESCO.

De los resultados obtenidos se observa que los indicadores *Recursos subterráneos renovables per cápita* y *Dependencia de la población agrícola*, que de acuerdo con el marco DPSIR son clasificados como indicadores de **fuerza impulsora** y describen en cierta medida el desarrollo social, demográfico y económico, así como los niveles generales de consumo y los patrones de producción son **crítico insostenible**. Dicho de otro modo, en la región está comprometido el desarrollo económico y social, por lo que ambos son insostenibles en términos de la fuente de abastecimiento del agua subterránea.

En cuanto a los indicadores de **estado**, *Extracción total de aguas subterráneas/recarga de aguas subterráneas*, *Extracción total de las aguas subterráneas/recursos de aguas subterráneas explotables* y *Aguas subterráneas como porcentaje del uso total del agua potable a escala regional*, de igual forma su evaluación los establece en condición **crítico insostenible**. Estos indicadores describen el estado de las aguas subterráneas en términos de fenómenos físicos, biológicos y químicos en un área determinada.

Aquí cabe mencionar que la estrategia para la gestión hacia una sostenibilidad, es la recarga gestionada o inducida, como recurso asequible y constante para incrementar los valores de estos indicadores de estado. Más adelante, en la evaluación del escenario sostenible se abordará este tema con detalle.

En relación a los indicadores de **impacto**, *Agotamiento de agua subterránea*, *Aguas subterráneas explotables no renovables / Aguas subterráneas extraídas no renovables por año* y *Vulnerabilidad del agua subterránea* que reflejan los efectos de los cambios en el estado de los sistemas de aguas subterráneas, se tiene como resultado en condición **semi sostenible**, lo que demuestra que no se ha reflejado el impacto por la sobre explotación de este recurso, en una parte por las escalas de tiempo del agua subterránea y porque el análisis no considera una distribución espacial.

En relación a la calidad del agua subterránea, que es un indicador igualmente de **impacto**, el mismo es **idealmente sostenible**.

Finalmente, el indicador Tratamiento requerido del agua subterránea (por uso) que es un indicador de **respuesta**, es **sostenible**; esto se refiere a las respuestas de la sociedad, así como los esfuerzos del gobierno, para prevenir, compensar, mejorar o adaptarse a los cambios en el estado de los sistemas de aguas subterráneas. Es decir, el tema de calidad del agua está compensado mediante la potabilización del agua.

De acuerdo con el promedio de los indicadores con un valor de 3.7, esta cuantificación proporciona la evaluación de la sostenibilidad del agua subterránea con las escalas establecidas (Fig. 6.2) como **insostenible**.

Al realizar este análisis, el resultado queda expresado básicamente en escala cualitativa, y de forma general para la zona de estudio, indicando que la problemática está asociada principalmente al estado del agua subterránea, es decir, a la creciente demanda que supera la oferta. Y aunque estos resultados reflejan que los problemas de calidad no son tan severos, no necesariamente representa las condiciones reales de la calidad del agua subterránea.

Aunque esta evaluación permite identificar cualitativamente las relaciones entre las causas y las consecuencias de la extracción de las aguas subterráneas, este resultado no puede plasmarse en un mapa e identificar las zonas asociadas a las diferentes problemáticas presentadas en el capítulo 5, y proponer soluciones para la mitigación de los efectos inherentes a la extracción de este recurso. Además, no incluye una componente primordial en esta relación causas-consecuencias, que es el hundimiento del terreno asociado principalmente a la extracción del agua subterránea en la zona de estudio.

De tal forma, se propone una metodología específica para la evaluación de la sostenibilidad del AZMCM, partiendo de la metodología desarrollada por UNESCO, en función de la información disponible y de las componentes más importantes en el AZMCM que son cantidad, calidad y hundimientos, tal como se describe a continuación.

6.3. Definición de los indicadores para la evaluación de la sostenibilidad del agua subterránea del AZMCM

El conjunto de indicadores de sostenibilidad de agua subterránea desarrollados para este trabajo se basan en los indicadores existentes mencionados. Su elaboración se fundamenta en los principales problemas y retos de la zona de estudio, así como en la cantidad y calidad de información disponible.

A su vez, este grupo de indicadores busca cumplir con las características deseables de un buen indicador (CEPAL, 2009) que son:

- ◆ **Adecuado:** Se refiere a si el indicador da una base suficiente para emitir un juicio y si la información que proporciona es relevante y apropiada para describir la situación.

- ◆ *Monitoreable*: Se analiza la claridad de los medios de verificación y del método de cálculo del indicador para determinar si éste puede ser sujeto a una comprobación independiente. Esto quiere decir que cualquier individuo puede replicar el cálculo del indicador, para lo cual es necesario que el método de cálculo del indicador sea claro.
- ◆ *Relevante*: Se debe verificar que los elementos más importantes del indicador estén directamente relacionados con algún aspecto fundamental del objetivo (factores relevantes).
- ◆ *Claro*: Se refiere a si existen dudas sobre lo que se pretende medir; es decir, si el indicador tiene algún término o aspecto técnico ambiguo que pueda ser interpretado de más de una manera.
- ◆ *Económico*: Cuando al comparar el beneficio de generar la información necesaria para el indicador respecto al costo económico o humano, si el beneficio es mayor al costo, se estima que el indicador es económico.
- ◆ *Medible*: Un indicador debe ser medible en términos cuantitativos o cualitativos. La mayor utilidad de un indicador es poder hacer una comparación entre la situación medida y la situación esperada.
- ◆ *Consistente*: Un indicador también debe ser consistente aún con el paso del tiempo. Si un indicador proporciona una medida confiable de los cambios en una condición de interés, entonces es importante que los efectos observados se deban a los cambios reales en la condición y no a cambios en el propio indicador.
- ◆ *Específico*: Debe referirse a una situación concreta, determinable (no vaga, etérea o genérica), asociado a la naturaleza del objetivo que pretende medir
- ◆ *Sensible*: Finalmente, es esencial que un indicador sea sensible. Un indicador sensible cambiará proporcionalmente y en la misma dirección que los cambios en la condición o concepto que se está midiendo.

La metodología propuesta en este trabajo se enfoca en la importancia de las aguas subterráneas para abastecimiento público-urbano y la relación con otros usos (agrícola e industrial). Antes de definir los indicadores, se procede a definir la cantidad y calidad de información homologada, disponible, fiable y accesible para la zona, otra componente importante es la perennidad de los datos, para dar seguimiento a este análisis.

Ahora bien, mencionadas las características que deben cumplir los indicadores propuestos, se procede a presentar la estructura propuesta para su elaboración, tal como se presenta en la Figura 6.4.

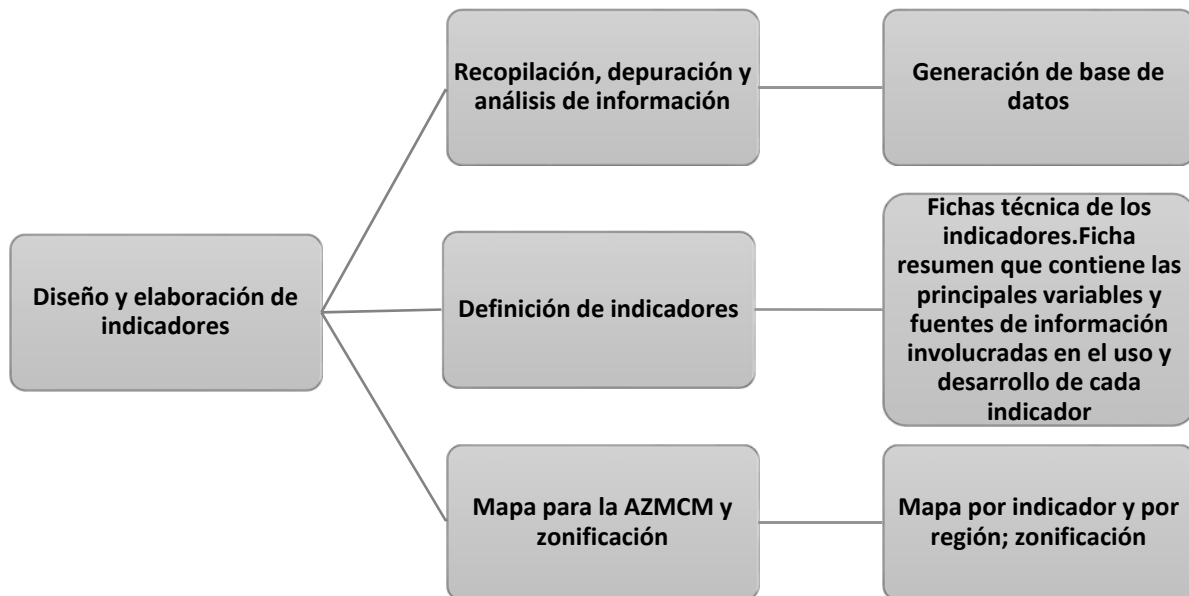


Figura 6.4. Estructura general de la elaboración de indicadores propuestos para el AZMCM.

6.3.1 Información disponible del agua subterránea del AZMCM

Los insumos utilizados para la aplicación de la metodología, en la región de estudio se describen a continuación:

Red de monitoreo piezométrico. Base de datos de información de la medición del nivel piezométrico de la región del Valle de México. Los registros almacenados en la base de datos cubren del año 2010 al año 2019. Fuente: Comisión Nacional del Agua (CONAGUA).

Velocidad de hundimiento. Imagen georreferenciada de la velocidad de hundimiento que abarca la totalidad de la zona lacustre de la Cuenca de México. El período de análisis comprende del año 1999 al año 2007 (Auvinet, 2019).

Calidad del agua. Base de datos de mediciones de diversos parámetros biológicos, físicos, químicos, inorgánicos y metales. Los registros almacenados en la base de datos corresponden al año 2019. Fuente: Comisión Nacional del Agua (CONAGUA).

6.3.2 Indicadores de cantidad

Indicador abatimiento.

Las disminuciones progresivas y continuas de los niveles de agua subterránea indican el cambio de las condiciones del recurso. Comúnmente se considera a la condición de sobreexplotación como aquella en que los descensos del nivel son continuos sin considerar aspectos esenciales como las características hidrogeológicas, las condiciones del flujo subterráneo, extensión del acuífero o las condiciones climáticas. La presencia de descensos durante un período de sequía no es suficiente para establecer una disminución crónica, si las extracciones y la recarga se gestionan según sea necesario para asegurar que las reducciones en los niveles de agua subterránea o el almacenamiento durante un período seco se compensan con el aumento en los niveles de agua en otros periodos.

El abatimiento también representa en el acuífero, el riesgo de deterioro de calidad del agua, el mal diseño de baterías de pozos y su afectación, y hundimiento del terreno.

Otra componente importante son las condiciones de presión a las que está sometida el agua en un acuífero. Cuando se extrae agua en la zona del acuífero libre del AZMCM (que es de gran extensión), las escalas de tiempo de respuesta pueden ser del orden de décadas, siglos o milenios, dependiendo además de las condiciones de transmisividad. En cambio, en las zonas donde el acuífero es confinado, los descensos de los niveles no representan una disminución considerable del almacenamiento, sino un cambio en las condiciones elásticas del sistema y sus propiedades hidráulicas.

Por tal razón, este indicador representa, el descenso anual promedio, dentro de una serie de tiempo (al menos de 10 años) de la elevación del nivel del agua subterránea. Es importante considerar la escala de la serie de tiempo, ya que como se ha comentado en algunos casos se tiene descensos pronunciados pero los mismos pueden estar asociados a sequías, sistema de flujo del agua subterránea, falta de datos o errores en los mismos.

Definido el indicador, de acuerdo a la metodología propuesta (Fig. 6.4.), se elabora una ficha técnica, ésta se presenta en la tabla 6.6. La interpretación del mismo debe acortarse a las escalas y rangos establecidos para la zona de estudio.

Tabla 6.6 Ficha de indicador 1: Abatimiento.

INDICADOR 1: ABATIMIENTO	
Justificación	Cualquier explotación de las aguas subterráneas conduce a la disminución del nivel de las mismas y afecta el respectivo almacenamiento. La cuestión fundamental es la cantidad de líquido que se puede extraer de un volumen de aguas subterráneas sin producir sobre ella un impacto no deseado (agotamiento de manantiales, disminución excesiva del caudal de base del río, impactos contra la ecología de los humedales, hundimiento en los sedimentos no consolidados e intrusión de agua de mala calidad).
Definición del indicador	Promedio de abatimientos anuales en serie de tiempo (recomendable mínimo 10 años)
Definiciones involucradas y conceptos	Elevación del nivel de agua subterránea, nivel freático, nivel piezométrico, serie de tiempo
Especificaciones de determinantes requeridos	<ul style="list-style-type: none"> - Serie de tiempo de mediciones del nivel del agua subterránea en pozos de observación - Identificación de manantiales - Identificación de ríos Determinación de: <ul style="list-style-type: none"> - Condiciones de flujo (libre, confinado, semiconfinado) - Áreas con una alta densidad de pozos de producción
Cálculos	El indicador está determinado por una operación aritmética simple: interpolación de los abatimientos promedio anuales
Unidad de medida	La unidad será en metros o centímetros por año
Fuente de datos, disponibilidad y calidad	SINA – CONAGUA (2018) http://sina.conagua.gob.mx/sina/tema.php?tema=acuiferos Diario Oficial de la Federación (2018).
Escala de aplicación	Unidades de gestión de aguas subterráneas (acuíferos) a escalas regional y local.
Interpretación	Este indicador es útil para determinar las condiciones de abatimiento del agua subterránea del acuífero para evaluar la sostenibilidad para el abastecimiento público-urbano, la agricultura e industria, al sostenimiento de un ecosistema o hábitat.
Vinculación con otros indicadores	Vinculado con el concepto de calidad de las aguas subterráneas, y hundimiento del terreno

Indicador hundimiento.

La explotación del agua subterránea comúnmente está asociada a la rentabilidad de los usuarios público urbanos, agrícolas e industria, como parte fundamental para el desarrollo económico de una región. Durante los últimos años, se ha prestado atención al hundimiento del terreno que se produce en áreas con ciertas características geológicas asociadas a la explotación de este recurso. A pesar de las grandes condiciones socioeconómicas de los impactos del hundimiento del terreno la mayoría de estos efectos aún no están bien analizados y no se reconocen adecuadamente como una afectación grave.

Dada la importancia en términos de impactos económicos, sociales y ambientales, la evaluación de la sostenibilidad del agua subterránea en el área de estudio no puede realizarse sin incluir el hundimiento del terreno. Además, en una escala regional y en términos del balance de aguas subterráneas, esta componente es relevante desde el punto de vista hidrogeológico, por la aportación de agua del drenado de las arcillas (acuitardo superior) hacia el acuífero superior (en explotación). También las condiciones de presión del agua subterránea en el acuífero cambian debido a la conexión con el acuitardo, por lo que, al plantear la problemática, modelación matemática, cálculo de indicadores y propuestas de solución, es imposible realizarlo sin incluir el hundimiento del terreno. La ficha técnica se presenta en la tabla 6.7.

Tabla 6.7 Ficha de indicador 2: Hundimiento.

INDICADOR 2: HUNDIMIENTO	
Justificación	El hundimiento del terreno es causado por una combinación de factores sociales, políticos y físicos como características estratigráficas, litológicas y geomecánicas del sistema acuífero, y agotamiento del nivel freático, o disminución de la carga piezométrica para un sistema acuífero freático o confinado, respectivamente (Gambolati y Teatini, 2015).
Definición del indicador	<i>Velocidad de hundimiento por año</i>
Definiciones involucradas y conceptos	El hundimiento del terreno, definido como el asentamiento de la superficie del terreno, es generado por procesos naturales e inducidos por el hombre, incluyendo compactación natural de depósitos no consolidados (Zoccarato et al., 2018), y actividades humanas como la extracción de agua subterránea o la extracción de petróleo y gas (Gambolati et al., 2005). El hundimiento del terreno en su mayoría estudiado y reconocido, comúnmente está asociado con la explotación del agua subterránea en un acuífero. La ocurrencia del hundimiento alrededor del mundo es más prominente en aquellos sistemas acuíferos compuestos de materiales sueltos no consolidados (por ejemplo, arenas, arcillas y limos) que son bombeados en exceso (Gambolati y Teatini, 2015).
Especificaciones de determinantes requeridos	Es necesario reconocer las limitaciones relacionadas con la velocidad del hundimiento y hundimiento a escala regional, en particular: a) Los datos están asociados al registro histórico de bancos de nivel b) La homologación de la información de diferentes fuentes y periodos de observación
Cálculos	Un indicador de hundimiento del terreno informa sobre la situación actual y las tendencias, en relación con a) velocidades de hundimientos b) hundimiento total. Estos valores permiten tener una configuración regional del hundimiento del terreno y su configuración espacial. También en ocasiones se presentan mapas de gradiente de hundimiento.
Unidad de medida	La unidad será cm por año o m por año
Fuente de datos, disponibilidad y calidad	SINA – CONAGUA (2018) http://sina.conagua.gob.mx/sina/tema.php?tema=acuiferos ICAS – CONAGUA –Gobierno Abierto (2018) https://app.conagua.gob.mx/gobiernoabierto/Contenido.aspx?n1=10
Escala de aplicación	Unidades de aguas subterráneas (acuitardos) a escalas regional
Interpretación	Desempeña un papel clave en la identificación de situaciones de hundimiento del terreno, y efectos asociados como agrietamiento del terreno, socavones y fallas
Vinculación con otros indicadores	Una vinculación se puede hacerse con el indicador: Abatimiento y calidad del agua

6.3.3 Indicador de calidad

Los indicadores relacionados a la calidad de las aguas subterráneas pueden proporcionar información sobre la situación actual y tendencias futuras. Este indicador puede ser desarrollado e implementado con respecto al cumplimiento de los estándares de agua potable, la elaboración de alimentos, las necesidades de riego, el uso industrial y otros. También se puede implementar para diferentes escenarios, tales como la contaminación de origen natural, principalmente por especies inorgánicas; o bien por razones antropogénicas.

