



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO

PROGRAMA DE POSGRADO EN CIENCIAS DE LA TIERRA

INSTITUTO DE GEOLOGÍA

ESTACIÓN REGIONAL DEL NOROESTE

“EVALUACIÓN DE LA VULNERABILIDAD ACUÍFERA EN UN CONTEXTO MINERO: APLICACIÓN AL ACUÍFERO RÍO SONORA”

T E S I S

**QUE PARA OPTAR POR EL GRADO DE:
MAESTRO EN CIENCIAS DE LA TIERRA**

PRESENTA:

VICTOR DANIEL VIDAÑA GUILLEN

TUTOR PRINCIPAL

**Dra. Denisse Archundia Peralta
ERNO, Instituto de Geología, UNAM**

MIEMBROS DEL COMITÉ TUTOR

**Dr. René Loredó Portales
ERNO, Instituto de Geología, UNAM**

**Dr. José Alberto Búrquez Montijo
ERNO, Instituto de Ecología, UNAM**

HERMOSILLO, SONORA, FEBRERO DE 2021



Universidad Nacional
Autónoma de México



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

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

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

Declaratoria de ética

Declaro conocer el Código de Ética de la Universidad Nacional Autónoma de México, plasmado en la Legislación Universitaria. Con base en las definiciones de integridad y honestidad ahí especificadas, aseguro mediante mi firma al calce que el presente trabajo es original y enteramente de mi autoría. Todas las citas de, o referencias a, la obra de otros autores aparecen debida y adecuadamente señaladas, así como acreditadas mediante los recursos editoriales convencionales.

A handwritten signature in black ink, appearing to read 'Victor Daniel Vidaña Guillen', written in a cursive style.

Victor Daniel Vidaña Guillen

Agradecimientos

En primer lugar, se agradece a la Universidad Nacional Autónoma de México, que a través del Programa de Posgrado en Ciencias de la Tierra y de la Estación Regional del Noroeste me permitieron realizar este proyecto de maestría. De igual forma se agradece al Programa UNAM-PAPIIT IN212720 el cual facilitó la realización de esta investigación.

Se agradece también al personal docente y administrativo de la Estación Regional del Noroeste (UNAM) y del Centro de Geociencias Campus Juriquilla, por su compromiso y dedicación en la formación de investigadores.

Se da un agradecimiento muy especial a la Dra. Denisse Archundia Peralta, Directora de esta tesis, por su paciencia, invaluable dedicación y experiencia transmitida en el desarrollo de este trabajo, también al Dr. José Alberto Búrquez Montijo y al Dr. René Loredo Portales por formar parte de mi comité tutorial y por sus invaluable consejos y sugerencias para la elaboración de esta tesis.

Se agradece al Jurado Examinador formado por la Dra. Denisse Archundia Peralta, el Dr. José Alberto Búrquez Montijo, la Dra. Blanca González Méndez, el Dr. Rafael del Río Salas y al Dr. Francisco Martín Romero, quienes aportaron importantes sugerencias y correcciones las cuales me sirvieron para mejorar la calidad de esta tesis y obtener el grado de Maestría.

Por último, se agradece a Juan Alexis Valenzuela Munguia por su paciencia y sus enseñanzas relacionadas al uso Sistemas de Información Geográfica.

Índice

| | |
|---|----|
| Capítulo 1: Introducción..... | 13 |
| 1.1. Planteamiento del problema | 14 |
| 1.2. Justificación..... | 16 |
| 1.3. Objetivos | 17 |
| 1.3.1. General | 17 |
| 1.3.2. Específicos..... | 18 |
| 1.4. Hipótesis..... | 18 |
| CAPÍTULO 2: Marco teórico..... | 19 |
| 2.1. Ciclo del agua..... | 19 |
| 2.1.1. Influencia de la zona vadosa en el proceso de infiltración del agua..... | 20 |
| 2.1.2. Infiltración del agua y recarga acuífera | 23 |
| 2.1.3. Zona saturada y movimiento del agua..... | 24 |
| 2.2. Contaminación del agua subterránea con metales pesados | 27 |
| 2.2.1. Metales pesados y fuentes | 27 |
| 2.2.1.1. Minería y contaminación por metales pesados..... | 28 |
| 2.2.3. Movilidad y solubilidad de metales pesados | 31 |
| 2.3. Mecanismos de transporte de contaminantes | 35 |
| 2.3.1. Mecanismos físicos | 36 |
| 2.3.2. Mecanismos químicos | 40 |
| 2.4. Vulnerabilidad acuífera | 42 |
| 2.4.1. Factores que influyen en la vulnerabilidad..... | 43 |
| 2.4.2. Métodos de estudio o cuantificación de la vulnerabilidad acuífera..... | 44 |
| 2.4.2.1. Métodos Paramétricos | 45 |
| Capítulo 3: Área de estudio | 55 |
| 3.1. Localización | 55 |
| 3.2. Hidrografía | 56 |

| | |
|---|----|
| 3.3. Hidrología subterránea | 56 |
| 3.4. Geomorfología..... | 58 |
| 3.5. Marco Geológico..... | 58 |
| 3.5.1. Precámbrico..... | 58 |
| 3.5.2. Paleozoico | 59 |
| 3.5.3. Mesozoico | 59 |
| 3.5.4. Cenozoico..... | 59 |
| 3.6. Uso de Suelo..... | 61 |
| 3.7. Situación administrativa y aprovechamiento del agua | 62 |
| 3.8. Fondo geoquímico natural en la zona de estudio | 63 |
| 3.9. Situación minera..... | 65 |
| Capítulo 4: Materiales y Métodos | 70 |
| 4.1. Evaluación de la vulnerabilidad intrínseca del acuífero Río Sonora..... | 70 |
| 4.1.1. Profundidad (D)..... | 70 |
| 4.1.2. Recarga neta (R)..... | 71 |
| 4.1.3. Litología del acuífero (A)..... | 73 |
| 4.1.4. Suelo (S)..... | 74 |
| 4.1.5. Topografía (T) | 75 |
| 4.1.6. Impacto de la zona vadosa (I)..... | 76 |
| 4.1.7. Conductividad hidráulica (C) | 77 |
| 4.1.8. Cálculo del índice DRASTIC..... | 79 |
| 4.2. Evaluación de la vulnerabilidad del acuífero Río Sonora a una contaminación metálica | 79 |
| 4.2.1. Detección de fuentes de contaminación metálica por medio de teledetección y SIG | 79 |
| 4.2.1.1. Selección y procesamiento de imágenes satelitales..... | 79 |
| 4.2.1.2. Identificación de fuentes potenciales de contaminación metálica..... | 82 |
| 4.2.2. DRASTIC Modificado | 85 |

| | |
|---|-----|
| 4.2.2.1. Integración de las fuentes potenciales de contaminación metálica a la capa de uso de suelo y vegetación..... | 85 |
| 4.2.2.2. Cálculo del índice DRASTIC modificado..... | 88 |
| 4.3. Comparación entre los resultados del índice DRASTIC y DRASTIC modificado..... | 89 |
| 4.4. Validación de los resultados obtenidos | 89 |
| 4.4.1. Análisis de sensibilidad | 89 |
| 4.4.1.1. Análisis de eliminación de mapas | 90 |
| 4.4.2. Correlación entre los índices generados y concentraciones observadas en el acuífero Río Sonora | 91 |
| 4.4.2.1. Coeficientes de determinación (R^2)..... | 92 |
| 4.4.2.2. Correlación de Spearman | 92 |
| Capítulo 5: Resultados y discusión | 94 |
| 5.1. Evaluación de la vulnerabilidad del acuífero Río Sonora por medio del índice DRASTIC | 94 |
| 5.1.1. Profundidad del agua subterránea (D)..... | 94 |
| 5.1.2. Recarga neta (R)..... | 94 |
| 5.1.3. Litología del acuífero (A)..... | 97 |
| 5.1.4. Suelo (S)..... | 97 |
| 5.1.5. Topografía (T) | 99 |
| 5.1.6. Impacto de la zona vadosa (I)..... | 99 |
| 5.1.7. Conductividad hidráulica (C) | 101 |
| 5.1.8. Mapa de vulnerabilidad obtenido a partir del índice DRASTIC | 102 |
| 5.2. Vulnerabilidad del acuífero Río Sonora a una contaminación metálica: DRASTIC modificado .. | 103 |
| 5.2.1. Procesamiento de las imágenes satelitales..... | 103 |
| 5.2.2. Localización de fuentes de contaminación metálica en contexto minero por teledetección ... | 104 |
| 5.2.3. Integración de las fuentes potenciales de contaminación metálica a la capa de uso de suelo y vegetación (L)..... | 111 |
| 5.2.4. Mapa de vulnerabilidad obtenido con Índice DRASTIC modificado | 112 |
| 5.3. Comparación entre los resultados del índice DRASTIC y DRASTIC modificado..... | 114 |

| | |
|--|-----|
| 5.4. Validación | 119 |
| 5.4.1. Resultados del análisis de sensibilidad..... | 119 |
| 5.4.2. Resultados de la correlación de los índices DRASTIC y DRASTIC modificado..... | 120 |
| Capítulo 6: Conclusiones y perspectivas..... | 129 |

Índice de figuras

| | |
|---|----|
| Figura 1. La imagen muestra un modelo básico que explica la escorrentía superficial y la infiltración y movilización de los contaminantes en un medio acuático. Cuando el contaminante llega a la zona saturada se forma una pluma que se mueve en dirección del flujo subterráneo y a su vez disminuye su concentración. Si el agua es contaminada y luego extraída para uso doméstico o de riego puede provocar un riesgo a la salud Modificado de Aller et al. (1985) y Freeze & Cherry (1979). | 16 |
| Figura 2. Procesos que rigen el ciclo hidrológico. Fuente: Narasimhan (2009). | 19 |
| Figura 3. Perfil general idealizado (simulando material homogéneo). Se muestra el índice de saturación en relación con la profundidad desde la superficie hasta el nivel freático. Tomada de Leap (2007)..... | 21 |
| Figura 4. a) Representación de un cuerpo saturado, lo que permite que el agua baje por acción de la gravedad. b) Después de haber drenado suficiente agua se estabiliza el drenaje, pero el cuerpo aún presenta un contenido de agua debido a la capilaridad. A esto se le conoce como capacidad de campo. El agua que se queda adherida a los granos por atracción molecular se le conoce como agua higroscópica (Modificada de Leap, 2007)..... | 22 |
| Figura 5. Efecto de la topografía en flujos de agua subterránea. Modificado de Freeze & Cherry (1979). | 25 |
| Figura 6. Teoría de patrones de flujo y límites de los diferentes sistemas de flujo subterráneo. Modificado de Rivera (2015). | 26 |
| Figura 7. Solubilidad de metales pesados en función del pH y del Eh (en ausencia de materia orgánica disuelta o sólida). Se muestran los compuestos principales que controlan la solubilidad de los metales pesados. Fuente: Bourg & Loch, 1995. | 35 |
| Figura 8. Representación del transporte de un contaminante en donde ocurre únicamente el proceso de advección. Tomada de Sánchez (2017). | 37 |
| Figura 9. Se muestra el proceso de advección combinado con el de difusión. El contaminante se mueve junto con el agua y a la vez se dispersa en la misma. Tomada de Sánchez, 2017. | 38 |
| Figura 10. Esquema de los caminos longitudinales y transversales que sigue la dispersión mecánica. Fuente: Bouwer, (1978). | 39 |
| Figura 11. Configuración de la pluma basada en la entrada de los contaminantes. Fuente: Freeze & Cherry (1979). | 40 |
| Figura 12. Descripción esquemática del índice GOD. Imagen tomada de: Foster & Hirata (1988). | 46 |
| Figura 13. Descripción esquemática del índice DRASTIC. Imagen tomada de Agüero-Valverde & Pujol-Mesalles (2000). | 49 |
| Figura 14. Área de estudio. Acuífero Río Sonora. | 55 |
| Figura 15. Red piezométrica de la zona de estudio. Compuesta por 147 norias y 67 pozos. | 57 |

| | |
|---|-----|
| Figura 16. Mapa litológico de la zona de estudio. Fuente: SGM, Carta Geológico-Minera Cananea H12-5 y Hermosillo H12-8, 1999; INEGI, Conjunto de datos vectoriales Geológicos serie 1. Hermosillo, 1982... | 60 |
| Figura 17. Distribución del Uso de Suelo y Vegetación de la cuenca del Río Sonora. Fuente: INEGI (2016). | 61 |
| Figura 18. Minas dentro del área de estudio. Los puntos rojos representan las minas pequeñas o artesanales. Los puntos azules indican las minas más representativas y con mayor influencia económica. Información obtenida de las cartas Geológico-Mineras 1:50,000 de Arizpe, Banámichi, Baviácora, Santa Ana, Aconchi, Opodepe, Rayón y Ures, publicadas por el Servicio Geológico Mexicano (SGM). | 69 |
| Figura 19. Mosaico de las imágenes satelitales. Consiste en dos imágenes satelitales fusionadas para abarcar en su totalidad el área de estudio..... | 82 |
| Figura 20. Pozos correspondientes a los 28 puntos de muestreo realizado por el Fideicomiso Río Sonora. | 91 |
| Figura 21. Mapa de profundidad del agua subterránea (D)..... | 96 |
| Figura 22. Mapa de recarga (D) | 96 |
| Figura 23. Mapa de litología del acuífero (A)..... | 98 |
| Figura 24. Mapa de textura de suelo (S)..... | 98 |
| Figura 25. Mapa de topografía | 100 |
| Figura 26. Mapa de impacto de la zona vadosa..... | 100 |
| Figura 27. Mapa de conductividad hidráulica | 101 |
| Figura 28. Mapa de vulnerabilidad por el método DRASTIC. | 103 |
| Figura 29. Compuesto de bandas conformado por las bandas 2-3-4. Nótese las diferencias en la coloración de las zonas de vegetación y el contraste que hay con la zona urbana. El círculo rojo indica la presencia del jal minero en San Felipe de Jesús, este fue uno de los puntos de control utilizados para encontrar otras fuentes potenciales de contaminación. | 104 |
| Figura 30. Aplicación del Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada (NDVI) en el área de San Felipe de Jesús. Las zonas con escasa vegetación se muestran en color rojizo..... | 105 |
| Figura 31. Identificación de fuentes potenciales de contaminación metálica en los jales de San Felipe de Jesús. | 106 |
| Figura 32. Los puntos rojos muestran la ubicación de las zonas mineras/mineralizadas encontradas con el índice NDVI. | 107 |
| Figura 33. Mapa de uso de suelo y vegetación (L)..... | 112 |
| Figura 34. Mapa de vulnerabilidad del índice DRASTIC con la adición de la capa de uso de suelo y vegetación (L). | 113 |

Figura 35. Mapas a escala 1:800,000. La figura 35a corresponde al mapa de vulnerabilidad generado con el índice DRASTIC original y la 35b corresponde al mapa generado con el índice DRASTIC modificado. Ambos mapas están normalizados. En ambos mapas se muestra un valor de vulnerabilidad que varía de alta (60-80) a muy alta (80-100) en la zona correspondiente al cauce principal del río Sonora. En los costados de la cuenca del mapa 35a se muestra una variación de vulnerabilidad media a alta (40-80) y en el mapa 35b valores de vulnerabilidad media (40-60), estas zonas están caracterizadas por una litología sedimentaria, conformada por conglomerados. En las partes altas los valores de vulnerabilidad entran en un rango de 20-60 (baja a media) en el mapa 35a y de 20-40 (baja) en el mapa 35b. Esto se debe a la litología ígnea (baja permeabilidad) y también una pendiente pronunciada (mayor escurrimiento, por lo tanto, menos infiltración). Fuente: elaboración propia. 116

Figura 36. Comparación entre el mapa de sustracción de los índices y el mapa de la capa de uso de suelo modificado (L)..... 117

Figura 37. Mapa a escala 1:35,000. Aumento de la vulnerabilidad de forma local. A) Se muestra la ubicación del jal y la mina Santa Elena con respecto al pueblo de Banámichi. B) Se muestra el mapa de vulnerabilidad obtenido con el índice DRASTIC modificado, en donde se agrega la capa de uso de suelo y vegetación con las fuentes posibles de contaminantes. Se puede ver en la imagen la influencia que tiene la presencia del jal en la zona. El pueblo de Banámichi se encuentra dentro del cauce del río Sonora, por lo que estas zonas, junto con las áreas de cultivo son altamente vulnerables a la contaminación. por metales pesados. 118

Figura 38. Relaciones entre la concentración y los mapas de vulnerabilidad del acuífero por el índice DRASTIC original y modificado. 121

Figura 39. Relaciones entre las concentraciones y los mapas de vulnerabilidad del acuífero por el índice DRASTIC original y modificado. En ambas correlaciones el coeficiente R^2 muestra valores muy bajos, sin embargo, en las gráficas, correspondientes al Índice DRASTIC modificado (DRASTIC + L), el valor de R^2 muestra una ligera mejoría. Especialmente para el caso del Zn. Por otra parte, a pesar de la mejoría en el valor de R^2 en el Cu, ambos resultados son demasiado pequeños..... 122

Figura 40. Gráficas Q-Q. Los ejes X e Y corresponden a cuantiles teóricos contra concentración (mg/l), respectivamente. 124

Índice de tablas

| | |
|--|-----|
| Tabla 1. Categorías de vulnerabilidad del método GOD, según Foster & Hirata (1988)..... | 47 |
| Tabla 2. Valores aplicados al índice EPIK..... | 47 |
| Tabla 3. Grados e índices de Vulnerabilidad del acuífero kárstico – método EPIK (Doerfliger, 1997). | 48 |
| Tabla 4. Valoración del índice DRASTIC y valores de ponderación para los parámetros hidrogeológicos. Tomada de Aller et al. (1985) | 51 |
| Tabla 5. Comparación de los valores de ponderación para los parámetros hidrogeológicos del índice DRASTIC tradicional y pesticida (Al-Abadi et al., 2017; Aller et al., 1985; Oroji & Karimi, 2018; Saha & Alam, 2014)..... | 53 |
| Tabla 6. Contenido de metales pesados a partir de muestras de sedimentos de arroyo. Fuente: Cartas Geoquímicas del Servicio Geológico Mexicano 17_H12-5 y 18_H12-8, 1997 y 1998, respectivamente. . | 64 |
| Tabla 7. Límites permisibles para metales en sedimentos establecidos por la norma mexicana (NOM) y la guía provisional (ISQG). Valores en PPM..... | 64 |
| Tabla 8. Evaluación del parámetro de profundidad del nivel freático (D) del índice DRASTIC (Aller et al., 1985)..... | 71 |
| Tabla 9. Evaluación del parámetro de recarga neta (R) del índice DRASTIC (Aller et al., 1985) | 73 |
| Tabla 10. Evaluación del parámetro de litología del acuífero usando como base el índice DRASTIC (Aller et al., 1985)..... | 74 |
| Tabla 11. Evaluación del parámetro de tipo de suelo usando como base el índice DRASTIC (Aller et al., 1985)..... | 75 |
| Tabla 12. Evaluación del parámetro de topografía usando como base el índice DRASTIC (Aller et al., 1985). | 76 |
| Tabla 13. Evaluación del parámetro de Impacto de la zona vadosa usando como base el índice DRASTIC (Aller et al., 1985). | 77 |
| Tabla 14. Evaluación del parámetro de Conductividad Hidráulica (C) usando como base el índice DRASTIC (Aller et al., 1985). | 78 |
| Tabla 15. Resolución espacial y espectral de las 13 bandas del satélite SENTINEL 2. | 80 |
| Tabla 16. Puntos de control utilizados y su respectiva descripción. | 83 |
| Tabla 17. Evaluación del parámetro de Uso de Suelo (C). Las clasificaciones se dieron tomando en cuenta el potencial contaminante de cada grupo o si facilita la contaminación. Fuente: Uso del suelo y vegetación, escala 1:250000. INEGI (2016)..... | 88 |
| Tabla 18. Valores máximos y mínimos de las áreas de control. | 105 |
| Tabla 19. Fuentes identificadas con potencial contaminante con metales pesados y su descripción correspondiente. | 108 |

| | |
|--|-----|
| Tabla 20. Resumen estadístico de las capas del índice DRASTIC. | 119 |
| Tabla 21. Resultados del análisis de remoción de capas. | 120 |
| Tabla 22. Valores obtenidos a partir de la prueba estadística de probabilidad de Shapiro-Wilk (SW). ... | 125 |
| Tabla 23. Se muestran los resultados de la correlación de Spearman para los metales Al, Cu, Zn, Mn y Fe con respecto a los valores del índice DRASTIC tradicional y DRASTIC modificado. | 126 |

RESUMEN

La contaminación del agua subterránea por metales puede darse naturalmente cuando existen concentraciones anormales de minerales en superficie o en el propio acuífero. Asimismo, puede ocurrir contaminación antrópica debido a la presencia de actividad minera. Un ejemplo de esto es el acuífero Río Sonora, zona que se caracteriza por tener un historial fuerte de esta actividad, lo cual involucra la presencia de jales y minas abandonadas, minas activas y mineralización natural. Esta tesis presenta la utilización del modelo DRASTIC, el cuál evalúa la vulnerabilidad acuífera utilizando parámetros de profundidad (D), recarga (R), litología del acuífero (A), textura del suelo (S), topografía (T), litología de la zona vadosa (I) y conductividad hidráulica (C). Posteriormente, se modificó el modelo integrando un parámetro extra que corresponde al uso de suelo y vegetación (L), el cual también se modificó para integrar las posibles fuentes de metales pesados (MP) (jales mineros, zonas con actividad minera o zonas con anomalías geoquímicas naturales a cielo abierto) las cuales se localizaron utilizando técnicas de teledetección. Con estas técnicas se identificaron 60 puntos de fuentes con potencial contaminante que corresponden a zonas excavación, remoción o acumulación de material cercanos a minas abandonadas, jales abandonados y zonas mineras.

El modelo DRASTIC original y el modificado se normalizaron para poder compararse bajo los rangos de 0 a 100. El resultado de la vulnerabilidad en ambos métodos varía de alta (60-80) a muy alta (80-100) en la zona del cauce principal del río Sonora y en los costados de la cuenca muestra una variación de vulnerabilidad acuífera baja (20-40) a media (40-60). En general, el mapa del índice DRASTIC modificado resultó con una disminución del área con vulnerabilidad alta en un 81.3% y de 15.4% de la vulnerabilidad muy alta. Esto es bueno ya que ayuda a resaltar las zonas que presentan una vulnerabilidad elevada, ayudando a focalizar y gestionar de mejor manera los recursos de protección.

Se realizó un análisis de sensibilidad mediante la eliminación de mapas que nos permitió conocer la influencia de los parámetros del DRASTIC modificado, dando como resultado el siguiente orden de influencia: D>T>L>S>I>C>R>A. Esto demuestra que la capa agregada de uso de suelo (L) si tiene importancia en el cálculo de DRASTIC modificado. También se calculó la correlación entre los valores de vulnerabilidad de ambos índices con respecto a concentraciones de Al, Cu, Zn, Mn y Fe observados en pozos dentro del sitio de estudio, esto por medio de coeficientes de determinación (R^2), Raíz del Error Cuadrático Medio y por la correlación de Spearman. Los valores de R^2 muestran que en ambos índices la relación entre los valores vulnerabilidad y las

concentraciones de MP es inexistente, presentando valores de $R^2 < 0.1$. En los metales Al, Cu y especialmente en el Zn en el método DRASTIC modificado, existe una pequeña mejora en el valor de R^2 , sin embargo, son valores tan pequeños, se puede decir que no existe una mejora significativa.

Los bajos coeficientes de correlación observados por los distintos métodos se pueden relacionar con varios puntos: este tipo de métodos no pretenden predecir las concentraciones de contaminantes y son más bien utilizados como indicadores de zonas de vulnerabilidad útiles para la construcción de planes de protección y uso de suelo. Por otro lado, no es fácil demostrar correlación entre variables (valor de vulnerabilidad-concentraciones de metales) debido a los múltiples procesos que intervienen en el transporte de metales a través de la zona vadosa o al complejo sistema detrás del comportamiento de los contaminantes en el acuífero.

Capítulo 1: Introducción

El agua subterránea se almacena en formaciones geológicas permeables conocidas como acuíferos. Esta es un recurso valioso para la vida humana y el desarrollo económico, ya que, aunque es una pequeña porción de la totalidad del agua en el planeta, esta representa una fuente importante de agua dulce (Bhuvaneshwaran & Ganesh, 2019). Su disponibilidad se vuelve más crítica en zonas desérticas y semidesérticas, donde las condiciones climáticas se caracterizan por presentar escasas lluvias al año, poco escurrimiento superficial, y a su vez, poca recarga de agua a los acuíferos.

Un caso particular es el del acuífero Río Sonora, que se encuentra en una zona semidesértica y también tiene la particularidad de encontrarse en una zona con importante actividad minera. La minería es una de las actividades que modifica áreas naturales a gran escala debido a la extensa exploración necesaria para encontrar minerales con valor económico. Como consecuencia de la extracción del mineral de interés se generan grandes cantidades de residuos sólidos generados en las operaciones primarias de separación y concentración de minerales conocidos como jales mineros (Dávila-Luna et al., 2018). Estos desechos compuestos de rocas finamente molidas, con potencial de generar drenaje ácido, causan problemas ambientales, ya que son los principales contenedores de metales pesados que posteriormente se ven afectados por la exposición a las condiciones atmosféricas generando escorrentías ricas en sulfatos y otros compuestos químicos. Es este componente de la actividad minera el principal causante de la contaminación en suelo y cuerpos de agua superficial y subterránea (Allan, 1995; Sonter et al., 2014). Así, al fondo natural de elementos posiblemente lixiviables por procesos naturales, de los que es rica la parte alta de la cuenca (Calmus et al., 2018), se añaden los desechos de origen antropogénico como los jales y los residuos de lixiviados que producen las minas.

Los impactos de la actividad minera son de orden social pues afectan el entorno y la salud de los pobladores (Luque et al., 2019). También son ambientales y ecológicos pues afectan la calidad de los recursos, así como, la dinámica ecológica regional a través de los cambios en las poblaciones, las comunidades y los procesos de los ecosistemas cercanos a las minas o a lo largo del cauce de arroyos y ríos. La mayoría de las minas se distinguen por la presencia de vertederos de desechos, presas de relaves, estanques de almacenamiento de agua, caminos de acceso y plataformas de lixiviación en pilas o canteras. Estas características son indicativos comunes de impactos en las áreas circundantes. Algunos de estos impactos son claramente detectables en imágenes aéreas o

satelitales, otros como el transporte y redistribución a lo largo de los ríos son difícilmente detectables (Werner et al., 2019).

Este trabajo busca evaluar la vulnerabilidad en la contaminación por metales pesados causada por la actividad minera en el acuífero de la cuenca media del río Sonora. Para ello se utilizó el índice DRASTIC, el cual es un método generalista que determina la vulnerabilidad de un acuífero a la contaminación utilizando como base las características intrínsecas del medio (Aller et al., 1985). Este método ha sido aplicado exitosamente en muchas condiciones en diversas regiones del mundo (Sener & Davraz, 2013; Saha & Alam, 2014; Bghapour et al., 2016; Ouedraogo et al., 2016; Kozłowski & Sojka, 2019). Además, se realizó una modificación a este método añadiendo al método base un parámetro extra que corresponde a la capa de uso de suelo y vegetación. El parámetro añadido considera específicamente la presencia de fuentes de contaminación metálica incluyendo: jales mineros o residuos a cielo abierto, zonas con mineralización natural expuesta y zonas con actividad minera actual; las cuales se detectaron mediante el uso de técnicas de teledetección basadas en Sistemas de Información Geográfica (SIG). Ya que la palabra vulnerabilidad, adquiere diferentes sentidos en diferentes contextos (van Westen, 2013), en este trabajo, vulnerabilidad se entenderá como "el riesgo potencial de contaminación del acuífero basado en bases de datos existentes al nivel regional utilizando el método DRASTIC"

1.1. Planteamiento del problema

La evaluación de la vulnerabilidad de un acuífero es un reto, pues depende de factores intrínsecos del medio, como, la profundidad del agua subterránea, la litología de la zona no saturada y el acuífero, la recarga, la topografía, la facilidad por la que el agua transita por el subsuelo y el tipo de acuífero (Sener & Davraz, 2013). Existen diversos métodos para evaluar la vulnerabilidad de un acuífero, sin embargo, estos se basan en propiedades muy generales que pueden no incluir factores externos con un importante efecto. Por esta razón, es importante desarrollar métodos que permitan evaluar la vulnerabilidad en relación con contaminantes específicos ya que un acuífero puede ser muy sensible a algunos contaminantes y muy resiliente a otros (Meinardi et al., 1995; Secunda et al., 1998; Lasserrea et al., 1999; Al-Adamat et al., 2003; Lake et al. 2003; Thapinta and Hudak 2003; Zhou et al. 2010 fide Sener & Davraz, 2013).

La contaminación del agua subterránea con metales pesados es de gran importancia ya que es una de las fuentes principales de abastecimiento de agua potable para las poblaciones (Bhuvaneshwaran & Ganesh, 2019; Sener & Davraz, 2013). La contaminación por metales puede

darse naturalmente cuando existen concentraciones anormales de minerales en superficie o en el subsuelo que afectan al propio acuífero. También puede ocurrir por contaminación antrópica, por la liberación y migración hacia el acuífero de contaminantes generados por actividades antropogénicas (Violante et al., 2010). Finalmente, puede ser el producto de ambos procesos.

Uno de los principales contribuyentes a la generación de metales pesados son las industrias mineras. El proceso de extracción del mineral de interés implica la generación de grandes cantidades de residuos de roca, los cuales se desechan comúnmente al aire libre. Estos desechos son conocidos como jales mineros (Allan, 1995). Los procesos de lixiviación en minas o en jales abandonados provocan escorrentías ácidas conocidas como drenaje ácido de mina (DAM). Este se forma como consecuencia de reacciones de oxidación de minerales sulfurosos al ser expuestos a las condiciones climáticas de la superficie (Anawar, 2013; Johnson & Hallberg, 2005). El DAM, al ser un compuesto con una acidez elevada, influye en la dispersión de metales y metaloides a través de las aguas superficiales y subterráneas, y esto puede provocar su acumulación a niveles potencialmente peligrosos (Guzmán et al., 2019).

En general, la remediación o el control de los lixiviados de los jales y las rocas de desecho en tierra o la remediación de vías fluviales contaminadas por los jales mineros se consideran complicados y costosos. En muchos casos, simplemente se evade la normatividad legal. Por estas razones es necesario incorporar medidas de mitigación económicamente sólidas a largo plazo y/o mejorar la toma de decisiones en cuanto a la ubicación o tratamiento de los desechos generados por la minería (Allan, 1995) y las propias extracciones, cuestión en la que la evaluación de la vulnerabilidad acuífera toma importancia.

Este trabajo se centra en la problemática causada por la minería y la presencia de zonas mineralizadas expuestas, las cuales pueden contribuir a la generación de DAM, que a su vez afecta la calidad de las aguas subterráneas. Como estudio de caso, se evaluará la vulnerabilidad del acuífero Río Sonora. Dentro de la zona de estudio se ha practicado la actividad minera de manera histórica, como resultado, hay una gran cantidad de minas y jales abandonados los cuales pueden contribuir como fuente de contaminantes. Además, actualmente se practica minería a gran escala dentro de la región, especialmente en las partes altas de la cuenca (Guzmán et al., 2019).

Los contaminantes provenientes de los jales mineros, zonas de extracción y zonas mineralizadas pueden llegar a afectar al acuífero si estos logran infiltrarse hasta llegar a la zona saturada. Al llegar a este punto, el contaminante se distribuye generalmente formando una pluma

en la dirección del flujo subterráneo y además puede verse afectado por cambios químicos al entrar en contacto con los materiales que componen a la zona vadosa y zona saturada o diluirse durante el trayecto (Fig. 1) (Freeze & Cherry, 1979).

Tomando en cuenta lo mencionado anteriormente y que casi la mitad de la población del estado de Sonora se abastece de agua proveniente del acuífero Río Sonora, es importante determinar si el acuífero es vulnerable a ser contaminado, en este caso, por metales pesados. Por esta razón, en esta tesis se pretende desarrollar un método aplicable a cualquier zona con actividad minera y zonas mineralizadas expuestas, haciendo uso de sistemas de información geográfica (SIG) para localizar zonas con potencial contaminante.

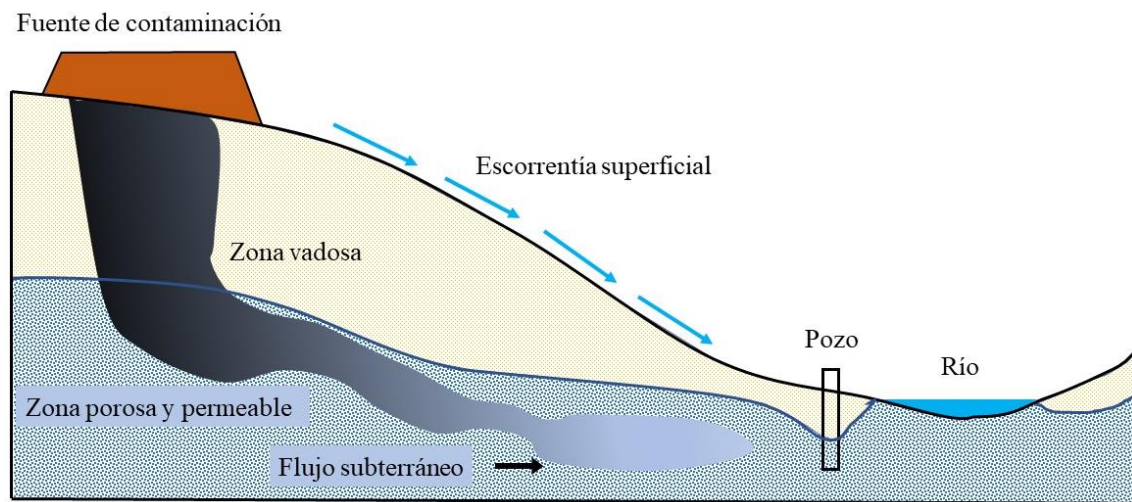


Figura 1. La imagen muestra un modelo básico que explica la escorrentía superficial y la infiltración y movilización de los contaminantes en un medio acuático. Cuando el contaminante llega a la zona saturada se forma una pluma que se mueve en dirección del flujo subterráneo y a su vez disminuye su concentración. Si el agua es contaminada y luego extraída para uso doméstico o de riego puede provocar un riesgo a la salud Modificado de Aller et al. (1985) y Freeze & Cherry (1979).

1.2. Justificación

Los problemas de contaminación de agua subterránea pueden afectar a la población que se abastece de la misma, ya sea incidiendo en la salud o afectando zonas en donde se practiquen actividades económicas de importancia (ej: agricultura y ganadería). Debido a esto, se han creado métodos que ayudan a evaluar la vulnerabilidad acuífera.

El concepto de vulnerabilidad acuífera es una piedra angular en la protección de los recursos subterráneos y el desarrollo de medidas de gestión para preservar su calidad. El evaluar la

vulnerabilidad de un acuífero permite identificar aquellas zonas que son más susceptibles de ser contaminadas, de este modo se facilita implementar estudios más detalladas y llevar a cabo medidas efectivas de protección en las áreas susceptibles a la contaminación (Aydi, 2018).

Existen diferentes métodos para identificar la vulnerabilidad de las aguas subterráneas, entre los más utilizados se encuentran el índice DRASTIC (D - profundidad del agua, R- recarga, A - litología del acuífero, S – tipo de suelo, T - topografía, I – impacto de la zona vadosa, C – conductividad hidráulica), GOD (G – ocurrencia de agua subterránea, O – tipo de acuífero, D – profundidad del nivel freático), AVI (índice de Vulnerabilidad Acuífera), entre otros (Aydi, 2018).

La identificación del método más apropiado depende principalmente de los datos disponibles. Estos métodos omiten algunos criterios como el uso del suelo o la presencia de fuentes específicas de contaminación. Por esta razón, en el caso específico de zonas mineras y contaminación acuífera con metales pesados, es necesario el desarrollo de métodos de evaluación que tomen en cuenta la presencia de fuentes potenciales para así proporcionar mayor objetividad y certidumbre al resultado. Otros métodos son muy intensivos en el uso de datos. Entre ellos se incluyen MODFLOW (MODular Three-dimensional finite-difference groundwater FLOW model), GSFLOW (coupled Ground-water and Surface-water FLOW model), y GWM-2005 (GroundWater Management process for MODFLOW-2005) (Jang et al., 2017), datos que rara vez están disponibles en bases de datos para acuíferos en México.

En este sentido, este trabajo de maestría aporta información acerca de la presencia de zonas que potencialmente participan en la generación de contaminación por metales pesados, gracias a la aplicación de SIG y permite detectar zonas de mayor vulnerabilidad por medio de una modificación al método de vulnerabilidad acuífera DRASTIC, que sí se puede implementar con los datos disponibles en bases de datos locales y regionales de México. Se espera que la información generada sirva como base para la creación de planes para la toma de decisiones en empresas mineras en cuanto a la implementación de estudios de mayor detalle y profundidad, ubicación de zonas de explotación y de manejo de sus desechos, de modo que se logre prevenir la contaminación del agua subterránea.

1.3. Objetivos

1.3.1. General

Sentar las bases para el desarrollo de un método de evaluación de vulnerabilidad acuífera que permita abordar la problemática de los sitios mineros en cuanto a la presencia de zonas

mineralizadas y desechos a cielo abierto que posiblemente inciden en la contaminación de acuíferos por metales pesados, mediante el uso de teledetección y la modificación del índice DRASTIC con base en información proveniente de instituciones oficiales. Se pretende identificar de manera eficiente fuentes de potencial contaminación que afecten la calidad del acuífero, disminuyendo los costos y el trabajo de localización en campo.

1.3.2. Específicos

- Identificar posibles fuentes de metales pesados, incluyendo jales mineros, zonas con mineralización natural y zonas con actividad minera, mediante el uso de herramientas de teledetección.
- Generar un mapa de vulnerabilidad intrínseca del acuífero Río Sonora que servirá para zonificar el riesgo de contaminación acuífera por metales pesados y como base para estudios futuros a detalle.
- Determinar la viabilidad de la información existente sobre el sitio de estudio proveniente de instituciones oficiales (CONAGUA, INEGI, CEA, SEMARNAT) para la evaluación de la vulnerabilidad acuífera.

1.4. Hipótesis

La aplicación de un método de base para el estudio de la vulnerabilidad acuífera complementado con el uso de percepción remota permitirá mejorar la evaluación de la vulnerabilidad acuífera, creando un método que contribuirá eficazmente a la caracterización de la vulnerabilidad de acuíferos en cuanto a la contaminación por metales pesados. Por el contrario, si la distribución espacial de los datos no es lo suficientemente uniforme en el área de estudio o si la resolución de los datos obtenidos por percepción remota no son lo suficientemente detalladas, podría ocurrir que en el método modificado no exista ninguna mejora, por lo tanto, el método original sería más eficaz para caracterizar la vulnerabilidad del acuífero respecto a la contaminación por metales pesados.

Capítulo 2: Marco teórico

2.1. Ciclo del agua

El ciclo del agua se refiere a la circulación continua de agua donde intervienen el océano, la atmósfera y el suelo. El espacio en donde ocurren los procesos del ciclo del agua es conocido como hidrósfera (Zektser & Loaiciga, 1993) y está comprendido por una serie de procesos que describen el movimiento del agua dentro del sistema hidrológico (Fig. 2). (Freeze & Cherry, 1979).

