

**UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE NUEVO LEÓN
FACULTAD DE INGENIERÍA CIVIL**



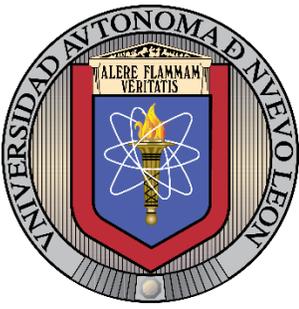
**VULNERABILIDAD A LA CONTAMINACIÓN INDUSTRIAL DEL ACUÍFERO
ÁREA METROPOLITANA DE MONTERREY (1906), ESTADO DE NUEVO LEÓN,
ÁREA NORTE “CAMPUS UANL”, APLICANDO LA METODOLOGÍA DRASTIC-
PM MODIFICADA**

POR

MARIANA PÉREZ MARTÍNEZ

**COMO REQUISITO PARCIAL PARA OBTENER EL GRADO DE DOCTOR EN
INGENIERÍA CON ORIENTACIÓN EN INGENIERÍA AMBIENTAL**

SEPTIEMBRE, 2025



UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE NUEVO LEÓN
FACULTAD DE INGENIERÍA CIVIL



TESIS

**VULNERABILIDAD A LA CONTAMINACIÓN INDUSTRIAL DEL ACUÍFERO
ÁREA METROPOLITANA DE MONTERREY (1906), ESTADO DE NUEVO LEÓN,
ÁREA NORTE "CAMPUS UANL", APLICANDO LA METODOLOGÍA DRASTIC-
PM MODIFICADA**

POR

MARIANA PÉREZ MARTÍNEZ

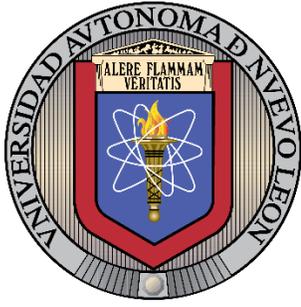
Vo. Bo.

DIRECTOR DE TESIS

Dr. Héctor de León Gómez

SAN NICOLÁS DE LOS GARZA, NL.

SEPTIEMBRE, 2025



UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE NUEVO LEÓN
FACULTAD DE INGENIERÍA CIVIL



TESIS

**VULNERABILIDAD A LA CONTAMINACIÓN INDUSTRIAL DEL ACUÍFERO
ÁREA METROPOLITANA DE MONTERREY (1906), ESTADO DE NUEVO LEÓN,
ÁREA NORTE “CAMPUS UANL”, APLICANDO LA METODOLOGÍA DRÁSTIC-
PM MODIFICADA**

POR

MARIANA PÉREZ MARTÍNEZ

Vo. Bo.

COMITÉ EVALUADOR

Dr. Héctor de León Gómez

Director de Tesis

Dr. Arquímedes Cruz López

Co-Director

Dra. Liliana Lizárraga Mendiola

Asesor externo

Dr. Ricardo Alberto Cavazos González

Evaluador

Dr. Vsevolod Yutis

Evaluador

SAN NICOLÁS DE LOS GARZA, NL.

SEPTIEMBRE, 2025

TÍTULO DE LA TESIS

**“VULNERABILIDAD A LA CONTAMINACIÓN INDUSTRIAL DEL ACUÍFERO
ÁREA METROPOLITANA DE MONTERREY (1906), ESTADO DE NUEVO LEÓN,
ÁREA NORTE “CAMPUS UANL”, APLICANDO LA METODOLOGÍA DRASTIC-
PM MODIFICADA”**

Aprobación de la tesis

**Dr. Héctor de León Gómez
DIRECTOR DE TESIS**

**Dr. Arquímedes Cruz López
Co-Director**

**Dra. Liliana Lizárraga Mendiola
Asesor externo**

**Dr. Ricardo Alberto Cavazos González
Evaluador**

**Dr. Vsevolod Yutsis
Evaluador**

**Dr. Gerardo de Jesús Fajardo San Miguel
SUBDIRECTOR DE ESTUDIOS DE POSGRADO E INVESTIGACIÓN**

DEDICATORIA

A mis padres, **Ana Martínez Escalante y Leonardo Pérez Barrios**, por ser mi apoyo inquebrantable y mi ejemplo más grande de amor y fortaleza. Los amo profundamente; ustedes son y siempre serán lo más importante en mi vida.

A mi mejor amiga, **Georgina Guadalupe Rodríguez Jasso †**, cuya presencia permanece viva en mi corazón. Han pasado ya diez años de su partida, pero su luz sigue iluminando mis días y en mis sueños aún me visita, regalándome paz y alegría.

A ese pequeño **ángel †**, que me acompañó fugazmente y dejó en mi alma una huella eterna. Aunque su estancia fue breve, su existencia me transformó y me dio fuerzas para continuar en los momentos más difíciles.

A mi novio, **Raúl Alejandro Navarro Tovar**, por caminar a mi lado durante esta etapa tan significativa.

A mi hermana, **Alejandra Carolina Pérez Martínez**, por su cariño y complicidad, siempre presentes en mi vida.

A mis sobrinos, **Cristian y Regina**, quienes llenan mi corazón de alegría, los amo.

A mis suegros, **Raúl Navarro y Juanita Tovar**, por brindarme su cariño y apoyo en este camino.

AGRADECIMIENTOS

Agradezco a la Facultad de Ingeniería Civil-UANL y al departamento de Estudios de Posgrado e Investigación por brindar su apoyo en todo momento para el desarrollo profesional de sus estudiantes.

Al Dr. Héctor de León Gómez, por la dedicación y el apoyo brindado en el desarrollo de la presente tesis.

Al comité evaluador de esta tesis durante mi estancia en el Doctorado , por sus asertivos comentarios y recomendaciones para el beneficio de la presente investigación.

Al comité de revisión de tesis, por su apoyo, tiempo y consejos.

Al director de la Facultad de Ingeniería Civil, Dr. Ricardo González Alcorta, y al subdirector de vinculación, Dr. Adrián Leonardo Ferriño Fierro, por la autorización, los fondos y la maquinaria para la elaboración de un pozo de sondeo en la Facultad de Ingeniería Civil, para fines de esta tesis.

A la Secretaría de Ciencia, Humanidades, Tecnología e Innovación (SECIHTI, antes CONACYT), por el apoyo económico en forma de beca doctoral durante el desarrollo de la presente investigación.

A PAICYT, por brindar los fondos necesarios para llevar a cabo esta investigación.

A mis compañeros de Doctorado.

A Karla, que se ha convertido en una amiga de alma. Te quiero mucho y siempre podrás contar conmigo; tu amistad ha sido un regalo que ha hecho que esta etapa sea más ligera, divertida y memorable.

A Linda, gracias por cada sonrisa, conversación y buen momento compartido durante el posgrado. Tu compañía hizo que los días fueran más amables y alegres, y siempre recordaré nuestra cercanía con cariño.

Finalmente, agradezco a todas aquellas personas que me apoyaron de manera directa o indirecta en el desarrollo de la presente tesis.

RESUMEN

La acelerada urbanización y el crecimiento industrial en el Área Metropolitana de Monterrey (AMM) han incrementado la vulnerabilidad del agua subterránea a la contaminación, lo que hace crucial su evaluación para identificar las zonas más susceptibles a los impactos antrópicos. Esta investigación evalúa la vulnerabilidad de una zona del acuífero “Área Metropolitana de Monterrey (1906)” que subyace al Campus Ciudad Universitaria de la Universidad Autónoma de Nuevo León, denominado acuífero “Campus UANL”, el cual se encuentra rodeado de industrias metalúrgicas, mediante la comparación de dos metodologías basadas en SIG: DRASTIC y la DRASTIC-PM modificada. Ambos enfoques fueron calibrados con valores medidos de conductividad eléctrica (CE), Al^{3+} y Co^{2+} . Las características del acuífero se representaron mediante mapas temáticos de distribución y cartas piezométricas, que permitieron visualizar las variaciones espaciales de sus propiedades hidrogeológicas. Los resultados revelaron que las zonas más vulnerables se localizan al noreste del área de estudio. Ambas metodologías identificaron una alta vulnerabilidad a la contaminación; sin embargo, la metodología DRASTIC-PM modificada demostró mayor precisión en la delimitación de áreas críticas al considerar tanto las fuentes de contaminación como la gestión del recurso hídrico. Este enfoque presentó el coeficiente de determinación (r^2) más elevado, con valores de 0.63, 0.89 y 0.64 para CE, Al^{3+} y Co^{2+} , respectivamente. Posteriormente, se aplicó un análisis de sensibilidad para determinar el peso efectivo de los parámetros, con lo cual el r^2 para Co^{2+} se incrementó a 0.68, optimizando aún más la precisión del método. Los parámetros críticos identificados fueron topografía, fuentes de contaminación, recarga neta y tipo de suelo. Estos hallazgos contribuyen a mejorar la caracterización de la vulnerabilidad de acuíferos en contextos urbanos e industriales, optimizando las estrategias de gestión hídrica.

ABSTRACT

Accelerated urbanization and industrial growth in the Monterrey Metropolitan Area (MMA) have increased the vulnerability of groundwater to contamination, making its assessment crucial for identifying areas most susceptible to anthropogenic impacts. This research evaluates the vulnerability of the “Área Metropolitana de Monterrey (1906)” aquifer that underlies the Ciudad Universitaria Campus of the Universidad Autónoma de Nuevo León, called the “Campus UANL” aquifer, surrounded by metallurgical industries, by comparing two GIS-based models: DRASTIC and modified DRASTIC-PM. Both models were calibrated with measured electrical conductivity (EC), Al^{3+} , and Co^{2+} values. The aquifer characteristics were represented by thematic distribution maps and piezometric charts, which enabled the visualization of the spatial variations in its hydrogeological properties. The results revealed that the most vulnerable zones are located northeast of the study area. Both models identified high vulnerability to contamination; however, modified DRASTIC-PM demonstrated greater precision in pinpointing critical areas by taking into account sources of contamination and water management. This model presented the highest coefficient of determination (r^2), with values of 0.63, 0.89, and 0.64 for EC, Al^{3+} , and Co^{2+} , respectively. Subsequently, a sensitivity analysis was performed to determine the effective weight of the model. As a result, the r^2 for Co^{2+} increased to 0.68, thereby further optimizing the model's accuracy. The critical parameters identified were topography, pollution sources, net recharge, and soil type. These findings improve the characterization of aquifer vulnerability in urban and industrial settings, optimizing water management strategies.

Tabla de contenido

1.	GENERALIDADES	1
1.1.	INTRODUCCIÓN	1
1.1.1.	Disponibilidad de agua dulce	2
1.1.2.	Cambio climático e intensificación del ciclo hídrico	3
1.1.3.	Desafíos frente a los Objetivos de Desarrollo Sostenible (ODS).....	3
1.1.4.	Impactos de la industria en el recurso hídrico.....	4
1.1.5.	Sostenibilidad del agua	4
1.1.6.	Calidad del agua.....	5
1.1.7.	Gestión de recursos hídricos	6
1.2.	PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA	9
1.3.	JUSTIFICACIÓN	10
1.4.	HIPÓTESIS.....	10
1.5.	OBJETIVOS	10
1.5.1.	Objetivo general.....	10
1.5.2.	Objetivos específicos	10
1.6.	MARCO TEÓRICO.....	11
1.6.1.	Antecedentes	11
1.6.1.1.	<i>Problemática global de la calidad del agua subterránea.....</i>	11
1.6.1.2.	<i>Problemática regional: México y acuíferos semiáridos</i>	12
1.6.1.3.	<i>DRASTIC: herramienta de evaluación de vulnerabilidad.....</i>	12
1.6.1.4.	<i>Aplicaciones de DRASTIC modificado a nivel internacional en zonas áridas</i>	12
1.6.1.5.	<i>Aplicaciones de DRASTIC modificado en México.....</i>	14
1.6.1.6.	<i>Contaminación del agua subterránea en Nuevo León.....</i>	15
1.6.1.7.	<i>Estudios históricos del acuífero del AMM.....</i>	15
1.6.1.8.	<i>Evaluación de calidad y riesgo del AMM.....</i>	16
1.6.1.9.	<i>Evidencias de contaminación metálica asociada a la industria.....</i>	17
1.6.1.10.	<i>Síntesis y marco para la investigación</i>	18
1.6.2.	Fundamentos de hidrogeología	18
1.6.2.1.	<i>Definición e importancia del agua subterránea</i>	20
1.6.2.2.	<i>Ciclo hidrológico</i>	20
1.6.2.3.	<i>Características de los acuíferos</i>	23
1.6.2.4.	<i>Dinámica del agua subterránea</i>	25
1.6.2.5.	<i>Contaminación de acuíferos</i>	27
1.6.2.6.	<i>Vulnerabilidad de los acuíferos</i>	28

1.6.3.	Métodos de evaluación de vulnerabilidad.....	29
1.6.4.	Metodología DRASTIC	31
1.6.5.	Modificaciones a la metodología DRASTIC	33
1.6.6.	Análisis de sensibilidad.....	34
1.6.6.1.	<i>Análisis de sensibilidad por eliminación</i>	34
1.6.6.2.	<i>Análisis de sensibilidad de un solo parámetro</i>	34
1.6.7.	Calibración de los métodos de evaluación de vulnerabilidad	35
1.6.8.	Uso de SIG en evaluación de vulnerabilidad	35
2.	CARACTERIZACIÓN DE LA ZONA DE ESTUDIO.....	37
2.1.	LOCALIZACIÓN.....	37
2.2.	FISIOGRAFÍA.....	38
2.2.1.	Provincia fisiográfica	38
2.2.2.	Clima.....	39
2.2.3.	Hydrografía	40
2.2.4.	Hidrología	41
2.2.4.1.	<i>Sequía</i>	42
2.3.	GEOLOGÍA	43
2.4.	HIDROGEOLOGÍA	45
2.5.	PROBLEMÁTICA DEL AGUA EN EL AMM	48
3.	METODOLOGÍA.....	49
3.1.	Fase 1 - Recopilación de datos.....	50
3.1.1.	Revisión bibliográfica	50
3.1.2.	Identificación de aprovechamientos hidráulicos.....	51
3.1.3.	Identificación de fuentes de contaminación.....	52
3.1.4.	Medición de nivel freático	52
3.1.4.1.	<i>Medición de parámetros fisicoquímicos in situ</i>	54
3.1.4.2.	<i>Toma de muestras de agua</i>	55
3.2.	Fase 2 - Análisis de datos.....	57
3.2.1.	Análisis de laboratorio	57
3.2.2.	Identificación de contaminantes.....	58
3.2.3.	Comparación con normas ambientales.....	58
3.3.	Fase 3 - Análisis de vulnerabilidad	59
3.3.1.	Procesado de información.....	59
3.3.2.	Análisis de parámetros	59

3.3.3.	Determinación de la vulnerabilidad	63
3.4.	Fase 4 – Validación del método	64
3.4.1.	Representación espacial	64
3.4.2.	Análisis de regresión lineal	64
3.4.3.	DRASTIC-PM modificada	65
3.4.4.	Análisis de sensibilidad.....	66
4.	DISCUSIÓN Y RESULTADOS	68
4.1.	Parámetros fisicoquímicos	68
4.1.1.	Parámetros físicos	68
4.1.1.1.	<i>Temperatura</i>	68
4.1.1.2.	<i>Conductividad eléctrica</i>	69
4.1.1.3.	<i>pH</i>	71
4.1.2.	Parámetros químicos	71
4.1.2.1.	<i>Cloruros</i>	72
4.1.2.2.	<i>Sulfatos</i>	72
4.1.2.3.	<i>Nitratos y Nitritos</i>	73
4.1.2.4.	<i>Fosfatos</i>	73
4.1.2.5.	<i>Sodio</i>	74
4.1.2.6.	<i>Potasio</i>	74
4.1.2.7.	<i>Calcio</i>	74
4.1.2.8.	<i>Magnesio</i>	75
4.1.2.9.	<i>Bromo</i>	75
4.1.2.10.	<i>Análisis de iones mayoritarios</i>	75
4.1.2.11.	<i>Interpretación hidrogeoquímica mediante el diagrama de Piper</i>	76
4.2.	Piezometría.....	77
4.3.	Análisis de iones metálicos	80
4.4.	Mapas temáticos de distribución de contaminantes	83
4.5.	Modelación geoquímica	84
4.6.	Vulnerabilidad del agua subterránea	85
4.6.1.	Parámetros DRASTIC.....	86
4.6.2.	Parámetros DRASTIC-PM modificada.....	88
4.6.3.	Mapas de vulnerabilidad DRASTIC y DRASTIC-PM modificada	89
4.6.4.	Calibración y validación de métodos	90
4.6.5.	Análisis de Sensibilidad por eliminación.....	92

4.6.6.	Análisis de Sensibilidad de un solo parámetro.....	93
4.6.7.	Mapas de vulnerabilidad de la metodología DRASTIC-PM efectiva.....	94
5.	CONCLUSIONES.....	96
6.	RECOMENDACIONES	98
7.	BIBLIOGRAFÍA	100
8.	ANEXOS	122

Índice de Figuras

<i>Figura 1. Agua limpia y saneamiento del ODS 6, año 2025 (Jeffrey et al., 2025).</i>	1
<i>Figura 2. Porcentajes de agua disponible (FUNCAGUA, 2024).</i>	2
<i>Figura 3. Objetivo 6 del Desarrollo Sostenible y sus metas (PNUMA, 2021).</i>	4
<i>Figura 4. Ciclo del agua modificado de Kuang et al. (2024).</i>	21
<i>Figura 5. Capilaridad, modificado de (Michigan State University, 1991).</i>	22
<i>Figura 6. Representación de tipos de acuíferos. a) acuífero de poros, el agua se mueve en los poros intrínsecos; b) acuífero de grietas, el agua se mueve a través de las fracturas; c) acuífero kárstico, el agua se mueve en los huecos kársticos (Werner, 1996).</i>	23
<i>Figura 7. Esquema de acuíferos confinados y no confinados (Navarro, 2020).</i>	24
<i>Figura 8. Movimiento del agua subterránea a través de material uniformemente permeable (Tarbuck & Lutgens, 2005).</i>	25
<i>Figura 9. Cálculo de gradiente hidráulico (Tarbuck & Lutgens, 2005).</i>	25
<i>Figura 10. Comparación conceptual de métodos de índice para la vulnerabilidad de acuíferos. Elaboración propia (2025).</i>	31
<i>Figura 11. Ubicación del área de estudio: a) ubicación del estado de Nuevo León, b) acuífero de la Zona Metropolitana de Monterrey y c) límites del área de estudio (modificados del Servicio Geológico Mexicano y Google Earth, 2024).</i>	38
<i>Figura 12. Regionalización fisiográfica de Nuevo León (Guzmán-Lucio et al., 2013).</i>	39
<i>Figura 13. Ubicación geográfica del AMM (C. Monforte García, Benítez, y Gaudiano 2012).</i>	40
<i>Figura 14. Precipitación histórica 1985-2025. Elaboración propia con base en información del SIH (Comisión Nacional del Agua, 2025b).</i>	41
<i>Figura 15. a) Fotografía de la Presa La Boca, en Santiago, Nuevo León (14/07/2022), b) Fotografía de la Presa Cerro Prieto, en Linares, Nuevo León (09/07/2021) (Cruz, 2021; A. Rodríguez, 2021).</i>	42
<i>Figura 16. Geología del AMM. Elaboración propia con base en información del Servicio Geológico Mexicano (SGM, 2025).</i>	43
<i>Figura 17. Columna estratigráfica de la SMO (modificado de Michalzik, 1988).</i>	44
<i>Figura 18. Estratigrafía del Valle de Monterrey (modificado de Padilla et al., 1982; Ibarra, 2015).</i>	45
<i>Figura 19. Ubicación del acuífero de Monterrey (CONAGUA, 2020).</i>	45
<i>Figura 20. Perfil hidroestratigráfico del campus Ciudad Universitaria con presencia de oxidación en un acuífero poroso (modificado de Silva et al., 2015).</i>	47
<i>Figura 21. Diagrama general de la metodología.</i>	50
<i>Figura 22. Delimitación preliminar de la zona de estudio dentro del campus de Ciudad Universitaria, UANL.</i>	51
<i>Figura 23. Ubicación industrias potencialmente contaminantes cercanas (editado en Google Earth, 2024).</i>	52
<i>Figura 24. Medición de niveles de agua subterránea en diferentes pozos de la zona de estudio.</i>	53

Figura 25. Esquema del procedimiento de medición del NF mediante sonda eléctrica Solinst.....	54
Figura 26. Toma de muestras de agua en campo en los distintos aprovechamientos hidráulicos.....	56
Figura 27. Diagrama del conjunto de datos y procedimiento para la estimación de la vulnerabilidad del agua subterránea mediante DRASTIC y DRASTIC-PM modificada.....	61
Figura 28. Mapa de temperaturas promedio en el agua subterránea del acuífero Campus Ciudad Universitaria.....	69
Figura 29. Mapa de conductividades promedio en el agua subterránea del acuífero Campus Ciudad Universitaria.....	70
Figura 30. Mapa de pH promedio en el agua subterránea del acuífero Campus Ciudad Universitaria.....	71
Figura 31. Diagrama de Piper para la clasificación hidroquímica de las muestras subterráneas (WUA-1, WUA-2, WUA-5, WUA-6 y WUA-7).....	76
Figura 32. Cartas piezométricas del acuífero "Campus UANL" que representan condiciones de tormenta, sequía y normales.....	77
Figura 33. Concentraciones de Mn^{2+} en el acuífero "Campus UANL" con el paso del tiempo.....	83
Figura 34. Concentraciones de Al^{3+} en el acuífero "Campus UANL" con el paso del tiempo.....	83
Figura 35. Concentraciones de Fe^{3+} en el acuífero "Campus UANL" con el paso del tiempo.....	84
Figura 36. Registro de mediciones del NF.....	86
Figura 37. Mapas de clasificación a) profundidad del NF, b) recarga neta, c) medio acuífero, d) tipo de suelo, e) topografía, f) impacto de zona vadosa y g) conductividad hidráulica.....	87
Figura 38. Mapas de clasificación, a) mapeo de fuentes de contaminación y b) manejo de recursos hídricos.....	89
Figura 39. Mapas de vulnerabilidad del acuífero "Campus UANL", obtenidas mediante los siguientes métodos: a) DRASTIC y b) DRASTIC-PM.....	89
Figura 40. Gráficas de dispersión para calibración de la metodología DRASTIC.....	91
Figura 41. Gráficas de dispersión para calibración de la metodología DRASTIC-PM modificada.....	91
Figura 42. Mapa de vulnerabilidad del acuífero "Campus UANL", mediante DRASTIC-PM con pesos efectivos.....	94
Figura 43. Gráficas de dispersión para calibración de la metodología DRASTIC-PM efectiva.....	95

Índice de Tablas

<i>Tabla 1. Metodologías populares para determinar la vulnerabilidad del agua subterránea.</i>	29
<i>Tabla 2. Desglose de simbología para puntos de muestreo (elaboración propia, 2020).</i>	51
<i>Tabla 3. Metodologías utilizadas en la determinación de los diferentes parámetros analizados (García, 2017).</i>	57
<i>Tabla 4. Clasificación de los parámetros de la metodología DRASTIC (Aller et al., 1987).</i>	62
<i>Tabla 5. Peso asignado a cada parámetro según su importancia (Aller et al., 1987).</i>	63
<i>Tabla 6. Clasificación de la vulnerabilidad metodología DRASTIC (Soyaslan, 2020).</i>	64
<i>Tabla 7. Valor asignado a cada parámetro según su importancia.</i>	65
<i>Tabla 8. Clasificación de los parámetros Mapeo de fuentes de contaminación (P) y gestión de recursos hídricos (M) de la metodología DRASTIC.</i>	66
<i>Tabla 9. Límites máximos permisibles (LMP) establecidos por diversas normativas y su comparación con las concentraciones detectadas en la zona de estudio, (elaboración propia, 2024).</i>	75
<i>Tabla 10. Niveles piezométricos (elaboración propia, 2023).</i>	78
<i>Tabla 11. Concentración de iones metálicos y su comparación con los LMP.</i>	81
<i>Tabla 12. Análisis de modelación hidrogeoquímica</i>	84
<i>Tabla 13. Estadísticas del análisis de sensibilidad por eliminación.</i>	92
<i>Tabla 14. Estadísticas del análisis de sensibilidad de un solo parámetro (SPSA).</i>	93

Índice de Gráficas

<i>Gráfica 1. Registro de temperaturas en el agua subterránea (°C) (elaboración propia, 2023).</i>	68
<i>Gráfica 2. Representación de conductividades eléctricas (elaboración propia, 2023).</i>	70
<i>Gráfica 3. Registro de niveles piezométricos en pozo WAU-1.</i>	78
<i>Gráfica 4. Registro de niveles piezométricos en pozo WAU-2.</i>	78
<i>Gráfica 8. Registro de niveles piezométricos en pozo WAU-6.</i>	79
<i>Gráfica 7. Registro de niveles piezométricos en pozo WAU-5.</i>	79
<i>Gráfica 6. Registro de niveles piezométricos en pozo WAU-4.</i>	79
<i>Gráfica 5. Registro de niveles piezométricos en pozo WAU-3.</i>	79
<i>Gráfica 9. Registro de niveles piezométricos en pozo WAU-7.</i>	80

1. GENERALIDADES

1.1. INTRODUCCIÓN

México enfrenta una creciente crisis hídrica caracterizada por una distribución desigual de los recursos, con el 77% de la población concentrada en regiones que solo disponen del 32% del agua renovable del país (Pacheco-Treviño et al., 2024). Esta disparidad se ve acentuada por la sobreexplotación de acuíferos, especialmente en el norte y centro del país, donde la demanda supera la capacidad de recarga natural de los mantos acuíferos (Gómez et al., 2020). Además, el país se enfrenta a un estrés hídrico creciente, ocupando el lugar 26 a nivel mundial en este indicador (World Resources Institute, 2025).

En 2023, el cumplimiento del Objetivo de Desarrollo Sostenible (ODS) 6, centrado en la gestión sostenible del agua, fue del 69.9%, por debajo del promedio en América Latina y el Caribe, que fue del 72.6%, mientras que para el 2025 estaba marcado con situación de “quedan grandes desafíos”, siendo la evaluación más crítica (figura 1) (Jeffrey et al., 2025).

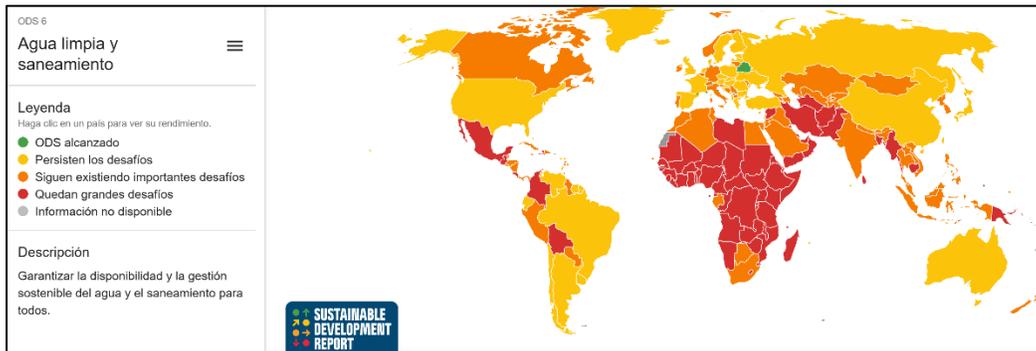


Figura 1. Agua limpia y saneamiento del ODS 6, año 2025 (Jeffrey et al., 2025).

Además, la calidad del agua subterránea en la región se ve afectada por la contaminación derivada de actividades industriales y agrícolas, representando un desafío adicional para garantizar el acceso a agua potable segura (Ramos et al., 2023).

Particularmente en el Área Metropolitana de Monterrey (AMM), la dependencia del agua subterránea es alarmante. Aproximadamente el 44% del suministro de agua proviene de fuentes subterráneas, y los acuíferos de la región muestran signos de sobreexplotación debido a la extracción excesiva por parte de la industria y la agricultura. Este agotamiento no solo pone en riesgo la disponibilidad futura del recurso, sino que también compromete su calidad,

ya que la reducción de los niveles piezométricos puede facilitar la intrusión de contaminantes. La situación exige una gestión integral que considere tanto la cantidad como la calidad del agua, implementando políticas que promuevan la conservación, el tratamiento adecuado y la protección de las fuentes de agua subterránea (Aguilar & Monforte, 2018a).

1.1.1. Disponibilidad de agua dulce

Aunque el agua es el elemento más frecuente en la Tierra, únicamente 2,53% del total es agua dulce y el resto es agua salada (figura 2). Aproximadamente las dos terceras partes del agua dulce se encuentran inmobilizadas en glaciares y al abrigo de nieves perpetuas (Organización de las Naciones Unidas, 2025).

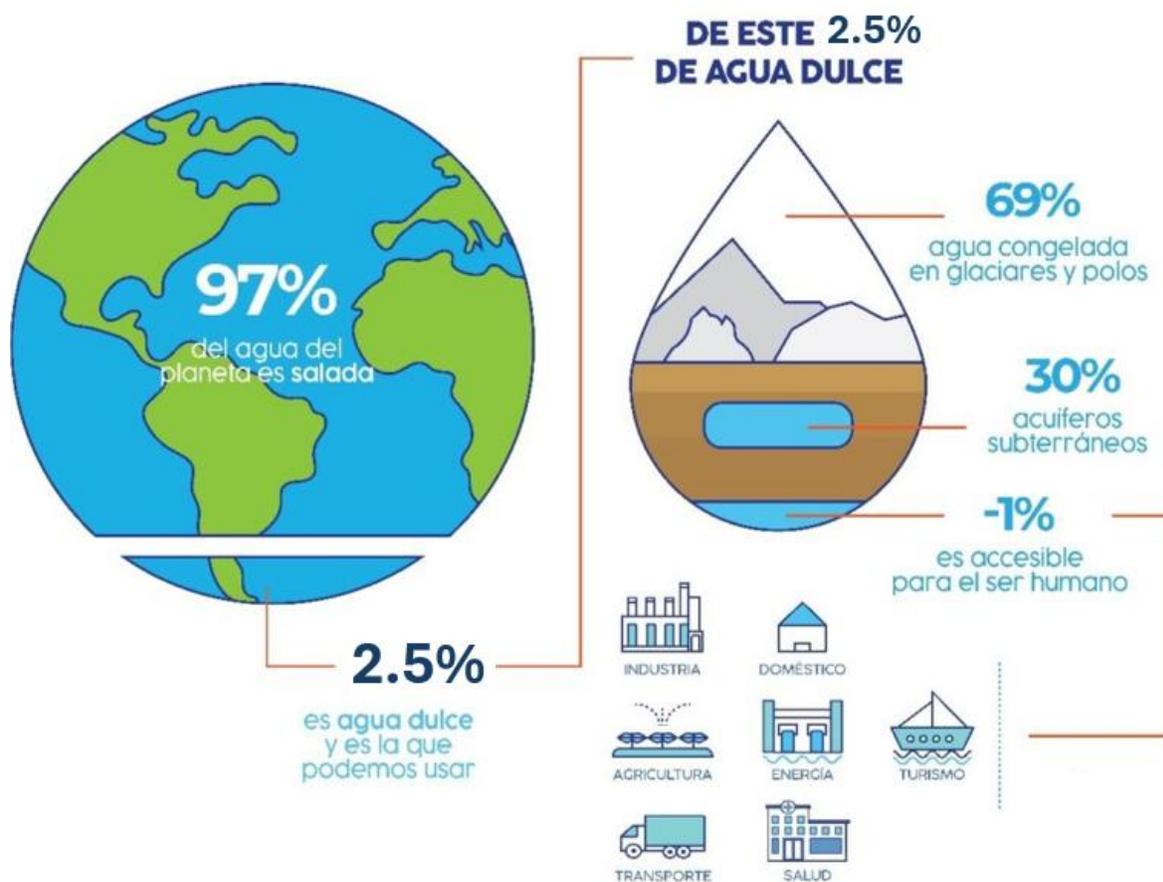


Figura 2. Porcentajes de agua disponible (FUNCAGUA, 2024)

El uso de agua dulce ha aumentado de manera constante, a un ritmo cercano al 1 % anual, impulsado por factores como el desarrollo socioeconómico y los cambios en los patrones de consumo. Aunque la agricultura concentra alrededor del 70 % de las

extracciones, los sectores industriales ($\approx 20\%$) y doméstico ($\approx 10\%$) son los principales motores de la creciente demanda. Actualmente, casi la mitad de la población mundial experimenta escasez de agua al menos una parte del año, y una cuarta parte enfrenta estrés hídrico extremo, utilizando más del 80% de su suministro renovable anual de agua dulce. En los países de ingresos bajos, la deficiente calidad del agua se relaciona con el escaso tratamiento de las aguas residuales; mientras que, en los países de ingresos altos, las escorrentías agrícolas representan la principal amenaza. A nivel global, la información sobre calidad del agua es aún insuficiente, lo que limita la capacidad de respuesta ante esta crisis (Naciones Unidas, 2024).

En los países de ingresos bajos, la mala calidad del agua se debe principalmente al escaso tratamiento de las aguas residuales; mientras que en los de ingresos altos, las escorrentías agrícolas constituyen el principal problema. A nivel global, los datos sobre calidad del agua siguen siendo limitados, dificultando un diagnóstico completo (Naciones Unidas, 2024).

1.1.2. Cambio climático e intensificación del ciclo hídrico

La industria y el agua mantienen una relación bidireccional: la primera consume y contamina grandes volúmenes de agua dulce, mientras que la disponibilidad, calidad y accesibilidad del recurso generan riesgos para la producción. Sectores como el textil, la minería, la metalurgia y la alta tecnología son especialmente vulnerables, dado que dependen del recurso y, a la vez, generan impactos severos sobre él. El cambio climático amplifica esta relación, al intensificar la frecuencia y magnitud de fenómenos extremos como sequías e inundaciones, incrementando así los riesgos para los ecosistemas, las cadenas de suministro y la salud humana (Ceres, 2022).

1.1.3. Desafíos frente a los Objetivos de Desarrollo Sostenible (ODS)

Ninguna de las metas del ODS 6: Agua limpia y saneamiento (figura 3) muestra un avance suficiente. En 2022, más de 2.200 millones de personas carecían de acceso a agua potable gestionada de manera segura y 3.500 millones no contaban con servicios de saneamiento adecuados. La brecha es más marcada en áreas rurales, donde habita la mayoría de las personas sin acceso básico al agua. Al mismo tiempo, las ciudades no han logrado

responder al ritmo acelerado del crecimiento urbano, lo que agudiza la presión sobre los sistemas de abastecimiento y saneamiento (Naciones Unidas, 2024).



Figura 3. Objetivo 6 del Desarrollo Sostenible y sus metas (PNUMA, 2021).

1.1.4. Impactos de la industria en el recurso hídrico

La industria minera y metalúrgica es la mayor responsable de la contaminación por metales; sin embargo, sectores de alta tecnología (fabricación de semiconductores, baterías y componentes electrónicos) también liberan elementos tóxicos como mercurio, plomo, zinc, litio y cromo en las aguas residuales y a través de la lixiviación de residuos electrónicos. Estos metales son persistentes en ríos y lagos, se bioacumulan y afectan tanto a los ecosistemas como a la salud humana. Frente a esta situación, es indispensable que la industria desvincule la relación entre agua y producción, incorporando prácticas que integren beneficios económicos y ambientales (Ceres, 2022).

1.1.5. Sostenibilidad del agua

Según Martínez et al. (1998), una problemática respecto al aprovechamiento de los recursos hídricos es debido a que la gestión del medio ambiente suele abordarse desde dos concepciones divergentes:

- I. **Biocentrismo:** la naturaleza es en sí misma el origen y el sustento de la vida más allá de la vida humana
- II. **Antropocentrismo:** la naturaleza es considerada como un reservorio de recursos para satisfacer las necesidades humanas

Entre estas dos concepciones extremas oscila la estrategia de manejo de la naturaleza; sin embargo, en los países capitalistas, la sociedad suele inclinarse por el antropocentrismo, provocando en muchos de los casos problemas ambientales irreversibles.

La sostenibilidad de los recursos hídricos demanda que las fuentes de agua se encuentren en condiciones de abastecer el uso humano y que al mismo tiempo cumplan sus funciones en el ecosistema, para asegurar su propia subsistencia (Aguilar & Monforte, 2018a).

La región norte de México se caracteriza por sus altas tasas de crecimiento poblacional y escasez de agua; de acuerdo con datos de la CONAGUA, la disponibilidad per cápita de agua para el año 2030 será menor que 1000 m³. Además, el norte de México registra una tasa de crecimiento poblacional anual de 2.4%, siendo superior al promedio nacional de 1.6%. El elevado crecimiento urbano aunado a la disponibilidad de agua per cápita resultarán en una situación insostenible con graves problemas de escasez de agua en la región si no se toman acciones al respecto (Aguilar, 2011).

1.1.6. Calidad del agua

La supervivencia del ser humano depende en gran medida del aprovechamiento de los recursos naturales; sin embargo, la ausencia de una planeación adecuada y el desconocimiento de las consecuencias de un uso ineficiente han derivado en la contaminación de los ecosistemas (Carabias & Landa, 2007). El recurso hídrico se ha visto particularmente afectado por descargas de compuestos químicos de creciente complejidad, lo que dificulta su tratamiento y genera riesgos significativos para las aguas superficiales y subterráneas (Samboni et al., 2007a).

Ante esta situación, diversas instituciones (dependencias gubernamentales, organismos ambientales y universidades) han impulsado programas de monitoreo con el fin

de evaluar el impacto antrópico sobre los recursos hídricos a través del análisis químico, físico y biológico del agua (Samboni et al., 2007; UNESCO, 2003).

La contaminación hídrica se entiende como la introducción de sustancias o formas de energía que, producto de la actividad humana, ocasionan riesgos para la salud, daños a los ecosistemas o pérdida de la calidad del recurso (Verma, 2005). En este sentido, se considera que un agua está contaminada cuando ha sufrido alteraciones que la hacen inadecuada para el uso previsto. No obstante, esta definición puede resultar ambigua, ya que la aceptación de un agua para consumo o para otros usos depende de criterios normativos específicos que varían de acuerdo con las instituciones y los marcos regulatorios bajo los cuales se evalúe su calidad (OMS, 2018).

El agua, incluso en su estado natural, contiene compuestos disueltos que varían en concentración dependiendo de factores climáticos, geológicos e hidrológicos. En el caso de las aguas subterráneas, la composición química se determina principalmente por el tipo de suelo y roca con la que el agua entra en contacto, el tiempo de residencia, la permeabilidad del acuífero y las condiciones climáticas locales (Castaño, 2003). En determinadas circunstancias, estas condiciones pueden generar concentraciones de iones o elementos que superan los límites aceptables para consumo humano o uso agrícola (OMS, 2018).

Garantizar la sostenibilidad de las fuentes locales de agua implica mantener su calidad, lo que requiere cumplir con la normatividad vigente en materia de recursos hídricos y aguas residuales. En México, los acuíferos presentan un deterioro progresivo relacionado con la deficiente aplicación de tecnologías de saneamiento y la falta de instrumentos confiables para diagnosticar la magnitud de los problemas (Carabias & Landa, 2007).

1.1.7. Gestión de recursos hídricos

Las actividades humanas dependen del abastecimiento de agua, el cual proviene de dos fuentes convencionales: superficial y subterránea; esta última suele ser aprovechada por su flujo en manantiales o aplicando mecanismos de extracción mediante perforaciones en el suelo (norias y pozos profundos). La importancia del agua subterránea radica en que representa la fuente única de abastecimiento en muchas regiones áridas del planeta (Vasanthavigar et al., 2011).

La mayoría de los países y regiones utilizan aguas subterráneas como fuente principal para su suministro de agua (Dai et al., 2016). Pero a raíz del desarrollo industrial y económico, las aguas subterráneas se contaminan debido a la descarga de contaminantes y la contaminación representa un riesgo significativo para la salud de los seres humanos (Zedadra et al., 2019).

Como consecuencia del desarrollo industrial y económico, numerosos acuíferos han sido afectados por la contaminación derivada del manejo inadecuado y la disposición incorrecta de residuos contaminantes, lo cual representa un riesgo significativo para la salud pública y ambiental (Carranza Ugarte, 2018).

En regiones áridas, la gestión sostenible del recurso hídrico demanda la implementación de estrategias orientadas a la recuperación, estabilización y conservación de las fuentes subterráneas de abastecimiento. Asimismo, es fundamental fomentar la generación de conocimiento científico que permita comprender el comportamiento hidrogeológico del sistema acuífero, así como promover programas de educación ambiental dirigidos a la concientización social sobre el uso responsable y la protección del agua (G. Martínez, 2018).

En la actualidad, la contaminación de las aguas subterráneas se ha convertido en un grave problema. Debido a tal situación, es de suma importancia evaluar y remediar sitios contaminados. Infortunadamente, solo existen pocos estudios que abordan la influencia de los metales en la evaluación de riesgos para la salud humana. Debido a tal problemática, es necesario realizar evaluaciones de la calidad del agua subterránea con respecto a la abundancia de metales en sitios contaminados o cerca de industrias. La modelación geoquímica puede ayudar a predecir y confirmar los procesos que ocurren en estos ambientes (Lai et al., 2019).

La evaluación de la vulnerabilidad de las aguas subterráneas constituye un elemento esencial en su gestión, ya que permite conocer de manera rápida y sencilla las condiciones del recurso, reduciendo costos y complementando los resultados obtenidos mediante programas de monitoreo (Bai et al., 2012; Wachniew et al., 2016). El propósito central de este tipo de evaluación es identificar las áreas más susceptibles a la contaminación derivada

de actividades antropogénicas, lo que facilita la implementación de medidas preventivas y de protección (Shrestha et al., 2016).

En ese marco, la evaluación de la vulnerabilidad de las aguas subterráneas suministra una herramienta de gran utilidad que proyecta medidas de remediación con la finalidad de reducir o evitar la contaminación de las aguas subterráneas (Lai et al., 2019).

La contaminación del agua subterránea por metales pesados en zonas impactadas o cercanas a instalaciones industriales representa una preocupación creciente. Evaluar la calidad del agua en estos contextos es esencial; sin embargo, los sistemas de aguas subterráneas suelen ser muy complejos. En este escenario, el modelado geoquímico se presenta como una herramienta clave para predecir y confirmar los procesos que ocurren en estos ambientes, permitiendo una mejor interpretación de cómo se distribuyen y movilizan los contaminantes en el subsuelo (Ashraf et al., 2021; Samal et al., 2024; C. K. Singh et al., 2014).