Aunque un indicador de calidad de agua es una herramienta significativa para la evaluación de las aguas subterráneas, es necesario reconocer sus limitaciones a escala nacional o regional. En un programa regular de monitoreo, los datos se obtienen mediante el muestreo de los pozos, tanto los privados como los públicos, y raramente de las redes de monitoreo diseñadas específicamente para ello. Este procedimiento puede ocasionar problemas en la representación espacial de los datos de calidad de las aguas subterráneas de grandes áreas (a escalas nacional o regional, por ejemplo).

Además, existen algunas problemáticas identificadas con el muestreo de la calidad del agua subterránea, tales como:

- ❖ Por lo general, los pozos mezclan agua de diferentes niveles, que pueden tener diferentes orígenes y composiciones.
- ❖ La distribución irregular de pozos en un área puede dificultar que la calidad de las aguas subterráneas y la contaminación en todo el acuífero sean debidamente identificadas. Además, sólo se puede detectar una pluma contaminante si los pozos están cerca uno del otro. Esta característica limita la capacidad para definir la situación de la calidad o exige un gran número de pozos de monitoreo que ofrezcan una cobertura espacial adecuada.
- ❖ Los problemas de mala construcción y mantenimiento de pozos pueden causar contaminación localizada en el pozo que no está necesariamente relacionada con la contaminación del acuífero.

Aquí se plantea establecer este indicador, a partir de muestreos diseñados y ejecutados con la finalidad de evaluar la misma para consumo humano.

El procedimiento propuesto para evaluar este indicador, se basa en la metodología propuesta por CONAGUA (2018) de valores de índice de calidad del agua (ICA o

WQI). Identificados aquellos muestreos con valores de error de balance menores al 10 %, se calcula su ICA. Los valores se obtienen de la siguiente manera:

Se asigna un peso (W_i) a cada parámetro de acuerdo a su importancia general en la calidad del agua potable y se determina un peso relativo (W_i) asociado a dichos parámetros. El peso asignado a cada parámetro varía entre uno y cinco.

$$W_i = w_i / \sum_{i=1}^n w_i$$

Se define un índice de referencia estándar (q_n) dividiendo los valores medidos entre los estándares (Internacionales principalmente) correspondientes.

$$q_n = \frac{\text{valor del parámetro medido}}{\text{valor estandar}} \times 100$$

Y multiplicando estos dos valores (W_i y q_n), se determina así, para cada parámetro, un valor de referencia de calidad. La suma de estos últimos valores da como resultado los valores ICA para cada muestra.

$$SI_i = W_i \times q_n \quad WQI = \sum SI_i$$

Los valores ICA calculados se clasifican en cinco categorías: excelente, buena, pobre, muy pobre y no bebible, de acuerdo a CONAGUA (2018) tal como se muestra en la figura 6.5. Para determinar los valores ICA se propone considerar los 15 parámetros siguientes: Alcalinidad, Cloruros, Cromo, Dureza, Hierro, Magnesio, Manganeseo, Nitratos, Nitritos, pH, Potasio, Sodio, Sulfatos, TDS y Turbiedad. En la tabla 6.8 se presenta la ficha técnica de este indicador.

Rango ICA	Clasificación
< 50	Excelente
50 - 100	Buena
100 - 200	Pobre
200 - 300	Muy pobre
> 300	No bebible

Figura 6.5 Clasificación del ICA (CONAGUA, 2018).

Tabla 6.8 Ficha de indicador 3: Calidad.

INDICADOR 2: CALIDAD DEL AGUA SUBTERRÁNEA	
Justificación	Un indicador de calidad de las aguas subterráneas informa sobre la situación actual y las tendencias, en relación con a) la contaminación que está asociada a la evolución química de las aguas subterráneas y la solución de los minerales en el acuífero de origen natural, y b) la contaminación antropogénica que se relaciona con las actividades humanas, mismas que causan la degradación del agua en los acuíferos.
Definición del indicador	ICA con peso relativo WQI
Definiciones involucradas y conceptos	<p>Para problemas de calidad natural: Un problema de calidad de las aguas subterráneas es la composición química del agua que exceda directrices de la NOM-127-SSA1-1994 o los estándares de agua potable. En la contaminación de origen natural, las sustancias de riesgo están relacionados con: hierro, cloruros y fluoruros, y con menor frecuencia a sulfato de magnesio, arsénico, manganeso, cromo, selenio y otros elementos inorgánicos.</p> <p>Para problemas antropogénicos: En los países donde una red de calidad de las aguas subterráneas basada en pozos fue diseñado e implementado, es posible identificar problemas antropogénicos de contaminación difusa de origen agrícola y urbana en el sitio del saneamiento, según el seguimiento de algunos parámetros físico-químicos de calidad específicos, tales como la conductividad eléctrica, los nitratos y cloruros.</p>
Especificaciones de determinantes requeridos	<p>Es necesario reconocer las limitaciones relacionadas con la calidad de las aguas subterráneas de los pozos al extrapolarlas a escala regional, en particular:</p> <p>a) Los pozos profundos (especialmente pozos de producción) de los diferentes niveles que pueden tener diferentes orígenes y composición.</p> <p>b) La distribución irregular de pozos en un área provoca dificultades para la identificación de la contaminación de las aguas subterráneas en todo el acuífero.</p>
Cálculos	Normalmente, los parámetros se comparan con los estándares de calidad del agua, pero la variación estadística de una secuencia de medidas se debe tomar en cuenta.
Unidad de medida	La unidad será adimensional y se expresa como porcentaje.
Fuente de datos, disponibilidad y calidad	<p>SINA – CONAGUA (2018) http://sina.conagua.gob.mx/sina/tema.php?tema=acuiferos ICAS – CONAGUA –Gobierno Abierto (2018) https://app.conagua.gob.mx/gobiernoabierto/Contenido.aspx?n1=10</p>
Escala de aplicación	Unidades de aguas subterráneas (acuíferos) a escalas regional y local.
Interpretación	Desempeña un papel clave en la identificación de situaciones de degradación de la calidad o tendencias futuras que limitan el agua para usos específicos.
Vinculación con otros indicadores	Una vinculación se puede hacerse con el indicador: “vulnerabilidad de las aguas subterráneas”. La contaminación de éstas se produce como resultado de la interacción de la vulnerabilidad del acuífero natural y la presencia de una pluma contaminante, provocada por una actividad antropogénica.

6.4 Cálculo de indicadores de sostenibilidad del agua subterránea del AZMCM, con la metodología propuesta

Definidos los Indicadores en el subcapítulo anterior, se presenta a continuación el cálculo de cada uno, definición de escalas, puntuación, clasificación de sostenibilidad y su análisis.

6.4.1 Cantidad-abatimiento





A partir de los registros recabados sobre la profundidad del nivel estático en el acuífero de la Zona Metropolitana de la Ciudad de México, se efectuó el análisis histórico para evaluar la configuración de los abatimientos del nivel del agua subterránea. El análisis se realizó para la ventana temporal 2010-2019, con la finalidad de tener una representatividad de dichos abatimientos, y verificar la tendencia de los mismos.

Para establecer las escalas y clasificación del abatimiento, con el empleo del modelo numérico, se realizaron corridas, de acuerdo a los criterios definidos y obteniendo los resultados de abatimientos. Para todos los casos, el criterio de partida se define con el valor actual de la recarga natural establecida en 23 m³/s (Palma-Nava, *et al.*, 2022a). Para el caso de la clasificación de esquema sostenible, se ponderaron los valores del bombeo actual (año 2019), de forma que en su conjunto dieran una extracción del 90% de la recarga natural. El resultado de la modelación por un periodo de 10 años dio un rango de valores de abatimiento promedio de 0 a -0.5 m por año, los valores son negativos por representar un descenso del nivel del agua subterránea.

Otra corrida se definió con el mismo procedimiento, ahora para el bombeo hasta por un 10% más de la recarga natural, es decir en 25.3 m³/s. Estos resultados, en términos de abatimientos promedio se identificaron como una clasificación de moderado; esto se interpreta que, en una gestión de un plazo de 10 años, puede manejarse la extracción hasta en un incremento del 10% de la recarga. Para el caso de no sostenible, el valor de extracción se incrementó en un 50, y para el esquema crítico el valor de bombeo es el de las condiciones actuales (55 m³/s).

Para determinar la puntuación de este indicador, el de hundimiento y calidad, se eligió partir de la puntuación 0 (condiciones críticas), hasta las clasificaciones dadas para cada indicador, incrementando en una unidad, siendo lo más sostenible, la puntuación mayor. El resumen de resultados se presenta en la tabla 6.9 y en la figura 6.6, se presenta la configuración de los mismos en la zona de estudio.

Tabla 6.9 Puntuación, rangos y clasificación del Indicador Abatimiento.

PUNTUACIÓN	COLOR	ABATIMIENTO (m)	CLASIFICACIÓN
3		0 – 0.5	Sostenible
2		0.6 – 0.8	Moderado
1		0.9 – 1.4	No sostenible
0		1.5 – 5.1	Crítico

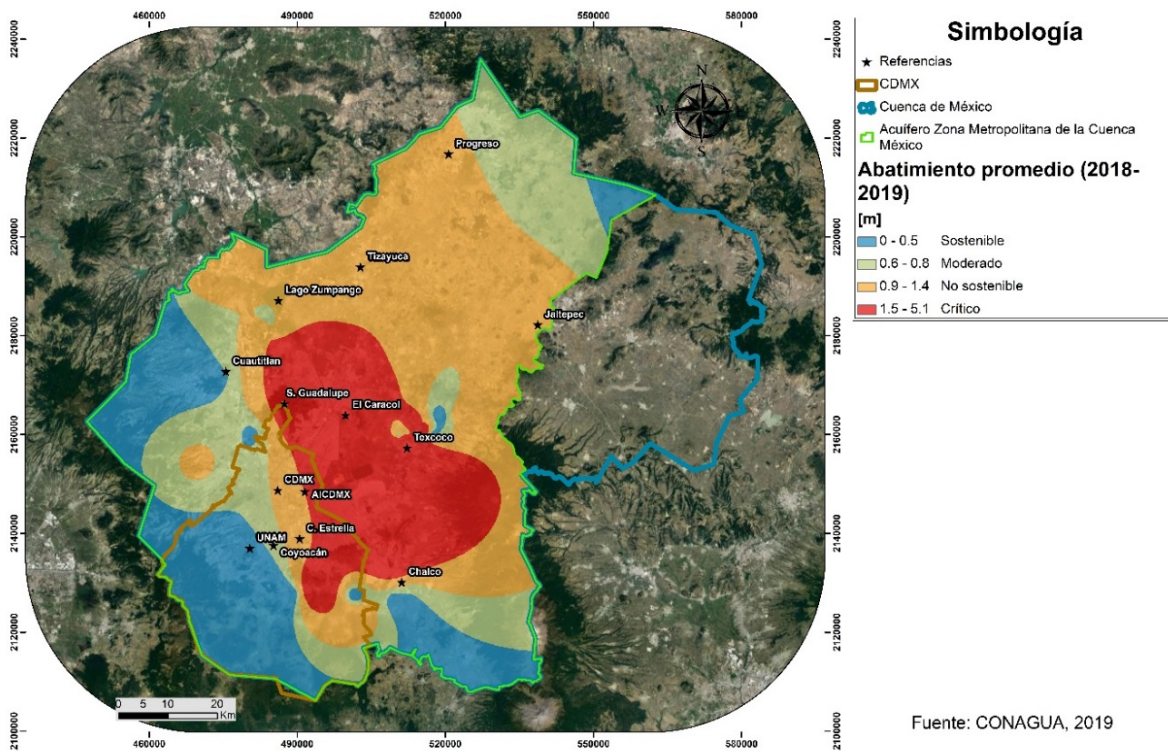


Figura 6.6 Resultados del Indicador Abatimiento.

6.4.2 Cantidad-hundimiento

Partiendo de las mediciones de la elevación de los bancos de nivel en el acuífero de la Zona Metropolitana de la Ciudad de México, y de la configuración de Auvinet et. al., 2019, se estableció la puntuación y escalas para este indicador. No se asignó clasificación a las escalas, desde la concepción que el hundimiento del terreno no es sostenible, más bien es un efecto o respuesta a la extracción del agua subterránea.

Las escalas quedaron definidas a partir de la gráfica presentada en Tamez, 1992, sobre el hundimiento en el Centro de la Ciudad. La primera escala propuesta aquí es de 0.1 - 10 cm/año; en la figura 6.7 se puede apreciar que la aceleración queda definida a partir del año 1938, aproximadamente cuando se exceden los 10 cm/año, incrementándose a 13 cm, donde el autor reporta que se presenta una aceleración del hundimiento. Así, esta primera escala representa las condiciones iniciales de hundimiento.

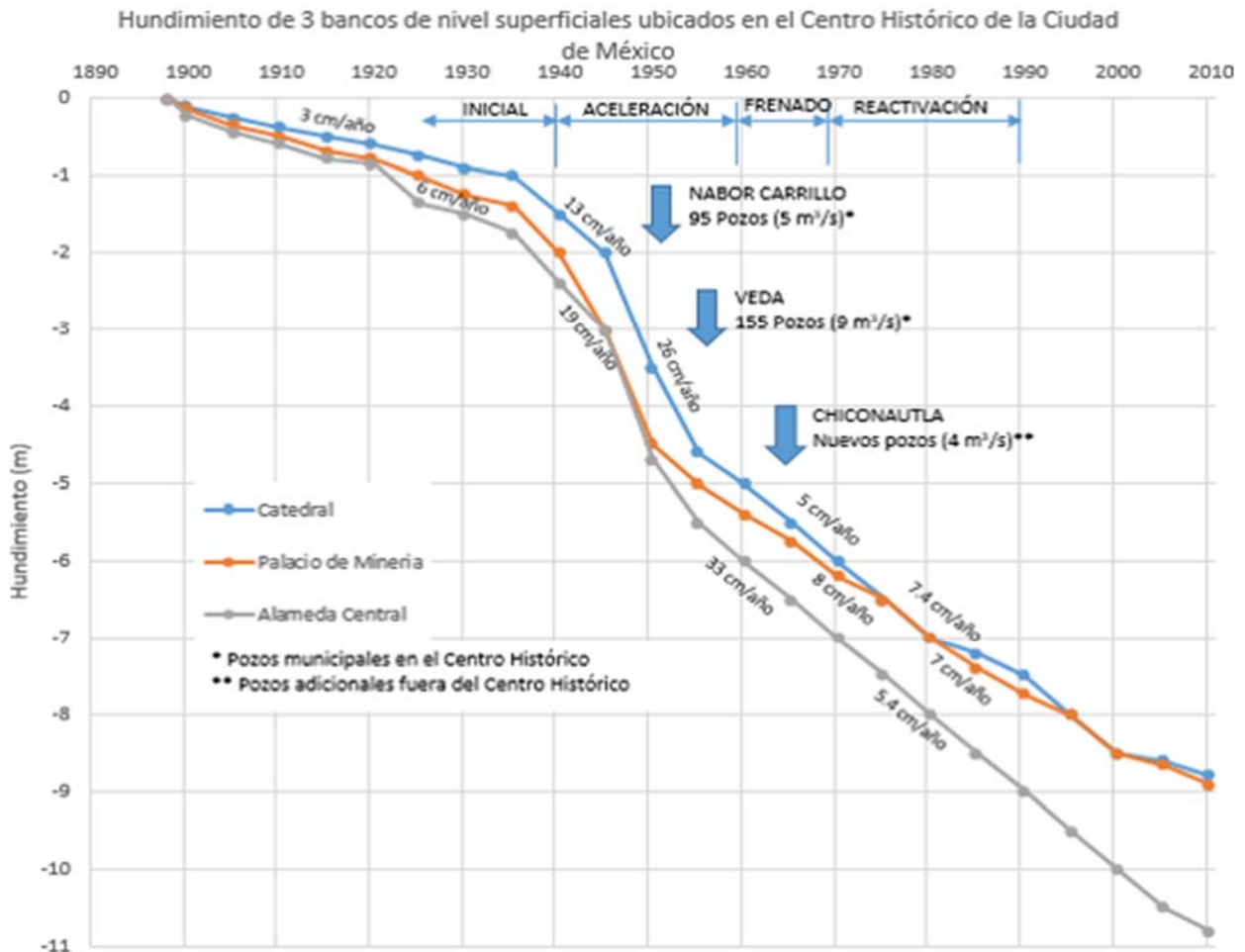


Figura 6.7 Gráfica de hundimientos, tomada de Tamez, 1992.