El proceso principal del ciclo hidrológico es la precipitación, que consiste en la condensación del vapor atmosférico que se acumula para luego precipitar en forma de agua o nieve. (Zektser & Loaiciga, 1993, Narasimhan, 2009). Parte de esta agua es interceptada por la vegetación y el resto llega al suelo. El agua que llega al suelo puede formar parte del escurrimiento superficial transportándose por medio del drenaje natural hasta desembocar al océano, lagos o humedales (Zektser & Loaiciga, 1993). Otra porción del agua logra infiltrarse al subsuelo y alcanzar la zona saturada para formar parte del flujo subterráneo, este movimiento es influenciado por la gravedad, pero con la profundidad las capas de tierra disminuyen su permeabilidad y al no poder descender más, el agua se desvía hacia la superficie de la tierra y se descarga en arroyos, lagos, estanques o humedales. Estos componentes del ciclo hidrológico, la atmósfera, el agua superficial y el agua subterránea están relacionados a través de los procesos mencionados en distintas escalas espaciales, variando entre metros a miles de kilómetros y temporales, variando de días a millones de años (Narasimhan, 2009).

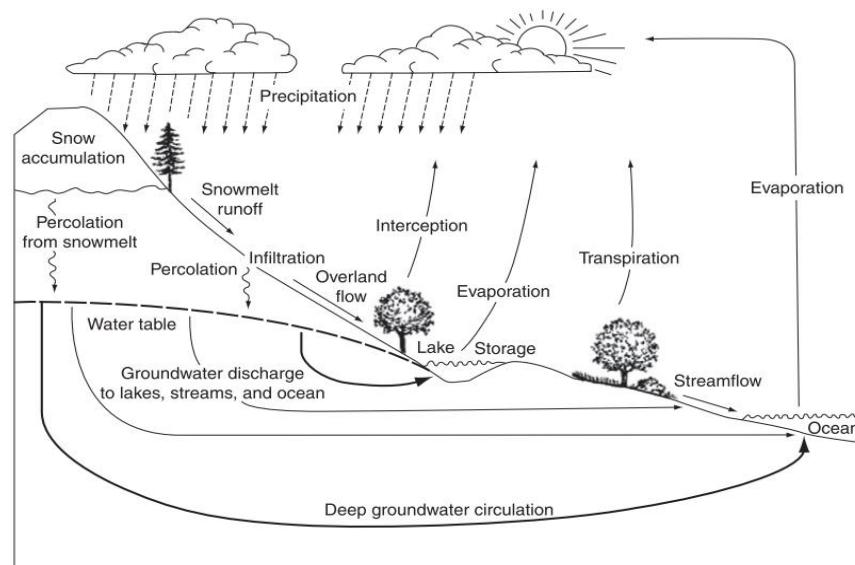


Figura 2. Procesos que rigen el ciclo hidrológico. Fuente: Narasimhan (2009).

2.1.1. Influencia de la zona vadosa en el proceso de infiltración del agua

La zona vadosa es una capa litológica que sirve como conexión hidrológica entre el componente de agua superficial y el componente de agua subterránea (Freeze & Cherry, 1979; Haverkamp, 2007 fide Hopmans, 2011). El término zona no saturada es un nombre poco apropiado ya que la franja que se encuentra encima del agua subterránea se compone de porciones que están saturadas debido a la acción capilar. Por esta razón, algunos autores (Bouwer, 1978) utilizan el término zona vadosa. La zona vadosa es a menudo el factor principal que controla el movimiento del agua desde la superficie terrestre hasta la zona saturada, por lo tanto, afecta fuertemente la tasa de recarga del acuífero (Hopmans, 2011).

Antes de que ocurra la recarga acuífera el agua debe moverse a través de la zona vadosa por medio del proceso de infiltración. Este proceso involucra la entrada de agua presente en la superficie del suelo y está asociada a un flujo vertical descendente a través de la zona no saturada (Freeze & Cherry, 1979; Narasimhan, 2009). Se rige principalmente por la acumulación de agua en la superficie, las condiciones topográficas y por las características litológicas de la zona vadosa (Haverkamp et al., 2007 fide Hopmans, 2011). Esta última puede estar compuesta por material de grano fino disminuyendo la conductividad hidráulica como en el caso de las arcillas, o presentar granos del tamaño de arenas; lo que implica una conductividad hidráulica mayor facilitando el paso del agua. También se puede dar el caso en el que la zona vadosa esté constituida por cuerpos rocosos y que estos se encuentren fracturados, de modo que por estos intersticios pueda infiltrar el agua con mayor facilidad (Aller et al., 1985; Hopmans, 2011).

Otros factores que influyen en el proceso de infiltración dentro de la zona vadosa son en el contenido de humedad y la capilaridad. En la Figura 3 se muestra un perfil general idealizado (simulando material homogéneo) que muestra el índice de saturación en relación con la profundidad desde la superficie hasta el nivel freático. Conforme aumenta la profundidad desde la superficie de la tierra hasta la parte superior de la franja capilar, la relación de saturación en la zona vadosa aumenta de 0 a 100% y permanece así hasta el fondo del acuífero. Es decir, el porcentaje de humedad va en aumento paulatinamente debido al equilibrio dinámico de varias fuerzas y condiciones que ocurren en la zona vadosa: la acción de la capilaridad, la recarga de humedad inicial en la superficie, la fuerza gravitacional, la permeabilidad vertical y la evapotranspiración que ocurre en superficie (Leap, 2007).

Se debe considerar a la humedad como un factor importante al momento de la infiltración, por ejemplo, si el agua entra en contacto con un suelo que se encuentra inicialmente seco, esta no fluirá una distancia significativa hasta que el contenido de agua supere la barrera de la humedad, esta propiedad es conocida como el potencial mátrico del suelo (Leap, 2007; Yadavinder-Singh et al., 2014). Hay que considerar también que la humedad en el suelo no se distribuye de manera uniforme en la zona no saturada, existen variaciones en su distribución tanto en el sentido vertical como en el horizontal debido a los distintos tipos de suelo, el contenido de materia orgánica, la heterogeneidad u homogeneidad del material, es decir, las variaciones en el tamaño de grano y a las tasas de infiltración (Leap, 2007).

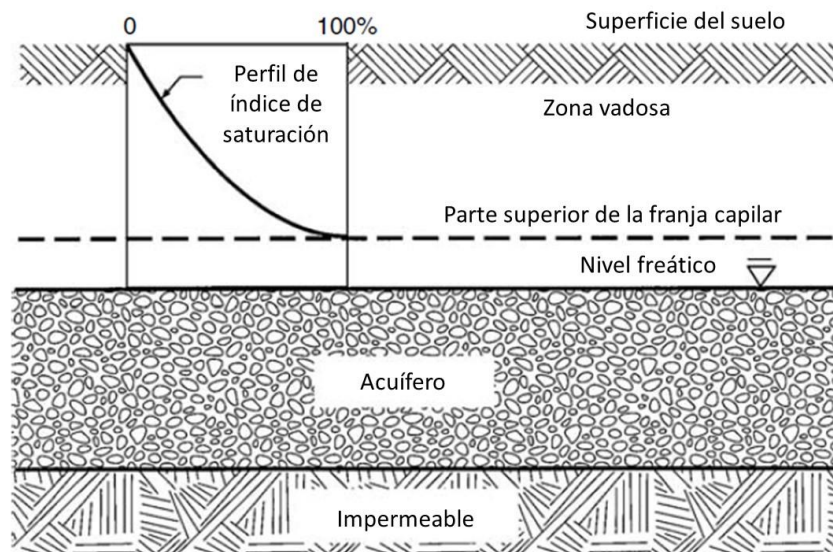


Figura 3. Perfil general idealizado (simulando material homogéneo). Se muestra el índice de saturación en relación con la profundidad desde la superficie hasta el nivel freático. Tomada de Leap (2007).

Para explicar lo anterior hay que entender que en la zona vadosa coexisten tres fases: agua, aire y sólido. El agua moja las superficies de las partículas sólidas y los envuelve mientras que el aire rellena los intersticios. En condiciones cercanas a la saturación, la fase acuosa es continua y puede moverse por acción de la gravedad. Después de que un suelo casi saturado ha drenado por gravedad alcanza lo que se conoce como capacidad de campo (Fig. 4), es decir, el drenaje es tan pequeño que el contenido de agua del suelo se estabiliza. El contenido de humedad en este suelo corresponde a la capacidad de retención; el agua queda retenida en los poros por acción de la capilaridad. Esta adsorción de las moléculas de agua y otros iones (especialmente cationes) está

relacionada al tipo de material, ya sea por la textura del suelo y subsuelo. El agua que queda retenida cercana a la superficie se pierde debido a la acción de la evapotranspiración o de la temperatura. Si la reducción de humedad continúa, el agua mínima que se retendrá existirá como películas delgadas alrededor de los granos y se mantendrá allí mediante fuerzas adhesivas de atracción molecular; esta agua se conoce como agua higroscópica y no está disponible para las plantas (Leap, 2007).

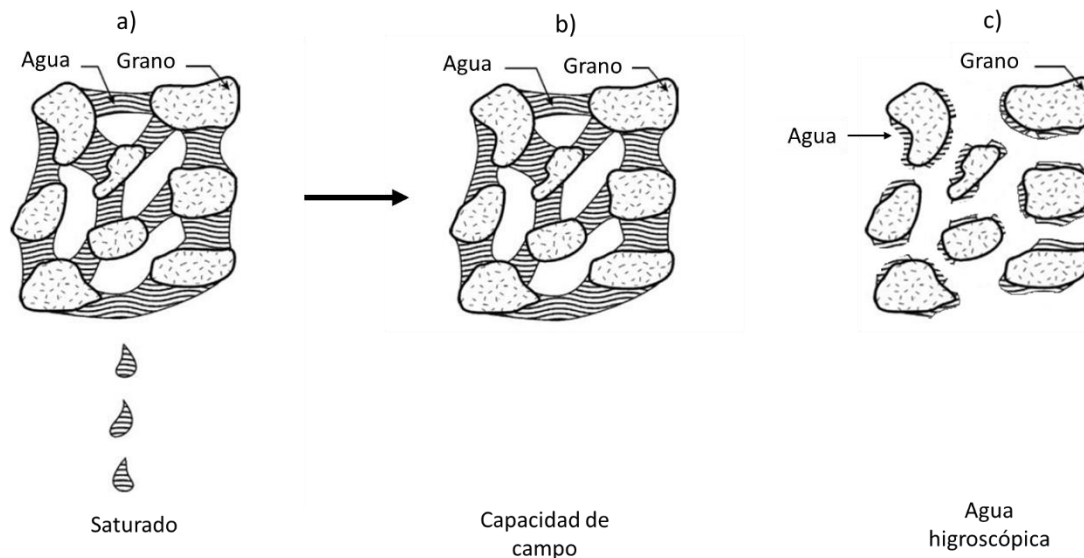


Figura 4. a) Representación de un cuerpo saturado, lo que permite que el agua baje por acción de la gravedad. b) Después de haber drenado suficiente agua se estabiliza el drenaje, pero el cuerpo aún presenta un contenido de agua debido a la capilaridad. A esto se le conoce como capacidad de campo. El agua que se queda adherida a los granos por atracción molecular se le conoce como agua higroscópica (Modificada de Leap, 2007).

El tiempo de residencia es también un factor importante. La humedad del suelo puede perdurar periodos de tiempo que duran entre dos semanas hasta años. Esta tasa es un promedio y depende de una amplia variedad de condiciones, como la permeabilidad, la tasa de infiltración, la vegetación, el gradiente hidráulico y las tasas de extracción antropogénica (Freeze & Cherry, 1979).

La infiltración puede parecer un proceso común y muy simple, pero en realidad es un proceso complicado que depende de muchos factores y propiedades diferentes de la zona vadosa la cual no es homogénea. Además de la duración e intensidad de la precipitación, la estratificación y litología del suelo, la vegetación, la topografía, la capacidad de retención y la conductividad hidráulica, la

infiltración es controlada mediante el contenido de humedad inicial de agua y la capilaridad (Hopmans, 2011).

2.1.2. Infiltración del agua y recarga acuífera

Cuando un fluido entra en contacto con un medio seco y poroso ocurre un proceso de flujo debido a la acción de capilaridad. Si este proceso ocurre en ausencia de gravedad, es decir, un flujo horizontal, entonces es un proceso de sorción, si ocurre bajo la influencia de la fuerza de gravedad se considera como un proceso de infiltración. La entrada de fluido al medio poroso consiste en la invasión total o parcial de los poros o grietas (Assouline, 2013).

La infiltración es el proceso en el que el agua entra al perfil de suelo. Ésta se puede ver afectada por factores como la cantidad disponible de agua en la superficie, el tiempo de contacto entre el agua y el suelo, composición química del suelo y agua, la permeabilidad del perfil del suelo, vegetación, topografía y el clima. En conjunto, estos factores determinan la cantidad de agua que ingresará al subsuelo (Assouline, 2013; Liu et al., 2019).

Cuando el agua logra infiltrar toda la capa que comprende la zona vadosa, llega a la zona saturada, se puede decir entonces que existe recarga (Hopmans, 2011). La recarga de agua subterránea, por lo tanto, es el proceso en el que la infiltración ocurre en mayor medida que la evaporación y evapotranspiración, permitiendo un flujo descendente a través de la zona vadosa hasta llegar a la zona saturada reponiendo el reservorio de agua subterránea (Gee & Hillel, 1988).

No existe recarga si el agua infiltrante no llega hasta el nivel freático, por lo mismo, que se dé la recarga también depende de factores como la dirección del flujo en el proceso de infiltración, estructuras geológicas, litología, porosidad primaria y secundaria, pendiente topográfica, patrones de drenaje y principalmente la profundidad del nivel freático (Mukherjee 1996; Jaiswal et al. 2003 fide Yeh et al., 2009). Por estas propiedades, los mecanismos de infiltración y recarga no siempre son unidimensionales en toda la superficie debido a la variación y combinación de las propiedades hidrológicas del suelo, geomorfología y la cantidad de agua que entra en contacto con el suelo (Freeze & Banner, 1970).

La fuente principal del agua subterránea en zonas naturales es agua meteórica, la cual se acumula y transporta en ríos, canales y lagos (Vega-Granillo et al., 2011). Si existe una entrada continua de agua hacia el subsuelo ocurre un proceso de eliminación de agua de la zona saturada, este es el proceso de descarga, en donde el contenido de agua en la zona saturada aumenta a tal

punto que el nivel freático se eleva y conecta con la superficie logrando que el agua brote y escurra por zonas preferenciales determinadas por el drenaje natural (Freeze & Banner, 1970).

2.1.3. Zona saturada y movimiento del agua

Bajo la zona vadosa, está otra capa en donde todos los poros o cavidades se encuentran totalmente rellenos con agua, esta zona toma el nombre de zona saturada y la división que existe entre la zona vadosa y la zona saturada es llamado nivel freático (Aller et al., 1985; Freeze & Cherry, 1979). La zona saturada se encuentra en unidades geológicas permeables que permiten un flujo de agua subterráneo, por lo tanto, pueden transmitir cantidades importantes de agua, a este cuerpo geológico se le conoce como acuífero. Si la zona saturada se encuentra en una unidad geológica incapaz de transmitir agua se le conoce como acuitado. También se existe el término acuitardo, que hace referencia a la zona saturada con capas de suficiente permeabilidad para poder transmitir agua en cantidades considerables y formar parte del flujo subterráneo regional, pero al mismo tiempo dificulta la extracción de agua para uso humano. Comúnmente, las capas que componen al acuitardo están constituidas por material de grano muy fino como arcillas, lutitas o cuerpos de rocas ígneas o metamórficas no fracturadas. También es posible tener en la naturaleza acuíferos confinados, siendo un acuífero que se encuentra ubicado entre dos acuitardos (Freeze & Cherry, 1979). Estos se encuentran comúnmente a profundidad, a diferencia de los acuíferos libres que están cerca de la superficie.

En general existen tres componentes dentro del medio hidrogeológico que rigen el movimiento del agua subterránea, estos son la topografía, la geología y el clima. Para cada uno se tienen distintos parámetros, en el caso de la topografía influyen el tamaño y forma de las depresiones y relieves topográficos; para la geología se tienen la configuración de la estratificación, lentes litológicos, fallas, fracturas y heterogeneidad del subsuelo; y para el clima influyen la temperatura, cantidad de precipitación y evaporación (Freeze & Banner, 1970; Tóth, 1970, 1999).

La topografía modifica considerablemente la forma que toma el nivel freático con respecto a la superficie y también el flujo de agua subterránea. Por ejemplo, en la Figura 5 se muestran dos secciones transversales con misma profundidad y longitud. En ambas, el lado izquierdo representa una zona de elevación baja y el derecho una elevación alta. En la Figura 5 (a) el flujo de agua se adapta a la superficie y corresponde a un sistema único y estable hasta llegar a la zona de baja elevación donde sale a la superficie. En la Figura 5 (b) el flujo de agua se ve afectado por las

variaciones en la topografía, de modo que se presentan subsistemas de flujos de agua dentro del sistema de flujo principal (Freeze & Cherry, 1979).

El movimiento del agua subterránea se ve determinado por la permeabilidad del material por el cual transita y por la carga hidráulica (altura de la columna de agua respecto a un nivel de referencia). El agua subterránea fluye de zonas con alta carga hidráulica a zonas con baja carga, a mayor diferencia entre cargas hidráulicas, mayor será la velocidad de movimiento. En acuíferos libres, la carga hidráulica es la elevación del nivel freático con respecto al nivel del mar y en acuíferos confinados es necesario medir la elevación del nivel estático en los pozos de agua (nivel del agua en el pozo con la bomba apagada y viniendo del reposo) (Freeze & Cherry, 1979).

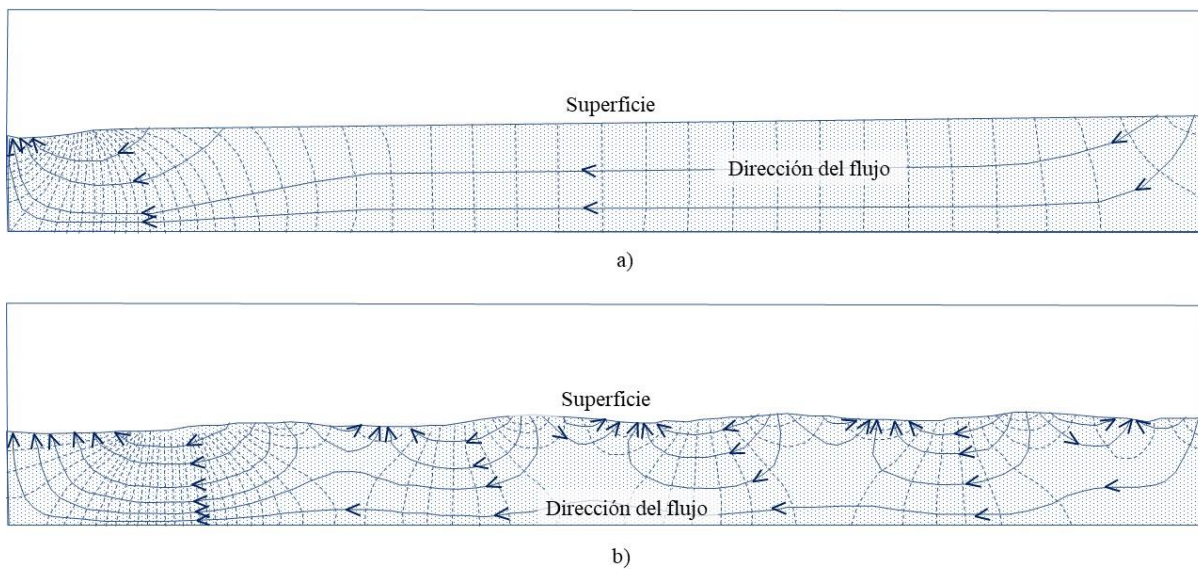


Figura 5. Efecto de la topografía en flujos de agua subterránea. Modificado de Freeze & Cherry (1979).

Según Tóth (1963) generalmente en las cuencas se pueden diferenciar tres sistemas de redes de flujo de agua subterránea, los cuales corresponden a sistemas locales, intermedios y regionales, como se muestra esquemáticamente en la Figura 6 (Freeze & Cherry, 1979; Toth, 1963). El sistema de flujo local de agua subterránea ocurre cercano a la superficie y en la distancia que recorre el agua es relativamente corta. Estos se caracterizan por tener varias zonas adyacentes de recarga y descarga de agua en altos y bajos topográficos, respectivamente. Los sistemas de flujo intermedio

se caracterizan por tener varias zonas de bajos y altos topográficos entre ellos, por lo mismo se presentan varios sistemas de flujo local entre los sistemas intermedios.

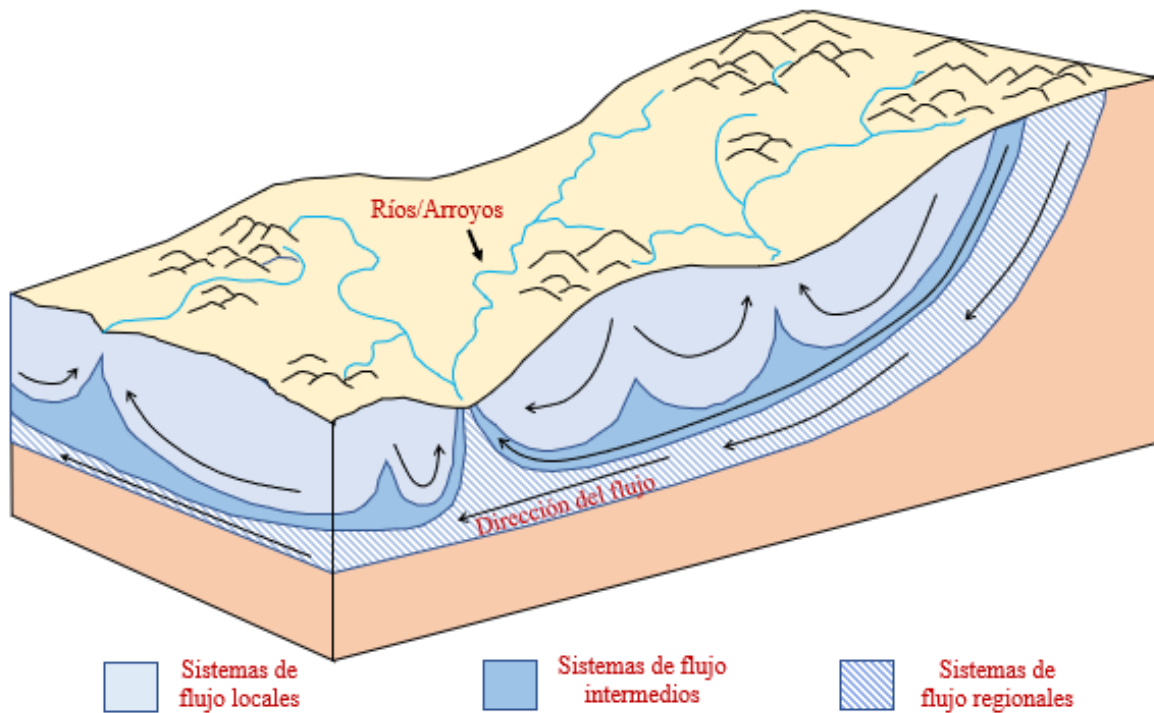


Figura 6. Teoría de patrones de flujo y límites de los diferentes sistemas de flujo subterráneo. Modificado de Rivera (2015).

El sistema regional ocurre a mayor escala, este se define por tener la zona de recarga en la parte más alta de la cuenca y la zona de descarga en la parte más baja. El agua en el flujo regional se caracteriza por recorrer largas distancias y por lo mismo, el tiempo que esta dura en el subsuelo es mayor (Freeze & Cherry, 1979; Tóth, 1963, 1970). Aunque estos sistemas describen de manera general el flujo de agua subterránea en las cuencas, también influyen las propiedades intrínsecas del medio, tales como, permeabilidad de los cuerpos geológicos, fallas y fracturas. Por lo mismo, el flujo de agua no siempre se restringe a las características topográficas, también puede tener un movimiento independiente influenciado por elementos estructurales o litológicos (Brown et al., 2007).

El flujo de agua subterránea puede ocurrir desde áreas cercanas a la superficie hasta grandes profundidades, esto implica una variación en el tiempo de retención de agua en el subsuelo que

puede variar de días (sistemas de flujo locales) hasta miles de años (sistemas de flujo regionales). Entre mayor sea el tiempo de retención del agua subterránea, mayor será la oportunidad de disolver y arrastrar material del medio por el cual se mueve. Por esta razón, los flujos de agua en sistemas regionales contienen mayor cantidad de minerales disueltos que los flujos de sistemas locales (Brown et al., 2007; Tóth, 1999).

2.2. Contaminación del agua subterránea con metales pesados

La contaminación del agua subterránea puede ocurrir tanto por procesos naturales como antrópicos. La contaminación natural se da debido a una concentración anormal de minerales existentes en los medios a través de los cuales se mueve el agua (superficie, zona vadosa o acuífero). En cambio, la contaminación antrópica ocurre cuando agentes contaminantes generados por actividades antropogénicas son liberados al suelo o subsuelo y luego migran hacia el acuífero (Allan, 1995, Foster et al., 2013). A diferencia de la contaminación de las aguas superficiales, la contaminación de las aguas subterráneas es difícil de detectar y controlar, y puede persistir durante años, décadas o incluso siglos (Yin et al., 2013).

Las características del suelo, la zona vadosa y las características estructurales de la zona saturada son las variables que influyen principalmente sobre la posible penetración y persistencia de elementos tóxicos en esta (Albinet & Margat, 1971).

En el caso del agua subterránea, los metales pesados (MP) son de interés, ya que algunos son tóxicos aún en bajas concentraciones, la química del agua subterránea toma cada vez mayor importancia ya que es un recurso con una amplia gama de usos, especialmente agricultura y uso doméstico (Belkhiri et al., 2018; Tanji & Valoppi, 1989). La composición y concentración de los componentes químicos que entran a las aguas subterráneas varían según la diversidad geoquímica en los materiales terrestres, así como las fuentes y procesos antropogénicos (Tanji & Valoppi, 1989).

2.2.1. Metales pesados y fuentes

Los metales pesados (MP) son aquellos elementos que presentan características metálicas y tienen una densidad específica mayor a 5 g cm^3 (Weast, 1984 fide Covarrubias & Peña Cabriales, 2017). Asimismo, desde el punto de vista de salud humana, son considerados elementos potencialmente tóxicos (Covarrubias & Peña-Cabriales, 2015) para incluir a aquellos metales que son esenciales en cantidades traza, pero que llegan a ser tóxicos cuando su concentración se incrementa.

En términos ambientales, los MP son cualquier metal o metaloide que provoca preocupación debido a su potencial toxicidad (Srivastava & Goyal, 2010). Los MP han ganado importancia debido a la variedad de aplicaciones que tienen en la actualidad y por su extensa distribución a lo largo del globo, lo que ha facilitado la entrada de estos metales al medio ambiente, incrementando el riesgo a la salud de diversos organismos. Algunos MP son necesarios para la vida, ya que intervienen en el metabolismo de muchos seres vivos, no obstante, los MP pueden ser tóxicos dependiendo de los niveles de concentración en el medio ambiente (Belkhiri et al., 2018). Entre los metales/metaloides que son considerados como peligrosos por su alto nivel de toxicidad se encuentran el arsénico, cadmio, cromo, mercurio y plomo. Estos metales tienen prioridad en cuanto a salud pública (Tchounwou et al., 2012) el caso del plomo cualquier cantidad conlleva a efectos negativos en la salud ya que no aporta ningún beneficio biológico (Rajeswari & Sailaja, 2014).

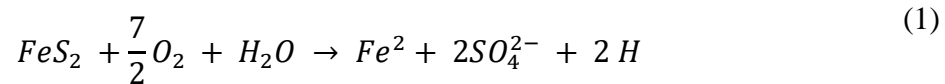
Los MP se encuentran de manera natural en la corteza terrestre y su composición varía dependiendo del proceso que originó su formación, de la misma manera, varían en su concentración y distribución. Varias fuentes de MP están relacionadas con la erosión del suelo e intemperismo, pero es bien sabido que estos metales también se originan debido a causas antropogénicas (Bradl, 2005; Jaishankar et al., 2014) como lo son las (1) actividades agrícolas, donde los fertilizantes, abonos animales y pesticidas que contienen MP son ampliamente utilizados; (2) actividades industriales, la cual contribuye a la generación de contaminantes principalmente afectando la atmósfera; (3) rellenos sanitarios, los cuales representan un riesgo para la contaminación del suelo y la actividad minera. El destino final de los MP son la atmósfera, el suelo y el agua superficial posteriormente afectando al agua subterránea (Bradl, 2005).

2.2.1.1. Minería y contaminación por metales pesados

La extracción de mineral influye negativamente en los ecosistemas acuáticos y terrestres, tanto local como regionalmente, en especial la extracción de Au, Cu y Ni, ya que durante el proceso de extracción se generan grandes cantidades de material rocoso y desechos que reciben el nombre de jales. Los jales mineros son un caso especial, ya que estos se caracterizan por contener una gran cantidad de minerales o elementos que son vulnerables a procesos químicos. Estas acumulaciones al ser expuestas a la atmósfera y a las lluvias, pueden producir DAM que es una escorrentía rica en ácidos y metales, impactando los suelos, ríos u otras zonas aledañas de importancia (Allan, 1995; Wilkin, 2008). Los minerales de mena sulfurados como la pirita, marcasita y pirrotita son los que tienen una mayor influencia, pues al ser expuestos al aire libre son oxidados. Esta movilización

puede causar problemas ambientales y de salud a través de la respiración, consumo de alimentos cultivados en suelos influenciados por el riego y consumo de agua contaminada. Los casos más comunes y de mayor toxicidad se dan con los metales As, Cd, Cu, Hg y Pb (Akcil & Koldas, 2006; Bradl, 2005).

El DAM se genera a partir de la participación de reacciones químicas en conjunto con procesos de oxidación bacteriana. Los ingredientes principales para la generación de ácido son los siguientes: (1) minerales de sulfuro; (2) agua o una atmósfera húmeda; y (3) un oxidante, el cual se obtiene principalmente del oxígeno atmosférico:



Cada mina tiene un potencial distinto en el DAM producido; por lo tanto, el riesgo asociado y las opciones de mitigación varían de un sitio a otro. Además, no existe un método estándar para clasificar, medir y reducir el riesgo del DAM (Akcil & Koldas, 2006). El proceso de generación de DAM ocurre comúnmente a largo plazo, por lo mismo, la detección de los contaminantes en el ambiente producto de estos desechos es difícilmente detectado con precisión a menos que se tengan fuentes puntuales concentradas (Gustavson et al. 2007 fide Wilkin, 2008)

Por otro lado, los lixiviados, producto de los procesos mineros para extraer el mineral de interés también pueden ser fuente de contaminación. La solución de lixiviados generalmente contenida en una presa, se caracteriza por tener, como en el caso del DAM, una alta acidez. En caso de derrame se pueden afectar los suelos y las aguas circundantes, disminuyendo el nivel del pH, que, a su vez, provocaría la movilización de metales contenidos naturalmente en las matrices ambientales. Estos efectos pueden ocurrir a largo o corto plazo dependiendo de la cantidad de material derramado y de la capacidad de resiliencia del medio afectado (Kraus & Wiegand, 2006; Rivera-Uria et al., 2018).

Otra fuente de contaminación minera es la generación de sales eflorescentes, que se originan comúnmente en los jales mineros. Las sales eflorescentes también están asociadas con la oxidación de minerales sulfurados presentes en los desechos de la mina, las más comunes contienen metales como hierro y aluminio, además de ser muy ácidas. Comúnmente, estas sales se acumulan durante los periodos secos, siempre y cuando, previamente haya existido una acumulación de agua o humedad disponible. Durante los eventos de lluvia, el aumento de las aguas subterráneas o la

escorrentía superficial pueden disolver estas sales y transportarlas a los cauces principales aumentando la carga de metales (Kraus & Wiegand, 2006; Nordstrom, 2012). Por otro lado, los vientos actúan como dispersores de estas sales (Kraus & Wiegand, 2006).

En general, las actividades antropogénicas modifican negativamente los ciclos geoquímicos naturales en los ecosistemas. Especialmente la actividad minera afecta los ecosistemas al incrementar de manera irregular la cantidad de MP. La acumulación en la litósfera y en la pedosfera de estos compuestos provocan preocupación, pues a diferencia de los compuestos orgánicos estos no se degradan (Akcil & Koldas, 2006; Bourg 1995).

2.2.2. Toxicidad de los metales pesados

La toxicidad es la capacidad de alguna sustancia química que pueda provocar un efecto negativo en cualquier ser vivo que sea expuesto. Para el caso de los MP la toxicidad depende de ciertos factores, como la dosis absorbida, la ruta de exposición, la duración de la exposición y el estado de oxidación en el que el metal se encuentra expuesto (Jaishankar et al., 2014).

Los metales son nutrientes esenciales para los organismos incluyendo los humanos. La mayoría de los oligoelementos considerados imprescindibles para el correcto funcionamiento del organismo en concentraciones traza son metálicos: Fe, Cu, Mn, Zn, Co, Mb, Se, Cr, Sn, Va, Si y Ni (Giannuzzi, 2018). Estos elementos metálicos se encuentran en el agua y en los alimentos, pero a pesar de ser esenciales pueden resultar tóxicos cuando la concentración excede determinados límites (Ferrer, 2003). La concentración a la que se expone un determinado organismo depende de la dosis administrada y de la absorción y a su vez, la absorción depende de las rutas de exposición. La dosis absorbida es la cantidad presente en el organismo en un determinado momento. Las principales rutas por las que las sustancias tóxicas acceden al cuerpo son por el tubo digestivo o ruta de exposición oral, por los pulmones o vía de exposición inhalatoria y la piel o vía de exposición dérmica. Los efectos más intensos y la intoxicación más rápida se produce cuando estos se introducen directamente en el torrente sanguíneo (vía intravenosa) (Giannuzzi, 2018).

Otro factor importante es la duración o intervalo de exposición. Una sustancia tóxica que en una dosis única produce efectos graves puede no provocar los mismos efectos si la misma dosis total se administra fraccionada en varios momentos diferentes. Una exposición aguda (contacto con una sustancia que ocurre una sola vez o durante un período de tiempo corto) a sustancias que se absorben rápidamente puede provocar efectos tóxicos inmediatos. En cambio, una exposición crónica (contacto con una sustancia que se produce durante un período largo de tiempo) puede dar

lugar a una toxicidad retardada produciendo efectos prolongados de poca intensidad que pueden aparecer cuando: las sustancias se acumulan en el organismo (velocidad de absorción es mayor que la de eliminación), el agente tóxico produce efectos irreversibles o cuando el intervalo de exposición no concede el tiempo suficiente para que el sistema se recupere del daño (Ferrer, 2003; Giannuzzi, 2018).

Por último, la toxicidad puede depender del estado de oxidación que representa el número de electrones que un átomo pone en juego cuando forma un compuesto determinado. El número de oxidación es positivo si el átomo pierde electrones, o los comparte con un átomo que tenga tendencia a captarlos. Este será negativo cuando el átomo gane electrones, o los comparta con un átomo que tenga tendencia a cederlos. En el caso del arsénico, si tiene un estado de oxidación de tres (As III) es más tóxico que con estado de oxidación de cinco (As V). En el caso del cromo, este es más tóxico con estado de oxidación de seis (Cr VI) que con estado de oxidación de tres (Cr III) (Ferrer, 2003).

Como regla general, es poco común encontrar sistemas acuáticos en los que existan concentraciones naturales de MP lo suficientemente elevadas para considerarse tóxicos. Sin embargo, su presencia se ha incrementado por la intervención de la actividad industrial humana sobre los ciclos hidrogeológicos, por lo tanto, casos de toxicidad ocurren cada vez con mayor frecuencia (Ferrer, 2003; Tchounwou et al., 2012).

2.2.3. Movilidad y solubilidad de metales pesados

En el suelo, los metales se encuentran en una o más de estas categorías en el suelo: (1) disuelto en la solución del suelo, (2) ocupando lugares de intercambio en constituyentes inorgánicos del suelo, (3) adsorbido específicamente en constituyentes inorgánicos del suelo, (4) asociado con materia orgánica insoluble del suelo, (5) precipitado como sólidos puros o mezclados, (6) presente en la estructura de minerales secundarios y / o (7) presente en la estructura de minerales primarios. Si los metales se han introducido en el medio a través de actividades antropogénicas, los metales están asociados con de las primeras cinco categorías (Shuman, 1991 fide McLean & Bledsoe, 1992).

Los metales que están en el suelo se encuentran de manera iones libres (ej. Cd^{+2} , Zn^{+2} , Cr^{+2}), en complejos solubles con ligandos orgánicos o inorgánicos (ej. CdSO_4^0 , ZnCl^+ , CdCl_3^-) o asociados con coloides orgánicos e inorgánicos.

A partir de que un MP entra al suelo, este no sigue un camino fijo hasta la zona saturada. Los procesos que afectan a los MP en el suelo pueden transferirse también a la zona vadosa, el efecto de estos procesos solo cambia dependiendo de las variaciones que se presenten en el transcurso desde la parte más superficial del suelo hasta zonas más profundas en la zona vadosa, por ejemplo, el grado de humedad en el suelo y subsuelo, el pH del contenido de materia orgánica y la cantidad o concentración de MP que ingresan en la superficie y también los procesos de mineralización secundaria que ocurren durante el transporte desde la superficie hasta el manto freático debido a la interacción con los elementos del entorno (Elzahabi & Yong, 2001; Hopmans & Van Genuchten, 2005; Mclean & Bledsoe, 1992).

El principal medio de transporte de MP en la litósfera es el agua, estos se transportan de manera disuelta o particulada (atrapados en los sólidos presentes en el agua). La concentración de un MP no es el factor predominante al momento de entender su comportamiento dentro del medio en el que se encuentra, la llave principal que controla el flujo de los metales pesados es su especiación. El término especiación, se refiere a las distintas estructuras o configuraciones que existen en sus formas químicas, estas pueden variar dependiendo del medio en el que se encuentren y sus características, ya sea un sistema terrestre o acuoso. En regla general, las especies sólidas presentan menor movilidad que aquellas en formas disueltas (Bourg & Loch, 1995).

Los principales fenómenos geoquímicos que controlan la retención o liberación de metales son la adsorción y la precipitación, los cuales están definidos por el cambio del pH y las condiciones de oxidación-reducción, estos factores controlan la disponibilidad de MP en el medio ambiente (Bourg & Loch, 1995). La adsorción puede ser definida como la capacidad de remoción de impurezas de una sustancia para su acumulación en otra superficie (Weber et al., 1985 fide Uddin, 2017) y depende del material por el que está conformado el adsorbente, ya sea en la superficie del suelo, la zona vadosa o el material que compone al acuífero. Por ejemplo, el suelo comúnmente incluye materia orgánica, minerales arcillosos, óxidos de manganeso y hierro y carbonatos. Las propiedades de minerales arcillosos, particularmente de la montmorillonita y caolinita, son capaces de controlar la movilidad de metales debido a sus propiedades de sorción (Jenne, 1968). Algunos suelos tienen esta capacidad de retención mientras que en acuíferos la magnitud de retención puede disminuir un poco debido al flujo constante de agua (Bourg, 1995). Los MP tienden a disolverse conforme el pH disminuye y al incrementar, los metales son adsorbidos o precipitan, sin embargo,

el rango necesario de pH para que ocurran procesos de solubilidad o disolución no es común en medios naturales o en ambientes medianamente contaminados (Bourg, 1995; Bourg & Loch, 1995).