En la presente investigación se evalúan la vulnerabilidad intrínseca y la vulnerabilidad específica del acuífero “Campus UANL”, mediante las metodologías DRASTIC y DRASTIC-PM modificada. Para la evaluación de la vulnerabilidad intrínseca se consideran siete parámetros DRASTIC: profundidad del agua (D), recarga neta (R), medio acuífero (A), medio de suelo (S), topografía (T), impacto de zona vadosa (I) y conductividad hidráulica (C), y para la evaluación de la vulnerabilidad específica se utilizan dos parámetros adicionales: mapeo de fuentes de contaminación (P) y manejo de recursos hídricos (M). Los parámetros se desarrollan clasificándolos según su contribución a la calidad del agua subterránea (Aller et al., 1987). La eficacia de los métodos se optimiza aplicando análisis de sensibilidad para maximizar el coeficiente de correlación (r^2) entre el índice de vulnerabilidad y los indicadores de contaminación (Z. Rehman et al., 2024).

El aluminio (Al^{3+}) y el cobalto (Co^{2+}) pueden ser utilizados como indicadores de contaminación en la calibración de las metodologías debido a su toxicidad y a las concentraciones significativas de estos elementos presentes en la zona de estudio, las cuales provienen de las industrias metalúrgicas cercanas (Pabón et al., 2020; Pérez, 2019).

1.2. PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA

El AMM es caracterizada por ser una zona industrial; en los últimos años se ha presentado un incremento de población (2.6 millones de habitantes en 1990 a 5.3 millones en 2020), lo que a su vez agrava la problemática ambiental. La demanda de agua potable para fines domésticos (actualmente de $16\text{m}^3/\text{s}$, dónde en la época de sequía en 2022 se aportaban solamente $12.65\text{m}^3/\text{s}$, con un déficit de más de $3\text{m}^3/\text{s}$), el aumento de producción de desechos por parte de los habitantes y las industrias, podrían tener gran impacto en la calidad de las aguas superficiales y subterráneas en la zona (CONAGUA, 2022).

En diversas investigaciones se han reportado la presencia de elementos potencialmente tóxicos (Cl^- , SO_4^{2-} , Fe^{3+} , Mn^{2+} , Al^{3+}) en el acuífero bajo el Campus de Ciudad Universitaria de la UANL (Pérez 2019; de León Gómez et al. 2021; S. García 2017)

Debido a lo anterior, es necesario realizar monitoreo de la calidad del agua tanto superficial como subterránea en el acuífero del AMM. En este caso nos enfocaremos en el caso de estudio “campus UANL” debido a que se encuentra bordeado por industrias principalmente de acero (Ternium, Ferromex, DeAcero, entre otras). Se implementará la metodología DRASTIC-PM modificada con la finalidad de que dicha innovación evalúe la vulnerabilidad específica del acuífero en estudio según sus características geológicas y los contaminantes a los que se encuentra expuesto.

En el estudio de aguas subterráneas resulta fundamental analizar el entorno geológico, ya que éste puede facilitar la infiltración de contaminantes hacia el acuífero. Por ello, es indispensable comprender la dinámica del medio geológico en relación con las condiciones hidrogeológicas de la zona, considerando además las variaciones espaciales y temporales, con el fin de evaluar la vulnerabilidad intrínseca del acuífero frente a la contaminación.

La problemática dirige esta investigación a las siguientes preguntas:

1. ¿Existen elementos potencialmente tóxicos que excedan los límites máximos permisibles establecidos por las normas de calidad del agua en el área de estudio?
2. ¿Dichos elementos o compuestos químicos presentan variaciones espacio-temporales detectables?
3. ¿Cuáles son las posibles fuentes de contaminación hacia el acuífero?

4. ¿Las características geológicas del área de estudio favorecen la infiltración de contaminantes hacia el acuífero?

1.3. JUSTIFICACIÓN

El acuífero urbano del AMM se encuentra bajo estrés hídrico (déficit de más de 3 m³/s), debido a que esta área se encuentra en constante crecimiento poblacional y de infraestructura; dichas condiciones también podrían considerarse fuentes de contaminación hacia las aguas subterráneas. Debido a tal situación, es necesario evaluar la vulnerabilidad del acuífero a la contaminación mediante la aplicación de métodos de determinación de vulnerabilidad apropiados a las características de la zona en estudio, con la finalidad de reconocer las zonas acuíferas vulnerables e implementar políticas para protegerlas y gestionar el recurso hídrico.

1.4. HIPÓTESIS

Es posible determinar la vulnerabilidad intrínseca a la contaminación industrial del acuífero de poros-gravas Monterrey, caso de estudio: campus UANL, a través de la evaluación de los parámetros del acuífero en el área de estudio (profundidad del agua, recarga neta, medio acuífero, medio del suelo, topografía, el impacto de la zona vadosa y la conductividad hidráulica), empleando la metodología DRASTIC-PM modificada, aplicando contaminantes marcadores.

1.5. OBJETIVOS

1.5.1. Objetivo general

La presente investigación tiene el objetivo de determinar la vulnerabilidad del acuífero campus UANL a la contaminación industrial aplicando la metodología DRASTIC-PM modificada según las características de la zona, además, se quiere establecer si las condiciones del acuífero muestran cambios espaciales y temporales, así como el papel de la geología en la posible infiltración de contaminantes hacia el acuífero.

1.5.2. Objetivos específicos

1. Determinar la geología de la zona de estudio y establecer si ésta favorece la infiltración de los contaminantes al agua subterránea.

2. Realizar un mapeo de la zona de estudio y sus alrededores con la finalidad de identificar y clasificar las posibles fuentes de contaminación puntual.
3. Analizar la situación hidrogeológica del área a través de la elaboración e interpretación de las cartas hidrogeológicas, manteniendo un monitoreo del nivel freático (NF) en los diversos aprovechamientos hidráulicos disponibles en la zona.
4. Analizar los parámetros físicoquímicos de las muestras de agua que serán extraídas de los aprovechamientos hidráulicos disponibles.
5. Revisar las normas oficiales que establecen límites máximos permisibles (LMP) para el consumo de agua.
6. Aplicar la metodología DRASTIC-PM modificada para estimar la vulnerabilidad del agua subterránea en el área de estudio y la influencia que ejercen las fuentes de contaminación sobre la calidad del agua subterránea.

1.6. MARCO TEÓRICO

1.6.1. Antecedentes

1.6.1.1. Problemática global de la calidad del agua subterránea

El agua subterránea constituye la principal fuente de abastecimiento en regiones áridas y semiáridas, donde la escasez de lluvias y la alta evaporación limitan el acceso a fuentes superficiales. En países como Irán y Sudáfrica, hasta el 85 % y 70 % del agua potable proviene de acuíferos, respectivamente. De manera similar, en India, China y diversas regiones de África, el agua subterránea es esencial para el consumo humano, la agricultura y la industria (Ahmed et al., 2023; Godfray & Tembo, 2024; Panahi et al., 2021; Priyan, 2021; Tang et al., 2023). Su disponibilidad y calidad dependen de factores geológicos, climáticos y de manejo (Chen et al., 2024; Godfray & Tembo, 2024; Paswan et al., 2024).

Diversos estudios internacionales han documentado que los acuíferos presentan una elevada vulnerabilidad frente a actividades agrícolas, urbanas e industriales que constituyen las principales fuentes de contaminación (Asfaw & Mengistu, 2020; Gómez-Mena et al., 2024; Khelifaoui et al., 2021; Ribeiro et al., 2017; Serra et al., 2021). Además, han reportado la presencia de contaminantes como nitratos, plaguicidas y metales pesados en aguas subterráneas, con efectos directos sobre la salud y los ecosistemas (Michel et al., 2021; Ramalingam et al., 2022; Sanad et al., 2024).

1.6.1.2. Problemática regional: México y acuíferos semiáridos

En México, la sobreexplotación de acuíferos, sumada a descargas de aguas residuales y procesos industriales, incrementa el riesgo de deterioro de la calidad del agua (Castellazzi et al., 2021; de Anda & Shear, 2021; Lesser et al., 2018; Ríos-Sánchez et al., 2024). En regiones semiáridas del norte del país se han detectado concentraciones elevadas de fluoruro, nitratos, arsénico y metales pesados, superando los LMP establecidos por la normativa mexicana y la OMS, lo que representa riesgos significativos para la salud, especialmente en niños (Ochoa-Rivero et al., 2023). Este tipo de contaminación generalmente se incrementa por el bombeo de agua (Mahlknecht et al., 2023).

Estos antecedentes resaltan la necesidad de metodologías que permitan evaluar y gestionar la vulnerabilidad de los acuíferos frente a distintos escenarios de contaminación.

1.6.1.3. DRASTIC: herramienta de evaluación de vulnerabilidad

Ante esta problemática, en 1987 Aller y colaboradores desarrollaron el método DRASTIC como herramienta para evaluar la vulnerabilidad intrínseca del agua subterránea, el cual ha sido aplicado en contextos diversos, desde regiones áridas en Medio Oriente hasta acuíferos urbanos e industriales en Asia y África (de Anda & Shear, 2021; Hamed et al., 2024; NurfaHasdi et al., 2023; Patel et al., 2022; Shirazi et al., 2012).

Si bien su esquema original es ampliamente reconocido, investigaciones han identificado limitaciones que motivaron la creación de variantes y calibraciones que integran técnicas multicriterio, SIG y validación con datos de calidad de agua, adaptándose a condiciones hidrogeológicas y socioambientales específicas (Amiri et al., 2020; Miron Baki et al., 2024; Patel et al., 2022).

1.6.1.4. Aplicaciones de DRASTIC modificado a nivel internacional en zonas áridas

En el acuífero El Orjane, Marruecos, Abduljaleel et al. (2024) modificaron el método DRASTIC para evaluar la vulnerabilidad frente a la contaminación por aguas residuales de almazaras. Las mejoras incluyeron la incorporación de uso de suelo y el ajuste de parámetros mediante análisis de sensibilidad y la prueba de Wilcoxon, lo que incrementó la correlación entre los mapas de vulnerabilidad y las concentraciones reales de nitratos (de 0.42 a 0.75). El

estudio evidenció que la integración de datos locales y la validación con indicadores de calidad de agua fortalecen la capacidad predictiva de la metodología, particularmente en contextos áridos y semiáridos, donde las presiones sobre los acuíferos son elevadas y las fuentes de contaminación puntual resultan críticas.

En Etiopía, Asfaw & Mengistu (2020) aplicaron una versión modificada del método DRASTIC en el acuífero de la cuenca Megech, integrando ocho parámetros hidrogeológicos y SIG para generar un mapa de vulnerabilidad. La metodología fue validada con 15 muestras de agua subterránea, encontrando que las concentraciones de nitratos y coliformes superaban los límites de la OMS, lo que confirmó su capacidad para identificar zonas de riesgo. Más del 85% del acuífero presentó vulnerabilidad media a alta, siendo las zonas urbanas las más afectadas por descargas industriales y desechos domésticos, mientras que las agrícolas mostraron vulnerabilidad moderada. El estudio demostró la eficacia de DRASTIC modificado y la necesidad de gestión sostenible frente a la presión urbana, industrial y agrícola.

De manera complementaria, Jamshidzadeh (2020) aplicó un DRASTIC modificado en un acuífero aluvial de una de las regiones más áridas de Irán, ajustando pesos y rangos de los parámetros para reflejar las condiciones hidroclimáticas y la presión antropogénica derivada de los usos urbano, industrial y agrícola del suelo. Esta adaptación permitió una evaluación más precisa de la vulnerabilidad a la contaminación, validada con concentraciones de nitratos (NO_3^-) como contaminante trazador. Los resultados confirmaron la eficacia del ajuste para identificar zonas de mayor riesgo, mostrando además el potencial de la metodología para aplicarse a otros contaminantes en acuíferos áridos con características similares.

En Nigeria, Omeje et al. (2023) aplicaron versiones modificadas de las metodologías DRASTIC y SINTACS en el área de Ovogovo, complementando el análisis con estudios de sensibilidad. Al incorporar nuevos parámetros y realizar análisis de sensibilidad, identificaron que la profundidad al NF y el uso de suelo son los factores más sensibles para determinar la vulnerabilidad. DRASTICLu y SINTACSLu permitieron delimitar con mayor precisión las zonas altamente vulnerables, superando la capacidad de las metodologías originales. Los autores concluyen que las modificaciones permitieron identificar con mayor

precisión áreas vulnerables a la contaminación, siendo útiles para la gestión del agua subterránea en Nigeria y contextos similares, y recomiendan su uso por las autoridades para proteger los recursos hídricos.

En Marruecos, Khafouri et al. (2023) aplicaron un DRASTIC modificado (DRASTI) en el distrito minero de Ouixane, incorporando datos de uso de suelo y proximidad a fuentes de contaminación para evaluar la vulnerabilidad del acuífero frente a contaminantes asociados a actividades mineras. El estudio reveló que aproximadamente 40 % del área estudiada presentaba categorías altas de vulnerabilidad. La validez del método fue confirmada mediante análisis geoquímicos de aguas subterráneas, que detectaron concentraciones elevadas de metales en las áreas de mayor vulnerabilidad.

En China Lai et al. (2019) propusieron una metodología integral de evaluación en un sitio contaminado de Beijing, China, que combinó la evaluación del riesgo para la salud humana con la evaluación de la vulnerabilidad del agua subterránea. Para ello, utilizaron la metodología DRASTIC y simularon 20 especies metálicas con el software PHREEQC. El índice DRASTIC osciló entre 109 y 134, indicando una alta susceptibilidad a la contaminación. Esta metodología permitió establecer una metodología efectiva para la evaluación de riesgos y guiar estrategias de remediación.

Por otro lado, Rajput et al. (2020) modificaron la metodología DRASTIC al integrar mapas de uso de suelo y ajustar las calificaciones de parámetros en función de la concentración media de cromo. Esta modificación permitió mejorar la correlación entre el índice de vulnerabilidad y las concentraciones reales del contaminante, optimizando así la capacidad predictiva.

1.6.1.5. Aplicaciones de DRASTIC modificado en México

Varios estudios en México han demostrado adaptaciones exitosas del método DRASTIC para evaluar la vulnerabilidad en contextos semiáridos o urbanos con contaminación de tipo químico.

En la península de Yucatán, González Herrera et al. (2018) emplearon la metodología DRSTIL, incorporando uso de suelo e impacto vadoso, lo que generó mapas de

vulnerabilidad más conservadores e identificó zonas críticas en el área metropolitana de Mérida.

En Sonora, Archundia et al. (2021) desarrollaron una variante DRASTIC+LU, integrando un parámetro de uso de suelo derivado de teledetección para captar la influencia espacial de minas, jales y zonas agrícolas. La metodología permitió mapear con mayor precisión las áreas de alta vulnerabilidad intrínseca y extrínseca del acuífero del Río Sonora frente a los elementos potencialmente tóxicos (EPT), destacando un patrón de riesgo elevado aguas abajo de depósitos mineros. La validación con datos geoquímicos confirmó correspondencia espacial entre zonas de alta vulnerabilidad y concentraciones de metales.

En Chihuahua, Mendieta-Mendoza et al. (2021) compararon la eficacia de la metodología DRASTIC convencional con versiones modificadas (DRASTICL y DRSTIL) para evaluar la vulnerabilidad de un acuífero semiárido destinado al riego agrícola. Estas variantes mostraron mejor precisión al mapear zonas de vulnerabilidad actuales y futuras bajo escenarios climáticos proyectados. Las zonas agrícolas mostraron alta sensibilidad a contaminantes (como K^+ , Na^+ y NO_3^-), y se proyecta un incremento de la vulnerabilidad al disminuir la recarga futura.

1.6.1.6. Contaminación del agua subterránea en Nuevo León

El caso de Nuevo León y, particularmente, del AMM, es paradigmático de los retos hídricos en zonas urbanas-industriales de México. Diversos estudios han abordado tanto la calidad del agua subterránea como la dinámica hidrogeológica del acuífero.

1.6.1.7. Estudios históricos del acuífero del AMM

Murillo (1986) desarrolló un estudio hidrogeoquímico con el objetivo de caracterizar la calidad del agua y determinar la dirección del flujo subterráneo en el AMM. Mediante diagramas de Piper, identificó tres familias principales de agua: mixta cálcica (63.7 %), bicarbonatada cálcica (25.4 %) y sulfatada cálcica (10.9 %). Aproximadamente el 80 % de las muestras cumplían con los estándares de agua potable y el flujo subterráneo fue determinado en dirección hacia el noroeste y noreste.

Posteriormente, Alva et al. (1998) examinaron el acuífero de gravas en la sección noroeste del AMM, en las inmediaciones del tiradero San Bernabé. Identificaron un

incipiente proceso de sobreexplotación del acuífero somero y propusieron implementar medidas de protección y explotación controlada. Asimismo, documentaron concentraciones de nitratos entre 50 y 150 ppm, superando el límite normativo mexicano de 44 mg/L.

Más adelante, (M. Rodríguez, 2007) describió la estratigrafía del AMM, compuesta por capas de limos o arcillas, gravas y un basamento de lutitas correspondiente a la Formación Méndez. Esta configuración geológica condiciona el comportamiento del flujo subterráneo y la retención o propagación de contaminantes.

1.6.1.8. Evaluación de calidad y riesgo del AMM

Sisto et al. (2016) analizaron el riesgo hídrico en el AMM ante escenarios de cambio climático, concluyendo que existe una alta probabilidad de crisis en el suministro de agua en el futuro cercano. El estudio subraya la necesidad de implementar medidas de adaptación para mitigar los efectos de dicho riesgo.

Mora et al. (2017) estudiaron la hidroquímica del agua subterránea en el AMM. A través de análisis químicos y estadísticos (HCA y ACP) identificaron cinco grupos de aguas subterráneas: desde las de recarga de alta calidad (Ca-HCO₃) provenientes de la SMO, hasta las más mineralizadas del norte y noroeste del valle (Ca-SO₄), caracterizadas por mayores concentraciones de SO₄²⁻, TDS y, especialmente, NO₃⁻ por encima de los límites establecidos por la normativa mexicana y la OMS. El estudio reveló que la composición iónica depende principalmente de la geología y del tiempo de tránsito, destacando procesos como la meteorización de rocas y la influencia de elementos traza sensibles a condiciones redox (As⁵⁺, Mo⁶⁺, Mn²⁺, U). Los autores concluyen que, aunque gran parte del agua subterránea es de buena calidad, la localizada en campos de pozos como Topo Chico representa un riesgo sanitario, pues sus niveles de nitratos pueden ocasionar problemas de salud.

En un estudio complementario, Cruz-López et al. (2020) evaluaron la presencia de contaminantes orgánicos emergentes en aguas superficiales y subterráneas del río Santa Catarina, sistema clave para el abastecimiento de Monterrey. Detectaron bisfenol A (BPA) y ftalato de bis(2-etilhexilo) (DEHP), aunque no pudieron determinar el grado exacto de afectación del acuífero.

Más recientemente, Ramos et al. (2023) evaluaron la presencia de EPT (Al^{3+} , As^{5+} , B^{3+} , Cr^{6+} , Cu^{2+} , Fe^{3+} , Mn^{4+} y Zn^{2+}) en aguas subterráneas del AMM. Si bien las concentraciones promedio estuvieron por debajo de los límites establecidos en las normas mexicanas y en las guías de la OMS, se observó un riesgo carcinogénico inaceptable asociado al cromo (Cr^{6+}), cuyo valor superó el umbral de seguridad (1×10^{-4}) tanto en adultos como en niños.

La problemática se ha visto agravada por la crisis hídrica de 2022, analizada por Martínez Zuñiga & Pruneda Ávila (2024). Estos autores señalan que más de ocho años de sequía, temperaturas extremas superiores a $45\text{ }^{\circ}\text{C}$, deficiencias de planeación y un consumo excesivo de agua (160–170 L/hab/día frente a los 100 L recomendados por la OMS) llevaron a un estado de emergencia. Las presas Cerro Prieto (2%) y La Boca (8%) alcanzaron mínimos históricos, y las autoridades implementaron medidas de emergencia como perforación de pozos, construcción de un acueducto desde El Cuchillo y una nueva presa en Linares. Sin embargo, se advierte que estas soluciones son paliativas si no se acompañan de políticas públicas integrales orientadas a la conservación y protección de los recursos hídricos.

1.6.1.9. Evidencias de contaminación metálica asociada a la industria

La influencia de la actividad industrial en la calidad del agua subterránea del AMM ha sido ampliamente documentada. Loya-González et al. (2020) analizaron la química del agua de lluvia en el AMM durante el periodo de enero de 2019 a enero de 2020, evaluando metales como Zn^{2+} , Fe^{3+} , Cd^{2+} , Cu^{2+} , Ni^{2+} y Mn^{2+} y su potencial de toxicidad. Los resultados mostraron que Fe^{3+} y Cd^{2+} representan riesgos significativos para la población. Las concentraciones más altas de Fe^{3+} , Zn^{2+} , Cu^{2+} y Mn^{2+} se observaron en la UANL, lo que se atribuye a la influencia de la industria metalúrgica cercana.

Castillo-Nava et al. (2020) evaluaron la contaminación por metales pesados en polvo de calles en seis municipios del AMM, recolectando 41 muestras de diferentes zonas. Los resultados mostraron que el plomo (Pb^{2+}) es el contaminante predominante, seguido de zinc (Zn^{2+}) y cadmio (Cd^{2+}), superando en la zona céntrica los límites establecidos por la normativa mexicana casi cuatro veces (1590 mg kg^{-1} frente a 400 mg kg^{-1} permitidos). La concentración de metales pesados se asocia principalmente con emisiones industriales, incluyendo fundiciones, talleres metalúrgicos y gasolineras, así como con el tránsito intenso,

lo que evidencia que la industria urbana es la fuente principal de contaminación. Los autores recomiendan estudios adicionales sobre otros metales, para evaluar su impacto en la salud humana y ambiental.

En el sector de Ciudad Universitaria, de León Gómez et al. (2021) realizaron estudios hidrogeológicos e hidrogeoquímicos. Determinaron que el acuífero corresponde a uno de poros y gravas, subyacente al acuífero de grietas de la Formación Méndez. En su estudio detectaron metales pesados en el agua subterránea, cuya presencia se asoció con la actividad industrial circundante (Ternium, Ferromex, entre otras). Los iones Cl^- y SO_4^{2-} superaron los límites máximos permisibles (LMP) según la normativa ambiental vigente.

Finalmente, Pérez (2022) amplió los estudios anteriores en la misma zona, identificando al menos 59 metales presentes en el agua subterránea, entre los que destacan Fe^{3+} , Al^{3+} y Mn^{2+} por exceder los LMP. Igualmente, se confirmó que los iones Cl^- y SO_4^{2-} excedían dichos límites, reafirmando la influencia de la actividad industrial en la calidad del recurso hídrico.

1.6.1.10. Síntesis y marco para la investigación

En conjunto, los antecedentes internacionales, nacionales y regionales muestran cómo el método DRASTIC ha sido adaptado con éxito para responder a problemáticas específicas, además de evidenciar la gravedad de la contaminación hídrica en México y, en particular, en el AMM. Este panorama justifica la necesidad de proponer una adaptación del método DRASTIC que incorpore parámetros adicionales, con el fin de captar con mayor precisión la vulnerabilidad de los acuíferos en contextos áridos o semiáridos bajo presión urbano-industrial. En el caso de Monterrey, donde confluyen una baja recarga natural, una elevada evaporación y una intensa actividad metalúrgica e industrial, este enfoque metodológico se presenta como el más idóneo para identificar áreas críticas y priorizar acciones de protección y remediación.

1.6.2. Fundamentos de hidrogeología

Custodio & Llamas (1983) definen la hidrogeología como la parte de la hidrología que estudia el almacenamiento, circulación y distribución del agua subterránea en la zona saturada de formaciones geológicas, considerando sus propiedades físicas y químicas, sus

interacciones con el medio físico y biológico, así como las reacciones frente a la acción antrópica. De manera complementaria, Hiscock (2005) señala que la hidrogeología es la rama de la geología dedicada al estudio integral del agua subterránea, incluyendo su origen, distribución, movimiento y características, además de su relación con los materiales geológicos que la contienen, como suelos y rocas.

Históricamente, la hidrogeología estuvo orientada principalmente a la exploración y explotación de aguas subterráneas como recurso para el abastecimiento humano y agrícola. No obstante, la creciente conciencia sobre los problemas asociados a la degradación de la calidad del agua impulsó nuevas líneas de investigación centradas en el transporte y transformación de contaminantes, así como en el desarrollo de métodos de caracterización, acondicionamiento y remediación de acuíferos afectados (Servicio Geológico Mexicano, 2017).

Actualmente, la disciplina ha evolucionado hacia un enfoque más amplio, que combina el estudio de los procesos físicos, químicos y biológicos con herramientas de modelación hidrogeológica. Estas permiten comprender y predecir el comportamiento de los sistemas subterráneos, lo cual resulta crucial para la gestión sostenible del agua, especialmente en contextos donde los recursos superficiales son escasos o presentan alta variabilidad (Серебряков et al., 2019).

Los estudios hidrogeológicos abarcan aspectos como la evaluación de las condiciones climáticas y pluviométricas de una región, la composición química del agua, así como las propiedades físicas y estructurales de las rocas (permeabilidad, porosidad, fracturamiento y composición mineral). De igual manera, consideran los rasgos geológicos y geotectónicos que condicionan la dinámica de los acuíferos (Servicio Geológico Mexicano, 2021).

En este sentido, la importancia de la hidrogeología radica en que proporciona el marco científico necesario para la planificación y gestión de los recursos hídricos, la protección de acuíferos frente a la sobreexplotación y la contaminación, y la mitigación de riesgos asociados a la escasez de agua. Asimismo, su aplicación es fundamental para garantizar la seguridad hídrica, el abastecimiento urbano e industrial, y el desarrollo agrícola sostenible, lo que reafirma su papel estratégico en un escenario global marcado por el crecimiento poblacional y el cambio climático.

1.6.2.1. Definición e importancia del agua subterránea

El agua subterránea es aquella que se encuentra almacenada bajo la superficie terrestre, ocupando los poros, fisuras y fracturas de los materiales geológicos. Se origina principalmente por la infiltración del agua de lluvia, ríos, lagos o nieve derretida, y se desplaza lentamente a través de los acuíferos hasta descargar en manantiales, ríos, humedales o directamente en el mar. Como parte esencial del ciclo hidrológico, constituye un almacenamiento natural de agua dulce disponible a distintas escalas temporales y espaciales (Kuang et al., 2024).

Su importancia estratégica radica en que representa una de las principales fuentes de abastecimiento de agua para poblaciones, industrias y ecosistemas. A diferencia de las aguas superficiales, es menos vulnerable a la evaporación y, por lo tanto, constituye una reserva clave durante sequías prolongadas. Asimismo, desempeña un papel crucial en la seguridad hídrica, la agricultura y el abastecimiento urbano, al tiempo que funciona como amortiguador frente a la variabilidad climática y las presiones antrópicas (Domenico & Schwartz, 1998; Hiscock, 2005).

En un contexto de cambio climático y rápida urbanización, el agua subterránea se ha convertido en un recurso indispensable para garantizar la resiliencia de las ciudades y la sostenibilidad global. No obstante, su aprovechamiento enfrenta amenazas como la sobreexplotación, la contaminación de acuíferos y la subsidencia del terreno, procesos que pueden generar impactos irreversibles sobre la disponibilidad y la calidad del recurso. En consecuencia, la gestión integrada de los acuíferos, apoyada en el monitoreo y la modelación hidrogeológica, resulta fundamental para anticipar y mitigar estos riesgos (La Vigna, 2022; Scanlon et al., 2023).

1.6.2.2. Ciclo hidrológico

El ciclo hidrológico constituye el proceso natural mediante el cual el agua circula y se transforma continuamente en la Tierra, siendo la base de la dinámica hídrica global y regional. Este ciclo inicia con la evaporación del agua desde los océanos, lagos y ríos hacia la atmósfera, donde el vapor de agua se mezcla con los gases atmosféricos y participa en la formación de nubes y en la regulación climática. La evaporación oceánica, en particular, presenta variaciones significativas asociadas a la temperatura superficial del mar y la

velocidad del viento, factores que inciden directamente en los patrones de humedad y precipitación (Kuang et al., 2024; Ma et al., 2025), véase figura 4.

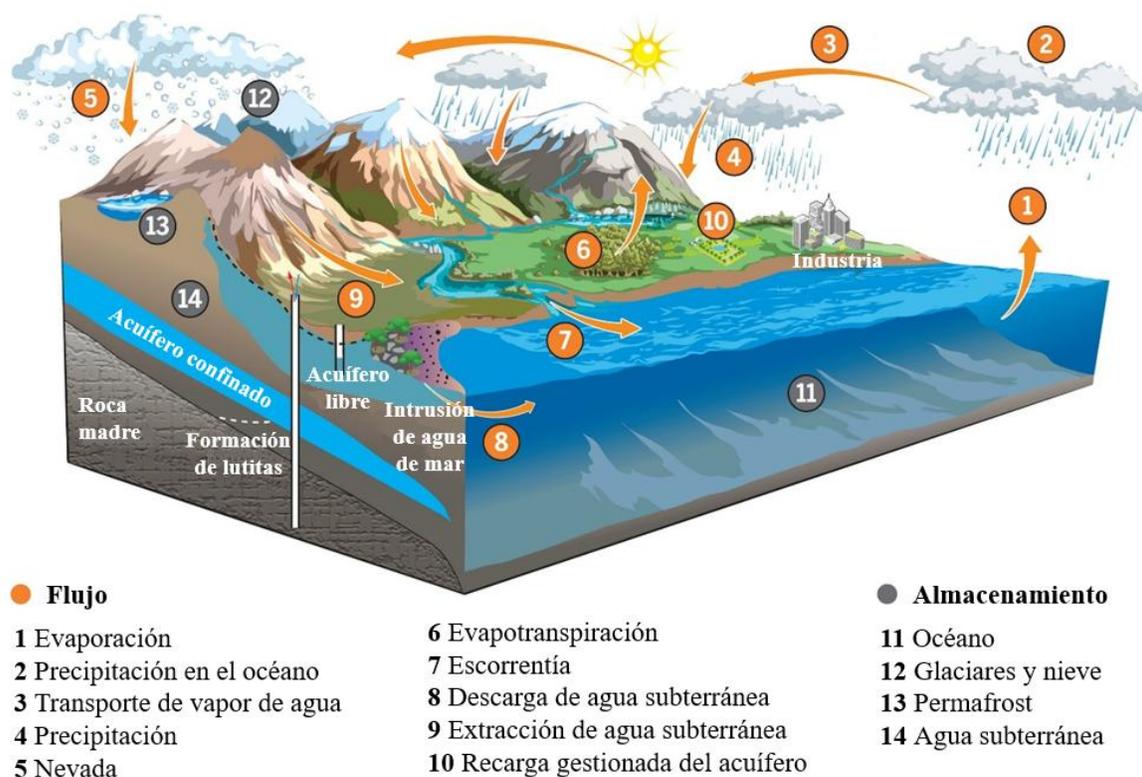


Figura 4. Ciclo del agua modificado de Kuang et al. (2024)

Una vez en la atmósfera, el agua experimenta transformaciones adicionales. La composición química de la precipitación es altamente variable y depende en gran medida de la carga contaminante del aire. Compuestos como óxidos de nitrógeno, dióxidos de azufre y partículas en suspensión pueden incorporarse al agua durante su trayecto atmosférico, alterando su calidad desde el origen y modificando los procesos hidrológicos posteriores (Manahan, 2011).

Cuando la precipitación alcanza la superficie terrestre, el agua interactúa con diversos elementos del entorno, incluidos suelos, rocas y materiales geológicos. Estas interacciones desencadenan procesos hidrogeoquímicos que influyen en su composición final. La litología local, el grado de meteorización de los materiales y el tiempo de residencia del agua en contacto con las formaciones rocosas determinan la movilidad de los iones y la concentración de solutos en solución. Asimismo, aunque en menor medida en un enfoque hidrogeológico,

la presencia de materia orgánica o actividad biológica puede acentuar ciertos procesos de transformación química (Snoeyink & Jenkins, 1980).

El agua infiltrada atraviesa inicialmente la zona no saturada, también denominada zona de aireación, donde los poros del suelo contienen aire y agua en proporciones variables. En la parte superior de esta zona se encuentra el cinturón de humedad del suelo, en el que el agua es retenida por atracción molecular, y la franja capilar, donde el agua asciende desde el NF debido a la tensión superficial en los poros. Cuando el agua percola más profundamente, alcanza la zona saturada, en la que todos los poros y fracturas de las rocas o sedimentos se encuentran completamente llenos de agua; a esta se le denomina agua subterránea (figura 5). El límite superior de esta zona corresponde al NF (Michigan State University, 1991b; Tarbuck & Lutgens, 2005).

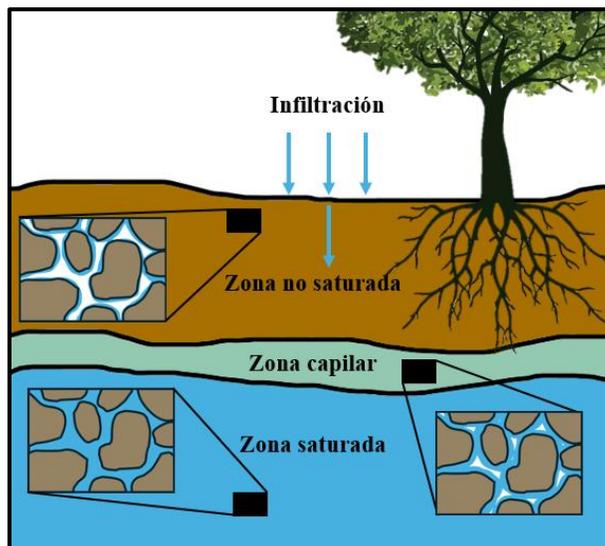


Figura 5. Capilaridad, modificado de (Michigan State University, 1991)

El almacenamiento y movimiento del agua en la zona saturada están determinados por las propiedades físicas del medio geológico. La porosidad expresa la proporción de espacios vacíos en una roca o sedimento que pueden albergar agua, incluyendo poros, fracturas y cavidades kársticas. La permeabilidad, en cambio, se refiere a la capacidad del material para permitir el flujo del agua a través de dichos espacios, dependiendo de la granulometría, la conectividad de los poros y la estructura del medio. Por su parte, la transmisividad representa la capacidad de un acuífero de transmitir agua en función de su espesor saturado y su permeabilidad. Estos parámetros son esenciales para evaluar la

disponibilidad y la dinámica del recurso hídrico subterráneo, ya que determinan tanto la cantidad de agua almacenada como la facilidad con la que puede extraerse (Werner, 1996).

En conjunto, la comprensión del ciclo hidrológico y de los procesos asociados a la infiltración, almacenamiento y circulación del agua subterránea permite explicar la variabilidad hidrogeoquímica (Appelo & Postma, 2004; Foster, 2022), identificar la vulnerabilidad de los acuíferos frente a la contaminación y planificar estrategias de gestión sostenible de los recursos hídricos (P. K. Singh et al., 2024).

1.6.2.3. Características de los acuíferos

De acuerdo con Werner (1996) un acuífero es el medio geológico a través del cual circula y se almacena el agua subterránea, además de constituir un espacio de intercambio geoquímico. Según sus propiedades de conducción hidráulica, las formaciones rocosas se clasifican en tres categorías: buenas conductoras (acuíferos), semiconductoras (acuitardos) y no conductoras (acuífugos). Asimismo, en función de su estructura y origen, los acuíferos pueden dividirse en tres tipos principales: (a) acuíferos de poros, formados principalmente por sedimentos sueltos como gravas y arenas; (b) acuíferos de grietas, constituidos por rocas consolidadas como areniscas, calizas no karstificadas, basaltos, granitos y otras rocas ígneas intrusivas o extrusivas; y (c) acuíferos kársticos, desarrollados en rocas solubles y karstificadas, como calizas, dolomías o yesos, en las que la disolución origina una elevada permeabilidad secundaria (figura 6).

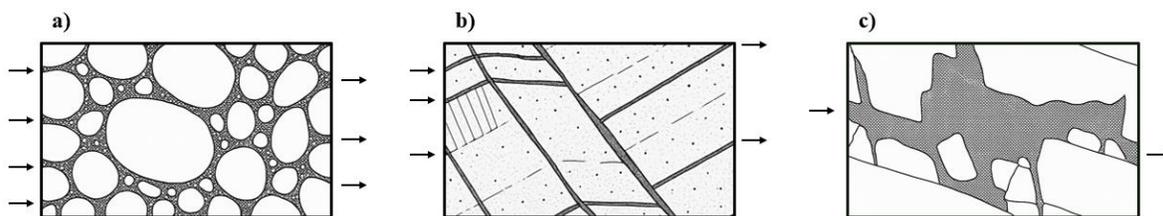


Figura 6. Representación de tipos de acuíferos. a) acuífero de poros, el agua se mueve en los poros intrínsecos; b) acuífero de grietas, el agua se mueve a través de las fracturas; c) acuífero kárstico, el agua se mueve en los huecos kársticos (Werner, 1996).

De acuerdo con Werner (1996), la capacidad de un acuífero para almacenar agua está determinada por su porosidad, entendida como la proporción de espacios vacíos presentes en la matriz rocosa, los cuales pueden corresponder a poros, grietas o cavidades kársticas. En la

zona saturada, estos intersticios se encuentran completamente rellenos de agua. Así, la porosidad (p) se define como el porcentaje del volumen total del acuífero ocupado por agua.

Generalmente, los acuíferos están delimitados en su base por un sustrato de baja permeabilidad, mientras que en muchos casos presentan también límites laterales, como las pendientes de un canal de gravas o estratos impermeables en posición tectónica vertical. Según la naturaleza de sus límites superiores, los acuíferos se clasifican en dos tipos hidrodinámicos principales: (1) acuíferos no confinados o libres, que carecen de un lecho impermeable superior, y (2) acuíferos confinados o cautivos, que se encuentran cubiertos por una capa de baja permeabilidad que actúa como límite hidráulico (figura 7).

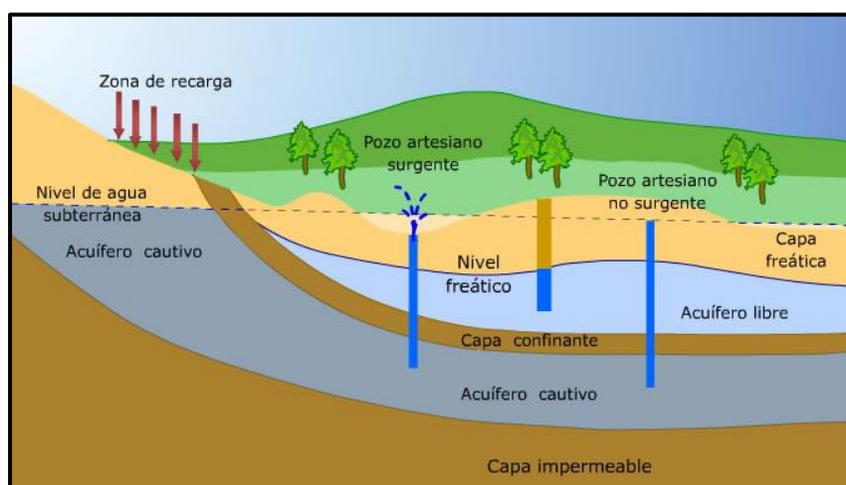


Figura 7. Esquema de acuíferos confinados y no confinados (Navarro, 2020).

En cuanto a la permeabilidad, esta se refiere a la capacidad de un acuífero para conducir agua a través de sus poros o fracturas. En los acuíferos de poros, dicha capacidad depende fundamentalmente de la granulometría del material. Si bien porosidad y permeabilidad no presentan una relación directa, los acuíferos con alta permeabilidad suelen exhibir también valores elevados de porosidad, lo que favorece tanto el almacenamiento como el movimiento del agua subterránea (Werner, 1996). De igual forma, la conductividad hidráulica constituye una propiedad esencial, ya que mide la capacidad del material para transmitir agua bajo un gradiente hidráulico. Este parámetro resulta clave para estimar el flujo y la recarga de los acuíferos, además de controlar la velocidad y dirección del agua subterránea, lo que influye directamente en los procesos de recarga, explotación y en la vulnerabilidad frente a la contaminación (El Osta et al., 2042).

1.6.2.4. Dinámica del agua subterránea

El movimiento del agua subterránea está controlado principalmente por la fuerza de la gravedad, la cual impulsa su desplazamiento desde zonas donde el NF se encuentra elevado hacia áreas de menor altitud, como ríos, lagos o manantiales. En este proceso, parte del agua sigue trayectorias relativamente directas a lo largo de la pendiente del NF; sin embargo, la mayor proporción recorre trayectorias curvas y prolongadas hasta alcanzar las zonas de descarga (Tarbuck & Lutgens, 2005) (figura 8).

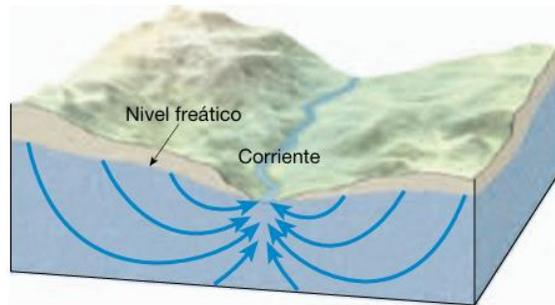


Figura 8. Movimiento del agua subterránea a través de material uniformemente permeable (Tarbuck & Lutgens, 2005).

La velocidad de flujo de las aguas subterráneas es directamente proporcional a la inclinación del NF: cuanto mayor es la pendiente, más rápida es la circulación, ya que la diferencia de presión entre dos puntos es más significativa. Esta relación se expresa mediante el gradiente hidráulico, definido como (ecuación 1):

$$\text{Gradiente hidráulico} = \frac{h_1 - h_2}{d} \quad (1)$$

donde h_1 representa la elevación de un punto respecto al NF, h_2 la elevación de un segundo punto y d la distancia horizontal que separa ambos (figura 9).

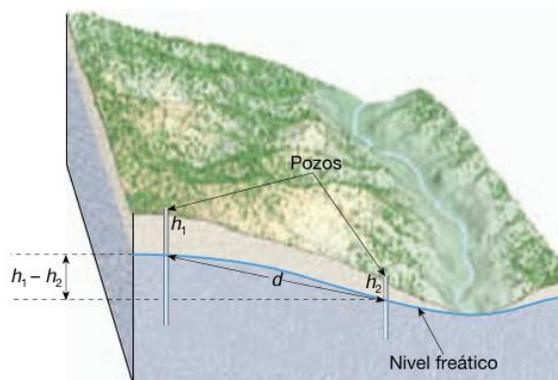


Figura 9. Cálculo de gradiente hidráulico (Tarbuck & Lutgens, 2005).