La segunda escala propuesta es hasta los 20 cm/año, valor promedio aproximado entre el valor de la aceleración de 13 cm/año y el valor de 26 cm/año reportado en 1953, que ocurre cuando se decreta la veda de pozos en 1953. Finalmente, la tercera escala es para los hundimientos superiores a los 20 cm/año.

En la tabla 6.10 se presenta el resumen de resultados y en la figura 6.8, la configuración espacial de los hundimientos (Auvinet et. al., 2019).

Tabla 6.10 Clasificación y puntuación del Indicador Hundimiento.

PUNTUACIÓN	COLOR	VEL. HUND. (cm /año)
3		Sin hundimiento
2		0.1 – 10
1		11 – 20
0		21 – 43

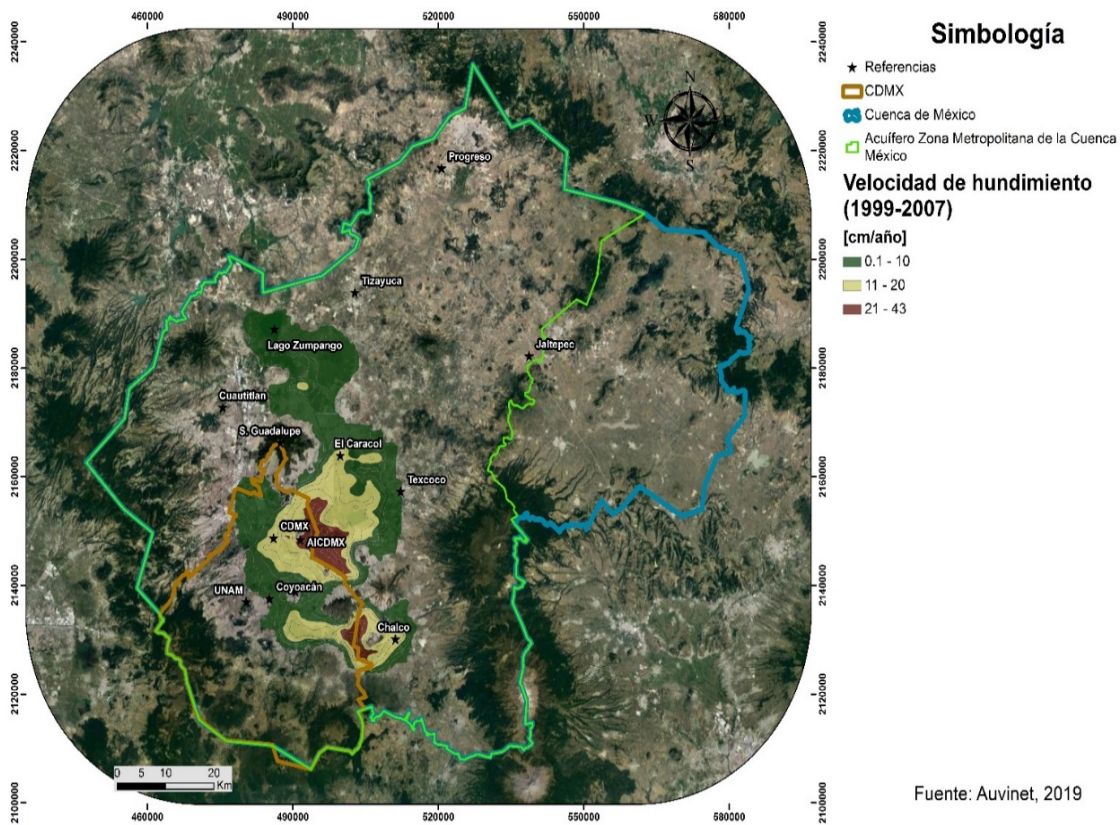







Figura 6.8. Resultados del Indicador Hundimiento.

6.4.3 Calidad

Los valores ICA o WQI calculados han sido clasificados como se muestra a continuación, y la puntuación asignada queda definida como se muestra en la tabla 6.11. En la figura 6.9 se muestra la interpolación de los valores del ICA para 2019.

Tabla 6.11 Clasificación y puntuación del Indicador Calidad.

PUNTUACIÓN	COLOR	VALOR ICA	CLASIFICACIÓN
4		< 50	Excelente
3		50.1 – 100	Buena
2		100.1 – 200	Pobre
1		200.1 – 300	Muy Pobre
0		> 300.1	Contaminada

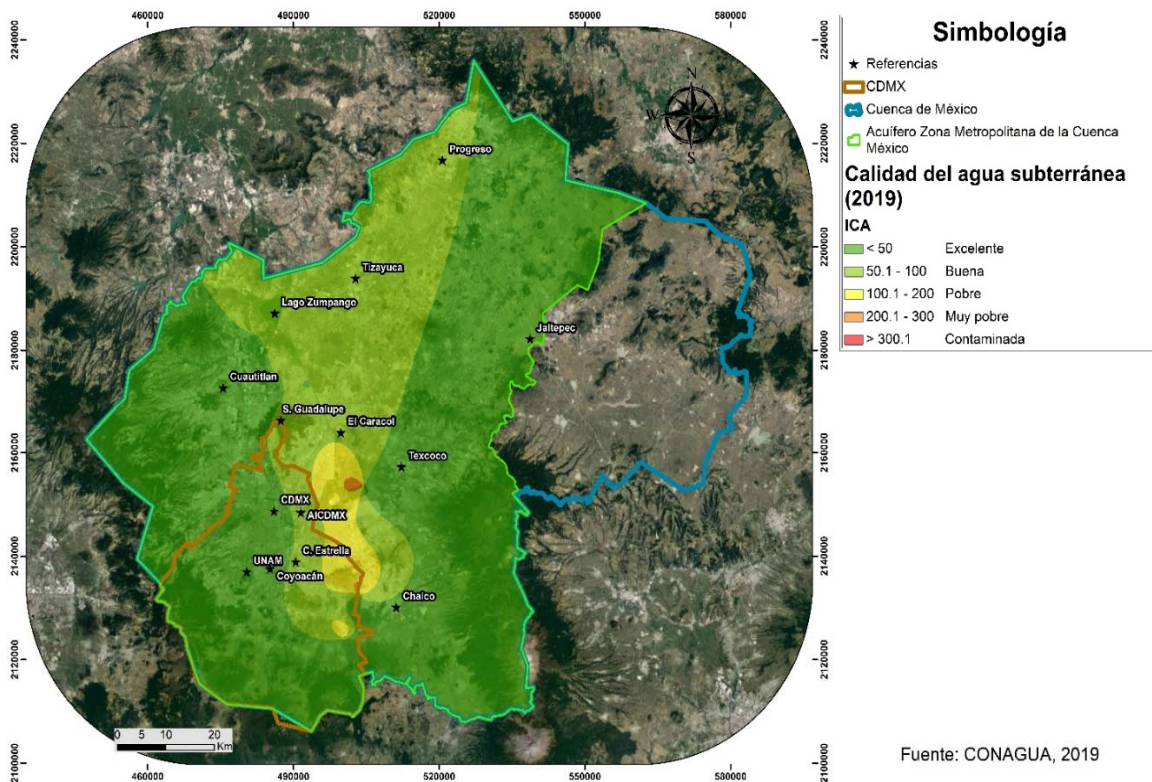


Figura 6.9 Resultados del Indicador Calidad.

6.5 Evaluación de la sostenibilidad

A partir de los resultados de los tres indicadores anteriormente calculados, se realizó álgebra de mapas, siendo el objetivo de la misma unificar la información de los indicadores a partir de las puntuaciones asignadas para cada intervalo (tablas 6.11, 6.12 y 6.13). La combinación de los mapas para cada indicador se realizó con la

suma de las puntuaciones de los tres, resultando este valor desde 0 (abatimiento crítico, velocidad de hundimiento mayor a 20 cm/año y agua contaminada) hasta 10 (abatimiento sostenible, sin hundimiento y agua de excelente calidad). La clasificación de estos valores de sostenibilidad son los presentados en la figura 6.2.

En la figura 6.10 se presenta el resultado obtenido de la evaluación de sostenibilidad del agua subterránea, donde se puede apreciar la distribución de las condiciones de sostenibilidad.

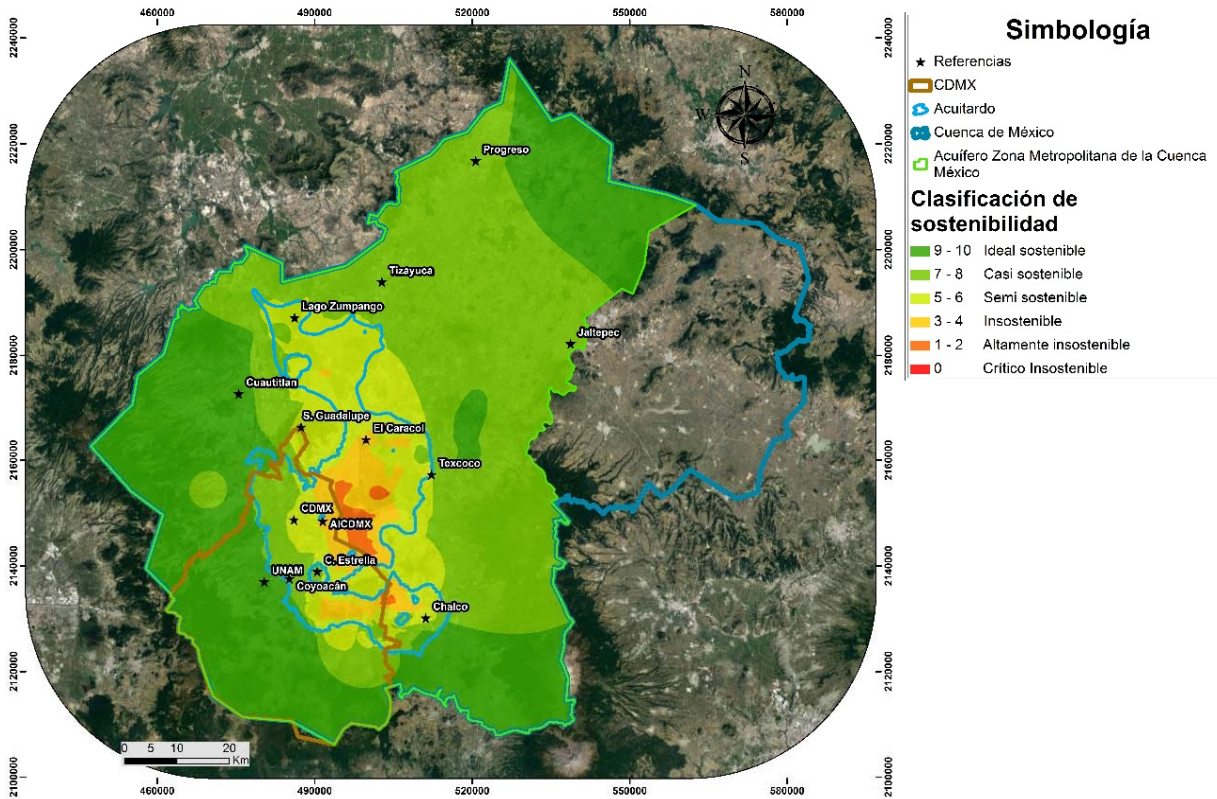


Figura 6.10 Resultados de la evaluación de la sostenibilidad del agua subterránea en el acuífero de la Zona Metropolitana de la Cuenca de México.

6.6 Zonificación del AZMCM

Para tener una mejor apreciación de los resultados, y realizar la zonificación, se simplificaron las escalas de sostenibilidad, básicamente empleando los mismos rangos, pero agrupándolos en tres intervalos. A cada uno de los intervalos de clase le corresponde una categoría de acuerdo a la puntuación establecida, tal como se muestra en la tabla 6.12, definiendo zonas donde el agua subterránea es aprovechable, comprometida o crítica. En la figura 6.11 se presenta el mapa de la zonificación del AZMCM para el año de 2019.

Tabla 6.12 Clasificación y puntuación para la zonificación del AZMCM.

PUNTUACIÓN	ZONIFICACIÓN
7-10	Aprovechable
3-6	Comprometida
0-2	Crítica

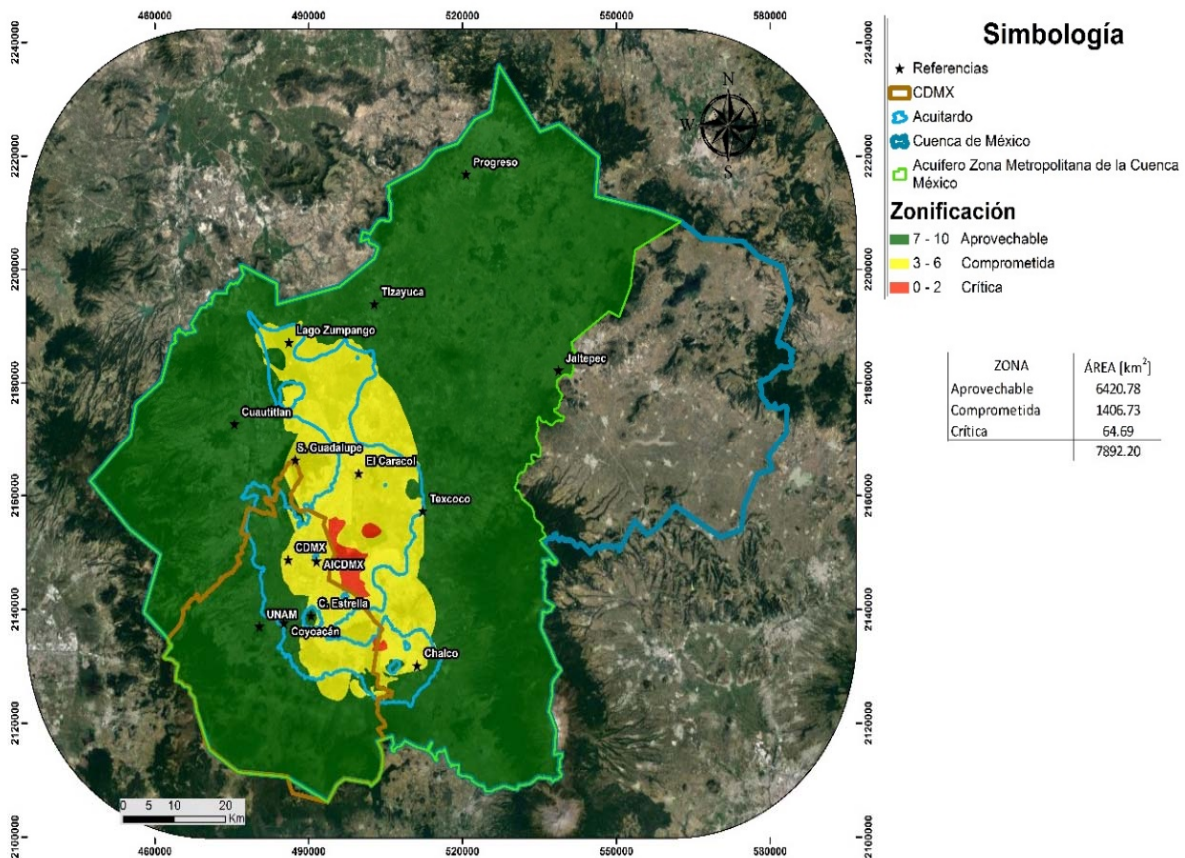


Figura 6.11 Resultados de la zonificación del acuífero de la Zona Metropolitana de la Cuenca de México.

Estos resultados reflejan que la zona crítica está localizada principalmente en Texcoco, Valle de Chalco, Nezahualcóyotl y Ecatepec, en el Estado de México. Al analizar la zona comprometida, esta abarca parte de la Ciudad de México y del Estado de México, además coincide con la extensión del acuitardo, lo que valida lo comentando en este trabajo, la importancia del hundimiento del terreno al analizar el estado del agua subterránea y las consecuencias de su explotación.