En suelos áridos, los minerales de carbonato pueden inmovilizar los metales proporcionando una superficie de adsorción, ayuda a mantener altos niveles de pH actuando como un tampón, en estas condiciones los MP tienden a precipitar y se reduce la solubilidad de metales. Por otro lado, los iones metálicos de cadmio (Cd) pueden ser adsorbidos por el carbonato de calcio (CaCO_3). También, los óxidos de hierro (Fe) y manganeso (Mn) son los principales compuestos que controlan la movilidad de metales en el suelo y en aguas naturales. Estos compuestos se encuentran finamente diseminados en el suelo, por su baja cristalinidad y pequeño tamaño de partícula tienen una alta capacidad de sorción para metales, especialmente cobre (Cu) y plomo (Pb), y en menor capacidad para zinc (Zn), cobalto (Co), cromo (Cr), molibdeno (Mo), níquel (Ni) y también arsénico (As) (Bourg & Loch, 1995; Chuan et al., 1996; Jenne, 1968).

En el ambiente existen diversos componentes naturales que promueven la solubilidad de MP, entre ellos existen los componentes orgánicos e inorgánicos. En el caso de los componentes inorgánicos, el cloruro promueve la solubilidad de metales pesados. Esto se debe que la presencia en solución de iones de cloruro interviene en la remoción de cationes (metales) que se encuentran adsorbidos en los suelos, conduciendo a la formación de nuevas especies químicas (Bourg, 1995).

También se tiene la solubilidad de metales pesados asociado con la presencia de materia orgánica disuelta (MOD). La MOD es una compleja mezcla heterogénea de macro-moléculas, cuyos principales componentes en las aguas dulces son sustancias húmicas, carbohidratos y aminoácidos. La MOD en las aguas naturales (superficiales y subterráneas) puede ser originada por la descomposición del material biológico procedente de animales, plantas y microorganismos, y su presencia favorece un incremento del pH (Volk et al., 1997). La MOD juega un importante papel en la movilidad y translocación de muchos elementos que forman parte del suelo, como el Na, P, Fe, Al y otros elementos traza. Se ha demostrado que la presencia de MOD disminuye notablemente la capacidad de sorción de los MP en la mayoría de los suelos e incluso un aumento en la movilidad de metales como el Cd, Cu, Cr y Pb. Sin embargo, la descomposición de la MOD en un suelo puede llevar a la re-inmovilización de MP, por ejemplo, cuando el DOM tiene una baja biodegradabilidad, este puede resistir lo suficiente para remover y transportar metales, pero cuando este es consumido o atacado por microorganismos en condiciones aeróbicas ocurre una

degradación microbiana rompiendo con la unión DOM-metal, donde el metal puede ser reabsorbido en el suelo (Zhou & Wong, 2005).

Por otro lado, se tienen el carbono orgánico disuelto (COD) presente en los suelos. El COD contribuye considerablemente a una disminución en el pH, es decir aumenta la acidez, lo cual provoca que la solubilidad de los contaminantes como los MP sea mayor (Morin et al., 1988; Blowes & Ptacek 1994; Walter et al., 1994; Jurjovec et al. 2002; España et al., 2005; Gunsinger et al., 2006; fide Wilkin, 2008). La actividad biológica también juega un papel en la solubilización y movilidad de MP. Existen organismos que rompen químicamente las sustancias contaminantes modificando sus propiedades (Aller et al., 1985). Por ejemplo, el As asociado a sedimentos puede removilizarse debido a la actividad de microorganismos (Routh et al., 2007).

El potencial oxidación-reducción también influye en el estado oxidado o reducido de los metales. El diagrama de la Figura 7 muestra la estabilidad de los compuestos metálicos y muestra un método fácil para predecir un comportamiento de los metales pesados frente a un cambio en las condiciones naturales del medio. Condiciones oxidantes promueven la oxidación y disolución de sulfuros insolubles. En cambio, condiciones reductoras provocan la disolución de óxidos y la liberación de sus elementos traza. Condiciones fuertemente reductoras también darán lugar a la precipitación de sulfuros insolubles de elementos traza. (Chuan et al., 1996; Bourg, 1995).

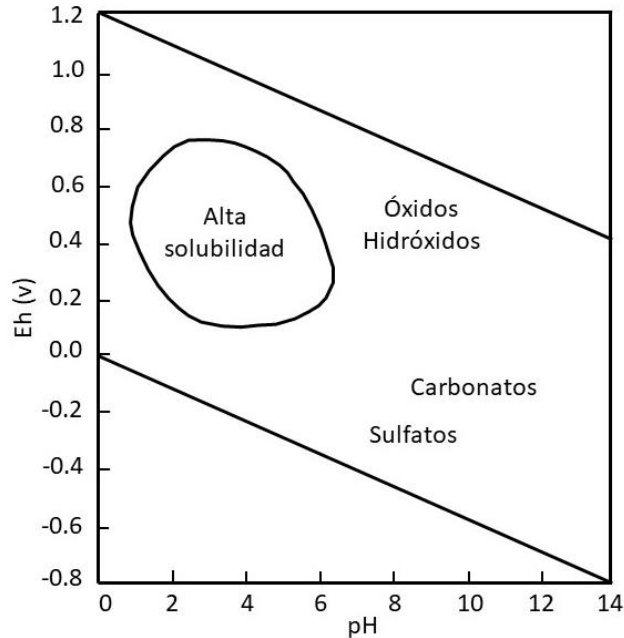


Figura 7. Solubilidad de metales pesados en función del pH y del Eh (en ausencia de materia orgánica disuelta o sólida). Se muestran los compuestos principales que controlan la solubilidad de los metales pesados. Fuente: Bourg & Loch, 1995.

2.3. Mecanismos de transporte de contaminantes

Las teorías y conceptos generales del transporte y destino de químicos en la zona vadosa son en gran parte idénticos a los que ocurren en los suelos (Hopmans & Van Genuchten, 2005). Por lo tanto, los conceptos que se mencionan a continuación se centran en las complejidades adicionales a las que están sujetos los contaminantes cuando se mueven a través de la zona vadosa. La mayoría de estas complicaciones en el transporte de contaminantes surgen debido al rango mucho más amplio de espacios que recorren los compuestos y al tiempo que estos duran en la zona vadosa, además de la presencia de mecanismos de flujo preferencial (fracturas, sedimentos y lechos rocosos) que dificultan delinear las redes de transporte para la zona vadosa.

La migración de elementos o compuestos a través de la zona vadosa y hacia la zona saturada; y por ende la posible contaminación del agua subterránea, depende de las propiedades naturales del suelo y de la zona vadosa, estos son: tamaño de grano, estratificación, grosor, fracturamiento, capacidad de adsorción, contenido de materia orgánica y en general de sus propiedades químicas. Generalmente, los materiales de grano fino tienen una conductividad hidráulica baja, esto ayuda a la atenuación temporal o a largo plazo de contaminantes (Aller et al., 1985). Si el material de la zona vadosa reacciona con el contaminante (ej. fenómeno de sorción) o el material se disuelve en

él, pueden ocurrir dos efectos diferentes: el contaminante puede tardar más en esparcirse o la solución del material puede aumentar la permeabilidad del medio debido a que disuelve parte de la misma zona vadosa, permitiendo el paso de contaminantes con mayor facilidad (Aller et al., 1985; Hopmans, 2011).

Tomando en cuenta lo anterior, para que ocurra el arrastre de sustancias es necesario que sea posible el transporte de agua desde la superficie hasta la zona saturada, siendo entonces la recarga el principal vehículo para la lixiviación y el arrastre de contaminantes (Vargas-Quintero, 2010). Las características estructurales de la zona saturada son las variables que influyen principalmente sobre la posible penetración y persistencia de elementos tóxicos en esta. Por ejemplo, la extensión de la superficie libre y su permeabilidad, así como, la permeabilidad y porosidad de la formación de cubierta (formación geológica sobre el acuífero). Estas características representan un factor de defensa o protección natural frente a la posible penetración de elementos tóxicos. La transmisividad media del acuífero, parámetro también ligado a la estructura, es un factor que influye sobre la propagación del contaminante en la zona saturada a partir de una fuente localizada. Por otro lado, las características hidrodinámicas que influyen notablemente sobre la penetración de elementos tóxicos en los acuíferos son, la profundidad media de la superficie libre, la recarga media y el tiempo de residencia del agua en la zona saturada (Albinet & Margat, 1971).

En la zona vadosa y saturada, las sustancias o elementos se ven afectados por mecanismos de transporte los cuales se rigen por factores físicos y químicos que a su vez determinan su distribución.

2.3.1. Mecanismos físicos

Los mecanismos o procesos físicos involucrados son: advección, difusión y dispersión. La advección es el arrastre de una sustancia por el agua, si solo existiera este proceso la sustancia viajaría a la misma velocidad que el agua y la extensión ocupada por el contaminante sería constante (Fig. 8). Así, la advección únicamente transporta el contaminante a través del medio poroso. Este mecanismo de transporte es común cuando los casos de contaminación se dan en zonas con conductividades hidráulicas altas (Anderson, 1984; Sánchez, 2017).

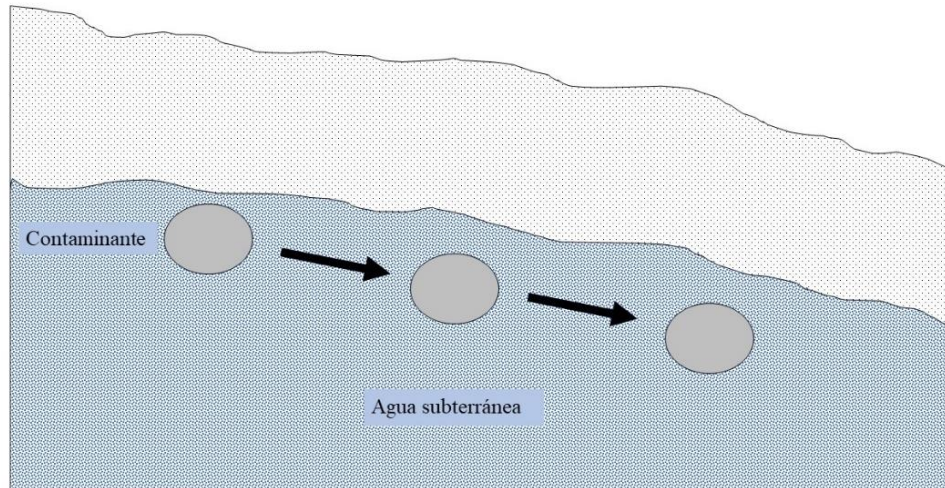


Figura 8. Representación del transporte de un contaminante en donde ocurre únicamente el proceso de advección. Tomada de Sánchez (2017).

La difusión es un proceso físico irreversible mediante el cual las partículas contaminantes se desplazan de zonas de mayor concentración a zonas de menor concentración. Este proceso se produce a causa de la agitación continua de las moléculas del contaminante dentro del fluido (Fig. 9). Este proceso puede ocurrir aun cuando no existe movimiento hidráulico en el medio poroso (en ausencia de flujo subterráneo). La difusión cesa solo cuando los gradientes de concentración se vuelven inexistentes, es decir, la concentración de contaminantes en el medio es homogénea (Durães et al., 2018; Sánchez, 2017; Freeze & Cherry, 1979). En este sentido, la dispersión constituye un proceso de mezcla irreversible entre el contaminante y el agua circundante (Todd, 1980 fide Yin et al., 2013; Sánchez, 2017).

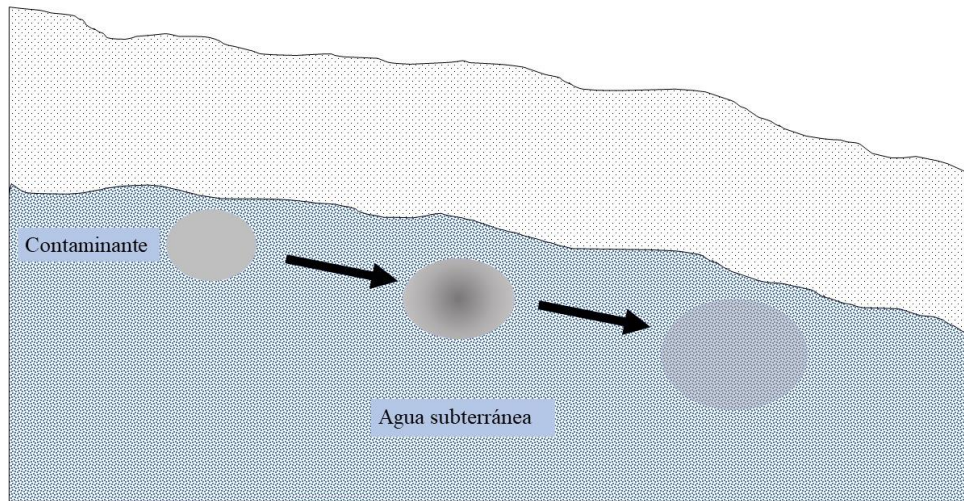


Figura 9. Se muestra el proceso de advección combinado con el de difusión. El contaminante se mueve junto con el agua y a la vez se dispersa en la misma. Tomada de Sánchez, 2017.

La dispersión se divide en dos componentes, longitudinal y transversal. La dispersión longitudinal ocurre en la dirección del flujo y es causada por diferencias en las velocidades a medida que el agua se mueve a través de los espacios porosos y alrededor de partículas que componen el medio poroso. La dispersión transversal resulta de la división y desviación repetida del flujo de agua al chocar con las partículas que componen el medio. Al proceso de dispersión longitudinal y transversal se le llama dispersión mecánica (Bouwer, 1978). La Figura 10 ilustra la dispersión transversal y longitudinal en un medio poroso saturado.

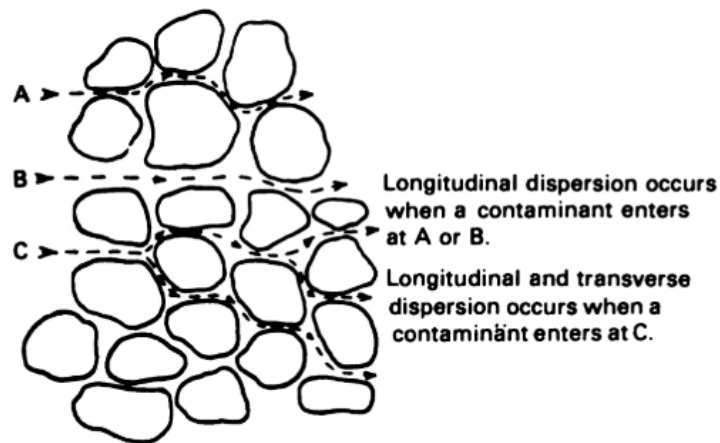


Figura 10. Esquema de los caminos longitudinales y transversales que sigue la dispersión mecánica. Fuente: Bouwer, (1978).

Como resultado de la dispersión, la masa de sustancia contaminante se expande en un volumen gradualmente mayor, facilitando su mezcla con el agua dentro del medio. Esto provoca una disminución de la concentración o dilución del contaminante. De esta forma, el contaminante se traslada fundamentalmente por advección, mientras varía su concentración debido al mecanismo de dispersión (Aller et al., 1985).

Dentro de la dispersión existe otro proceso llamado dispersión hidrodinámica. Esta se crea debido a la acción de la difusión y de la dispersión mecánica. Esta es el resultado de una mezcla del agua dentro y entre los poros como resultado de las variaciones de la velocidad poro-agua, lo que implica una mayor expansión en la mancha contaminante. Por esta razón, es común que los vertidos de contaminantes se transformen en una pluma alargada que se va ampliando y difuminando a medida que transita en el flujo subterráneo. Por ejemplo, en la Figura 11 (a) ilustra la configuración de una pluma que se forma a partir de la entrada continua de contaminante, mientras que la Figura 11 (b) representa la entrada de un contaminante a manera de pulsos (Freeze & Cherry, 1979; Hopmans & Van Genuchten, 2005; Sánchez, 2017).

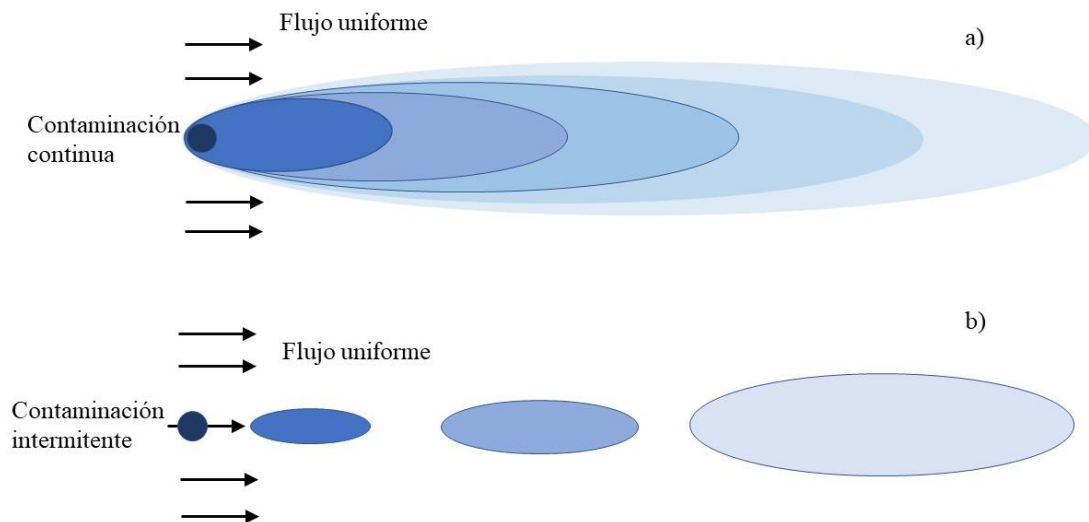


Figura 11. Configuración de la pluma basada en la entrada de los contaminantes. Fuente: Freeze & Cherry (1979).

2.3.2. Mecanismos químicos

Los contaminantes, al igual que los fluidos se desplazan a través de los poros y fisuras en el subsuelo, por lo que es casi imposible que este no se tope con una formación geológica y que sufra algún tipo de reacción con el medio. Entre los procesos más comunes que ocurren están la sorción (adsorción y absorción), volatilización, degradación y complejación. Estos son los principales mecanismos químicos que se ven involucrados en el transporte de contaminantes y que pueden provocar los siguientes efectos: retardo y atenuación (Sánchez, 2017).

El proceso de sorción es un término general que comprende varios mecanismos, entre ellos la adsorción y la absorción. En general, estos mecanismos se refieren a la remoción de iones de metales de una solución y a su subsecuente asociación con la fracción sólida del suelo (Roberts et al., 2005). La adsorción ocurre cuando las moléculas del contaminante arrastradas por el agua se adhieren (son retenidos en la superficie) a los minerales que componen el subsuelo. En cambio, la absorción comprende la introducción de la sustancia contaminante dentro del material del subsuelo, el adsorbato sufre una transformación, más o menos intensa, de su naturaleza química. Ambos procesos pueden provocar una atenuación ligada a la remoción del contaminante de la masa de agua, disminuyendo su concentración en el flujo de agua (Sánchez, 2017). En algunos acuíferos,

muchos de los metales se mantienen por adsorción a concentraciones muy inferiores a las que existirían normalmente (Freeze & Cherry, 1979). Un ejemplo de este proceso se da con el Cd, este es comúnmente adsorbido por minerales arcillosos, carbonatos u óxidos hidratados de Fe y Mn. El proceso de adsorción es el mecanismo principal por el cual el Cd es removido del suelo y subsuelo. Lo mismo ocurre con otros metales como el Cu, Pb y Zn (McLean & Bledsoe, 1992).

La atenuación de contaminantes en el suelo y subsuelo también se puede ver influenciada por la volatilización. En el nivel freático y en la zona capilar, el agua contaminada entra en contacto con el aire. Debido a la acción de la temperatura, humedad, capacidad de sorción y pH, el contaminante puede dividirse del agua y entrar a la atmósfera. A este proceso se le denomina volatilización. A medida que un contaminante se divide de la fase acuosa en un intento por encontrar el equilibrio con la concentración en el aire, la concentración acuosa se reduce (Álvarez & Walter, 2005). Este proceso afecta la distribución de los compuestos químicos en el medio ambiente, ya que el contaminante se volatiliza en forma de gas transportándose a la atmósfera y disminuyendo la concentración en el medio original (Cachada et al., 2018).

Otro proceso importante que interviene en la atenuación de contaminantes es la degradación. En el caso de las aguas subterráneas el proceso más importante es la hidrólisis. La hidrólisis es la reacción de degradación química entre un compuesto químico y agua, cuando se produce esta reacción el agua disuelve los iones del mineral y los arrastra. Por esta razón, se considera a la hidrólisis como un proceso de degradación que interviene en la movilización de contaminantes, lo cual se ve en casos de concentraciones anormales de metales en aguas superficiales en algunos casos (Sánchez, 2017).

Un proceso también considerado como proceso de degradación son las reacciones de reducción y oxidación (redox). El potencial redox de un sistema de suelo es la medida del potencial electroquímico o la disponibilidad de electrones dentro de un sistema. Una reacción química en la que tiene lugar una transferencia de electrones se denomina proceso de oxidación-reducción, el contaminante se reduce si gana electrones y el donante de electrones se oxida.

Los procesos redox tienen un papel importante en los problemas de contaminación acuífera pues el estado redox de un suelo es un factor importante que considerar la especiación de los metales. Algunos que se ven afectados directamente a cambios redox son el As, Cd, Cr, Hg, Se y Zn. Estos tienen formas reducidas y oxidadas, lo cual tiene influencia en su toxicidad y movilidad, por lo tanto, en su influye en su capacidad de ser transportados en solución dentro del flujo de agua

subterránea (Roberts et al., 2005). Estas reacciones son típicamente irreversibles y transforman contaminantes en diferentes productos químicos mediante la transferencia de electrones. Por otro lado, el contaminante se oxida si cede electrones y el receptor de electrones se reduce. Las reacciones redox a menudo ocurren por la influencia de microorganismos. Sin embargo, algunas interacciones entre contaminantes y sólidos del medio acuífero o componentes susceptibles a procesos redox en el agua subterránea pueden dar lugar a transformaciones redox abióticas que contribuyen a la atenuación natural (Bourg & Loch, 1995; Sánchez, 2017).

Por último, se tiene el proceso de complejación. Las reacciones de complejación pueden facilitar el transporte de MP, tales como, cadmio (Cd), cromo (Cr), uranio (U) y plutonio (Pu). Los complejos son iones formados por la combinación de cationes y aniones con otras moléculas que actúan como un ligando. Típicamente, los cationes corresponden a metales pesados y sirven como átomo central. El anión, que sirve como ligando, pueden ser especies inorgánicas comunes tales como, Cl^- , F^- , SO_4^{2-} o CO_3^{2-} (Sánchez, 2017). Estas reacciones pueden darse muy fácilmente, por ejemplo, en la Ecuación 2, cuando un metal y un ligando se asocian debido a atracción electroestática:



Este tipo de reacciones pueden dar como resultado compuestos cargados negativamente, lo cual los hace menos susceptibles a ser afectados por procesos de adsorción en el suelo o subsuelo, siempre y cuando el suelo no tenga capacidad de carga variable para atraer aniones. Este proceso es un factor que interviene en la movilidad y facilidad de transporte de contaminantes (Sánchez, 2017).

2.4. Vulnerabilidad acuífera

El concepto de vulnerabilidad de las aguas subterráneas a la contaminación fue desarrollado por Margat (1968). La vulnerabilidad del agua subterránea o vulnerabilidad acuífera es una propiedad intrínseca del agua subterránea que depende de su sensibilidad a los impactos causados por actividades antropogénicas y/o naturales. Depende de las características geológicas e hidrogeológicas propias del medio, por lo que la vulnerabilidad acuífera se puede definir como la posibilidad de filtración y difusión de contaminantes desde la superficie hacia el sistema de agua subterránea (Aller et al., 1985; Yin et al., 2013), lo cual representaría una reducción en la calidad del agua subterránea (Al-Abadi et al., 2017). Este concepto implica que un acuífero pueda tener

una alta vulnerabilidad, pero no tener riesgo de ser contaminado debido a la poca o nula presencia de una carga de contaminantes (Aller et al., 1985; Foster et al., 2013).

El concepto de vulnerabilidad a la contaminación acuífera ha servido como puente de comunicación entre la comunidad de hidrogeólogos y sectores de gestión ambiental, pues ha influenciado los controles de calidad de las aguas subterráneas y se han aplicado restricciones de uso de suelo y medidas de control necesarias para la atenuación de los contaminantes (Foster et al., 2013).

2.4.1. Factores que influyen en la vulnerabilidad

La vulnerabilidad acuífera depende de la resistencia del mismo acuífero al recibir contaminantes provenientes del exterior, a menor resistencia mayor será la vulnerabilidad. Entre los factores que influyen se tiene la capacidad de atenuación natural de la carga del contaminante, la cual tiene relación con los procesos que ocurren en el suelo y en la zona no saturada (Vargas-Quintero, 2010). El suelo corresponde a la parte más superficial de la zona no saturada, en este se llevan a cabo procesos fisicoquímicos como la filtración, biodegradación, neutralización y adsorción de contaminantes (Tóth, 1999). Debido a esto, el suelo tiene el papel principal por su capacidad de atenuación, sobre todo si se compone de materiales de grano fino como limo y arcillas, estos elementos hacen del suelo un efectivo amortiguador que ayuda a proteger las aguas subterráneas. En general, los suelos arcillosos brindan mayor protección a los acuíferos debido a su baja permeabilidad, con excepción de las arcillas expansivas ya que al ser expuestas a la humedad se expanden y al secarse se contraen generando fisuras. Esta es una forma de permeabilidad secundaria y por lo mismo permite el paso de fluidos que podrían tener contaminantes a través de estas fisuras (Aller et al., 1985).

La zona vadosa es una defensa natural del acuífero contra contaminantes debido a su potencial de atenuación, siendo mayor con grandes espesores, mejorando las posibilidades de amortiguar o retener MP, inmovilizándolos por más tiempo y exponiéndolos a un mayor contacto con el medio, es decir, adecuando procesos de atenuación en un mayor periodo de tiempo (Aller et al., 1985). Por otro lado, a mayor profundidad del nivel freático, mayor es la influencia del tiempo de transporte del contaminante (Aller et al., 1985; Bourg & Loch, 1995; Vargas Quintero, 2010).

También se debe considerar el grado de confinamiento de las aguas subterráneas ya que es relevante para la penetración de contaminantes. Un acuífero confinado se encuentra entre dos capas

impermeables, por lo tanto, será menos susceptible a ser contaminado en comparación con un acuífero libre (Vargas Quintero, 2010).

Un último factor que influye en la vulnerabilidad es la topografía. Esta influye en el tiempo que dura un contaminante en superficie dependiendo de la pendiente. A menor pendiente el contaminante permanece por más tiempo en superficie, facilitando la infiltración, siendo lo contrario con una pendiente más pronunciada (Aller et al., 1985; Freeze & Cherry, 1979), este factor tiende a tener un efecto acumulativo.

2.4.2. Métodos de estudio o cuantificación de la vulnerabilidad acuífera

Las evaluaciones de vulnerabilidad de aguas subterráneas son utilizadas ampliamente en la actualidad para prevenir la contaminación de acuíferos, ya que pueden proporcionar información valiosa para localizar áreas vulnerables y realizar planes de manejo de contaminantes o desechos de origen antropogénico (Yin et al., 2013).

Se han desarrollado muchos métodos para evaluar la vulnerabilidad de las aguas subterráneas. Los métodos se clasifican en tres tipos: métodos de simulación, métodos estadísticos y métodos de superposición e índices. Estos se describen a continuación:

1. Modelos de simulación. Usan ecuaciones numéricas que simulan los procesos de transporte por los que se rigen los contaminantes, pero los datos que requieren estos métodos a menudo no están disponibles y deben estimarse por medios indirectos. Son utilizados para la evaluación de la vulnerabilidad específica (Kaur & Rosin, 2009; Vargas-Quintero, 2010).
2. Métodos estadísticos. Los métodos estadísticos son utilizados para cuantificar la vulnerabilidad de la contaminación del agua subterránea determinando la relación estadística entre la contaminación observada, las condiciones ambientales observadas que pueden o no caracterizar vulnerabilidad y las actividades relacionadas con el uso del suelo, que sean fuentes potenciales de la contaminación, por ejemplo, uso del fertilizante en la agricultura. Una vez que el modelo se ha desarrollado con análisis estadístico, la probabilidad de la contaminación puede ser evaluada. La vulnerabilidad se expresa como probabilidad de contaminación. Cuanto más alta es la probabilidad de contaminación, más alta será la vulnerabilidad (Kaur & Rosin, 2009; Vargas Quintero, 2010).
3. Métodos de superposición e índices (o paramétricos). Este tipo de método está basado en la combinación de diferentes parámetros regidos por aspectos hidrogeológicos de la zona

que se quiere estudiar (litología, suelo, espesor de la zona no saturada, etc.), y se utilizan para la evaluación de la vulnerabilidad intrínseca. Cada parámetro es puntuado cuantitativamente y se les pueden asignar distinto valor de ponderación para determinar el resultado final que es un índice numérico de vulnerabilidad (Vargas Quintero, 2010; Yin et al., 2013).

El método paramétrico se prefiere sobre los demás, ya que los datos que se requieren están disponibles en grandes áreas, lo que los hace adecuados para evaluaciones a escala regional. En la siguiente sección se describen los principales métodos de evaluación acuífera de este tipo, ya que estos son los más utilizados pues involucran información más detallada de la zona de estudio.

2.4.2.1. Métodos Paramétricos

Índice GOD

Este índice es aplicable en áreas de trabajo cuando se tiene información insuficiente, con distribución irregular de datos o cuando se tiene incertidumbre sobre la información recabada (Foster et al., 2013). Esta metodología comprende tres parámetros: G, O y D; los cuales se describen a continuación:

- G (Groundwater occurrence). Este parámetro corresponde al grado de confinamiento hidráulico con la identificación del tipo de acuífero, su índice puede variar entre 0 y 1. El modo de ocurrencia varía entre la ausencia de acuíferos (evaluado con índice 0) en el extremo izquierdo y la presencia de un acuífero libre o freático (evaluado como índice 1) en el extremo derecho, pasando por los acuíferos artesianos, confinados y semiconfinados (Fig. 9) (Foster & Hirata, 1988; Vargas-Quintero, 2010).
- (Overall aquifer class). Este parámetro se refiere a la caracterización de la zona no saturada del acuífero o de las capas confinantes. Los índices más bajos (0,4) corresponden a los materiales no consolidados, mientras que los más altos (0,9 – 1,0) corresponden a rocas compactas fracturadas o karstificadas (Fig. 7) (Foster & Hirata, 1988; Vargas-Quintero, 2010).
- D (Depth). El valor de este parámetro depende de la profundidad del nivel freático en acuíferos libres o de la profundidad del techo del acuífero, en el caso de acuíferos confinados. Los índices más bajos (0,6) corresponden a acuíferos libres con profundidad mayor a 50 m; mientras que los índices altos (1,0) corresponden a acuíferos (Fig. 12), que

independientemente de la profundidad, se encuentran en medios fracturados (Foster & Hirata, 1988; Vargas-Quintero, 2010).

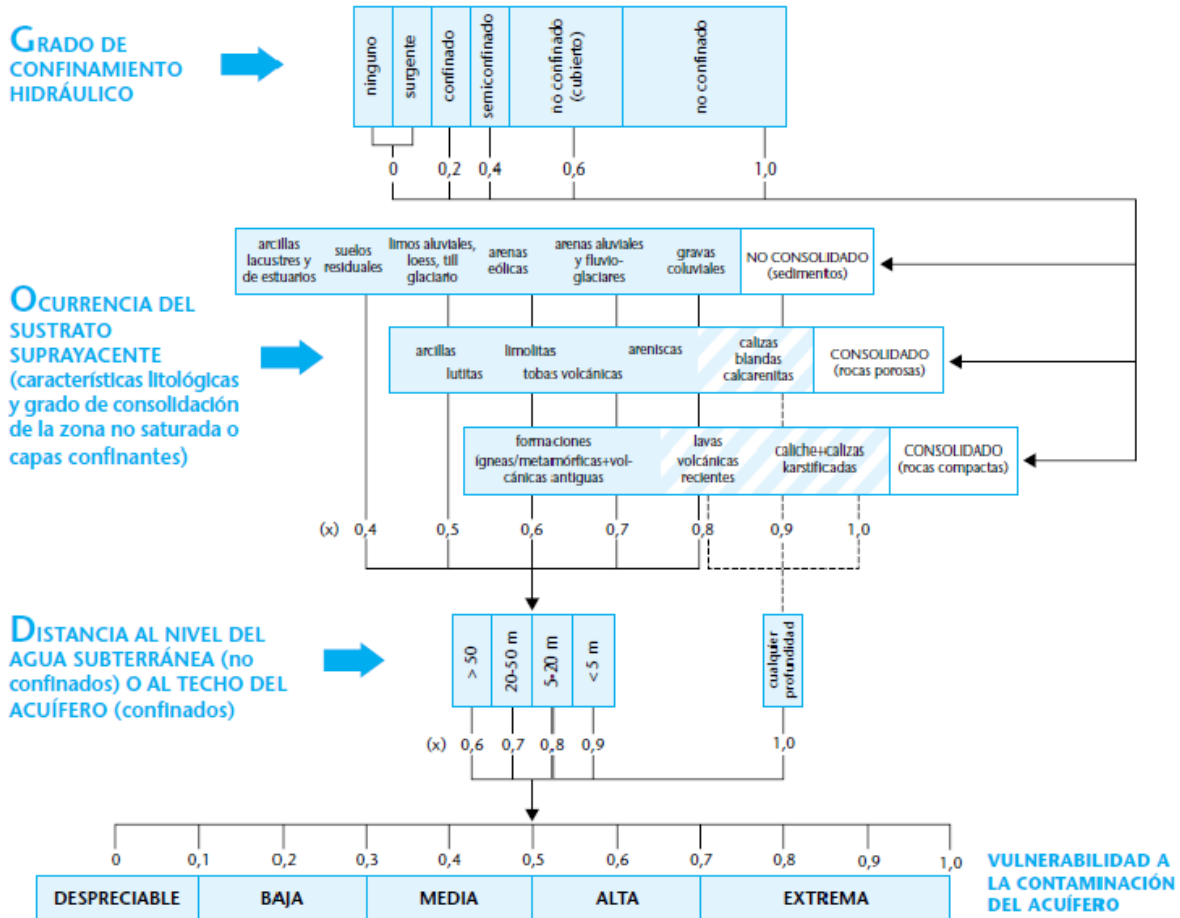


Figura 12. Descripción esquemática del índice GOD. Imagen tomada de: Foster & Hirata (1988).

El índice de vulnerabilidad GOD se obtiene multiplicando los valores asignados a cada parámetro:

$$iVGOD = G \cdot O \cdot D \quad (3)$$

El resultado final se evalúa entre una de las categorías según su puntaje, para determinar el grado de vulnerabilidad (Tabla 1).

Tabla 1. Categorías de vulnerabilidad del método GOD, según Foster & Hirata (1988)

| Puntaje | Vulnerabilidad |
|-----------|----------------|
| 0.7 - 1.0 | Muy alta |
| 0.5 - 0.7 | Alta |
| 0.3 - 0.5 | Moderada |
| 0.1 - 0.3 | Baja |
| < 0.1 | Muy baja |

Índice EPIK

El método EPIK es una metodología desarrollada para estimar la vulnerabilidad a la contaminación de los acuíferos con litología principalmente calcárea o acuíferos kársticos, y utiliza cuatro parámetros: E: Zona de intensa karstificación. P: Cobertura de protección. I: Condiciones de infiltración. K: Red kárstica (Doerfliger et al., 1998; Vargas Quintero, 2010).

A diferencia de las otras metodologías, el método EPIK asigna a cada parámetro valores mayores a medida que los factores de protección del acuífero aumentan. Estos valores se muestran en la Tabla 2.

Tabla 2. Valores aplicados al índice EPIK

| Notación | Descripción | Valoración |
|---|--|------------|
| Variable E: Zona de Intensa Karstificación | | |
| E1 | Red kárstica típica (dolinas, depresiones, cavidades) | 1 |
| E2 | Existen superficies de debilidad en la zona matricial que generan alineamientos (valles seos, alineación de dolinas) | 2 |
| E3 | Ausencia de morfología epikárstica | 3 |
| Variable P: Cobertura de Protección | | |
| P1 | Ausencia de capa protectora | 1 |
| P2 | Cubierta protectora de poco espesor | 2 |
| P3 | Capa protectora de espesor medio | 3 |
| P4 | Cubierta protectora de baja permeabilidad | 4 |
| Variable I: Condiciones de Infiltración | | |
| I1 | Regiones con vías accesibles para la infiltración discreta | 1 |
| I2 | Zonas con pendientes moderadas | 2 |
| I3 | Zonas con elevadas pendientes | 3 |
| Variable K: Red Kárstica | | |
| K1 | Red kárstica bien desarrollada | 1 |
| K2 | Zonas pobremente karstificadas | 2 |
| K3 | Acuíferos kársticos con descarga en medios porosos, o que presentan fisuración | 3 |

Igualmente, a cada parámetro se le asigna un factor de ponderación; y la sumatoria del producto de los parámetros y sus factores de ponderación da como resultado el índice de vulnerabilidad intrínseca o factor de protección (Tabla 3), como se muestra a continuación:

$$iVEPIK = (a \times E) + (b \times P) + (g \times I) + (d \times K) \quad (4)$$

Factores de ponderación:

$$\left\{ \begin{array}{l} a = 3 \\ b = 1 \\ g = 3 \\ d = 2 \end{array} \right.$$

Tabla 3. Grados e índices de Vulnerabilidad del acuífero kárstico – método EPIK (Doerfliger, 1997).

| Grado de Vulnerabilidad | Valor EPIK (Índice de Protección) |
|--------------------------------|--|
| Alto | 9 - 19 |
| Medio | 20 - 25 |
| Bajo | 26 - 34 |

Índice DRASTIC

Uno de los métodos más utilizados es el índice DRASTIC, desarrollados por United States Environmental Protection Agency (EPA) para evaluar el potencial de contaminación del agua subterránea (Al-Zabet, 2002; Aller et al., 1985). El método DRASTIC se introdujo por primera vez por Aller et al. (1985), este considera siete parámetros, que, en conjunto, proporcionan el acrónimo. Los datos hidrogeológicos se procesan por medio de SIG para generar capas que sirven como base para la creación del mapa final de vulnerabilidad (Fig. 13).