No obstante, la velocidad del flujo no depende únicamente del gradiente hidráulico, sino también de las propiedades del medio geológico. El agua subterránea circula más rápidamente en sedimentos con alta permeabilidad, mientras que su movimiento se ve limitado en materiales de baja permeabilidad. Este comportamiento se describe a través de la conductividad hidráulica, un coeficiente que incorpora tanto la permeabilidad del acuífero como la viscosidad del fluido, y que resulta fundamental para comprender la dinámica de los flujos subterráneos (Tarbuck & Lutgens, 2005).

Otros importantes factores que influyen en la dinámica del agua subterránea son la topografía y la litología. La elevación y la forma del terreno influyen en la profundidad de penetración y la extensión de los sistemas de flujo (Gnann et al., 2025). La relación entre topografía y NF puede ser no lineal y depende de la escala, la recarga y la conductividad hidráulica (Zhang et al., 2022). Mientras que, la litología controla la permeabilidad y la capacidad de almacenamiento del subsuelo, determinando la velocidad y los caminos preferentes del flujo (Figueroa et al., 2025). En consecuencia, la combinación de topografía y heterogeneidad litológica define patrones complejos de dirección de flujo, recarga y calidad del agua subterránea (Marti, 2024).

Asimismo, deben considerarse los factores antrópicos que alteran el balance hídrico, en particular las actividades urbanas e industriales. La expansión urbana incrementa la proporción de áreas impermeables, lo que reduce la infiltración y recarga de los acuíferos, al tiempo que aumenta el escurrimiento superficial y el riesgo de inundaciones (C. Li et al., 2020).

La pérdida de vegetación y de suelos permeables disminuye la evapotranspiración, modificando el ciclo hidrológico local y contribuyendo a un mayor volumen de escorrentía (Barron et al., 2013). A ello se suma la demanda hídrica de la industria, que no solo requiere grandes volúmenes de agua, sino que también genera efluentes que afectan la calidad y disponibilidad del recurso, especialmente en regiones con alta concentración de actividades productivas (D. Li et al., 2023; Pham et al., 2016; Sarker et al., 2021). En este contexto, la eficiencia en el uso industrial del agua y la implementación de balances hídricos en parques industriales se presentan como herramientas estratégicas para optimizar el consumo y mitigar los impactos negativos (B. Liu et al., 2019; Pham et al., 2016).

1.6.2.5. Contaminación de acuíferos

De acuerdo con Roy et al. (2021) & Verma & Jaiswal (2016) La actividad industrial genera una amplia variedad de contaminantes que afectan suelos, aguas y aire, destacando los metales pesados, solventes orgánicos, hidrocarburos, colorantes, pesticidas y compuestos emergentes como fármacos y nanopartículas. Estos contaminantes pueden provenir de fuentes puntuales, como descargas directas de fábricas y fugas de tanques, o de fuentes difusas, como escurrimientos superficiales, infiltración desde suelos contaminados y lixiviados de residuos.

En las zonas industriales, los metales pesados (plomo, cadmio, mercurio, zinc, cromo, níquel) y los solventes orgánicos (benceno, tolueno, fenoles, hidrocarburos, colorantes, pesticidas) son especialmente relevantes por su toxicidad, persistencia y capacidad de bioacumulación. Los contaminantes emergentes, como fármacos y nanopartículas, también han cobrado importancia debido a su creciente uso y difícil remoción.

El transporte y la atenuación de contaminantes en el subsuelo se rigen por procesos físicos, químicos y biológicos. La advección desplaza los contaminantes con el flujo del agua subterránea, favoreciendo la migración de plumas contaminantes; la dispersión ensancha estas plumas debido a las trayectorias desiguales en el medio poroso; y la difusión permite el movimiento de contaminantes desde zonas de alta a baja concentración, siendo clave en materiales de baja permeabilidad (Balseiro-Romero et al., 2018; X. Chen et al., 2024).

En el ámbito químico, la sorción (mediante adsorción, intercambio iónico o formación de complejos) constituye un proceso determinante para los metales pesados, pues controla su movilidad y retarda su avance en los acuíferos (Mousavi et al., 2023; Roy et al., 2021). En contraste, los procesos biológicos como la biodegradación son más relevantes para solventes y compuestos orgánicos, siendo ampliamente utilizados en la biorremediación de hidrocarburos, pesticidas y colorantes (L. Liu et al., 2019; Saravanan et al., 2021).

Finalmente, otros mecanismos como la precipitación, la reducción química, la fitorremediación y ciertos procesos enzimáticos también participan en la inmovilización o transformación de contaminantes metálicos, reduciendo su biodisponibilidad en medios naturales o en estrategias de remediación (Saravanan et al., 2021; J. P. Verma & Jaiswal, 2016)

1.6.2.6. Vulnerabilidad de los acuíferos

La vulnerabilidad de los acuíferos hace referencia a la susceptibilidad de estos sistemas a contaminarse por la infiltración de sustancias desde la superficie o el subsuelo. Este concepto refleja cuán expuesta está la calidad del agua subterránea a factores externos, en función de las características físicas, geológicas e hidrológicas que la condicionan (Abduljaleel, Amiri, Mohammad, et al., 2024; Fannakh & Farsang, 2022).

Evaluar esta vulnerabilidad es esencial para la gestión sostenible y la protección de los recursos hídricos subterráneos. Al identificar qué acuíferos o zonas son más propensas a degradarse, es posible anticipar riesgos, establecer prioridades de intervención y garantizar la calidad y disponibilidad del agua para distintos usos (Carrubba et al., 2020; Rizka, 2018).

Con este propósito, se han desarrollado diversos métodos de evaluación, entre los que destacan DRASTIC, GOD, SINTACS, entre otros. Dichos enfoques integran parámetros hidrogeológicos (NF, litología, permeabilidad del suelo y topografía) para clasificar las zonas en rangos de baja, media o alta vulnerabilidad (Fannakh & Farsang, 2022).

En este marco, resulta clave distinguir entre vulnerabilidad intrínseca y vulnerabilidad específica. La primera se refiere a la susceptibilidad natural de un acuífero a la contaminación, determinada únicamente por factores ambientales y sin considerar la naturaleza de los contaminantes. La segunda, en cambio, incorpora además la presencia y toxicidad de sustancias concretas, así como las actividades humanas que puedan afectarlo, como la agricultura o el uso de pesticidas. Métodos como el índice SI y variantes del DRASTIC permiten integrar estas variables, ofreciendo una visión más ajustada al riesgo real (Oke et al., 2018; Rizka, 2018).

El resultado de estas evaluaciones suele representarse en mapas de vulnerabilidad, que constituyen herramientas fundamentales para la prevención y planificación. Dichos mapas permiten identificar áreas críticas, orientar el uso del suelo y evitar actividades de alto impacto en zonas sensibles (Abduljaleel, Amiri, Mohammad, et al., 2024; Mallik et al., 2021; Nurfahasdi et al., 2023).

Además de su valor diagnóstico, los mapas de vulnerabilidad facilitan la incorporación de criterios hidrogeológicos en políticas públicas y procesos de ordenamiento

territorial (Allouche et al., 2017). También permiten implementar medidas preventivas antes de que se produzca la contaminación, reduciendo costos de remediación, y son útiles para diseñar y optimizar redes de monitoreo, mejorando la eficiencia en la vigilancia de la calidad del agua. Su validación con datos de campo, como concentraciones de contaminantes, incrementa su precisión y fortalece la gestión adaptativa (Mallik et al., 2021).

En resumen, los mapas de vulnerabilidad no solo representan el grado de exposición de los acuíferos, sino que se consolidan como instrumentos estratégicos para la protección del agua subterránea, la toma de decisiones informadas y la seguridad hídrica a largo plazo (Abduljaleel, Amiri, Amen, et al., 2024; Nurfahasdi et al., 2023).

1.6.3. Métodos de evaluación de vulnerabilidad

Los métodos de índice más utilizados para estudiar la vulnerabilidad de las aguas subterráneas son **DRASTIC** (Aller et al., 1987), **GOD** (Foster, 1987), **AVI rating system** (Van Stempvoort, 1993), **SINTACS** (Civita, 1997). Para el acuífero kárstico, se han propuesto **EPIK** (Dörfliger, 1999), **REKS** (Malik & Svasta, 1999), **RISK** (Dörfliger et al., 2004). **COP** (Andreo et al., 2009), entre otros (tabla 1).

Tabla 1. Metodologías populares para determinar la vulnerabilidad del agua subterránea.

Método	Parámetros principales	Tipo de acuífero	Ventajas	Limitaciones
DRASTIC	Profundidad del agua, recarga neta, medio acuífero, medio del suelo, topografía, impacto en zona vadosa, conductividad hidráulica.	Porosos y fracturados no kársticos.	Amplio uso internacional, adaptable, integra 7 parámetros clave, requiere datos comunes en estudios hidrogeológicos.	Sensible a la disponibilidad y calidad de datos; ponderaciones generales que pueden requerir ajuste local.
GOD	Ocurrencia de agua, litología suprayacente, profundidad al NF.	Porosos, fracturados y kársticos.	Simple y rápido de aplicar, pocos parámetros.	Menor detalle en la caracterización; menos sensible a variaciones locales.
AVI	Espesor de la zona no saturada, conductividad hidráulica, resistencia hidráulica.	Acuíferos confinados y no confinados en medios porosos.	Cálculo sencillo, útil para escalas regionales.	No considera factores como recarga o topografía; limitado a protección por sobrecarga.
SINTACS	Profundidad al agua, infiltración efectiva, zona no saturada, tipo de suelo, características del acuífero,	Porosos y fracturados no kársticos.	Flexible, permite ajustar pesos según	Requiere más datos que GOD o AVI; más complejo de aplicar.

	conductividad hidráulica, superficie topográfica.		vulnerabilidad específica (baja, media, alta).	
EPIK	Zona epikarst, cobertura protectora, condiciones de infiltración, desarrollo de red kárstica.	Kársticos.	Diseñado específicamente para sistemas kársticos; considera procesos de infiltración rápida.	No aplicable a medios no kársticos; requiere cartografía detallada del karst.
REKS	Recarga, espesor de la zona no saturada, suelo, conductividad hidráulica.	Kársticos.	Simplicidad y rapidez; integra factores clave de infiltración y transporte.	Poca consideración de la heterogeneidad kárstica; menos conocido internacionalmente.
RISK	Tipo de roca del acuífero, infiltración, suelo y cubierta protectora, karstificación.	Kársticos.	Adaptación de EPIK; más completo en caracterización geológica y estructural.	Requiere datos detallados de karstificación y cobertura.
COP	Concentración de flujo, cobertura protectora, precipitación.	Kársticos.	Enfoque europeo validado en diversos macizos kársticos; incorpora clima.	Dependiente de cartografía de flujo y datos climáticos de alta resolución.

Si bien los métodos EPIK, REKS, RISK y COP han sido diseñados específicamente para acuíferos kársticos, lo que los hace altamente efectivos en terrenos con sistemas de disolución bien desarrollados, su aplicación en medios porosos o fracturados no kársticos, como el acuífero de Monterrey, resultaría menos representativa. Por su parte, metodologías como GOD, AVI o SINTACS ofrecen aproximaciones válidas, pero presentan limitaciones frente a la integración simultánea de un número amplio de parámetros hidrogeológicos y la posibilidad de ajustes en función de las condiciones locales (figura 10).

En este sentido, el método DRASTIC, desarrollado por la U.S. EPA, se ha consolidado como uno de los más empleados a nivel global para medios no kársticos, gracias a su versatilidad, facilidad de implementación y capacidad de incorporar variaciones y ponderaciones modificadas para adaptarse a problemáticas específicas.

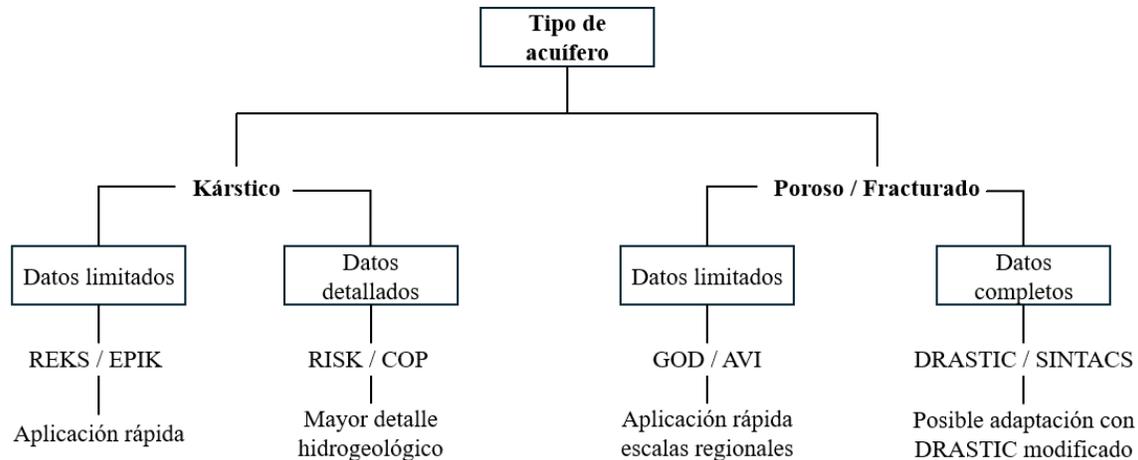


Figura 10. Comparación conceptual de métodos de índice para la vulnerabilidad de acuíferos. Elaboración propia (2025).

La metodología DRASTIC, gracias a los parámetros que integra y a su versatilidad para ser modificada, ha sido ampliamente empleada en entornos urbanos e industriales, ya que permite integrar múltiples factores hidrogeológicos para estimar el comportamiento de los contaminantes que pueden infiltrarse y dispersarse (Casadiegos-Agudelo et al., 2024; Shanmugamoorthy et al., 2023; Shakeri et al., 2022). Esta capacidad de adaptación resulta especialmente relevante en zonas áridas, donde la limitada recarga y la alta evaporación incrementan la vulnerabilidad del acuífero, consolidándola como una herramienta robusta para la evaluación del riesgo en acuíferos urbanos e industriales en regiones áridas (Asafaw & Mengistu, 2020; Abduljaleel et al., 2023; Abduljalee et al., 2024; Omeje et al., 2023).

1.6.4. Metodología DRASTIC

DRASTIC es un método paramétrico de mapeo de vulnerabilidad desarrollado en Estados Unidos como parte de un esfuerzo de la *Environmental Protection Agency* (EPA) (Patel et al., 2022). Gracias a su bajo costo de implementación y a la facilidad para recopilar la información requerida, puede aplicarse en una amplia variedad de entornos hidrogeológicos (Aller et al., 1987).

La inclusión de múltiples parámetros y el análisis de sus interrelaciones permiten reducir la posibilidad de omitir factores relevantes, minimizar el impacto de errores aislados en el cálculo de un parámetro y, en consecuencia, mejorar la precisión estadística de las metodologías empleadas para evaluar la vulnerabilidad (Panagopoulos et al., 2006).

DRASTIC evalúa la vulnerabilidad intrínseca de un acuífero a partir de sus propiedades físicas e hidrogeológicas (Aller et al., 1987). Su enfoque, ampliamente reconocido por su sencillez, ha sido aplicado por numerosos investigadores para evaluar la vulnerabilidad de las aguas subterráneas en diferentes regiones del mundo (apartado 1.6.1.4) (Patel et al., 2022).

La metodología considera siete parámetros a los que se asignan calificaciones y ponderaciones específicas para calcular el índice DRASTIC (Aller et al., 1987):

- **D** (*Depth to water*): profundidad al NF,
- **R** (*Net recharge*): recarga neta,
- **A** (*Aquifer media*): características litológicas del acuífero,
- **S** (*Soil media*): tipo de suelo,
- **T** (*Topography*): pendiente del terreno,
- **I** (*Impact of the vadose zone*): características de la zona vadosa,
- **C** (*Hydraulic conductivity*): conductividad hidráulica.

A pesar de su popularidad y versatilidad, este método presenta ciertas limitaciones que hacen necesaria su adaptación. Entre ellas se encuentran la subjetividad en la asignación de valores y pesos a los parámetros, la tendencia a evaluar la vulnerabilidad de manera general (sin diferenciar entre tipos de contaminantes ni fuentes puntuales) y la posibilidad de sobrestimar o subestimar la vulnerabilidad en acuíferos con condiciones particulares (Barbulescu, 2020).

En conclusión, la metodología DRASTIC constituye una herramienta de referencia en la evaluación de la vulnerabilidad intrínseca de los acuíferos, gracias a su simplicidad, aplicabilidad en diversos contextos hidrogeológicos y amplia aceptación a nivel internacional (Aller et al., 1987; Patel et al., 2022). No obstante, su carácter paramétrico y generalista implica la necesidad de ajustes, calibraciones y validaciones locales que permitan adecuarlo a las particularidades hidrogeológicas y a los contaminantes predominantes en cada región (Aller et al., 1987; Barbulescu, 2020). De esta manera, la metodología mantiene su valor como punto de partida sólido en estudios de vulnerabilidad, al tiempo que puede integrarse con enfoques modificados o complementarios que garanticen evaluaciones más precisas y

útiles para la gestión sostenible del recurso hídrico subterráneo (Panagopoulos et al., 2006; Barbulescu, 2020).

1.6.5. Modificaciones a la metodología DRASTIC

La metodología DRASTIC ha sido ampliamente modificada para mejorar su precisión y adaptabilidad a distintos contextos hidrogeológicos. Si bien su estructura paramétrica original resulta sencilla y versátil, las condiciones locales y la diversidad de contaminantes han hecho evidente la necesidad de ajustar la metodología para reflejar con mayor realismo los riesgos a los que se enfrentan los acuíferos (Abduljaleel, Amiri, Mohammad, et al., 2024; Archundia et al., 2021; Asfaw & Mengistu, 2020).

Una de las principales estrategias de mejora ha consistido en la incorporación de parámetros adicionales, que van más allá de los factores hidrogeológicos tradicionales. Entre ellos destacan el uso de suelo, la cercanía a zonas industriales, la presencia de contaminantes específicos (como nitratos o metales pesados) y la influencia de actividades agrícolas intensivas. Estas variables permiten integrar el impacto directo de los procesos antropogénicos en la evaluación de la vulnerabilidad, lo cual es especialmente relevante en áreas sometidas a fuertes presiones ambientales (González-Herrera et al., 2018; Jamshidzadeh, 2020; Khafouri et al., 2023; Lai et al., 2019; Mendieta-Mendoza et al., 2021; Omeje et al., 2023; Rajput et al., 2020). En regiones industriales, por ejemplo, se han añadido factores específicos que capturan de manera más precisa la influencia de descargas y emisiones locales (Krogulec et al., 2023; Miron Baki et al., 2024).

Otro eje fundamental de las modificaciones se centra en la optimización de los pesos asignados a cada parámetro. Para reducir la subjetividad inherente a la metodología DRASTIC, se han implementado métodos multicriterio como el *Analytic Hierarchy Process* (AHP) y análisis de sensibilidad. Estas técnicas permiten jerarquizar la importancia relativa de cada variable en función de las condiciones locales y validar los resultados frente a datos observados en campo, como las concentraciones de nitratos o de metales pesados (Krogulec et al., 2023; Miron Baki et al., 2024). De esta manera, se fortalece la correlación entre el índice de vulnerabilidad calculado y la contaminación realmente detectada en los acuíferos.

Los resultados de estas adaptaciones han mostrado mejoras significativas en la precisión y la capacidad predictiva del método, evidenciadas en mayores niveles de

concordancia entre los mapas de vulnerabilidad y los registros de contaminación real. Este avance no solo refuerza la confiabilidad de la metodología DRASTIC modificada, sino que también amplía su aplicabilidad a diversos contextos hidrogeológicos y a diferentes tipos de contaminantes (Abduljaleel, Amiri, Mohammad, et al., 2024; Archundia et al., 2021; Asfaw & Mengistu, 2020; González-Herrera et al., 2018; Jamshidzadeh, 2020; Khafouri et al., 2023; Lai et al., 2019; Mendieta-Mendoza et al., 2021; Omeje et al., 2023; Rajput et al., 2020).

1.6.6. Análisis de sensibilidad

Los análisis de sensibilidad son de utilidad para medir la incertidumbre y la robustez de los resultados arrojados por metodologías de determinación de vulnerabilidad de acuíferos, como DRASTIC y derivadas, ya que las valoraciones y ponderaciones en estas metodologías suelen ser subjetivas, lo que podría dar problemas en la fiabilidad de sus resultados (Al-Abadi et al., 2017; Kirlas et al., 2022).

1.6.6.1. Análisis de sensibilidad por eliminación

El análisis de sensibilidad por eliminación evalúa cómo las modificaciones en los parámetros de entrada de un método afectan sus resultados (Lodwick et al., 1990). Dicho análisis suele aplicarse a la metodología DRASTIC, dado que examina cómo la eliminación de uno o más parámetros impacta en la estimación de la vulnerabilidad de las aguas subterráneas. Para evaluar la sensibilidad, se utilizó la ecuación (2).

$$S = \left| \frac{\frac{V-v}{N-n}}{V} \right| \times 100 \quad (2)$$

Donde la “S” representa la sensibilidad en términos de índice de variación, “V” corresponde al índice de vulnerabilidad intacto, “v” al índice de vulnerabilidad modificado, “N” es la cantidad de parámetros utilizados para calcular “V” y “n” es la cantidad de parámetros utilizados para calcular “v” (W. Rehman et al., 2008).

1.6.6.2. Análisis de sensibilidad de un solo parámetro

Los análisis de sensibilidad de un solo parámetro se emplean para evaluar el efecto de cada parámetro en el índice de vulnerabilidad, comparando su peso asignado (teórico) con el peso real (efectivo), lo que es de gran utilidad para el investigador, ya que evalúa la

importancia de cada parámetro (Krogulec & Trzeciak, 2017). Los pesos efectivos de todos los parámetros se calcularon utilizando la siguiente ecuación (3).

$$W = \frac{PrPw}{V} \times 100 \quad (3)$$

Donde la W representa el peso efectivo de cada parámetro, mientras que Pr y Pw representan al valor de clasificación y el peso asignado de cada parámetro, respectivamente. V indica el índice global de vulnerabilidad (Krogulec et al., 2023).

1.6.7. Calibración de los métodos de evaluación de vulnerabilidad

La implementación de la metodología DRASTIC para evaluar la vulnerabilidad de los acuíferos no ha logrado ser totalmente efectiva, ya que no en todos los casos los mapas representan el nivel de contaminación medido en el área de estudio (Rupert 2001).

El ajuste de datos suele emplearse con distintos objetivos, ya sean explicativos y/o predictivos. Para verificar el grado de correspondencia entre los datos observados y los valores estimados, comúnmente se utiliza el coeficiente de determinación (r^2) (E. M. Rodríguez, 2005) (ecuación 4).

$$r^2=1 - \frac{\text{Suma de cuadrados de los residuos (SSR)}}{\text{Suma total de cuadrados (SST)}} \quad (4)$$

Donde, la SST mide la variabilidad total de la variable dependiente con respecto a su media y La SSR mide la variabilidad en la variable dependiente que no es explicada a partir de las variables independientes (E. M. Rodríguez, 2005).

En esta investigación se calibrará la metodología DRASTIC-PM modificada evaluando la relación entre los valores medidos de conductividad eléctrica (CE), Al^{3+} y Co^{2+} como indicadores de contaminación (variable independiente) y los valores de índice de vulnerabilidad a través del ajuste estadístico de la metodología (variable dependiente).

1.6.8. Uso de SIG en evaluación de vulnerabilidad

Los Sistemas de Información Geográfica (SIG) se han consolidado como herramientas indispensables en la evaluación de la vulnerabilidad de los acuíferos, ya que permiten integrar, procesar y analizar de manera eficiente grandes volúmenes de información

espacial y parámetros multicriterio. Su capacidad para manejar datos georreferenciados resulta esencial en el estudio de la vulnerabilidad, pues posibilita trabajar en diferentes escalas y contextos, desde áreas locales hasta regiones más amplias (Babiker et al., 2005; Rahman, 2008).

Una de sus principales ventajas es la integración de datos provenientes de diversas fuentes (características hidrogeológicas, topografía, uso de suelo, parámetros de calidad del agua, entre otras) en una sola plataforma. Esto facilita la generación de mapas temáticos y la identificación precisa de zonas con mayor susceptibilidad a la contaminación. Asimismo, los SIG permiten manejar bases de datos extensas y automatizar procesos complejos, optimizando tiempo y recursos en el análisis (Duarte et al., 2019; Leggieri et al., 2022).

Además de su capacidad de integración, los SIG destacan por su utilidad en la visualización y actualización dinámica de mapas de vulnerabilidad. La representación espacial favorece la comparación entre distintos escenarios y facilita la toma de decisiones para la gestión sostenible del recurso hídrico. De este modo, los resultados no solo adquieren un carácter técnico, sino también práctico, al convertirse en insumos fundamentales para el diseño de políticas públicas y estrategias de ordenamiento territorial (Duarte et al., 2019; Goyal et al., 2021; Shirazi et al., 2012)..

En cuanto a las herramientas más empleadas, destacan *ArcGIS*, un software comercial ampliamente utilizado en análisis espacial, modelado y automatización de procesos, y *QGIS*, una alternativa de código abierto que incorpora complementos especializados orientados a la evaluación de la vulnerabilidad de acuíferos. Ambos permiten estructurar flujos de trabajo automatizados, lo que incrementa la reproducibilidad y eficiencia de los análisis, además de facilitar la adaptación de las metodologías DRASTIC y DRASTIC-PM modificada a distintos contextos hidrogeológicos (D'Ambrosio et al., 2023; Duarte et al., 2019).

En síntesis, el uso de SIG en la evaluación de la vulnerabilidad de acuíferos constituye un recurso metodológico que combina precisión analítica, capacidad de integración y valor aplicado en la gestión. Al permitir la incorporación de múltiples variables espaciales y la aplicación de métodos multicriterio avanzados, los SIG se convierten en una plataforma clave para generar diagnósticos robustos, apoyar la toma de decisiones y contribuir a la

sostenibilidad hídrica en diferentes entornos (Babiker et al., 2005; Jesiya & Gopinath, 2019; Rahman, 2008; Thirumalaivasan et al., 2003).

2. CARACTERIZACIÓN DE LA ZONA DE ESTUDIO

2.1. LOCALIZACIÓN

La zona de estudio corresponde a un sector específico del Acuífero de Monterrey (clave 1906, CONAGUA), delimitado espacialmente por el área del campus de Ciudad Universitaria (CU) de la Universidad Autónoma de Nuevo León (UANL). Para efectos de este trabajo, dicha sección se denominará acuífero “Campus UANL”, con el objetivo de diferenciarla del acuífero regional y destacar su carácter como unidad espacial de análisis.

El campus de Ciudad Universitaria se localiza en el municipio de San Nicolás de los Garza, dentro del AMM, en el estado de Nuevo León, noreste de México. Su altitud promedio es de aproximadamente 520 m.s.n.m., con coordenadas geográficas centrales cercanas a 25°43’34’’ N y 100°18’44’’ O (figura 11).

El área de estudio comprende las instalaciones del campus de Ciudad Universitaria de la UANL, localizado entre los municipios de San Nicolás de los Garza y Monterrey. Sus colindancias principales son:

- Norte: Avenida Palacio de Justicia y el arroyo Topo Chico,
- Sur: Antiguo Campo Militar y el Parque Niños Héroes,
- Oriente: Avenida Universidad y la empresa acerera TERNIUM,
- Poniente: Avenida Manuel L. Barragán y la infraestructura ferroviaria de FERROMEX.

Esta delimitación permite situar el área de estudio dentro del contexto urbano-industrial del AMM y reconocer los factores antrópicos que potencialmente influyen en la dinámica hidrogeológica del acuífero.

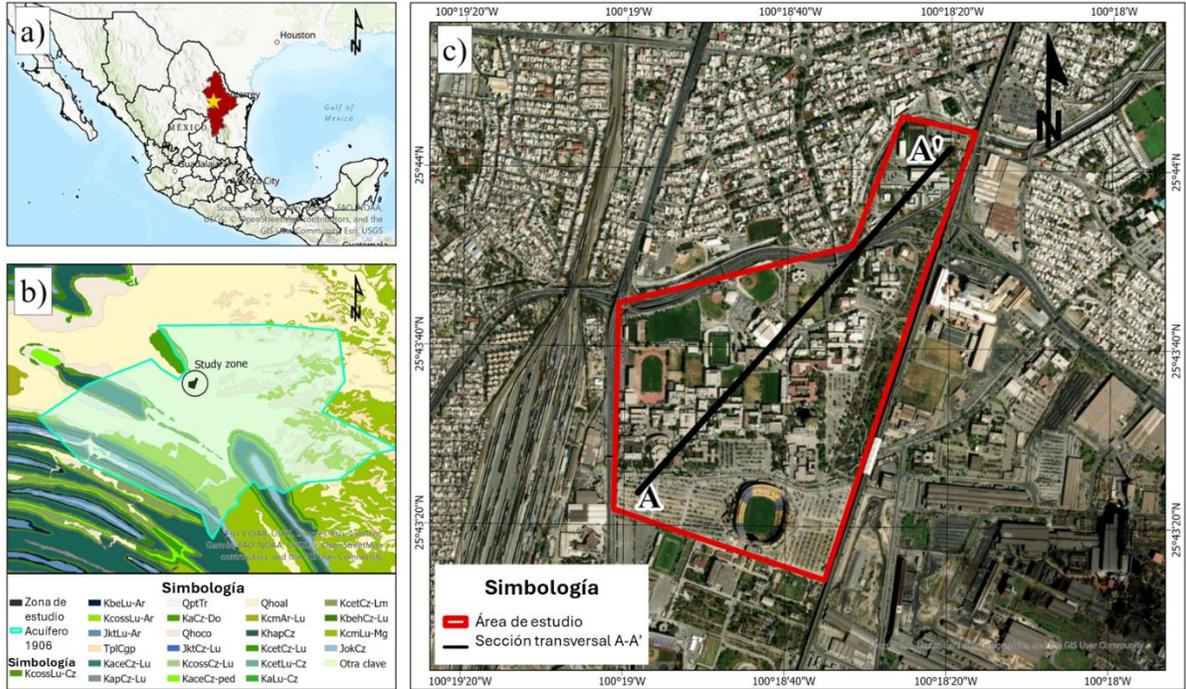


Figura 11. Ubicación del área de estudio: a) ubicación del estado de Nuevo León, b) acuífero de la Zona Metropolitana de Monterrey y c) límites del área de estudio (modificados del Servicio Geológico Mexicano y Google Earth, 2024).

El Acuífero Monterrey constituye una de las principales fuentes de abastecimiento hídrico para los municipios de Monterrey, San Nicolás de los Garza, Guadalupe, Juárez, Apodaca y San Pedro Garza García, entre otros (CONAGUA, 2020). Sin embargo, el presente estudio se enfoca en la caracterización hidrogeológica e hidrogeoquímica de la sección delimitada por el campus universitario.

Una vez definida esta unidad hidrogeológica de análisis, se presenta a continuación una descripción de las principales características fisiográficas, geológicas e hidrológicas de la región del Acuífero Monterrey y del AMM, que constituyen el marco natural y físico en el que se encuentra ubicada la sección estudiada, denominada acuífero “Campus UANL”. Esta información es fundamental para comprender la dinámica hidrogeológica local y su relación con el contexto regional.

2.2. FISIOGRAFÍA

2.2.1. Provincia fisiográfica

El acuífero de Monterrey se encuentra ubicado dentro de la Provincia Fisiográfica de la Sierra Madre Oriental (SMO), en las subprovincias Gran Sierra Plegada y Sierras y

Llanuras Coahuilenses, así como en la Provincia de la Llanura Costera del Golfo Norte, específicamente en la subprovincia Llanuras y Lomeríos (INEGI 2017) (figura 12).

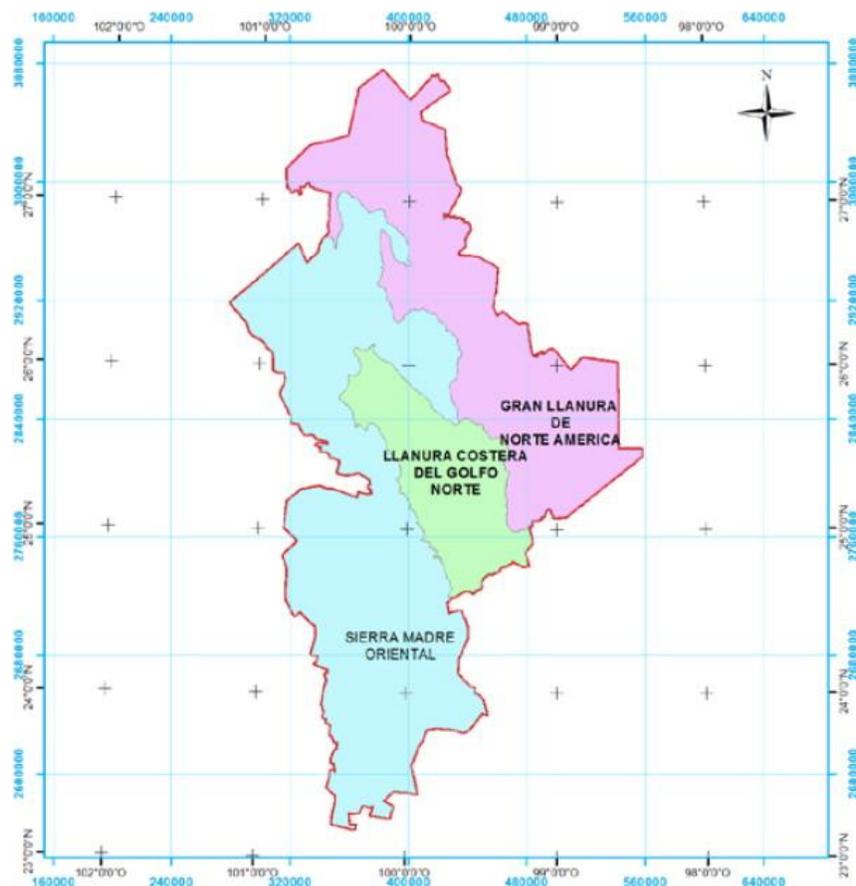


Figura 12. Regionalización fisiográfica de Nuevo León (Guzmán-Lucio et al., 2013).

La SMO se caracteriza por presentar un relieve montañoso conformado principalmente por rocas sedimentarias mesozoicas plegadas y falladas, lo que da origen a sierras abruptas y valles intermontanos. Estas estructuras tienen una influencia directa en la dinámica hidrogeológica de la región, ya que las fracturas y plegamientos facilitan la infiltración y almacenamiento de agua subterránea (Ferrusquía-Villafranca, 1998).

2.2.2. Clima

La caracterización climatológica de la región constituye un elemento fundamental para comprender la hidrología y la disponibilidad de agua subterránea en el área de estudio. La precipitación influye directamente en los niveles piezométricos, por lo que las mediciones deben realizarse en diferentes épocas del año (condiciones ordinarias, de sequía y extraordinarias). Además, las campañas de muestreo se programan preferentemente durante

periodos de escasa lluvia, para evitar que la turbidez del agua altere las concentraciones de los contaminantes (Pérez, 2019).

Los valores medios anuales de precipitación, temperatura y evaporación potencial de 588.9 mm, 22.3 °C y 1839.7 mm, respectivamente (CONAGUA, 2021). Los meses con mayor precipitación son septiembre, agosto y octubre, mientras que julio es generalmente el mes más caluroso y enero el más frío (HikersBay, 2024).

2.2.3. Hidrografía

La zona de estudio se ubica dentro de la Región Hidrológica 24 (RH-24) Río Bravo, en la subregión del río Bravo y en la cuenca del río San Juan (figura 13). El drenaje superficial se organiza de la siguiente manera: al norte por el río Pesquería, en la parte media por los arroyos Topo Chico y La Talaverna, y al sur por el río Santa Catarina (CONAGUA, 2016).

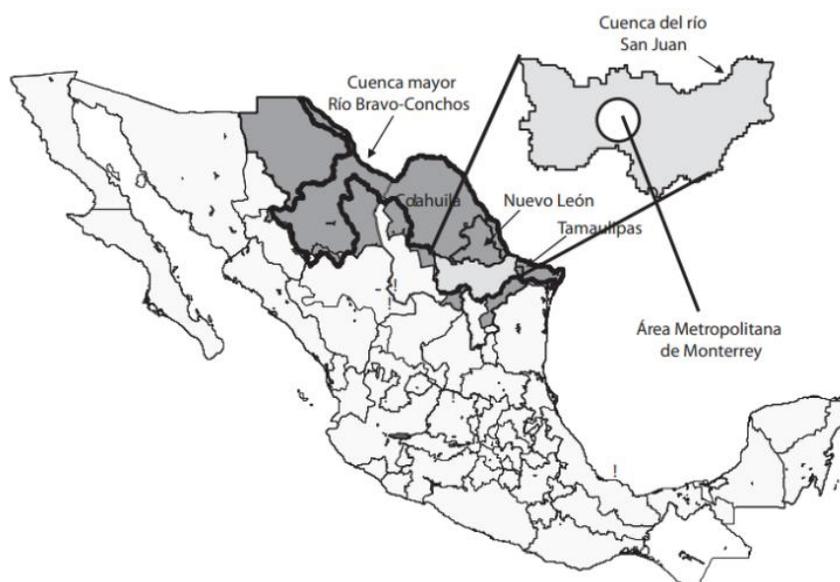


Figura 13. Ubicación geográfica del AMM (C. Monforte García, Benítez, y Gaudiano 2012)

Las fuentes de abastecimiento de agua para uso urbano en el AMM provienen en un 56% de fuentes superficiales y un 44% de fuentes subterráneas. El abastecimiento de agua potable para el AMM proviene de tres presas (La Boca, Cerro Prieto y El Cuchillo), 46 pozos profundos y 74 pozos someros; un manantial, La Estanzuela, tres túneles (Cola de Caballo I, Cola de Caballo II y San Francisco) y una galería filtrante (La Huasteca) (Aguilar & Monforte, 2018; Aguilar & Ramírez, 2021).

2.2.4. Hidrología

La disponibilidad de agua en la región se ve condicionada por su ubicación en una zona semidesértica, caracterizada por una alta variabilidad en la precipitación y escasa infiltración natural en algunos sectores. Esta condición limita la disponibilidad natural del recurso hídrico y constituye un desafío constante para garantizar el suministro a una población creciente, cuyas demandas de agua aumentan de manera sostenida (Barajas Madrigal et al., 2024).

La Figura 14 muestra los registros históricos de precipitación correspondientes a la estación Monterrey, obtenidos del Sistema de Información Hidrológica (SIH) de la Comisión Nacional del Agua (CONAGUA) para el periodo 1985–2024 (Comisión Nacional del Agua, 2025). Estos datos permiten analizar la variabilidad interanual y las tendencias de lluvia en la región.

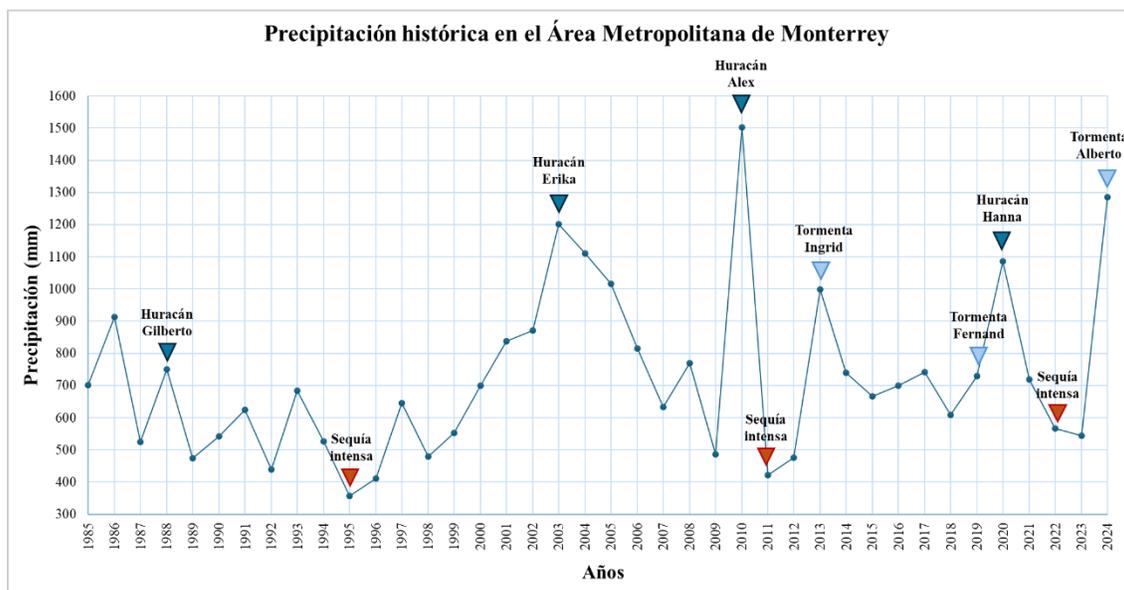


Figura 14. Precipitación histórica 1985-2025. Elaboración propia con base en información del SIH (Comisión Nacional del Agua, 2025b).

Dentro de la serie histórica se identifican eventos extraordinarios que explican picos o anomalías en la precipitación anual. Entre ellos destacan los impactos de ciclones tropicales como el huracán Gilberto (1988), el huracán Alex (2010), la tormenta tropical Fernand (2013), la tormenta Hanna (2020) y la tormenta tropical Alberto (2024), los cuales generaron precipitaciones extremas y episodios de inundaciones en la zona metropolitana. En contraste,

también se identifican periodos de sequías severas, con efectos significativos sobre la disponibilidad y gestión del recurso hídrico (Comisión Nacional del Agua, 2025).

2.2.4.1. Sequía

Durante el año 2022, el AMM experimentó una de las sequías más severas registradas, afectando principalmente a la población mediante cortes prolongados en el suministro de agua. Este evento resalta la alta vulnerabilidad de la región ante la variabilidad climática y la necesidad de considerar periodos de déficit de precipitación en la gestión y estudio de los recursos hídricos (Barajas Madrigal et al., 2024).

El gobierno del estado de Nuevo León, en conjunto con el Servicio de Agua y Drenaje de Monterrey (SAyDM) y la CONAGUA, ha denotado una de las crisis más grandes en la historia del agua en el AMM, señalándola como la mayor sequía que se ha presentado desde que la ciudad es considerada metrópolis. Dicha problemática ha impulsado a las autoridades a elaborar una serie de programas con la finalidad de reducir el impacto de la sequía.