6.7 Definición y evaluación del escenario para alcanzar la sostenibilidad

Para la estimación de la demanda futura de agua, debe generarse el escenario en el que se considere la variación de la población, las perspectivas socioeconómicas de la zona, las posibles mejoras tecnológicas para el acceso al agua, entre otros aspectos. El escenario sostenible propuesto en este trabajo tiene por objetivo reducir la extracción de agua subterránea hasta $23 \text{ m}^3/\text{s}$, valor de la recarga natural.

La forma de evaluación cuantitativa de este escenario, es mediante el uso del modelo numérico desarrollado al realizar las corridas con los datos de la oferta y demanda para pronosticar las condiciones del agua subterránea en relación al cambio de almacenamiento y los efectos asociados al hundimiento del terreno. Para la calidad, se considera que no hay cambio en las condiciones actuales, dado que el escenario se define para alcanzar la sostenibilidad y de forma implícita disminuir el deterioro de la calidad del agua.

Este escenario considera: aumento moderado de la demanda e incremento en la oferta previsto con nuevas fuentes, reducción de pérdidas en la red de distribución de agua potable e incremento significativo del reúso de agua residual tratada. En la figura 6.12, se presenta la evolución de la demanda y la oferta, a partir del año 2019 hasta 2050.

En este escenario se consideran las siguientes medidas para mitigar la sobreexplotación del agua subterránea:

- Incremento del reúso del agua residual tratada y aprovechamiento del escurrimiento mediante la recarga gestionada del acuífero en $6.5 \text{ m}^3/\text{s}$, este volumen fue determinado mediante el inventario de anteproyectos de recarga gestionada en la zona de estudio (Palma, *et al.*, 2022c). En el anexo B se presenta el artículo
- Incremento del reúso del agua residual tratada mediante el intercambio de agua de forma paulatina del agua subterránea extraída para la agricultura por agua residual tratada, en $11 \text{ m}^3/\text{s}$; realizando este intercambio por año de un gasto de 1 m^3 , en un periodo de 11 años, tal como se muestra en la figura 6.13
- Nuevas fuentes en un caudal de $5 \text{ m}^3/\text{s}$ (agua importada desde otras cuencas, mejora de eficiencia del sistema actual, incremento de uso de agua superficial)

- Disminución de pérdidas en el sistema, es decir, reducción de fugas en un 20%
- Consumo de la industria constante en 2 m³/s

De esta forma, en el año 2032, se logra igualar la extracción del agua subterránea en el acuífero al valor de la recarga natural. De otra forma, se reduce la demanda de 76 m³/s (no incluye el reúso actual) a 55 m³/s, y la oferta queda definida con nuevas fuentes, recarga gestionada y el sistema Lerma-Cutzamala, disminuyendo la oferta no sostenible.

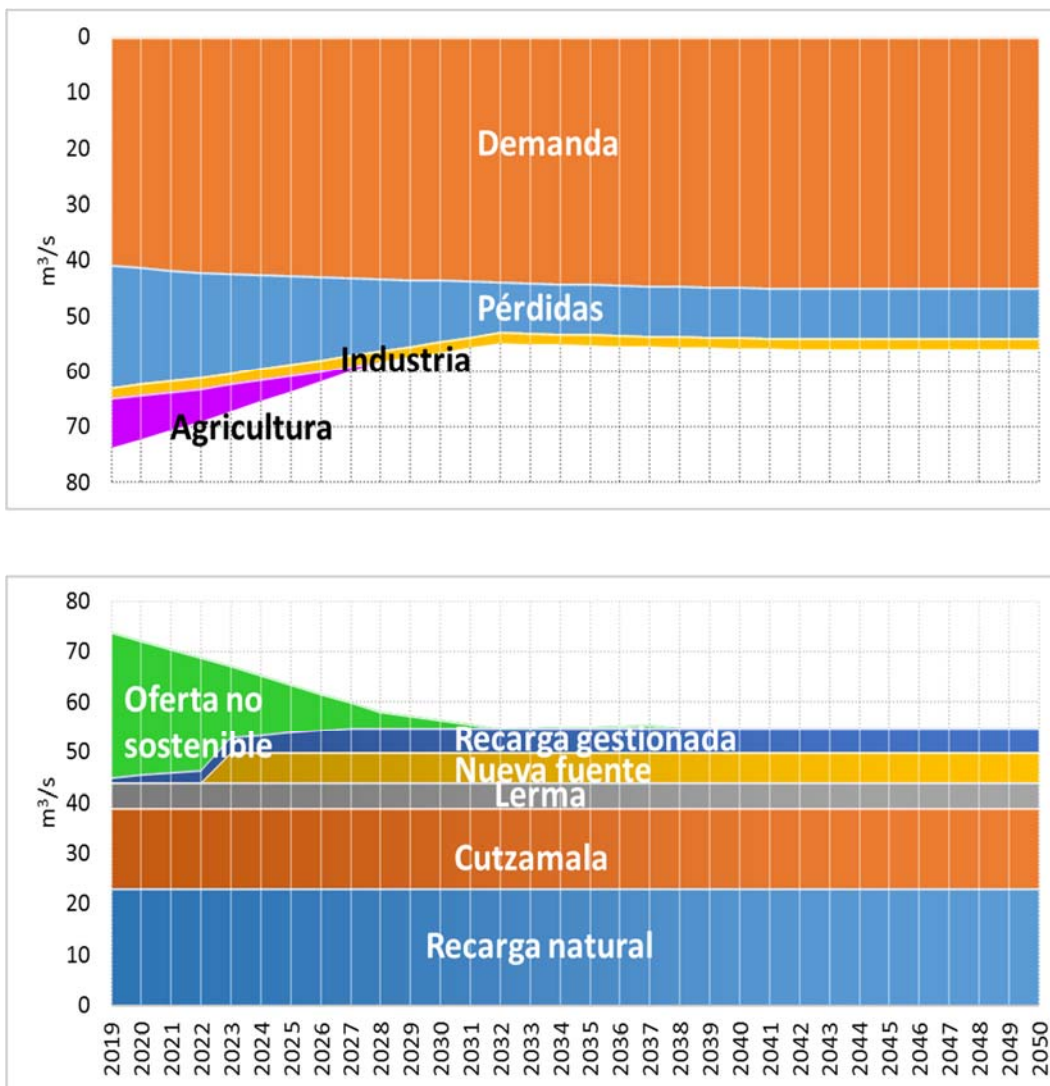


Figura 6.12 Relación oferta-demanda del escenario sostenible

Definido este escenario se corrió el modelo numérico del agua subterránea del AZMCM, obteniendo que la evolución de los niveles del agua subterránea seguirán una tendencia de aproximadamente 1 m de abatimiento por año hasta la fecha en que se alcanza la sostenibilidad en 2032, posteriormente los niveles se recuperan hasta alcanzar abatimientos promedio en 0.5 metros por año. En la figura 6.13 se muestra la configuración para el indicador abatimiento para 2050.

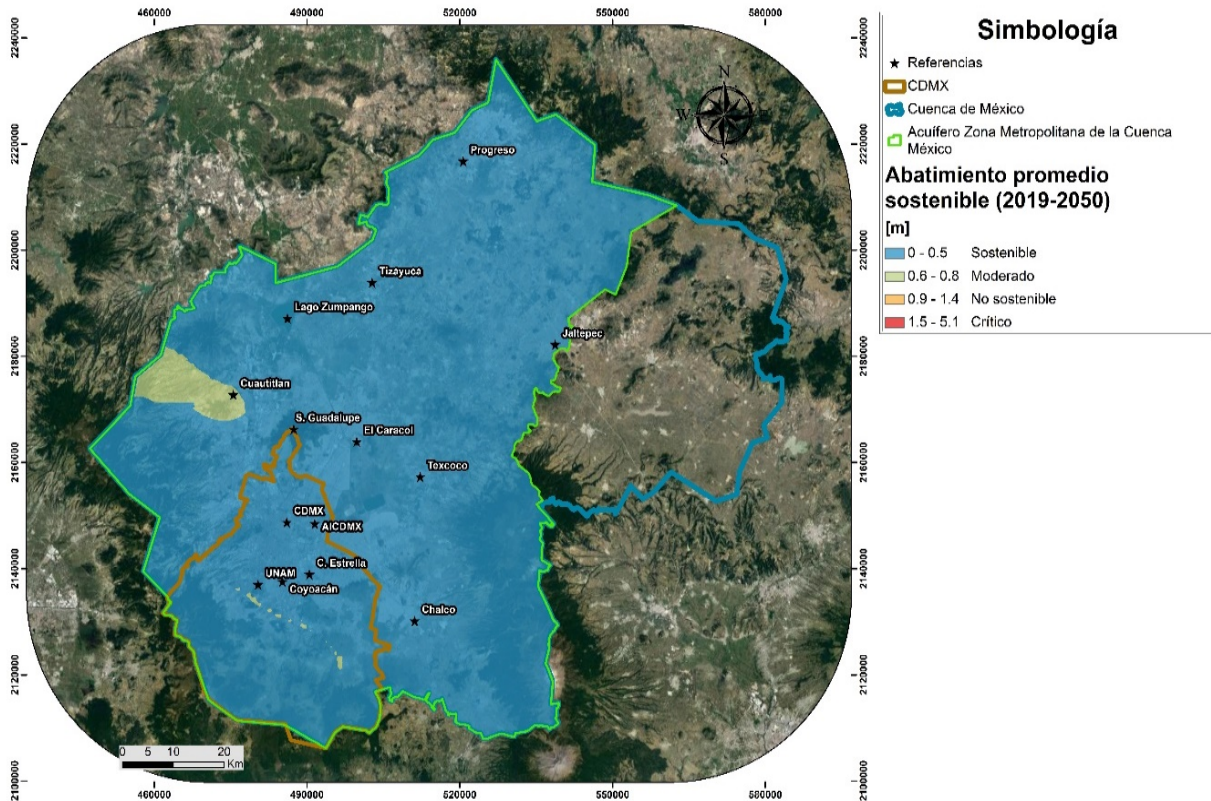


Figura 6.13 Indicador Abatimiento, año 2050

En relación a los hundimientos, con los resultados del modelo, se obtuvieron las velocidades al 2050; las mismas disminuyen, aunque en algunas zonas sigue la inercia del hundimiento del terreno. En otras zonas, sin embargo, sí se puede apreciar la respuesta a la disminución del bombeo, particularmente en aquellas zonas donde la reducción de la extracción es significativa y el acuífero no sufre cambios en su condición de semi-confinamiento. Los resultados se presentan en la figura 6.14 como indicador de hundimiento.

EVALUACIÓN DE LA SOSTENIBILIDAD DEL AGUA SUBTERRÁNEA EN EL ACUÍFERO DE LA ZONA METROPOLITANA DE LA CUENCA DE MÉXICO

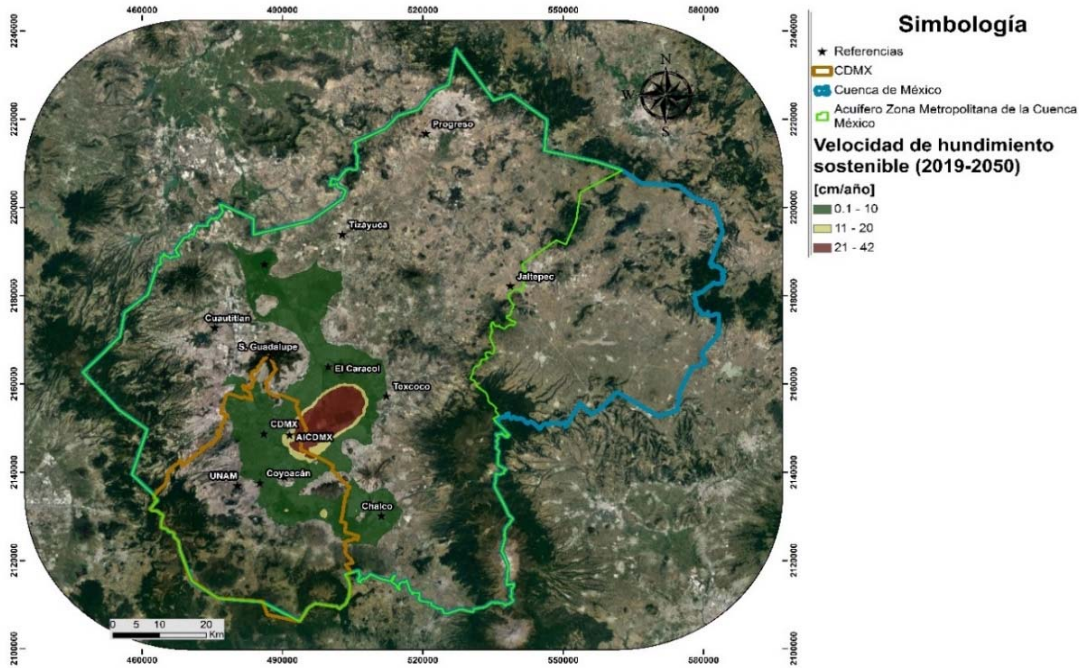


Figura 6.14 Resultados al 2050 del Indicador Hundimiento

Una vez que se obtuvieron los abatimientos y hundimientos del terreno se aplicó la metodología propuesta, para evaluar la sostenibilidad al 2050, implementando las acciones propuestas. En la figura 6.15 se muestra la evaluación de la sostenibilidad al 2050 y en la figura 6.16 la zonificación correspondiente.

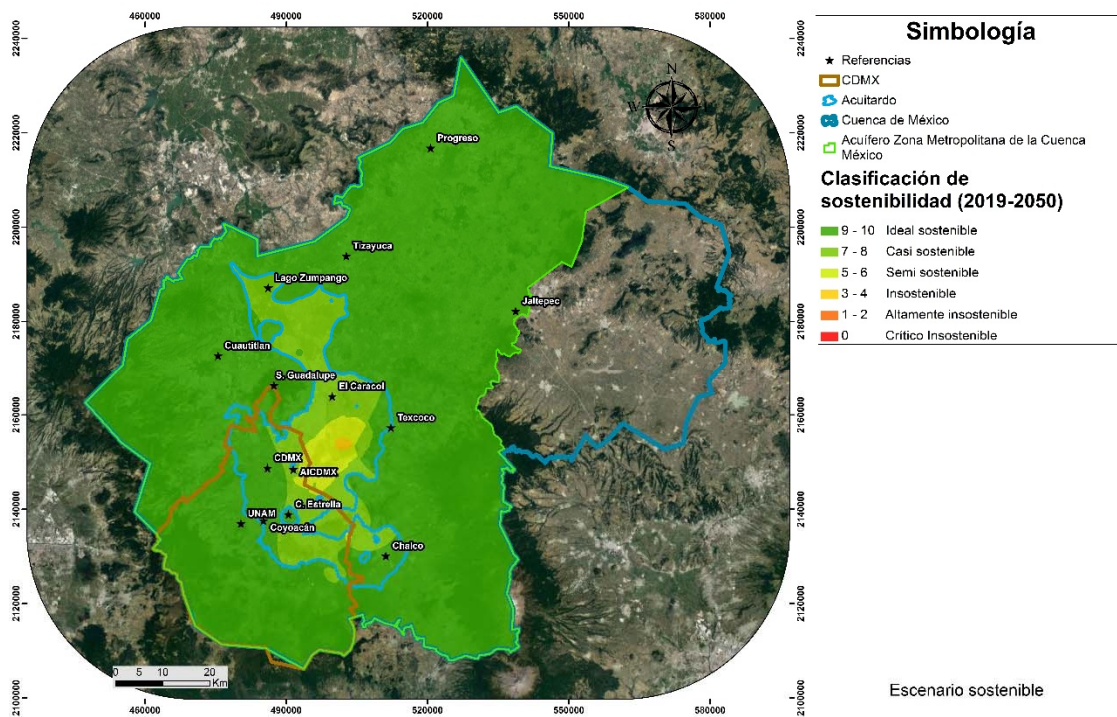


Figura 6.15 Evaluación de sostenibilidad del agua subterránea al 2050.