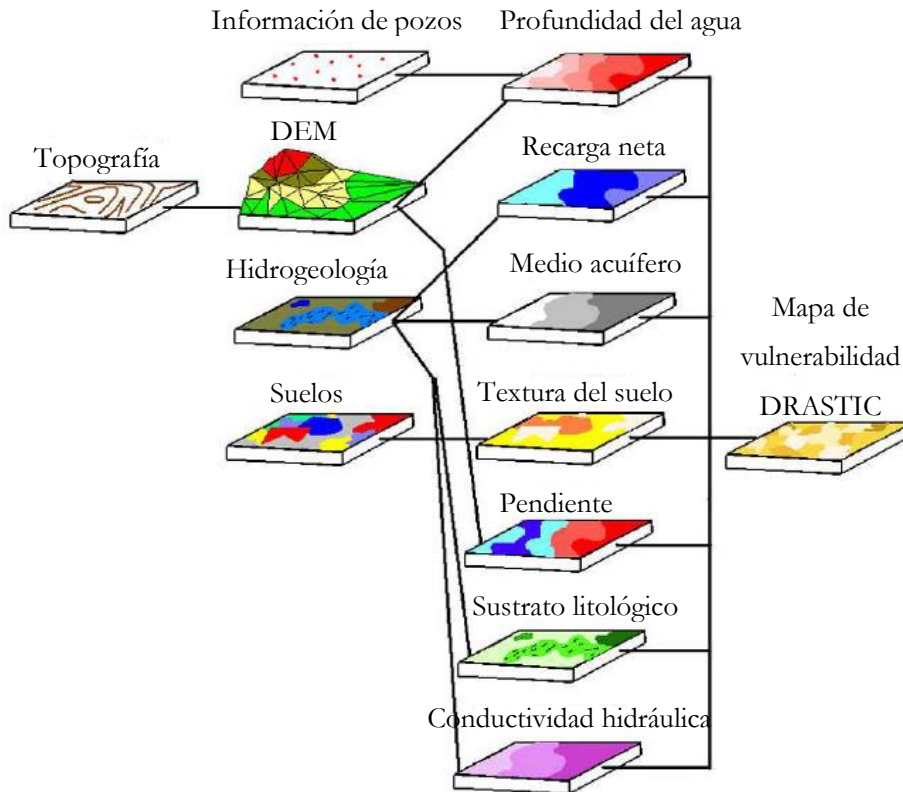


Figura 13. Descripción esquemática del índice DRASTIC. Imagen tomada de Agüero-Valverde & Pujol-Mesalles (2000).

Aller et al. (1985) describe las características los parámetros que componen el índice DRASTIC de la siguiente manera.

D: Depth/Profundidad del agua subterránea. Determina el espesor de la zona vadosa que es atravesado por el agua que infiltra y que pueden traer consigo algún contaminante, hasta alcanzar el acuífero. En general, hay una mayor posibilidad de que se produzca atenuación a medida que aumenta la profundidad del agua porque los niveles de agua más profundos infieren tiempos de viaje más largos.

R: Net Recharge/Recarga neta. Es la cantidad de agua anual por unidad de superficie que contribuye a la alimentación del acuífero. La recarga resulta principalmente de la fracción de precipitación que no se pierde por evapotranspiración, de la escorrentía superficial. Es el principal vehículo transportador de los contaminantes.

A: Aquifer litology/Litología y estructura del medio acuífero. Representa las características litológicas del acuífero, en particular la capacidad del medio poroso y/o fracturado para transmitir los contaminantes.

S: Soil/Tipo de suelo. Corresponde a la textura del suelo. Representa la capacidad de los suelos para oponerse a la movilización de los contaminantes y corresponde a la parte de la zona vadosa, que se caracteriza por la actividad biológica. En conjunto, con el parámetro A, determinan la cantidad de agua de percolación que alcanza la superficie freática.

T: Topography/Topografía. Representa la pendiente de la superficie topográfica e influye en el movimiento de aguas con contaminantes por escorrentía superficial y subsuperficial.

I: Impact of the vadose zone/Naturaleza de la zona vadosa. Representa la capacidad del subsuelo para obstaculizar el transporte vertical. Constituido por la litología de que se encuentra sobre el nivel freático.

C: Hydraulic Conductivity/Conductividad hidráulica del acuífero. Se refiere a la capacidad de los materiales del acuífero para transmitir agua. Esta es controlada por la cantidad y conexión de poros o vacíos dentro del acuífero. Determina la cantidad de agua que atraviesa el acuífero por unidad de tiempo y por unidad de sección, es decir la velocidad.

A la calificación de cada factor DRASTIC se le asigna un valor entre 1 (mínima vulnerabilidad) y 10 (máxima vulnerabilidad). Estas calificaciones proporcionan una evaluación relativa entre los rangos de cada factor. Cuanto mayor sea la calificación, más significativo será el potencial de contaminación (Al-Abadi et al., 2017). Según las características y el comportamiento de los parámetros, también se les aplica un coeficiente de ponderación con pesos del 1 al 5 según su importancia en la vulnerabilidad del acuífero (Tabla 4). Ambos índices se multiplican y se suman los siete resultados para obtener una valoración final:

Donde:

$$\text{DRASTIC} = (\text{Dr} \cdot \text{Dw}) + (\text{Rr} \cdot \text{Rw}) + (\text{Ar} \cdot \text{Aw}) + (\text{Sr} \cdot \text{Sw}) + (\text{Tr} \cdot \text{Tw}) + (\text{Ir} \cdot \text{Iw}) + (\text{Cr} \cdot \text{Cw}) \quad (5)$$

r: indica factor de clasificación o valoración de los parámetros.

w: indica factor de ponderación aplicado a cada parámetro.

Tabla 4. Valoración del índice DRASTIC y valores de ponderación para los parámetros hidrogeológicos. Tomada de Aller et al. (1985)

| Depth (m) | | Net Recharge (mm) | | Aquifer Media | | Soil Media | | Topography slope (%) | | Impact of vadose zone | | Hydraulic conductivity (mm/día) | |
|-------------|----------|-------------------|----------|--|----------|---------------------------------|----------|----------------------|----------|---|----------|---------------------------------|----------|
| Rango | r | Rango | r | Rango | r | Rango | r | Rango | r | Rango | r | Rango | r |
| 0 - 1.5 | 1 0 | 0 - 50 | 1 | Lutita masiva | 1 - 3 | Delgado o ausente | 10 | 0 - 2 | 10 | Capa confinante | 1 | 0.04 - 4.08 | 1 |
| 1.5 - 4.6 | 9 | 50 - 103 | 3 | Metamórfica /ígneas | 2 - 5 | Grava | 10 | 2 - 6 | 9 | Arcilla | 2 - 5 | 4.08 - 12.22 | 2 |
| 4.6 - 9.1 | 7 | 103 - 178 | 6 | Metamórfica /ígneas meteorizadas | 3 - 5 | Arena | 9 | 6 - 12 | 5 | Lutita | 2 - 6 | 12.22 - 28.55 | 3 |
| 9.1 - 15.2 | 5 | 178 - 254 | 8 | Till glacial | 4 - 6 | Agregado arcilloso o compactado | 7 | 12 - 18 | 3 | Caliza | 2 - 7 | 28.55 - 40.75 | 6 |
| 15.2 - 22.9 | 3 | > 254 | 9 | Secuencias de arenisca, caliza y lutitas | 5 - 9 | Arenisca margosa | 6 | >18 | 1 | Arenisca | 4 - 8 | 40.75 - 81.49 | 8 |
| 22.9 - 30.5 | 2 | Peso | 4 | Arenisca masiva | 4 - 9 | Marga | 5 | Peso | 1 | Secuencias de arenisca, caliza y lutita | 4 - 8 | > 81.49 | 10 |
| > 30.5 | 1 | | | Caiza masiva | 4 - 9 | Limo margoso | 4 | | | Arena o grava con contenido de lodo y arcilla | 4 - 8 | Peso | 3 |
| Peso | 5 | | | Arena o grava | 4 - 9 | Arcilla margosa | 3 | | | Metamórfica /ígneas | 2 - 8 | | |
| | | | | Basaltos | 2 - 10 | Estiércol - lodo | 2 | | | Grava y arena | 6 - 9 | | |
| | | | | Caliza kárstica | 9 - 10 | Arcilla no compactada | 1 | | | Basalto | 2 - 10 | | |
| | | | | Peso | 3 | Peso | 2 | | | Caliza kárstica | 8 - 10 | | |
| | | | | | | | | | | Peso | 5 | | |

El índice de vulnerabilidad puede variar entre 23 (muy bajo) a 230 (muy alto) (Aller et al., 1985). En la guía para el uso del mapeo de vulnerabilidad intrínseca de acuíferos realizada por Liggett et al. (2011), se mencionan las características según el valor final de vulnerabilidad.

- Mayor a 160 (alto): El material sobre la capa freática o el acuífero proporciona la menor protección natural contra la contaminación de la superficie. Estas áreas son típicamente acuíferos de arena y grava no confinados, que tienen poca profundidad al agua (o capa freática alta) y alta permeabilidad.
- Entre 101-159 (moderado): Proporciona protección natural limitada contra la contaminación de la superficie. Acuíferos de arena y grava no confinados que pueden tener capas freáticas más profundas o algunos sedimentos de grano fino (por ejemplo, limos y arcillas) sobre ellos. Acuíferos confinados con capas de confinamiento discontinuas o delgadas, o acuíferos muy fracturados.
- Menor a 101 (bajo): Proporciona el más alto grado de protección natural pero NO implica "ninguna vulnerabilidad". Estas áreas simplemente ofrecen la protección más natural en relación con las otras áreas. Acuíferos bien confinados. Roca madre no fracturada con baja permeabilidad (conductividad hidráulica). Acuíferos con capas freáticas profundas.

El índice de vulnerabilidad DRASTIC es un método flexible en cuanto al manejo de valores, ya que se pueden modificar los parámetros de acuerdo con las necesidades y condiciones del área, también se puede integrar nueva información y aplicar un valor de ponderación según la influencia que tiene el nuevo parámetro en el problema dentro del área de estudio (Panagopoulos et al., 2006).

Por ejemplo, los casos más comunes de contaminación se dan por un mal manejo de uso de suelo y otros impactos antropogénicos, especialmente en áreas dominadas por la agricultura con actividades intensas que involucran el uso de fertilizantes y pesticidas (Yin et al., 2013). Por esta razón, se han creado modificaciones del índice DRASTIC tradicional para adaptarse a las condiciones de la problemática que se esté tratando. Ejemplos de estas modificaciones son el índice DRASTIC para presencia de pesticidas y el índice DRASTIC con la adición de uso de suelo.

El índice DRASTIC para pesticidas, también creado por Aller (1985), fue diseñado para utilizarse en zonas donde se utilizan herbicidas o pesticidas con frecuencia. La única variación entre este índice y el índice tradicional es en la asignación de los pesos aplicados a los siete parámetros (Tabla 5). El resto de la metodología se realiza de la misma manera que en el DRASTIC

tradicional; la asignación de valores a los parámetros hasta la aplicación de la fórmula (Al-Abadi et al., 2017; Aller et al., 1985; Oroji & Karimi, 2018; Saha & Alam, 2014).

Tabla 5. Comparación de los valores de ponderación para los parámetros hidrogeológicos del índice DRASTIC tradicional y pesticida (Al-Abadi et al., 2017; Aller et al., 1985; Oroji & Karimi, 2018; Saha & Alam, 2014)

| Valores de ponderación | | | | | | | |
|------------------------|----|----|----|----|----|----|----|
| Índice | Dw | Rw | Aw | Sw | Tw | Iw | Cw |
| DRASTIC tradicional | 5 | 4 | 3 | 2 | 1 | 5 | 3 |
| DRASTIC Pesticida | 5 | 4 | 3 | 5 | 3 | 4 | 2 |

Otra variación del índice DRASTIC es la adición de nuevos parámetros como capas extra en adición a los siete parámetros originales. La modificación más utilizada es la adición de una capa de Uso de Suelo (Bghapour et al., 2016; Kozłowski & Sojka, 2019; Lappas & Matiatos, 2014; Saha & Alam, 2014; Sener & Davraz, 2013). Esta modificación es muy utilizada cuando en la zona de estudio se tiene la presencia de una fuerte actividad antropogénica (fuentes) que afecte la calidad del suelo. Esta modificación se usa especialmente en las zonas donde se ha practicado de manera prolongada la agricultura o áreas con fuerte presencia urbana (Lappas & Matiatos, 2014). Al añadir un octavo parámetro el resultado no se puede comparar con el índice tradicional, por lo tanto, es necesario normalizar ambos índices de modo que el rango de los resultados entre en una misma escala (Kozłowski & Sojka, 2019; Saha & Alam, 2014).

Ente otras modificaciones menos comunes se tienen la adición de lineamientos. Con “lineamientos” se refiere a las características lineares en la superficie terrestre formadas por procesos geológicos. Estas se caracterizan por facilitar la infiltración, el flujo de agua subterránea y a su vez, la entrada de contaminantes. A mayor densidad de lineamientos, mayor será el potencial de contaminación acuífera (Sener & Davraz, 2013). Los lineamientos están relacionados con el movimiento y almacenamiento de agua subterránea y, por lo tanto, son guías importantes (Subba, 2001).

Aún con las cualidades de este método, los estudios de vulnerabilidad acuífera requieren análisis debido a que el valor de los rangos y los pesos de cada parámetro pueden ser subjetivos, algunos científicos consideran que la vulnerabilidad a contaminación acuífera puede ser estudiada sin la necesidad de utilizar todos los parámetros (Barber et al., 1993; Merchant, 1994). Por esta

razón es necesario realizar análisis de validación. Estos análisis consisten en correlaciones por medio de análisis estadísticos, los cuales se utilizan para comparar los índices modificados con respecto al índice original y comúnmente se utilizan los valores de vulnerabilidad de los índices contra concentraciones de contaminantes en la zona estudiada (Bghapour et al., 2016; Yin et al., 2013). También se tienen los análisis de sensibilidad, que ayudan a obtener información sobre la influencia individual que tienen los valores y pesos asignados a cada parámetro del índice DRASTIC y sirve de guía a los hidrogeólogos para entender qué tan significativos son cada uno de ellos (Gogu & Dassargues, 2000).

Capítulo 3: Área de estudio

3.1. Localización

La Figura 14 muestra la superficie del Estado de Sonora y el área de estudio. El polígono corresponde a la cuenca media del río Sonora. Este polígono está delimitado por las coordenadas $29^{\circ}13'$ a $30^{\circ}32'$ latitud norte y los $109^{\circ}57'$ a $110^{\circ}40'$ longitud oeste, aproximadamente a 78 km al noreste de la ciudad de Hermosillo, Sonora.

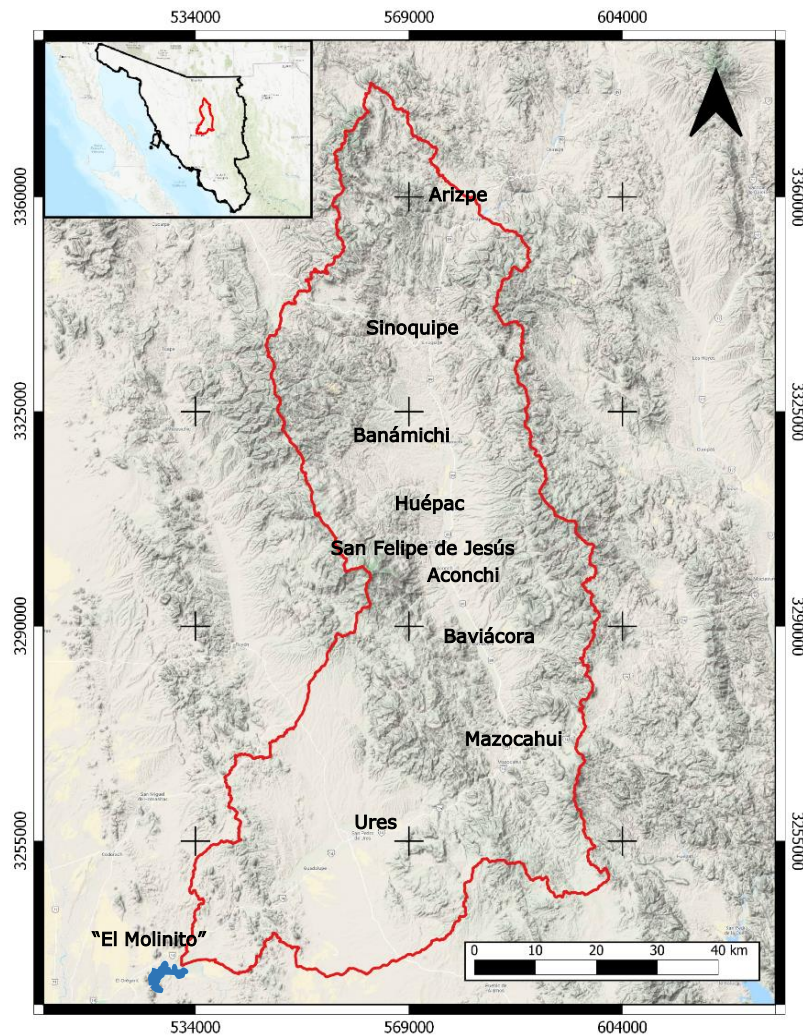


Figura 14. Área de estudio. Acuífero Río Sonora.

Según el Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI), esta zona incluye, de manera parcial o total, los municipios de Aconchi, Arizpe, Banámichi, Baviácora, Cucurpe, Cumpas, Hermosillo, Huépac, Moctezuma, Opodepe, Rayón, San Felipe de Jesús, San Miguel de Horcasitas, San Pedro de la Cueva, Ures y Villa Pesqueira; los cuales conforman la parte media de la cuenca

del Río Sonora, con una extensión de 5510.39 km². La población que vive dentro de la esta zona es de aproximadamente 20,395 personas, tomando en cuenta los principales municipios que se ubican dentro del área de estudio: Aconchi, Arizpe, Banámichi, Baviácora, Huépac, San Felipe de Jesús y Ures.

3.2. Hidrografía

El área de estudio se encuentra dentro de la cuenca del río Sonora la cual se ubica en la región hidrológica RH-9 Sonora Sur. El rasgo hidrográfico de mayor importancia dentro del sitio de estudio es el río Sonora, que nace al oriente de Cananea a una altitud de 2,400 msnm, con dirección Norte-Sur, desde Arizpe hasta Mazocahui (Fig. 14). En esta área predomina una topografía representada por elevaciones, estas permiten una mayor facilidad en la generación de corrientes superficiales, esencialmente de arroyos con régimen intermitente con dirección al cauce principal. A partir de aquí, la orientación del cauce cambia a NE-SW, hasta llegar a la presa Rodolfo Félix Valdez (El Molinito) (Fig. 14) ubicada en los límites de nuestra área de estudio, en donde vierte sus aguas en la actualidad (CEA, 2005; CONAGUA, 2015). En esta zona, las corrientes superficiales duran mayor tiempo expuestas en superficie debido a las bajas pendientes, predominando arroyos con régimen intermitente con patrón de drenaje dendrítico (CEA, 2005).

3.3. Hidrología subterránea

El acuífero Río Sonora está contenido en un medio poroso y permeable constituido de boleos, gravas, arenas, no consolidados que presentan buena porosidad granular, por tanto, son sedimentos de buena permeabilidad. El acuífero es del tipo libre, cuyas fronteras laterales corresponden a rocas ígneas intrusivas de tipo granítico y extrusivas del tipo riolítico y andesítico. En algunas zonas como en los valles de Ures y San Felipe de Jesús, aflora la formación Báucarit, el cual es un complejo conglomerático de mediana a baja permeabilidad (CONAGUA, 2015).

Tomando en cuenta los datos piezométricos (Fig. 15) de 147 norias y 20 pozos del Acuífero Río Sonora, tomados en Agosto del 2014, las profundidades del agua subterránea en la parte alta de la cuenca cercana al río, correspondiente de Arizpe a Mazocahui, varían entre 1 y 13 metros de profundidad, mientras que en la parte baja, correspondiente de Mazocahui hasta la zona de la presa El Molinito, las profundidades varían entre 6 y 18 metros. La recarga del acuífero se lleva a cabo por flujo lateral, por la infiltración de agua de lluvia provenientes de las zonas permeables que circundan la región del valle, por el Río Bacanuchi, por el Río Sonora y el retorno agrícola de la

parte Noreste y central. Utilizando como base las profundidades anteriormente mencionadas, se estima que el flujo de agua subterránea se da en dirección al sur en la parte alta de la cuenca media y al suroeste en la parte baja media (CONAGUA, 2015). Las mediciones están confinadas a las inmediaciones del río y se asume que el nivel freático es cada vez más profundo al alejarse del cauce principal del río.

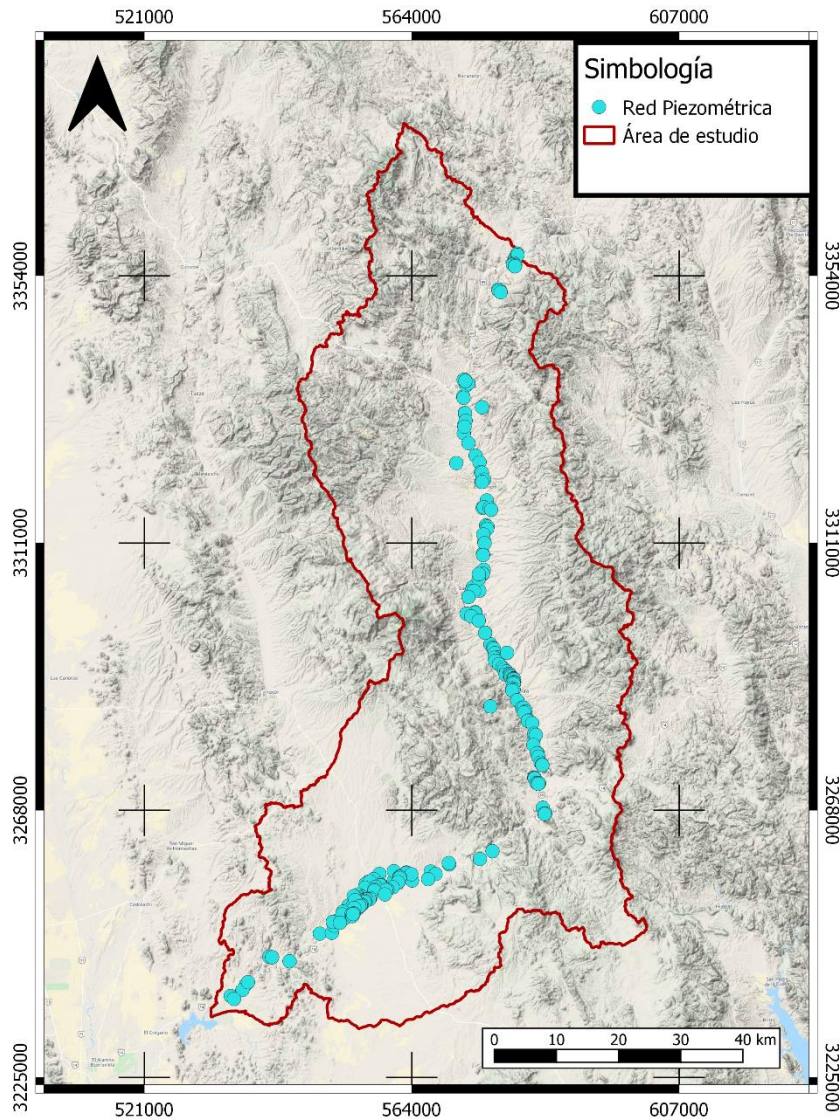


Figura 15. Red piezométrica de la zona de estudio. Compuesta por 147 norias y 67 pozos.

3.4. Geomorfología

El área de estudio del acuífero medio del río Sonora se puede dividir en dos regiones orográficas principales, partes alta y baja. Debido a ello, tiene un relieve muy accidentado y pronunciado, lo que contribuye a una variación en los tipos de clima, fauna y flora. Gran parte de la morfología que se presenta en esta cuenca es producto de patrones geológico-estructurales resultado de la tectónica compresiva y distensiva que han sufrido las rocas a lo largo de su historia geológica, de aquí que la mayoría de los cambios bruscos en la dirección de las principales corrientes de la cuenca. Estos cambios y formas bruscas se deben a grandes estructuras geológicas (fallas y fracturas) que siguen los ríos como zonas de debilidad (CEA, 2005). Estas condiciones y las variaciones de las características geológicas locales dan lugar a gran diversidad de recursos naturales como son, mineros, forestales, agrícolas e hidrológicos. Cuenta con grandes extensiones montañosas pertenecientes a la provincia fisiográfica de la Sierra Madre Occidental (CONAGUA, 2015; González-León et al., 2010).

En la parte alta (Arizpe - Mazocahui) de la cuenca media el relieve accidentado es un reflejo de la constitución geológica regional y está caracterizada por una serie de sierras paralelas, con orientación noreste-sur y separadas entre sí por valles angostos (González-León et al., 2010). En la parte baja (Mazocahui - Ures) está constituida por sierras y lomas paralelas separadas por valles de mayor amplitud; se considera que las formas del relieve topográfico son el producto de bloques levantados, que constituyen una serie de fosas tectónicas (*grabens*) orientadas con variantes de norte a noroeste, estas fueron originados por fallas regionales (CONAGUA, 2015). Estructuralmente, en la zona de estudio se presenta el patrón regional del sistema de franjas paralelas en dirección general NW-SE, el cual corresponde al tipo “Basin and Range” de fosas y pilares (horst-graben) (Grijalva-Noriega & Roldán-Quintana, 1998).

3.5. Marco Geológico

En el área de estudio afloran variedad de rocas ígneas, sedimentarias y metamórficas, que abarcan desde el precámbrico hasta épocas recientes (Fig. 16). A continuación, se describe de manera resumida la litología comprendida dentro del área de estudio.

3.5.1. Precámbrico

Las rocas más antiguas son rocas ígneas intrusivas y metamórficas que afloran en la parte oeste del municipio de Banámichi y Huépac. Las rocas metamórficas corresponden a esquistos y gneises del

proterozoico inferior. Las rocas ígneas intrusivas corresponden a granitos del complejo granito Cananea, con una edad de 1.44 G.a (Anderson & Silver, 1977; Calmus et al., 2018) del proterozoico medio. Se cuenta con la presencia de calizas y areniscas del proterozoico superior en el Municipio de Rayón.

3.5.2. Paleozoico

El paleozoico se caracteriza por cuarcitas del cámbrico en los municipios de Banámichi y Huépac, e intercalaciones de calizas y areniscas con cierto grado de metamorfismo de la formación Horquilla, localizándose afloramientos en los municipios de Hermosillo, Ures y Baviácora, correspondientes al Carbonífero-Pérmico. A este conjunto se le conoce como unidades del paleozoico metamórfico, el cual se presenta en el borde oeste del área de estudio en una dirección similar al cauce del Río Sonora.

3.5.3. Mesozoico

El Mesozoico se presenta en afloramientos en los bordes este y oeste de la zona de estudio. Las rocas más antiguas del periodo mesozoico corresponden a intercalaciones de riolita-arenisca, arenisca-limolita y lutita-arenisca localizadas al oeste del Municipio de Banámichi y al suroeste del Municipio de Arizpe. El cretácico se caracteriza por un ambiente volcanosedimentario con afloramientos de Andesita-Arenisca y Andesita-Toba Andesítica. La actividad ígnea producida durante el cretácico y el paleoceno sobre la cordillera norteamericana, conocida como la orogenia Laramide (80-40 Ma) se representa en el área de estudio en las rocas de la formación Tarahumara (Calmus et al., 2018; Coney & Reynolds, 1977).

Hacia finales del periodo cretácico, se tiene registro de rocas plutónicas representadas por granitos y granodioritas las cuales tienen una extensa distribución en el área, extendiéndose, principalmente, en la zona de centro del área de estudio, en los municipios de Ures, Baviácora y Aconchi.

3.5.4. Cenozoico

Las rocas del terciario son las que cuentan con mayor extensión en el área de estudio. El cenozoico se caracteriza por un ambiente magmático. Rocas volcánicas como las Riolitas Andesitas y Basaltos. Además, en este periodo, se manifestaron emisiones piroclásticas que dieron origen a la formación de Tobas que afloran la parte norte y a los bordes del área de estudio y en los municipios de Ures (CONAGUA 2015).

En los municipios de Arizpe, Banámichi, Aconchi y Baviácora se localizan afloramientos de conglomerados continentales de la Formación Báucarit, los cuales consisten en conglomerados poligénicos (clastos procedentes de distintas rocas madre). El Cuaternario se define con la presencia de depósitos aluviales y fluviales; principalmente formados por boleos, gravas, arenas, arcillas y limos (CONAGUA, 2015). Estos presentan una distribución muy reducida, localizados en los cauces de los ríos, arroyos y planicies de inundación.

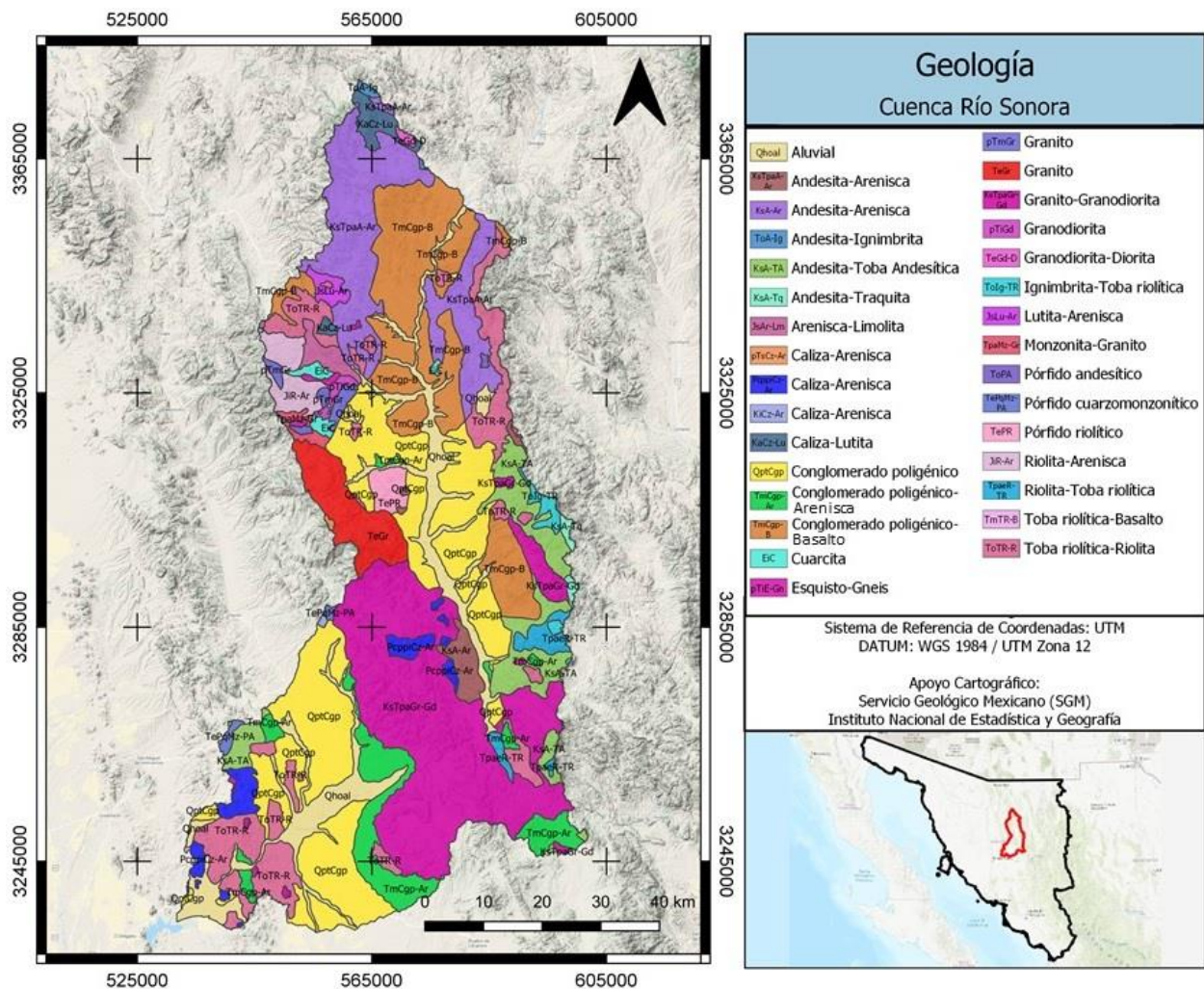


Figura 16. Mapa litológico de la zona de estudio. Fuente: SGM, Carta Geológico-Minera Cananea H12-5 y Hermosillo H12-8, 1999; INEGI, Conjunto de datos vectoriales Geológicos serie 1. Hermosillo, 1982.

3.6. Uso de Suelo

Aproximadamente un 64% del área total de la zona de estudio están clasificados como matorrales (matorral desértico micrófilo, mezquital xerófilo, matorral sarcocaulé y matorral subtropical), estos abarcan principalmente la parte central del área, desde el cauce hasta zonas más elevadas. En las zonas de mayor elevación, cercanas a los parteaguas este y oeste de la cuenca, la vegetación predominante corresponde a bosques de encinos. Las áreas agrícolas tienen una extensión de 172.33 km², aproximadamente un 3% de área de estudio, la mayor parte de ellas, próximas al cauce del Río Sonora o sobre el mismo. Por último, las áreas urbanas cuentan con una extensión de 8.11 km², un 0.14% de la extensión total. Los tipos de uso suelo que se identifican en el área de estudio se describen en la Figura 17

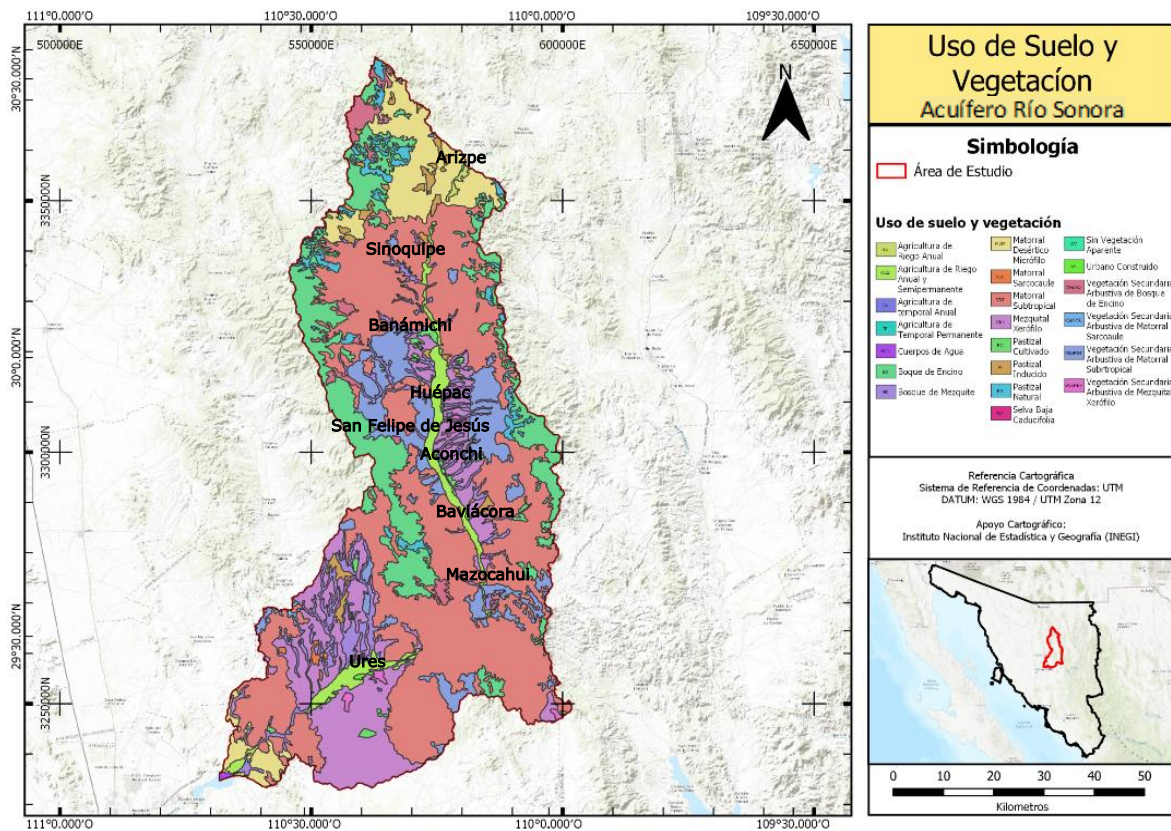


Figura 17. Distribución del Uso de Suelo y Vegetación de la cuenca del Río Sonora. Fuente: INEGI (2016).

3.7. Situación administrativa y aprovechamiento del agua

El acuífero Río Sonora se encuentra dentro de la zona de veda publicada en el Decreto publicado en el Diario Oficial de la Federación del 2 de junio de 1967, para la apertura de nuevos aprovechamientos de aguas subterráneas. Es decir, no se autorizan aprovechamientos de agua adicionales a los establecidos legalmente en virtud del deterioro del agua en cantidad y calidad (CONAGUA, 2015).

Los usuarios del sector agrícola del acuífero Río Sonora son principalmente ejidales. Estos se encuentran afiliados a Organizaciones Campesinas como la Centra Campesina Independiente (CCI) y la Confederación Nacional Campesina (CNC). La Secretaría de Agricultura, Ganadería y Desarrollo Rural (SAGAR), brinda apoyo Técnico agropecuario a estos usuarios en forma permanente. La Comisión Nacional del Agua, se mantiene en contacto con los usuarios del agua a través de reuniones para la integración del Consejo de Cuenca, el cual forma parte del Consejo del Alto Noroeste (CONAGUA, 2015).

Para la extracción de agua en esta zona se utiliza infraestructura hidráulica, la cual consiste en obras de captación de agua subterránea del tipo norias en su mayoría y pozos someros, también obras de toma directa del río. Las norias y pozos someros son utilizados para fines agrícolas, domésticos y pecuarios. En el caso de los pozos con agua a mayor profundidad se utilizan bombas para su extracción. Los usuarios que utilizan en mayor medida el agua subterránea de esta cuenca están representados por: uso pecuario (47.5%), uso agrícola (33.4%), seguido por el uso público urbano de las poblaciones ubicadas dentro de la cuenca (14.7%), fines domésticos (4.1%), industrial (0.2%) y finalmente, uso múltiple (0.1%) (CEA, 2005; CONAGUA, 2015)

El acuífero recibe cantidades considerables de agua gracias a las precipitaciones que ocurren cada año, especialmente en los meses de julio y agosto, esta entrada de agua corresponde a aproximadamente $43.26 \text{ hm}^3/\text{año}$. Debido a la extracción de agua para uso humano e industrial y a procesos naturales como la evaporación, evapotranspiración o flujo subterráneo hacia otras cuencas o hacia el mar, se estima una salida de aproximadamente $57.12 \text{ hm}^3/\text{año}$ de agua, lo que indica un cambio de almacenamiento negativo de $13.86 \text{ hm}^3/\text{año}$ (CEA, 2005).

3.8. Fondo geoquímico natural en la zona de estudio

La zona de estudio es conocida por tener un largo historial de actividad minera, además de casos de contaminación ambiental como consecuencia de esta. En estos casos, es importante determinar un fondo geoquímico natural para diferenciar las zonas que presentan un elevado contenido de minerales de forma natural contra aquellas que presentan contaminación antropogénica.

El Servicio Geológico Mexicano (SGM) cuenta con cartas geoquímicas que muestran los valores de metales en partes por millón (PPM) a partir de muestras de sedimento de arroyo. Para la zona de estudio corresponden las cartas 17_H12-5 y 18_H12-8 escala 1:250,000 de Cananea y Hermosillo, respectivamente. La Tabla 6 muestra el contenido de metales más importantes en la zona. Las muestras se tomaron en arroyos y como referencia se mencionan los poblados más cercanos a estos puntos.