En los últimos años ha aumentado la popularidad sobre el tema “estrés hídrico” que afecta a todo el norte del país, y que tiene graves consecuencias, principalmente en los sistemas de captación superficiales, los cuales han presentado cantidades históricamente alarmantes en los porcentajes de capacidad (figuras 15a y 15b), debido a tal problemática el gobierno ha implementado en los últimos 5 años cortes o reducciones en el suministro de agua de las viviendas como una de las medidas para sustentar el suministro de agua durante todo el año (Servicios de Agua y Drenaje de Monterrey, 2023).

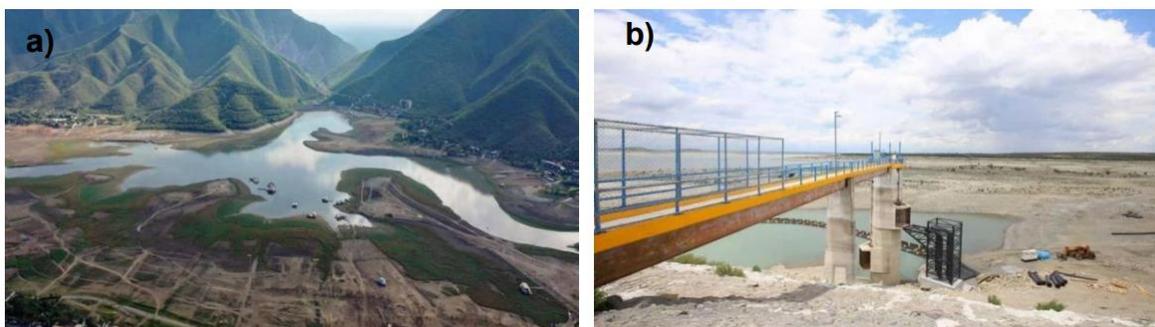


Figura 15. a) Fotografía de la Presa La Boca, en Santiago, Nuevo León (14/07/2022), b) Fotografía de la Presa Cerro Prieto, en Linares, Nuevo León (09/07/2021) (Cruz, 2021; A. Rodríguez, 2021).

El análisis de esta información es fundamental para la planificación de campañas de muestreo y para diseñar estrategias de gestión del recurso hídrico, ya que pone en evidencia tanto la recurrencia de lluvias extremas asociadas a tormentas y huracanes, como la vulnerabilidad de la región frente a sequías prolongadas.

2.3. GEOLOGÍA

La geología del estado de Nuevo León se caracteriza por la presencia predominante de rocas sedimentarias mesozoicas plegadas, las cuales reposan sobre un basamento de edad paleozoica y precámbrica (Michalzik, 1988). Uno de los rasgos fisiográficos más relevantes es la flexión estructural que experimenta la SMO a la altura de la ciudad de Monterrey. La estratigrafía de esta cordillera es compleja y diversa, compuesta por rocas siliciclásticas, carbonatadas y sulfatadas, que abarcan un intervalo cronológico que va desde el Triásico superior hasta el Cuaternario (figura 16) (SGM, 2025).

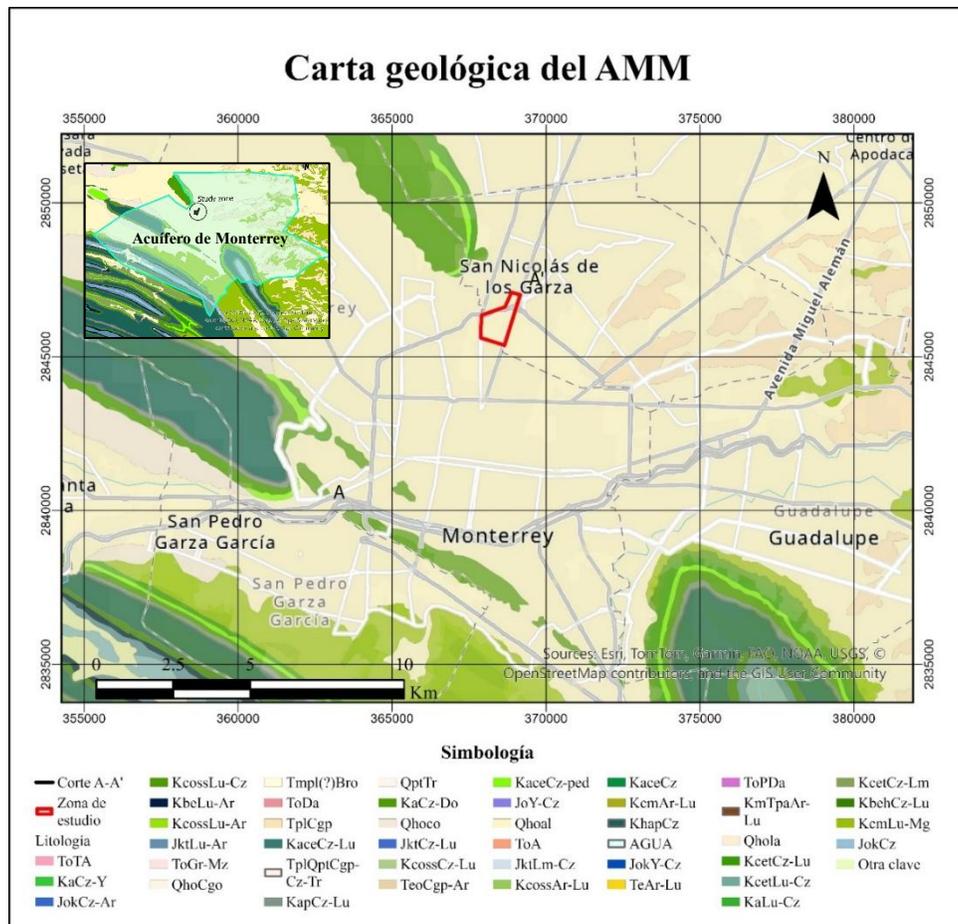


Figura 16. Geología del AMM. Elaboración propia con base en información del Servicio Geológico Mexicano (SGM, 2025)

En el caso del AMM, predominan los sedimentos fluviales recientes, con afloramientos localizados de lutitas correspondientes a la Formación Méndez del Cretácico Superior. Esta formación está compuesta por lutitas y margas de color marrón claro a verdoso y gris, con estratificación laminar y un alto grado de fracturamiento estructural. Sobre ella se depositan capas delgadas de materiales sedimentarios cuaternarios, integrados principalmente por gravas, limos, arcillas y arenas (figuras 17 y 18) (Alva et al., 1998; Michalzik, 1988)

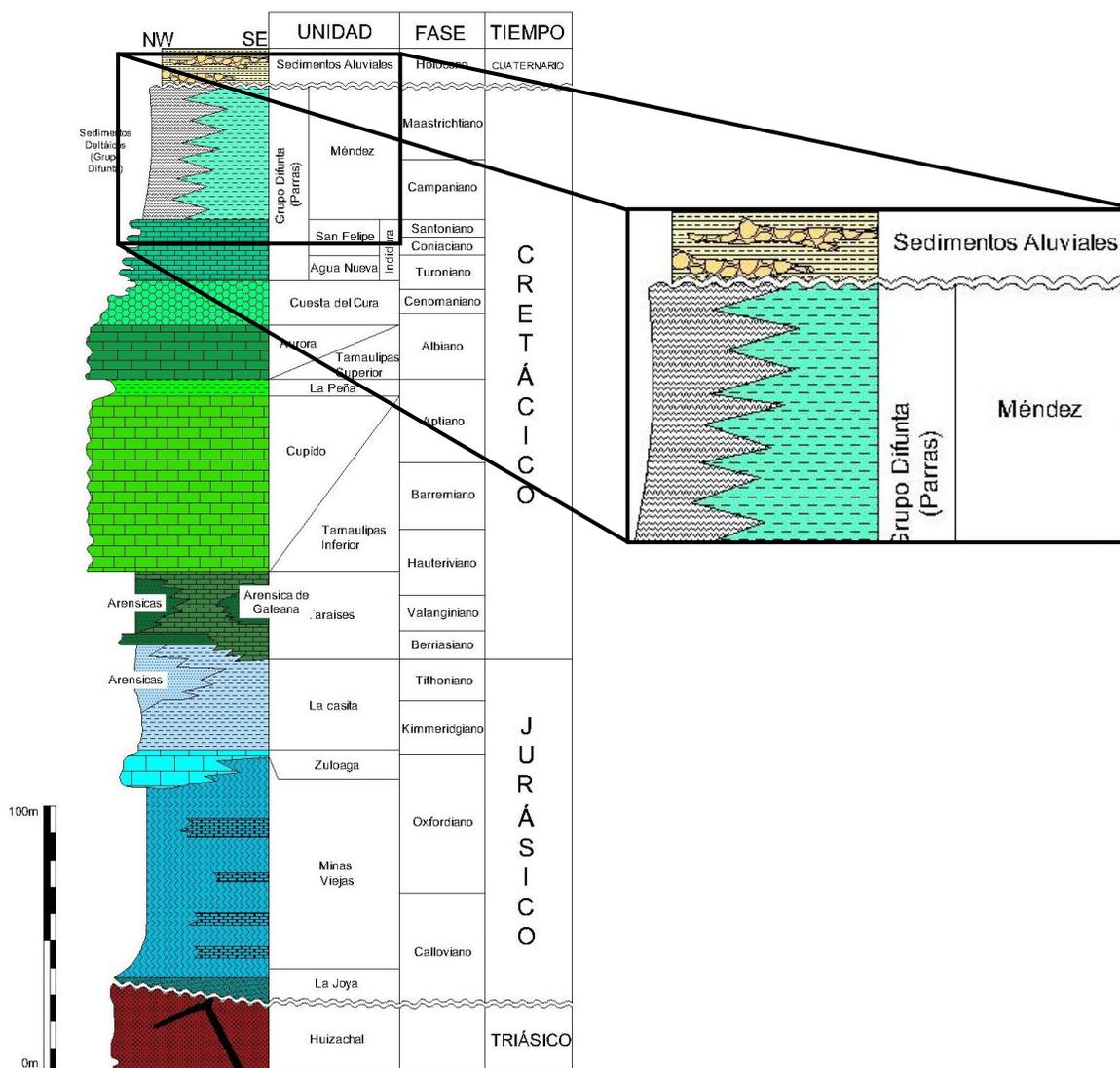


Figura 17. Columna estratigráfica de la SMO (modificado de Michalzik, 1988).

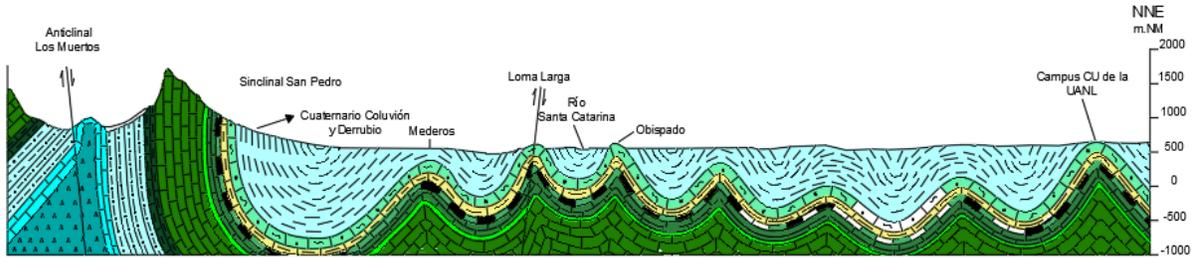


Figura 18. Estratigrafía del Valle de Monterrey (modificado de Padilla et al., 1982; Ibarra, 2015).

2.4. HIDROGEOLOGÍA

El acuífero Área Metropolitana de Monterrey (1906), identificado con la clave 1906, se localiza en la zona centro-occidental del estado de Nuevo León, en el límite con el estado de Coahuila, cubriendo una superficie aproximada de 905 km². Limita al norte y este con el acuífero El Carmen-Salinas-Victoria; al sureste con Citrícola Norte; al sur con Cañ6n del Huajuco; al suroeste con Campo Buenos Aires; al oeste con Campo Durazno y al noroeste con Campo Topo Chico (figura 19).

Dicho acuífero comprende en su totalidad al municipio de San Pedro Garza García, casi totalmente a los municipios de Monterrey, San Nicolás de los Garza, Guadalupe, Juárez y Apodaca, y en menor medida a General Escobedo (CONAGUA, 2020).

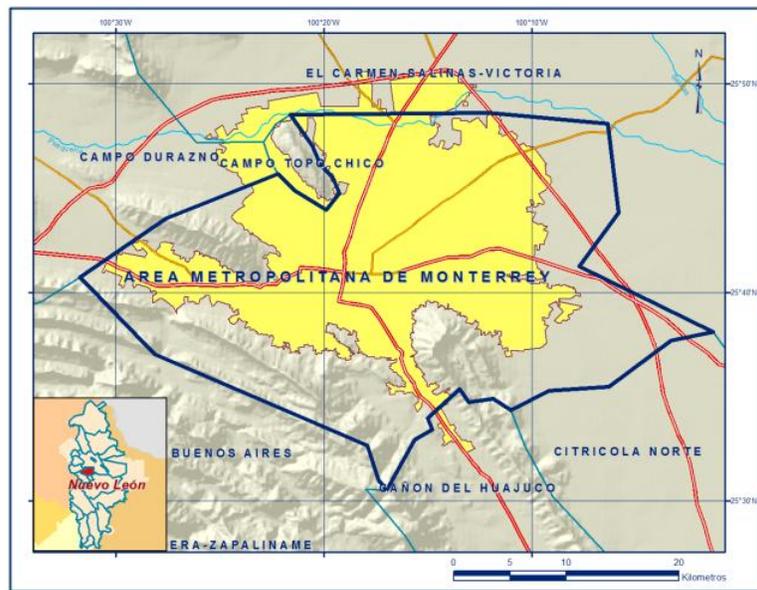


Figura 19. Ubicación del acuífero de Monterrey (CONAGUA, 2020)

El Campus de la Universidad Autónoma de Nuevo León (UANL) se localiza dentro del área de influencia de este acuífero, lo que lo convierte en un punto estratégico para evaluar la dinámica hídrica subterránea y la relación entre disponibilidad y presión antrópica. La gestión del recurso requiere considerar la estacionalidad de las lluvias y la variabilidad climática, ya que estos factores influyen directamente en la recarga del acuífero y en la estabilidad de los niveles piezométricos.

De acuerdo con evidencias geológicas, geofísicas e hidrogeológicas, así como con los cortes litológicos de pozos, este acuífero puede clasificarse como libre, heterogéneo y anisótropo, constituido tanto por materiales granulares como por sistemas fracturados (CONAGUA, 2024).

La litología del sitio de estudio está representada por un perfil de sedimentos aluviales (acuífero de poros/gravas) con un espesor que varía entre 21 y 25 metros. Sobre la roca base fracturada de tipo lutítica (acuífero de grietas) de la Formación Méndez se sitúan lentes de materiales arcillosos, con espesores entre 0 y 8 metros. Por encima, se observan lentejones de gravas y materiales calizos altamente lixiviados y de fácil disgregación. Estos depósitos presentan una matriz limo-arenosa con algo de arcilla, pobremente consolidada, y un cementante tipo caliche que rellena los poros entre las gravas. La cementación de estos materiales varía dependiendo de la cantidad de caliche presente, con espesores reportados de entre 2.5 y 22 metros (figura 19) (Hernández, 1999).

Durante el levantamiento del perfil estratigráfico se identificaron zonas con alteraciones superficiales en los estratos, incluyendo coloraciones rojizas asociadas a procesos de oxidación. Estos rasgos, que no forman parte de la descripción geológica regional convencional, muestran variaciones en la intensidad de alteración que podrían estar relacionadas con agentes contaminantes de origen industrial (figura 20).

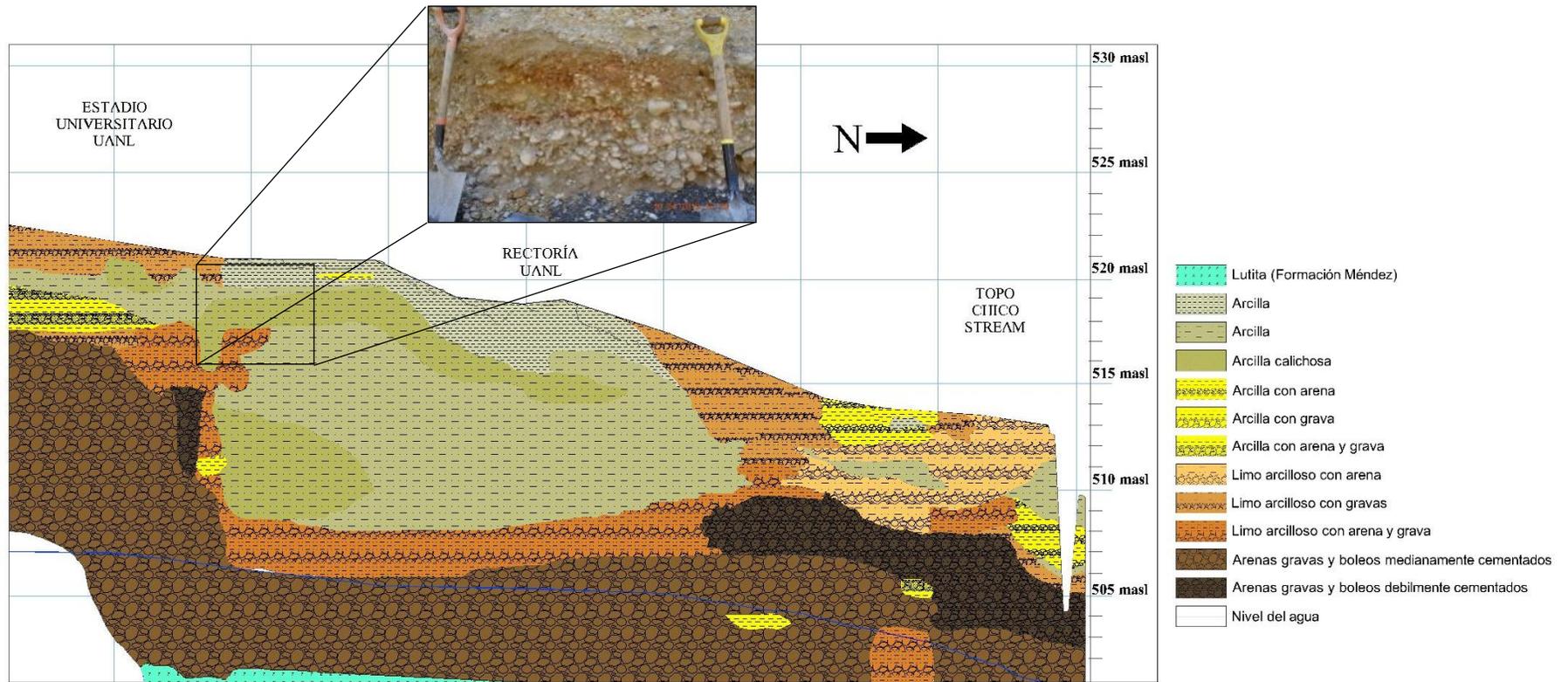


Figura 20. Perfil hidroestratigráfico del campus Ciudad Universitaria con presencia de oxidación en un acuífero poroso (modificado de Silva et al., 2015).

2.5. PROBLEMÁTICA DEL AGUA EN EL AMM

El AMM se encuentra en una región de alto estrés hídrico, resultado de la combinación entre una alta demanda de agua por su población y actividad industrial y una disponibilidad limitada del recurso en el acuífero regional (CONAGUA, 2021a). Esta situación se ha visto agravada por fenómenos climáticos extremos, como sequías prolongadas y precipitaciones irregulares, que afectan la recarga natural de los acuíferos y la gestión de los sistemas de captación superficial y subterránea.

Adicionalmente, el recurso hídrico presenta problemas de contaminación, principalmente en los escurrimientos de las subcuencas de los ríos Pesquería y Santa Catarina, afectados por descargas industriales y urbanas no reguladas (Monforte et al., 2012).

La combinación de estrés hídrico y contaminación incrementa la vulnerabilidad de los acuíferos, incluyendo la sección delimitada como Acuífero Campus CU, y plantea riesgos para la salud humana y la sostenibilidad de los sistemas de abastecimiento.

Frente a esta problemática, se hace necesario implementar estrategias de gestión y evaluación hidrogeológica, que permitan identificar áreas con mayor riesgo de contaminación y planificar medidas de protección.

El AMM se ubica en una región geográfica con alto estrés hídrico debido a sus altos niveles de demanda de agua y su baja disponibilidad del recurso hídrico (CONAGUA, 2021).

3. METODOLOGÍA

Este capítulo describe el enfoque metodológico aplicado para evaluar la vulnerabilidad del agua subterránea a la contaminación, mediante la integración de datos hidrogeológicos, climáticos, topográficos y antrópicos. La investigación se estructuró en cuatro fases (figura 21), que se describirán a lo largo de este capítulo.

El análisis de la vulnerabilidad intrínseca y específica del “Acuífero Campus CU” se llevó a cabo mediante la aplicación de la metodología DRASTIC (Aller et al., 1987), ampliamente reconocida a nivel internacional para la evaluación de la susceptibilidad a la contaminación de acuíferos. Adicionalmente, con el fin de aumentar la resolución espacial del análisis en un área de estudio reducida y con intensa presión antrópica, se aplicó la metodología DRASTIC-PM modificada, la cual incorpora parámetros adicionales y calibración con trazadores geoquímicos (Al^{3+} y Co^{2+}) que permiten refinar la estimación de la vulnerabilidad.

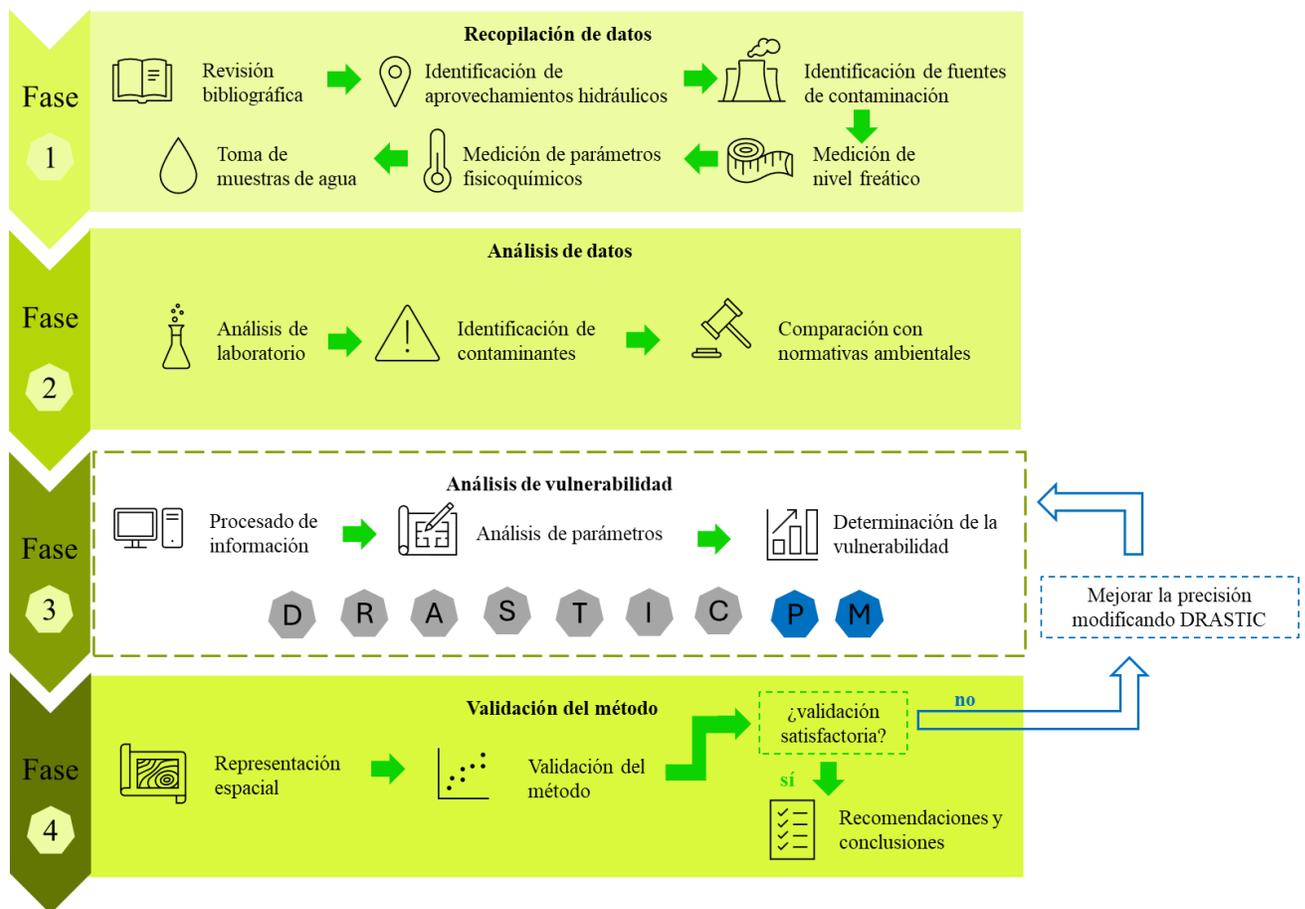


Figura 21. Diagrama general de la metodología

3.1. Fase 1 - Recopilación de datos

3.1.1. Revisión bibliográfica

El estudio bibliográfico se desarrolló de forma continua a lo largo de todo el periodo de investigación, con el propósito de sustentar teóricamente la metodología empleada, establecer el marco normativo de referencia y recabar información técnica relevante. Paralelamente, se recolectaron datos provenientes de instituciones oficiales (datos climáticos, topográficos, litológicos, uso de suelo, entre otros) indispensables para la implementación y adaptación de la metodología DRATIC.

Esta labor consistió en la revisión, análisis y sistematización de fuentes científicas, técnicas e institucionales, relevantes para comprender el contexto geológico, hidrogeológico y ambiental del área de estudio, así como los métodos de evaluación de la vulnerabilidad del agua subterránea, con énfasis en entornos urbanos e industriales.

Las fuentes consultadas incluyeron artículos científicos indexados, libros especializados, tesis académicas, reportes técnicos, normas oficiales mexicanas (NOM) y documentos emitidos por organismos como el Servicio Geológico Mexicano (SGM), la CONAGUA y el Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI).

Esta revisión documental permitió establecer el marco teórico y físico de la investigación, así como definir con precisión el enfoque metodológico adoptado.

3.1.2. Identificación de aprovechamientos hidráulicos

La delimitación del área se realizó considerando la accesibilidad a aprovechamientos hidráulicos disponibles, representados por siete pozos (WAU-1, WAU-2, WAU-3, WAU-4, WAU-5, WAU-6 y WAU-7) (tabla 2), distribuidos dentro del perímetro del campus universitario. Este polígono, marcado en color cian, fue definido para integrar puntos de monitoreo representativos en una zona urbana con potencial influencia antrópica (figura 22).

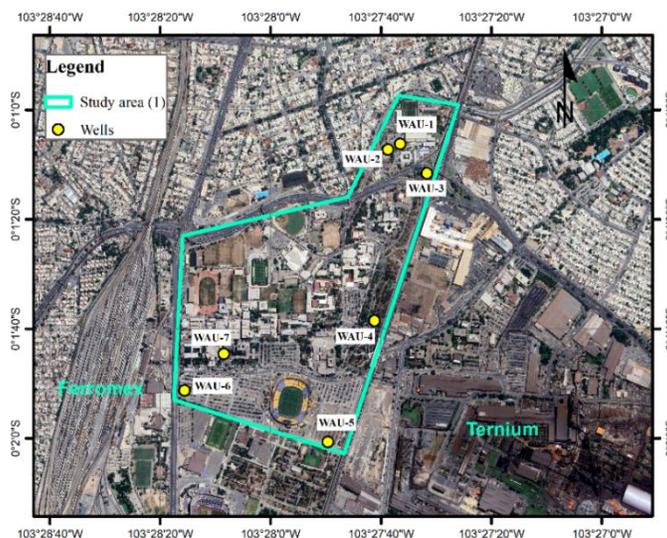


Figura 22. Delimitación preliminar de la zona de estudio dentro del campus de Ciudad Universitaria, UANL.

Tabla 2. Desglose de simbología para puntos de muestreo (elaboración propia, 2020).

Clave	Información de referencia	Localización (Coord. UTM) este	Localización (Coord. UTM) norte	Elevación del terreno (msnm)
WAU-1	Instituto FIC, por el departamento topografía; uso: riego de jardines.	-100,3078028	25,7326302	514.0
WAU-2	Hidráulica, por el departamento hidráulica IIC; uso: riego de jardines.	-100,3061233	25,7315167	514.5
WAU-3	Noria, en uso para riego de jardines municipales, equipado.	-100,3086061	25,7249567	513.5

WAU-4	Rectoría, suministro de agua para riego de jardines, no equipado.	-100,3104743	25,7209735	517.5
WAU-5	Estadio, estacionamiento de Cd. Universitaria, por Av. Universidad; uso: sin uso.	-100,310398	25,7211700	521.0
WAU-6	Estacionamiento Cd. Universitaria, por Av. Barragán; uso: sin uso.	-100,3166012	25,7228363	523.8
WAU-7	Facultad de Ingeniería Civil, estacionamiento de maestros; pozo de sondeo exploratorio	-100.314598	25.724472	524.3

3.1.3. Identificación de fuentes de contaminación

En las inmediaciones del área delimitada se identifican múltiples fuentes industriales, particularmente del giro metalúrgico, tales como Ternium, Ferromex, Internacional de Metales, Aceros y Metales Los Ángeles y recicladoras de metales, las cuales están señaladas con triángulos rojos en la figura 23. La concentración de estas industrias en la periferia del área de estudio justifica su inclusión en el análisis, dado que representan posibles fuentes de presión ambiental sobre la calidad del agua subterránea. Este reconocimiento espacial es esencial para la caracterización inicial del sitio y la posterior aplicación de la metodología DRASTIC modificada, empleada en esta investigación.

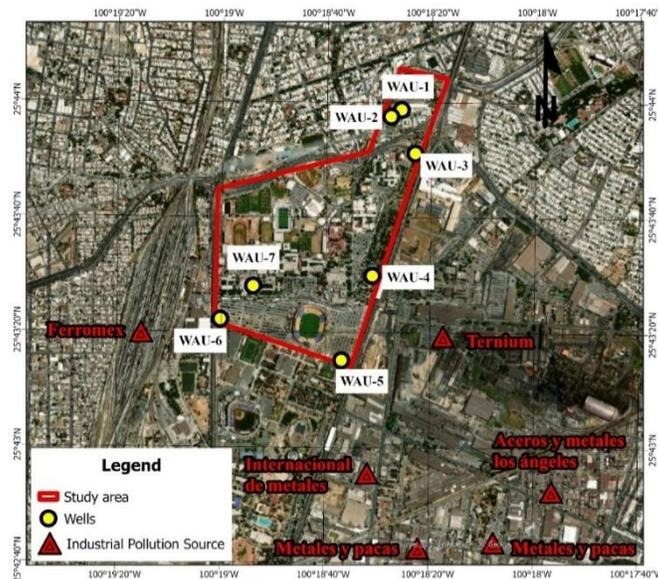


Figura 23. Ubicación industrias potencialmente contaminantes cercanas (editado en Google Earth, 2024)

3.1.4. Medición de nivel freático

La medición de NF se realizó en los siete pozos localizados en el Campus Ciudad Universitaria de la UANL (figura 24). El monitoreo se efectuó en distintos periodos representativos de la dinámica estacional del acuífero: época ordinaria, época de recarga

(extraordinaria), estiaje, sequía y eventos hidrometeorológicos asociados a huracanes. Esta estrategia permitió identificar la respuesta del acuífero a variaciones climáticas y condiciones de recarga.

Las lecturas de la profundidad al NF se obtuvieron mediante una sonda eléctrica de medición de nivel de agua marca *Solinst*, modelo 101, equipada con cinta graduada en intervalos de 1 mm y precisión de ± 1 mm. Previo al inicio de cada campaña, el equipo fue verificado y calibrado en caso de ser necesario.



Figura 24. Medición de niveles de agua subterránea en diferentes pozos de la zona de estudio

El procedimiento consistió en descender la cinta de la sonda dentro del pozo hasta detectar el contacto con la superficie del agua subterránea, indicado por señal acústica . La lectura se tomó directamente sobre la cinta, considerando como punto de referencia la parte superior del brocal del pozo (figura 25).

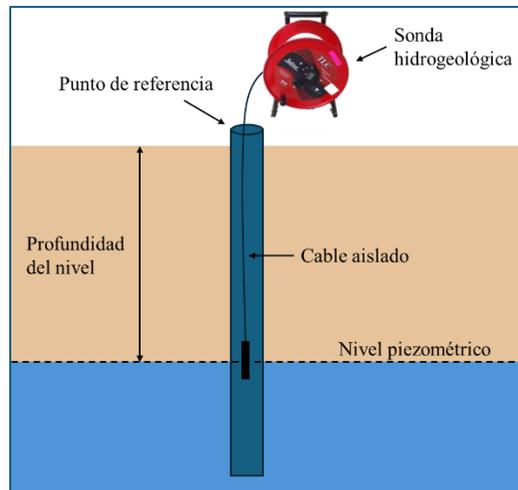


Figura 25. Esquema del procedimiento de medición del NF mediante sonda eléctrica Solinst

La metodología de medición se ejecutó siguiendo los lineamientos técnicos establecidos en la normativa mexicana e internacional:

- NOM-011-CONAGUA-2015: Conservación del recurso agua – criterios y especificaciones para la determinación de la disponibilidad media anual de las aguas nacionales.
- NOM-014-CONAGUA-2003: Requisitos para la recarga artificial de acuíferos con agua residual tratada (apartado de monitoreo).
- ASTM D4750-20: Standard Test Method for Determining Subsurface Liquid Levels in a Borehole or Monitoring Well.
- EPA (2013): Groundwater Technical Procedures for Water Level Measurement.

3.1.4.1. Medición de parámetros fisicoquímicos *in situ*

De manera complementaria a la medición de los niveles freáticos, se efectuó la medición *in situ* de parámetros básicos de calidad del agua.

- La temperatura y la conductividad eléctrica se obtuvieron directamente con la sonda hidrogeológica Solinst, al momento de medir el NF.
- El pH se determinó utilizando un potenciómetro portátil (pH-metro), previamente calibrado con soluciones estándar buffer de pH 4, 7 y 10, conforme a las especificaciones del fabricante. Las mediciones se realizaron de manera inmediata tras la extracción de las muestras de agua, obtenidas siguiendo el procedimiento

descrito en el apartado 3.1.4.2, con el objetivo de garantizar la representatividad y confiabilidad de los datos obtenidos.

3.1.4.2. Toma de muestras de agua

Se realizaron campañas de muestreo de agua subterránea en los aprovechamientos hidráulicos previamente seleccionados dentro del área de estudio. La recolección de muestras se efectuó durante los períodos de estiaje, con el objetivo de obtener una representación de la calidad del agua en condiciones críticas de concentración de contaminantes.

La recolección de muestras se realizó en los seis pozos de observación ubicados en el área de estudio. Para este fin, se empleó un muestreador artesanal de PVC, diseñado conforme a la literatura técnica (USGS, 2006) y adaptado a las características locales de los pozos (figura 26).

El procedimiento aplicado fue el siguiente:

1. **Acondicionamiento del muestreador:** antes de cada extracción, el muestreador fue enjuagado con agua destilada y posteriormente con agua del pozo a muestrear, a fin de evitar contaminación cruzada.
2. **Captación de la muestra:** el muestreador se introdujo cuidadosamente hasta la profundidad del NF, permitiendo la entrada del agua subterránea mediante el mecanismo de retención.
3. **Transferencia a envases:** el agua recolectada se vertió en envases plásticos estériles de 80 ml.
4. **Conservación:** los envases se sellaron con Parafilm y se identificaron in situ con la clave del pozo, posteriormente se almacenaron herméticamente, evitando la exposición directa al calor y la luz solar, hasta su traslado al laboratorio.
5. **Control de calidad:** se minimizaron los procesos de agitación y exposición al aire, con el objetivo de preservar parámetros sensibles.

El proceso de muestreo se desarrolló siguiendo los lineamientos de la NOM-014-CONAGUA-2003 (Monitoreo de aguas subterráneas) y de la NOM-230-SSA1-2002 (Salud

ambiental, agua para uso y consumo humano), además de considerar las recomendaciones de APHA (2017), Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater.



Figura 26. Toma de muestras de agua en campo en los distintos aprovechamientos hidráulicos.

Equipo utilizado

Para el desarrollo de las mediciones y la recolección de muestras de agua subterránea en los pozos de observación se empleó el siguiente equipo:

- **Sonda hidrogeológica Solinst**, utilizada para la medición de NF, temperatura y conductividad eléctrica.
- **Muestreador artesanal de PVC**, diseñado para la captación de muestras de agua subterránea hasta el NF.

- **pH-metro portátil**, calibrado previamente con soluciones estándar buffer de pH 4, 7 y 10, para la medición in situ del pH.
- **Envases plásticos de 80 ml**, lavados y acondicionados para la conservación de muestras.
- **Hielera con tapa y hielo**, para el transporte y preservación de las muestras recolectadas.
- **Agua destilada, gasas y torundas de algodón estériles**, utilizados para la limpieza y manejo seguro del muestreador.
- **Cinta métrica y marcadores de campo**, para verificación de profundidad de pozo y registro de lecturas.
- **Material de apoyo adicional:** guantes, anotadores y etiquetas para identificación y trazabilidad de las muestras.

3.2. Fase 2 - Análisis de datos

3.2.1. Análisis de laboratorio

Una vez realizadas las campañas de muestreo, las muestras de agua son enviadas al laboratorio certificado ActLabs, en Canadá. En el laboratorio, se aplican las metodologías detalladas en la Tabla 3 (García, 2017), garantizando la precisión y fiabilidad de los resultados.

Tabla 3. Metodologías utilizadas en la determinación de los diferentes parámetros analizados (García, 2017).

DETERMINACIÓN	MÉTODO	METODOLOGÍA UTILIZADA
Dureza total (mg/L CaCO ₃)	Volumétrico	NMX-AA-072-SCFI-2001
Dureza de Calcio (mg/L CaCO ₃)		3500-Ca-B-1998 SM
Alcalinidad a la fenoftaleína (mg CaCO ₃ /L)		NMX-AA-036-SCFI-2001
Alcalinidad naranja de metilo (mg CaCO ₃ /L)		NMX-AA-036-SCFI-2001
Cloruros (mg/L)		NMX-AA-073-SCFI-2001
Sulfatos (mg/L)	Turbidimétrico	NMX-AA-074-1981
Color (u.c. Pt-Co)	Colorimétrico	NMX-AA-045-SCFI-2001
Turbidez (UNT)	Nefelométrico	NMX-AA-038-SCFI-2001
pH (unidades de pH)	PH-metro	NMX-AA-008-SCFI-2000
Nitrógeno NO ₃ (mgN-NO ₃ /L)	Volumétrico	NMX-AA-079-SCFI-2001
Sólidos suspendidos totales (mg/L)	Gravimétrico	NMX-AA-034-SCFI-2001
Sólidos disueltos totales (mg/L)		NMX-AA-034-SCFI-2001
Carbonatos CO ₃ (CaCO ₃ /L)	Volumétrico	AWWA 2320

Bicarbonatos HCO ₃ (ml HCO ₃ /L)		AWWA 2320
Bacterias coliformes (NMP/100ml)	Microbiológico (NMP)	NOM-112-SSA1-1994
Coliformes fecales (NMP/100ml)		NOM-145-SSA1-1995
Sodio (mg/L)	Espectrofotometría de absorción atómica	NMX-AA-051-SCFI-2001
Potasio (mg/L)		
Calcio (mg/L)		
Magnesio (mg/L)		
Selenio (mg/L)		
Arsénico (mg/L)		
Mercurio (mg/L)		
Metales pesados (mg/L)	Espectrometría de masas	proy-nmx -aa-131/2-scfi-2013

3.2.2. Identificación de contaminantes

Las muestras de agua subterránea recolectadas en los pozos de observación fueron enviadas a laboratorio para su análisis físico-químico e hidrogeoquímico. Se evaluaron 59 EPT, correspondientes a metales pesados, priorizados debido a la proximidad de la zona de estudio con industrias metalúrgicas. Adicionalmente, se determinaron los principales cationes (Ca²⁺, Mg²⁺, Na⁺, K⁺) y aniones (Cl⁻, SO₄²⁻, NO₃⁻, CO₃²⁻, HCO₃⁻) necesarios para la construcción de diagramas de Piper.

3.2.3. Comparación con normas ambientales

Para evaluar la conformidad del agua con estándares de calidad y seguridad, los resultados obtenidos fueron comparados con normas nacionales e internacionales. Entre las principales normas mexicanas se incluyen:

- **NOM-127-SSA1-1994**, “Salud ambiental, agua para uso y consumo humano: límites permisibles de calidad y tratamientos a que debe someterse el agua para su potabilización”.
- **NOM-001-ECOL-1996**, que establece los LMP de contaminantes en las descargas de aguas residuales en cuerpos de agua y bienes nacionales.
- Como referencia internacional se consideraron:
- **Real Decreto 140/2003 de la Comunidad Europea**, que define criterios sanitarios de calidad del agua de consumo humano.

- **Estándares de la Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos (EPA)**, correspondientes al reglamento primario de agua potable.

3.3. Fase 3 - Análisis de vulnerabilidad

En esta fase se integraron los insumos hidrogeológicos y ambientales para la construcción de índices de vulnerabilidad del agua subterránea, empleando la metodología DRASTIC y posteriormente, la metodología DRASTIC-PM modificada. El proceso metodológico se desarrolló de acuerdo con el diagrama de flujo presentado y se describe en la figura 27.

3.3.1. Procesado de información

La primera etapa consistió en la recopilación y consolidación del conjunto de datos, divididos en tres grandes grupos: datos obtenidos mediante investigación de campo, datos convencionales (cartográficos, edafológicos y geológicos), y datos complementarios como registros climáticos y satelitales. Estos insumos permitieron identificar las fuentes potenciales de contaminación y caracterizar los aprovechamientos hídricos, así como profundizar en variables clave como la profundidad del NF y la recarga neta del acuífero.

3.3.2. Análisis de parámetros

Posteriormente, se definieron y procesaron los parámetros necesarios para aplicar la metodología DRASTIC:

Profundidad del agua subterránea (D): se utilizó la información piezométrica disponible en pozos del área de estudio. Los niveles estáticos se interpolaron mediante el método *Inverse Distance Weighted* (IDW) para generar una superficie continua de profundidad. Posteriormente, se reclasificaron los valores de acuerdo con los rangos propuestos por Aller et al. (1987).