EVALUACIÓN DE LA SOSTENIBILIDAD DEL AGUA SUBTERRÁNEA EN EL ACUÍFERO DE LA ZONA METROPOLITANA DE LA CUENCA DE MÉXICO

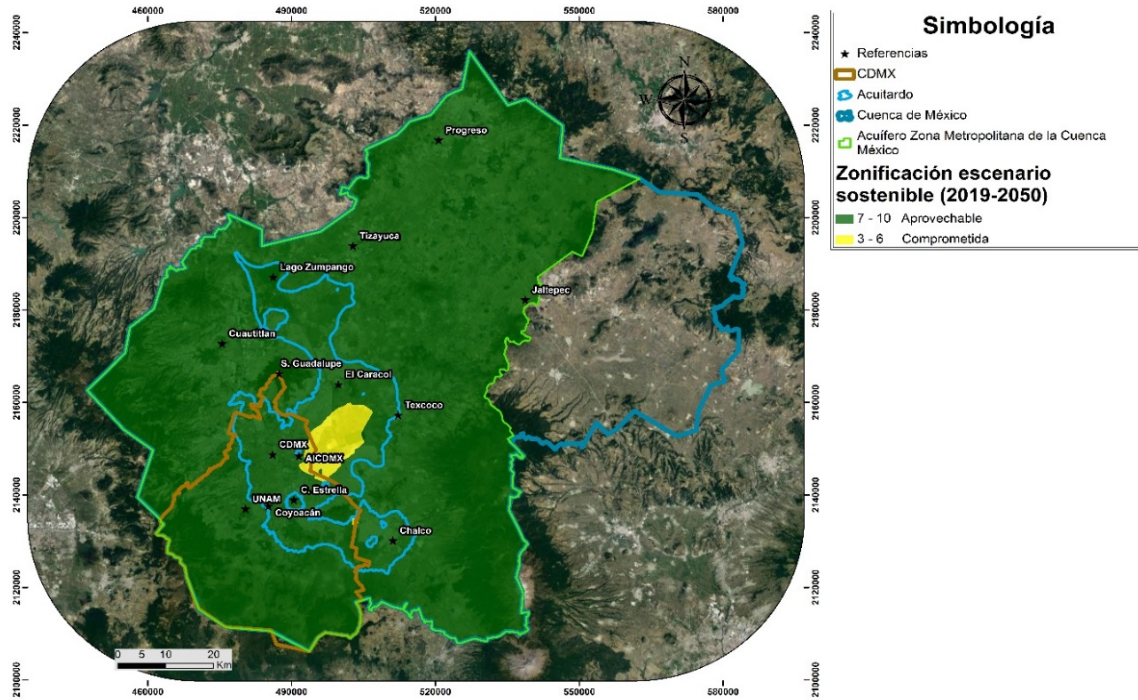


Figura 6.16 Zonificación del AZMCM al 2050, escenario sostenible.

Estos resultados reflejan que, con las acciones establecidas, es posible alcanzar la sostenibilidad al año del 2032, y mitigar los efectos de la explotación del agua subterránea el año 2050. En la Figura 6.16 se puede observar que la zona comprometida se reduce por mucho en extensión, concentrándose en la zona del ex lago de Texcoco, en un área de aproximadamente 40 km².

7. DISCUSIÓN GENERAL

El presente trabajo fue el resultado de un primer ejercicio teórico para evaluar la sostenibilidad del agua subterránea en el acuífero de la Zona Metropolitana de la Cuenca de México obteniendo como resultado la identificación de las zonas donde el agua subterránea se encuentra en condiciones críticas e insostenibles. Con estos resultados se logró hacer la zonificación del acuífero en función de las condiciones de aprovechamiento del agua subterránea, identificando las áreas susceptibles a la disponibilidad de este recurso en términos de cantidad y calidad, y el efecto inherente más importante que es el hundimiento del terreno.

La metodología tiene su fundamento en el planteamiento del cambio de paradigma propuesto bajo la premisa de que para decidir qué grado de "sobreeplotación del agua del acuífero" es aconsejable o admisible hace falta la consideración detallada y actualizada de los efectos de la explotación y las medidas de corrección que se adopten. Para esa decisión no basta con reglas generales y el apoyo de algunas observaciones indirectas. Se necesitan observaciones de control, buen conocimiento del acuífero, desarrollo de un modelo conceptual y cálculos o modelación del comportamiento del agua subterránea en el acuífero, teniendo en cuenta las condicionantes ambientales y sociales.

Así, se elaboró el primer marco conceptual integrado del Acuífero de la Cuenca de México, a 2019. En este estudio se llevaron a cabo dos pasos importantes: una actualización sustancial del modelo geológico, y un modelo conceptual hidrogeológico tridimensional. Ambas actualizaciones incluyen información reciente y un análisis detallado de la información recopilada a lo largo del tiempo. Los sistemas hidrogeológicos se clasificaron en cuatro unidades agrupando diversas formaciones con propiedades y comportamiento hidráulico similares.

Este modelo conceptual hidrogeológico unificado permite la división de sistemas y restricciones dentro del AZMCM en forma de límites, calidad del agua, hundimiento del terreno y sistemas de flujo de aguas subterráneas.

Tomando como base este marco conceptual, se desarrolló el modelo matemático y numérico del agua subterránea en el acuífero para evaluar las escalas de evaluación de la dinámica del flujo del agua, evolución de los niveles y hundimientos, así como los efectos al incorporar la propuesta para alcanzar la sostenibilidad del agua subterránea. Se actualizó y validó el modelo numérico para establecer las clasificaciones de algunos parámetros para evaluar la sostenibilidad,

además de definir el escenario sostenible para la proyección del estado futuro del agua subterránea en la zona.

Al realizar este análisis, el resultado indica que la problemática está asociada principalmente al estado del agua subterránea, es decir, a la creciente demanda de agua para satisfacer a la población, agricultura e industria que supera la oferta. Y aunque estos resultados reflejan que los problemas de calidad no son tan severos, no necesariamente representa las condiciones reales de la calidad del agua subterránea.

Otro resultado de gran importancia con este análisis es el efecto del reúso del agua y que el incremento significativo del mismo puede permitir reducir las condiciones críticas en relación al agua subterránea e incluso coadyuvar para lograr la sostenibilidad de este recurso un periodo de 30 años. El potencial de recarga gestionada del acuífero es muy alto, hay diversos anteproyectos enfocados al tema, que pueden implementarse y ejecutarse de forma inmediata.

Esta metodología es mejorable, en función de la calidad y cantidad de información que pueda recopilarse y publicarse, además de que puede aplicarse a otras regiones y adecuarse a las condiciones puntuales de cualquier zona de estudio.

7.1 Consecuencias de 100 años de explotación del agua subterránea

Después de un siglo de explotación de las aguas subterráneas en el AZMCM, los resultados más importantes de este estudio son que los cambios en las condiciones hidrogeológicas se deben principalmente a efectos antropogénicos (incremento de la demanda), y muy pocos cambios al clima o a los cambios geomorfológicos a escala local que afectan el flujo de agua subterránea.

Hay una clara delimitación de la extensión hidrogeológica del acuífero y sus tres subsistemas constituyentes de flujo (local, intermedio y regional), siguiendo los límites naturales y el concepto de sistema de flujo de agua subterránea definido por Tóth (2009), que es típico para cuencas sedimentarias como el AZMCM. Los datos isotópicos (^{18}O , ^2H y ^{14}C) mostraron que las montañas que rodean la cuenca corresponden a zonas de recarga, y que la parte central (zona de Texcoco) corresponde a la zona de descarga; también con los resultados de isotopía se determinó la edad del agua subterránea de formaciones preindustriales, del Pleistoceno tardío y más antiguas.

A pesar de patrones similares de los tres sistemas de flujo, existen diferencias sustanciales entre los niveles del agua subterránea. Tales diferencias representan los efectos del drenado vertical desde el acuitardo superior hacia el acuífero superior. El hundimiento del terreno relacionado con la extracción de agua subterránea oscila entre 10 y 35 cm por año. A su vez, esto está afectando los principales sistemas de distribución y drenaje de agua y el resto de infraestructura con altos costos directos e indirectos, debido a los hundimientos diferenciales.

Otra consecuencia relevante es que la recarga natural ha disminuido significativamente debido a la urbanización, misma que reduce la infiltración; por ejemplo, en 1990, la recarga natural total se estimó en 35 m³/s y para 2019, la recarga natural total había disminuido en un 34% a 23 m³/s.

7.2 Conclusiones y futuras líneas de investigación

Los efectos de la sobreexplotación de las aguas subterráneas son y seguirán siendo los principales impulsores para ajustar y desarrollar nuevas políticas, con decisiones de gestión basadas en información para hacer que el recurso sea más sostenible. Claramente, el crecimiento de esta megalópolis en los últimos 100 años ha sido posible gracias a la presencia de grandes cantidades de agua subterránea de buena calidad ubicadas en el AZMCM. Sin embargo, los cambios en el almacenamiento y la calidad del agua subterránea en las últimas décadas sugieren que la explotación actual del agua subterránea es insostenible, principalmente en la región del AZMCM que se localiza en el Estado de México, y en la zona de las arcillas lacustres (acuitardo).

El modelo conceptual unificado desarrollado en este estudio proporciona una visión sin precedentes de las condiciones del agua subterránea en el acuífero, el cual conjunto con el modelo numérico forma un marco integral para pronosticar la sustentabilidad del agua subterránea a largo plazo, su distribución espacial y temporal, y los efectos de las políticas que se incorporen en la gestión.

Las futuras líneas de investigación recomendadas son actualizar y ampliar el conocimiento sobre la calidad del agua subterránea, su hidrogeoquímica e isotopía. Continuar esta metodología incluyendo un modelo de transporte para evaluar la evolución de la calidad del agua subterránea y su relación directa con el hundimiento.

REFERENCIAS

- Alley, W.M., & Leake S.A. (2004). The journey from safe yield to sustainability. *Groundwater*, 42(1), 12–16.
- Anbazhagan, S. & Jothibas, A. (2016). Geoinformatics in groundwater potential mapping and sustainable development: a case study from southern India. *Hydrological Sciences Journal*, 61(6), 1109–1123.
- Anderson, M.P & Woessner, W.W. (1992). Applied groundwater modeling simulation of flow and advective transport. *Academic Press, San Diego*, 381.
- Arce, J.L., Layer, P., Martínez, I., Salinas, J.I., Macías-Romo, M. C., Morales-Casique, E., Benowitz, J., Escolero, O. & Lenhardt, N. (2015). Geología y estratigrafía del pozo profundo San Lorenzo Tezonco y de sus alrededores, sur de la Cuenca de México. *Boletín de la Sociedad Geológica Mexicana*, 67(2), 1405-3322. Recuperado de: <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=94340680001>
- Auvinet-Guichard, G., Méndez-Sánchez, E. & Juárez-Camarena, M. (2017). *El subsuelo de la Ciudad de México/The Subsoil of Mexico City*, 3rd ed.; Instituto de Ingeniería, UNAM: México City, México.
- Auvinet-Guichard, G., Méndez-Sánchez, E. & Juárez-Camarena, M. (2019). Hundimiento regional en el Valle de México. *Geotecnia*, (252), 21-24.
- Brown, R.M., McClelland, N.I., Deininger, R.A., O'Connor, M.F. (1972). A water quality index—crashing the psychological barrier. Thomas, W.A. (Ed.) *Indicators of Environmental Quality. Environmental Science Research*. Springer, Boston, MA. https://doi.org/10.1007/978-1-4684-2856-8_15
- California Department of Water Resources (CDWR). (2017). Best Management Practices for the Sustainable Management of Groundwater. *Sustainable Management Criteria*. Recuperado de: <https://water.ca.gov/Programs/Groundwater-Management/SGMA-Groundwater-Management/Best-Management-Practices-and-Guidance-Documents>
- Canadian Council of Ministers of the Environment (CCME). (2017). Groundwater sustainability assessment approach: guidance for application. Recuperado de:

<https://ccme.ca/en/res/groundwatersustainabilityassessmentapproachguidanceforapplicatione.pdf>

Castilla-Rho, J.C., Rojas, R., Andersen, M.S., Holley, C. & Mariethoz, G. (2019). Sustainable groundwater management: How long and what will it take?. *Global Environmental Change*, 58, 1-15. ISSN 0959-3780. Recuperado de: <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2019.101972>

CEPAL, Comisión Económica para América Latina y El Caribe. (2009). Guía metodológica Diseño de indicadores compuestos de desarrollo sostenible. Recuperado de: <https://www.cepal.org/es/publicaciones/3661-guia-metodologica-diseno-indicadores-compuestos-desarrollo-sostenible>

CONAGUA, Comisión Nacional del Agua. (2015). Manual de Agua Potable, Alcantarillado y Saneamiento. ISBN: 978-607-8246-82-3. Recuperado de: <https://www.gob.mx/conagua/documentos/biblioteca-digital-de-mapas>

CONAGUA, Comisión Nacional del Agua. (2018). Gobierno Abierto: Indicadores de la calidad del agua subterránea (ICAS). Recuperado de: <https://app.conagua.gob.mx/gobiernoabierto/Contenido.aspx?n1=10>

Cruickshank, C. & Chávez, R. (1969). Modelo matemático DAS para el estudio del comportamiento de acuíferos. *Ingeniería Hidráulica en México*, 23(1), 31-42.

Cruickshank, V. C., Herrera, R. I., Yates, R., Hennart, J.P., Balarezo, D. & Magaña, T. R. (1979). Modelo de predicción del hundimiento del subsuelo del valle de México. Departamento del Distrito Federal, UNAM.

Cruickshank, V. C. (1982). Modelos matemáticos para acuíferos del valle de México. En *Sistema Hidráulico del Distrito Federal* (pp. 6.1-6.23). México: Edición Departamento del Distrito Federal.

Cruickshank C. (1984). Numerical simulation of subsidence due to pumping with hysteresis effect included. Memorias del III Simposio Internacional en hundimientos del terreno. IAHS, 151, 7988 p.

Cruickshank C., Palma A., Iturbe R., Martínez J.L. & Castro A. (2019). Geohidrología. En *Manual de Diseño de Obras Civiles, Hidrotécnica*. México, Comisión Federal de Electricidad.

Custodio, E. & Llamas, M.R. (1997). *Hidrología subterránea*. Barcelona: Omega.

Custodio, E. (2002). Aquifer overexploitation: what does it mean?. *Hydrogeology Journal* , 10, 254–277. Recuperado de: <https://doi.org/10.1007/s10040-002-0188-6>

DDF, Departamento del Distrito Federal. (1975). Memorias de las Obras del Sistema de Drenaje Profundo del Distrito Federal. Dirección General de Obras del Distrito Federal.

De Cserna, Z., De la Fuente-Duch, M., Palacios-Nieto, M., Triay, L., Mitre-Salazar, L.M. & Mota-Palomino, R. (1987). Estructura geológica-gravimetría, sismicidad y relaciones neotectónicas regionales de la Cuenca de México. *Boletín de la Sociedad Geológica Mexicana*, 104, 71.

Escolero, O., Martínez, S.E., Kralisch, S., Perevochtchikova, M. & Delgado-Campo, J. (2009). *Informe de Vulnerabilidad de las fuentes de abastecimiento de agua potable de la Ciudad de México en el contexto de cambio climático*. Centro Virtual de Cambio Climático

Gordon Groundwater Consultancy (Gordon Report). (2011). *Sustainable Groundwater Management: Preliminary Approach for Assessing the Sustainability of Groundwater*. CCME Water Management Development Committee, 48 p.

Hiriart, F. & Marsal, R. (1969). El hundimiento de la Ciudad de México. En *El Hundimiento de la Ciudad de México Proyecto Texcoco*, SHCP, NAFINSA.

Instituto Nacional de Estadística y Geografía. (2020). Censo de Población y Vivienda 2020. Recuperado el 15 de agosto de 2022.

International Association of Hydrogeologists. (2017). Los objetivos de desarrollo sustentable (ODS) de la Organización de Naciones Unidas (ONU) para el 2030. En *Indicadores esenciales para el agua subterránea*. Recuperado de: https://iah.org/wp-content/uploads/2019/10/IAH_SDGs_espanol.pdf

International Groundwater Resources Assessment Centre. (2012). Assessing groundwater stress, an approach of measuring groundwater stress base on sub-national statical data. Recuperado de: <https://www.un->

igrac.org/sites/default/files/resources/files/Assessing%20Groundwater%20Stress%20-%20web%20version.pdf

Jakeman, A.J., Barreteau, O., Hunt, R.J., Rinaudo, J.D., Ross, A., Arshad, M. & Hamilton, S. (2016). Integrated Groundwater Management: An Overview of Concepts and Challenges. *En Jakeman A.J., Barreteau O., Hunt R.J., Rinaudo J.D., Ross A. (eds) Integrated Groundwater Management*. Springer, Cham. Recuperado de: https://doi.org/10.1007/978-3-319-23576-9_1

Juárez, M. (2015). *Análisis geoestadístico del subsuelo de la zona lacustre del Valle de México, Caracterización geoestadística del subsuelo del Valle de México*. Ph.D. Thesis, Universidad Nacional Autónoma de México.