En México no existen normas que establezcan límites máximos permisibles (LMP) para metales en sedimentos (Laino-Guanes et al., 2015); por lo tanto, las concentraciones obtenidas a partir de las cartas geoquímicas se compararon con la Norma Oficial Mexicana de Criterios para la Determinación de Suelos Contaminados por Metales Pesados (NOM-147-SEMARNAT/SSA1, 2004) (Tabla 6) y con la Guía Provisional de Calidad del Sedimento (por sus siglas en inglés, Interim Sediment Quality Guideline, actualizada en 2001), la cual es usada en Canadá (Tabla 7). Estas normas no incluyen valores de Fe, Mn, Cu ni Zn.

Comparando ambas tablas se puede observar que Huépac, Ranchito de Huépac y Aconchi presentan una elevada concentración de As. Existe una concentración elevada de Cd en casi todos los sitios si se compara con la guía ISQG. En cuanto al Cu los sitios con elevadas concentraciones son Ranchito de Huépac, San Felipe de Jesús, Aconchi, La Estancia, San José de Baviácora, El Molinote, La Aurora y Mazocahui, este último con la mayor concentración de todos. Tomando en cuenta la NOM, ningún sitio excede los límites para el caso del Pb, sin embargo, hay concentraciones elevadas en la zona de San Felipe de Jesús; tomando en cuenta la guía ISQG los sitios que exceden las concentraciones de Pb son Arizpe, Bámori, Banámichi, Ranchito de Huépac, San Felipe, Aconchi, El Molinote, Puerta del Sol y Topahue. El Zn solo presenta elevadas concentraciones en los sitios cercanos a Arizpe, Bámori, Ranchito de Huépac y San Felipe.

El Mn no aparece en ninguna de las normas con las que se comparan las concentraciones de las cartas geoquímicas, sin embargo, las concentraciones de Mn muestran valores muy elevados en

todos los sitios. Esto puede considerarse normal, debido a que el Mn es un metal común en suelos y sedimentos (Jenne, 1968).

Tabla 6. Contenido de metales pesados a partir de muestras de sedimentos de arroyo. Fuente: Cartas Geoquímicas del Servicio Geológico Mexicano 17_H12-5 y 18_H12-8, 1997 y 1998, respectivamente.

| SITIO | Contenido de metales pesados en PPM | | | | | | |
|-----------------------|-------------------------------------|-----|-------|-----|-------|-------|-------|
| | As | Cd | Cu | Fe | Mn | Pb | Zn |
| Arizpe | 1.9 | 1.9 | 27 | N/D | 565 | 108 | 210 |
| Bámori | 1.9 | 1.9 | 19 | N/D | 384 | 47 | 209 |
| Sinoquipe | 1.9 | 1.4 | 48 | N/D | 314 | 30.6 | 119.7 |
| Banámichi | 1.9 | 1.5 | 13 | N/D | 470 | 37 | 93 |
| Las Delicias | 11.0 | 0.5 | 33.6 | 2.6 | 685.7 | 29.8 | 54.5 |
| Huépac | 21.7 | 0.8 | 34.8 | 2.9 | 829.7 | 31.3 | 73.4 |
| Ranchito de Huépac | 25.8 | 1.2 | 45.1 | 2.5 | 1123 | 61.6 | 129.9 |
| San Felipe de Jesús | 18.3 | 2.7 | 53.9 | 2.1 | 1441 | 303.5 | 520.6 |
| Aconchi | 23.7 | 1 | 57.8 | 3 | 770.8 | 53.4 | 102.2 |
| La Estancia | 2.0 | 0.5 | 68.8 | 3.2 | 610.6 | 22.0 | 104.6 |
| San José de Baviácora | 6.2 | 0.5 | 67.2 | 3.9 | 646.2 | 30.6 | 78.8 |
| El Molinote | 8.7 | 0.6 | 46.6 | 3.3 | 628.8 | 38.6 | 74.6 |
| La Aurora | 11.7 | 1 | 85.3 | 2.6 | 524.2 | 33.2 | 62.4 |
| Mazocahui | 4.6 | 0.9 | 117.4 | 4.2 | 559.2 | 31.8 | 87.3 |
| Puerta del Sol | 13.2 | 0.7 | 43.1 | 3.0 | 789.1 | 44.5 | 99.9 |
| San Pedro de Ures | 3.7 | 0.5 | 53.2 | 2.6 | 818.6 | 20.3 | 66.7 |
| Santiago de Ures | 2.3 | 0.5 | 30.1 | 2.1 | 417.3 | 17.3 | 40.6 |
| Guadalupe de Ures | 6.2 | 0.5 | 26.2 | 2.3 | 404 | 20 | 34.1 |
| San Rafael de Ures | 6.7 | 0.5 | 24.7 | 2 | 435.2 | 25.2 | 42.6 |
| San José de Gracia | 16.4 | 0.6 | 32.6 | 2.4 | 566.2 | 34.3 | 60.8 |
| Topahue | 23.5 | 0.9 | 33.5 | 2.9 | 592.4 | 35.9 | 72 |

Tabla 7. Límites permisibles para metales en sedimentos establecidos por la norma mexicana (NOM) y la guía provisional (ISQG). Valores en PPM.

| Norma | As | Cd | Cu | Pb | Zn |
|-------|-----|-----|------|-----|-----|
| NOM | 22 | 37 | N/D | 400 | N/D |
| ISQG | 5.9 | 0.6 | 35.7 | 35 | 123 |

Además de la cartas del SGM, se tienen el Diagnóstico ambiental en la cuenca del Río Sonora (UNAM, 2016) y el trabajo realizado por Calmus et al. (2018) en donde se realiza un estudio para conocer el fondo geoquímico natural de la zona a partir de muestras de rocas. En el primero se

afirma que las rocas que rodean la cuenca se caracterizan por tener elevadas concentraciones de elementos mayores como Al (82.73 ppm – 91.85 ppm), Fe (59.64 ppm – 68.46 ppm) y Mn (789.8 ppm – 1364.2 ppm). Según Calmus et al. (2018) existe un enriquecimiento particular de As, Ag, Sb, Pb y Bi en la zona de San Felipe de Jesús y Baviácora debido a que hay zonas con mineralización natural con estas características en los alrededores. Los valores de concentración de Ag y As están correlacionados con rocas volcánicas intermedias y depósitos detríticos no consolidados, mientras que el Sb se asocia preferentemente con rocas volcánicas félsicas, depósitos detríticos no consolidados y rocas alteradas.

En general, esta zona se caracteriza por presentar anomalías en ciertos elementos, tales como, Mn, Ba, Zn, As, Ag, Sb, W, Pb y Bi. Tomando en cuenta que los suelos y sedimentos derivan directamente de las rocas de la zona por producto del intemperismo, pueden obtener la misma firma geoquímica, lo cual puede atribuirse incorrectamente a actividades antropogénicas (Calmus et al., 2018).

3.9. Situación minera

El área de estudio se caracteriza por tener una gran cantidad de zonas mineralizadas. En estas zonas se tiene registros de una fuerte actividad minera, actualmente se tienen algunas minas activas y relictos de operaciones pasadas. La mayoría de las zonas en donde se ha practicado la minería dentro de la cuneca corresponden a pequeños prospectos actualmente en abandono, los cuales fueron explotados de manera artesanal o a pequeña escala (Fig. 18).

Los principales desarrollos mineros corresponden, de norte a sur, mina El Gachi (Pb-Zn) al este de Arizpe, mina Santa Elena (Au) al este de Banámichi, mina San Felipe (Cu, Pb, Zn y Au). El Jaralito (W) y mina Washington (Cu, W y Mo) al oeste y al este de Baviácora, respectivamente (Calmus et al., 2016).

La mina El Gachi se encuentra actualmente inactiva. Esta se ubica aproximadamente a 8 km al SE de Arizpe (Fig. 18). Ésta corresponde a un depósito de reemplazamiento distal relacionado a un ambiente tipo pórfido cuprífero, alojado en sedimentos que corresponden al Cretácico Temprano (Zúñiga-Hernández, 2010).

La mina Santa Elena es la zona más grande de actividad dentro del área de estudio y actualmente se encuentra activa. Este depósito se localiza aproximadamente a 5 km al este de Banámichi (Fig. 18). Este depósito es considerado de origen hidrotermal formado a una

profundidad de 1 a 2 km y a temperaturas relativamente bajas de 150 a 300°C. Los elementos de mayor abundancia son Au, Ag, Zn y Pb. En menor proporción se puede encontrar Cu, Sb, As, Hg y Se (Calmus et al., 2016).

La zona minera de San Felipe se localiza a 6 km al oeste del poblado San Felipe de Jesús y se encuentra actualmente inactiva (Fig. 18). En esta área se presentan varios depósitos minerales en forma de vetas hidrotermales. Los principales minerales de extracción son la pirita, calcopirita, galena y esfalerita. Esta zona también se caracteriza por la presencia de jales abandonados ubicados aproximadamente a 600 m de distancia del pueblo (Del Rio-Salas et al., 2019).

El Jaralito es un distrito minero abandonado localizado en la parte centro-sur de la Sierra de Aconchi, aproximadamente a 14 km al sur de Baviácora. Los tipos de depósitos que se encuentran en este distrito corresponden a skarns desarrollados por el contacto entre rocas intrusivas y calizas paleozoicas. También se tienen registros de afloramientos de cuerpos pegmatíticas con mineralización de W-Be. En la zona no hay rastros de jales abandonados (Roldán-Quintana, 1991).

Por último, la mina Washington. Es una mina abandonada donde se extraía Cu, W y Mo. Se ubica aproximadamente a 15 km al SE del poblado de Huépac. El material se obtenía de una brecha emplazada en una secuencia de rocas volcánicas de la Formación Tarahumara. En esta brecha existe una asociación mineralógica correspondiente a cuarzo-turmalina y sericita, con presencia de minerales sulfurosos como pirita y calcopirita, además de molibdenita, trazas de esfalerita y galena. No se tiene registros de la presencia de jales originarios de esta mina (Simmons & Sawkings, 1983; Zúñiga-Hernández, 2010).

A pesar de que la mayoría de las minas presentes dentro del área de estudio son en su mayoría del tipo artesanal, la cantidad de actividad minera y el tiempo de existencia de las minas son un factor importante que considerar en cuanto a la afectación al medio ambiente y la contaminación del agua superficial y subterránea (Suppen et al., 2006). Se tienen registros de la presencia de MP en el río Sonora desde los años 80's, tal como se explica en el trabajo de Gómez-Álvarez (1990). Según sus resultados, el río Sonora ya presentaba concentraciones importantes de Cu (166 ppm), Pb (0.3 ppm), zinc (10 ppm), Fe (700 ppm), Mn (15 ppm) y de sulfatos (380-5,500 ppm). También se tienen datos de mayor presencia de MP en el río Sonora durante los meses de septiembre, octubre y diciembre de 1984 y enero, marzo, abril y mayo de 1985, lo cual se relaciona a vertimientos e infiltraciones de aguas ácidas ferrocupríferas originarias de las represas del distrito minero de

Cananea, debido a que en ese entonces estos presentaban una baja capacidad de almacenamiento en los repesos, por lo que se rebasaban los límites permitidos (Gómez-Álvarez et al., 1990).

Una de las problemáticas de mayor importancia debido a la presencia de actividad minera (tanto minas abandonadas como activas), es la ocurrencia de lixiviación en minas y relaves abandonados que genera escorrentías ácidas las cuales por medio de arroyos pueden llegar hasta el cauce principal. Estas escorrentías ácidas contribuyen a la diseminación de metales y metaloides en la superficie provocando que estos se acumulen en los sedimentos hasta niveles potencialmente peligrosos. Por ejemplo, al sur del distrito minero “El Jaralito” (Fig. 18) se han detectado concentraciones de As (10.77 ppm), Co (11.67 ppm), Cr (27.89 ppm), Ni (20.2 ppm), Cu (35.29 ppm), Mn (496 ppm) y Pb (55.64 ppm) en sedimentos (Guzmán et al., 2019). También se han reportado altas concentraciones de Zn (124 ppm) y Pb (68.76 ppm) en Arizpe y Sinoquipe respectivamente. También se tiene registros de presencia de sulfatos, estos se encuentran en casi todas las aguas naturales y son producidos por la oxidación de minerales sulfurosos, los cuales son removidos por la misma actividad minera. Al este de Huépac se han observado las máximas concentraciones de sulfatos en sedimentos con aproximadamente 2500 ppm (Guzmán et al., 2019).

Dentro de la zona de estudio existe un área que ha sido estudiada debido a su importancia en cuanto a la contaminación por metales pesados. Esta se encuentra aproximadamente a 600 m al sur del poblado de San Felipe de Jesús y se caracteriza por la presencia de jales mineros abandonados los cuales se encuentran a solo unos metros de zonas de cultivo (Del Rio-Salas et al., 2019; Loredó-Portales et al., 2020).

La mineralogía determinada en estos desechos consiste en sulfatos metálicos hidratados divalentes, tales como, rozenita, starkeyita, kieserita, szomolnokita y epsomita. También presenta sulfatos metálicos hidratados trivalentes (coquimbita) y sulfatos hidratados divalentes trivalentes (copiapita), los cuales son minerales eflorescentes altamente solubles asociados con el DAM (Del Rio-Salas et al., 2019). Estos jales se caracterizan por ser de color rojizo en las partes externas y grisáceo en las partes internas, esto se debe al contenido de materiales ricos en óxidos y sulfatos, respectivamente. El jal rico en óxidos se caracteriza por tener concentraciones importantes de Zn (92,540 ppm), Pb (19,740 ppm) y As (13,401 ppm). Se tiene evidencia de la presencia de minerales eflorescentes a los alrededores de estos jales, incluyendo caminos de terracería y áreas de cultivo, una posible causa de esto es la fácil dispersión de contaminantes provenientes de estos jales por

procesos principalmente eólicos y por las lluvias. Esto puede afectar la calidad del suelo e incluso de las aguas superficiales y subterráneas (Del Rio-Salas et al., 2019; Loredo-Portales et al., 2020).

Al norte de la zona de estudio se encuentra el distrito minero de Cananea, el cual es considerado uno de los depósitos de cobre más grandes e importantes a nivel mundial. Los desechos generados en este distrito cubren aproximadamente 1000 ha y se han acumulado a lo largo de décadas de explotación mineral de cobre. Estos desechos han afectado la calidad del agua en los ríos San Pedro y Bacanuchi, un afluente del río Sonora, debido a la introducción de desechos de ácido ferroso cúprico con altos niveles de metales tóxicos y acidez (Aguilar-Hinojosa et al., 2016).

En esta área existen antecedentes de casos graves y recientes de contaminación en agua superficial relacionadas a actividad minera, tal es el caso del derrame ocurrido en el distrito minero de Cananea en Sonora, México. El 6 de agosto de 2014 en la mina "Buenavista del Cobre" (ubicada en Cananea, Sonora) se derramaron aproximadamente de 40,000 m³ de solución ácida desde una presa afectando directamente el arroyo Tinajas (17,6 km), el río Bacanuchi (64 km) y el río Sonora (190 km). La solución era altamente ácida y contenía metales pesados. CONAGUA dio a conocer las concentraciones de MP en esta solución ácida: Fe (1080 mg/l), Al (461 mg/l), Cu (114 mg/l), Mn (98 mg/l), Zn (51 mg/l), As (42.7 mg/l), Ni (11 mg/l), Cd (7.8 mg/l), Pb (2.5 mg/l), Cr (1.5 mg/l) y pH 2.3 (Rivera-Uria et al., 2018; UNAM, 2016). Cuando los MP antes mencionados llegan a las aguas superficiales, estos pueden permanecer y transportarse a lo largo de un periodo de 70 días, debido a esto, los efectos del derrame también ocasionaron la contaminación del agua subterránea, a tal grado que en algunos pozos se presentaron altas concentraciones durante los primeros días posteriores al derrame (UNAM, 2016).

Tomando en cuenta el contexto minero de la zona de estudio, la presente tesis busca contribuir en la búsqueda e identificación de las posibles fuentes de MP, principalmente relacionadas a actividades mineras, las cuales puedan afectar negativamente las aguas superficiales y subterráneas. Logrando esto y sumado a un método de cuantificación de vulnerabilidad acuífera se podrán realizar planes de manejo de contaminantes o desechos mineros y uso de suelo, evitando así problemas futuros de contaminación que pudieran afectar a las poblaciones que se encuentren cerca de zonas que presenten este tipo de actividad.

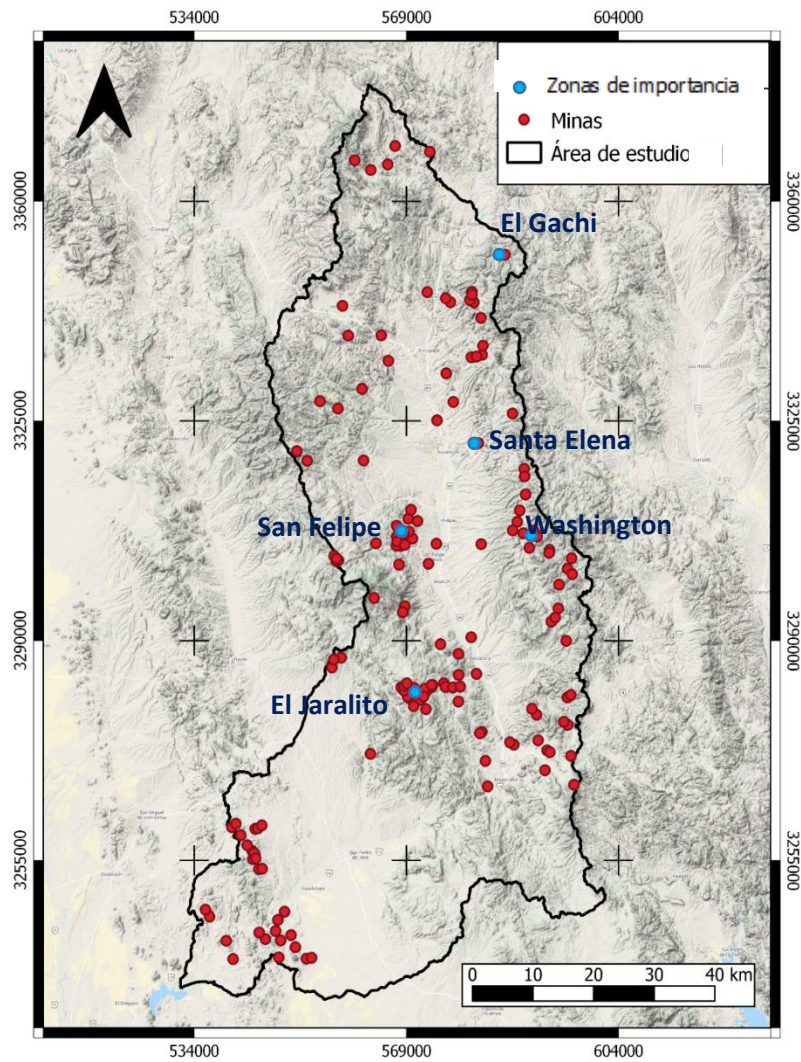


Figura 18. Minas dentro del área de estudio. Los puntos rojos representan las minas pequeñas o artesanales. Los puntos azules indican las minas más representativas y con mayor influencia económica. Información obtenida de las cartas Geológico-Mineras 1:50,000 de Arizpe, Banámichi, Baviácora, Santa Ana, Aconchi, Opodepe, Rayón y Ures, publicadas por el Servicio Geológico Mexicano (SGM).

Capítulo 4: Materiales y Métodos

Para lograr los objetivos de esta tesis de maestría se evaluó la vulnerabilidad intrínseca del acuífero Río Sonora a su contaminación por medio del índice DRASTIC. Posteriormente se utilizó una metodología basada en SIG para la identificación de posibles fuentes de metales pesados. La información generada se añadió al método de cuantificación de vulnerabilidad acuífera DRASTIC con la finalidad de evaluar la vulnerabilidad acuífera a una contaminación por metales pesados.

4.1. Evaluación de la vulnerabilidad intrínseca del acuífero Río Sonora

Se utilizó el método DRASTIC para la determinación de la vulnerabilidad intrínseca del acuífero Río Sonora. Este método utiliza siete parámetros: D: Profundidad del agua subterránea.; R: Recarga neta. A: Litología y estructura del medio acuífero; S: Tipo de suelo; T: Topografía (a pendiente de la superficie topográfica); I: Naturaleza de la zona no saturada; C: Conductividad hidráulica del acuífero (Aller *et al.*, 1985).

Se realizó una recopilación extensiva y análisis de la información existente del área de estudio para poder terminar los valores que se integraron en índice DRASTIC. Posteriormente estos datos se procesaron con el software QuantumGIS 3.14 para producir las capas utilizadas para cálculo del índice DRASTIC.

En este método, a cada parámetro se le asignan valores que van de 1 (mínima vulnerabilidad) a 10 (máxima vulnerabilidad), de acuerdo con las características y el comportamiento de los parámetros en el área de estudio, también se les aplica una ponderación con pesos del 1 al 5 según su importancia en la vulnerabilidad del acuífero. Ambos valores por parámetro se multiplican y se suman los siete resultados para obtener una valoración final, siguiendo la ecuación (5), mencionada en la sección 2.4.2.

4.1.1. Profundidad (D)

La profundidad a la que se encuentra la zona saturada es importante ya que determina la profundidad que debe atravesar un contaminante antes de llegar al acuífero y ayudar a determinar el tiempo en el que está en contacto con el medio circundante (Aller *et al.*, 1985).

Esta capa se generó con base en las profundidades del agua reportadas en el Reporte de Piezometría del Acuífero 2624 Río Sonora, realizado en Agosto del 2014 y otorgado por CONAGUA (CONAGUA, 2014). Los datos de profundidad de los pozos, distribuidos a lo largo del río Sonora, se introdujeron en una capa vectorial de puntos con coordenadas. La profundidad

del acuífero para las zonas donde no existen datos se obtuvo mediante interpolación de la Distancia Inversa Ponderada (Interpolación IDW) en base a valores existentes. En el método de interpolación IDW, los puntos se ponderan de manera que la influencia de un punto en relación con otros disminuye con la distancia desde el punto desconocido.

El resultado de la interpolación IDW fue capa ráster la cual se sometió a una “Reclasificación por Tabla”, mediante la cual reclasificó la capa ráster asignando nuevos valores basándose en la clasificación establecida por Aller et al. (1985) en el método DRASTIC para distintos rangos de profundidad (Tabla 8).

Tabla 8. Evaluación del parámetro de profundidad del nivel freático (D) del índice DRASTIC (Aller et al., 1985).

| DEPTH (D) | |
|------------------|----------------------|
| Rango (m) | Clasificación |
| 0 - 1.5 | 10 |
| 1.5 - 4.6 | 9 |
| 4.6 - 9.1 | 7 |
| 9.1 - 15.2 | 5 |
| 15.2 - 22.9 | 3 |
| 22.9 - 30.5 | 2 |
| 30.5 - 200 | 1 |
| PESO | 5 |

4.1.2. Recarga neta (R)

La fuente principal de agua subterránea es la precipitación, la cual primero entra en contacto con la superficie y después infiltra atravesando la zona vadosa hasta llegar a la zona saturada. La recarga neta indica la cantidad de agua por unidad de superficie que penetra la superficie del suelo y llega al nivel freático. Durante este proceso el agua puede adquirir contaminantes presentes en el suelo y subsuelo y viajar verticalmente hasta entrar en contacto con el acuífero (Aller et al., 1985; Tóth, 1999). La recarga neta también llamada precipitación eficaz, depende de la precipitación y de la evapotranspiración real (Aller et al., 1985).

La recarga fue estimada con la siguiente fórmula (Ecuación 6):

$$RN = P - Er \text{ (mm/año)} \quad (6)$$

Donde:

RN es la recarga neta (mm), P es la precipitación media anual (mm) y Er es la evapotranspiración real anual (mm). Para la estimación de la evapotranspiración real anual se utilizó el método de Turc (Turc, 1954), Turc propuso un método para el cálculo de la evapotranspiración, basado en la precipitación y la temperatura. La fórmula de Turc se utiliza para calcular la evapotranspiración anual en mm.

$$ET = \frac{P}{\sqrt{0.90 + \frac{P}{L}}} \quad (7)$$

L se define como:

$$L = 300 + 0.25T + 0.05T^3 \quad (8)$$

Donde T es la temperatura media anual en °C. La ecuación de Turc es válida siempre y cuando se cumpla la siguiente condición:

$$\frac{P}{L} < 0.31 \quad \text{En caso contrario} \rightarrow ET = P$$

Los datos de precipitación utilizados para obtener la recarga neta se obtuvieron de CONAGUA (<https://smn.conagua.gob.mx/es/climatologia/informacion-climatologica/informacion-estadistica-climatologica>) a partir de las estaciones climatológicas de Arizpe, Sinoquipe, Banámichi, Huépac, Aconchi, Mazocahui, Ures y Topahue (Fig. 14), cuyas mediciones diarias entran en un período de 1925 a 2012.

Para la realización de esta capa se utilizó la herramienta de “Interpolación IDW” dando como resultado una capa ráster, la cual fue reclasificada basándose en los rangos de datos establecidos para el índice DRASTIC (Tabla 9). Al finalizar, se obtiene una capa ráster en formato GeoTiff, la cual se utilizará para el índice DRASTIC.

Tabla 9. Evaluación del parámetro de recarga neta (R) del índice DRASTIC (Aller et al., 1985)

| RECHARGE (R) | |
|---------------------|---------------|
| Rango (mm) | Clasificación |
| 0-51 | 1 |
| 51-102 | 3 |
| 102-178 | 6 |
| 178-254 | 8 |
| 254-1000 | 9 |
| PESO | 4 |

4.1.3. Litología del acuífero (A)

La litología del acuífero consiste en el medio consolidado o no consolidado que tiene la capacidad de almacenar agua subterránea. Este elemento retiene el agua en los poros de rocas clásticas y en las grietas o fracturas de las rocas no clásticas. El medio acuífero ejerce el mayor control sobre la ruta y la longitud del camino que debe seguir un contaminante. (Aller et al., 1985; 1987).

Para este parámetro se utilizó un archivo vectorial de geología realizado por la Comisión Estatal del Agua y la Universidad de Sonora, en mayo del 2005 (CEA, 2005). Esta capa se reclasificó en el programa QGIS, según los tipos de litología en la clasificación de Aller et al., (1985) (Tabla 10). Posteriormente, el archivo vectorial se convierte a ráster utilizando la herramienta “Rasterizar” en base al valor de reclasificación. Posteriormente se especificó una resolución de 100 m² obteniéndose una capa Ráster en formato GeoTiff.

Tabla 10. Evaluación del parámetro de litología del acuífero usando como base el índice DRASTIC (Aller et al., 1985).

| LITOLOGÍA DEL ACUÍFERO (A) | |
|-----------------------------------|----------------------|
| Geología | Clasificación |
| Andesita | 3 |
| Toba Ácida | 3 |
| Diorita | 3 |
| Granodiorita | 3 |
| Granito | 3 |
| Gneiss | 3 |
| Asociación Riolita - Toba | 3 |
| Asociación Andesita - Toba | 3 |
| Asociación Granito - Granodiorita | 3 |
| Riolita | 3 |
| Granito | 3 |
| Asociación de Caliza - Limolita | 6 |
| Asociación de Limolita - Arenisca | 6 |
| Asociación Lutita - Arenisca | 6 |
| Caliza | 6 |
| Basalto | 7 |
| Conglomerado | 8 |
| Aluvión | 10 |
| PESO | 3 |

4.1.4. Suelo (S)

El suelo tiene un impacto importante en la cantidad de agua que puede infiltrarse, por lo que influye en la capacidad de recarga de los acuíferos. Los contaminantes deben traspasar primero esta capa de manera vertical antes de llegar a la zona vadosa, generalmente, el grosor promedio del suelo se considera de 1.5 m de profundidad. Todas las actividades de agricultura se realizan en este medio y junto con la vegetación natural, tienen influencia en la cantidad de agua o contaminantes que logran atravesar el suelo (Aller et al., 1985; Bhuvaneshwaran & Ganesh, 2019). Comúnmente, el potencial de contaminación de un suelo se ve influenciado principalmente por el tipo de arcilla presente, el potencial de contracción/expansión de las arcillas y el tamaño de grano del suelo. En general, cuanto menos se encoge y se expande la arcilla y cuanto menor es el tamaño del grano, menor es el potencial de contaminación (Aller et al., 1985).

Los datos de suelo utilizados en este trabajo se obtuvieron del sitio web ISRIC - World Soil Information (<https://data.isric.org/geonetwork/srv/spa/catalog.search#/metadata/f9a3a4e0-27a8-4acc-861f-26c112699c3e>) (2017), los cuales consisten en un archivo vectorial que presenta las texturas de suelo obtenidas a partir de una compilación global de observaciones de suelo. La evaluación de precisión de los datos está disponible en el trabajo de Hengl et al. (2017).

Para realizar la clasificación, se creó un nuevo campo en la tabla de atributos en donde se colocan los valores correspondientes según los tipos de suelo descritos en la clasificación de Aller et al. (1985) (Tabla 11). Posteriormente, el archivo vectorial se convirtió a ráster utilizando la herramienta “Rasterizar” en base a los valores de reclasificación especificando una resolución de 100 m² y al finalizar obteniendo una capa Ráster en formato GeoTiff.

Tabla 11. Evaluación del parámetro de tipo de suelo usando como base el índice DRASTIC (Aller et al., 1985).

| SOIL MEDIA (S) | |
|------------------------|---------------|
| Tipo de Suelo | Clasificación |
| Arcilla | 1 |
| Arcilla arenosa | 5 |
| Franco arcillosa | 3 |
| Franco arcillo arenoso | 7 |
| PESO | 2 |

4.1.5. Topografía (T)

Este parámetro se refiere a la pendiente y a la variabilidad de la pendiente de la superficie del terreno. En áreas donde la pendiente es poco pronunciada, el agua de escorrentía se retiene por periodos más largos permitiendo una mayor infiltración, teniendo, por lo tanto, un mayor potencial de contaminación. En cambio, con una pendiente muy pronunciada ocurre el efecto contrario, ya que las aguas de escorrentías se desplazan a mayor velocidad dificultando la infiltración (Aller et al., 1985; Bhuvaneshwaran & Ganesh, 2019).

El mapa de topografía se realizó en base al Continuo de Elevaciones Mexicano 3.0 (CEM 3.0). Este consiste en un modelo digital de elevación (MED) (<https://www.inegi.org.mx/app/geo2/elevacionesmex/>) que representa las elevaciones del territorio continental mexicano, generado por INEGI (2019) con una resolución de 15 m². Para obtener los valores de la pendiente en porcentajes se utilizó la herramienta “Pendiente” de GDAL/ORG

(Geospatial Data Abstraction Library (2019) en QGIS y se especificó una resolución de 100 m². Posteriormente se utilizó la herramienta “Reclasificación por tabla” para determinar los rangos de valores de pendiente y sus respectivos valores, según la clasificación establecida por Aller et al. (1985) para el método DRASTIC (Tabla 12).

Tabla 12. Evaluación del parámetro de topografía usando como base el índice DRASTIC (Aller et al., 1985).

| TOPOGRAPHY (T) | |
|-----------------------|---------------|
| Pendiente (%) | Clasificación |
| 0 - 2 | 10 |
| 2 - 6 | 9 |
| 6 - 12 | 5 |
| 12 - 18 | 3 |
| 18 - 100 | 1 |
| PESO | 1 |

4.1.6. Impacto de la zona vadosa (I)

La zona no saturada o zona vadosa es la capa que se encuentra entre la superficie del suelo y el nivel freático. Esta capa puede estar conformada por material sedimentario poco consolidado o cuerpos rocosos con poros o fracturas, las cuales facilitan la infiltración. Esta capa tiene un papel importante en la filtración del agua antes de llegar a la zona saturada, pues la litología que conforma a la zona vadosa puede intervenir en los materiales contaminantes (Aller et al., 1985).

Al igual que en el parámetro de Litología del acuífero (A), se utilizó el archivo vectorial de geología realizado por la Comisión Estatal del Agua y la Universidad de Sonora, en mayo del 2005 (CEA, 2005). El archivo vectorial se reclasificó con base a la clasificación de Aller et al. (1985) para el método DRASTIC (Tabla 13). Posteriormente, se convirtió de vectorial a ráster utilizando la herramienta “Rasterizar” con base a los valores de la clasificación. Posteriormente se especificó una resolución de 100 m² obteniendo la capa Ráster en formato GeoTiff.

Tabla 13. Evaluación del parámetro de Impacto de la zona vadosa usando como base el índice DRASTIC (Aller et al., 1985).

| IMPACT OF VADOSE ZONE (I) | |
|-----------------------------------|---------------|
| Geología | Clasificación |
| Asociación Granito - Granodiorita | 4 |
| Riolita | 4 |
| Granito | 4 |
| Andesita | 4 |
| Toba ácida | 4 |
| Diorita | 4 |
| Granodiorita | 4 |
| Granito | 4 |
| Gneiss | 4 |
| Asociación Riolita - Toba | 4 |
| Asociación Andesita - Toba | 4 |
| Asociación de Caliza - Limolita | 6 |
| Asociación de Limolita - Arenisca | 6 |
| Conglomerado | 6 |
| Caliza | 6 |
| Asociación Lutita - Arenisca | 6 |
| Basalto | 7 |
| Aluvión | 8 |
| PESO | 5 |

4.1.7. Conductividad hidráulica (C)

La conductividad hidráulica representa la facilidad con la que los materiales del acuífero transmiten agua, que a su vez controlan la velocidad a la que fluiría el agua subterránea bajo un gradiente hidráulico dado. Este parámetro es importante ya que la velocidad a la que fluye el agua subterránea también controla la velocidad a la que un contaminante se alejará del punto en el que ingresa al acuífero (Aller et al., 1985).

Los valores de conductividad hidráulica se obtuvieron a partir del mapa *Global Hydrogeology Maps (GLHYMPS) of permeability and porosity*, realizado por Gleeson et al. (2014), este mapa se basa en un mapa de litología global de alta resolución que ayuda a diferenciar sedimentos finos y

de grano grueso y rocas sedimentarias, cuya importancia es relevante debido a sus diferentes permeabilidades (Gleeson et al., 2014).

Este mapa consiste en un archivo vectorial que presenta la permeabilidad en forma logarítmica ($\log(k)$), por lo que se realizó el despeje para obtener k y después se utiliza la siguiente fórmula (Ecuación 9) para convertir los datos de permeabilidad a conductividad hidráulica:

$$K = \left| \frac{k\rho g}{\mu} \right| \quad (9)$$

Donde:

K (m/s) es la conductividad hidráulica que depende de la viscosidad y densidad del fluido

k (m^2) es la permeabilidad

ρ (kg/m^3) es la densidad del fluido, normalmente agua = $999.97 kg/m^3$

g (m/s^2) es la aceleración debida a la gravedad = $9.8 m/s^2$

μ ($kg/m*s$) es la viscosidad del fluido, normalmente agua = 0.001

Después, se creó un nuevo campo en la tabla de atributos con los valores correspondientes de conductividad hidráulica y otro campo con los valores de la clasificación basado en el índice DRASTIC de Aller et al. (1985) (Tabla 14). Posteriormente, el archivo vectorial se convierte a ráster utilizando la herramienta “Rasterizar”. En la opción “campo a usar para un valor de marcado” se debe escoger el campo creado con las clasificaciones. Posteriormente se especifica una resolución de $100 m^2$ y al finalizar se obtiene una capa Ráster en formato GeoTiff.

Tabla 14. Evaluación del parámetro de Conductividad Hidráulica (C) usando como base el índice DRASTIC (Aller et al., 1985).

| HIDRAULIC CONDUCTIVITY (C) | |
|-----------------------------------|---------------|
| Rango (cm/día) | Clasificación |
| 0 - 4.8 | 1 |
| 4.08 - 12.22 | 2 |
| 12.22 - 28.55 | 3 |
| 28.55 - 40.75 | 6 |
| 40.75 - 81.49 | 8 |
| >81.49 | 10 |
| PESO | 3 |

4.1.8. Cálculo del índice DRASTIC

Una vez obtenidas todas las capas ráster por parámetro, se realizó el cálculo para obtener el mapa de vulnerabilidad intrínseca. Para esto se utilizó la herramienta “Calculadora Ráster” con la cual se seleccionaron cada una de las capas ráster y se multiplicaron por sus respectivos pesos según la ecuación 5, donde Dr, Rr, Ar, Sr, Tr, Ir y Cr corresponden a las capas ráster y Dw, Rw, Aw, Sw, Tw, Iw y Cw corresponden a los pesos que se muestran en las tablas 8 a 14. El resultado final de vulnerabilidad del índice DRASTIC original puede variar entre 23 (muy bajo) a 230 (muy alto).

4.2. Evaluación de la vulnerabilidad del acuífero Río Sonora a una contaminación metálica

En esta etapa se efectuó una modificación del método DRASTIC por medio de la adición de información sobre posibles fuentes de metales pesados utilizando métodos de teledetección.

4.2.1. Detección de fuentes de contaminación metálica por medio de teledetección y SIG

La teledetección se refiere al uso de imágenes aéreas o satelitales para estudiar características en la superficie de la Tierra. Por su parte, los SIG son programas informáticos que proporcionan herramientas para el procesamiento, gestión, análisis y representación de datos con una componente cartográfica en formato digital (2D o 3D). En este trabajo, estas técnicas se utilizaron con la finalidad de localizar fuentes potenciales de metales pesados relacionados con la actividad minera (jales mineros, zonas con actividad de extracción,) o zonas con anomalías geoquímicas naturales expuestas, de manera eficiente y económica (Werner et al., 2019).

Esta etapa se basa en la utilización de imágenes satelitales obtenidas de la constelación de satélites SENTINEL 2. Estas imágenes cuentan con una alta resolución (10, 20 y 30 m) y cubren la superficie de la Tierra que abarca latitudes desde 56° S a 84° N, son gratuitas y de acceso libre (European Space Agency, 2019). La resolución de las imágenes satelitales seleccionadas fue 10 m, su procesamiento se llevó a cabo con el software Quantum GIS de acceso libre (QGIS Development Team, 2009).

4.2.1.1. Selección y procesamiento de imágenes satelitales

Para el análisis de jales mineros en el área de estudio, se emplearon dos imágenes de la constelación de satélites SENTINEL 2, con fecha del 22 de mayo de 2019, nubosidad del 0.1%, en proyección UTM/WGS84 (Universal Transversal de Mercator) y con dimensiones de 100km x 100km. Las imágenes cuentan con 13 bandas, las cuales están indicadas en la Tabla 15. A partir de esto, se seleccionaron las bandas de una resolución espacial de 10 metros (bandas: 2, 3, 4 y 8), las cuales,

al tener una resolución más pequeña, son ideales para el identificación y extracción de características, como las fuentes de nuestro interés descargadas del sitio web EarthExplorer (<https://earthexplorer.usgs.gov/>). EarthExplorer es una herramienta de búsqueda desarrollada por el Servicio Geológico de Estados Unidos (USGS). Esta herramienta permite la búsqueda, consulta y descarga de datos satelitales, imágenes aéreas y otros sensores remotos.