Recarga neta (R): se estimó a partir de datos de precipitación y balance hídrico (de León Gómez et al., 2021). La distribución espacial se obtuvo mediante interpolación IDW de las estaciones meteorológicas y se reclasificó según la tabla de calificaciones de DRASTIC.

Medio acuífero (A): se construyó a partir del mapa geológico de la zona. Se digitalizaron las unidades litológicas y se asignaron calificaciones con base en sus características hidrogeológicas.

Medio del suelo (S): se utilizó el perfil litológico de la zona de estudio.

Topografía (T): se derivó de un modelo digital reportado por estudios anteriores en la zona de estudio. Los valores resultantes se reclasificaron según las categorías de la metodología DRASTIC.

Impacto en la zona vadosa (I): se obtuvo del mapa geológico, considerando la litología predominante en la zona no saturada. Cada formación se reclasificó de acuerdo con su capacidad de atenuación frente al paso de contaminantes.

Conductividad hidráulica (C): se estimó a partir de pruebas de bombeo reportadas en estudios hidrogeológicos. Los valores fueron interpolados en ArcGIS Pro y posteriormente reclasificados según los rangos de la metodología DRASTIC.

A cada parámetro se le asignó un valor de calificación, identificado con la letra **r** por su denominación en inglés *rating*, en una escala de 1 a 10 según las características naturales observadas en el área de estudio (tabla 4). Este valor representa el grado de vulnerabilidad asociado a cada parámetro, donde 10 indica la mayor susceptibilidad a la contaminación. Posteriormente, cada calificación se multiplica por un valor de ponderación o peso, representado por la letra **w** (*weight*), el cual varía entre 1 y 5 en función de la importancia relativa del parámetro en la propagación de contaminantes hacia el acuífero (Aller et al., 1987).

Finalmente, todas las capas procesadas fueron convertidas a formato ráster con una resolución espacial uniforme, lo que permitió combinarlas en la determinación del índice de vulnerabilidad.

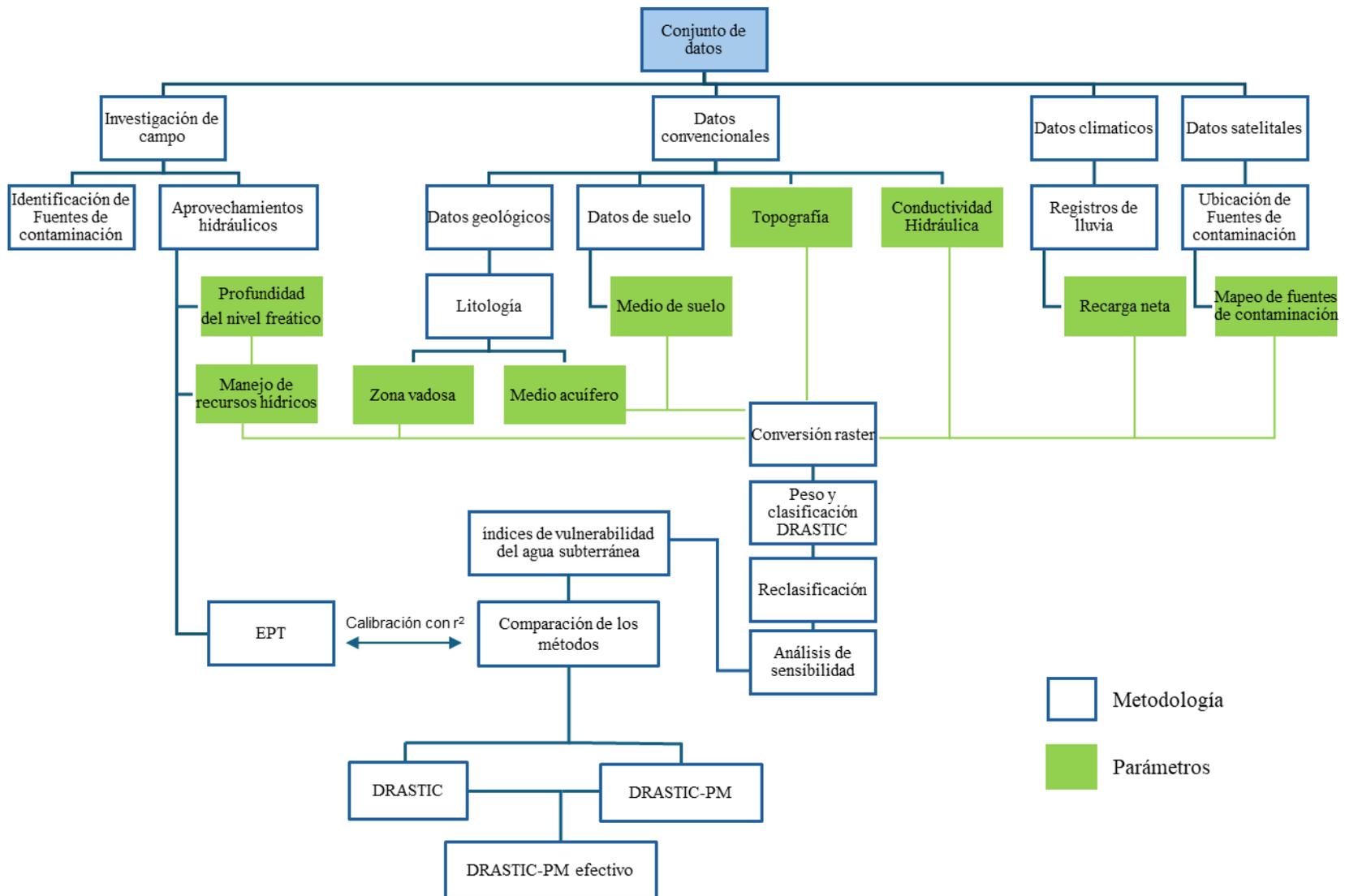


Figura 27. Diagrama del conjunto de datos y procedimiento para la estimación de la vulnerabilidad del agua subterránea mediante DRASTIC y DRASTIC-PM modificada

Tabla 4. Clasificación de los parámetros de la metodología DRASTIC (Aller et al., 1987).

Parámetro	Rango	Clasificación (r)
Profundidad del Espejo de agua (m)	0-5	10
	5-10	9
	10-30	7
	30-50	5
	50- 75	3
	75-100	2
	100 <	1
Recarga (mm/año)	> 254	9
	177.8-254	8
	101.6-177.8	6
	50.8-101.6	3
	0-50.8	1
Medio acuífero	esquisto masivo	2
	metamórfico/ígneo	3
	metamórfico/ígneo erosionado	4
	Secuencias de arenisca, caliza y esquisto en capas delgadas	6
	arenisca masiva	6
	caliza masiva	6
	arena y grava	8
	basalto	9
Suelo	caliza kárstica	10
	Arcilla no expansiva y agregada	1
	suelo orgánico	2
	marga arcillosa	3
	marga limosa	4
	marga	5
	marga arenosa	6
	arcilla expansiva y/o agregada	7
	turba	8
	arena	9
	grava	10
delgado o ausente	10	
Topografía (%)	0-2	10
	2-6	9
	6-12	5
	12-18	3
	> 18	1
Impacto de zona vadosa	limo/arcilla	1

	esquisto	3
	caliza	6
	arenisca	6
	pedra caliza estratificada, arenisca, esquisto	6
	Arena y grava con importantes limos y arcillas	6
	metamórfico/ígneo	4
	arena y grava	8
	basalto	9
	pedra caliza kárstica	10
Conductividad hidráulica (m/día)	4.84-14.52	2
	14.52-33.89	4
	33.89-48.4	6
	48.4-96.8	8
	>96.8	10

3.3.3. Determinación de la vulnerabilidad

El índice de vulnerabilidad se obtuvo a partir de la combinación ponderada de los parámetros DRASTIC, utilizando la ecuación 5:

$$DRASTIC = DrDw + RrRw + ArAw + SrSw + TrTw + IrIw + CrCw \quad (5)$$

Donde: r = clasificación y w = peso.

Tabla 5. Peso asignado a cada parámetro según su importancia (Aller et al., 1987).

Parámetro	DRASTIC (w)
Profundidad del Espejo de agua (m)	5
Recarga (mm/año)	4
Medio acuífero	3
Suelo	2
Topografía (%)	1
Impacto de zona vadosa	5
Conductividad hidráulica (m/día)	3

La metodología agrupa índices de vulnerabilidad hidrogeológica y los clasifica según su valor numérico (tabla 6). Dichos índices pueden ser modificados a discreción y criterio

del investigador, sin embargo, se recomienda utilizarlos según lo establecido por los autores (Soyaslan, 2020).

Tabla 6. Clasificación de la vulnerabilidad metodología DRASTIC (Soyaslan, 2020).

Índices de vulnerabilidad DRASTIC	
>100	Vulnerabilidad baja
100-140	Vulnerabilidad moderada
140-200	Vulnerabilidad alta
200<	Vulnerabilidad muy alta

3.4. Fase 4 – Validación del método

3.4.1. Representación espacial

La representación espacial de los resultados se realizó en el entorno de Sistemas de Información Geográfica (ArcGIS Pro), con el propósito de integrar y visualizar los índices de vulnerabilidad obtenidos. Cada parámetro de la metodología DRASTIC, previamente procesado en formato ráster, fue combinado mediante operaciones de superposición ponderada, lo que permitió generar un mapa continuo de vulnerabilidad hidrogeológica.

Posteriormente, los valores resultantes fueron reclasificados en categorías cualitativas (baja, moderada, alta y muy alta), de acuerdo con los rangos establecidos en la metodología (tabla 5). Esta reclasificación permitió estandarizar los resultados y facilitar su interpretación cartográfica.

El producto final consistió en un mapa temático de vulnerabilidad, que constituye una herramienta visual para la identificación de zonas críticas dentro del área de estudio. La representación espacial no solo facilita la comprensión de la distribución geográfica de la vulnerabilidad, sino que también proporciona una base objetiva para la validación del método y para la comparación entre la metodología DRASTIC y DRASTIC-PM modificada.

3.4.2. Análisis de regresión lineal

La robustez del índice de vulnerabilidad obtenido con la metodología DRASTIC se evaluó mediante un análisis de correlación con datos reales de calidad del agua subterránea. Para ello, se utilizaron concentraciones de aluminio (Al^{3+}) y cobalto (Co^{2+}), así como la conductividad eléctrica, registradas en pozos de monitoreo del área de estudio.

Se aplicó un análisis de regresión lineal, en el cual los valores de la metodología DRASTIC se consideraron como variable independiente y las concentraciones de contaminantes como variables dependientes. El ajuste se evaluó a través de r^2 , calculado como (ecuación 6):

$$r^2 = 1 - \frac{\text{Suma de cuadrados de los residuos (SSR)}}{\text{Suma total de cuadrados (SST)}} \quad (6)$$

Este procedimiento permitió determinar el grado de concordancia entre las estimaciones de la metodología y la distribución real de los contaminantes, sirviendo como criterio objetivo para valorar la confiabilidad de la metodología DRASTIC en el contexto hidrogeológico del área de estudio.

3.4.3. DRASTIC-PM modificada

Con el objetivo de mejorar la representatividad de la metodología DRASTIC y considerar factores antrópicos, se aplicó la metodología DRASTIC-PM modificada, que incorpora dos parámetros adicionales: mapeo de fuentes de contaminación (P) y gestión de recursos hídricos (M). Estos parámetros permiten una evaluación más integral de la vulnerabilidad del acuífero, considerando tanto características naturales como la influencia de actividades humanas.

Los pesos ponderados (w) de los parámetros en DRASTIC-PM varían entre 1 y 7, de acuerdo con su importancia relativa en la propagación de contaminantes hacia el acuífero (tabla 7).

Tabla 7. Valor asignado a cada parámetro según su importancia.

Parámetro	DRASTIC-PM (w)
Profundidad del Espejo de agua (m)	5
Recarga (mm/año)	4
Medio acuífero	3
Suelo	2
Topografía (%)	1
Impacto de zona vadosa	5
Conductividad hidráulica (m/día)	3
Mapeo de fuentes de contaminación	6
Gestión de recursos hídricos	7

El índice de vulnerabilidad modificado se calcula mediante la ecuación 7:

$$DI = DrDw + RrRw + ArAw + SrSw + TrTw + IrIw + CrCw + PrPw + MrMw \quad (7)$$

donde r representa la calificación asignada a cada parámetro y w su respectivo peso. Los parámetros originales (D, R, A, S, T, I, C) se calcularon de la misma manera que en la metodología DRASTIC, mientras que los parámetros adicionales (P y M) se incorporaron siguiendo criterios específicos de clasificación (tabla 8).

Mapeo de fuentes de contaminación (P): se asignaron valores según la ubicación relativa respecto a la fuente de contaminación y la intensidad de su aporte (rango de 6 a 10).

Gestión de recursos hídricos (M): se clasificó según el uso del agua (potable, doméstico, riego, sin uso), reflejando su influencia en la vulnerabilidad (rango de 4 a 10).

Tabla 8. Clasificación de los parámetros Mapeo de fuentes de contaminación (P) y gestión de recursos hídricos (M) de la metodología DRASTIC.

Parámetro	Rango	Clasificación (r)	
Mapeo de fuentes de contaminación	Aguas abajo de la fuente	10	
	Fuente	>0.1	8.7
		0.1-0.2	8.2
		0.2-0.3	7.7
		0.3-0.4	7.2
		0.4>	6.7
	Aguas arriba de la fuente	6	
Manejo de recursos hídricos	Potable	10	
	Domestico	9	
	Riego	6	
	Sin uso	4	

3.4.4. Análisis de sensibilidad

Con el fin de determinar la influencia relativa de cada parámetro en la estimación de la vulnerabilidad del acuífero, se emplearon dos enfoques de análisis de sensibilidad

aplicados a la metodología más completa, en este caso DRASTIC-PM. Esto permitió identificar los parámetros con mayor impacto y perfeccionar la aplicación de la metodología.

Análisis de sensibilidad por eliminación: permite identificar el efecto de excluir uno o más parámetros en el índice de vulnerabilidad, empleando la ecuación propuesta por Lodwick et al. (1990) y utilizada en estudios posteriores (Rehman et al., 2008) (ecuación 2 presentada en el capítulo 1.6.6.1).

$$S = \left| \frac{\frac{V}{N} - \frac{v}{n}}{\frac{V}{N}} \right| \times 100 \quad (2)$$

donde S es la sensibilidad, V el índice intacto, v el índice modificado, N el número total de parámetros y n los parámetros considerados en v .

2. **Análisis de sensibilidad de un solo parámetro:** compara el peso asignado teóricamente con el peso efectivo de cada parámetro para determinar su importancia relativa en la vulnerabilidad (Krogulec & Trzeciak, 2017). El peso efectivo se calculó utilizando la ecuación 3 presentada en el capítulo 1.6.6.2.:

$$W = \frac{PrPw}{V} \times 100 \quad (3)$$

Donde Pr es la calificación, Pw el peso asignado y V el índice de vulnerabilidad total.

Este procedimiento permitió identificar los parámetros que más contribuyen al riesgo de contaminación y, en consecuencia, orientar posibles ajustes para optimizar la metodología DRASTIC-PM modificada.

Finalmente, los índices de vulnerabilidad generados por ambos métodos fueron comparados con el fin de seleccionar la metodología más representativa de la realidad hidrogeológica del área de estudio.

4. DISCUSIÓN Y RESULTADOS

4.1. Parámetros fisicoquímicos

4.1.1. Parámetros físicos

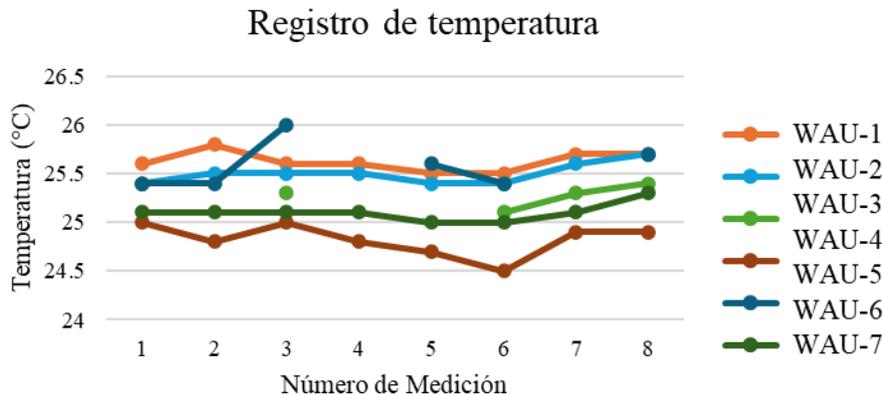
Debido a que los parámetros físicos detectados en campo reflejaron que la parte noreste del área presentó los valores de pH, temperatura y CE más altos, se presumió que era la zona que presentaría grandes cantidades de impurezas o contaminación (figuras 28, 29 y 30).

4.1.1.1. Temperatura

El agua subterránea tiene una temperatura muy poco variable, y responde a la media anual de las temperaturas atmosféricas del lugar (Custodio & LLamas 1983). Asimismo, es influenciada por las características del terreno en el que se transporta (Catalán, 1981).

La medición de la temperatura es parte de la caracterización del agua. Durante las campañas de medición de niveles freáticos la temperatura osciló entre 24.5 y 26 °C en los distintos aprovechamientos hidráulicos.

La gráfica 1 representa el comportamiento de la temperatura reportada en cada una de las mediciones. Las temperaturas registradas no fueron muy variables; sin embargo, se logra apreciar que los aprovechamientos hidráulicos que presentan mayor temperatura son los pozos WAU-1, WAU-2 y en algunos casos el WAU-6 (figura 28).



Gráfica 1. Registro de temperaturas en el agua subterránea (°C) (elaboración propia, 2023).

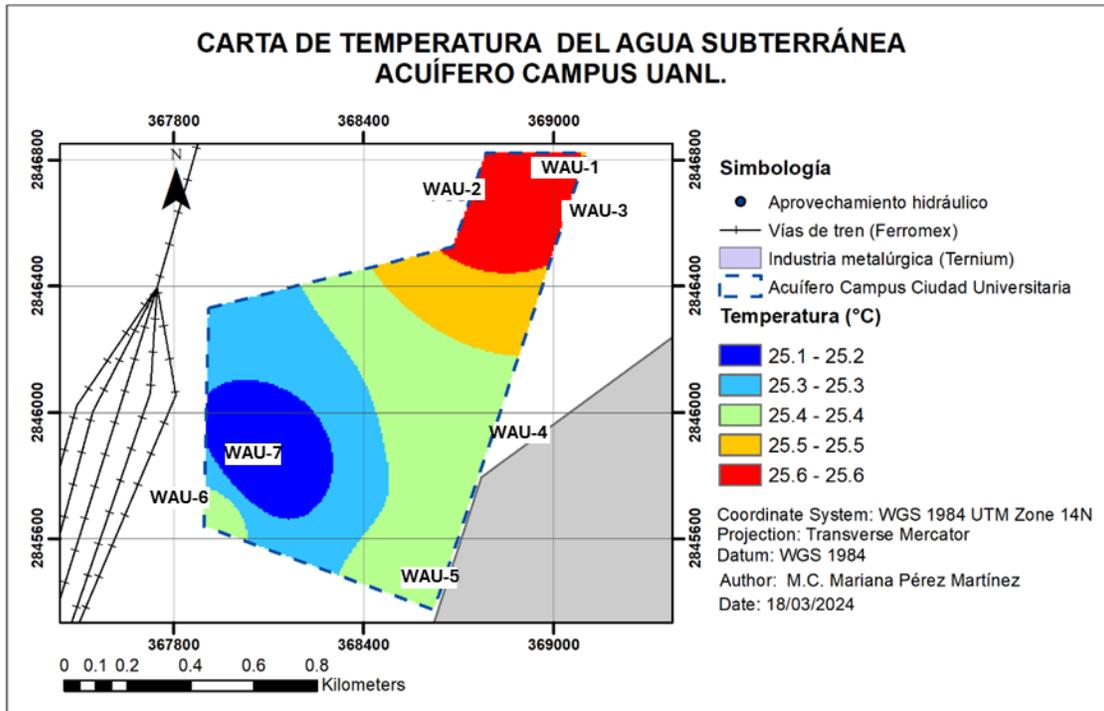


Figura 28. Mapa de temperaturas promedio en el agua subterránea del acuífero Campus Ciudad Universitaria.

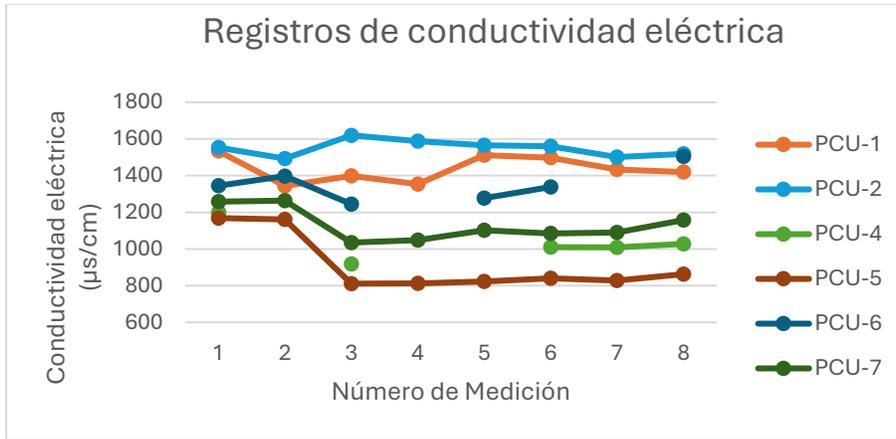
4.1.1.2. Conductividad eléctrica

La conductividad es definida como la capacidad de una solución para conducir electricidad. Los iones pueden transportar una corriente eléctrica a través de soluciones de agua. Los iones provienen principalmente de los ácidos, así como de las sales (J. Rodríguez, 2009).

La conductividad es el primer paso de control de calidad y se le establece un valor recomendado de 100 – 2000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ para el agua potable (APHA, 1995). La OMS establece para el agua potable un LMP de 1000 $\mu\text{S}/\text{cm}$.

La medición del parámetro conductividad del agua tiene diversas aplicaciones en aguas naturales, una de las más importantes es la evaluación de la concentración de minerales disueltos (ECOFLUIDOS, 2012).

La conductividad eléctrica en las mediciones osciló entre los 800 y 1600 $\mu\text{S}/\text{cm}$, presentando niveles menores a los valores recomendados por la APHA. Sin embargo, sí se superó el LMP establecido por la OMS para agua potable (gráfica 2).



Gráfica 2. Representación de conductividades eléctricas (elaboración propia, 2023).

Los elevados valores de la conductividad eléctrica ($>1000 \mu\text{S}/\text{cm}$) podrían asociarse a los estratos de calizas presentes en la zona que podrían estar aumentando las sales del acuífero. Además, como factor antropogénico, los altos contenidos de iones metálicos del agua subterránea provenientes de la contaminación industrial también podrían estar influyendo. Al igual que la temperatura, los valores más elevados de conductividad eléctrica se detectaron al noroeste de la zona de estudio, principalmente en los pozos WAU-1 y WAU-2 (figura 29).

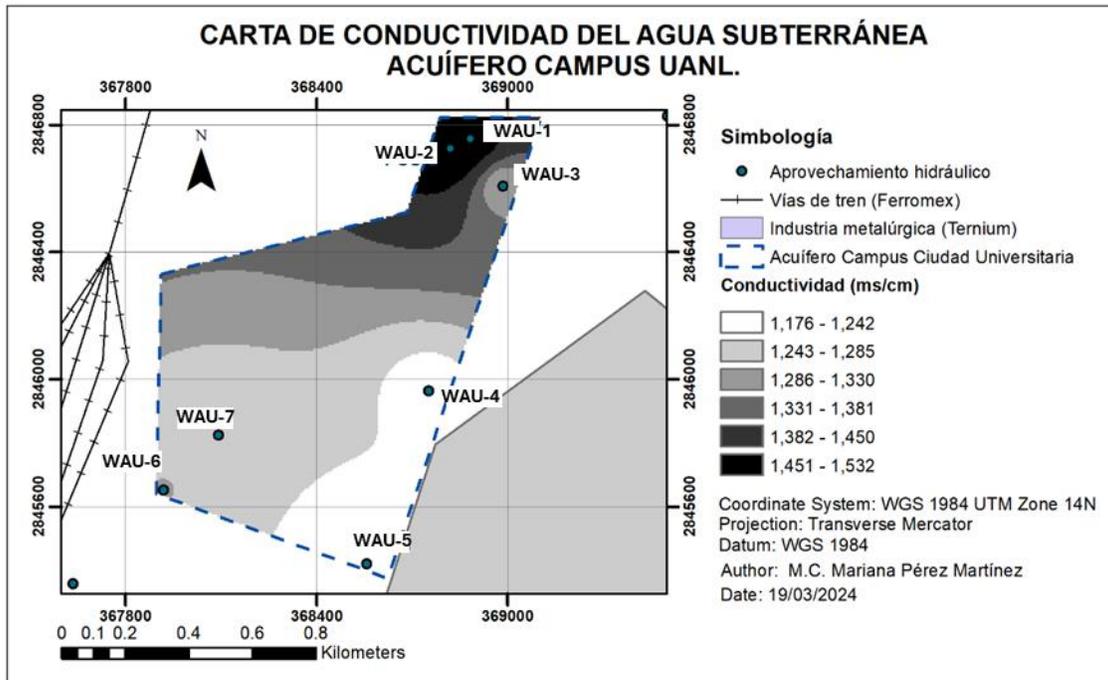


Figura 29. Mapa de conductividades promedio en el agua subterránea del acuífero Campus Ciudad Universitaria.

4.1.1.3. pH

El pH presentó una variación neutra de 6.7 - 7.4 en los análisis realizados en la presente investigación, siendo los pozos WAU-1, WAU-2 y WAU-3 los que presentaron los valores bajos (figura 3). Pérez & Ramírez (2008) mencionan que la mayoría de las aguas subterráneas tienen un pH entre 6.5 y 8 (Pérez & Ramírez, 2008).

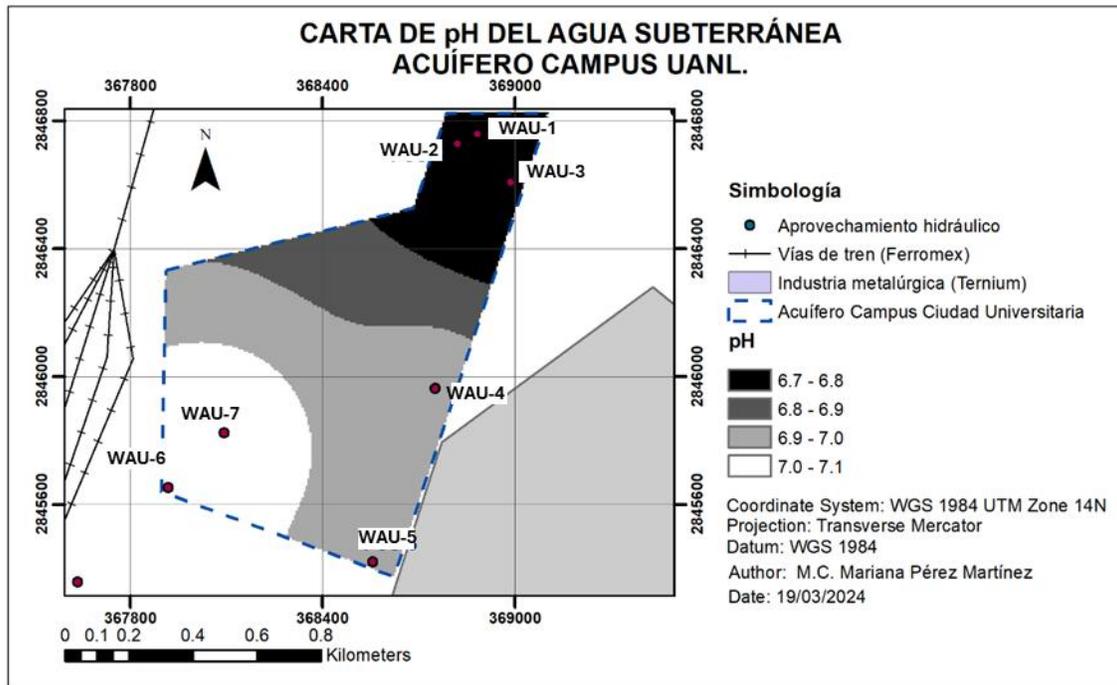


Figura 30. Mapa de pH promedio en el agua subterránea del acuífero Campus Ciudad Universitaria.

4.1.2. Parámetros químicos

Los parámetros químicos fueron analizados con fines de caracterización de las propiedades químicas de las aguas subterráneas. Las muestras de agua recolectadas de los 5 pozos (WAU-1, WAU-2, WAU-5, WAU-6 y WAU-7) fueron analizadas en noviembre de 2022, en el laboratorio certificado ACTLABS Canadá mediante la metodología de espectrometría de masas.

Cabe aclarar que los resultados de la química de las aguas subterráneas analizadas solo se realizaron con fines de caracterización química y no influyen en la metodología de la determinación de la vulnerabilidad del área de estudio.

La importancia de determinar los niveles de concentración de los parámetros fisicoquímicos es esencial para comprender las propiedades químicas de las aguas subterráneas, así como la influencia del medio geológico y la detección de áreas donde la actividad antropogénica tiene un mayor impacto. Al examinar la distribución de los puntos de muestreo y considerar la información sobre el uso del suelo y las condiciones del acuífero, es posible determinar la distribución de estos parámetros y también identificar las posibles fuentes de origen.

4.1.2.1. Cloruros

El Cl^- es un anión que se encuentra de forma natural en aguas superficiales y subterráneas, así como en el agua de lluvia y en el suministro municipal. Suele estar asociado con sales como el cloruro de potasio y el cloruro de sodio, así como con sólidos totales disueltos (STD). Existen diversas fuentes de cloruro en el agua, además de su disposición natural en el agua subterránea y superficial. Estas fuentes varían desde rocas salinas, escorrentía agrícola y aguas residuales industriales (PUREAQUA, 2024).

En el área de estudio se observaron niveles más elevados de cloruros (Cl^-) en los aprovechamientos hidráulicos WAU-1 y WAU-2, con concentraciones de 111 y 101 mg/L respectivamente, mientras que en los demás sitios de muestreo se registraron concentraciones que oscilan entre 39.1 y 87.3 mg/L.

La NOM-127 -SSA1-2021, los estándares europeos EEC y la OMS recomiendan un LMP de 250 mg/l para el Cl^- . Según las normativas el Cl^- no sobrepasó los LMP, cumpliendo con los rangos de calidad de agua. Sin embargo, García González en 2017 reportó concentraciones de hasta 815.30 mg/L en la zona de estudio.

4.1.2.2. Sulfatos

Los sulfatos (SO_4^{2-}) son muy abundantes en la naturaleza. Sus niveles en agua de lluvia y agua superficial se correlacionan con las emisiones de dióxido de azufre originadas por la actividad humana, principalmente provenientes de motores que utilizan combustible diésel. Las concentraciones de sulfatos por encima de los 200 mg/L favorecen la corrosión de los metales y alteran el sabor al agua. Además, como efectos en la salud pueden provocar diarrea y deshidratación, después de una ingestión de más de 5 g al día de dichas sales, lo

cual es más crítico en niños y adultos mayores (Bolaños-Alfaro, Cordero-Castro y Segura-Araya 2017).

Los niveles más elevados de sulfatos fueron detectados en los pozos WAU-1 y WAU-2 con valores de 434 y 392 mg/L. El resto de los aprovechamientos hidráulicos presentó concentraciones de entre 162 y 277 mg/L. Las normativas indican un LMP de 400 mg/L. Por lo cual no se estaría incumpliendo con la norma de calidad de agua en el caso de este parámetro.

4.1.2.3. Nitratos y Nitritos

Aunque estos compuestos son parte natural del ciclo del nitrógeno, las actividades antropogénicas aumentan sus niveles, especialmente en el suelo, debido a su capacidad de disolverse en agua, lo que resulta en concentraciones significativas en ríos o acuíferos. Se pueden identificar dos tipos de fuentes de contaminación de compuestos nitrogenados en aguas naturales: la contaminación puntual y la difusa. La primera se relaciona con actividades industriales, ganaderas o urbanas (como el vertido de desechos industriales, aguas residuales urbanas u orgánicas de granjas, y la lixiviación de vertederos, entre otros), mientras que la contaminación difusa está principalmente ligada a la actividad agrícola. Las principales vías de ingreso de nitrógeno a los cuerpos de agua incluyen aguas residuales industriales o municipales, escapes de tanques sépticos o desechos de corrales ganaderos, residuos animales (incluyendo aves y peces), así como emisiones de gases de vehículos.

Los niveles más elevados de nitratos (NO_3^-), se detectaron en los sitios de muestreo ubicados al sur de la zona de estudio, las concentraciones fueron: 11.8 mg/L para el WAU-6 y 11.3 mg/L para el WAU-7, el LMP de nitratos según la NOM-127 de agua para consumo humano es de 11 mg/L, por lo cual se estaría incumpliendo con la normativa de calidad. Las concentraciones más elevadas de nitritos (NO_2^-) fueron detectadas en el WAU-6 con un valor de 0.54 mg/L; sin embargo, la NOM-127 en este caso establece un LMP de 0.9 mg/L.

4.1.2.4. Fosfatos

El ión fosfato (PO_4^{3-}), se forma a partir del fósforo inorgánico que existe como mineral y contribuye directamente al ciclo de este elemento en el ambiente. También puede existir en solución como partículas, como fragmentos sueltos o en los cuerpos de organismos

acuáticos. El agua de lluvia puede contener distintas cantidades de fosfatos que se filtran de los suelos agrícolas. La norma mexicana ambiental de calidad de agua no tiene un LMP establecido para los fosfatos (Bolaños-Alfaro, Cordero-Castro y Segura-Araya 2017).

Los niveles más elevados de fosfatos (PO_4^{3-}) fueron detectados en todos los aprovechamientos hidráulicos; presentaron valores menores a 0.2 mg/L.

4.1.2.5. Sodio

Las fuentes de sodio en el agua pueden ser tanto naturales como antropogénicas. Por ejemplo: erosión de rocas y suelos, intrusión de agua de mar, descomposición de minerales, uso de fertilizantes, descargas industriales y municipales.

Para el caso del sodio (Na^+), se detectaron las concentraciones más elevadas en los aprovechamientos hidráulicos WAU-1 y WAU-2 con valores de 200 y 144 mg/L respectivamente, mientras que en los demás aprovechamientos se detectaron concentraciones desde 96.9 mg/L hasta 30.7 mg/L. La OMS establece un LMP de 200 mg/L, por lo cual se cumple con la normativa; sin embargo, se tienen concentraciones muy cercanas al límite.

4.1.2.6. Potasio

El valor más significativo de potasio (K^+) fue detectado en el pozo WAU-2 con una concentración de 4.55 mg/L, mientras que en el resto de los pozos muestreados se obtuvieron concentraciones de entre 1.99 y 2.98 mg/L y la normativa ambiental no define un LMP en el caso de dicho parámetro.

4.1.2.7. Calcio

Este ión en conjunto con el magnesio es un parámetro importante para determinar la dureza del agua. Aguas subterráneas en contacto con rocas sedimentarias obtienen parte del contenido de calcio por procesos de disolución de calcita (Custodio & Llamas, 1983). De igual manera que el potasio, las fuentes de Ca^+ en el agua pueden ser tanto naturales como antropogénicas. Por ejemplo: erosión de rocas y suelos, intrusión de agua de mar, descomposición de minerales, uso de fertilizantes, descargas industriales y municipales. Las concentraciones más elevadas de calcio se detectaron en los pozos WAU-1, WAU-2 y WAU-6 con valores de 200, 249 y 216 mg/L, respectivamente, y la normativa ambiental no define un LMP en el caso de dicho parámetro.

4.1.2.8. Magnesio

El ión magnesio (Mg^{2+}) puede ser encontrado en los sedimentos carbonatados como calizas y dolomitas, en las calcitas también puede encontrarse en menor cantidad; también es utilizado en material de fotografías, aleaciones y pirotecnia (DeZuane, 1971). Los valores más elevados de Mg^{2+} fueron detectados en los pozos: WAU-1 con 36.6 mg/L, WAU-2 con 40.1 mg/L, WAU-5 con 28.5 mg/L, WAU-6 con 41.7 mg/L y WAU-7 con 33.6 mg/L. Se encontraron los valores más elevados en los pozos WAU-2 y WAU-6. No existe un LMP establecido para el Mg^{2+} (Secretaría de Salud, 2021).

4.1.2.9. Bromo

Se detectó 0.33 mg/L de Br^- en el WAU-6; en el resto de los aprovechamientos hidráulicos se detectó una concentración menor a 0.3 mg/L. No existe un LMP establecido para el Bromo (Secretaría de Salud, 2021).

4.1.2.10. Análisis de iones mayoritarios

El NO_3^- y el SO_4^{2-} sobrepasaron los LMP establecidos por las normativas nacionales e internacionales mientras que el sodio presentó concentraciones muy cercanas a los LMP, las concentraciones más elevadas en el caso de los SO_4^{2-} y Na^+ fue en los pozos WAU-1 y WAU-2, mientras que las concentraciones más elevadas de NO_3^- fueron detectadas en los pozos WAU-1, WAU-2 y WAU-6.

Tabla 9. Límites máximos permisibles (LMP) establecidos por diversas normativas y su comparación con las concentraciones detectadas en la zona de estudio, (elaboración propia, 2024).

Parámetro (mg/L)	Cl^-	NO_2^-	Br^-	NO_3^-	PO_4^{3-}	SO_4^{2-}	Na^+	K^+	Ca^+	Mg^{2+}
WAO-1	111	0.1	0.3	10.7	0.2	434	200	2.98	200	36.6
WAO-2	101	0.1	0.3	10.8	0.2	392	144	4.55	249	40.1
WAO-5	39.1	0.1	0.3	8.95	0.2	119	30.7	2.3	156	28.5
WAO-6	87.3	0.54	0.33	11.8	0.2	227	96.9	1.99	216	41.7
WAO-7	62.5	0.1	0.3	11.3	0.2	199	63.4	2.32	185	33.6
NOM-127-SSA1-2021	250	0.9	NA	11	NA	400	200	NA	NA	NA
REAL DECRETO 140/2003	250	NA	NA	50	NA	250	200	NA	NA	NA
OMS	250	NA	NA	10	NA	400	200	NA	NA	NA

En color amarillo se representan las concentraciones cercanas al LMP.

En color rojo se representan las concentraciones que sobrepasaron los LMP.

4.1.2.11. Interpretación hidrogeoquímica mediante el diagrama de Piper

El diagrama de Piper constituye una herramienta fundamental para la interpretación de las facies hidroquímicas de las aguas subterráneas, ya que permite identificar los principales cationes y aniones que dominan la composición química del acuífero. En el gráfico presentado, se observa que las muestras analizadas (WAU-1, WAU-2, WAU-5, WAU-6 y WAU-7) se agrupan en el campo correspondiente a aguas cálcicas y sulfatadas, con una ligera presencia de bicarbonato (figura 31).

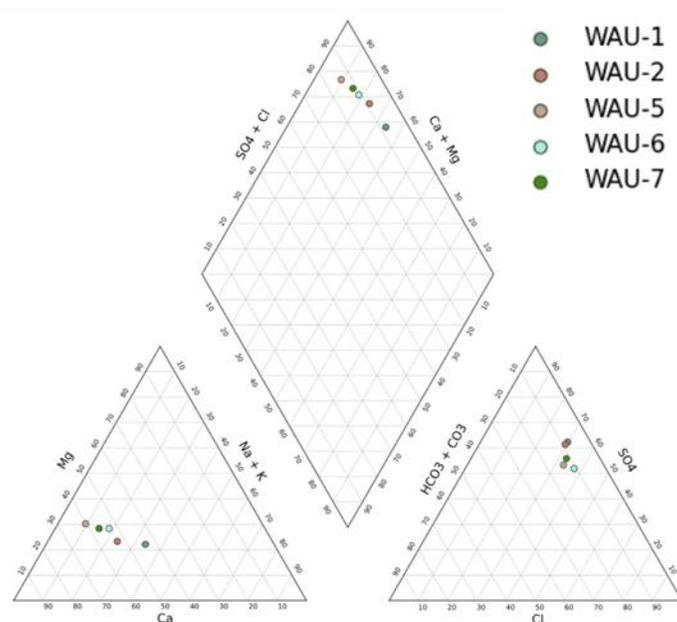


Figura 31. Diagrama de Piper para la clasificación hidroquímica de las muestras subterráneas (WAU-1, WAU-2, WAU-5, WAU-6 y WAU-7).

En el triángulo de cationes, predomina el calcio (Ca^{2+}), acompañado de menores proporciones de magnesio (Mg^{2+}), mientras que el sodio y el potasio ($\text{Na}^+ + \text{K}^+$) resultan poco significativos. En el triángulo de aniones, se evidencia un predominio de sulfatos (SO_4^{2-}) y cloruros (Cl^-), con un aporte secundario de bicarbonatos (HCO_3^-). La proyección en el rombo central confirma una tendencia hacia aguas sulfatadas-cálcicas, lo que indica una composición química asociada a procesos de disolución de minerales evaporíticos, tales como yeso y anhidrita, así como posibles procesos de mezcla con aguas de mayor salinidad.

En términos de gestión, la identificación de facies sulfatadas-cálcicas en un escenario de vulnerabilidad elevada implica la necesidad de implementar estrategias de protección del

recurso hídrico, con énfasis en la regulación de actividades agrícolas e industriales que puedan incrementar la carga de sulfatos, nitratos y cloruros en el agua subterránea.

4.2. Piezometría

Con los niveles freáticos (NF) medidos en campo se calcularon los niveles piezométricos, que se registraron junto con los NF reportados en investigaciones anteriores (tabla 10). La evolución de los niveles piezométricos a lo largo del tiempo se representó mediante gráficas, evidenciando el impacto de la sequía en el acuífero, reflejado en la tendencia negativa hacia las mediciones más recientes (gráficas 3-9). Asimismo, se elaboraron cuatro cartas piezométricas seleccionadas para ilustrar de manera representativa la dirección de flujo y el comportamiento del acuífero bajo distintos escenarios: períodos de tormenta, sequía y condiciones ordinarias (figura 32), lo que permite sintetizar los resultados de las más de veinte mediciones realizadas.