Juárez-Camarena, M., Auvinet-Guichard, G. & Méndez-Sánchez, E. (2016). Geotechnical Zoning of Mexico Valley Subsoil. *Ingeniería Investigación y Tecnología*, 17(3), 297–308. Recuperado de: http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S140574320160003002_97&lng=es&tlng=en

Llanas, R., Sánchez-Espinoza, J., Platas, F., Padilla, A. & Alessio-Robles, C. (1994). *Evolución de la Ingeniería Sanitaria y ambiental en México*. México: DGCOH, Secretaría General de Obras, Departamento del Distrito Federal.

Majidipour, F., Najafi, S.M.B., Taheri, K., Fathollahi, J., Missimer, T.M. (2021). Index-based Groundwater Sustainability Assessment in the Socio-Economic Context: a Case Study in the Western Iran. *Environmental Management*, 67, 648–666. Recuperado de: <https://doi.org/10.1007/s00267-021-01424-7>

Marsal, R. & Mazari, M. (1969). *El subsuelo de la Ciudad de México*. UNAM, Facultad de Ingeniería.

Mooser, F. (1975). Historia geológica de la Cuenca de México. Memorias de las obras del Sistema de drenaje profundo del Distrito Federal. *México: Departamento del Distrito Federal*, 7-38 pp.

Narashiman, T. & Witherspoon, P. (1976). An integrated finite difference method for analyzing fluid flow in porous media. *Water Resources Research*, 12(1), 57-64. Recuperado de: DOI:10.1029/WR012I001P00057.

ONU, Organización de las Naciones Unidas. (2020). Informe de los Objetivos de

Desarrollo Sostenible. Recuperado de:

https://unstats.un.org/sdgs/report/2020/The-Sustainable-Development-Goals-Report-2020_Spanish.pdf

Palma-Nava, A., Domínguez-Mora, R., Pavón-Ibarra, I. & Carmona-Paredes, R.B. (2022a). Estimación de la recarga natural en la Cuenca de México mediante la aplicación del método APLIS. *Ingeniería Investigación y Tecnología*, 23(2), 1-10.

Palma, A., Rivera, A. & Carmona, R. (2022b). A Unified Hydrogeological Conceptual Model of the Mexico Basin Aquifer after a Century of Groundwater Exploitation. *Water*, 14, 1584. <https://doi.org/10.3390/w14101584>

Palma Nava, A., Parker, T.K. and Carmona Paredes, R.B. (2022c), Challenges and Experiences of Managed Aquifer Recharge in the Mexico City Metropolitan Area. *Groundwater*, 60: 675-684. <https://doi.org/10.1111/gwat.13237>

Pinder, G.F. & Gray, W. (1977). *Finite element simulation in surface and subsurface hydrology*. New York: Academic Press.

Rivera, A. (2008). International year of planet earth 3. Groundwater sustainable development in Canada emerging issues. *Geoscience Canada*, 35(2). Recuperado de: <https://journals.lib.unb.ca/index.php/GC/article/view/11086/11745>

Rivera, A. & Candela, L. (2018). Fifteen-year experiences of the internationally shared aquifer resources management initiative (ISARM) of UNESCO at the global scale. *Journal of Hydrology: Regional Studies*, 20, 5-14. Recuperado de: <https://doi.org/10.1016/j.ejrh.2017.12.003>

Rivera, A. (2019). What is the future of groundwater?. *Groundwater*, 57 (5), 661-662. Recuperado de: <https://doi.org/10.1111/gwat.12902>

Saeideh, S. (2021). Assessment of groundwater sustainability and management plan formulations through the integration of hydrogeological, environmental, social, economic and policy indices. *Groundwater for Sustainable Development*, 15, 100681. Recuperado de: <https://doi.org/10.1016/j.gsd.2021.100681>

Santoyo, E., Ovando, E., Mooser, F. & León, E. (2005). *Síntesis geotécnica de la cuenca del Valle de México*. México, D.F: TGC geotecnia S.A. de C.V. 171.

SDG6. (2016). Clean water and sanitation. Recuperado de: <https://www.un.org/sustainabledevelopment/water-and-sanitation/>

Smith G.D. (1965). Numerical Solution of Partial Differential Equations: Finite Difference Methods, Third Edition. Oxford Applied Mathematics and Computing Science Series.

Tamez, E., Santoyo, E. & Cuevas, A. (1992). La Catedral y el Sagrario de la Ciudad de México. Corrección del comportamiento de sus cimentaciones. En *Publicación SMMS*.

Tóth J. (2009). Gravitational Systems of Groundwater Flow. Cambridge, UK: Cambridge University Press. ISBN 978-0-521-88638-3.

Vázquez, S.E., Jaimes, P.R. (1989). Geología de la Cuenca de México. *Geofis Int* 28(2):133–190.

Vrba, J., Girman, J., Van der Gun, J., Haie, N., Hirata, R., Lopez-Gunn, E. & Wallin, B. (2007). Groundwater resources sustainability indicators. En *Unesco.Sustainability of Groundwater Resources & Its Indicators. Proceedings of A Symposium (pp.3-9)*. Paris: UNESCO/IAEA/IAH Groundwater Indicators Working Group.

ANEXO A

RESUMEN DE INDICADORES DE SOSTENIBILIDAD DE AGUA SUBTERRÁNEA

The International Groundwater Resources Assessment Centre (IGRAC, 2012)

Esta institución propone un enfoque para medir el estrés del agua subterránea, basado en datos estadísticos sub-nacionales (regionales). Su propuesta presenta un esquema sobre cómo procesar la información relativa a la extracción de agua subterránea con el uso conjunto de datos disponibles, especificados por fuente y uso sectorial, para cálculos de estrés hídrico a varias escalas.

El esquema mencionado fue aplicado en un conjunto de datos para estados federales y subcuencas en Alemania, así como en las aguas subterráneas respectivas, en las cuales se calcularon los indicadores de estrés. Los cálculos del estrés del agua subterránea indican un alto índice en estados federales que superan el 100%, mientras que en algunas de las subcuencas muestran valores moderados de hasta un 85%. Otras subcuencas por su parte, aparecen como una unidad espacial más adecuada en comparación con los estados federales (IGRAC, 2012).

El índice de estrés de agua subterránea (SI) de una unidad espacial 'x' utilizada en este estudio se define como:

$$SI = \frac{W(x) \text{ ó } U(x) - RF(x)}{R(x) - EF(x)}$$

donde:

W(x) ó U(x)	abatimiento o uso de las aguas subterráneas dentro del área en estudio
RF(x)	retornos al agua subterránea provenientes de riego o fugas
R(x)	recarga
EF(x)	caudal o descarga comprometida al medio ambiente

The Canadian Council of Ministers of the Environment (CCME, 2017)

El CCME desarrolló y probó un enfoque para evaluar la sostenibilidad de los recursos de agua subterránea a escala local y regional en Canadá. El Enfoque de Evaluación de la Sostenibilidad del Agua Subterránea (GSAA, por sus siglas en inglés) resultante, es un marco de alto nivel que puede interpretarse para su aplicación en diversas escalas, ubicaciones y circunstancias. Su formulación puede resumirse en los siguientes puntos:

- I. Protección del agotamiento del agua subterránea: la sostenibilidad requiere que las extracciones sean mantenidas de manera que no representen un incremento significativo a largo plazo, que provoquen disminución de niveles regionales.
- II. Protección del agua subterránea de la contaminación: la sostenibilidad requiere que la calidad del agua subterránea no se vea comprometida por una degradación significativa en su carácter químico o biológico.
- III. Protección de los ecosistemas: la sostenibilidad requiere que las extracciones de agua subterránea no afecten significativamente su contribución a los cuerpos de agua superficiales (manantiales, humedades, ríos, etc.)
- IV. Logro de bienestar económico y social: la sostenibilidad requiere que la asignación del agua subterránea maximice su contribución potencial al bienestar social (que incluye valores económicos y no económicos).
- V. Gobernanza: la sostenibilidad requiere que las decisiones sobre el uso del agua subterránea se hagan de forma transparente a través de la participación pública informada y con la plena consideración de las necesidades del ecosistema, la equidad intergeneracional y el principio de precaución.

The California Department of Water Resources (CDWR, 2017)

Recientemente, The California Department of Water Resources, ha desarrollado una serie de regulaciones, definidas como “una combinación de prácticas que han sido diseñadas para alcanzar un manejo sostenible del agua subterránea y que han sido determinadas con el objetivo de resultar tecnológica y económicamente efectivas y aplicables”.

El departamento ha elaborado una serie de guías de manejo y documentos guía en los que abordan los siguientes temas: 1) protocolos de monitoreo, 2) identificación de ajustes en redes existentes, 3) desarrollo de modelos hidrogeológicos conceptuales, 4) elaboración de balances, 5) modelación numérica y finalmente 6) criterios de gestión sostenible de aguas subterráneas.

Los criterios de gestión sostenible fueron creados con la finalidad de establecer horizontes de planeación y metas de sostenibilidad, planteados en relación con los

resultados no deseables provocados por distintas problemáticas, cuantificadas a través de umbrales mínimos que permitan establecer condiciones críticas con base en indicadores relacionados a la cantidad, calidad y aspectos ambientales que pueden presentarse en un acuífero, los cuales se enlistan a continuación:

Cantidad

- ❖ La disminución crónica de los niveles del agua subterránea que indican un agotamiento significativo o crítico de la oferta. La presencia de agotamiento durante un período de sequía no es suficiente para establecer una disminución crónica, si las extracciones y la recarga se gestionan según sea necesario para asegurar que las reducciones en los niveles de agua subterránea o el almacenamiento durante un período seco se compensan con el aumento en los niveles de agua en otros periodos
- ❖ Reducción significativa o crítica del volumen de almacenamiento de agua subterránea
- ❖ Presencia de hundimiento significativo o crítico

Calidad

- ❖ Presencia de intrusión salina significativa o crítica.
- ❖ Degradación de la calidad del agua que genere condiciones significativas o críticas, incluida la migración de plumas contaminantes que afectan los suministros de agua.

Ambiental

- ❖ Agotamiento de las aguas superficiales interconectadas que tienen impactos significativos o críticos en los usos de dichos cuerpos superficiales.

La ocurrencia significativa o crítica de cualquiera de los seis indicadores mencionados constituye un resultado indeseable en el acuífero, al superar un umbral mínimo.

Tabla A.1. Indicadores de sostenibilidad del agua subterránea, agrupados por metas, propuestos por CCME, 2017, desarrollados por Gordon, 2011

Meta	Indicador	Elementos necesarios para evaluar el indicador	Comentarios
I. Cantidad (protección al agotamiento)	Recursos subterráneos renovables per cápita (m ³ /año) (UNESCO, 2007)	Componentes de balance hídrico	Valores mayores son deseables, utilizado para comparar distintas áreas de estudio.
	Extracción total de aguas subterráneas/recarga total de aguas subterráneas (%) (UNESCO, 2007)	Registro de concesiones Estimación de la recarga	Establecimiento de escenarios Escenario 1: extracción < recarga, es decir < 90% Escenario 2: extracción = recarga, es decir = 100% Escenario 3: extracción > recarga, es decir > 100%
	Extracción total de las aguas subterráneas/recursos de aguas subterráneas explotables (%) (UNESCO, 2007)	Registro de concesiones Cantidad de agua que puede ser extraída de un acuífero bajo las condiciones socioeconómicas actuales	Análisis de la tendencia de fluctuación de las aguas subterráneas, monitoreo del impacto de la extracción de las aguas subterráneas en los ecosistemas y sistemas respectivos (manantiales, descarga en cuerpos de aguas superficiales, flujo de base)
	Áreas con agotamiento de agua subterránea/Área total de estudio (%) (UNESCO, 2007)	Elevación de niveles, considerando factores tales como: cantidad de pozos de extracción, cambio en el flujo base, eficiencia de los pozos, etc.	Evaluar la tendencia en el tiempo y el espacio, para determinar si el acuífero se encuentra en un estado estable, y la disminución pueda no representar un problema de explotación insostenible.
II. Calidad (protección de la contaminación)	Áreas con problemas de calidad del agua/Área total de estudio (%) (UNESCO, 2007)	Cambio de concentraciones en espacio y tiempo	Evaluar productos químicos naturales como el arsénico que pueden generar problemas a la salud, así como la contaminación antropogénica derivada de múltiples fuentes.
	Áreas con vulnerabilidad del agua subterránea/Área total de estudio (%) (UNESCO, 2007)	Materiales de la zona no saturada, litología, profundidad del nivel freático, materiales del acuífero	Indicador útil para planificadores y tomadores de decisiones en la priorización de ubicaciones en las que deba implementarse políticas integrales de protección y conservación.
	Número de sitios contaminados (Steinman, 2007)	Número de sitios con agua subterránea contaminada	Indicador determinante en la evaluación de la efectividad de políticas y regulaciones sobre métodos de remediación.

III. Protección a los ecosistemas	Contribución del agua subterránea a caudales base (Steinman, 2007)	Cambios en caudal base	Relativo a las necesidades específicas del caudal base en la corriente.
IV. Socioeconómico (logro del bienestar social y económico)	Aguas subterráneas como porcentaje del uso total del agua potable a escala nacional (%) (UNESCO, 2007)	Suma total de los recursos hídricos subterráneos Suma total de los recursos hídricos superficiales para agua potable	La relación no es estable y refleja las condiciones sociales y económicas de la sociedad, la accesibilidad de los recursos hídricos, las inversiones en el desarrollo de los mismos y la protección, el valor económico dado al agua, el crecimiento de la población, los problemas de contaminación del recurso, el cambio climático y el impacto de eventos catastróficos (sequías, inundaciones)
	Dependencia de la población agrícola en el agua subterránea (%) (UNESCO, 2007)	Población total del área en estudio Número de agricultores Número de agricultores dependientes del agua subterránea	Indicador útil en el desarrollo de estrategias de crecimiento a largo plazo, estableciendo el vínculo económico con las aguas subterráneas.
	Eficiencia en el uso del agua subterránea (Steinman, 2007)	Evaluación en función del sector en estudio	Evaluar la eficacia de las políticas que restringen el uso del agua subterránea en un sector específico.
	Acceso restringido al agua subterránea (Steinman, 2007)	Restricciones de uso debido a conflictos de uso de agua o contaminación	Políticas y monitoreo desarrollados para la resolución de problemáticas.
V. Gobernanza	Educación pública dirigida a la sustentabilidad del agua subterránea	Conocimiento público de los recursos hídricos subterráneos Cultura del agua en programas educativos	Diversos programas y fuentes de financiamiento reconocen la importancia de este componente.
	Programa de recursos de agua subterránea	Capacitación de personal, infraestructura y presupuesto	Diversos programas y fuentes de financiamiento reconocen la importancia de este componente

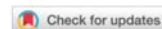
Tabla A.2. Indicadores de sostenibilidad del agua subterránea, agrupados por metas, CDWR, 2017.

Meta	Indicador	Elementos necesarios para evaluar el indicador
I. Cantidad	Disminución de niveles de agua subterránea	<p>Evolución histórica de niveles de agua subterránea en el acuífero</p> <p>Profundidades mínimas, promedio y máximas de pozos para uso doméstico y agrícola</p> <p>Impactos de los niveles de agua en los costos de bombeo (costo de la energía)</p>
	Disminución de volúmenes de almacenamiento	<p>Tendencias históricas del uso de agua subterránea proyectado en la cuenca</p> <p>Reservas de agua subterránea necesaria para enfrentar periodos secos</p> <p>Nivel de producción de pozos</p>
	Hundimiento	<p>Material susceptible a hundimiento</p> <p>Velocidad o tasa histórica de hundimiento</p> <p>Usos del terreno en áreas susceptibles al hundimiento</p> <p>Ubicación de la infraestructura y las instalaciones susceptibles al hundimiento (por ejemplo, canales, diques, tuberías, principales corredores de transporte)</p>
II. Calidad	Intrusión salina	<p>Usos del agua sensibles a la intrusión de salina</p> <p>Impactos financieros de la intrusión salina en los pozos de uso doméstico</p>
	Degradación de la calidad (contaminantes)	<p>Número de pozos de abastecimiento afectados</p> <p>Volumen estimado de agua contaminada en el acuífero</p> <p>Principales fuentes de contaminación puntual y no puntual en el acuífero y cuáles son sus componentes químicos</p>

<p>III. Ambiental</p>	<p>Disminución o agotamiento de aguas superficiales interconectadas a las aguas subterráneas</p>	<p>Tasas históricas de agotamiento en ríos para diferentes temporadas del año</p> <p>Proximidad de los pozos de bombeo a las corrientes</p> <p>Ecosistemas dependientes del agua subterránea en la cuenca</p>
---	--	---

ANEXO B

CHALLENGES AND EXPERIENCES OF MANAGED AQUIFER RECHARGE IN THE MEXICO CITY METROPOLITAN AREA



Groundwater

Case Study/

Challenges and Experiences of Managed Aquifer Recharge in the Mexico City Metropolitan Area

by Adriana Palma Nava^{1,2}, Timothy K. Parker³, and Rafael B. Carmona Paredes¹

Abstract

The Mexico City Metropolitan Area (MCMA) is a significant and important urban center in North America, covering an area of approximately 9500 km² with a population of almost 23 million, yet the water supply remains unsustainable. The total water demand in the MCMA is 84 m³/s and is provided by groundwater (63% or 53 m³/s), imported water (27% or 23 m³/s) and recycled water (10% or 8 m³/s). The natural recharge of the MCMA aquifer is approximately 23 m³/s, indicating an overexploitation of groundwater resources of approximately 25 m³/s (800 Mm³ annually), a reasonable future goal for recharge in the MCMA. Hydrologic analysis indicates two main opportunities currently to increase water supply in the MCMA: indirect water reuse with recycled water and managed aquifer recharge (MAR) with storm water. An inventory of MAR project case studies in the MCMA summarizes methods for recharge, water sources, geographical distribution, and the main results obtained in each project for the last 80 years. The inventory consists of 21 MCMA area MAR case studies including (1) conceptual, (2) design level, and (3) pilot- to full-scale facilities, only some of which have operated for relatively short periods of time, with one remaining MAR project currently operational. The review found that beyond the technical and economic issues that MAR project design normally address, the existing regulatory framework and the continuous change in water district chairs in charge of the operation and supply of water are significant barriers to increasing MAR in the MCMA.