El archivo descargado contiene lo siguiente:

- Datos de imagen del área de interés
- Vista previa del producto que proporciona una visión general del área de interés.
- Datos auxiliares de telemetría satelital.
- Datos que describen las propiedades radiométricas y geométricas
- Datos del indicador de calidad, que describen el producto en relación con las propiedades radiométricas, geométricas y de imagen.
- Metadatos que describen el contenido del producto.

Tabla 15. Resolución espacial y espectral de las 13 bandas del satélite SENTINEL 2.

| Bandas | Resolución Espacial (m) | Resolución espectral (nm) |
|-------------------------------------|--------------------------------|----------------------------------|
| Banda 1 (Aerosol) | 60 | 443 |
| Banda 2 (Azul) | 10 | 497 |
| Banda 3 (Verde) | 10 | 560 |
| Banda 4 (Rojo) | 10 | 665 |
| Banda 5 (Infrarrojo cercano – NIR) | 20 | 704 |
| Banda 6 (Infrarrojo cercano – NIR) | 20 | 740 |
| Banda 7 (Infrarrojo cercano – NIR) | 20 | 783 |
| Banda 8 (Infrarrojo cercano – NIR) | 10 | 865 |
| Banda 8a (Infrarrojo cercano – NIR) | 20 | 865 |
| Banda 9 (Vapor de agua) | 60 | 945 |
| Banda 10 (Cirrus) | 60 | 1374 |
| Banda 11 (Infrarrojo lejano – SWIR) | 20 | 1610 |
| Banda 12 (Infrarrojo lejano – SWIR) | 20 | 2190 |

Las imágenes seleccionadas se procesaron mediante QGIS y el Semi-Automatic Classification Plugin (SCP) (Congedo, 2016) el cual es un complemento disponible y descargable dentro del mismo software. El SCP fue utilizado para llevar a cabo la corrección atmosférica de las imágenes mediante el método de sustracción de píxeles oscuros (DOS1). Este método se basa en que, dentro de la imagen algunos píxeles están en completa sombra y sus radiaciones recibidas en el satélite se deben a la capa atmosférica que atraviesa. La corrección atmosférica elimina los efectos de dispersión y absorción de la atmósfera tomando los valores anormalmente oscuros de cada banda para obtener la reflectancia correcta de la superficie caracterizada (Chavez, 1996).

Primeramente, utilizando las dos imágenes satelitales descargadas para cubrir el área de se realizó un mosaico (combinación o fusión de dos o más imágenes) de cada banda seleccionada (Banda 2, 3, 4 y 8). Esto permitió obtener una sola imagen ráster conformada por la unión de los mismos tipos de banda (Fig. 19). Esto se realizó con el algoritmo Mosaic Raster Layer de SAGA (System for Automated Geoscientific Analyses), el cual combinó cada banda por el método de Vecinos más Próximos (o Nearest Neighbor), sin modificar los valores de los píxeles que conforman la imagen. Con los mosaicos obtenidos, se realizó una combinación de bandas (juego de bandas) 2, 3, 4 y 8 mediante el SCP plugin seleccionando la configuración para SENTINEL 2. También se utilizaron las bandas 2, 3 y 4 en una combinación Rojo-Verde-Azul (RGB), esta combinación da como resultado una imagen similar a color natural, facilitando la identificación de los cuerpos que forman parte de las imágenes.

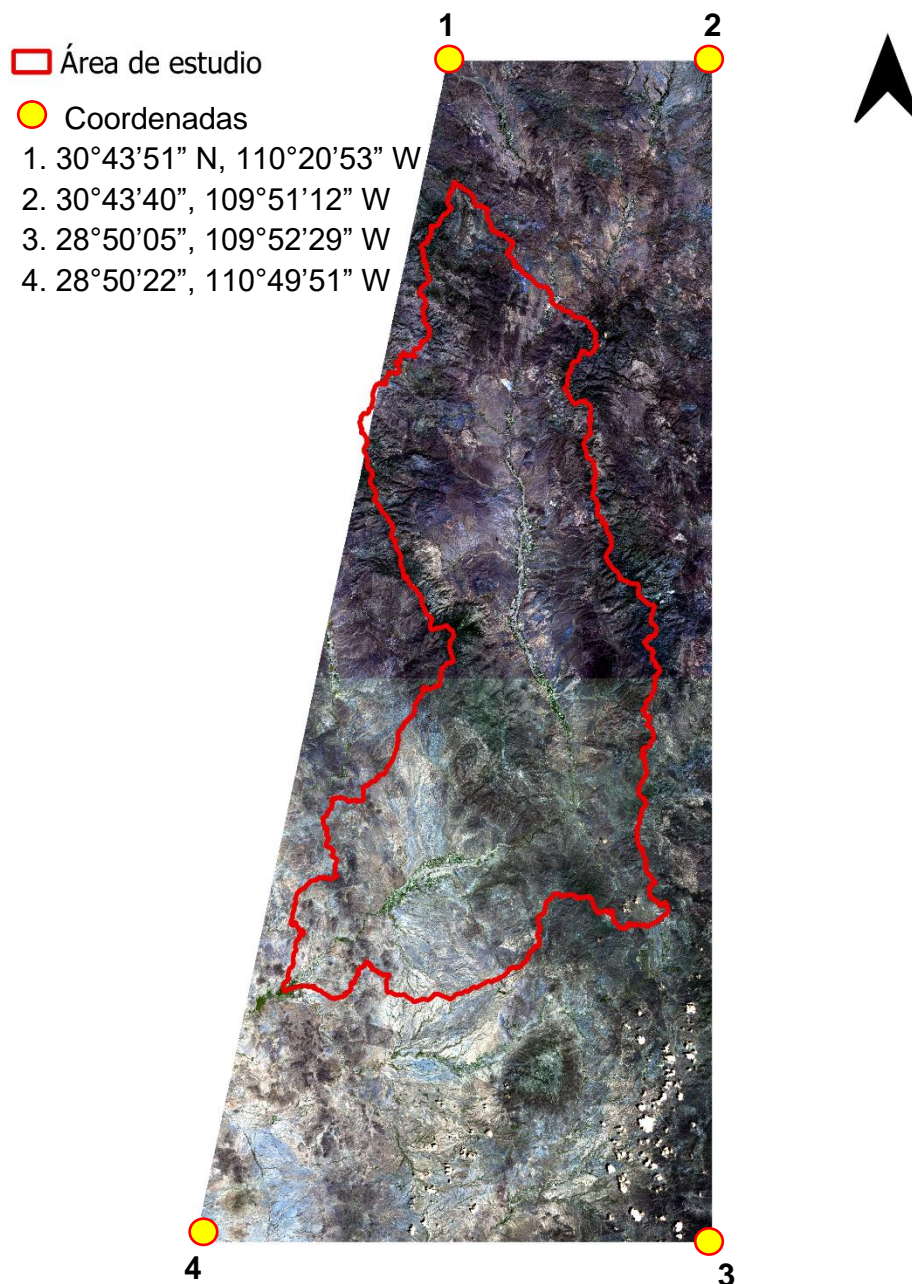


Figura 19. Mosaico de las imágenes satelitales. Consiste en dos imágenes satelitales fusionadas para abarcar en su totalidad el área de estudio.

4.2.1.2. Identificación de fuentes potenciales de contaminación metálica

Las fuentes de contaminación metálica identificadas en este trabajo incluyeron: jales mineros, zonas con actividad de extracción y zonas mineralizadas expuestas (zonas con anomalías geoquímicas naturales a cielo abierto). Una de las características principales de estas fuentes, la

cual puede ser observada por medio de teledetección, es la ausencia de vegetación. Por lo anterior se decidió utilizar el Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada (NDVI), que se calcula mediante la combinación de las bandas espectrales rojo e infrarrojo cercano.

En la práctica común, el NDVI se utiliza para la identificación de zonas de vegetación, contrariamente al uso que se le dio en esta tesis. Su aplicación requiere las bandas 8 y 4, correspondientes las porciones del infrarrojo cercano y el rojo del espectro electromagnético, respectivamente. El NDVI se calcula mediante la siguiente formula (ecuación 10):

$$NDVI = \frac{NIR - Rojo}{NIR + Rojo} \quad (10)$$

El NDVI asigna valores a los pixeles en un rango de -1 a 1. Los valores negativos y aproximados a -1 corresponden a cuerpos de agua, valores negativos cercanos a cero corresponden a áreas con suelo desnudo o rocoso, arena o nieve, valores positivos cercanos a 0 (0.2 a 0.4) a vegetación arbustiva o pastizal y valores aproximados a 1 indican vegetación templada o de bosques tropicales. Para el mapeo de instalaciones mineras se realizará un enfoque en los valores negativos cercanos a 0.

La identificación de fuentes potenciales de contaminación metálica se llevó a cabo mediante el uso de puntos de control (zonas visibles con las características que se busca destacar). Estos puntos se describen en la Tabla 16.

Tabla 16. Puntos de control utilizados y su respectiva descripción.

| Puntos de control | Descripción |
|-------------------|--|
| San Felipe | Jales abandonados |
| Mina Santa Elena | Zona minera activa, presencia de jales |
| Santa Rosa | Jal abandonado |
| Mina El Carmen | Jales abandonados |
| El Realito | Planta de beneficio |

A partir del análisis de los valores de NDVI para los pixeles incluidos dentro cada punto de control se determinó el rango característico de valores NDVI (mínimo-máximo). Se calculo el promedio de los rangos para cada punto de control, obteniendo así un rango característico de valores NDVI,

el cual fue consecuentemente utilizado para localizar las fuentes desconocidas en la totalidad del sitio de estudio por medio de una reclasificación. Este rango se utilizó para la identificación de las fuentes potenciales.

La reclasificación de los valores de los píxeles se realizó mediante la función de “Reclasificar por Tabla”. Esta función permite reclasificar una imagen ráster (con estructura de datos formada por una matriz de píxeles) y asignar nuevos valores a una clase o píxel, basándose en rangos de datos ingresados por el usuario, en este caso, el rango NDVI característico obtenido de los puntos de control. especificados en una tabla. La expresión que permite la reclasificación es la siguiente:

$$\textit{Identificación de fuentes con potencial contaminante} = -0,07 \leq x \leq 0.11 \rightarrow 2$$

Esta expresión indica la conversión de todos los píxeles que tengan valores dentro del rango de la expresión por un nuevo valor, en este caso, el valor 2 para diferenciar del valor 1 que es comúnmente utilizado para designar a los cuerpos de agua y áreas de vegetación espesa. El resultado de esta operación es una imagen ráster en donde cada uno de los píxeles que anteriormente correspondían a valores dentro del rango ingresado, ahora contienen el nuevo valor definido.

El archivo ráster resultado de la reclasificación fue convertido a polígonos con la herramienta de “poligonizar” de GDAL/ORG (Geospatial Data Abstraction Library) en QGIS, la cual crea vectores a partir de la localización de píxeles vecinos que comparten valores iguales, estos píxeles son conectados horizontal y verticalmente (GDAL/OGR contributors, 2019). Este algoritmo genera un archivo de datos vectoriales (donde los datos geográficos se representan en forma de coordenadas) a partir del ráster ingresado.

Los polígonos generados como se describió anteriormente fueron subsecuentemente verificados por medio de un filtrado para asegurar la selección de polígonos correspondientes a posibles fuentes de contaminación metálica. El filtrado se realizó de manera manual, mediante técnicas de fotointerpretación, a partir de la siguiente premisa: las fuentes de contaminación metálica (jales mineros, zonas con actividad de extracción y zonas mineralizadas expuestas) son consideradas como superficies con una geometría irregular, formadas por un suelo desnudo sin presencia de vegetación, diferencias o alteraciones en el color de la superficie e indicios de alteración geoquímica (color rojizo indicando oxidación). Asimismo, se consideraron como posibles fuentes a los polígonos cercanos a las instalaciones mineras localizadas dentro del área de

estudio, excavaciones, áreas cercanas a las poblaciones o caminos rurales y áreas de con al menos 400 m² de extensión, o cuatro pixeles unidos.

Posteriormente, se obtuvieron las coordenadas de los polígonos filtrados mediante la herramienta de centroides, la cual genera un punto en el centro de la geometría o polígono ingresado. A los puntos generados, se les agregaron los atributos de coordenadas geográficas mediante la función de “Agregar datos de geometría”, la cual agrega las coordenadas XY en la proyección seleccionada, en este caso, la proyección WGS 84/Zona UTM 12N. Esto se realizó ya que los polígonos de fuentes potenciales de contaminación metálica localizados fueron de un tamaño muy pequeño en comparación a la zona de estudio. Además, mediante la misma función se agregaron los atributos “área y perímetro” a los polígonos.

4.2.2. DRASTIC Modificado

Para evaluar la vulnerabilidad del acuífero Río Sonora a una contaminación metálica se modificó el método DRASTIC por medio de la introducción de un parámetro extra que consistió en la en una capa de Uso de Suelo y Vegetación en la cual se integraron las fuentes potenciales identificadas por medio de SIG. Este parámetro se representó con la letra L. Este parámetro se consideró de interés debido a que la zona de estudio cuenta con áreas extensas de uso agrícola, las cuales pueden alterar la naturaleza del suelo y el grado de percolación del agua afectando a su vez la presencia y migración de contaminantes metálicos. Además, las áreas con actividad humana o áreas urbanas también tienen un alto riesgo de contaminación de suelo y a su vez de aguas subterráneas con contaminantes metálicos (Lappas & Matiatos, 2014).

4.2.2.1. Integración de las fuentes potenciales de contaminación metálica a la capa de uso de suelo y vegetación

Los datos de Uso de Suelo y Vegetación fueron consultados y descargados desde el Portal de la Geoinformación de la Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO) en su sitio web (<http://www.conabio.gob.mx/informacion/gis/>). Los datos de interés tienen el nombre de “Uso del suelo y vegetación, escala 1:250000, serie VI”, realizados por INEGI en el año 2016, el cual representa la distribución de zonas agrícolas, de vegetación natural y perturbada, zonas urbanas y cuerpos de agua, entre otras características. Estos datos cuentan con distintos usos, principalmente el del análisis de cambio y pronóstico en las zonas de vegetación y otras áreas para la gestión y evaluación de recursos naturales.

La capa de uso de suelo y vegetación consiste en un archivo vectorial de polígonos que indican los distintos usos de suelo y vegetación, el cual se modificó añadiéndole otro campo correspondiente a Zonas Mineras/Mineralizadas (jales mineros y zonas con anomalías geoquímicas naturales a cielo abierto). En este campo entran zonas con presencia de actividad minera, jales mineros y zonas que presentan mineralización, las cuales se pudieron encontrar con técnicas de teledetección basadas en SIG explicadas en la sección 4.2. Este campo se introdujo ya que la cuenca Río Sonora tiene un historial amplio de actividad minera, lo cual influye en la generación de residuos que se caracterizan por contener una gran cantidad de minerales o elementos vulnerables a ser afectados por procesos químicos. De ocurrir esto, cambiarían las propiedades del suelo sobre el que se encuentran o se generaría (DAM) que funciona como fuente principal de contaminantes afectando a cuerpos de agua, tanto superficiales como subterráneos (Wilkin, 2008).

Los datos del uso de suelo y vegetación son de tipo vector, por lo que la manera de unir los resultados de la identificación de las fuentes potenciales de contaminación metálica fue mediante las herramientas vectoriales de geoproceto de QGIS. Se utilizó la herramienta de “Diferencia simétrica”, este algoritmo realiza la extracción de los objetos entre una capa de entrada, correspondiente aquí a la capa de uso de suelo y vegetación, y una capa de superposición, aquí la capa de polígonos de las fuentes potenciales de contaminación metálica, para así, eliminar las zonas solapadas entre ambas capas de entrada. Posteriormente, se realizó la fusión de esta capa resultante con los polígonos de las fuentes potenciales de contaminación metálica. Esto se realizó mediante el algoritmo de “Unir capas vectoriales”, el cual permite la fusión de distintos tipos de geometrías en una sola conservando sus propiedades y atributos. El resultado de este proceso fue la integración de la información de las fuentes potenciales de contaminación metálica y la distribución del uso de suelo y vegetación en un solo formato.

La capa resultante también es del tipo vectorial, para poder realizar la clasificación primero se debe crear un nuevo campo en la tabla de atributos en donde se colocarán las clasificaciones dependiendo del tipo de uso de suelo. Después se convierte la capa vectorial a ráster utilizando la herramienta “Rasterizar”. En la opción “campo a usar para un valor de marcado” se debe escoger el campo creado con las clasificaciones y en el proceso de rasterización se especifica una resolución de 100 m². Al finalizar se obtiene una capa Ráster en formato GeoTiff.

Para elegir las clasificaciones se tomó en cuenta el potencial contaminante metálico de cada grupo. A las fuentes de potencial contaminante encontradas se les dio un valor de 10; a las zonas

con actividad agrícola de temporal se le asignó un valor de 6 debido a que el agua que se administra en esta zona es únicamente de lluvia y se asignó un valor de 7 a las zonas de agricultura de riego anual ya que son áreas de cultivo con riego constante, además de encontrarse dentro del cauce del río Sonora; se asignaron valores de 5 a las zonas urbanas, ya que son poblaciones pequeñas y no representan una fuente importante de contaminantes. La vegetación secundaria corresponde a la vegetación que es eliminada o alterada por factores humanos o naturales (ej. heladas, nevadas, plagas, incendios, sequías). Las comunidades vegetales responden a estos elementos de disturbio o cambio modificando su estructura y composición florística dando como resultado a una comunidad vegetal con una composición florística heterogénea. A este tipo de vegetación y el grupo de los pastizales, al no presentar un factor importante para la contaminación se le asignó un valor de 1, además se asignó un valor de 5 para la ponderación (Tabla 17) en base a los trabajos realizados por Lappas & Matiatos (2014), Ouedraogo et al. (2016) y Secunda et al. (1998).

Tabla 17. Evaluación del parámetro de Uso de Suelo (C). Las clasificaciones se dieron tomando en cuenta el potencial contaminante de cada grupo o si facilita la contaminación. Fuente: Uso del suelo y vegetación, escala 1:250000. INEGI (2016).

| USO DE SUELO (L) | | |
|--|---|---------------|
| Grupo | Descripción | Clasificación |
| Zona minera/mineralizada | Jales, zonas con actividad minera, cuerpos mineralizados | 10 |
| Agricultura Temporal Anual y Temporal Anual Semipermanente | Agricultura de Temporal Anual, Agricultura de Temporal Anual Permanente | 6 |
| Agricultura de Riego Anual y Riego Anual Semipermanente | Agricultura de Riego Anual, Agricultura de Riego Anual y Semipermanente | 7 |
| Urbano construido | Urbano Construido | 5 |
| Pastizal | Pastizal Cultivado, Pastizal Inducido, Pastizal Natural | 1 |
| Bosque | Bosque de Encino, Bosque de Mezquite | 1 |
| Matorral | Matorral Desértico Microfilo, Matorral Sarcocaula, Matorral Subtropical, Mezquital Xerófilo | 1 |
| Selva baja caducifolia | Selva Baja Caducifolia | 1 |
| Vegetación secundaria | Vegetación Secundaria Arbustiva de Bosque de Encino, Vegetación Secundaria Arbustiva de Matorral Sarcocaula, Vegetación Secundaria Arbustiva de Mezquital Subtropical y Vegetación Secundaria Arbustiva de Mezquital Xerófilo | 1 |
| PESO | | 5 |

4.2.2.2. Cálculo del índice DRASTIC modificado

Para el cálculo del índice DRASTIC modificado se utilizaron los mismos parámetros que en el DRASTIC tradicional (ver sección 2.4.2.1, ecuación (5)), y se añadió el parámetro de Uso de Suelo y Vegetación modificado (L) (Ecuación 11):

$$\text{DRASTIC} = (\text{Dr} \cdot \text{Dw}) + (\text{Rr} \cdot \text{Rw}) + (\text{Ar} \cdot \text{Aw}) + (\text{Sr} \cdot \text{Sw}) + (\text{Tr} \cdot \text{Tw}) + (\text{Ir} \cdot \text{Iw}) + (\text{Cr} \cdot \text{Cw}) + (\text{Lr} \cdot \text{Lw}) \quad (11)$$

Donde:

Lr: es la capa ráster con su respectiva clasificación.

Lw: es el valor de ponderación, en este caso 5.

4.3. Comparación entre los resultados del índice DRASTIC y DRASTIC modificado

Debido a que los resultados del índice DRASTIC original y del índice DRASTIC modificado no se encuentran dentro del mismo rango se tuvo que normalizar cada método, para posteriormente realizar una comparación. Para llevar a cabo la normalización se utilizó la siguiente fórmula:

$$X_{norm} = \left[\frac{(X - X_{min})}{X_{max} - X_{min}} \right] \cdot 100 \quad (12)$$

El valor de X corresponde a los valores de los píxeles de las imágenes ráster. A estos valores se les resta el valor más pequeño detectado. El resultado de esta resta se divide entre la resta del valor más alto del píxel por el valor más pequeño y finalmente se multiplica por cien.

Al realizar la normalización, los valores correspondientes quedan comprendidos dentro de una escala de 0 a 100, de este modo se pueden comparar los resultados de manera equitativa en ambos métodos.

4.4. Validación de los resultados obtenidos

Para estimar la utilidad de los índices calculados para evidenciar una contaminación metálica en el sitio de estudio se realizó un análisis de sensibilidad para el método DRASTIC modificado y se estudió la correlación entre los valores obtenidos por medio del método DRASTIC y DRASTIC modificado.

4.4.1. Análisis de sensibilidad

El análisis de sensibilidad nos aporta información acerca de la influencia individual que tienen los valores y pesos asignados a cada parámetro del índice ayudándonos a entender qué tan significativo es cada uno de ellos y a valorar la importancia del parámetro adicional del método DRASTIC modificado. También aporta información acerca del sentido de la variación del índice de vulnerabilidad debida a la adición del parámetro uso de suelo.

4.4.1.1. Análisis de eliminación de mapas

Para este trabajo se utilizó un análisis de sensibilidad de eliminación de mapas, el cual ayuda a identificar la sensibilidad del mapa de vulnerabilidad cuando una de las capas es removida. La fórmula utilizada es la siguiente:

$$S_i = \frac{\left| \frac{v}{N} - \frac{v'}{n} \right|}{v} \cdot (100) \quad (13)$$

donde S_i es la sensibilidad, v y v' corresponden a los índices sin perturbar y perturbados, respectivamente; N y n son la cantidad de capas utilizadas para calcular los índices. En este caso, se realizó el cálculo con el índice DRASTIC modificado, es decir, el índice sin perturbar corresponde a 8 capas y el índice perturbado corresponde a 7.

4.4.2. Correlación entre los índices generados y concentraciones observadas en el acuífero Río Sonora

Se calculó la correlación entre los valores de ambos índices y las concentraciones de MP observadas en diferentes pozos del sitio de estudio. El resultado de este análisis nos permitió evaluar si existe relación entre los valores de vulnerabilidad y las concentraciones observadas en el acuífero y además de ayudarnos a visualizar las diferencias entre los resultados obtenidos con ambos métodos.

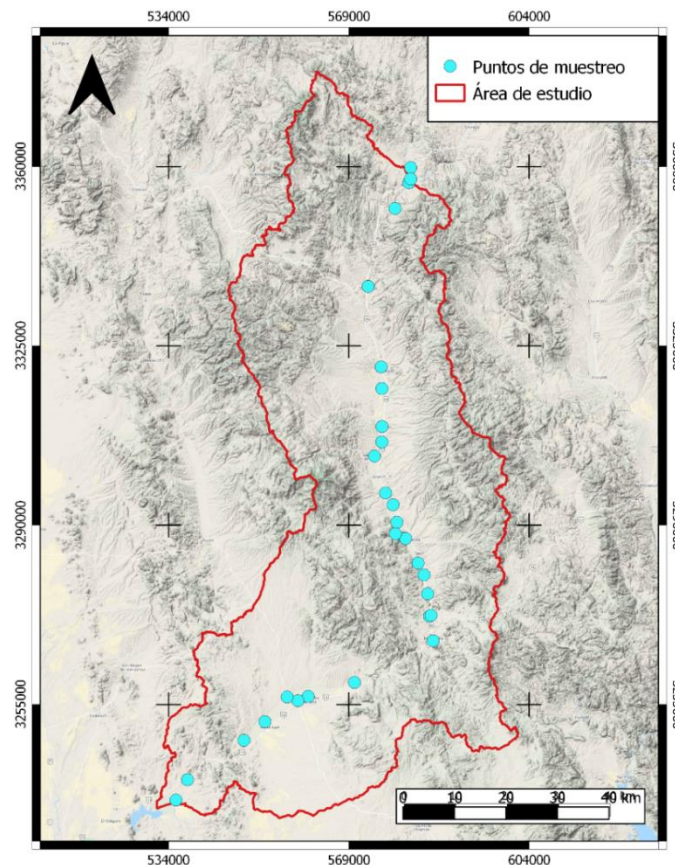


Figura 20. Pozos correspondientes a los 28 puntos de muestreo realizado por el Fideicomiso Río Sonora.

Para ello se analizaron los datos por medio de Coeficientes de determinación (R^2) y la Correlación de Spearman. Los datos de concentraciones se obtuvieron en la base de datos del monitoreo de calidad del agua realizado por el Fideicomiso Río Sonora, tomando en cuenta 28 puntos correspondientes a pozos ubicados dentro de la zona estudiada. Los MP utilizados para este análisis son Al, Cu, Zn, Mn y Fe. Los datos utilizados para este análisis corresponden a concentraciones totales, lo cual incluye partículas contenidas en el agua y concentraciones

disueltas. Para cada elemento se tomaron diez mediciones tomadas entre los meses de agosto y septiembre del año 2014, posteriormente estas mediciones fueron promediadas obteniendo un valor de concentración media para cada punto.

4.4.2.1. Coeficientes de determinación (R^2)

Este coeficiente indica el grado de ajuste de la recta de regresión con respecto a los valores de la muestra, en este caso, las concentraciones totales de MP. El valor de R^2 puede tomar un valor entre 0 y 1, cuando un ajuste es bueno R^2 será cercana a uno y cuando un ajuste es malo R^2 será cercano a cero. Este análisis se realizó en el programa Excel graficando los valores de concentraciones (mg/l) contra los valores de vulnerabilidad de los índices DRASTIC y DRASTIC modificado.

4.4.2.2. Correlación de Spearman

El coeficiente de correlación de Spearman se utiliza en datos que no presentan normalidad, para ello se comprobó la normalidad o no-normalidad de los datos de la siguiente forma. Primeramente, se realizaron gráficas Q-Q o también llamadas gráficas cuantil-cuantil. En estas se comparan los cuantiles de dos distribuciones, en este caso, el de las concentraciones contra cuantiles teóricos de los mismos datos. Cuando la distribución de los datos es normal, el resultado de los gráficos debe ajustarse aproximadamente a una línea recta. Sin embargo, las gráficas Q-Q son un método informal para determinar la normalidad de una serie de datos, por lo que se requirió realizar un test de normalidad que diera resultados más confiables, para esto se utilizó el test de normalidad Shapiro-Wilk.

Test de normalidad Shapiro-Wilk

La prueba Shapiro-Wilk (SW) plantea dos hipótesis, estas son la hipótesis nula y la hipótesis alternativa. La hipótesis nula (H_0) se plantea que una muestra proviene de una distribución normal y la hipótesis alternativa (H_1) plantea que la distribución de los datos no es normal. Para esta prueba se escoge un nivel de significancia que corresponde a la probabilidad de rechazar una hipótesis nula cuando es verdadera. En este caso se escogió un nivel de 0.05. Con SW se busca un valor P (valor de probabilidad), el cual nos dirá si la hipótesis es nula o alternativa, si el resultado es igual o mayor al nivel de significancia (0.05) entonces podemos afirmar que H_0 se acepta, es decir, H_0 es verdadera por lo que se tiene una distribución normal. En cambio, si el resultado es menor a 0.05 entonces se rechaza H_0 y se obtendría que los datos no corresponden a una distribución normal.

La fórmula correspondiente es la siguiente:

$$W = \frac{\left(\sum_{n=1}^n a_i * x_{(i)} - x_i\right)^2}{\sum_{n=1}^n (x_i - \bar{x})^2} \quad (14)$$

Donde:

a_i : coeficientes tabulados, estos se escogen dependiendo de la cantidad de datos en una tabla preexistente de Shapiro-Wilk

x_i : valores de datos ordenados de menor a mayor

x_i : valores de datos ordenados de manera inversa (de mayor a menor)

\bar{x} : promedio de los valores

Después de confirmar que los datos no entran en una distribución normal, se pudo calcular la Correlación de Spearman. Este coeficiente es una medida de asociación lineal que utiliza los rangos, números de orden de cada grupo de sujetos (en este caso, los valores de vulnerabilidad de ambos índices y las concentraciones de MP) y compara dichos rangos. Este tipo de correlación se utiliza con datos no paramétricos o cuando no existe una distribución normal en los datos, también es recomendable utilizarlo cuando los datos presentan valores extremos, ya que dichos valores afectan mucho el coeficiente de determinación (Martínez-Ortega et al., 2009)

A continuación, se muestra la fórmula para obtener esta correlación:

$$\rho = 1 - \frac{6\sum d^2}{n(n^2 - 1)} \quad (15)$$

Donde:

ρ : Coeficiente de Correlación de Spearman

d^2 : diferencia de los rangos que se han asignado a los datos

n : número de datos

Este coeficiente varía de -1 a 1, siendo estos los valores de una correlación negativa perfecta y una correlación positiva perfecta, respectivamente. Los valores de correlación cercanos a cero indican correlaciones débiles, siendo cero una correlación nula.

Capítulo 5: Resultados y discusión

5.1. Evaluación de la vulnerabilidad del acuífero Río Sonora por medio del índice DRASTIC

En este apartado se muestran los mapas de cada parámetro obtenidos a partir de la aplicación del índice DRASTIC y el mapa de vulnerabilidad obtenido.

5.1.1. Profundidad del agua subterránea (D)

Según los datos obtenidos en el Reporte de Piezometría del Acuífero 2624 Río Sonora, otorgado por CONAGUA, la profundidad del agua subterránea en la zona varía entre 0 y 23 m de profundidad, de este modo, los valores otorgados según la índice DRASTIC (Aller et al., 1985) se encuentran en un rango entre 3 y 10. El valor de 3 asignado a las zonas donde la profundidad varía entre 15.5 y 22.9 metros y 10 para las zonas en donde la profundidad varía entre 0 y 1.5 metros (Fig. 21). Para determinar la profundidad del agua subterránea de toda la zona se realizó una interpolación Distancia Inversa Ponderada (Interpolación IDW). Esta interpolación estima valores desconocidos a partir de la cercanía de los puntos preexistentes, entre más alejados estén los puntos, menor será la relación y a menor distancia entre los puntos la relación será más precisa. Esto quiere decir, que entre mejor sea la distribución de puntos de los pozos, mejor será el resultado de la interpolación. Sin embargo, los pozos y norias de los cuales se obtuvo la información de profundidad del agua subterránea se ubican dentro del cauce del río Sonora ubicados en forma lineal, por lo que el resultado de la interpolación es poco preciso.

Con la información disponible no es posible inferir la profundidad del agua subterránea fuera del área del río. Para trabajos posteriores se recomendaría muestreo de campo en pozos en las sierras circundantes o utilizar una función de distancia de ríos y arroyos como un proxy de la profundidad del nivel freático. En la forma actual, en realidad le "interpolación" es un ejercicio de extrapolación y los datos son por lo tanto muy inexactos. Quizá el modelo se beneficiaría de la eliminación de esta capa.

5.1.2. Recarga neta (R)

La recarga neta se calculó utilizando la Ecuación 6 a partir de datos de precipitación obtenidos de CONAGUA (ver sección 4.1.2.) de las estaciones climatológicas de Arizpe, Sinoquipe, Banámichi, Huépac, Aconchi, Mazocahui, Ures y Topahue, cuyas mediciones diarias entran en un período de 1925 a 2012. Se utilizó la interpolación IDW para poder obtener datos de recarga de manera uniforme en toda la cuenca con las nueve estaciones climatológicas disponibles, los valores de recarga pueden ser poco precisos debido al bajo número de estaciones y a su mala distribución en

la totalidad el sitio de estudio. Se obtuvieron valores de recarga de 0 a 51 mm en la zona sur del área, de 51 a 102 mm también en la zona sur y de 102 a 178 mm en la parte alta de la cuenca, siendo esta la que abarca mayor extensión en la cuenca (Fig. 22). Los valores otorgados según la índice DRASTIC (Aller et al., 1985) se encuentran en un rango entre 1 y 9. El valor de 1 asignado a las zonas donde la recarga varía entre 0 y 51 milímetros y 10 para las zonas en donde la recarga varía entre 245 y 1000 milímetros.

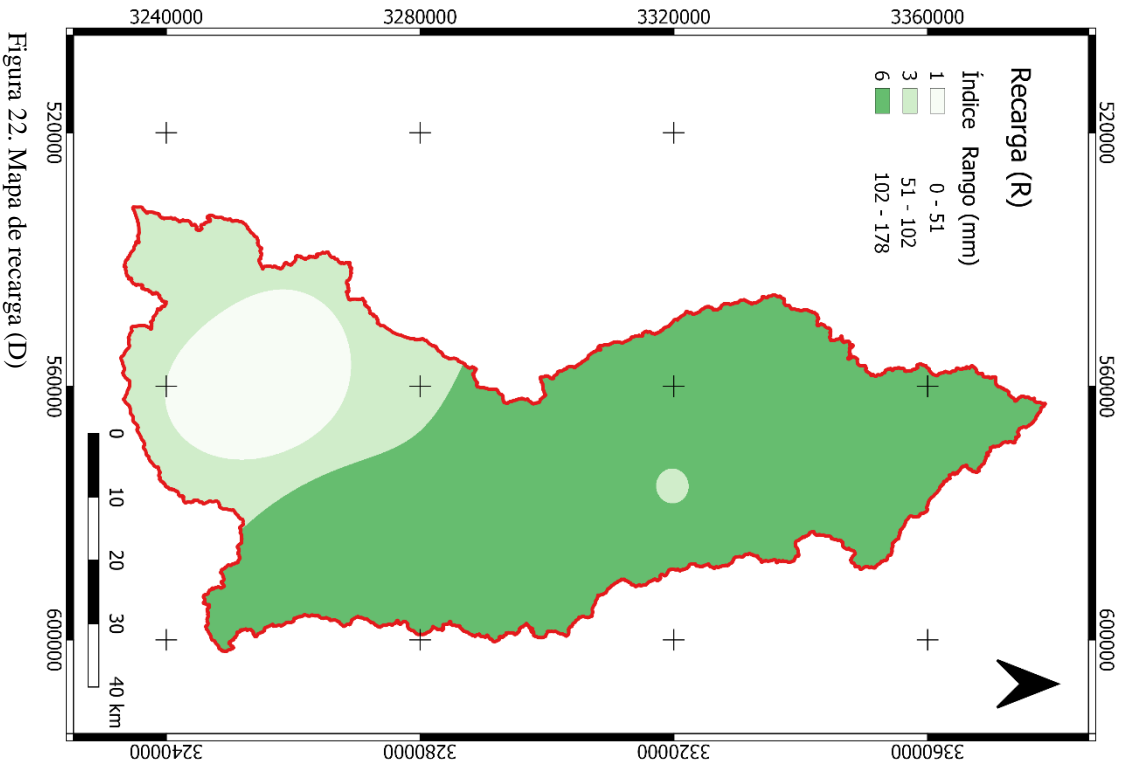
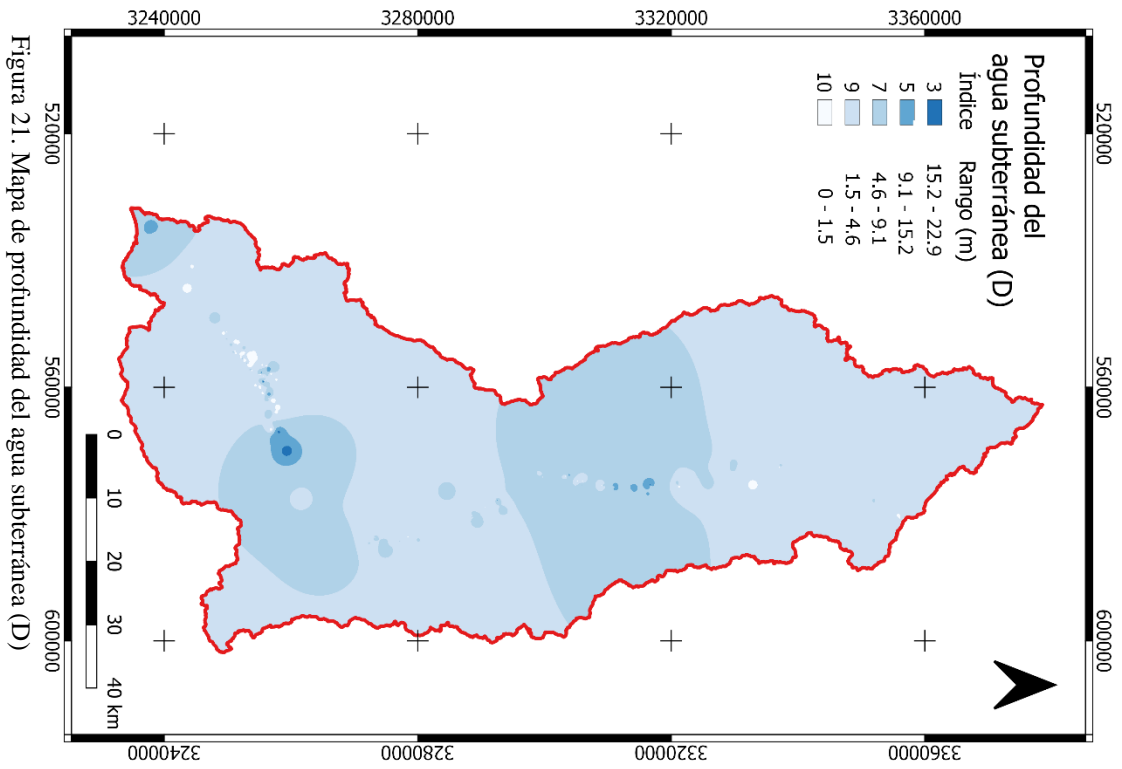


Figura 21. Mapa de profundidad del agua subterránea (D)

Figura 22. Mapa de recarga (D)

5.1.3. Litología del acuífero (A)

La litología que comprende el área de estudio se compone principalmente de rocas ígneas y metamórficas. Estas rocas se caracterizan por ser poco permeables y sin porosidad, a menos que se encuentren fuertemente fracturadas, a estas rocas se les asignó el valor de 3. A las secuencias de rocas sedimentarias como areniscas y lutitas se les asignó un valor de 6, este tipo de rocas aparecen esporádicamente dentro del área de estudio. Existen algunas áreas situadas a la altura de San Felipe de Jesús y también cerca de Arizpe con presencia de conglomerados y basalto, al cual se le asignó un valor alto debido a la característica de presentar poros interconectados y fracturas. También se tiene la presencia de conglomerado, este elemento es el segundo que más aparece después de las rocas ígneas y metamórficas y se encuentra en las zonas aledañas al cauce principal. Estas rocas tienen un valor de 8 según el índice DRASTIC. Por último, se tiene el aluvión, este material se encuentra principalmente en el cauce del río Sonora y en los afluentes que alimentan el mismo. Dentro del cauce principal es en donde se practican actividades de agricultura. Este tipo de material se caracteriza por tener rocas y sedimentos no consolidados lo que los hace cuerpos porosos y permeables. Debido a esto el valor asignado a este elemento es de 10 (Fig. 23).