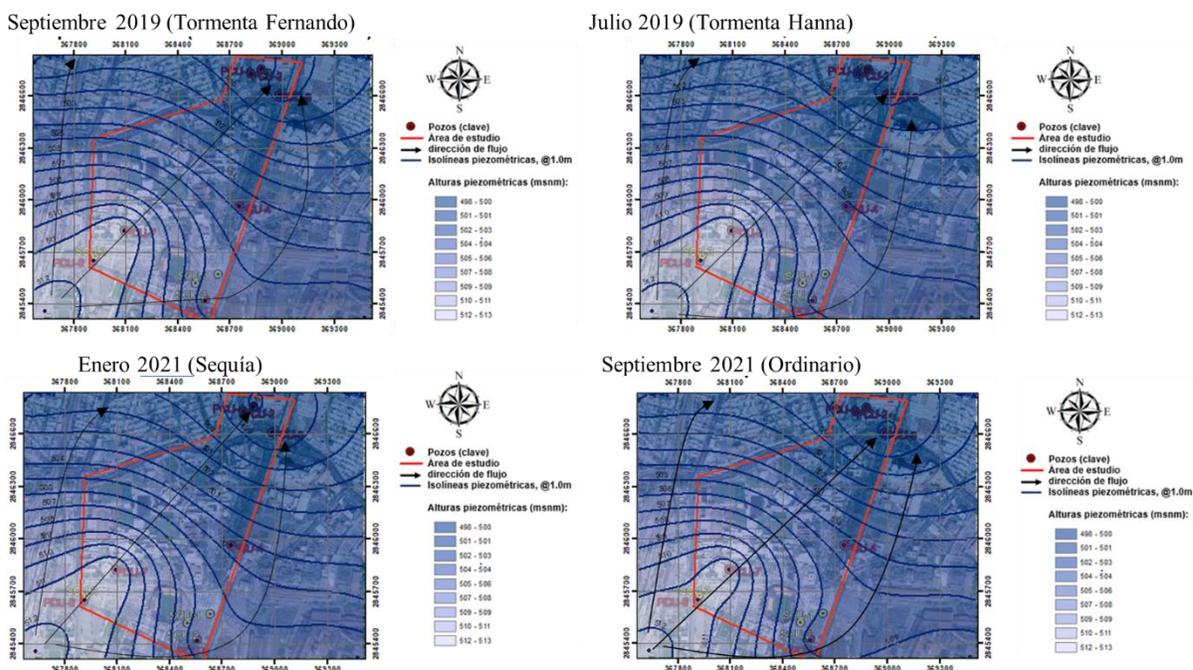
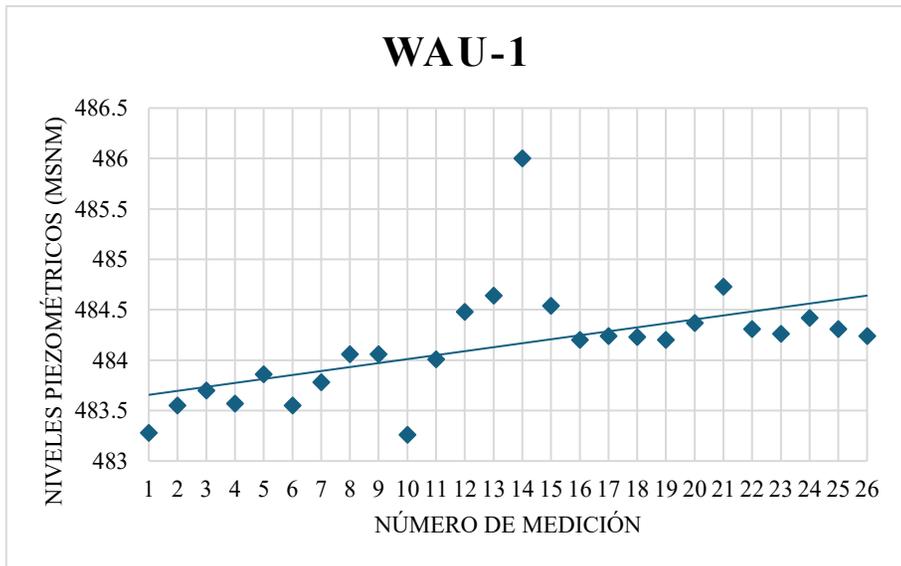


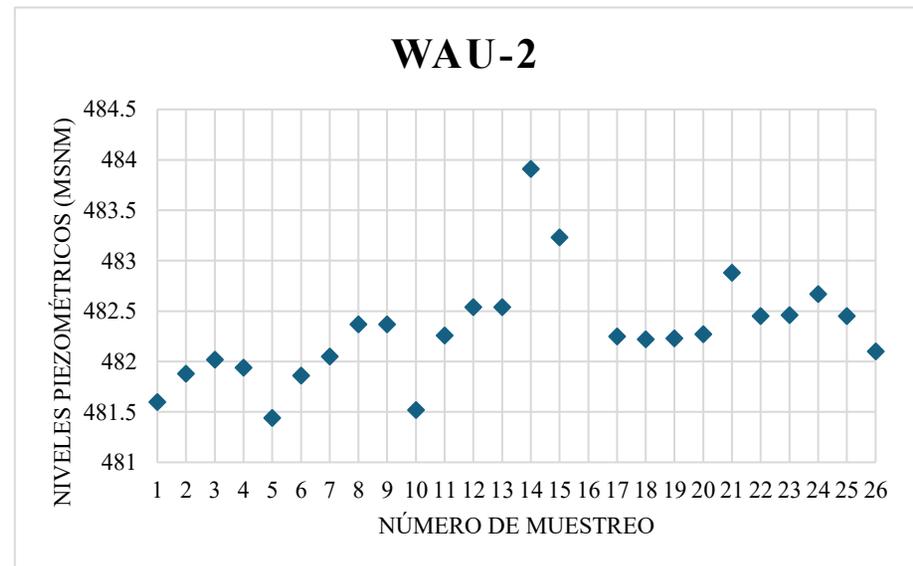
Figura 32. Cartas piezométricas del acuífero "Campus UANL" que representan condiciones de tormenta, sequía y normales

Tabla 10. Niveles piezométricos (elaboración propia, 2023).

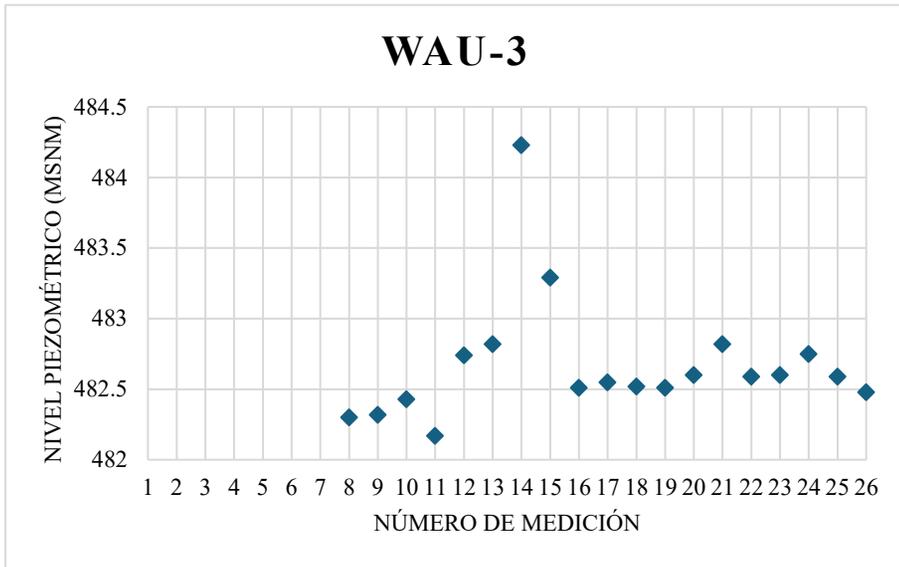
POZOS	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	
	MEDICIÓN (04/10/2023)	MEDICIÓN (08/02/2023)	MEDICIÓN (08/11/2022)	MEDICIÓN (9/09/2022)	MEDICIÓN (16/07/2022)	MEDICIÓN (15/05/2022)	MEDICIÓN (17/03/2022)	MEDICIÓN (02/10/2021)	MEDICIÓN (14/09/2021)	MUESTREO 2 (21/06/2021)	MEDICIÓN (28/05/2021)	MUESTREO 1 (26/01/2021)	MEDICIÓN (27/11/20)	HURACÁN HANNA (31/07/2020)	TORMENTA FERNANDO (06/09/2019)	MUESTREO LICENCIATURA	Mayo 2019 ORDINARIO (15/05/2019)	Marzo 2019 (ordinario) 24/03/2019	Marzo 2019 ORDINARIO (15/03/2019)	Febrero 2019 SEQUÍA (04/02/2019)	Diciembre 2018 SEQUÍA (16/12/18)	Agosto 2018 (sequia) 17/08/2018	Mayo del 2017	Febrero del 2017	Julio de 2016	Mayo del 2016	
WAU-1	483.28	483.55	483.7	483.57	483.86	483.55	483.78	484.06	484.06	483.26	484.01	484.48	484.64	486	484.54	484.2	484.24	484.23	484.2	484.37	484.73	484.31	484.26	484.42	484.31	484.24	484.24
WAU-2	481.6	481.88	482.02	481.94	481.44	481.86	482.05	482.37	482.37	481.52	482.26	482.54	482.54	483.91	483.23	498.52	482.25	482.22	482.23	482.27	482.88	482.45	482.46	482.67	482.45	482.45	482.1
WAU-3	498.12	NA	NA	NA	NA	NA	NA	482.3	482.32	482.43	482.17	482.74	482.82	484.23	483.29	482.51	482.55	482.52	482.51	482.6	482.82	482.59	482.6	482.75	482.75	482.59	482.48
WAU-4	489.91	490.14	504.61	504.61	490.4	504.61	491.36	491.56	491.61	491.7	491.48	491.72	491.77	492.31	491.88	492.16	492.43	492.4	492.31	492.34	492.69	492.41	491.73	491.88	491.69	491.69	491.64
WAU-5	489.71	491.32	490.5	490.02	489.97	490.3	489.55	490.87	490.95	491.15	491.1	491.76	491.92	492.14	491.83	491.3	492.02	491.3	491.3	491.56	492.03	492.45	491.62	491.86	491.86	491.67	491.48
WAU-6	497.55	498.14	498.41	511.49	497.76	498.14	498.48	498.73	498.77	498.91	498.85	499.18	499.16	499.24	499.32	499.19	499.03	499.04	499.04	499.08	499.13	499.08	499.07	499.15	499.15	499.13	498.94
WAU-7	498.54	498.99	499.19	498.73	498.6	498.88	499.23	499.58	499.57	499.67	499.55	499.76	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA



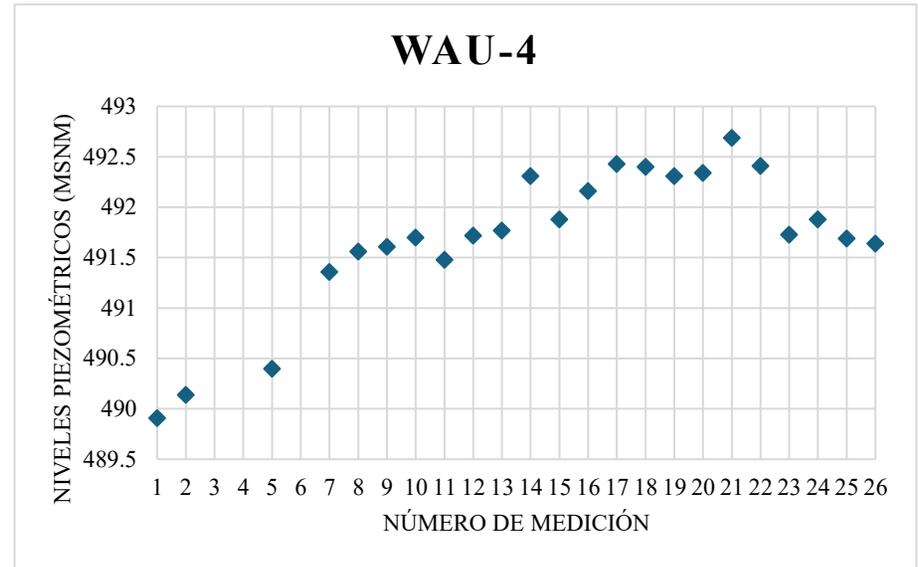
Gráfica 3. Registro de niveles piezométricos en pozo WAU-1.



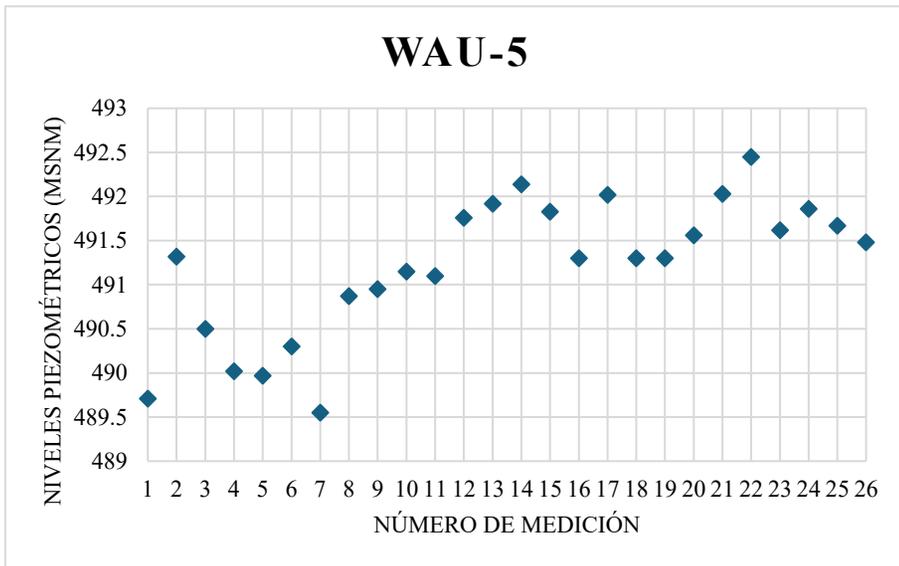
Gráfica 4. Registro de niveles piezométricos en pozo WAU-2.



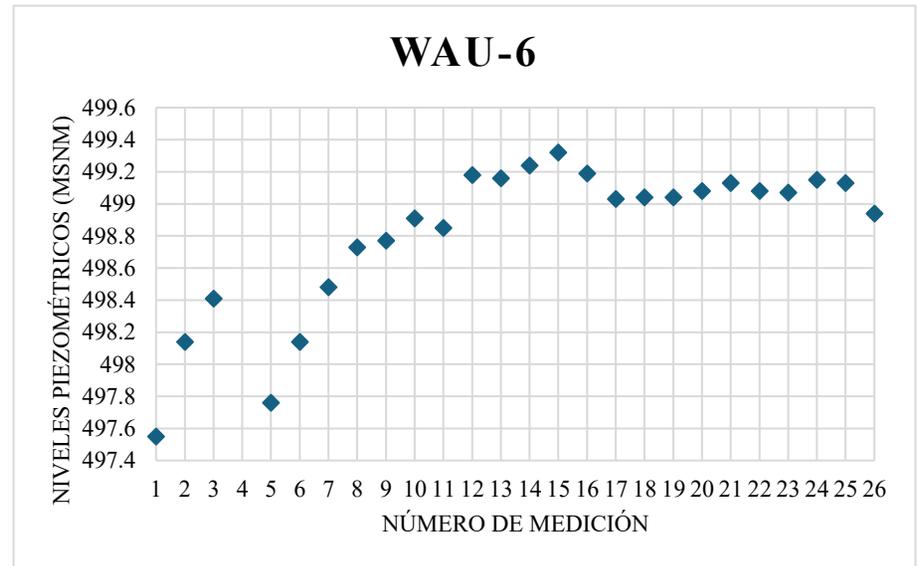
Gráfica 8. Registro de niveles piezométricos en pozo WAU-3.



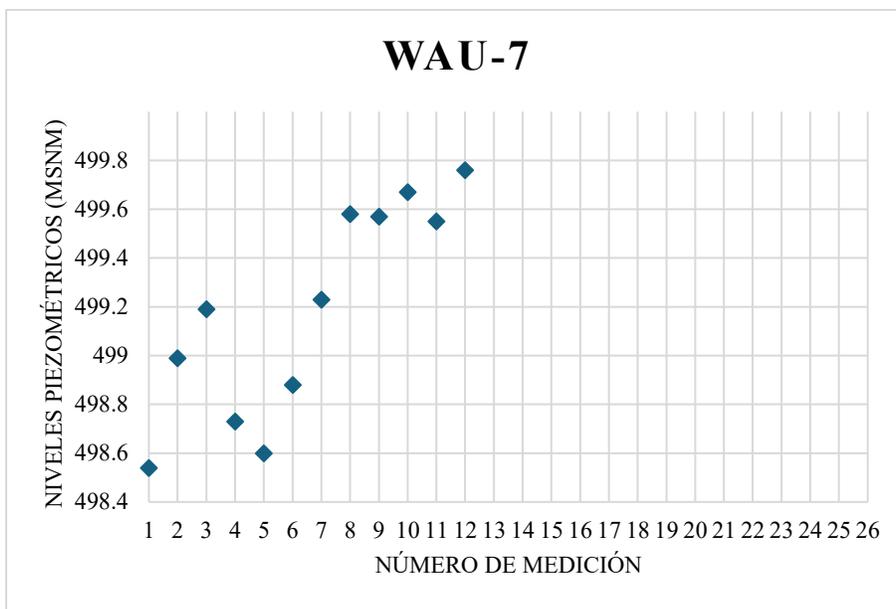
Gráfica 7. Registro de niveles piezométricos en pozo WAU-4.



Gráfica 6. Registro de niveles piezométricos en pozo WAU-5.



Gráfica 5. Registro de niveles piezométricos en pozo WAU-6.



Gráfica 9. Registro de niveles piezométricos en pozo WAU-7.

Las cartas piezométricas nos muestran una simulación del comportamiento del acuífero en distintas épocas del año (sequía, ordinario y extraordinario).

Gracias a las cartas piezométricas podemos observar que el acuífero se encuentra en movimiento constante, por lo cual se considera un acuífero dinámico, además, se observa que la dirección de flujo es de suroeste a noreste en todos los casos, lo cual nos indica que es un acuífero estable.

Los niveles piezométricos oscilaron entre 498 y 512 msnm, presentando una diferencia de aproximadamente 14 metros.

4.3. Análisis de iones metálicos

Las concentraciones de iones metálicos en el agua subterránea fueron variables; el Mn^{2+} sobrepasó los LMP en el sitio de muestreo WAU-6, mientras que el Fe^{3+} , Zn^{2+} , Ba^{2+} y el Dy^{3+} tuvieron concentraciones elevadas. En el acervo de mediciones realizadas a lo largo del tiempo predominó la presencia de Fe^{2+} , Al^{3+} y Mn^{2+} , debido a eso, se consideraron estos elementos como metales base para corroborar la eficiencia de los métodos de vulnerabilidad propuestos (tabla 11).

Tabla 11. Concentración de iones metálicos y su comparación con los LMP.

ANÁLISIS (mg/L)	WAU-1	WAU-2	WAU-5	WAU-6	WAU-7	LÍMITES MÁXIMOS PERMISIBLES								
						NOM-001-ECOL-2021		NOM-127-SSA1-199	EPA 815-F-00-007	REAL DECRETO 140/2003	OMS, 2006	NCh409/1 OF2005	FAO, 1985	NOM-250-SSA1-2014
						RIEGO	URBANO	AGUA POTABLE			RIEGO	AGUA P		
Na ⁺	200	144	30.7	96.9	63.4	N.E.	N.E.	N.E.	N.E.	1500	N.E.	N.E.	N.E.	N.E.
Li ⁺	0.014	0.014	0.007	0.011	0.009	N.E.	N.E.	N.E.	N.E.	N.E.	N.E.	2.5	2.5	N.E.
SiO ₂	13.7	16.1	12.4	13.7	14.5	N.E.	N.E.	N.E.	N.E.	N.E.	N.E.	N.E.	N.E.	N.E.
K ⁺	2.98	4.55	2.3	19.9	23.2	N.E.	N.E.	N.E.	N.E.	N.E.	N.E.	N.E.	N.E.	N.E.
Ca ²⁺	200	249	156	216	185	N.E.	N.E.	N.E.	N.E.	N.E.	N.E.	N.E.	N.E.	N.E.
Be ²⁺	0.0002	0.0002	0.0002	0.0002	0.0002	N.E.	N.E.	N.E.	0.004	N.E.	N.E.	0.1	0.1	N.E.
Mg ²⁺	36.6	40.10	28.5	41.7	33.6	N.E.	N.E.	N.E.	N.E.	N.E.	N.E.	N.E.	N.E.	N.E.
Al ³⁺	0.005	0.004	0.005	0.007	0.007	N.E.	N.E.	0.2	N.E.	0.2	N.E.	N.E.	N.E.	0.2
Sc ³⁺	0.002	0.002	0.002	0.002	0.002	N.E.	N.E.	N.E.	N.E.	N.E.	N.E.	N.E.	N.E.	N.E.
Ti ⁴⁺	0.0002	0.0002	0.0001	0.0002	0.0003	N.E.	N.E.	N.E.	N.E.	N.E.	N.E.	N.E.	N.E.	N.E.
V ⁵⁺	0.0011	0.0014	0.0008	0.0002	0.0011	N.E.	N.E.	N.E.	N.E.	N.E.	N.E.	0.1	0.1	N.E.
Cr ⁶⁺	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	1	0.5	N.E.	N.E.	0.05	N.E.	0.1	0.1	0.05
Mn ²⁺	0.0008	0.0017	0.0059	0.0998	0.0002	N.E.	N.E.	0.15	N.E.	0.05	0.4	0.2	0.2	0.01
Fe ³⁺	0.02	0.02	0.02	0.02	0.02	N.E.	N.E.	0.3	N.E.	0.2	N.E.	5	5	0.03
Co ³⁺	0.00041	0.00097	0.00056	0.0062	0.0007	N.E.	N.E.	N.E.	N.E.	N.E.	N.E.	0.05	0.05	N.E.
Ni ³⁺	0.0031	0.0012	0.0008	0.0019	0.0008	2	2	N.E.	N.E.	0.02	0.07	0.2	0.2	0.02
Cu ²⁺	0.0004	0.002	0.0009	0.0004	0.0006	4	4	2	1.3	2	2	0.2	0.2	2
Zn ²⁺	0.0018	0.085	0.566	0.0085	0.253	10	10	5	N.E.	N.E.	N.E.	2	2	N.E.
Ga ³⁺	0.0002	0.0002	0.0002	0.0002	0.0002	N.E.	N.E.	N.E.	N.E.	N.E.	N.E.	N.E.	N.E.	N.E.
Ge ⁴⁺	0.00003	0.00002	0.00003	0.00002	0.00003	N.E.	N.E.	N.E.	N.E.	N.E.	N.E.	N.E.	N.E.	N.E.
As ⁵⁺	0.00050	0.00054	0.00041	0.00013	0.00053	0.2	0.1	0.025	0.05	0.01	0.01	0.01	0.01	N.E.
Se ⁶⁺	0.0022	0.0034	0.0021	0.0037	0.0031	N.E.	N.E.	N.E.	0.05	0.01	0.01	0.02	0.02	0.02
Rb ⁺	0.00181	0.00188	0.00171	0.00182	0.00216	N.E.	N.E.	N.E.	N.E.	N.E.	N.E.	N.E.	N.E.	N.E.
Sr ²⁺	2.3	1.92	1.45	2.16	1.79	N.E.	N.E.	N.E.	N.E.	N.E.	N.E.	N.E.	N.E.	N.E.
Y ³⁺	0.000006	0.000015	0.000011	0.000008	0.00001	N.E.	N.E.	N.E.	N.E.	N.E.	N.E.	N.E.	N.E.	N.E.
Zr ⁴⁺	0.00014	0.00019	0.00008	0.0001	0.00011	N.E.	N.E.	N.E.	N.E.	N.E.	N.E.	N.E.	N.E.	N.E.
Nb ⁵⁺	0.00001	0.00001	0.00001	0.00001	0.00001	N.E.	N.E.	N.E.	N.E.	N.E.	N.E.	N.E.	N.E.	N.E.
Mo ⁶⁺	0.0013	0.0012	0.0015	0.0013	0.0012	N.E.	N.E.	N.E.	N.E.	N.E.	N.E.	0.01	0.01	N.E.

Ag ⁺	0.0004	0.0004	0.0004	0.0004	0.0004	N.E.	N.E.	N.E.	N.E.	N.E.	N.E.	0.2	N.E.	N.E.
Cd ²⁺	0.00002	0.00002	0.00002	0.00002	0.00002	0.2	0.1	0.005	0.005	0.005	0.003	0.01	0.01	0.003
In ³⁺	0.000002	0.000002	0.000002	0.000002	0.000002	N.E.	N.E.	N.E.	N.E.	N.E.	N.E.	N.E.	N.E.	N.E.
Sn ⁴⁺	0.0002	0.0002	0.0004	0.0002	0.0008	N.E.	N.E.	N.E.	N.E.	N.E.	N.E.	N.E.	N.E.	N.E.
Sb ⁵⁺	0.00029	0.00026	0.00025	0.00020	0.00028	N.E.	N.E.	N.E.	0.006	0.005	0.005	N.E.	N.E.	0.02
Te ⁶⁺	0.0002	0.0002	0.0002	0.0002	0.0002	N.E.	N.E.	N.E.	N.E.	N.E.	N.E.	N.E.	N.E.	N.E.
Cs ⁺	0.000315	0.000423	0.000230	0.000617	0.000299	N.E.	N.E.	N.E.	N.E.	N.E.	N.E.	N.E.	N.E.	N.E.
Ba ²⁺	0.0234	0.0275	0.105	0.0465	0.068	N.E.	N.E.	0.7	2	N.E.	0.7	4	N.E.	0.7
La ³⁺	0.000004	0.000005	0.000005	0.000008	0.000008	N.E.	N.E.	N.E.	N.E.	N.E.	N.E.	N.E.	N.E.	N.E.
Ce ⁴⁺	0.000002	0.000002	0.000002	0.000002	0.000002	N.E.	N.E.	N.E.	N.E.	N.E.	N.E.	N.E.	N.E.	N.E.
Pr ³⁺	0.000002	0.000002	0.000002	0.000002	0.000002	N.E.	N.E.	N.E.	N.E.	N.E.	N.E.	N.E.	N.E.	N.E.
Nd ³⁺	0.000002	0.000002	0.000002	0.000002	0.000005	N.E.	N.E.	N.E.	N.E.	N.E.	N.E.	N.E.	N.E.	N.E.
Sm ³⁺	0.000002	0.000002	0.000002	0.000002	0.000002	N.E.	N.E.	N.E.	N.E.	N.E.	N.E.	N.E.	N.E.	N.E.
Eu ³⁺	0.000002	0.000002	0.000002	0.000002	0.000002	N.E.	N.E.	N.E.	N.E.	N.E.	N.E.	N.E.	N.E.	N.E.
Gd ³⁺	0.000002	0.000002	0.000002	0.000002	0.000002	N.E.	N.E.	N.E.	N.E.	N.E.	N.E.	N.E.	N.E.	N.E.
Tb ³⁺	0.000002	0.000002	0.000002	0.000002	0.000002	N.E.	N.E.	N.E.	N.E.	N.E.	N.E.	N.E.	N.E.	N.E.
Dy ³⁺	0.000002	0.000002	0.000002	0.000002	0.000171	N.E.	N.E.	N.E.	N.E.	N.E.	N.E.	N.E.	N.E.	N.E.
Ho ³⁺	0.000002	0.000002	0.000002	0.000002	0.000002	N.E.	N.E.	N.E.	N.E.	N.E.	N.E.	N.E.	N.E.	N.E.
Er ³⁺	0.000002	0.000002	0.000002	0.000002	0.000002	N.E.	N.E.	N.E.	N.E.	N.E.	N.E.	N.E.	N.E.	N.E.
Tm ³⁺	0.000002	0.000002	0.000002	0.000002	0.000002	N.E.	N.E.	N.E.	N.E.	N.E.	N.E.	N.E.	N.E.	N.E.
Yb ³⁺	0.000002	0.000003	0.000002	0.000002	0.000002	N.E.	N.E.	N.E.	N.E.	N.E.	N.E.	N.E.	N.E.	N.E.
Lu ³⁺	0.000002	0.000002	0.000002	0.000002	0.000002	N.E.	N.E.	N.E.	N.E.	N.E.	N.E.	N.E.	N.E.	N.E.
Hf ⁴⁺	0.000003	0.000002	0.000002	0.000002	0.000003	N.E.	N.E.	N.E.	N.E.	N.E.	N.E.	N.E.	N.E.	N.E.
Hg ²⁺	0.0004	0.0004	0.0004	0.0004	0.0004	0.01	0.005	0.001	0.002	0.001	0.001	0.001	N.E.	N.E.
Ta ⁵⁺	0.000002	0.000002	0.000002	0.000002	0.000002	N.E.	N.E.	N.E.	N.E.	N.E.	N.E.	N.E.	N.E.	N.E.
W ⁶⁺	0.00004	0.00004	0.00004	0.00004	0.00007	N.E.	N.E.	N.E.	N.E.	N.E.	N.E.	N.E.	N.E.	N.E.
Tl ³⁺	0.000079	0.000156	0.000081	0.000132	0.000098	N.E.	N.E.	N.E.	0.002	N.E.	N.E.	N.E.	N.E.	N.E.
Pb ⁴⁺	0.00094	0.00027	0.00319	0.00029	0.00196	0.5	0.2	0.01	0.015	0.01	0.01	5	5	N.E.
Bi ⁵⁺	0.0006	0.0006	0.0006	0.0006	0.0006	N.E.	N.E.	N.E.	N.E.	N.E.	N.E.	N.E.	N.E.	N.E.
Th ⁴⁺	0.000002	0.000002	0.000002	0.000002	0.000002	N.E.	N.E.	N.E.	N.E.	N.E.	N.E.	N.E.	N.E.	N.E.
U ⁶⁺	0.00266	0.00274	0.00233	0.00316	0.00284	N.E.	N.E.	N.E.	N.E.	N.E.	N.E.	N.E.	N.E.	N.E.

4.4. Mapas temáticos de distribución de contaminantes

A continuación, se incorporan los mapas temáticos de distribución de los iones metálicos más relevantes; en dichos mapas se representa el movimiento de los contaminantes en el acuífero con el paso de los años desde el 2017 hasta el 2021 (véanse figuras 33, 34 y 35).

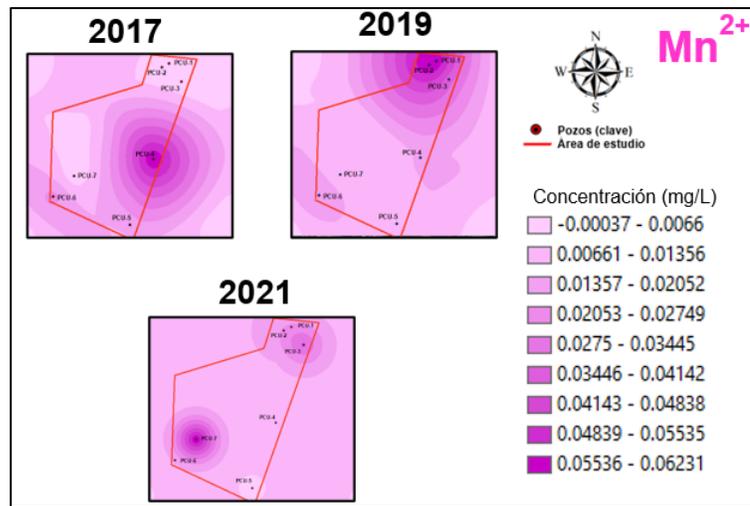


Figura 33. Concentraciones de Mn^{2+} en el acuífero "Campus UANL" con el paso del tiempo.

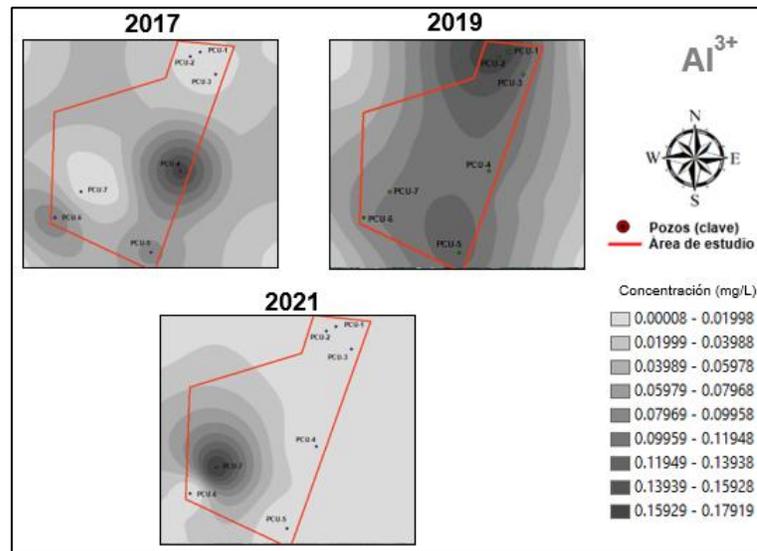


Figura 34. Concentraciones de Al^{3+} en el acuífero "Campus UANL" con el paso del tiempo.

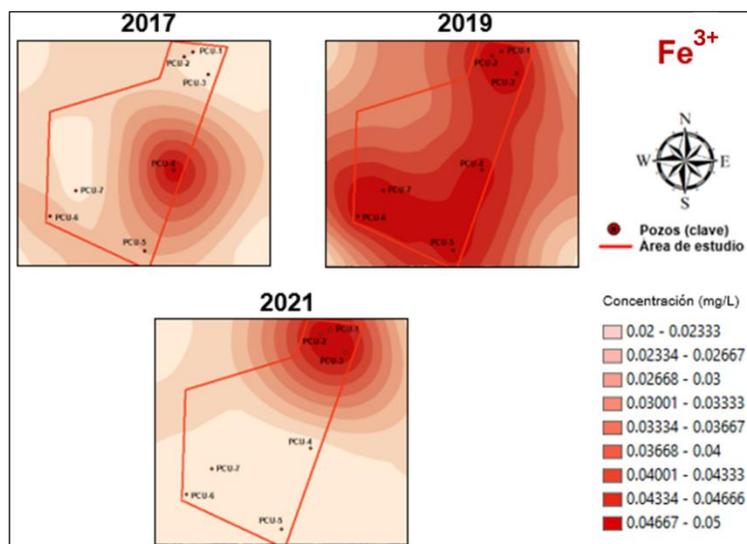


Figura 35. Concentraciones de Fe^{3+} en el acuífero "Campus UANL" con el paso del tiempo.

4.5. Modelación geoquímica

PHREEQC fue utilizado para analizar el cambio químico causado por procesos de precipitación o disolución. El software fue alimentado con los valores de las concentraciones de iones metálicos detectados en las muestras de agua, temperatura y pH, así como con los minerales presentes en la zona (tabla 12).

Tabla 12. Análisis de modelación hidrogeoquímica

MINERAL	ÍNDICE DE SATURACIÓN	PROCESO GEOQUÍMICO
SiO ₂	0.11	Equilibrio
TiO ₂	No encontrado	No encontrado
Al ₂ O ₃	-5.12	Disolución
Fe ₂ O ₃	3.38	Precipitación
MnO	-11.90	Disolución
MgO	-10.48	Disolución
CaO	No encontrado	No encontrado
NaO	No encontrado	No encontrado
K ₂ O	-78.35	Disolución
P ₂ O ₅	No encontrado	No encontrado
SO ₃	No encontrado	No encontrado
CaCO ₃	No encontrado	No encontrado
Cr	No encontrado	No encontrado
Co	No encontrado	No encontrado
Ni	No encontrado	No encontrado
Cu	-5.02	Disolución
Zn	-41	Disolución

La modelación geoquímica realizada con el software PHREEQC permitió analizar los cambios químicos asociados a procesos de precipitación y disolución en el acuífero. Para ello, se incorporaron las concentraciones iónicas obtenidas en las muestras de agua, junto con los parámetros de temperatura y pH, así como los minerales característicos de la zona de estudio.

Los resultados muestran que varios minerales presentan índices de saturación negativos, lo cual indica que se encuentran en condiciones de disolución (Al_2O_3 , MnO , MgO , K_2O , Cu y Zn). Por el contrario, el Fe_2O_3 muestra un índice de saturación positivo, lo que evidencia una tendencia hacia la precipitación, mientras que el SiO_2 se encuentra cercano al equilibrio.

Estos procesos geoquímicos son relevantes en el contexto de la vulnerabilidad del acuífero evaluada mediante el índice DRASTIC, ya que la disolución de minerales incrementa la movilidad de ciertos elementos en el agua subterránea, favoreciendo la incorporación de contaminantes naturales y potencialmente antrópicos. En particular, la disolución de óxidos metálicos (Mn^{2+} , Mg^{2+} , Cu^{2+} , Zn^{2+}) podría aumentar la carga iónica y modificar la calidad del recurso hídrico, mientras que la precipitación de óxidos de hierro sugiere una capacidad parcial de inmovilización de metales.

La integración de estos resultados con la metodología DRASTIC confirma que el acuífero presenta una alta vulnerabilidad intrínseca, ya que los procesos de disolución reducen la capacidad natural de atenuación geoquímica. Esto significa que, ante la infiltración de contaminantes agrícolas o industriales, la capacidad del sistema para retener o neutralizar dichos compuestos es limitada, lo que incrementa el riesgo de deterioro de la calidad del agua subterránea.

4.6. Vulnerabilidad del agua subterránea

Los mapas temáticos permiten una visualización clara y comprensible de la distribución espacial de cada parámetro, lo cual fue de gran ayuda para identificar las áreas de mayor vulnerabilidad. A continuación, se detalla la fundamentación de la clasificación de cada parámetro con base en la escala establecida por Aller et al. (1987) en la metodología DRASTIC, así como su representación en el mapa temático:

4.6.1. Parámetros DRASTIC

Profundidad del agua (D)

Los niveles freáticos se obtuvieron a partir de mediciones realizadas en los pozos de estudio y fluctuaron entre 11 y 17 m (figura 36). Lo que indica una clasificación de siete (figura 37a).

Además, se calcularon los niveles piezométricos, los cuales oscilan entre 499 y 518 msnm, con un flujo de agua subterránea que se dirige de suroeste a noreste. Los gradientes piezométricos fluctúan entre 5.4% y 8.4%, lo que clasifica al acuífero como estable y dinámico (De León 2019; García 2017; Pérez 2019).

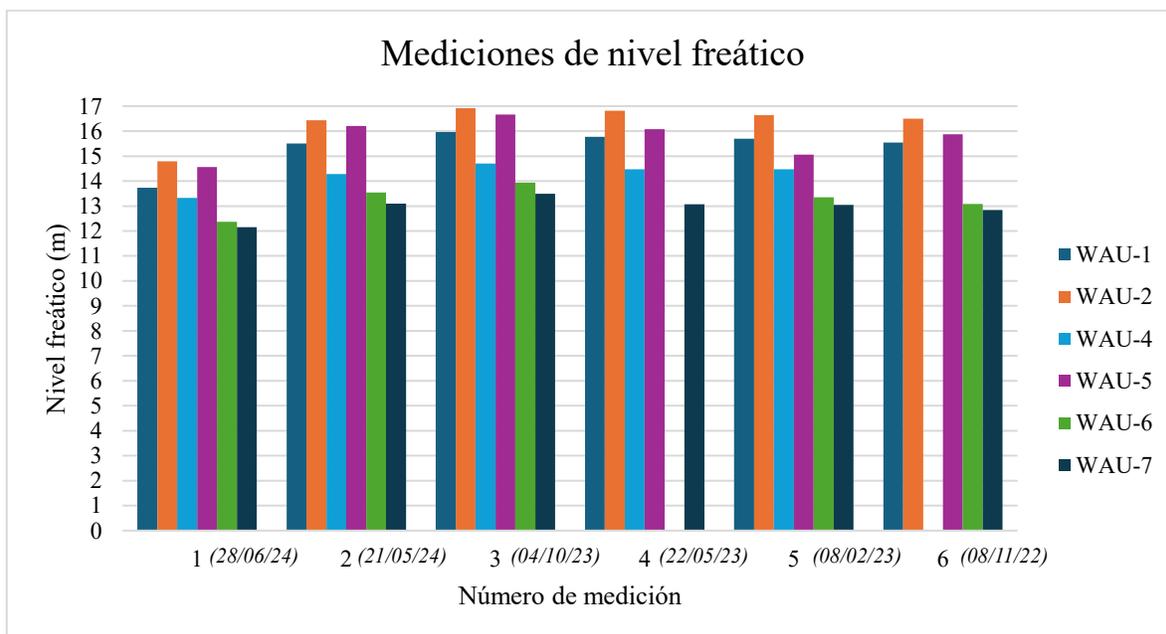


Figura 36. Registro de mediciones del NF.

Recarga neta (R)

De León et al. (2021) reportaron que la recarga neta del acuífero en estudio fluctúa entre 60 y 62 mm según registros de la CONAGUA, lo que indica una clasificación tres (figura 37b).

Medio del acuífero (A)

Este mapa se elaboró a partir del perfil estratigráfico A-A' que corta la zona de estudio (figura 19). El medio del acuífero se conforma principalmente por gravas, arenas, limos y arcillas; se asignó la clasificación de ocho a toda el área de estudio (figura 37c).

Medio del suelo (S)

Se asignó una clasificación de diez a la grava, nueve a la arena y de siete a la arcilla (figura 37d).

Topografía (T)

El área de estudio presenta una ligera pendiente (0.0004–0.28%), (de León Gómez et al., 2021), lo que indica una clasificación de diez (figura 37e).

Zona vadosa (I)

La zona vadosa en el área de estudio consiste en arena y grava con limos y arcillas. Se asigna una calificación de seis según la litología (figura 37f).

Conductividad hidráulica (C)

La conductividad hidráulica presenta variaciones entre 90 y 95 m/día, lo que corresponde a una clasificación de diez (figura 37g).