Introduction

The Mexico City Metropolitan Area (MCMA) contains the nation's capital, Mexico City, one of the most important areas in the country in terms of history, national

economy and culture, with a current population of circa 23 million, and constantly growing. The water supply of the extended metropolitan area (urban, agriculture, and industry) depends on imported water from the Lerma and Cutzamala systems (25%), rivers and springs (3%) and groundwater resources (72%). A large portion of the MCMA is covered by urban hardscape reducing recharge potential dramatically, and most of the associated runoff and waste water is conveyed out of basin for flood control, treatment and reuse, with a rather small in basin reuse of recycled water (Palma-Nava et al. 2022).

¹Instituto de Ingeniería, UNAM, Av. Universidad No. 3000, Col. Universidad Nacional Autónoma de México, Coyoacán, Ciudad de México, C.P., 04510, Mexico

²Corresponding author: Instituto de Ingeniería, UNAM, Av. Universidad No. 3000, Col. Universidad Nacional Autónoma de México, Coyoacán. Ciudad de México, C.P. 04510, Mexico; apalman@ingen.unam.mx

³Ramboll USA, 2200 Powell Street, Emeryville, CA, 94608

Article impact statement: It provide an state of art on MAR en Mexico City Metroplitan area and could be a reference to develop an inventory.

Received March 2022, accepted August 2022.

© 2022 The Authors. *Groundwater* published by Wiley Periodicals LLC on behalf of National Ground Water Association.

This is an open access article under the terms of the Creative Commons Attribution License, which permits use, distribution and reproduction in any medium, provided the original work is properly cited.

doi: 10.1111/gwat.13237

	Technology	Sub type	
Techniques referring primarily to getting water infiltrated	Spreading methods	infiltration ponds & basins	
		flooding	
		ditch, furrow, drains	
		irrigation	
	Induced bank infiltration		
	Well, shaft and borehole recharge	deep well injection	AS(TR)
ASR			
shallow well/ shaft/ pit infiltration			
Techniques referring primarily to intercepting the water	In-channel modifications	recharge dams	
		sub surface dams	
		sand dams	
		channel spreading	
	Runoff harvesting	barriers and bunds	
trenches			

Figure 1. Classification of MAR technology and applications (subtype) (IGRAC 2014).

recovery or environmental benefit. MAR methods include riverbank filtration, stream bed weirs, infiltration ponds and injection wells, and uses water sources including appropriately treated urban stormwater and treated waste water to increase groundwater storage, protect and improve water quality, and secure drought and emergency supplies. A growing scientific information base supports rapidly increasing MAR as a vital management tool in the sustainable use of the world's water resources.

The technologies to implement managed recharge are multiple and varied. However, five principal technologies with 14 subtypes (applications) are identified based on whether the technology focuses on the method of aquifer recharge or is focused on water interception (capture) for subsequent surface infiltration (Figure 1—IGRAC 2014).

There have been numerous efforts and research to study, pilot test and implement MAR projects in the MCMA, based on the recognition that MAR is a proven technology, and sufficient surface water, storm water and treated waste water exist to significantly offset groundwater demand with recharge. This article provides an inventory of MCMA MAR projects, a summary of some of the challenges and lessons learned, and some suggested next steps for increasing MAR in the MCMA in the future.

Aquifer Conditions in Mexico

Although MAR has not been used extensively in Mexico, there is a history of the application and management of these practices to try to address the increasing overexploitation of the country's aquifers.

Mexico has defined 653 administrative aquifers (Figure 2) that meet the majority of industrial demands and about 70% of the water required by cities to supply approximately 60 million people. The number of designated aquifers in Mexico has grown significantly over time: 32 aquifers designated overexploited in 1975 and 123 in 2017 (CONAGUA 2018). Generally, Mexico's groundwater quality is adequate, with 80% of the aquifers designated good quality water. Overexploitation is taking its toll on quality though, with 18 aquifers identified with sea water intrusion, and 32 with overlying soils salinization and associated brackish groundwater (CONAGUA 2018). The MCMA overlies the Mexico Basin, a designated over-exploited aquifer, located largely within Hydrological-Administrative Unit XIII (Figure 2).

MCMA Setting

The MCMA is located dominantly within the Mexico Basin, a closed basin with an average elevation of approximately 2200 m above sea level, and is surrounded by mountains and volcanoes of the Trans-Mexican Volcanic Belt that reach over 5000 m elevation (Figure 3). The closed basin setting created a series of lakes that prior to development, covered the basin floor, and resulted in the formation of thick lacustrine deposits that the MCMA now overlies. Drainage was engineered in the 1600s to manage flooding by conveying the storm water largely out of the basin, and eventually draining virtually all of the lakes. The area receives approximately 820 mm of annual rainfall from May through October much of which is still conveyed out

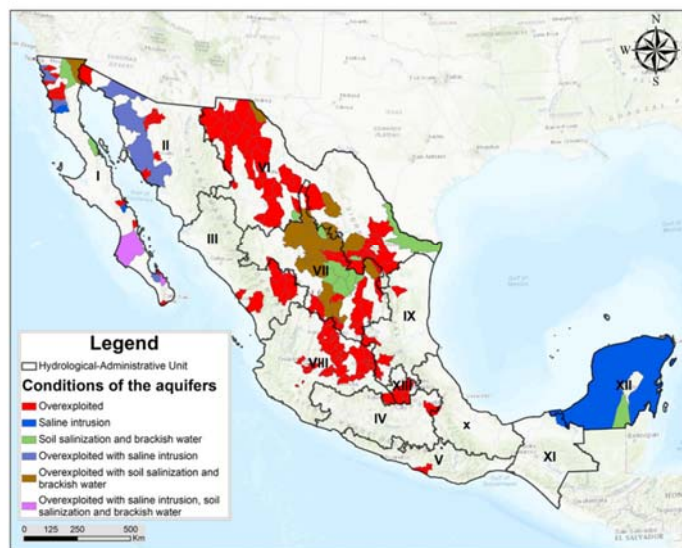


Figure 2. Status of aquifer conditions in Mexico (CONAGUA 2018).

of the basin ($50 \text{ m}^3/\text{s}$), while groundwater resources continue to be overexploited and depleted, a classic tragedy of the commons. The current estimated amount of groundwater extracted in the MCMA is $53 \text{ m}^3/\text{s}$ or $1670 \text{ Mm}^3/\text{year}$, resulting in an ongoing overexploitation rate of $25 \text{ m}^3/\text{s}$ or nearly $800 \text{ Mm}^3/\text{year}$ (Palma-Nava et al. 2022). Undesirable results of groundwater depletion that are evident include chronic, cumulative groundwater level declines averaging 70 m in the MCMA, wells going dry and increasing pumping costs, land subsidence as much as 9 m from groundwater extraction, associated loss of groundwater storage volume and capacity (from aquifer compaction/subsidence), and water quality degradation. Mexico City is subsiding at an average rate of 30 cm/year (Santoyo et al. 2005) with associated significant economic and technical challenges, including issues with runoff, waste water management and flooding during wet, humid summer months. In view of the annual water available from precipitation, increasing recharge through MAR projects is a key water management tool to assist in reducing overexploitation and the associated negative impacts on Mexico's aquifers.

Considering the status of the decline of Mexico's aquifers, a fundamental first step to facilitate increasing MAR in this highly urbanized region would be to provide appropriate incentives for local users to implement MAR, and institute specialized training of the groundwater and water professional workforce. MAR needs to be employed much more widely on the supply side in order to replenish depleted aquifer systems and sustain groundwater resources in the future (Palma-Nava et al. 2018). Additionally, increases in conservation and water use

efficiency, and reduction of allocations as necessary also need to occur on the demand side (Gonzalez-Villarreal et al. 2014).

Inventory of MAR in MCMA

The results of an inventory of MCMA MAR case studies, including the phase and status of each MAR project, potential positive and negative impacts on associated aquifers, and the main benefits and challenges faced by MAR, are described in the following sections. The inventory has been compiled into the MCMA MAR case study inventory database, which aims to provide guidance for the planning and implementation of new MAR projects in this area. Results show that MAR projects have been distributed across the MCMA, with a majority concentrated in Mexico City.

Methodology

The inventory of MAR project case studies was compiled from readily available scientific papers, conference proceedings, internal reports, and published academic theses dating back to 1943. A total of 23 MAR project case studies were identified and categorized following the IGRAC classification (Figure 1) for the MAR technology and sub-type (application). The authors selected the IGRAC classification system to make the resulting information compatible with the IGRAC's Global Groundwater Information System, to facilitate access and promote international sharing of information and knowledge on MAR (Stefan and Ansems 2018). The MAR project case study inventory also includes the year, implementing institution,

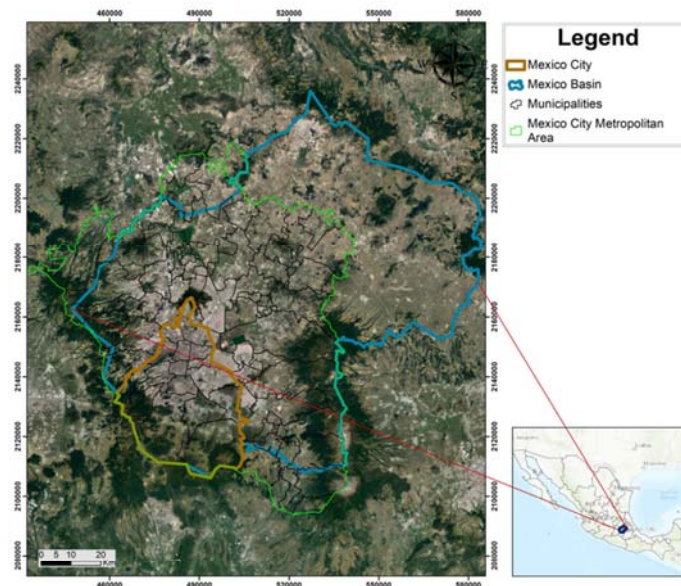


Figure 3. Extent of the MCMA.

geographic area site location, source water and annual infiltration volume.

Inventory Case Study Results

The compiled data from the inventory was classified in three main categories: (1) conceptual projects, (2) design-level projects, and (3) implemented projects, summarized in Tables 1 through 3, respectively. Conceptual projects were developed at a screening level with the MAR method and type of technology, source water and target annual recharge volume, and some limited hydrogeological analysis. Design-level projects were evaluated in much more detail and may already be at or close to shovel ready for implementation. Most of the executed projects were operated for only a few years (column one of Tables 1 through 3), with only one MAR project that remains operating today in the MCMA. Figure 4 shows the distribution of all the MAR inventory projects in the MCMA. All the projects are included in the references.

MAR Objective

In general, each of the projects is characterized by presenting more than one objective. The IGRAC classification (IGRAC 2014) identifies six main objectives presented by MAR projects: (a) maximization of groundwater storage, (b) water quality management, (c) physical management of aquifers, (d) management of water distribution systems, (e) ecological benefits, and (f) other benefits, which for this area is land subsidence management.

Except for the conceptual projects, the main objective in more than 79% of the case studies is to stabilize

and restore groundwater levels and halt subsidence. Other benefits included flood mitigation in 15% of the case studies, and 5% included maximization of groundwater storage. One project also includes differential land subsidence control as an objective.

MAR Project Operating Status

As mentioned previously, of the 23 MAR case studies in the MCMA MAR inventory, five are conceptual and four design level, and 14 have been operated although mainly for a relatively short period of time. Currently there is only one MAR project operating, and that is a pilot level injection project using recycled water from the Chapultepec Wastewater Treatment Plant (Chapultepec WTP).

The Chapultepec WTP facility, located in Molinos del Rey in Chapultepec of the MCMA, was established with the objective to increase water reuse, reduce water scarcity, preserve the forest and lakes of Chapultepec, and improve the water quality of the artificial lakes in Chapultepec. The facility treats approximately 170 cubic liters per second domestic waste water using pretreatment, biological reactor for sludge removal, biological membrane technology, and ultraviolet disinfection for nonpotable uses, including water for recreational activities by supplementing the surface waters of the lakes of Chapultepec, and for nearby park and forest irrigation. Water from the lakes of Chapultepec is diverted and further treated using ultrafiltration, reverse-osmosis and ultraviolet disinfection prior to injection through wells to replenish the Mexico

Table 1
Conceptual MAR Projects

Year	Institution	Project	Site	Application	Type of Water Used for Recharge	Recharge Volume (Mm ³)
1964	Hydrological Commission of the Valley of Mexico Basin	First estimates of infiltrating the flow of the rivers of the Valley of Mexico basin	Xochimilco, Churubusco, Mexico City, Cuauhtlan, Pachuca, Teotihuacan, Texcoco, Chalco, Apan	Controlled flooding	River water	284.51
2010	Mexico City Water System	Artificial recharge of groundwater with rain water and treated waste water	Xochimilco-Tlahuac corridor	Infiltration lagoons	Treated waste water	110.0
2010	Mexico City Water System	Artificial recharge of groundwater with rain water and treated waste water	600 potential sites (until 2010, 135 were studied) (South of CDMX)	drainage well	Rainfall water	NA
2010	Mexico City Water System	Artificial recharge of groundwater with rain water and treated waste water	Tlalpan, Cuajimalpa, Milpa Alta, Xochimilco, Magdalena Contreras and Álvaro Obregón	Subsurface dams	River water	NA
2010	National Water Commission	Water Sustainability Program for the Valley of Mexico Basin. Artificial recharge of groundwater and water reuse programs	Sanitation Unit El Caracol	Injection well	Treated waste water	30

NGWA.org

Table 2
Design Level MAR Projects

Year	Institution	Project	Site	Application	Type of Water Used for Recharge	Recharge Volume (Mm ³)
1995	Department of Federal District, General Direction of Construction and Hydraulic Operation	Artificial recharge of groundwater with treated waste water Master plan.	RWTP Acueducto de Guadalupe, San Juan de Aragón, Bosques de las Lomas, Campo Militar, San Juan Ixtayopan, Abasco, H. Colegio Militar, Pures, San Miguel Xicalco, Santa Fe	Injection well	Treated waste water	18.50
1997	Department of Federal District, General Direction of Construction and Hydraulic Operation	Technical-economic feasibility study for the recharge of the ZMCM aquifer	Chichinautzin Mountain Range (Xochimilco y Tláhuac) Phase I and II	Controlled flooding	River water	310
2011	National Water Commission	Artificial recharge of groundwater at experimental module in Texcoco Lake	RWTP Lodos activados	Injection well	Treated waste water	30
2012	National Water Commission	Instantaneous and short-term recharge tests (active and passive), El Caracol artificial recharge pilot project	Lake Texcoco Federal Zone, Ecatepec	Injection well	Treated waste water	NA

A. Palma Nava et al. Groundwater

5

Table 3
Implemented MIAR Projects

Year	Institution	Project	Site	Application	Type of Water Used for Recharge	Recharge volume (Mm ³)
1943–1960	Hydrological Commission of the Valley of Mexico Basin	First river diversions	River diversion from Magdalena to San Angel basalt	Controlled flooding	River water	73.5
1953–1954						
1953–1958	Hydrological Commission of the Valley of Mexico Basin	First experiences using absorption wells	River diversion from Esclava to Xitle basalt San Fernando well	Controlled flooding Drainage well	River water Rainfall water	NA 0.30
1955–1960						
1955–1975						
1977	Moreno Pecero (1977)	Differential land subsidence control	Private offices in Mexico city Mixcoac Palacio Nacional	Drainage well Drainage well Injection well	Rainfall water Rainfall water Potable water	4.50 34.70 —
1987	National Water Commission Texcoco Lake Commission	First experimental aquifer recharge module	Experimental injection wells with treated waste water	Injection well	Treated waste water	NA
1989–1992	Hydrological Commission of the Valley of Mexico Basin	General artificial recharge program for Mexico City	RWTP San Luis Tlaxiámalco, Ciudad Deportiva, Cerro de La Estrella	Injection well	Treated waste water	10.90
1991	Figueroa (1991)	Differential land subsidence control	Centro Cultural Universitario Tlatelolco	Injection well	Potable water	—
1991	Pliego y Vargas (1991)	Differential land subsidence control	Conjunto Hidalgo	Injection well	Potable water	—
2009	Mexican Institute of Water Technology	Recharge using rain water in the Magdalena river basin, Mexico City	Magdalena river	Subsurface dams	River water	0.5
2014	Mexico City Water System	Artificial recharge of groundwater in the Cerro de La Estrella area with treated waste water	Cerro de la Estrella	Injection well	Treated waste water	NA
2017	National Water Commission	Artificial recharge in Lake Texcoco (NAICM)	Lake Texcoco, NAICM area	Drainage well	Rainfall water	NA
2017	SUEZ	Project for reuse and artificial recharge of groundwater in Chapultepec, Mexico City	RWTP Chapultepec	Injection well	Treated waste water	NA

Abbreviation: NA = not available.