5.1.4. Suelo (S)

Con la información obtenida del sitio web ISRIC - World Soil Information (2017) se lograron identificar cuatro tipos de suelo predominantes en el área de estudio (Fig. 24). Principalmente predominan suelos arcillosos, los cuales se encuentran en las zonas aledañas al cauce y que coinciden con la ubicación de los conglomerados mostrados en la Figura 23. Esta textura de suelo tiene un valor de 3 debido a su capacidad de amortiguación y de fijar los contaminantes. En menor cantidad aparece los suelos con textura arcillo-arenosa, estos se caracterizan por tener entre 35 y 55% de arcillas y entre un 45 y 65% de arenas según la USDA. A este tipo de suelo se le asignó un valor de 4. Con un valor de 5, en las zonas de mayor altitud se encuentra la textura franco-arenosa, este corresponde a suelos con más del 60% de arenas con respecto al contenido de arcillas y limos, debido a esta característica se les asignó un valor de 5. Por último, en el área de estudio se tiene la presencia de suelo franco arcillo-arenoso, este se compone de hasta un 30% de limo, entre 45 y 80% de arena y entre 20 y 55% de arcilla. Este tipo de suelo se encuentra en las zonas de mayor altitud correspondientes a la ubicación de las rocas ígneas y metamórficas de la zona. A este tipo de textura se le asignó el valor de 6.

Figura 23. Mapa de litología del acuífero (A)

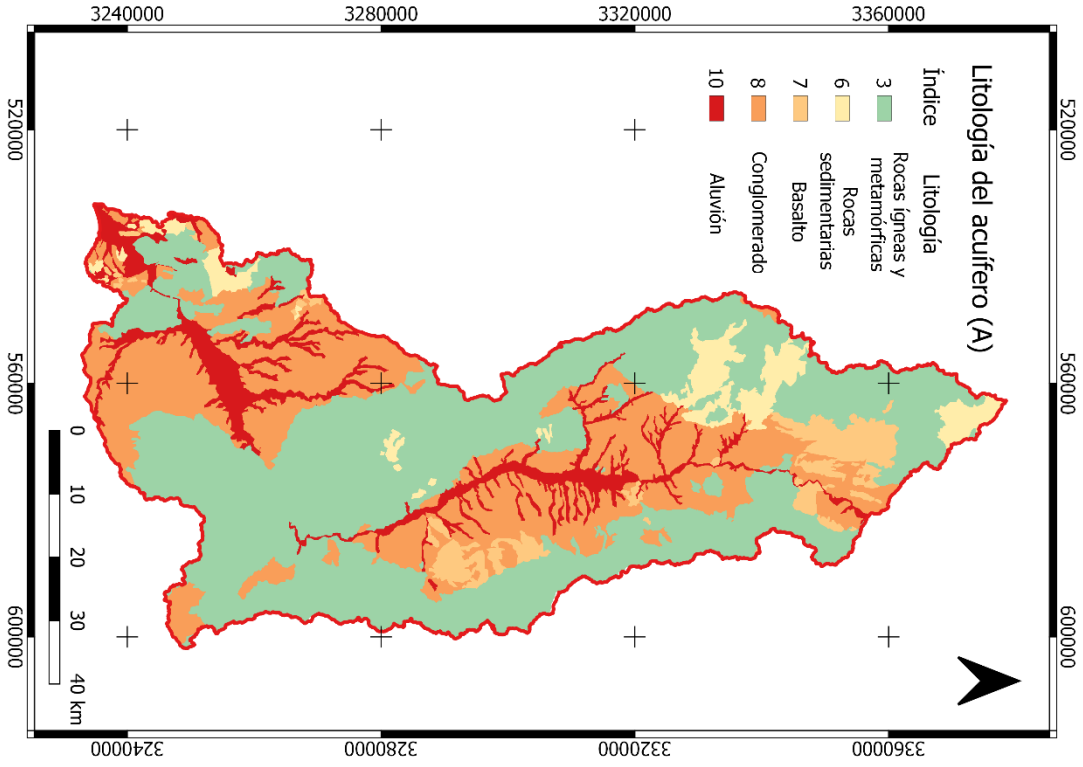
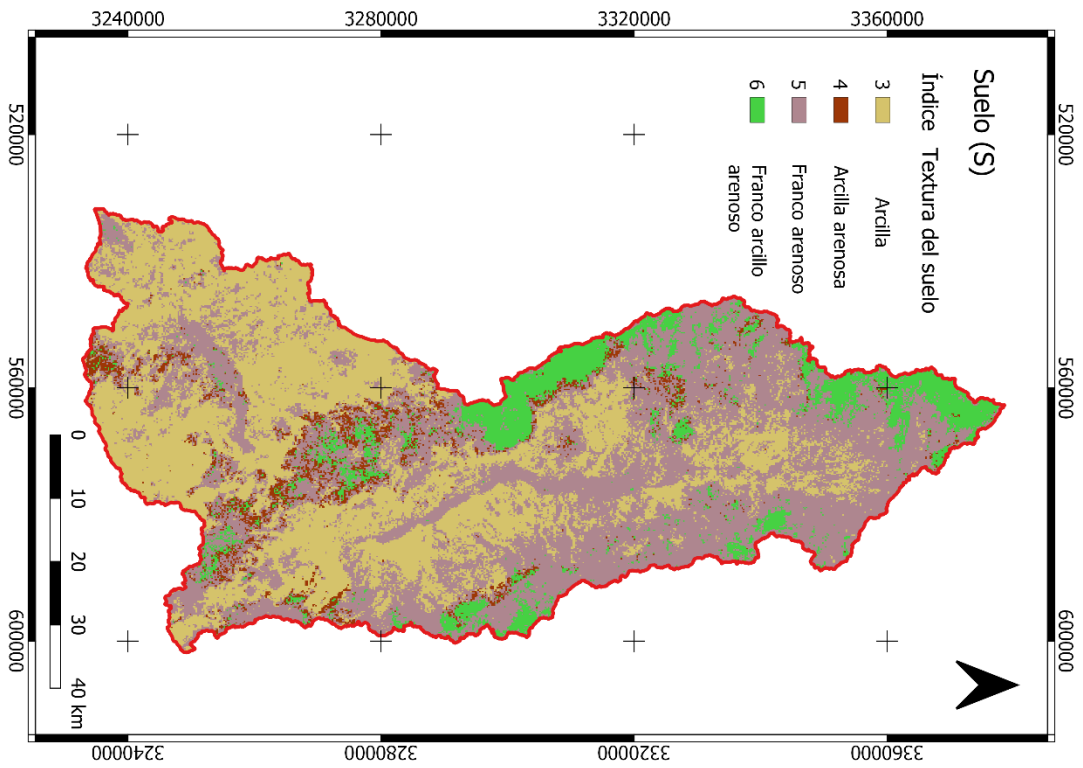


Figura 24. Mapa de textura de suelo (S)



5.1.5. Topografía (T)

Este mapa se generó a partir del modelo digital de elevación (MDE) que representa las elevaciones del territorio continental mexicano, generado por INEGI (2019). Con este modelo se pudo determinar que casi la totalidad del área de estudio presenta valores de pendiente mayores al 18%. En cambio, las zonas cercanas al cauce del río Sonora y en la planicie el sureste del área de estudio presenta pendientes muy bajas, llegando a pendientes nulas con 0%. Por esta razón, la mayoría de la zona toma un color amarillo representando valores de 1 (>18 %) y 3 (12 -18 %) según el índice DRASTIC. En color rojo se muestran las zonas con pendientes más bajas y con valores de 9 y 10 (Fig. 25).

5.1.6. Impacto de la zona vadosa (I)

Esta capa participa en la filtración del agua antes de llegar a la zona saturada, ya que la litología que conforma a la zona vadosa puede intervenir en los materiales contaminantes. Al igual que en el parámetro de la litología de acuífero (A), la mayoría de la litología en el área de estudio que comprende a la zona vadosa son rocas ígneas y metamórficas, rocas que comprenden las partes este y oeste de la zona, estas al no ser muy permeables el valor asignado es de 4. El área se compone también de rocas sedimentarias, estas se ubican contiguas al cauce principal y se relacionan con los conglomerados mostrados en la Figura 3. Al ser rocas permeables se les asigna un valor de 6. A las rocas basálticas se les asigna un valor de 7 debido a su contenido de poros, lo que implica una mayor permeabilidad si estos se encuentran interconectados. Por último, se tiene el aluvión, este elemento es el que permite con mayor facilidad el paso del agua y se encuentra en toda la extensión del cauce del río Sonora. Debido a esto, obtiene el valor de 8 según el índice DRASTIC (Fig. 6).

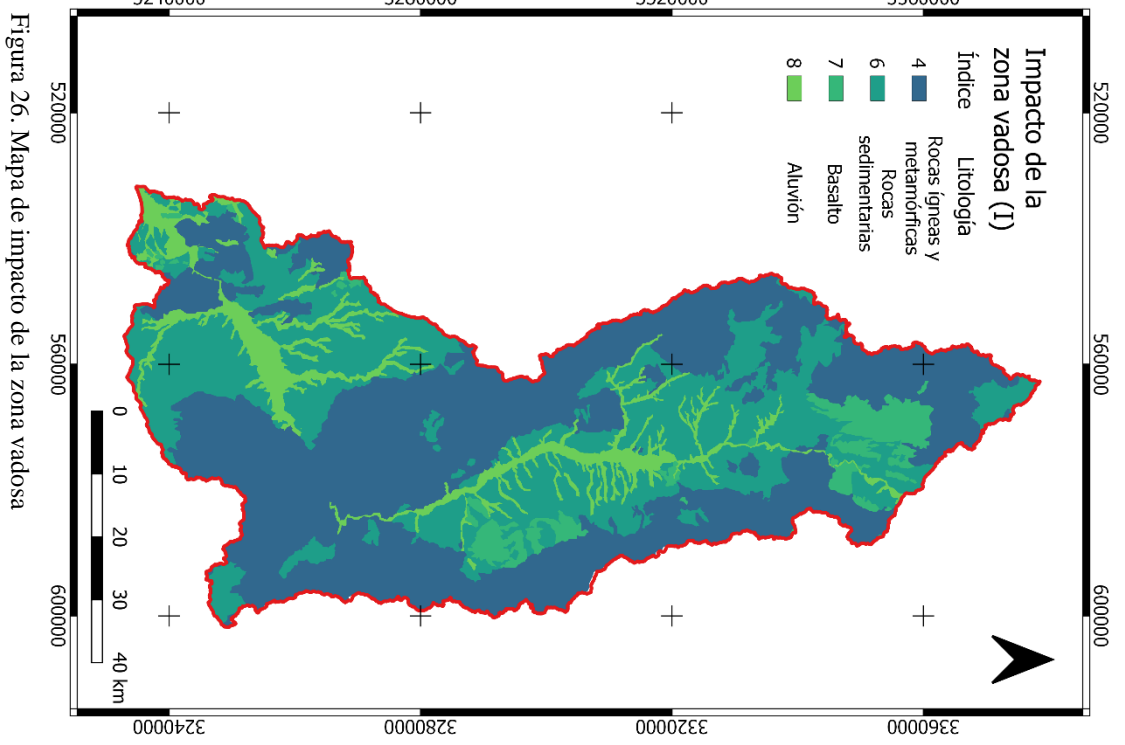
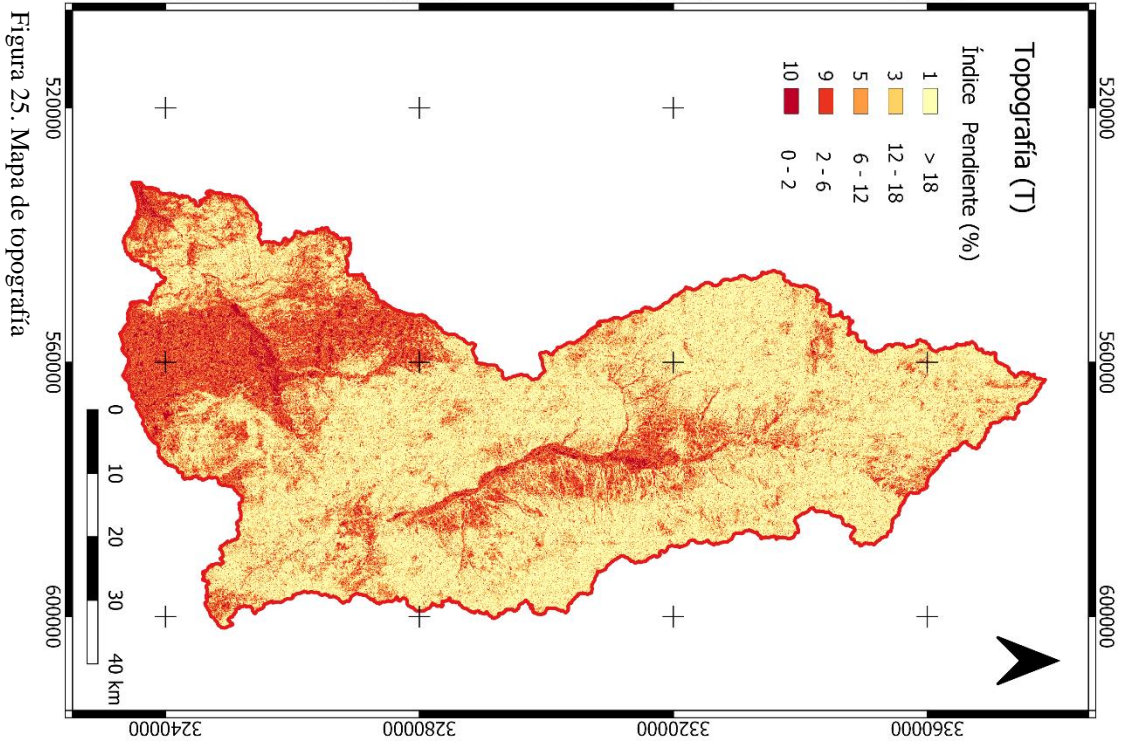


Figura 25. Mapa de topografía

Figura 26. Mapa de impacto de la zona vadosa

5.1.7. Conductividad hidráulica (C)

La conductividad hidráulica representa la facilidad con la que los materiales del acuífero transmiten agua. Los valores de conductividad hidráulica se obtuvieron a partir del mapa *Global Hydrogeology Maps (GLHYMPS) of permeability and porosity*, realizado por Gleeson et al. (2014). Este mapa se basa en un mapa de litología global de alta resolución que ayuda a diferenciar sedimentos y rocas sedimentarias y así determinar las diferentes permeabilidades. En el caso del área de estudio, los rangos de conductividad hidráulica se encuentran entre 0 a 28.55 cm/día y en menor proporción hay zonas con conductividad hidráulica mayor a 81 cm/día (Fig.27).

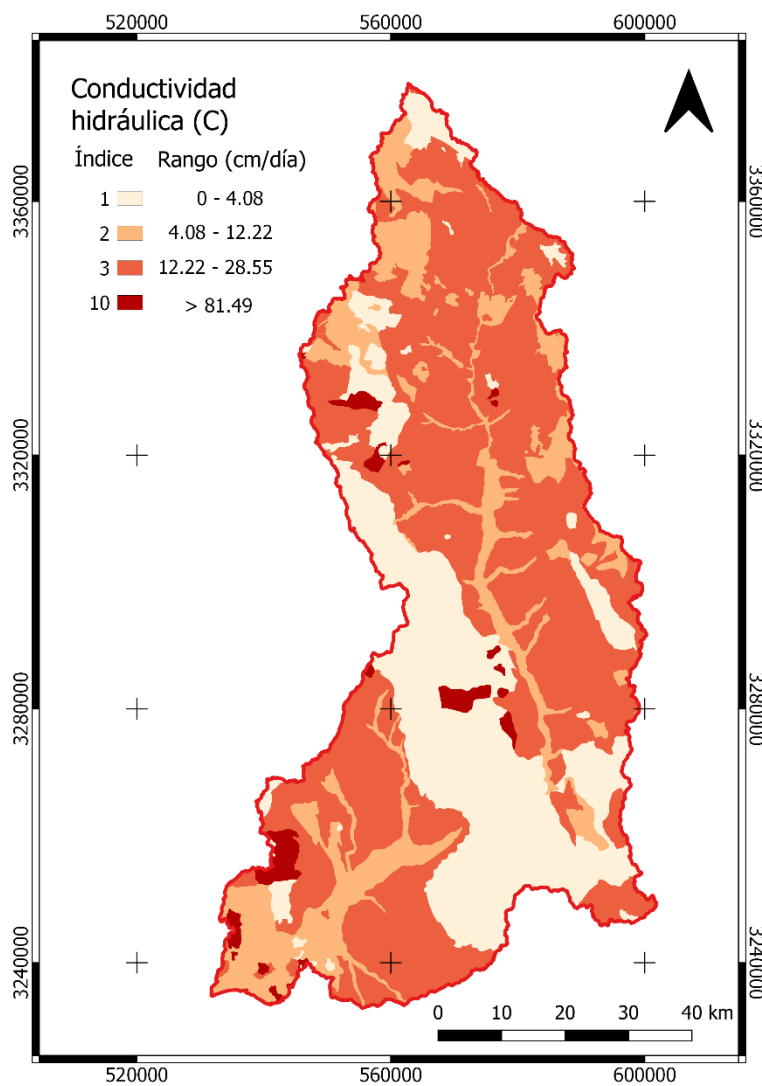


Figura 27. Mapa de conductividad hidráulica

De manera general, una conductividad de 81.49 cm/día corresponde a una conductividad media en acuíferos libres e incluso en acuíferos con alta presencia de calizas (Freeze & Cherry, 1979). La zona con menor conductividad corresponde al cuerpo ígneo conocido como el batolito de Aconchi.

Debido a las características de las rocas ígneas el valor de conductividad es baja y por eso se asigna el valor de 1. Con un valor de 2 se tienen los rangos de conductividad entre 4.08 y 12.22 cm/día, estos valores corresponden principalmente al cauce del río Sonora. El rango de 12.22 a 28.55 cm/día corresponde principalmente con los cuerpos conglomeráticos, lo que explica el porqué de una mayor conductividad en comparación de la zona del cauce. Por último, aparecen algunas zonas cuya conductividad hidráulica es mayor a 81.49 cm/día, estas zonas coinciden con rocas carbonatadas presentes en el área de estudio.

5.1.8. Mapa de vulnerabilidad obtenido a partir del índice DRASTIC

En el mapa de vulnerabilidad obtenido a partir del índice DRASTIC, el valor mínimo obtenido fue de 64 y el máximo de 171, por lo tanto, la vulnerabilidad varía entre Bajo a Alto, según la escala propuesta por Aller et al. (1985).

En la Figura 28, se muestra el mapa resultado del índice DRASTIC. En esta imagen, se puede apreciar que la distribución de la vulnerabilidad en el área de estudio está condicionada principalmente por la litología y el impacto de la zona vadosa. Las zonas con colores amarillos y verdes corresponden a zonas de rocas ígneas, las cuales se catalogaron como rocas poco permeables. En el centro del área de estudio, el color anaranjado corresponde a las rocas de conglomerados y el color rojizo representa el cauce del río Sonora, que es en donde se encuentra el aluvión. En la zona sureste también aparecen las coloraciones que indican vulnerabilidad elevada, esta se debe también a la litología y a la baja pendiente de la zona.

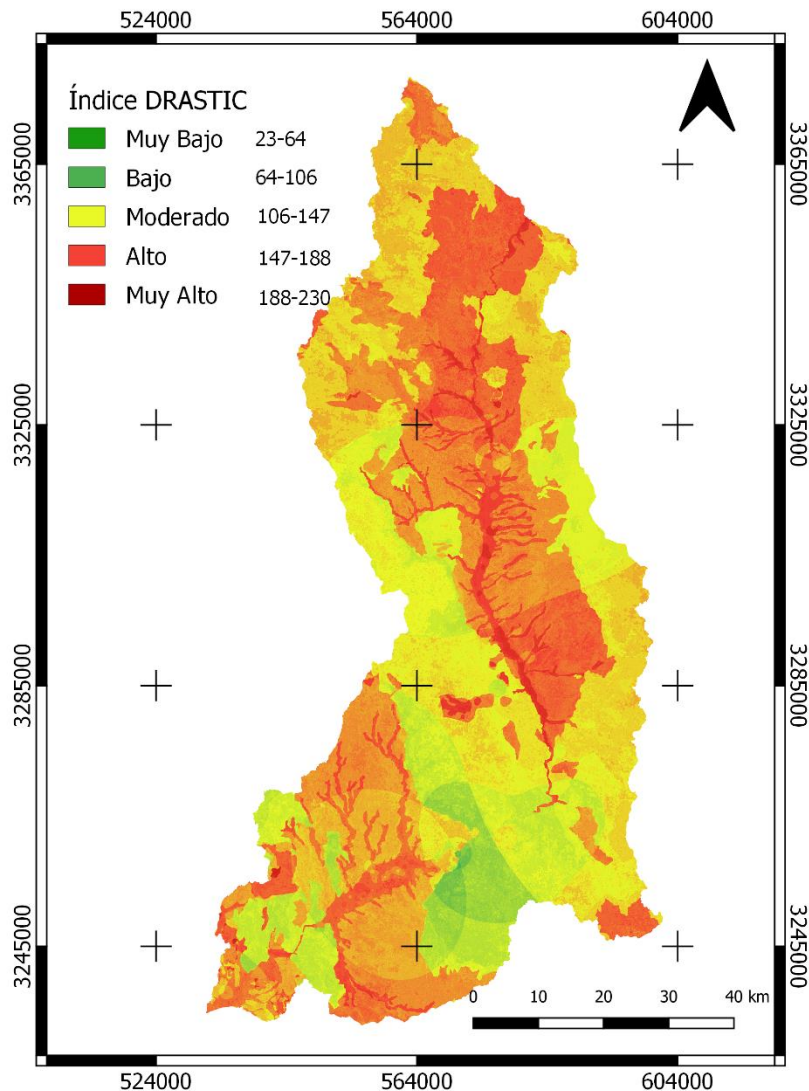


Figura 28. Mapa de vulnerabilidad por el método DRASTIC.

5.2. Vulnerabilidad del acuífero Río Sonora a una contaminación metálica: DRASTIC modificado

El método DRASTIC fue modificado por medio de la introducción de un parámetro extra que consistió en la en una capa de Uso de Suelo y Vegetación en la cual se integraron las fuentes potenciales de metales pesados identificadas por medio de SIG. Este parámetro se representó con la letra L.

5.2.1. Procesamiento de las imágenes satelitales

Una vez unidas las imágenes satelitales (Fig. 19), después de haber aplicado la corrección atmosférica y la combinación RGB con las bandas 2, 3 y 4, se obtuvo una imagen a coloración

natural (Fig. 29). Esta es una imagen que presenta una coloración similar a lo que se observa en la vida real y ayuda a la identificación de objetos como: cuerpos de agua, vegetación y ciudades. Nótese en la figura 29 como se pueden apreciar fácilmente las zonas de cultivo, el área urbana, el cauce del río Sonora y también se logra identificar el relieve de las zonas más elevadas y los arroyos.

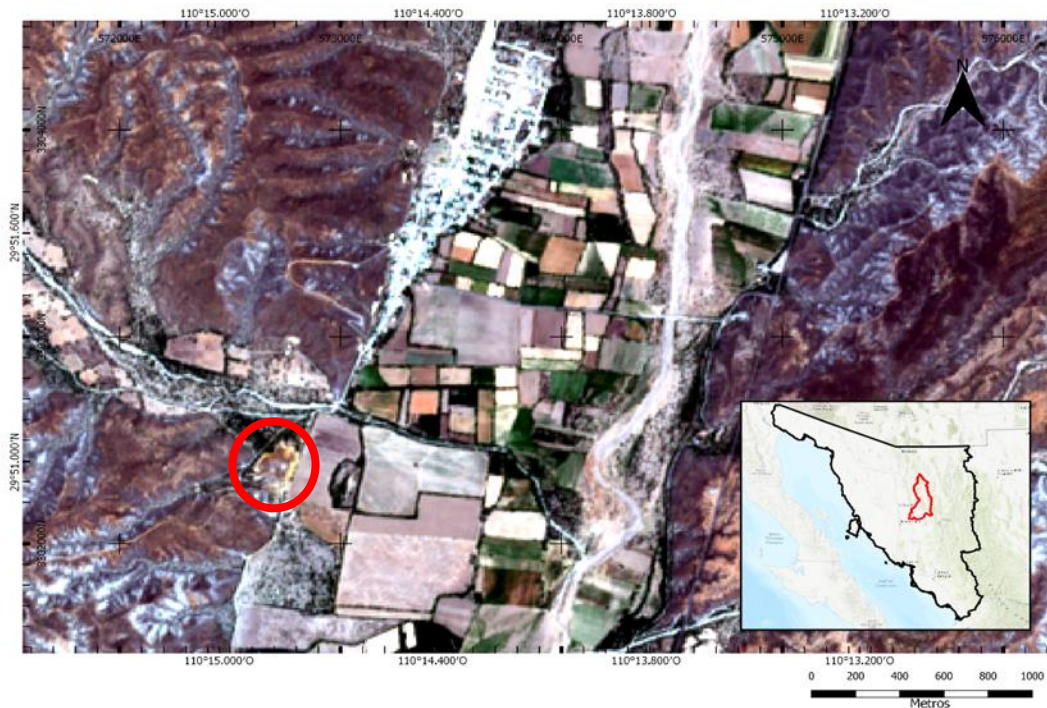


Figura 29. Compuesto de bandas conformado por las bandas 2-3-4. Nótese las diferencias en la coloración de las zonas de vegetación y el contraste que hay con la zona urbana. El círculo rojo indica la presencia del jal minero en San Felipe de Jesús, este fue uno de los puntos de control utilizados para encontrar otras fuentes potenciales de contaminación.

5.2.2. Localización de fuentes de contaminación metálica en contexto minero por teledetección

El uso del Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada (NDVI) permitió encontrar zonas con escasa vegetación y como se esperaba, resaltó más aquellas zonas que presentaban una nula vegetación (como el jal abandonado de San Felipe de Jesús en la Figura 29). El resultado del NDVI dio como resultado una imagen que varía su color de verde a rojo, donde una coloración verde indica vegetación y una coloración rojiza indica ausencia de vegetación (Fig. 30).

A partir del análisis de los píxeles de los puntos de control seleccionados (Tabla 16), se determinó que estos valores entre -0.2504 y 0.1946. Los valores máximos y mínimos de cada punto de control se promediaron para obtener únicamente dos valores (Tabla 18), obteniendo así el

intervalo de selección de píxeles a aplicar a la totalidad del sitio estudiado para identificar más fuentes de posible contaminación metálica.

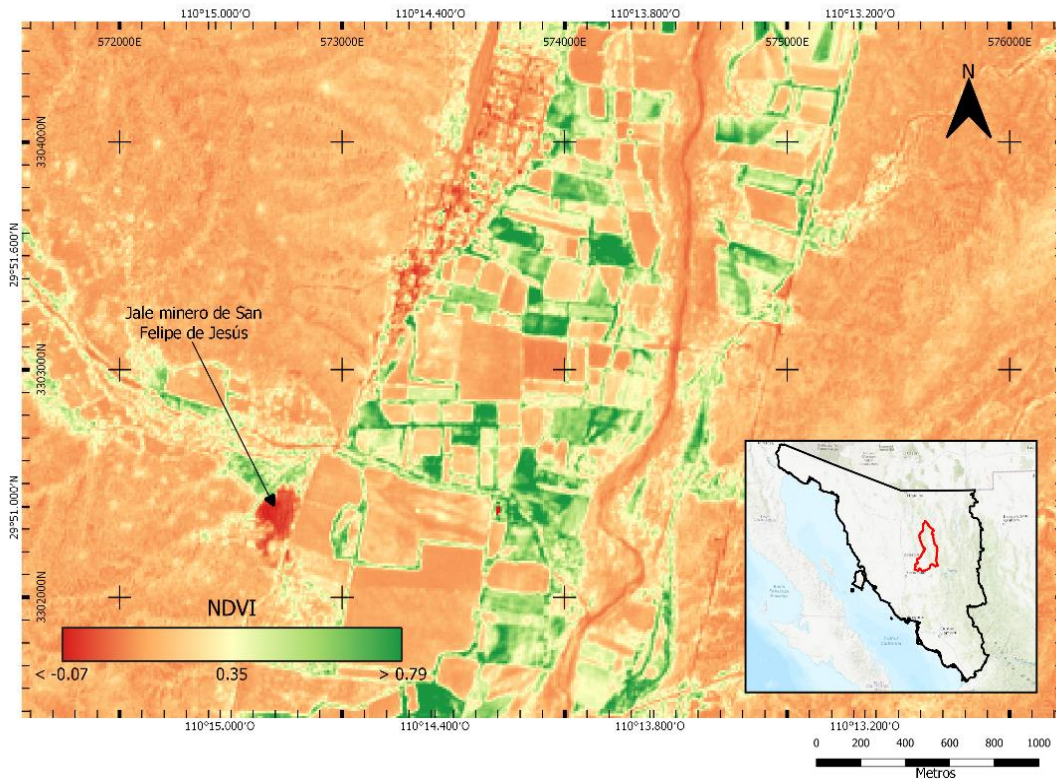


Figura 30. Aplicación del Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada (NDVI) en el área de San Felipe de Jesús. Las zonas con escasa vegetación se muestran en color rojizo.

Tabla 18. Valores máximos y mínimos de las áreas de control.

| ENTIDAD | Valor Mínimo NDVI | Valor Máximo NDVI |
|----------------------------------|-------------------|-------------------|
| San Felipe | -0.0789 | 0.0857 |
| Santa Elena | -0.0639 | 0.0528 |
| Santa Rosa | -0.0209 | 0.0915 |
| El Carmen | 0.0563 | 0.1465 |
| El Realito – Planta de Beneficio | -0.2504 | 0.1946 |
| PROMEDIO | -0.0715 | 0.1142 |
| PROMEDIO Redondeado | -0.07 | 0.11 |

Después de obtener los intervalos de valores de los píxeles de los puntos de control, se realizó una reclasificación mediante la función de “Reclasificar por Tabla”. Esta función permitió reclasificar la imagen ráster (con estructura de datos formada por una matriz de píxeles) y asignar nuevos valores a una clase o píxel, basándose en rangos de datos ingresados por el usuario, en este caso, el rango NDVI característico obtenido de los puntos de control.

La Figura 31 muestra un ejemplo de este procedimiento, aplicando los valores promedio indicados en la Tabla 16 calculados a partir del NDVI. Como se observa en la figura, en los jales de San Felipe de Jesús, los píxeles que definen este punto se encuentran bien delimitados, sin embargo, se presentó la existencia ruido (áreas muy pequeñas que no muestran características de contaminación metálica), como la observada a los alrededores del jale, por lo que se aplicaron técnicas de filtrado.

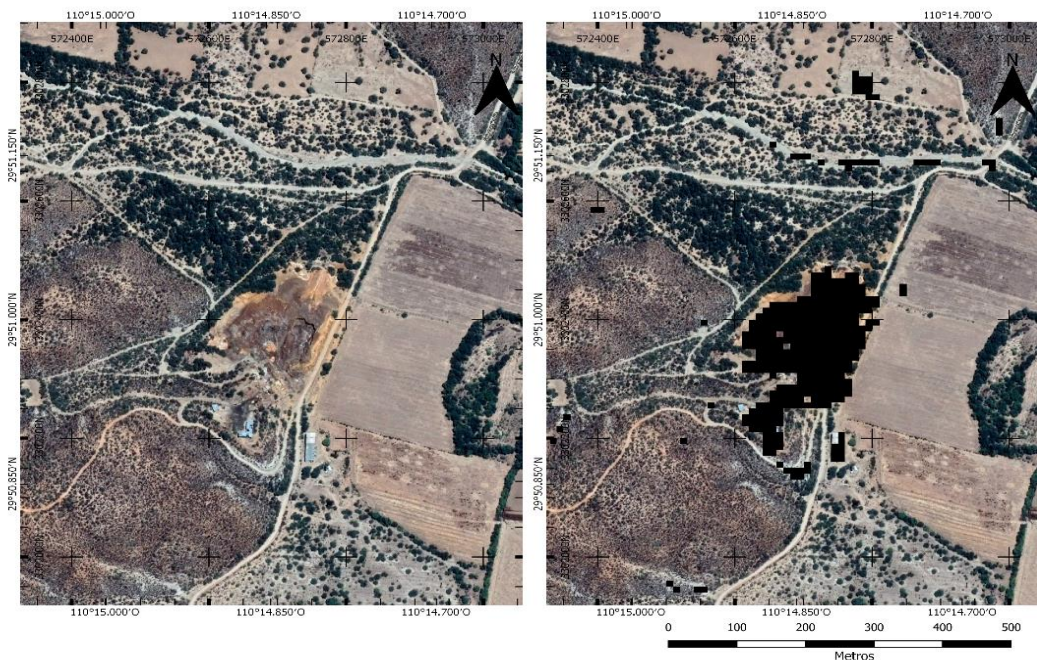


Figura 31. Identificación de fuentes potenciales de contaminación metálica en los jales de San Felipe de Jesús.

Después de realizar la filtración, la metodología aplicada permitió localizar 60 puntos (Tabla 19), los cuales representan jales mineros, zonas con actividad de extracción o zonas con anomalías geoquímicas naturales expuestas. Los puntos encontrados se muestran en la Figura 32.

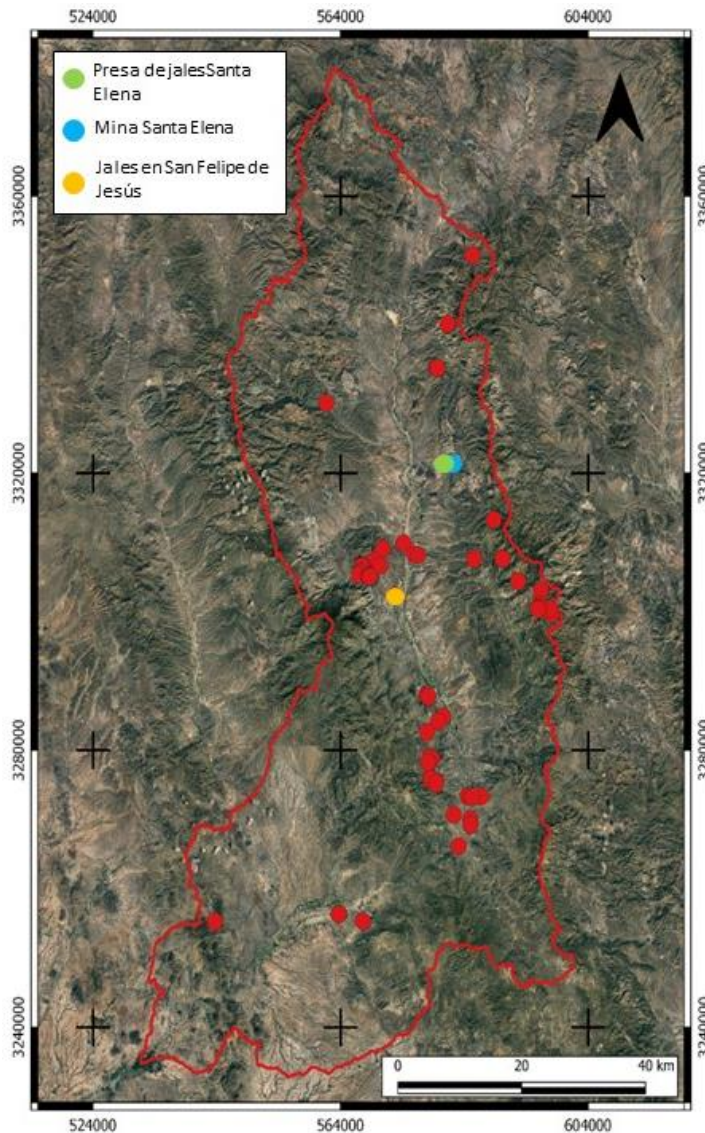


Figura 32. Los puntos rojos muestran la ubicación de las zonas mineras/mineralizadas encontradas con el índice NDVI.

Entre los puntos de mayor importancia son el 6, 7 y 14 (Fig. 32). El 6 y 7 corresponden a la presa de jales de la mina Santa Elena y a la mina Santa Elena, respectivamente. Estos se encuentran a 4.5 km del pueblo de Banámichi. En total, esta área es la más grande que se detectó en la totalidad del área de estudio con aproximadamente 779,297 m². El punto 14 corresponde a los jales de San Felipe de Jesús, cuentan con un área de 33,022 m² y se encuentra 670 m al sureste de San Felipe de Jesús. Particularmente, este punto se encuentra frente a una zona de cultivo, por lo que su presencia afecta directamente al suelo y con las lluvias puede llegar a afectar esta zona debido al escurrimiento de material de los jales, como lo observó recientemente Loredó-Portales et al. (2020),

en su trabajo se demostró que en los suelos de las zonas de cultivo se han rebasado los límites permitidos en Zn, Pb y As.