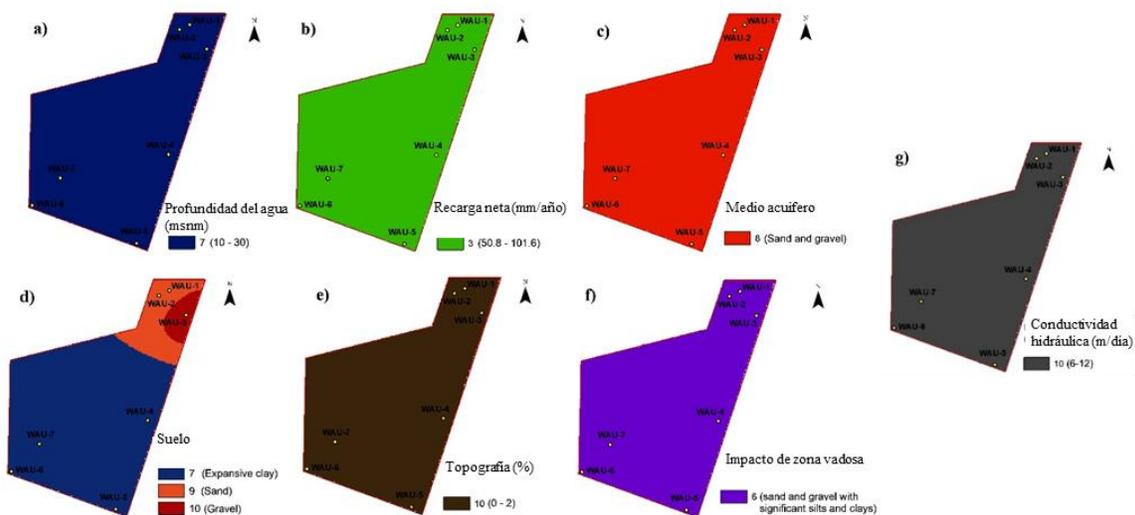


Figura 37. Mapas de clasificación a) profundidad del NF, b recarga neta, c) medio acuífero, d) tipo de suelo, e) topografía, f) impacto de zona vadosa y g) conductividad hidráulica

4.6.2. Parámetros DRASTIC-PM modificada

Mapeo de fuentes de contaminación (P)

El mapeo detallado de las fuentes potenciales de contaminación permitió identificar los puntos específicos donde las actividades humanas representan un riesgo para la calidad del agua subterránea. La clasificación de este parámetro se realizó considerando la distancia de los sitios de muestreo respecto a la fuente de contaminación y su ubicación relativa (aguas arriba, aguas abajo o en la propia fuente) (figura 38a).

Los resultados muestran que las fuentes de contaminación se concentran principalmente hacia el sector norte del área de estudio, lo que sugiere una mayor presión antrópica en esa zona. Este patrón incrementa la vulnerabilidad local del acuífero, dado que la cercanía y posición de las fuentes de riesgo favorecen la infiltración de contaminantes.

Manejo de recursos hídricos (M)

El análisis del manejo de los recursos hídricos en el área de estudio permitió determinar el tipo de uso asignado a cada aprovechamiento hidráulico, considerando las categorías: potable, doméstico, riego y sin uso (figura 38b).

Los resultados muestran que la mayoría de los pozos presentan un uso doméstico, con excepción del pozo 3, que se clasificó como de uso distinto. Esta distribución revela una dependencia significativa de las aguas subterráneas para actividades de consumo humano, lo que acentúa la importancia de proteger la calidad del recurso frente a posibles contaminaciones.

La integración de este parámetro con la metodología DRASTIC-PM resalta la necesidad de vincular la gestión sostenible del recurso hídrico con la evaluación de vulnerabilidad. En particular, el predominio del uso doméstico indica que la afectación de la calidad del agua tendría un impacto directo en la población local.

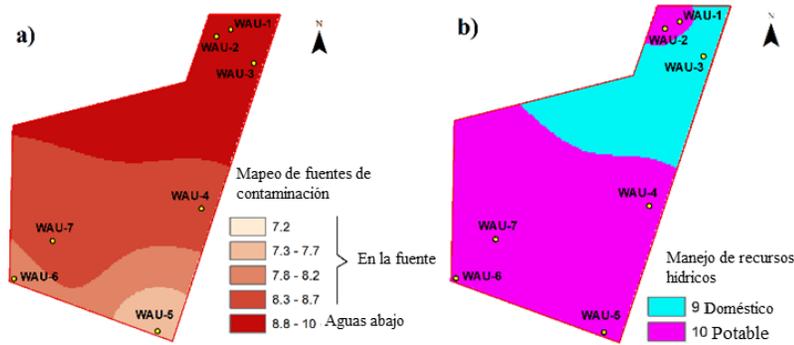


Figura 38. Mapas de clasificación, a) mapeo de fuentes de contaminación y b) manejo de recursos hídricos

En conjunto, las figuras 38a y 38b evidencian que el acuífero presenta mayor vulnerabilidad en la zona norte, donde la coincidencia de fuentes de contaminación cercanas y el uso intensivo de los recursos hídricos refuerzan la necesidad de implementar medidas de control y monitoreo permanente.

4.6.3. Mapas de vulnerabilidad DRASTIC y DRASTIC-PM modificada

Para la metodología DRASTIC los índices de vulnerabilidad oscilaron entre 155 y 161; estos valores se utilizaron para crear un mapa de vulnerabilidad a la contaminación y se clasificó como vulnerabilidad alta (figura 39a). Mientras que para la metodología DRASTIC-PM modificada los valores oscilaron entre 268 y 289, clasificando como muy alta vulnerabilidad a la contaminación (figura 39b). En ambos casos las zonas de vulnerabilidad mayor se concentraron en los aprovechamientos hidráulicos WAU-1, WAU-2 y WAU-3. Es decir, en la zona noreste del área de estudio, lo cual estaría influenciado por la dirección de flujo.

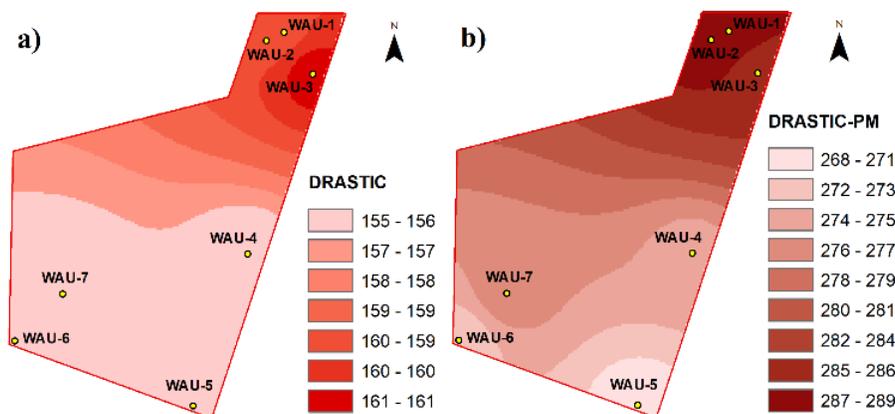


Figura 39. Mapas de vulnerabilidad del acuífero "Campus UANL", obtenidas mediante los siguientes métodos: a) DRASTIC y b) DRASTIC-PM

4.6.4. Calibración y validación de métodos

La eficiencia de los métodos DRASTIC y DRASTIC-PM modificada se validó mediante el cálculo de r^2 . Para calcular dicho coeficiente, se graficó el índice de vulnerabilidad frente a los valores medidos en campo de CE, Al^{3+} y Co^{2+} . Estos son parámetros importantes, ya que están presentes en los procesos de las industrias metalúrgicas cercanas a la zona de estudio.

La contaminación del agua subterránea por EPT como: Al^{3+} , Co^{2+} , entre otros, representan uno de los mayores problemas a nivel mundial, ya que debido a la toxicidad que presentan son considerados como un serio problema para la población, en especial si se considera que el incremento en la concentración de estos EPT en el agua procede de las diversas actividades antropogénicas, elevando además los efectos potencialmente nocivos sobre los diferentes sistemas ecológicos y el ambiente en general, los cuales son el soporte de la vida humana (Pabón et al., 2020).

La figura 40 muestra las gráficas de dispersión comparando los índices de vulnerabilidad de las metodologías DRASTIC y DRASTIC-PM modificada con los valores de CE, Al^{3+} y Co^{2+} . Se observa que, para la metodología DRASTIC, los valores de r^2 son 0.61 para CE, 0.78 para Al^{3+} y 0.27 para Co^{2+} . En cambio, la metodología DRASTIC-PM modificada muestra valores de r^2 más altos, con 0.63 para CE, 0.89 para Al^{3+} y 0.64 para Co^{2+} (figura 41). Estos resultados indican que la metodología DRASTIC-PM modificada ofrece un rendimiento superior, atribuible a la adición de los dos parámetros “M” y “P” dentro de la metodología DRASTIC, mejorando su eficacia para identificar áreas vulnerables.

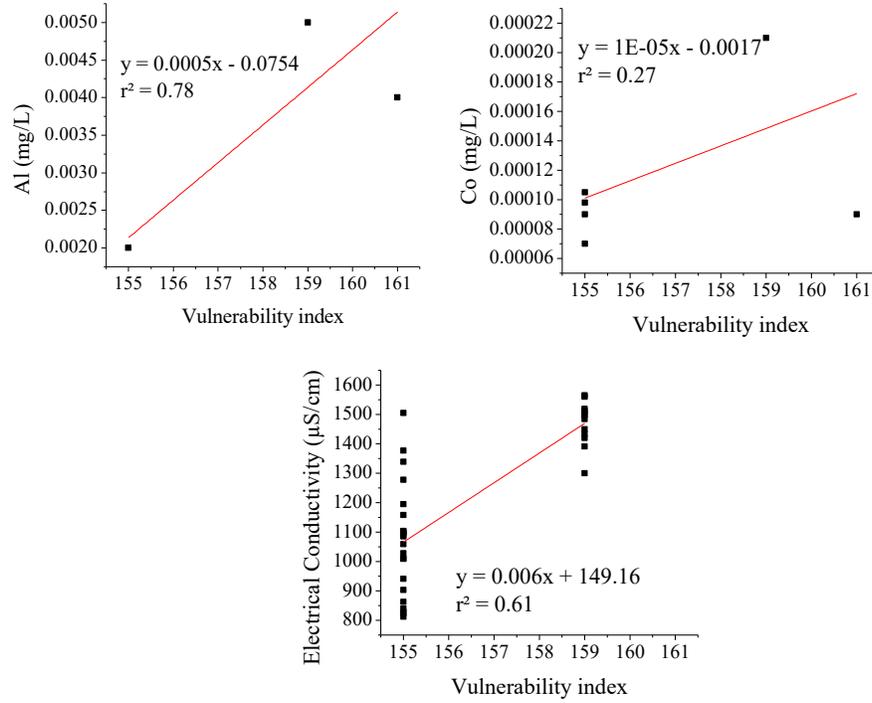


Figura 40. Gráficas de dispersión para calibración de la metodología DRASTIC.

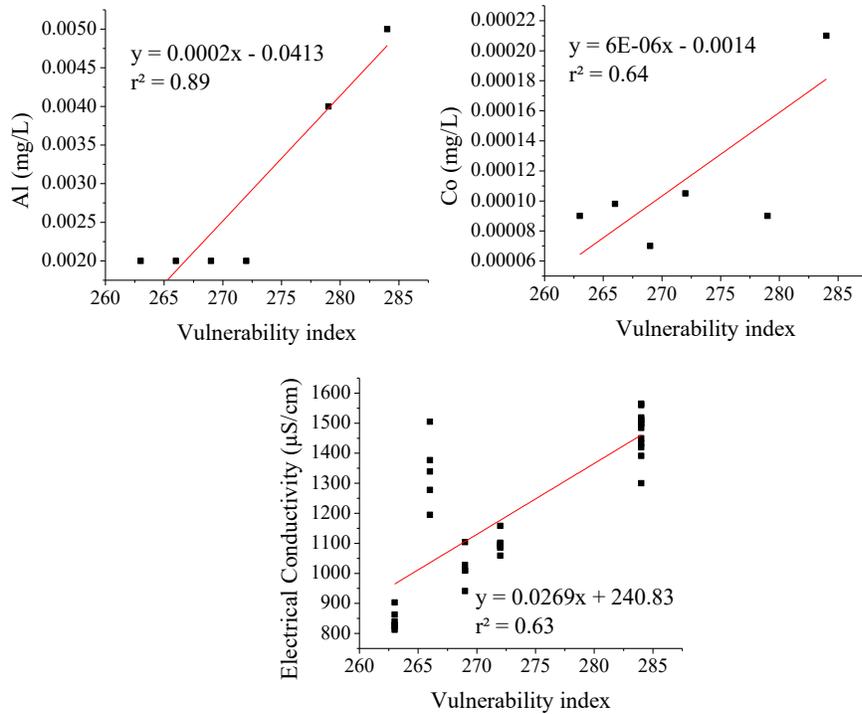


Figura 41. Gráficas de dispersión para calibración de la metodología DRASTIC-PM modificada.

4.6.5. Análisis de Sensibilidad por eliminación

Con la finalidad de evaluar la influencia de cada parámetro de la metodología DRASTIC-PM modificada, se realizó un análisis de sensibilidad eliminando secuencialmente un parámetro a la vez. Esto permitió identificar qué parámetros son críticos para la precisión y efectividad de la metodología (Tabla 13).

Los resultados mostraron un alto valor del índice de variación (%) al eliminar la topografía, seguido de mapeo de fuentes de contaminación, la recarga neta y el tipo de suelo, lo que muestra que estos son parámetros importantes en la evaluación del índice de vulnerabilidad. Sin embargo, la exclusión de la capa de manejo de recursos hídricos provocó una fluctuación significativa del índice de vulnerabilidad, dando como resultado un índice de variación medio del 1.75%. Esto pone de manifiesto una fuerte asociación entre el uso que se le da al aprovechamiento hidráulico y el potencial de contaminación. Este impacto puede atribuirse al importante peso teórico asignado a este parámetro.

Tabla 13. Estadísticas del análisis de sensibilidad por eliminación.

Parámetro	Índice de variación (%)			
	Min	Max	media	SD
D	0.12	0.24	0.18	0.05
R	0.83	0.87	0.85	0.02
A	0.27	0.35	0.31	0.03
S	0.51	0.76	0.67	0.10
T	0.92	0.96	0.94	0.01
I	0.01	0.09	0.05	0.04
C	0.01	0.09	0.05	0.04
P	0.62	1.25	0.98	0.25
M	1.38	1.87	1.71	0.17

4.6.6. Análisis de Sensibilidad de un solo parámetro

Los efectos de los parámetros individuales en la vulnerabilidad del acuífero, determinados mediante la metodología DRASTIC-PM modificada, se evaluaron utilizando el Análisis de Sensibilidad de un solo Parámetro (SPSA).

La Tabla 14 proporciona un resumen estadístico de los resultados de este análisis. Al comparar los pesos teóricos con los pesos efectivos determinados por el SPSA, se identificaron diferencias significativas. Por ejemplo, el peso efectivo de la conductividad hidráulica fue de 10.76%, en comparación con un peso teórico de 8.33%. Asimismo, el medio acuífero, el medio del suelo, la topografía, el manejo de recursos hídricos y el mapeo de fuentes de contaminación mostraron pesos efectivos de 8.61%, 5.72%, 3.59%, 24.76% y 18.94% respectivamente.

Notablemente, estos pesos efectivos resultaron ser superiores a sus contrapartes teóricas, sugiriendo que estos parámetros han sido subestimados en las evaluaciones de vulnerabilidad. Por el contrario, se determinó que la profundidad del agua, la recarga neta y el impacto de zona vadosa tenían un impacto sobreestimado.

Tabla 14. Estadísticas del análisis de sensibilidad de un solo parámetro (SPSA).

Parámetro	Peso teórico		Peso efectivo (%)			
	Peso	Peso (%)	Min	Max	Media	SD
D	5	13.89	12.11	13.05	12.56	0.38
R	4	11.11	4.15	4.47	4.30	0.13
A	3	8.33	8.30	8.95	8.61	0.26
S	2	5.56	5.05	7.04	5.72	0.78
T	1	2.78	3.46	3.73	3.59	0.11
I	5	13.89	10.38	11.19	10.76	0.33
C	3	8.33	10.38	11.19	10.76	0.33
P	6	16.67	16.11	21.13	18.94	2.00
M	7	19.44	22.18	26.10	24.76	1.35

4.6.7. Mapas de vulnerabilidad de la metodología DRASTIC-PM efectiva

Aplicando los pesos efectivos obtenidos del SPSA se recalculó el índice de la metodología DRASTIC-PM modificada, reemplazando los pesos teóricos por los valores de los pesos efectivos calculados. Este ajuste permitió obtener los índices de la metodología DRASTIC-PM efectiva, proporcionando una evaluación más precisa de la vulnerabilidad.

Los valores del índice de la metodología DRASTIC-PM efectiva oscilaron entre 289 y 312, reclasificando el área de estudio como de vulnerabilidad muy alta a la contaminación (figura 42). La calibración y validación de la metodología se realizaron mediante el cálculo de r^2 . Los diagramas de dispersión revelaron una mejora en la correlación para el Co^{2+} , con valor de 0.68, mientras que el Al^{3+} y la CE mantuvieron sus valores de r^2 (figura 43).

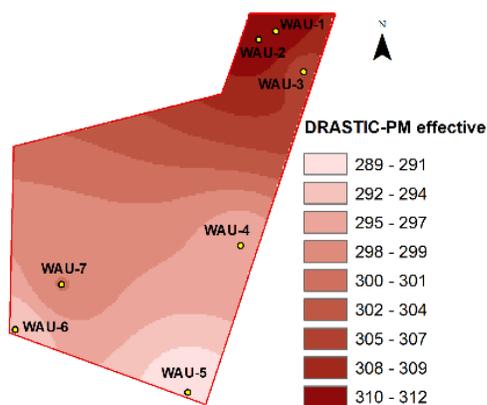


Figura 42. Mapa de vulnerabilidad del acuífero "Campus UANL", mediante DRASTIC-PM con pesos efectivos

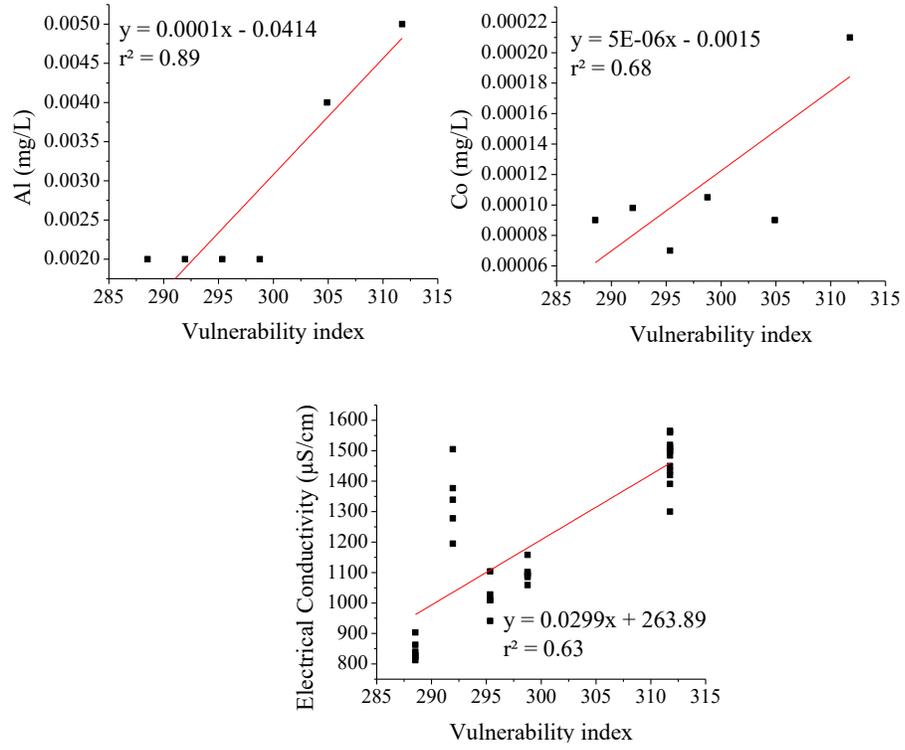


Figura 43. Gráficas de dispersión para calibración de la metodología DRASTIC-PM efectiva

5. CONCLUSIONES

Se evaluó la vulnerabilidad a la contaminación del acuífero del “Campus UANL”, logrando identificar las áreas más afectadas.

La comparación entre las metodologías mostró que DRASTIC-PM modificada superó a la metodología DRASTIC en la identificación de la susceptibilidad del agua subterránea, alcanzando coeficientes de determinación (r^2) de 0.63 para CE, 0.89 para Al^{3+} y 0.64 para Co^{2+} . Tras el ajuste mediante análisis de sensibilidad, el valor de r^2 para Co^{2+} mejoró a 0.68, mientras que los valores de Al^{3+} y CE permanecieron estables.

Los parámetros más influyentes en la vulnerabilidad fueron: topografía, mapeo de fuentes de contaminación, recarga neta y tipo de suelo. Con base en ellos, se determinó que el acuífero presenta una vulnerabilidad muy alta, con las zonas más críticas localizadas hacia el noreste del área de estudio.

Una evaluación más precisa de la vulnerabilidad se obtuvo al integrar en la metodología el manejo de los recursos hídricos y el mapeo de fuentes de contaminación, lo que permitió identificar la influencia directa de actividades industriales como TERNIUM y FERROMEX.

El diagrama de Piper evidenció que el agua subterránea se clasifica principalmente como facies sulfatada-cálcica, lo cual indica una interacción con formaciones geológicas susceptibles a procesos de disolución. Esta composición química coincide con la alta vulnerabilidad estimada, ya que favorece la movilidad de sales y metales en el acuífero.

La modelación geoquímica con PHREEQC confirmó que varios minerales presentan índices de saturación negativos, lo que indica condiciones de disolución (Al_2O_3 , MnO , MgO , K_2O , Cu^{2+} , Zn^{2+}), mientras que otros tienden a la precipitación (Fe_2O_3) o al equilibrio (SiO_2). Estos procesos aumentan la movilidad de contaminantes y reducen la capacidad natural de atenuación geoquímica del sistema.

La integración de la hidroquímica (Piper) y la modelación geoquímica (PHREEQC) con las metodologías (DRASTIC y DRASTIC-PM modificada) permite concluir que el acuífero del Campus UANL es altamente vulnerable, con circulación rápida y limitada capacidad de retención de contaminantes.

Este estudio resalta la urgente necesidad de fortalecer políticas públicas para regular las fuentes industriales de contaminación, implementar monitoreo en tiempo real y barreras reactivas, así como ampliar la red de pozos de observación considerando factores estacionales y geográficos.

Finalmente, se demuestra que la metodología DRASTIC-PM modificada efectiva puede aplicarse en otras regiones áridas expuestas a contaminación industrial, aportando una metodología robusta para la gestión sostenible de acuíferos urbanos.

6. RECOMENDACIONES

- 1. Monitoreo continuo de niveles freáticos y calidad del agua:**
Se recomienda establecer un programa de monitoreo periódico que incluya mediciones de niveles freáticos y parámetros físico-químicos en puntos estratégicos del acuífero. Esto permitirá detectar variaciones significativas y posibles impactos por sequía o actividades antropogénicas, así como mantener actualizados los índices de vulnerabilidad.
- 2. Actualización periódica de las cartas piezométricas:**
Las cartas piezométricas deben elaborarse con regularidad, considerando distintos escenarios hidrológicos (tormenta, sequía y condiciones ordinarias), para asegurar que la información refleje de manera precisa la dirección de flujo y el comportamiento del acuífero. Esto es clave para la planificación del uso sostenible del recurso.
- 3. Revisión y ajuste de la metodología DRASTIC-PM modificada:**
Los parámetros identificados como de mayor influencia en los análisis de sensibilidad deben ser revisados y, en caso necesario, ajustados periódicamente. Esto optimizará la precisión de la metodología y permitirá priorizar medidas de mitigación en las zonas más vulnerables a la contaminación.
- 4. Gestión de actividades industriales y de uso de suelo:**
Dado que se identifican posibles efectos de contaminación antrópica, se recomienda implementar estrategias de control y regulación de descargas industriales, así como promover prácticas de manejo sostenible del suelo que reduzcan la infiltración de contaminantes hacia el acuífero.
- 5. Concientización y participación comunitaria:**
Es recomendable involucrar a las comunidades locales en programas de educación ambiental y manejo responsable del agua, fomentando la participación en la protección del acuífero y la adopción de buenas prácticas de consumo y conservación.
- 6. Investigaciones futuras y estudios complementarios:**
Se sugiere realizar estudios adicionales sobre la presencia de metales en estado iónico y otros posibles contaminantes emergentes, así como análisis de tendencias a largo

plazo de la recarga y explotación del acuífero. Esto permitirá reforzar las decisiones de manejo y garantizar la sostenibilidad del recurso hídrico.

7. BIBLIOGRAFÍA

- Abduljaleel, Y., Amiri, M., Amen, E. M., Salem, A., Ali, Z. F., Awd, A., Lóczy, D., & Ghzal, M. (2024). Enhancing groundwater vulnerability assessment for improved environmental management: addressing a critical environmental concern. *Environmental Science and Pollution Research International*, 31(13), 19185–19205. <https://doi.org/10.1007/S11356-024-32305-1>
- Abduljaleel, Y., Amiri, M., Mohammad, E., Zana, A., Ahmed, A., Lóczy, D., & Ghzal, M. (2024). Enhancing groundwater vulnerability assessment for improved environmental management: addressing a critical environmental concern Egyptian Ministry of Water Resources and Irrigation. *Environmental Science and Pollution Research*, 31, 19185–19205. <https://doi.org/10.1007/s11356-024-32305-1>
- Aguilar, I. (2011). Payment for urban water feasibility and the urban dispersed growth in Northern Mexico (a proposal). *Economía Informa*, 36481, 15.
- Aguilar, I., & Monforte, G. (2018a). Servicios públicos del agua, valor público y sostenibilidad. *Gestión y Política Pública*, 27, 149–179.
- Aguilar, I., & Monforte, G. (2018b). Servicios públicos del agua, valor público y sostenibilidad. *Gestión y Política Pública*, 27, 149–179.
- Aguilar, I., & Ramírez, A. (2021). *Agua para Monterrey Logros, retos y oportunidades para Nuevo León y México*. <https://hdl.handle.net/11285/642843>
- Ahmed, A. K. A., El-Rawy, M., Ibraheem, A. M., Al-Arifi, N., & Abd-Ellah, M. K. (2023). Forecasting of Groundwater Quality by Using Deep Learning Time Series Techniques in an Arid Region. *Sustainability*, 15(8). <https://doi.org/10.3390/SU15086529>
- Al-Abadi, A. M., Al-Shamma'a, A. M., & Aljabbari, M. H. (2017). A GIS-based DRASTIC model for assessing intrinsic groundwater vulnerability in northeastern Missan governorate, southern Iraq. *Applied Water Science*, 7(1), 89–101. <https://doi.org/10.1007/s13201-014-0221-7>

- Aller, L., Bennet, T., Lehr, J., Petty, R., & Hackett, G. (1987). *DRASTIC: A Standardized System for Evaluating Ground Water Pollution Potential Using Hydrogeologic Settings*. U.S. Environmental Protection Agency (EPA).
- Allouche, N., Maanan, M., Gontara, M., Rollo, N., Jmal, I., & Bouri, S. (2017). A global risk approach to assessing groundwater vulnerability. *Environmental Modelling & Software*, 88, 168–182. <https://doi.org/10.1016/J.ENVSOFT.2016.11.023>
- Alva, E., De León, H., & Werner, J. (1998). Aspectos hidrogeoquímicos del acuífero de gravas de la región Noroeste del Área Metropolitana de Monterrey. *Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, I*, 501–510.
- Amiri, F., Tabatabaie, T., & Entezari, M. (2020). GIS-based DRASTIC and modified DRASTIC techniques for assessing groundwater vulnerability to pollution in Torghabeh-Shandiz of Khorasan County, Iran. *Arabian Journal of Geosciences*, 13(12), 1–16. <https://doi.org/10.1007/S12517-020-05445-0>
- APHA. (1995). Standard Methods for the Examination for Water Wastewater. In *American Public Health Association*.
- Appelo, C. A. J., & Postma, D. (2004). Geochemistry, groundwater and pollution, second edition. *Geochemistry, Groundwater and Pollution, Second Edition*, 1–649. <https://doi.org/10.1201/9781439833544/GEOCHEMISTRY-GROUNDWATER-POLLUTION-DIEKE-POSTMA-APPELO/RIGHTS-AND-PERMISSIONS>
- Archundia, D., Vidaña-Guillen, V., Valenzuela-Munguia, J., & Frenan, F. elizandro M. (2021a). *Incorporating Remote Sensing Techniques To The DRASTIC Index To Assess Groundwater Vulnerability In The Mining Area of the Rio Sonora Aquifer in Northwestern Mexico*. <https://doi.org/10.21203/RS.3.RS-1025046/V1>
- Archundia, D., Vidaña-Guillen, V., Valenzuela-Munguia, J., & Frenan, F. elizandro M. (2021b). *Incorporating Remote Sensing Techniques To The DRASTIC Index To Assess Groundwater Vulnerability In The Mining Area of the Rio Sonora Aquifer in Northwestern Mexico*. <https://doi.org/10.21203/RS.3.RS-1025046/V1>

- Asfaw, D., & Mengistu, D. (2020a). Modeling megech watershed aquifer vulnerability to pollution using modified DRASTIC model for sustainable groundwater management, Northwestern Ethiopia. *Groundwater for Sustainable Development*, 11. <https://doi.org/10.1016/J.GSD.2020.100375>
- Asfaw, D., & Mengistu, D. (2020b). Modeling megech watershed aquifer vulnerability to pollution using modified DRASTIC model for sustainable groundwater management, Northwestern Ethiopia. *Groundwater for Sustainable Development*, 11. <https://doi.org/10.1016/J.GSD.2020.100375>
- Ashraf, A., Chen, X., & Ramamurthy, R. (2021). Modelling heavy metals contamination in groundwater of Southern Punjab, Pakistan. *International Journal of Environmental Science and Technology*, 18(8), 2221–2236. <https://doi.org/10.1007/S13762-020-02965-W>
- Babiker, I. S., Mohamed, M. A. A., Hiyama, T., & Kato, K. (2005). A GIS-based DRASTIC model for assessing aquifer vulnerability in Kakamigahara Heights, Gifu Prefecture, central Japan. *The Science of the Total Environment*, 345 1-3(1–3), 127–140. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2004.11.005>
- Bai, L., Wang, Y., & Meng, F. (2012). Application of DRASTIC and extension theory in the groundwater vulnerability evaluation. *Water and Environment Journal*, 26(3), 381–391. <https://doi.org/10.1111/J.1747-6593.2011.00298.X>
- Balseiro-Romero, M., Monterroso, C., & Casares, J. (2018). Environmental Fate of Petroleum Hydrocarbons in Soil: Review of Multiphase Transport, Mass Transfer, and Natural Attenuation Processes. *Pedosphere*, 28(6), 833–847. [https://doi.org/10.1016/S1002-0160\(18\)60046-3](https://doi.org/10.1016/S1002-0160(18)60046-3)
- Barajas Madrigal, U. A., Madrigal Barrera, J. J., García Romero, L., & Sánchez Quispe, S. T. (2024). Evaluación de los recursos hídricos en el acuífero “Área Metropolitana de Monterrey” en la última década y sus implicaciones en la crisis hídrica de la zona. *Ciencia Nicolaita*, 91, 69–82. <https://doi.org/10.35830/cn.vi91.791>
- Barbulescu, A. (2020). Assessing Groundwater Vulnerability: DRASTIC and DRASTIC-Like Methods: A Review. *Water*, 12(5). <https://doi.org/10.3390/W12051356>

- Barron, O. V., Barr, A. D., & Donn, M. J. (2013). Effect of urbanisation on the water balance of a catchment with shallow groundwater. *Journal of Hydrology*, 485, 162–176. <https://doi.org/10.1016/J.JHYDROL.2012.04.027>
- Bolaños-Alfaro, J. D., Cordero-Castro, G., & Segura-Araya, G. (2017). Determination of nitrites, nitrates, sulfates and phosphates in drinking water as indicators of contamination caused by human activities, in two cantons of Alajuela, province of Costa Rica. *Tecnología En Marcha*, 30. <https://doi.org/10.18845/tm.v30i4.3408>
- Carabias, J., & Landa, R. (2007). Agua, Medio Ambiente y Sociedad. Hacia la gestión integral de los recursos hídricos en México. In Biblioteca Daniel Costo Villegas (Ed.), *Fondo para la Comunicación y la Educación Ambiental* (1st ed.). <https://agua.org.mx/biblioteca/agua-medio-ambiente-y-sociedad-hacia-la-gestion-integral-de-los-recursos-hidricos-en-mexico-refe/>
- Carranza Ugarte, L. (2018). *Urban growth and access to opportunities: A challenge for Latin America*.
- Carrubba, S., Aureli, A., & Lagod, M. (2020). Groundwater Vulnerability and Pollution Risk Assessment. In Taylor & Francis Group (Ed.), *Groundwater Vulnerability and Pollution Risk Assessment* (1st ed.). CRC Press. <https://doi.org/10.1201/9780367822927-2>
- Castaño, S. (2003). Vertederos e impacto sobre las aguas subterráneas. *Instituto Geológico y Minero de España*, 23, 10. <http://riubu.ubu.es/bitstream/10259.4/2495/1/Castaño-Vertederos.pdf>
- Castellazzi, P., Garfias, J., & Martel, R. (2021). Assessing the efficiency of mitigation measures to reduce groundwater depletion and related land subsidence in Querétaro (Central Mexico) from decadal InSAR observations. *Int. J. Appl. Earth Obs. Geoinformation*, 105. <https://doi.org/10.1016/J.JAG.2021.102632>
- Castillo-Nava, D., Elias-Santos, M., López-Chuken, U. J., Valdés-González, A., de la Riva-Solís, L. G., Vargas-Pérez, M. P., Galán-Wong, L. J., & Luna-Olvera, H. A. (2020). Heavy metals (lead, cadmium and zinc) from street dust in Monterrey, Mexico: ecological risk index. *International Journal of Environmental Science and Technology*, 17(6), 3231–3240. <https://doi.org/10.1007/S13762-020-02649-5/FIGURES/4>

- Catalán, J. (1981). *Química del agua* (P. editors S.L., Ed.; 3rd ed.).
- Ceres. (2022). *Global Assessment of Private Sector Impacts on Water*.
<https://www.ceres.org/resources/reports/global-assessment-private-sector-impacts-water>
- Chen, P., Ma, J., Ma, X., Zhou, Y., Duan, Z., Wang, Y., & Li, J. (2024). Isotopic and hydrochemical insights into the groundwater characteristics along an arid to semi-humid climate gradient in China. *Hydrological Processes*, 38(1).
<https://doi.org/10.1002/HYP.15063>
- Chen, X., Wang, M., Xie, T., Song, Y., & Chen, W. (2024). Integrative modeling of POPs output flux from soil at a regional scale: A comprehensive approach. *Environment International*, 194. <https://doi.org/10.1016/J.ENVINT.2024.109182>
- Comisión Nacional del Agua. (2025a). *Sistema de Información Hidrológica (SIH)*. CONAGUA. <https://sih.conagua.gob.mx/>
- Comisión Nacional del Agua. (2025b). *Sistema de Información Hidrológica (SIH)*. Gobierno de México. <https://sih.conagua.gob.mx/>
- CONAGUA. (2016). ATLAS DEL AGUA EN MÉXICO 2016. SEMARNAT.
<https://agua.org.mx/wp-content/uploads/2017/05/atlas-del-agua-en-mexico-2016.pdf>
- CONAGUA. (2020). *Actualización de la disponibilidad media anual de agua en el acuífero Área Metropolitana de Monterrey (1906), Estado de Nuevo León*.
- CONAGUA. (2021a). *Categorías de Sequía*. Comisión Nacional Del Agua.
<https://smn.conagua.gob.mx/es/categorias-de-sequia>
- CONAGUA. (2021b). *Precipitación (mm) por Entidad Federativa y Nacional 2020*. Comisión Nacional Del Agua.
<https://smn.conagua.gob.mx/tools/DATA/Climatología/Pronóstico climático/Temperatura y Lluvia/PREC/2020.pdf>
- CONAGUA. (2022). *Comisión Nacional del Agua _ Gobierno _ gob*. Gobierno de México.
<https://www.gob.mx/conagua>

- CONAGUA. (2024). *Programa Nacional Hídrico 2020-2024*.
https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/553479/PNH_Resumen_Imprenta_v_200311.pdf
- Cruz, J. (2021). *Sequía en Nuevo León_ Este es el nivel actual de las presas _ ABC Noticias*. ABC Noticias. <https://abcnoticias.mx/local/2022/7/14/sequia-en-nuevo-leon-este-es-el-nivel-actual-de-las-presas-166718.html>
- Cruz-López, A., Dávila-Pórcel, R. A., de León-Gómez, H., Rodríguez-Martínez, J. M., Suárez-Vázquez, S. I., Cardona-Benavides, A., Castro-Larragoitia, G. J., Boreselli, L., de Lourdes Villalba, M., Pinales-Munguía, A., Silva-Hidalgo, H., de la Garza, R., & del Socorro Espino-Valdes, M. (2020). Exploratory study on the presence of bisphenol A and bis(2-ethylhexyl) phthalate in the Santa Catarina River in Monterrey, N.L., Mexico. *Environmental Monitoring and Assessment*, 192(8), 1–13.
<https://doi.org/10.1007/S10661-020-08446-4/TABLES/3>
- Custodio & LLamas, E. & M. (1983a). *HIDROLOGÍA SUTERRÁNEA* (OMEGA, Ed.; Segunda ed).
- Custodio & LLamas, E. & M. (1983b). *HIDROLOGÍA SUTERRÁNEA* (OMEGA, Ed.; Segunda ed).
- Dai, Z., Viswanathan, H., Middleton, R., Pan, F., Ampomah, W., Yang, C., Jia, W., Xiao, T., Lee, S. Y., McPherson, B., Balch, R., Grigg, R., & White, M. (2016). CO2 Accounting and Risk Analysis for CO2 Sequestration at Enhanced Oil Recovery Sites. *Environmental Science and Technology*, 50(14), 7546–7554.
https://doi.org/10.1021/ACS.EST.6B01744/SUPPL_FILE/ES6B01744_SI_001.PDF
- D'Ambrosio, V., Di Martino, F., & Miraglia, V. (2023). A GIS-based framework to assess heatwave vulnerability and impact scenarios in urban systems. *Scientific Reports*, 13(1).
<https://doi.org/10.1038/S41598-023-39820-0>
- de Anda, J., & Shear, H. (2021). Sustainable Wastewater Management to Reduce Freshwater Contamination and Water Depletion in Mexico. *Water*, 13(16).
<https://doi.org/10.3390/W13162307>

- de León Gómez, H., Martín del Campo delgado, M. Á., Esteller Alberich, M. V, García González, S., Cruz López, A., de León Rodríguez, H. D., Pérez Martínez, M., & Guerra Cobián, V. H. (2021). Estimation and validation of groundwater vulnerability of an urban aquifer using GIS and DRASTIC : City of Monterrey , Mexico. *Environmental Earth Sciences*, 80(7), 1–21. <https://doi.org/10.1007/s12665-021-09556-z>
- DeZuane, J. (1971). *Handbook of Drinking Water Quality* (J. Wiley, Ed.; Segunda).
- Duarte, L., Marques, J. E., & Teodoro, A. C. (2019). An Open Source GIS-Based Application for the Assessment of Groundwater Vulnerability to Pollution. *Environments*, 6(7). <https://doi.org/10.3390/ENVIRONMENTS6070086>
- ECOFLUIDOS, I. (2012). Estudio De La Calidad De Fuentes Utilizadas Para Consumo Humano Y Plan De Mitigación Por Contaminación Por Uso Doméstico Y Agroquímicos En Apurimac Y Cusco. *Ecofluidos Ingenieros S.a.*, 105.
- El Osta, M., Masoud, M., Alqarawy, · Abdulaziz, & Badran, O. (2042). Utilizing of aquifer hydraulic parameters to assess the groundwater sustainability in the new reclamation area of Moghra Oasis: Western Desert-Egypt. *Applied Water Science*, 13, 238. <https://doi.org/10.1007/s13201-023-02042-w>
- Fannakh, A., & Farsang, A. (2022). *DRASTIC, GOD, and SI approaches for assessing groundwater vulnerability to pollution: a review.* 34, 77. <https://doi.org/10.1186/s12302-022-00646-8>
- Ferrusquía-Villafranca, I. (1998). *Geología de México: Una sinopsis.* https://www.researchgate.net/publication/287892022_Geologia_de_Mexico_Una_sinopsis
- Figuroa, R., Abhervé, R., Halloran, L. J. S., Valley, B., & Roques, C. (2025). Impacts of Stress-dependent Hydraulic Properties on Hillslope-Scale Groundwater Flow. *Geophysical Research Letters*, 52(3). <https://doi.org/10.1029/2024GL113428>
- Foster, S. (2022). The key role for groundwater in urban water-supply security. *Journal of Water and Climate Change*, 13, 3566. <https://doi.org/10.2166/wcc.2022.174>

- FUNCAGUA. (2024). *Agua en el planeta*. FUNCAGUA. <https://funcagua.org.gt/agua-en-el-planeta/>
- García, S. (2017). *Análisis hidrogeológico e hidrogeoquímico del Campus Ciudad Universitaria de la UANL; como aporte para el manejo sostenible del agua subterránea* [Universidad Autónoma de Nuevo León]. <http://eprints.uanl.mx/id/eprint/16425>
- Gnann, S., Baldwin, J. W., Cuthbert, M. O., Gleeson, T., Schwanghart, W., & Wagener, T. (2025). The Influence of Topography on the Global Terrestrial Water Cycle. *Reviews of Geophysics*, 63(1). <https://doi.org/10.1029/2023RG000810>
- Godfray, G., & Tembo, M. M. (2024a). Assessment of ground water potentiality in semi-arid area of central Tanzania. implication from geology and geomorphology of the dodoman supergroup. *Geology, Ecology, and Landscapes*, 8(2), 165–184. <https://doi.org/10.1080/24749508.2022.2109833>; WEBSITE:WEBSITE:TFOPB; JOURNAL:JOURNAL:TGEL20; PAGEGROUP:STRING:PUBLICATION
- Godfray, G., & Tembo, M. M. (2024b). Assessment of ground water potentiality in semi-arid area of central Tanzania. implication from geology and geomorphology of the dodoman supergroup. *Geology, Ecology, and Landscapes*, 8(2), 165–184. <https://doi.org/10.1080/24749508.2022.2109833>
- Gómez, V. M. R., Núñez López, D., & Gutiérrez, M. (2020). Changes in the Vegetation Cover and Quality of Aquifers in the Drylands of Mexico: Trends in an Urbanized Complex of Three Socio-Ecological Systems Within the Chihuahuan Desert. *Springer Climate*, 57–77. https://doi.org/10.1007/978-3-030-22464-6_4
- Gómez-Mena, B., Morán-Ramírez, J., Almanza-Tovar, O. G., López-Álvarez, B., Martínez-Morales, M., & Ramos-Leal, J. A. (2024). Aquifer vulnerability assessment in the oaxacan complex: integrating the DRASTIC methodology, TEM, and water quality analysis. *Environmental Earth Sciences*, 83(24). <https://doi.org/10.1007/S12665-024-11983-7>
- González-Herrera, R. A., Albornoz-Euán, B. S. I., Sánchez-Y Pinto, I. A., & Osorio-Rodríguez, J. H. (2018). EL ACUÍFERO YUCATECO. ANÁLISIS DEL RIESGO DE CONTAMINACIÓN CON APOYO DE UN SISTEMA DE INFORMACIÓN