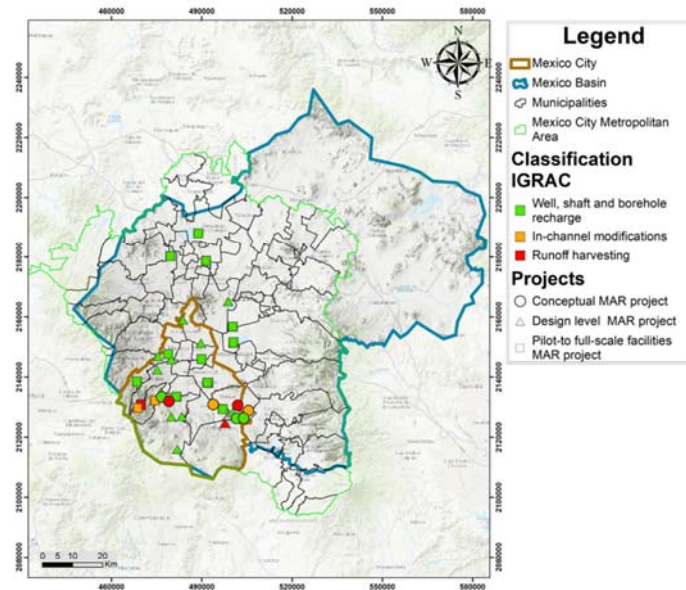


Figure 4. MAR projects localization into MCMA.

Basin aquifer. Originally funded by CONAGUA, as of the time of the preparation of this paper, the management of the plant and recharge project are in transition, and the current project status is unavailable (World Bank 2020).

A number of factors have been identified that led to the majority of the implemented projects only being operated for a short time including improper facilities design. Inadequate or incorrect operation, maintenance and monitoring; unexpectedly high costs associated with the MAR operations, maintenance and monitoring programs; and inadequate data on source water and receiving water quality and the potential negative impacts on mixing. Unfortunately, there is little information available, or data collected on the operating parameters for most of the implemented MAR projects in the MCMA. Considering that all but one project were unsuccessful and ceased underscores the need for more basic initial characterization studies, iterative building and upscaling of MAR projects, technology and knowledge transfer, and addressing regulatory, legal and political constraints to increase potential success on MAR in the MCMA.

MAR Project Technology and Application

The technology and application are summarized to provide an understanding of the case studies in the inventory. Sixteen case studies include well, shaft, borehole technologies as described by IGRAC (2014) and of these, 11 are deep well applications and the remaining five are shallow wells (drainage, vadose zone or dry well).

The injection well projects use recycled water and all five shallow drainage wells recharge rainfall runoff.

Five of the case study projects involve surface infiltration by spreading. Of these, one involves an infiltration lagoon recharging recycled water and the other four are controlled flooding of stream flows. The two remaining case study projects are both in-channel modifications that use subsurface dams to increase recharge of stream flows.

MAR Source Water

A significant consideration for a MAR project is the availability and reliability of source water for recharge. Other important aspects to consider for the source water are the water quality and potential variability of quality, conveyance and the location of the intake and recharge points, source water rights, and any associated costs and fees. In the MCMA MAR case studies, four main source waters have been identified: perennial stream flows (surface water), rainfall runoff, potable water and recycled water. The case study source waters are approximately 60% with recycled water, 25% stream flows, while the remaining 15% are rainfall runoff.

Recharge Volume

Tables 2 and 3 provide the volume of the annual volume and the type of water proposed or used for recharge. The total volume of conceptual, design level and implemented MAR projects sum to over 900 Mm³, or more than the current overdraft of the MCMA

area, if all the conceptual, design level and executed case study projects were implemented and operational. The implemented projects total nearly 125 Mm³/year or roughly 16% of the overexploitation of the MCMA.

Notable projects that were conceived in the MCMA include surface spreading by controlled flooding of diverted stream flows proposed in the early 1960s by the Hydrological Commission of the Mexico Valley Basin. This included diversion and spreading facilities at eight locations across the region proposing approximately 285 Mm³/year recharge. Another notable project that is at design-level proposed by the Department of the Federal District involved a similar approach of spreading with controlled flooding of stream flows at two locations amounting to 310 Mm³/year. These two projects together, if operational, would address nearly 75% of the MCMA overexploitation.

MAR Regulatory and Legal Framework

Mexico is one of the few countries that have national regulations for the development and implementation of MAR projects. The official Mexican standards for MAR include NOM-014-CONAGUA-2007 (DOF 2009a), and NOM-015-CONAGUA-2007 (DOF 2009b) to protect aquifers when recharging with recycled water and rainfall runoff/stormwater, respectively. Both standards consider the unsaturated zone for natural soil treatment of recharged water that can be used with an appropriate combination of pretreatment compatible with the recharge method. The standards are silent on the rights to the recharged groundwater.

Disincentives for Water Suppliers to Recharge

In Mexico, all water is federally owned, and the federal organization responsible for permitting and maintaining water in the country is CONAGUA (the National Water Commission). All water is controlled through assignment of concessions (water rights), and all water has a unit fee that is required by federal law to be paid to CONAGUA by local water agencies. The local agencies that have responsibility for water supply, waste water, and flood control are the government institutions that have the authority to do MAR projects, but there are no incentives for implementation of MAR projects, in fact there are significant disincentives.

The existing legal framework has no provisions to provide the local agency that recharges groundwater the legal right to recover the recharged water. All recharged water is federal property, meaning that if a local agency invests in the capital to construct an MAR project, that local agency will not have the right to recover that water, and would first have to obtain the additional concession and also pay CONAGUA to recover the recharged groundwater. This unfortunately translates into a disincentive for all Mexican local water agencies to make any capital investments in MAR, because it is less costly and less effort to simply continue depletion of groundwater supplies.

Additionally, reclaimed water lacks definition in the law and how it can be allocated, providing uncertainty in terms of water rights to begin with. If a water agency recharges treated waste water, they lose their rights to the recharged water, providing a disincentive to recharge treated waste water (Cruz-Ayala and Megdal 2020).

Balancing Quality and Quantity

Another challenge that has been identified within the regulatory framework in Mexico which similarly occurs in other countries, is that there is not a way to balance the benefits of an increased or sustainable quantity of supply with some acceptable level of groundwater quality degradation for regulatory acceptance. Groundwater that receives recharge (source) water inevitably involves some increment of quality changes, either in a positive or negative way, due to the mixing of two chemically different waters. For example, recharging groundwater with higher total dissolved solids (TDS) source water will predictably increase the TDS level in the groundwater over time. If recharging can address water supply reliability for a given area, with an incremental but locally acceptable degradation of the groundwater quality, then there should be a way to balance the issue between change in quality and increased quantity of supply.

Community Outreach and Public Involvement

Additional aspects that are lacking in the regulatory and legal framework are requirements for public involvement of local communities and stakeholders in devising and implementing projects. Community outreach and coordination with local stakeholders, including the federal, state and local governments, utility agencies, committees and councils, is key to building public trust, ensuring input and acceptance of projects.

In summary, development of incentives, including regulatory and legal (water rights), financial or other, to encourage local agencies to implement MAR projects is essential to the future of the MCMA. There are many examples of incentives for MAR projects, including giving the recharger the right to recover the water with no additional fee, grants and subsidies to help pay for capital investments, many of which have associated requirements such as public outreach and stakeholder involvement, data collection and reporting, green infrastructure, and making MAR projects multibenefit (e.g., recharge, recreational, and ecosystem services). Without changes to the regulatory and legal framework and incentivizing recharge, the MCMA is destined to continue on the path of further groundwater depletion and related land surface subsidence, with the associated economic impacts. The groundwater is finite and eventually will no longer support the MCMA needs.

Discussion

The MCMA has limited experience with MAR projects, little success in long-term project implementation and actually getting much water into the ground compared

to the overexploitation. Based on the inventory and research conducted under this work, we find that the limited successes are due to a number of factors, including issues with planning, design, operation and maintenance, but more so, the regulatory, legal and political framework that presents barriers to MAR and disincentives for implementing MAR projects.

The largest technical challenge for MCMA MAR projects is clogging, the causes of clogging are well described (Martin 2013) and include mechanical effects of the device, the biological activity, and the chemical processes of the source water interaction with the receiving environment. Potential clogging impacts can be managed and engineered with appropriate MAR project planning, design, implementation, monitoring and maintenance.

Maintaining the MAR project design infiltration rate is critically important as it relates to meeting the MAR project objectives and being able to utilize all the source water when it is available. MAR facility maintenance is key to sustaining desired infiltration and injection rates, and involves cleaning, scouring and scraping infiltration surfaces, and backwashing and cycling injections systems. After a certain time and volume of water recharged, the devices may have been abandoned, as they could not regenerate their infiltration capacity with the original operating flow rates. This process of capacity degeneration frequently translates into the need to estimate the useful life of the facilities and carry out relevant economic studies to quantify their cost-benefit ratio, and to improve design and maintenance practices.

The largest infiltration volume projects involve capturing and recharging perennial stream flow diversions as expected, as this is the largest source water volume available. The second largest source water volume identified is recycled water, followed by rainfall runoff. Considering that the average annual precipitation in the MCMA is approximately 800 mm, the MCMA area could focus more efforts on recharging stormwater instead of conveying it out of basin. Additionally, rainfall runoff could be captured through basin scale low impact development (LID) techniques and green infrastructure in both new developments and retrofits in existing developments, reducing the urban hardscapes and promoting the slow-it, spread-it, sink-it methods in land use so that more of the runoff is recharged for later recovery. Notably, the total volume of conceptual, design level and implemented MAR projects total nearly 900 Mm³, which is greater than the current overdraft of the MCMA area.

It is worth once again noting the complete absence of economic incentives in Mexico to promote or subsidize the planning and execution of MAR projects. Capital costs for MAR projects are expensive and complex when considering the legal, institutional, and economic aspects, especially the uncertainty of recovering the recharged water under the existing water rights system and identifying the beneficiaries and who pays. Government incentives and subsidies have proven to be successful in increasing recharge elsewhere and should be implemented in Mexico to promote the increase in recharge in the

MCMA focused on the areas with greatest groundwater level declines and associated subsidence.

Summary of Lessons Learned and Next Steps

It is clear that the MCMA and other areas of Mexico have critical problems of overexploitation of groundwater resources causing depletion and associated subsidence and groundwater quality degradation. Without action to mitigate the causes, the MCMA is heading to a tipping point where water supply will not be able to meet demand and the aquifer system that the MCMA relies on for nearly two-thirds of its supply will be damaged and not recoverable.

The most significant challenge to increasing recharge in Mexico is the regulatory and legal framework that presents a disincentive, because the recharged groundwater belongs to the feral government and not the recharger. This needs to change and instead become an incentive to increase MAR projects and soon. Federal government financial and other incentives tied to MAR project reporting, public involvement, monitoring, data collection and reporting, increasing green infrastructure, and implementing multibenefit MAR projects.

Other challenges include technical aspects such as clogging, inadequacies in MAR design, operation and maintenance, and cost-benefit planning. Technical and cost-benefit aspects are solvable with technical informational exchanges and networking, training, and education. One way to build capacity in this MAR aspect of groundwater management is to plan and develop multibenefit projects that provide not only recharge but environmental and recreational benefits, so that many different stakeholders receive something tangible from MAR project investments. Economic cost-benefit aspects are also solvable; however, elected government officials have to be well-informed on the complex issues and severity of issues that need to be addressed, along with being involved in capacity building to achieve the political will to take actions.

Decision-makers in the MCMA could also consider taking a step back with the idea of filling the 800 Mm³/year recharge volume needed, and perhaps assess the MAR potential, by starting with available source waters, geographic areas, existing infrastructure for conveyance, recharge area compatibility, and recharge needs in terms of groundwater level declines and subsidence. Mapping the source water (perennial stream flow, rainfall runoff, and recycled water) availability to geographic area and conveyance could help focus future MAR projects to prioritize and size projects based on source water availability. This step could in turn facilitate some financial planning to determine the funding needed to complete the MAR projects needed to stabilize groundwater levels in the MCMA. Once the funding needs are known, planning can commence to determine how to finance MCMA groundwater sustainability in the future. Finally, the disincentives for MAR have to be transformed

into incentives, and must also include a water accounting framework and implementation of sound groundwater management practices to be successful and sustainable into the future.

References

- Comisión Nacional del Agua CONAGUA. 2018. *Estadísticas del agua en México. Consorcio OPMAC 2000. Estudio para la recarga del acuífero en el Suelo de Conservación del Distrito Federal*. México: SMA del GDF.
- Comisión Nacional del Agua CONAGUA. 2009a. *Norma Oficial Mexicana NOM-014-CONAGUA-2007 Requisitos para la recarga artificial de acuíferos con agua residual tratada*. México: DOF.
- Comisión Nacional del Agua CONAGUA. 2009b. *Norma Oficial Mexicana NOM-015-CONAGUA-2007 Infiltración artificial de agua a los acuíferos: Características y especificaciones de las obras del agua*. México: DOF.
- Cruz-Ayala, M.B., and S.B. Megdal. 2020. An overview of managed aquifer recharge in Mexico and its legal framework. *Water* 12: 474.
- F. González-Villarreal, C. Cruickshank-Villanueva, A. Palma-Nava and A. Mendoza-Mata. 2014. Gestión de la Recarga Artificial en México. H2O del Sistema De Aguas De La Ciudad De México 2015, no. 2. https://issuu.com/helios_comunicacion/docs/h2o_-_5/30
- IGRAC MAR Portal. 2014. International Groundwater Resources Assessment Centre. <https://www.un-igrac.org/special-project/mar-portal> (accessed January 12, 2022).
- Martin, R. 2013. *Clogging Issues Associated with Managed Aquifer Recharge Methods*, 213. Australia: IAH Commission on Managing Aquifer Recharge.
- Palma-Nava, A., A. Rivera, and R. Carmona. 2022. A unified hydrogeological conceptual model of the Mexico Basin aquifer after a century of groundwater exploitation. *Water* 14, no. 10: 1584. <https://doi.org/10.3390/w14101584>
- Palma-Nava, A., F. González-Villarreal, and A. Mendoza-Mata. 2018. The development of a managed aquifer recharge project with recycled water for Chihuahua, Mexico. *Sustainable Water Resources Management* 4: 371–382. <https://doi.org/10.1007/s40899-018-0234-8>
- Palma-Nava, A. 2014. *Inventario de la recarga artificial en México. Presented at the XXIII Congreso Nacional de Hidráulica, Puerto Vallarta, Jalisco, México, October 15–17, 2014*. Jalisco, Mexico: Asociación Mexicana de Hidráulica (AMH).
- Santoyo, E., E. Ovando, F. Mooser, and E. León. 2005. *Síntesis geotécnica de la cuenca del Valle de México*, 171. TGC geotecnia S.A. de C.V: México D.F.
- Stefan, C., and N. Ansems. 2018. Web-based global inventory of managed aquifer recharge applications. *Sustainable Water Resources Management* 4: 153–162. <https://doi.org/10.1007/s40899-017-0212-6>
- World Bank Group. 2020. *Mexico—Water Security and Resilience for the Valley of Mexico Project (English)*. Washington, D.C.: <http://documents.worldbank.org/curated/en/170161583118056961/Mexico-Water-Security-and-Resilience-for-the-Valley-of-Mexico-Project>