- GEOGRÁFICA. *Revista Internacional De Contaminacion Ambiental*, 34(4), 667–683.
<https://doi.org/10.20937/RICA.2018.34.04.09>
- Goyal, D., Haritash, A. K., & Singh, S. K. (2021). A comprehensive review of groundwater vulnerability assessment using index-based, modelling and coupling methods. *Journal of Environmental Management*, 296.
<https://doi.org/10.1016/J.JENVMAN.2021.113161>
- Guzmán-Lucio, M. A., Wendt, T., Simpson, B., Alvarado-Vázquez, M. A., Foroughbakhch-Pournavab, R., González-Álvarez, M., & Rocha-Estrada, A. (2013). Listado florístico de especies anuales de floración invernal en el noreste de Nuevo León, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 84(3), 884–893. <https://doi.org/10.7550/RMB.27153>
- Hamed, M. H., Dara, R. N., & Kirlas, M. C. (2024). Groundwater vulnerability assessment using a GIS-based DRASTIC method in the Erbil Dumpsite area (Kani Qirzhala), Central Erbil Basin, North Iraq. *Journal of Groundwater Science and Engineering*, 12(1), 16–33. <https://doi.org/10.26599/JGSE.2024.9280003>
- Hernández, L. (1999). *Caracterización del acuífero de Ciudad Universitaria de la Universidad Autónoma de Nuevo León*. Universidad Autónoma de Nuevo León. Monterrey, México.
- HikersBay. (2024). *Climatología*. <http://hikersbay.com/?lang=es>
- Hiscock, K. (2005). Hydrogeology: Principles and Practice. *Choice Reviews Online*, 43(01), 43-0335-43-0335. <https://doi.org/10.5860/CHOICE.43-0335>
- Jamshidzadeh, Z. (2020). An Integrated Approach of Hydrogeochemistry, Statistical Analysis, and Drinking Water Quality Index for Groundwater Assessment. *Environmental Processes*, 7(3), 781–804. <https://doi.org/10.1007/S40710-020-00450-7>
- Jeffrey, D., Guillaume, L., Grayson, F., & Guilherme, I. (2025). *Sustainable Development Report 2025*. <https://dashboards.sdindex.org/explorer/?metric=prevalence-of-undernourishment>
- Jesiya, N. P., & Gopinath, G. (2019). A Customized FuzzyAHP - GIS based DRASTIC-L model for intrinsic groundwater vulnerability assessment of urban and peri urban

- phreatic aquifer clusters. *Groundwater for Sustainable Development*, 8, 654–666. <https://doi.org/10.1016/J.GSD.2019.03.005>
- Khafouri, A., Talbi, E. H., Abdelouas, A., Benjmel, K., Antunes, I. M. H. R., & Abioui, M. (2023). Groundwater Vulnerability and Potentially Toxic Elements Associated with the Iron Mining District of Ouixane (Northeast of Morocco). *Water*, 15(1). <https://doi.org/10.3390/W15010118>
- Khelfaoui, F., Sayad, L., Attoui, B., Bouselsal, B., & Ghezaili, S. (2021). Contribution of a Geographic Information System to Assess the Vulnerability to Groundwater Pollution of the Free Water Table from the Oued Souf Region (South-East Algeria). *Civil and Environmental Engineering Reports*, 31(3), 1–17. <https://doi.org/10.2478/CEER-2021-0031>
- Kirlas, M. C., Karpouzos, D., Georgiou, P. E., & Katsifarakis, K. L. (2022). A comparative study of groundwater vulnerability methods in a porous aquifer in Greece. *Applied Water Science*, 12(6). <https://doi.org/10.1007/s13201-022-01651-1>
- Krogulec, E., Bukowski, P., Niedbalska, K., Trzeciak, J., & Zabłocki, S. (2023). Groundwater vulnerability to pollution in degraded coal mining areas: modifying the DRASTIC method using the factor of exploitation impact on land surface. *Geology, Geophysics and Environment*, 49(4), 313–334. <https://doi.org/10.7494/GEOL.2023.49.4.313>
- Krogulec, E., & Trzeciak, J. (2017). Niepewność oceny podatności wód podziemnych na zanieczyszczenia dla obszarów miejskich na przykładzie warszawskiej dzielnicy Bielany Uncertainty of the assessment of groundwater vulnerability for urban areas on the example of the Bielany. *Prz. Geol*, 65, 1090–1095.
- Kuang, X., Liu, J., Scanlon, B. R., Jiao, J. J., Jasechko, S., Lancia, M., Biskaborn, B. K., Wada, Y., Li, H., Zeng, Z., Guo, Z., Yao, Y., Gleeson, T., Nicot, J. P., Luo, X., Zou, Y., & Zheng, C. (2024). The changing nature of groundwater in the global water cycle. *Science*, 383(6686). <https://doi.org/10.1126/SCIENCE.ADF0630/ASSET/591F4577-9C7C-461E-9093-88585928E76D/ASSETS/IMAGES/LARGE/SCIENCE.ADF0630-FA.JPG>

- La Vigna, F. (2022). Review: Urban groundwater issues and resource management, and their roles in the resilience of cities. *Hydrogeology Journal*, 30(6), 1657–1683. <https://doi.org/10.1007/S10040-022-02517-1>
- Lai, Y., Wang, F., Zhang, Y., Li, S., Wu, P., Ou, P., Fang, Q., Chen, Z., & Duan, Y. (2019). Implementing chemical mass balance model and vulnerability the theories to realize the comprehensive evaluation in an abandoned battery plant. *Science of the Total Environment*, 686, 788–796. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.05.025>
- Leggieri, V., Mastrodonato, G., & Uva, G. (2022). GIS Multisource Data for the Seismic Vulnerability Assessment of Buildings at the Urban Scale. *Buildings*, 12(5). <https://doi.org/10.3390/BUILDINGS12050523>
- Lesser, L. E., Mora, A., Moreau, C., Mahlknecht, J., Hernández-Antonio, A., Ramírez, A. I., & Barrios-Piña, H. (2018). Survey of 218 organic contaminants in groundwater derived from the world’s largest untreated wastewater irrigation system: Mezquital Valley, Mexico. *Chemosphere*, 198, 510–521. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.01.154>
- Li, C., Sun, G., Caldwell, P. V., Cohen, E., Fang, Y., Zhang, Y., Oudin, L., Sanchez, G. M., & Meentemeyer, R. K. (2020). Impacts of Urbanization on Watershed Water Balances Across the Conterminous United States. *Water Resources Research*, 56(7), 1–19. <https://doi.org/10.1029/2019WR026574>
- Li, D., Liang, L., Dong, Q., Wang, R., Xu, T., Qu, L., Wu, Z., Lyu, B., Liu, S., & Chen, Q. (2023). Significant Dynamic Disturbance of Water Environment Quality in Urban Rivers Flowing through Industrial Areas. *Water*, 15(20). <https://doi.org/10.3390/W15203640>
- Liu, B., Li, Y., Hou, R., & Wang, H. (2019). Does Urbanization Improve Industrial Water Consumption Efficiency? *Sustainability*, 11(6), 1787. <https://doi.org/10.3390/SU11061787>
- Liu, L., Bilal, M., Duan, X., & Iqbal, H. M. N. (2019). Mitigation of environmental pollution by genetically engineered bacteria - Current challenges and future perspectives. *The*

Science of the Total Environment, 667, 444–454.
<https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2019.02.390>

Lodwick, W. A., Monson, W., & Svoboda, L. (1990). Attribute error and sensitivity analysis of map operations in geographical information systems: suitability analysis. *International Journal of Geographical Information System*, 4(4), 413–428.
<https://doi.org/10.1080/02693799008941556>

Loya-González, D., López-Serna, D., Alfaro-Barbosa, J. M., López-Reyes, A., González-Rodríguez, H., & Cantú-Silva, I. (2020). Chemical Composition of Bulk Precipitation and Its Toxicity Potential Index in the Metropolitan Area of Monterrey, Northeastern Mexico. *Environments 2020*, Vol. 7, Page 106, 7(12), 106.
<https://doi.org/10.3390/ENVIRONMENTS7120106>

Ma, N., Zhang, Y., & Yang, Y. (2025). Recent Decline in Global Ocean Evaporation Due To Wind Stilling. *Geophysical Research Letters*, 52(4).
<https://doi.org/10.1029/2024GL114256>

Mahlknecht, J., Aguilar-Barajas, I., Farias, P., Knappett, P. S. K., Torres-Martínez, J. A., Hoogesteger, J., Lara, R. H., Ramírez-Mendoza, R. A., & Mora, A. (2023). Hydrochemical controls on arsenic contamination and its health risks in the Comarca Lagunera region (Mexico): Implications of the scientific evidence for public health policy. *Science of The Total Environment*, 857, 159347.
<https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2022.159347>

Mallik, S., Bhowmik, T., Mishra, U., & Paul, N. (2021). Local Scale Groundwater Vulnerability Assessment with an Improved DRASTIC Model. *Natural Resources Research*, 30(3), 2145–2160. <https://doi.org/10.1007/S11053-021-09839-Z>

Manahan, S. E. . (2010). *Water chemistry : green science and technology of nature's most renewable resource*. CRC Press. <https://doi.org/10.1201/b11794>

Marti, E. B. C. (2024). *Topographical, climatic, and Geological controls of groundwater flow in mountain block recharge and groundwater - surface water interaction*. <https://doi.org/10.7764/TESISUC/ING/84992>

- Martínez, G. (2018). Caracterización Geológica del Río Santa Catarina como base para la elaboración de estudios ambientales de contaminación y abastecimiento de agua potable para el área metropolitana de Monterrey (Amm). In *Martínez, Glenda*. Universidad Autónoma de Nuevo León.
- Martínez, J., Munda, G., & O'Neill, J. (1998). Weak comparability of values as a foundation for ecological economics. *Ecological Economics*, 26(3), 277–286. [https://doi.org/10.1016/S0921-8009\(97\)00120-1](https://doi.org/10.1016/S0921-8009(97)00120-1)
- Martínez Zuñiga, J. M., & Pruneda Ávila, N. E. (2024). Evaluate and design public policies to address water supply and quality issues in the water crisis in Monterrey and its metropolitan areas. *Region - Water Conservancy*, 6(2), 35. <https://doi.org/10.32629/RWC.V6I2.1623>
- Mendieta-Mendoza, A., Hanson, R. T., & Renteria-Villalobos, M. (2021). Potential adverse impacts on vulnerability and availability of groundwater from climate-change and land use. *Journal of Hydrology*, 594, 125978. <https://doi.org/10.1016/J.JHYDROL.2021.125978>
- Michalzik, D. (1988). *Trias bis tiefste Unterkreide der nordöstlichsten Sierra Madre Oriental, Mexiko, Fazielle Entwicklung eines passiven Kontinentalrandes: Darmsatdt, Hesse, Alemania*. Universidad Técnica de Darmstadt.
- Michel, C., Baran, N., André, L., Charron, M., & Jouliau, C. (2021). Side Effects of Pesticides and Metabolites in Groundwater: Impact on Denitrification. *Frontiers in Microbiology*, 12. <https://doi.org/10.3389/FMICB.2021.662727/PDF>
- Michigan State University. (1991a). Environmental Health & Safety. *Water Quality Bulletin*, 35. <https://ehs.msu.edu/enviro/whpp/wh-17glossary.html>
- Michigan State University. (1991b, August). *Glossary*. *Water Quality Bulletin*. <https://ehs.msu.edu/enviro/whpp/wh-17glossary.html>
- Miron Baki, A., Ghavami, S. M., Qureshi, S. A. M., & Ghaffari, O. (2024). A three-step modification of the DRASTIC model using spatial multi criteria decision making

- methods to assess groundwater vulnerability. *Groundwater for Sustainable Development*, 26, 101277. <https://doi.org/10.1016/J.GSD.2024.101277>
- Mora, A., Mahlkecht, J., Rosales-Lagarde, L., & Hernández-Antonio, A. (2017). Assessment of major ions and trace elements in groundwater supplied to the Monterrey metropolitan area, Nuevo León, Mexico. *Environ Monit Assess*, 189(394). <https://doi.org/10.1007/s10661-017-6096-y>
- Mousavi, S. Z., Shadman, H. R., Habibi, M., Didandeh, M., Nikzad, A., Golmohammadi, M., Maleki, R., Suwaileh, W. A., Khataee, A., Zargar, M., & Razmjou, A. (2023). Elucidating the Sorption Mechanisms of Environmental Pollutants Using Molecular Simulation. *Industrial & Engineering Chemistry Research*, 62(8), 3373–3393. <https://doi.org/10.1021/ACS.IECR.2C02333>
- Murillo, M. (1986). *Estudio hidrogeoquímico del área metropolitana de Monterrey, N.L.* Universidad Autónoma de Nuevo León.
- Naciones Unidas. (2024). *Informe Mundial de las Naciones Unidas sobre el Desarrollo de los Recursos Hídricos 2024: Agua para la prosperidad y la paz.* www.unesco.org/es/open-
- Navarro, J. (2020, September 9). *Manual de organización, procedimiento, funcionamiento y administración de acueductos (IV).* Iagua. <https://www.iagua.es/blogs/javier-navarro/manual-organizacion-procedimiento-y-funcionamiento-administracion-acueductos-4>
- Nurfahasdi, M., Zega, A. Y., Silalahi, A. M. E., Singh, D. R., Babayev, A., & Aitova, S. (2023). Mapping groundwater vulnerability using drastic method. *E3S Web of Conferences*, 434. <https://doi.org/10.1051/E3SCONF/202343403019>
- Ochoa-Rivero, J. M., Jacquez-Herrera, V., Prieto-Amparán, J. A., Loya-Fierro, O., Ballinas-Casarrubias, L., González-Horta, C., Olmos-Marquez, M. A., & Rocha-Gutiérrez, B. A. (2023). Risk assessment for the distribution and levels of fluoride and nitrate in groundwater in a semi-arid area of northern Mexico. *Groundwater for Sustainable Development*, 23. <https://doi.org/10.1016/J.GSD.2023.101045>

- Oke, S. A., Vermeulen, D., & Gomo, M. (2018). Intrinsic vulnerability assessment of shallow aquifers of the sedimentary basin of southwestern Nigeria. *Jàmbá : Journal of Disaster Risk Studies*, 10(1). <https://doi.org/10.4102/JAMBA.V10I1.333>
- Omeje, E. T., Obiora, D. N., Okeke, F. N., Ibuot, J. C., Ugbor, D. O., & Omeje, V. D. (2023). Investigation of aquifer vulnerability and sensitivity analysis of modified drastic and sintacs models: a case study of Ovogovo Area, Eastern Nigeria. *Acta Geophysica*, 71(5), 2439–2464. <https://doi.org/10.1007/S11600-022-00992-4>
- OMS. (2018). Guías para la calidad del agua de consumo humano. *Organización Mundial de La Salud*, 4, 608. <https://iris.who.int/bitstream/handle/10665/272403/9789243549958-spa.pdf?sequence=1> (accessed 12 September 2024)
- Organización de las Naciones Unidas. (2025). *Agua para todos, agua para la vida. Informe Mundial sobre el Desarrollo de los Recursos Hídricos*. <https://www.un.org/esa/sustdev/sdissues/water/WWDR-spanish-129556s.pdf>
- Pabón, S., Benítez, R., Sarria, R., & Gallo, A. (2020). Water contamination by heavy metals, analysis methods and removal technologies. *Entre Ciencia e Ingeniería*, 14(27), 9–18.
- Pacheco-Treviño, S., Guadalupe, M., & Manzano-Camarillo, F. (2024). *Review of water scarcity assessments: Highlights of Mexico's water situation Science of Water > Water and Environmental Change poverty, rural communities, sustainable development, water scarcity*. <https://doi.org/10.1002/wat2.1721>
- Panahi, G., Mahya, ·, Eskafi, H., Rahimi, H., Faridhosseini, A., & Tang, · Xiaonan. (2021). *Physical-chemical evaluation of groundwater quality in semi-arid areas: case study- Sabzevar plain, Iran*. 7, 99. <https://doi.org/10.1007/s40899-021-00576-y>
- Paswan, A. K., Tiwari, V. M., Agarwal, A., Asoka, A., Rangarajan, R., & Ahmed, S. (2024). Long-term spatiotemporal variation in groundwater recharge in the highly irrigated semi-arid region of India: The intertwined relationship between climate variability and anthropogenic activities. *Groundwater for Sustainable Development*, 25. <https://doi.org/10.1016/J.GSD.2024.101148>

- Patel, P., Mehta, D., & Sharma, N. (2022). A review on the application of the DRASTIC method in the assessment of groundwater vulnerability. *Water Supply*, 22(5), 5190–5205. <https://doi.org/10.2166/WS.2022.126>
- Pérez, M. (2019). *HIDROGEOQUÍMICA DE LAS AGUAS SUBTERRÁNEAS POR CONTAMINACIÓN INDUSTRIAL Y SU IMPACTO EN LAS CIMENTACIONES DE LOS EDIFICIOS UNIVERSITARIOS*. Facultad de Ingeniería Civil, UANL.México.
- Pérez, M. (2022). *Evolución de contaminantes en aguas subterráneas y su impacto sobre edificaciones universitarias (hidrogeoquímica e hidrogeología)*. Universidad Autónoma de Nuevo León.
- Pham, T. T., Mai, T. D., Pham, T. D., Hoang, M. T., Nguyen, M. K., & Pham, T. T. (2016). Industrial water mass balance as a tool for water management in industrial parks. *Water Resources and Industry*, 13, 14–21. <https://doi.org/10.1016/J.WRI.2016.04.001>
- Priyan, K. (2021). Issues and Challenges of Groundwater and Surface Water Management in Semi-Arid Regions. *Groundwater Resources Development and Planning in the Semi-Arid Region*, 1–17. https://doi.org/10.1007/978-3-030-68124-1_1
- Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente. (2021). *Progresos en la calidad de las aguas ambientales*. www.sdg6monitoring.org
- PUREAQUA. (2024). *Ósmosis Inversa, Tratamiento de Agua y Sistemas de Filtración*. <https://es.pureaqua.com/>
- Rahman, A. (2008). A GIS based DRASTIC model for assessing groundwater vulnerability in shallow aquifer in Aligarh, India. *Applied Geography*, 28(1), 32–53. <https://doi.org/10.1016/J.APGEOG.2007.07.008>
- Rajput, H., Goyal, R., & Brighu, U. (2020). Modification and optimization of DRASTIC model for groundwater vulnerability and contamination risk assessment for Bhiwadi region of Rajasthan, India. *Environmental Earth Sciences*, 79(6). <https://doi.org/10.1007/s12665-020-8874-z>
- Ramalingam, S., Panneerselvam, B., Shunmuga, ., & Kaliappan, P. (2022). Effect of high nitrate contamination of groundwater on human health and water quality index in semi-

- arid region, South India. *Arabian Journal of Geosciences*, 15, 242. <https://doi.org/10.1007/s12517-022-09553-x>
- Ramos, E., Bux, R. K., Medina, D. I., Barrios-Piña, H., & Mahlknecht, J. (2023). Spatial and Multivariate Statistical Analyses of Human Health Risk Associated with the Consumption of Heavy Metals in Groundwater of Monterrey Metropolitan Area, Mexico. *Water (Switzerland)*, 15(6). <https://doi.org/10.3390/w15061243>
- Rehman, W., Zeb, A., Noor, N., & Nawaz, M. (2008). Heavy metal pollution assessment in various industries of Pakistan. *Environmental Geology*, 55(2), 353–358. <https://doi.org/10.1007/s00254-007-0980-7>
- Rehman, Z., Khan, N., Ul Haq, F., Ahmad, I., & Raheem, A. (2024). Evaluation of groundwater vulnerability in the Rachna Doab using a modified DRASTIC model: a comparative analysis. *International Journal of Environmental Science and Technology*, 21(9), 6459–6480. <https://doi.org/10.1007/s13762-024-05465-3>
- Ribeiro, L., Pindo, J. C., & Dominguez-Granda, L. (2017). Assessment of groundwater vulnerability in the Daule aquifer, Ecuador, using the susceptibility index method. *Science of The Total Environment*, 574, 1674–1683. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2016.09.004>
- Ríos-Sánchez, K. I., Chamizo-Checa, S., Galindo-Castillo, E., Acevedo-Sandoval, O. A., González-Ramírez, C. A., Hernández-Flores, M. de la L., & Otazo-Sánchez, E. M. (2024). The Groundwater Management in the Mexico Megacity Peri-Urban Interface. *Sustainability*, 16(11). <https://doi.org/10.3390/SU16114801>
- Rizka, M. (2018). Comparative studies of groundwater vulnerability assessment. *Earth and Environmental Science*, 118, 1755–1315. <https://doi.org/10.1088/1755-1315/118/1/012018>
- Rodríguez, A. (2021, July 6). *Presa Cerro Prieto presenta el nivel más bajo de agua en la historia _ ABC Noticias*. ABC Noticias. <https://abcnoticias.mx/local/2021/7/6/presa-cerro-prieto-presenta-el-nivel-mas-bajo-de-agua-en-la-historia--142197.html>

- Rodríguez, E. M. (2005). Errores frecuentes en la interpretación del coeficiente de determinación lineal. *Anuario Jurídico y Económico Escurialense*, 38(1133–3677), 315–331.
- Rodríguez, J. (2009). Parámetros fisicoquímicos de dureza total en calcio y magnesio, pH, conductividad y temperatura del agua potable analizados en conjunto con las Asociaciones Administradoras del Acueducto, (ASADAS), de cada distrito de Grecia, cantón de Alajuela, noviembre. *Revista Pensamiento Actual (San José)*, 9(12), 125–134.
- Rodríguez, M. (2007). *Frecuencias dominantes para la zona centro de la Cd. De Monterrey, N.L., a partir de mediciones de vibración sísmica ambiental*. Universidad Autónoma de Nuevo León.
- Roy, A., Sharma, A., Yadav, S., Jule, L. T., & Krishnaraj, R. (2021). Nanomaterials for Remediation of Environmental Pollutants. *Bioinorganic Chemistry and Applications*, 2021. <https://doi.org/10.1155/2021/1764647>
- Samal, P., Mohanty, A. K., Khaoash, S., Mishra, P., & Ramaswamy, K. (2024). Health risk assessment and hydrogeochemical modelling of groundwater due to heavy metals contaminants at Basundhara coal mining region, India. *International Journal of Environmental Analytical Chemistry*, 104(4), 735–754. <https://doi.org/10.1080/03067319.2021.2023511>
- Samboni, N., Carvajal, Y., & Escobar, C. (2007a). Revisión de parámetros fisicoquímicos como indicadores de calidad y contaminación del agua. *Ingeniería e Investigación*, 27.
- Samboni, N., Carvajal, Y., & Escobar, C. (2007b). Revisión de parámetros fisicoquímicos como indicadores de calidad y contaminación del agua. *Ingeniería e Investigación*, 27. http://www.scielo.org.co/scielo.php?script=sci_arttext&pid=s0120-56092007000300019
- Sanad, H., Moussadek, R., Dakak, H., Zouahri, A., Oueld Lhaj, M., & Mouhir, L. (2024). Ecological and Health Risk Assessment of Heavy Metals in Groundwater within an Agricultural Ecosystem Using GIS and Multivariate Statistical Analysis (MSA): A Case Study of the Mnasra Region, Gharb Plain, Morocco. *Water*, 16(17). <https://doi.org/10.3390/W16172417>

- Saravanan, A., Kumar, P. S., Vo, D. V. N., Jeevanantham, S., Karishma, S., & Yaashikaa, P. R. (2021). A review on catalytic-enzyme degradation of toxic environmental pollutants: Microbial enzymes. *Journal of Hazardous Materials*, 419. <https://doi.org/10.1016/J.JHAZMAT.2021.126451>
- Sarker, B., N. Keya, K., I. Mahir, F., M. Nahiun, K., Shahida, S., & A. Khan, R. (2021). Surface and Ground Water Pollution: Causes and Effects of Urbanization and Industrialization in South Asia. *Scientific Review*, 73, 32–41. <https://doi.org/10.32861/SR.73.32.41>
- Scanlon, B. R., Fakhreddine, S., Rateb, A., de Graaf, I., Famiglietti, J., Gleeson, T., Grafton, R. Q., Jobbagy, E., Kebede, S., Kolusu, S. R., Konikow, L. F., Long, D., Mekonnen, M., Schmied, H. M., Mukherjee, A., MacDonald, A., Reedy, R. C., Shamsudduha, M., Simmons, C. T., ... Zheng, C. (2023). Global water resources and the role of groundwater in a resilient water future. *Nature Reviews Earth & Environment*, 4(2), 87–101. <https://doi.org/10.1038/S43017-022-00378-6>
- Secretaría de Salud. (2021). *NORMA Oficial Mexicana NOM-127-SSA1-2021, Agua para uso y consumo humano. Límites permisibles de la calidad del agua*. Secretaría de Salud.
- Serra, J., Do, M., Cameira, R., Cordovil, M. D. S., Hutchings, N. J., & Virgílio Cruz, J. (2021). *Development of a groundwater contamination index based on the agricultural hazard and aquifer vulnerability: Application to Portugal*. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.145032>
- Servicio Geológico Mexicano. (2017). *Hidrogeología*. https://www.sgm.gob.mx/Web/MuseoVirtual/Aplicaciones_geologicas/Hidrogeologia.html
- Servicio Geológico Mexicano. (2021). *Hidrogeología*. <https://www.gob.mx/sgm/acciones-y-programas/programa-de-hidrogeologia>
- Servicios de Agua y Drenaje de Monterrey. (2023). *Procesos de Operación y Distribución*. SAYDM, Dirección de Operaciones. https://www.sadm.gob.mx/SADM/index.jsp?id_html=operaciones#s_fuentes.

- Shirazi, S. M., Imran, H. M., & Akib, S. (2012). GIS-based DRASTIC method for groundwater vulnerability assessment: a review. *Journal of Risk Research*, 15(8), 991–1011. <https://doi.org/10.1080/13669877.2012.686053>
- Shrestha, S., Semkuyu, D. J., & Pandey, V. P. (2016). Assessment of groundwater vulnerability and risk to pollution in Kathmandu Valley, Nepal. *Science of The Total Environment*, 556, 23–35. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2016.03.021>
- Singh, C. K., Rina, K., Singh, R. P., & Mukherjee, S. (2014). Geochemical characterization and heavy metal contamination of groundwater in Satluj River Basin. *Environmental Earth Sciences*, 71(1), 201–216. <https://doi.org/10.1007/S12665-013-2424-X>
- Singh, P. K., Kumar, U., Kumar, I., Dwivedi, A., Singh, P., Mishra, S., Seth, C. S., & Sharma, R. K. (2024). Critical review on toxic contaminants in surface water ecosystem: sources, monitoring, and its impact on human health. *Environmental Science and Pollution Research* 2024 31:45, 31(45), 56428–56462. <https://doi.org/10.1007/S11356-024-34932-0>
- Sisto, N. P., Ramírez, A. I., Aguilar-Barajas, I., & Magaña-Rueda, V. (2016). Climate threats, water supply vulnerability and the risk of a water crisis in the Monterrey Metropolitan Area (Northeastern Mexico). *Physics and Chemistry of the Earth*, 91, 2–9. <https://doi.org/10.1016/j.pce.2015.08.015>
- Snoeyink, V., & Jenkins, D. (1980). *Química del agua*. Editorial Limusa : Noriega Editores. https://books.google.com/books/about/Qu%C3%ADmica_del_agua.html?hl=es&id=VY33PQAACAAJ
- Soyaslan, İ. İ. (2020). Assessment of groundwater vulnerability using modified DRASTIC-Analytical Hierarchy Process model in Bucak Basin, Turkey. *Arabian Journal of Geosciences*. <https://doi.org/10.1007/s12517-020-06101-3/Published>
- Tang, L., Yao, R., Zhang, Y., Ding, W., Wang, J., Kang, J., Liu, G., Zhang, W., & Li, X. (2023). Hydrochemical analysis and groundwater suitability for drinking and irrigation in an arid agricultural area of the Northwest China. *Journal of Contaminant Hydrology*, 259, 104256. <https://doi.org/10.1016/J.JCONHYD.2023.104256>

- Tarbuck, E., & Lutgens, F. (2005). *Ciencias de la Tierra* (Vol. 1). Pearson-Prentice-Hall.
- Thirumalaivasan, D., Karmegam, M., & Venugopal, K. (2003). AHP-DRASTIC: software for specific aquifer vulnerability assessment using DRASTIC model and GIS. *Environ. Model. Softw.*, *18*(7), 645–656. [https://doi.org/10.1016/S1364-8152\(03\)00051-3](https://doi.org/10.1016/S1364-8152(03)00051-3)
- Tian, Y., Zheng, T., Wu, B., Wu, X., Liu, J., & Zheng, C. (2014). Modeling surface water-groundwater interaction in arid and semi-arid regions with intensive agriculture - Consensus. *Environ. Model. Softw.*, *63*, 170–184. <https://consensus.app/papers/modeling-surface-watergroundwater-interaction-in-arid-tian-zheng/0ea0f884c7f9564fa0a5797de963e982/>
- UNESCO. (2003). *Informe de las Naciones Unidas sobre el desarrollo de los recursos hídricos en el mundo: guía para todos agua para la vida*. https://unesdoc.unesco.org/ark:/48223/pf0000129556_spa
- Vasanthavigar, M., Srinivasamoorthy, K., & Prasanna, M. V. (2011). Evaluation of groundwater suitability for domestic, irrigational, and industrial purposes: a case study from Thirumanimuttar river basin, Tamilnadu, India. *Environmental Monitoring and Assessment*, *184*(1), 405–420. <https://doi.org/10.1007/S10661-011-1977-Y>
- Verma, A. (2005). Water Pollution. *Basic Concepts in Environmental Biotechnology*. <https://doi.org/10.1002/0471740039.VEC2666>
- Verma, J. P., & Jaiswal, D. K. (2016). Book Review: Advances in Biodegradation and Bioremediation of Industrial Waste. *Frontiers in Microbiology*, *6*. <https://doi.org/10.3389/FMICB.2015.01555>
- Wachniew, P., Zurek, A. J., Stumpp, C., Gemitzi, A., Gargini, A., Filippini, M., Rozanski, K., Meeks, J., Kværner, J., & Witczak, S. (2016). Toward operational methods for the assessment of intrinsic groundwater vulnerability: A review. [Http://Dx.Doi.Org/10.1080/10643389.2016.1160816](http://Dx.Doi.Org/10.1080/10643389.2016.1160816), *46*(9), 827–884. <https://doi.org/10.1080/10643389.2016.1160816>
- Werner, J. (1996). *Introducción a la hidrogeología* (Universidad Autónoma de Nuevo León, Ed.; primera). Facultad de Ciencias de la Tierra.

- World Resources Institute. (2025). *WRI México*. WRI. <https://www.wri.org/latin-america/wri-mexico>
- Zedadra, O., Guerrieri, A., Jouandeau, N., Seridi, H., Fortino, G., Spezzano, G., Pradhan-Salike, I., Raj Pokharel, J., The Commissioner of Law, Freni, G., La Loggia, G., Notaro, V., McGuire, T. J., Sjoquist, D. L., Longley, P., Batty, M., Chin, N., McNulty, J., TVERSK, K. A. A., ... Thesis, A. (2019). No 主観的健康感を中心とした在宅高齢者における健康関連指標に関する共分散構造分析Title. *Sustainability (Switzerland)*, *11*(1), 1–14.
- Zhang, X., Jiao, J. J., & Guo, W. (2022). How Does Topography Control Topography-Driven Groundwater Flow? *Geophysical Research Letters*, *49*(20). <https://doi.org/10.1029/2022GL101005>
- Серебряков, О., Serebryakov, O., Ушивцева, Л., Ushvtseva, L., Жигульская, О., Zhigul'skaya, O., Серебряков, А. О., & Serebryakov, A. (2019). Hydrogeology. *Earth Science for Civil and Environmental Engineers*, 247–274. <https://doi.org/10.1017/9781139046336.016>

8. ANEXOS

Registro de mediciones en campo durante la presente investigación.

		Elaboración propia, 2023 y 2024				Elaboración propia, 2022					Elaboración propia, 2021					Elaboración propia, 2020.				De León Rodríguez, 2019.						Padilla Morín, et al., 2018.	García González, 2017.									
POZOS	PARÁMETRO	MEDICIÓN (21/05/2024)	MEDICIÓN (04/10/2023)	MEDICIÓN (22/05/2023)	MEDICIÓN (08/02/2023)	MEDICIÓN (08/11/2022)	MEDICIÓN (9/09/2022)	MEDICIÓN (16/07/2022)	MEDICIÓN (15/05/2022)	MEDICIÓN (17/03/2022)	MEDICIÓN (02/10/2021)	MEDICIÓN (14/09/2021)	MUESTREO 2 (21/06/2021)	MEDICIÓN (28/05/2021)	MUESTREO 1 (26/01/2021)	MEDICIÓN (27/11/20)	HURACÁN HANNA (31/07/2020)	TORMENTA FERNANDO (06/09/2019)	MUESTREO LICENCIATURA	Mayo 2019 ORDINARIO (15/05/2019)	Marzo 2019 (ordinario) 24/03/2019	Marzo 2019 ORDINARIO (15/03/2019)	Febrero 2019 SEQUÍA (04/02/2019)	Diciembre 2018 SEQUÍA (16/12/18)	Agosto 2018 (sequía) 17/08/2018	Mayo del 2018	Mayo del 2017	Febrero del 2017	Julio de 2016	Mayo del 2016						
WAU-1 INSTITUTO	T° (°C)	25.7	25.7	25.7	25.5	25.5	25.6	25.6	25.8	25.6	25.4	25.7	25.4	25.4	25.5	25.5	25.4	25.3																		
	COND. (μS/cm)	1300	1420	1434	1498	1512	1354	1399	5644	5834	5800	5776	5784	5768	5953	6012	5002	5919	5917													1683				
	NF. (M)	15.5	15.96	15.77	15.69	15.54	15.67	15.38	15.69	15.46	15.18	15.18	15.98	15.23	14.76	14.6	13.24	14.7	15.04	15	15.01	15.04	14.87	14.51	14.93					14.98	14.82	14.93	15			
WAU-2 HIDRÁULICA	T° (°C)	25.7	25.7	25.6	25.4	25.4	25.5	25.5	25.5	25.4	25.4	25.4	25.4	25.4	25.4	25.4	25.5	25.5														25.4				
	COND. (μS/cm)	1391	1519	1502	1560	1565	5889	5920	5793	5854	5866	5832	5840	5786	5992	5740	5330	5955														1453				
	NF. (M)	16.44	16.92	16.82	16.64	16.5	16.58	17.08	16.66	16.47	16.15	16.15	17	16.26	15.98	15.98	14.61	15.29		16.27	16.3	16.29	16.25	15.64	16.07					16.27	16.06	15.85	16.07	16.42		
WAU-3 NORIA	T° (°C)										25.4	25.4	25.4	25.3	25	25.1	25.8	25.3														25.3				
	COND. (μS/cm)										5582	5598	5608	5598	5684	5706	5001	5609	5680													1113	1238			
	NF. (M)										15.82	15.8	15.69	15.95	15.38	15.3	13.89	14.83	15.61	15.57	15.6	15.61	15.52	15.3	15.53					15.52	15.52	15.37	15.53	15.64		
WAU-4 RECTORIA	T° (°C)	25.4	25.4	25.3	25.1				25.3	25.4	25.4	25.4	25.4	25.4	25.3	25.3	25.3	25.3															25.4			
	COND. (μS/cm)	941	1028	1009	1010				918				5499	5519	5519	5529	5520	5571	5571	5568	5562	5603											892	902		
	NF. (M)	14.28	14.7	14.47	14.47				14.21				13.25	13.05	13	12.91	13.13	12.89	12.84	12.3	12.73	12.45	12.18	12.21	12.3	12.27	11.92	12.2			12.85	12.88	12.73	12.92	12.97	
WAU-5 ESTADIO	T° (°C)	24.8	24.9	24.9	24.5	24.7	24.8	25	24.8	25	24.8	25	24.9	24.8	24.8	24.8	24.9	24.9																24.9		
	COND. (μS/cm)	812	863	829	840	823	812	811	5462	5469	5476	5478	5482	5472	5516	5507	5533	1358	1296															816	819	
	NF. (M)	16.2	16.67	16.08	15.06	15.88	16.36	16.41	16.08	16.83	15.51	15.43	15.23	15.28	14.62	14.46	14.24	14.55	15.08	14.36	15.08	15.08	14.82	14.35	13.93	14.4					14.47	14.76	14.52	14.71	14.9	
WAU-6 CASA BLANCA	T° (°C)	25.6	25.7		25.4	25.6		26	25.4	25.4	12.76	25.3	25.3	25.1	25.3	25	27.1	25.4																	25.3	
	COND. (μS/cm)	1377	1505		1339	1278		1245	5698	5645	5586	5578	5577	5565	5626	5635	5644	5654	5559																979	987
	NF. (M)	13.54	13.94		13.35	13.08		13.73	13.35	13.01	12.76	12.72	12.58	12.64	12.31	12.33	12.25	12.17	12.3	12.46	12.45	12.45	12.41	12.36	12.41	12.35							12.35	12.42	12.34	12.36
WAU-7 FIC	T° (°C)	25.2	25.3	25.1	25	25	25.1	25.1	25.1	25.1	25	25.1	25.1	25	25																					
	COND. (μS/cm)	1059	1158	1091	1085	1102	1049	1035	5564	5558	5554	5553	5560	5549	5590																					
	NF. (M)	13.1	13.49	13.07	13.04	12.84	13.3	13.43	13.15	12.8	12.45	12.46	12.36	12.48	12.27																					

Análisis de sensibilidad

WAU-1									
parámetro	Profundidad al agua (D)	Recarga neta (R)	Tipo de medio acuífero (A)	Tipo de suelo (S)	Topografía (T)	Impacto de la zona vadosa (I)	Conductividad hidráulica (C)	Mapeo de fuentes de contaminación (P)	Manejo de recursos hídricos (M)
Índice Original	289	289	289	289	289	289	289	289	289
Índice con Cambio	254	277	265	271	279	259	259	229	219
Diferencia Absoluta	35	12	24	18	10	30	30	60	70
Diferencia Relativa	0.1250	0.8699	0.3508	0.6103	0.9564	0.0913	0.0913	1.2063	1.6388

WAU-2									
parámetro	Profundidad al agua (D)	Recarga neta (R)	Tipo de medio acuífero (A)	Tipo de suelo (S)	Topografía (T)	Impacto de la zona vadosa (I)	Conductividad hidráulica (C)	Mapeo de fuentes de contaminación (P)	Manejo de recursos hídricos (M)
Índice Original	289	289	289	289	289	289	289	289	289
Índice con Cambio	254	277	265	271	279	259	259	229	219
Diferencia Absoluta	35	12	24	18	10	30	30	60	70
Diferencia Relativa	0.1250	0.8699	0.3508	0.6103	0.9564	0.0913	0.0913	1.2063	1.6388

WAU-3									
--------------	--	--	--	--	--	--	--	--	--

parámetro	Profundidad al agua (D)	Recarga neta (R)	Tipo de medio acuífero (A)	Tipo de suelo (S)	Topografía (T)	Impacto de la zona vadosa (I)	Conductividad hidráulica (C)	Mapeo de fuentes de contaminación (P)	Manejo de recursos hídricos (M)
Índice Original	284	284	284	284	284	284	284	284	284
Índice con Cambio	249	272	260	264	274	254	254	224	221
Diferencia Absoluta	35	12	24	20	10	30	30	60	63
Diferencia Relativa	0.1516	0.8607	0.3326	0.5086	0.9487	0.0685	0.0685	1.2520	1.3840

WAU-4									
parámetro	Profundidad al agua (D)	Recarga neta (R)	Tipo de medio acuífero (A)	Tipo de suelo (S)	Topografía (T)	Impacto de la zona vadosa (I)	Conductividad hidráulica (C)	Mapeo de fuentes de contaminación (P)	Manejo de recursos hídricos (M)
Índice Original	274	274	274	274	274	274	274	274	274
Índice con Cambio	239.2	262.2	250.2	260.2	264.2	244.2	244.2	225	204.2
Diferencia Absoluta	35	12	24	14	10	30	30	49.2	70
Diferencia Relativa	0.2067	0.8418	0.2948	0.7507	0.9330	0.0213	0.0213	0.8540	1.8022

WAU-5									
parámetro	Profundidad al agua (D)	Recarga neta (R)	Tipo de medio acuífero (A)	Tipo de suelo (S)	Topografía (T)	Impacto de la zona vadosa (I)	Conductividad hidráulica (C)	Mapeo de fuentes de contaminación (P)	Manejo de recursos hídricos (M)

Índice Original	268	268	268	268	268	268	268	268	268
Índice con Cambio	233.2	256.2	244.2	254.2	258.2	238.2	238.2	225	198.2
Diferencia Absoluta	35	12	24	14	10	30	30	43.2	70
Diferencia Relativa	0.2424	0.8296	0.2703	0.7364	0.9228	0.0093	0.0093	0.6245	1.8736

WAU-6									
parámetro	Profundidad al agua (D)	Recarga neta (R)	Tipo de medio acuífero (A)	Tipo de suelo (S)	Topografía (T)	Impacto de la zona vadosa (I)	Conductividad hidráulica (C)	Mapeo de fuentes de contaminación (P)	Manejo de recursos hídricos (M)
Índice Original	271	271	271	271	271	271	271	271	271
Índice con Cambio	236.2	259.2	247.2	257.2	261.2	241.2	241.2	225	201.2
Diferencia Absoluta	35	12	24	14	10	30	30	46.2	70
Diferencia Relativa	0.2243	0.8358	0.2827	0.7436	0.9280	0.0061	0.0061	0.7405	1.8375

WAU-7									
parámetro	Profundidad al agua (D)	Recarga neta (R)	Tipo de medio acuífero (A)	Tipo de suelo (S)	Topografía (T)	Impacto de la zona vadosa (I)	Conductividad hidráulica (C)	Mapeo de fuentes de contaminación (P)	Manejo de recursos hídricos (M)
Índice Original	277	277	277	277	277	277	277	277	277
Índice con Cambio	242.2	265.2	253.2	263.2	267.2	247.2	247.2	225	207.2

Diferencia Absoluta	35	12	24	14	10	30	30	52.2	70
Diferencia Relativa	0.1894	0.8478	0.3066	0.7576	0.9380	0.0361	0.0361	0.9650	1.7677