Tabla 19. Fuentes identificadas con potencial contaminante con metales pesados y su descripción correspondiente.

| No. | Nombre | Descripción | Coordenadas (12N) | |
|-----|---|---|-------------------|------------|
| | | | X | Y |
| 1 | Mina El Gachi | Mina Abandonada de Ag, Zn y Pb | 585304.88 | 3351480.6 |
| 2 | Jale Mina El Carmen | Presa de Jales de la Mina El Carmen | 581315.91 | 3341461.84 |
| 3 | Mina El Carmen | Mina Abandonada de Ag y Au | 581280.8 | 3341508.51 |
| 4 | Mineralización natural | Manifestación de hematita, jarosita, cuarzo y pirita (Manifestación de Mineral in Situ), cerca de la Mina "Cerro Colorado" | 579570 | 3335190.69 |
| 5 | Mineralización natural | Cerca de la Mina "Zatecona", mina Subterránea Abandonada de Au y Ag | 561695.75 | 3330125.19 |
| 6 | Jale Santa Elena | Presa de Jales de la mina Santa Elena | 580432.07 | 3321547.65 |
| 7 | Mina Santa Elena | Mina en Reactivación a cielo abierto de Au y Ag | 580924.55 | 3321339.63 |
| 8 | Mina El Encinal | Excavaciones y remoción de material de la mina El Encinal (Mina Abandonada) | 588719.81 | 3313287.46 |
| 9 | Banco de Material | Acumulación de material localizado a 2 kilómetros del poblado de Huépac | 574160.48 | 3309905.43 |
| 10 | Mina La Plomosa | Excavaciones y remoción de material cercanos a la Mina La Plomosa (Mina Abandonada) | 570836.55 | 3309092.14 |
| 11 | Excavaciones, vertido o acumulación de material | Excavación, remoción o acumulación de material reciente localizado a 1 kilómetro al oeste de la Mina El Carrizo (Mina Abandonada) | 585547.01 | 3307630.47 |
| 12 | Mina Washington | Mina abandonada de Cu y W | 590127.91 | 3307620.09 |
| 13 | Mina La Bonita | Mina Abandonada de Cu, Pb y Zn | 592664.43 | 3304390.11 |
| 14 | Jale San Felipe | Presa de Jales San Felipe - El Lavadero | 572705.57 | 3302349.16 |
| 15 | Excavaciones, vertido o acumulación de material | Excavación, remoción o acumulación de material localizado a 600 metros al noroeste de la mina El Arroyo - La Mendocilla (Mina Abandonada) | 570404.26 | 3306681.37 |
| 16 | Jale Mina la Mendocilla-San Felipe | Mina abandonada de Zn, Pb y Cu | 569342.06 | 3307388.03 |
| 17 | Jale Mina Santa Rosa | Presa de Jales de la Mina Santa Rosa | 568671.25 | 3306951.58 |
| 18 | Excavaciones, vertido o acumulación de material | Excavación, vertido o acumulación de material cercano a la mina San Felipe (Mina Abandonada) | 568725.43 | 3305087.03 |
| 19 | Jale Mina San Felipe | Presa de Jales de la Mina San Felipe | 568581.21 | 3305113.86 |
| 20 | Mina San Felipe | Mina abandonada de Au, Ag, Cu, Pb y Zn | 568530.06 | 3305165.43 |
| 21 | Mina La Ventana I | Mina Abandonada de Pb, Zn y Cu | 567391.98 | 3306543.75 |
| 22 | Mina La Ventana I | Excavaciones, remoción o acumulación de material cercano a la Mina la Ventana I (Mina Abandonada) | 567586.52 | 3306567.64 |

| | | | | |
|----|---|---|-----------|------------|
| 23 | Mina San Felipe | Excavaciones y remoción de material cercanos a la Mina San Felipe (Mina Abandonada) | 567522.79 | 3305745.9 |
| 24 | Mina San Felipe | Excavaciones y remoción de material cercanos a la Mina San Felipe (Mina Abandonada) | 567287.16 | 3305793.69 |
| 25 | Excavaciones, vertido o acumulación de material | Excavación, vertido o acumulación de material localizado a 500 metros al noroeste de la Mina Las Lamas (Mina Abandonada) | 566938.97 | 3305278.42 |
| 26 | Mina La Bombita | Excavaciones, remoción o acumulación de material cercano a la Mina la Bombita (Mina Abandonada) | 596316.29 | 3303058.02 |
| 27 | Mina Las Cabezas | Excavaciones, remoción o acumulación de material cercanos a la Mina Las Cabezas (Mina Abandonada) | 596033.92 | 3301013.29 |
| 28 | Mina Las Cabezas | Excavaciones, remoción o acumulación de material cercanos a la Mina Las Cabezas (Mina Abandonada) | 596185.9 | 3300687.95 |
| 29 | Mina Las Cabezas | Mina Abandonada de Cu, Zn y Mo | 595941.05 | 3300628.83 |
| 30 | Mina Las Cabezas | Excavación, remoción o acumulación de material cercanos a la Mina Las Cabezas (Mina Abandonada) | 595750.08 | 3300524.75 |
| 31 | Mina Las Cabezas | Excavación, remoción o acumulación de material cercanos a la Mina Las Cabezas (Mina Abandonada) | 595842.74 | 3300461.44 |
| 32 | Mina Las Cabezas | Excavación, remoción o acumulación de material cercano a la Mina Las Cabezas (Mina Abandonada) | 595889.7 | 3300322.67 |
| 33 | Excavaciones, vertido o acumulación de material | Excavación, remoción o acumulación de material localizado a 2 kilómetros al este de la mina Las Cabezas (Mina Abandonada) | 597769.34 | 3300424.76 |
| 34 | Excavaciones, vertido o acumulación de material | Excavaciones, remoción o acumulación de material localizado a 2 kilómetros al este de la mina Las Cabezas | 598071.21 | 3299680.15 |
| 35 | Mina PP | Mina Abandonada de Au y Ag | 578028.91 | 3287846.96 |
| 36 | El Realito | Planta de Beneficio de Fe, Au y Ag | 580580.74 | 3284847.58 |
| 37 | Banco de Material | Localizado a 1 kilómetro al suroeste de la planta de beneficio El Realito | 579746.41 | 3284143.64 |
| 38 | Mina Tocapuchi | Mina en operación de Au y Ag | 577949.88 | 3282604.96 |
| 39 | Excavaciones, vertido o acumulación de material | Excavación, remoción o acumulación de material localizado a 1.5 kilómetros al sur de la mina El Álamo (Mina Abandonada) | 578394.3 | 3279043.76 |
| 40 | Excavaciones, vertido o acumulación de material | Excavación, remoción o acumulación de material localizado a 2 kilómetros al sur de la mina El Álamo (Mina Abandonada) | 578794.69 | 3278770.41 |
| 41 | Excavaciones, vertido o acumulación de material | Excavación, remoción o acumulación de material localizado a 2 kilómetros al sur de la mina El Álamo (Mina Abandonada) | 578256.57 | 3278257.23 |
| 42 | Excavaciones, vertido o acumulación de material | Excavación, remoción o acumulación de material localizado a 3 kilómetros al este del complejo la Abundancia (Mina Abandonada) | 578461.17 | 3276007.07 |

| | | | | |
|----|---|---|-----------|------------|
| 43 | Excavaciones, vertido o acumulación de material | Excavación, remoción o acumulación de material localizado a 3 kilómetros al este del complejo la Abundancia (Mina Abandonada) | 578471.23 | 3275864.52 |
| 44 | Excavaciones, vertido o acumulación de material | Excavación, remoción o acumulación de material localizado a 3 kilómetros al este del complejo la Abundancia (Mina Abandonada) | 578550.89 | 3275848.58 |
| 45 | Excavaciones, vertido o acumulación de material | Excavación, remoción o acumulación de material localizado a 1.8 kilómetros al este del complejo la Abundancia (Mina Abandonada) | 579438.88 | 3275436.03 |
| 46 | Excavaciones, vertido o acumulación de material | Excavación, remoción o acumulación de material localizado a 3 kilómetros al este del complejo la Abundancia (Mina Abandonada) | 579417.5 | 3275185.32 |
| 47 | Excavaciones, vertido o acumulación de material | Excavación, remoción o acumulación de material localizado a 3 kilómetros al este del complejo la Abundancia (Mina Abandonada) | 579286.27 | 3275211.31 |
| 48 | Mineralización natural | Mineralización cerca de la Mina "El Aguilillo", mina abandonada de Fe | 586741.97 | 3273342.04 |
| 49 | Banco de Material | Localizado a 5.5 kilómetros al norte de Mazocahui | 585219.22 | 3273202.85 |
| 50 | Banco de Material | Localizado a 5.5 kilómetros al norte de Mazocahui | 584961.79 | 3273321.92 |
| 51 | Banco de Material | Localizado a 5.5 kilómetros al norte de Mazocahui | 584503.12 | 3273379.77 |
| 52 | Mina Peña Blanca | Mina Abandonada de Fe | 582260.92 | 3270689.8 |
| 53 | Banco de Material | Localizado a 2 kilómetros al norte de Mazocahui | 584897.65 | 3270009.34 |
| 54 | Banco de Material | Localizado a 1.3 kilómetros al norte de Mazocahui | 584974.37 | 3269166.21 |
| 55 | Excavaciones, vertido o acumulación de material | Excavación, remoción o acumulación de material localizado a 1 kilómetro de la mina Inés (Mina Abandonada) | 583074.71 | 3266146.28 |
| 56 | Mina 3 70 | Mina Prospecto de Pb, Zn, Cu y Ag | 543682.73 | 3255273.2 |
| 57 | Excavaciones, vertido o acumulación de material | Excavación, remoción o acumulación de material reciente localizado a 8.5 km al sureste de Ures | 567627.92 | 3255284.1 |
| 58 | Excavaciones, vertido o acumulación de material | Excavación, remoción o acumulación de material localizado a 4.7 km al este de Ures | 563681.84 | 3256363.7 |
| 59 | Excavaciones, vertido o acumulación de material | Excavación, remoción o acumulación de material localizado a 800 metros al sur del poblado de Huépac | 575861.76 | 3308313.76 |
| 60 | Excavaciones, vertido o acumulación de material | Excavación, remoción o acumulación de material localizado a 800 metros al sur del poblado de Huépac | 576453.34 | 3308173.72 |

De las 60 fuentes de contaminación solo los puntos 4,5 y 48 corresponden a mineralización natural, esto puede deberse a la poca resolución de las imágenes satelitales, por lo que imágenes de mayor resolución pueden mejorar la precisión para localizar este tipo de fuentes.

El punto 4 se ubica al este de Sinoquipe y muestra una coloración rojiza, característica de zonas mineralizadas que presentan oxidación, el punto 5 se ubica el noroeste de Banámichi cerca de la mina “Zatecona”, mina abandonada de oro y plata, y el punto 48 se ubica al este del poblado de Aurora, esta corresponde a una zona mineralizada también de coloración rojiza cercana a la mina abandonada de Fe “El Aguilillo”. El resto de los puntos corresponden a zonas de excavaciones cercanas a minas o a minas en sí. El conjunto de puntos se distribuye de manera paralela al cauce del río y se ubican en las zonas de mayor elevación, como la Sierra El Jaralito (Sierra de Aconchi). Se debe mencionar que esta es una estimación de las áreas de mineralización, es posible que algunas áreas no aparezcan ya que se ocultan bajo depósitos aluviales, cobertura de vegetación tolerante a la mineralización o deslizamientos de tierra y por lo tanto representa un estimador conservador. Es notable la dispersión y el número de pequeñas áreas mineras y de vertido de materiales que probablemente no estaban identificadas previamente.

5.2.3. Integración de las fuentes potenciales de contaminación metálica a la capa de uso de suelo y vegetación (L)

Para este trabajo se modificó el índice DRASTIC añadiendo una capa con un parámetro extra. En este caso la capa utilizada es de Uso de Suelo y vegetación (L), obtenida de INEGI, la cual se modificó añadiendo un elemento extra que consiste en zonas mineras/mineralizadas encontradas con ayuda de SIG (Fig. 8). La mayor parte del área de estudio está cubierta por vegetación secundaria, pastizales, bosque, matorral y selva caducifolia, la cual no causa ninguna influencia en la entrada de contaminantes en el subsuelo, por esto se le da un valor de 1. Las áreas con valores de 5, 6 y 7 representan zonas en donde existe mayor actividad humana, siendo la agricultura una de las actividades que representan una mayor vulnerabilidad. Finalmente, se asignan el valor de 10 a las zonas mineras/mineralizadas debido a su potencial contaminante. A pesar de contar con 60 zonas de este tipo, su extensión es tan pequeña en comparación con el área total del área de estudio hasta el punto de ser imperceptibles, con excepción del jal y la mina Santa Elena (Fig. 32). Sin embargo, a pesar de su extensión, pueden representar un riesgo potencial.

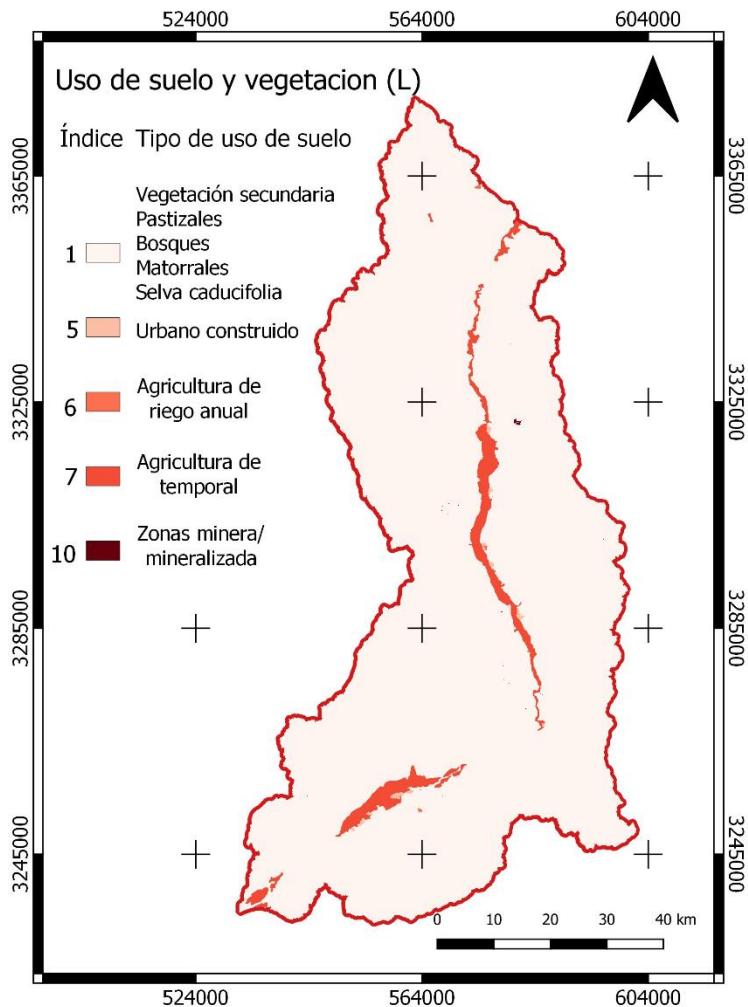


Figura 33. Mapa de uso de suelo y vegetación (L).

5.2.4. Mapa de vulnerabilidad obtenido con Índice DRASTIC modificado

Al resultado obtenido del índice DRASTIC original se le sumó una capa que corresponde al Uso de suelo y vegetación (L), previamente modificada para incluir el elemento de fuentes de contaminación metálica (Fig. 34). Al sumar esta capa se obtuvo un nuevo mapa de vulnerabilidad en donde el valor mínimo corresponde a 69 y el máximo a 201 según la escala del método tradicional. En general, el área de estudio presenta valores de vulnerabilidad moderados y altos debido a la adición la capa de uso de suelo y vegetación. Representado con color verde claro, se encuentran las zonas altas que se ubican entre Mazocahui y Ures, al sur del área de estudio, en esta zona se encuentran los valores de vulnerabilidad baja (64-106).

En color amarillo se representan las zonas con vulnerabilidad moderada (106-146), en esta zona se encuentran elementos de mayor elevación y pendiente correspondientes a rocas ígneas acomodadas paralelamente al cauce. Las zonas de vulnerabilidad alta (147-188) se encuentran al costado del río Sonora, estas zonas están representadas por rocas conglomeráticas. Finalmente, representado con color rojo, las zonas con vulnerabilidad muy alta (188-230) corresponden a el cauce del río Sonora.

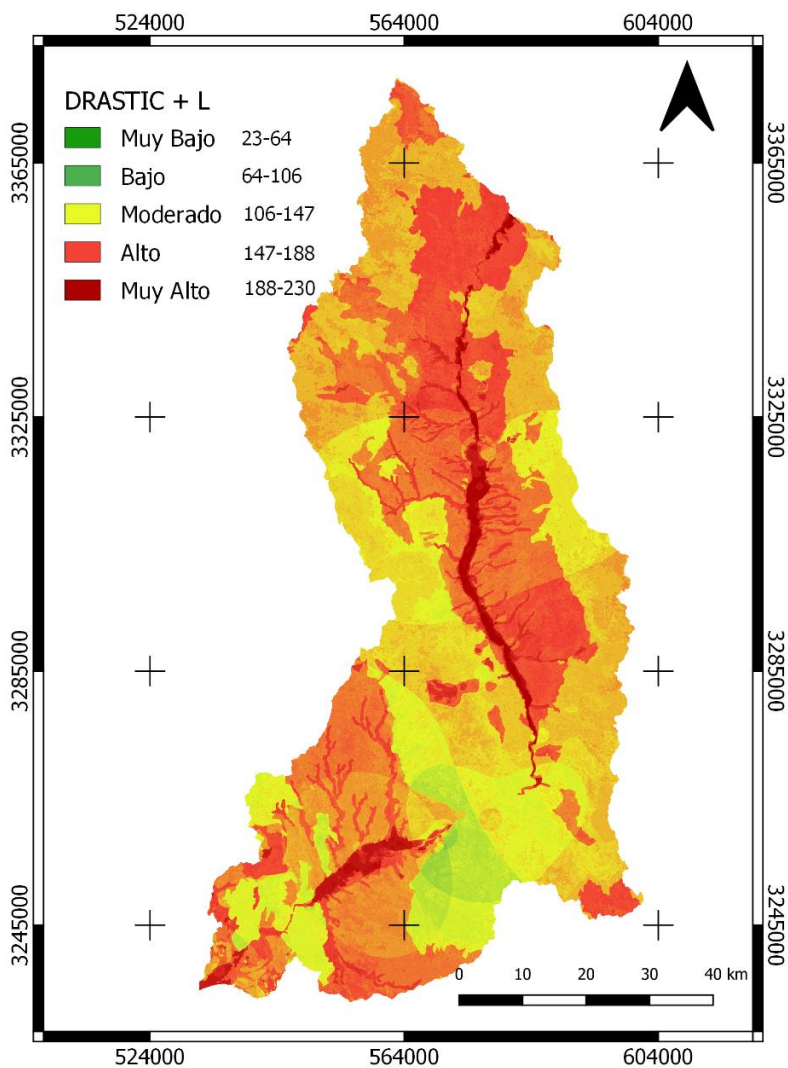


Figura 34. Mapa de vulnerabilidad del índice DRASTIC con la adición de la capa de uso de suelo y vegetación (L).

5.3. Comparación entre los resultados del índice DRASTIC y DRASTIC modificado.

Debido a que el mapa obtenido por el método DRASTIC modificado cuenta con un parámetro extra no se pueden comparar los valores con la misma escala que el método DRASTIC tradicional. Por lo que se procedió a normalizar ambos mapas en una escala del 1 al 100 (Saha & Alam, 2014; Sener & Davraz, 2013). Posteriormente a la normalización, ambos mapas mantienen el patrón de presentar zonas con menor vulnerabilidad en las partes altas, correspondientes a la litología de rocas ígneas y a zonas con pendiente más pronunciada. Las zonas que presentan mayor vulnerabilidad (color rojo oscuro) están representadas por rocas conglomeráticas. En la zona del cauce el nivel de vulnerabilidad aumenta considerablemente debido que en la capa de uso de suelo y vegetación representa áreas de cultivo, convirtiéndola en zonas de alta vulnerabilidad. Lo mismo ocurre en la parte sureste del área de estudio, donde las zonas de cultivo y la baja pendiente influyen en el aumento del nivel de vulnerabilidad (Fig. 35). Las zonas mineras/mineralizadas son tan pequeñas que son casi imperceptibles y el aumento en la vulnerabilidad es únicamente local, aunque podrían darse plumas de contaminación asociadas al sustrato y topografía.

Comparando ambos mapas se puede observar una disminución general de la vulnerabilidad en el mapa del método DRASTIC modificado (Fig. 35). En ambos mapas se muestra un valor de vulnerabilidad que varía de alta (60-80) a muy alta (80-100) en la zona comprendida por el cauce del río Sonora. En los flancos de la cuenca, en el mapa generado por el índice DRASTIC tradicional (Fig. 35a) los valores varían de una vulnerabilidad media a alta (40-80) y en el mapa generado por el índice DRASTIC modificado (Fig. 35b) los valores disminuyen a una vulnerabilidad media (40-60), estas zonas están caracterizadas por rocas conglomeráticas. Finalmente, en las zonas de mayor elevación los valores de vulnerabilidad entran en un rango de 20-60 (baja a media) en la figura 35a y disminuye su vulnerabilidad a valores entre 20-40 (baja) en la figura 35b. Esto se debe a la baja permeabilidad de las rocas ígneas que conforman las sierras y también la pendiente pronunciada (mayor escurrimiento, por lo tanto, menos infiltración). De manera general, la vulnerabilidad alta (60-80) en el índice DRASTIC modificado (Fig. 35b) disminuyó un 81.3% en área con respecto al índice DRASTIC tradicional; la vulnerabilidad muy alta (80-100) disminuyó un 15%; el área de vulnerabilidad media aumentó ligeramente con un 8.4%, el área de la vulnerabilidad baja aumentó con un 94% y el área de vulnerabilidad muy baja aumentó un 154.9.

Para poder ver de mejor manera la diferencia entre los mapas generados por el índice DRASTIC tradicional y el índice DRASTIC modificado, se realizó una sustracción de ambos

mapas. Esto se realizó restando el ráster del DRASTIC tradicional al ráster del DRASTIC modificado en QGIS, ambos normalizados, dando como resultado un nuevo mapa que muestra la diferencia en los cambios de vulnerabilidad. Este mapa se comparó con el mapa de uso de suelo y vegetación para poder visualizar como influye su presencia en el resultado del DRASTIC modificado (Fig. 36). La gama de colores varía de azul a rojo, donde los colores azules representan la disminución de la vulnerabilidad y los colores rojos representan un incremento. Nótese como en la zona del cauce incrementa la vulnerabilidad entre 0 y 16.05, pues estas corresponden a zonas de cultivo y en general son zonas que se ven afectadas por MP, las zonas identificadas como fuentes potenciales de contaminación influyen en un incremento entre 16.05 a 27.72 en la vulnerabilidad. En el mapa se puede apreciar la mina Santa Elena con una coloración muy roja, cuya presencia puede generar estragos con respecto al aporte de MP. El resto del mapa ocurre una disminución de vulnerabilidad entre 0 y -18.94 probablemente causada por los valores bajos asignados en la capa L modificada y a su posterior normalización.

La disminución generalizada de vulnerabilidad en el mapa generado con el índice DRASTIC modificado ayuda a resaltar las zonas que presentan una vulnerabilidad elevada, lo cual es bueno para focalizar los esfuerzos de protección en estos sitios. Además, también muestra de manera local sitios con elevada vulnerabilidad pero que son imperceptibles debido a que su tamaño es muy pequeño en comparación con el área total del sitio de estudio. Para poder ubicarlos es necesario aumentar la escala del mapa, tal y como se muestra en el ejemplo de la Figura 37.

Se debe considerar que los valores de los pesos aplicados a cada parámetro, los cuales están establecidos empíricamente, pueden ser subjetivos y podrían variar en la realidad dependiendo del tipo de acuífero a estudiar o de las condiciones que enfrente el mismo.

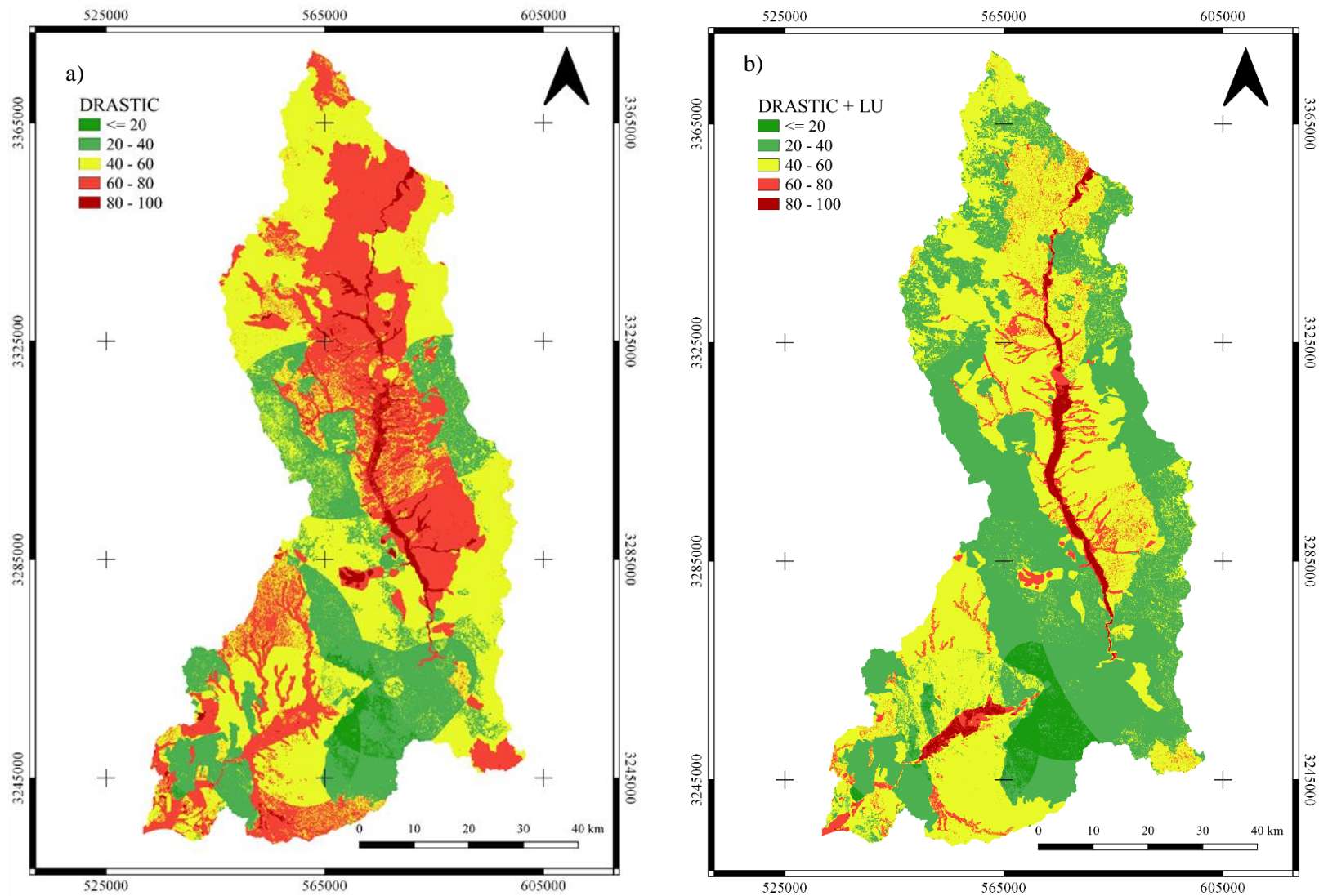


Figura 35. Mapas a escala 1:800,000. La figura 35a corresponde al mapa de vulnerabilidad generado con el índice DRASTIC original y la 35b corresponde al mapa generado con el índice DRASTIC modificado. Ambos mapas están normalizados. En ambos mapas se muestra un valor de vulnerabilidad que varía de alta (60-80) a muy alta (80-100) en la zona correspondiente al cauce principal del río Sonora. En los costados de la cuenca del mapa 35a se muestra una variación de vulnerabilidad media a alta (40-80) y en el mapa 35b valores de vulnerabilidad media (40-60), estas zonas están caracterizadas por una litología sedimentaria, conformada por conglomerados. En las partes altas los valores de vulnerabilidad entran en un rango de 20-60 (baja a media) en el mapa 35a y de 20-40 (baja) en el mapa 35b. Esto se debe a la litología ígnea (baja permeabilidad) y también una pendiente pronunciada (mayor escurrimiento, por lo tanto, menos infiltración). Fuente: elaboración propia.

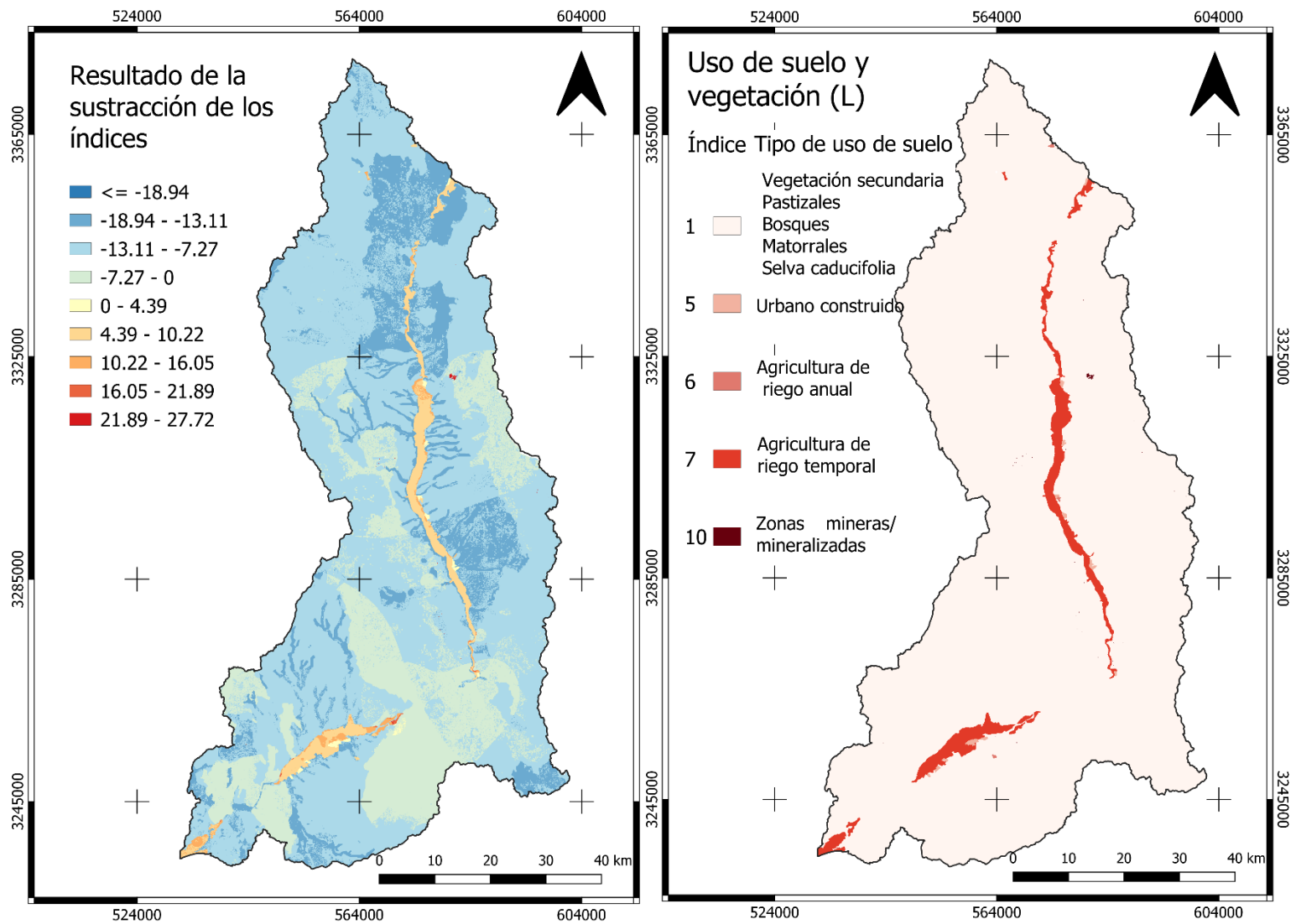


Figura 36. Comparación entre el mapa de sustracción de los índices y el mapa de la capa de uso de suelo modificado (L).

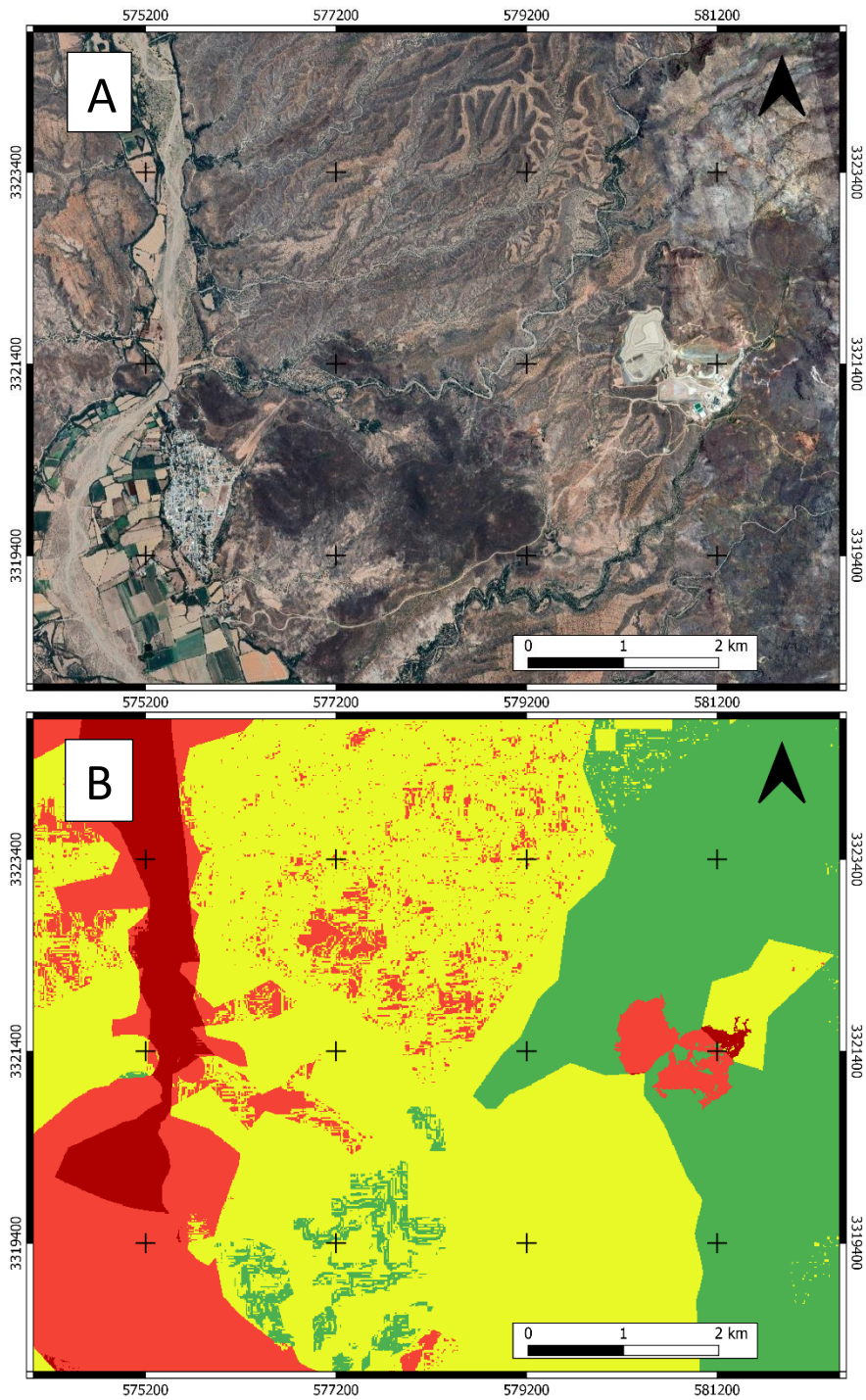


Figura 37. Mapa a escala 1:35,000. Aumento de la vulnerabilidad de forma local. A) Se muestra la ubicación del jal y la mina Santa Elena con respecto al pueblo de Banámichi. B) Se muestra el mapa de vulnerabilidad obtenido con el índice DRASTIC modificado, en donde se agrega la capa de uso de suelo y vegetación con las fuentes posibles de contaminantes. Se puede ver en la imagen la influencia que tiene la presencia del jal en la zona. El pueblo de Banámichi se encuentra dentro del cauce del río Sonora, por lo que estas zonas, junto con las áreas de cultivo son altamente vulnerables a la contaminación.

5.4. Validación

5.4.1. Resultados del análisis de sensibilidad

La Tabla 20 muestra un resumen estadístico de cada parámetro del índice DRASTIC modificado. Este resumen nos da una primera idea sobre cuáles son los parámetros que pueden tener una mayor contribución al índice de vulnerabilidad. En este caso, el promedio más alto corresponde al parámetro de profundidad (D) con 8.4, seguido por el parámetro del suelo (S) con 5.41. Para saber con más certeza la influencia de cada parámetro en el índice DRASTIC se realizó el análisis de eliminación de mapas.

Tabla 20. Resumen estadístico de las capas del índice DRASTIC.

| Factor | Min | Max | Promedio | Desv. Est. |
|--------|-----|-----|----------|------------|
| D | 1.5 | 10 | 8.40 | 0.95 |
| R | 1 | 6 | 4.88 | 1.79 |
| A | 3 | 10 | 5.41 | 2.64 |
| S | 1 | 7 | 2.69 | 1.79 |
| T | 1 | 10 | 3.58 | 3.19 |
| I | 4 | 8 | 5.17 | 1.34 |
| C | 1 | 10 | 2.44 | 1.44 |
| L | 1 | 10 | 1.20 | 1.07 |

La Tabla 21 muestra los resultados del análisis de sensibilidad que fue aplicado al eliminar una capa a la vez del índice DRASTIC modificado. El estudio muestra que existe una mayor variación al ser removida la capa de profundidad (D) con un promedio de 3.75, es decir, el índice DRASTIC modificado es sensible al eliminar la capa de D. Esto puede deberse al alto valor de ponderación que se aplica a al parámetro, pues el peso aplicado a la capa de profundidad es de 5. El parámetro que sigue en importancia es el de topografía (T) con un promedio de 1.73, a pesar de tener un peso de 1 es una de las capas que ofrece información más detallada. El parámetro que indica una menor influencia en el índice es la capa de litología del acuífero (A), con un promedio de 0.82, el parámetro de recarga (R) resulta con el segundo promedio más bajo con 1.08.

Con este análisis se determinó que la capa de uso de suelo (L), con la que se modificó el índice DRASTIC, no se encuentra entre los parámetros con menor sensibilidad con un promedio

de 1.51, siendo el tercer valor más alto, es decir, su influencia se considera importante para el cálculo de la vulnerabilidad del acuífero Río Sonora.

Tabla 21. Resultados del análisis de remoción de capas.

| Factor removido | Min | Max | Promedio | Desv. Est. |
|-----------------|------|------|----------|------------|
| D | 0 | 5.27 | 3.75 | 0.7 |
| R | 0 | 2.71 | 1.08 | 0.47 |
| A | 0 | 2.27 | 0.82 | 0.34 |
| S | 0.02 | 3.2 | 1.48 | 0.61 |
| T | 0 | 3.25 | 1.73 | 0.46 |
| I | 0.02 | 3.7 | 1.45 | 0.71 |
| C | 0.13 | 3.02 | 1.28 | 0.37 |
| L | 0.1 | 4.46 | 1.51 | 0.3 |

5.4.2. Resultados de la correlación de los índices con concentraciones de metales

Se estudió la correlación existente entre los valores de vulnerabilidad observados en distintos puntos del área de estudio y las concentraciones totales de Al, Cu, Zn, Mn y Fe en los mismos puntos. Las concentraciones fueron obtenidas del monitoreo de calidad del agua realizado por el Fideicomiso Río Sonora en los años 2014 y 2015, creado por la Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT) después de ocurrido un derrame de 40,000 m³ de solución ácida con contenido de MP que entró al río Bacanuchi y Río Sonora. Los puntos para el estudio de la correlación se eligieron en base a los sitios de monitoreo del fideicomiso siendo un total de 28 pozos ubicados dentro de la zona estudiada.

La correlación entre estas variables (vulnerabilidad-concentración) se estudió por el siguiente método y los resultados se muestran a continuación.

- Coeficientes de determinación (R^2):

Los coeficientes de determinación muestran que no existe una relación entre los valores de vulnerabilidad y las concentraciones de MP (Figs. 38 y 39), presentando valores de $R^2 < 0.1$. Esto puede deberse a la baja precisión de la capa D a causa de la mala distribución de los pozos utilizados para crear la misma y añadido a esto las muestras realizadas por el Fideicomiso también fueron tomadas únicamente en el cauce, es decir, no hay una buena distribución para los puntos de muestreo.

Normalmente se esperarí una correlación estadísticamente significativa, pero es necesario reafirmar que un elevado nivel de vulnerabilidad no necesariamente significa que el acuífero presente contaminación. Recordando la definición de vulnerabilidad, esta se define como la susceptibilidad de un elemento a verse afectado por un peligro inminente, en este caso, los niveles de vulnerabilidad acuífera son elevados siendo susceptibles a ser contaminados, mas no necesariamente indican contaminación.

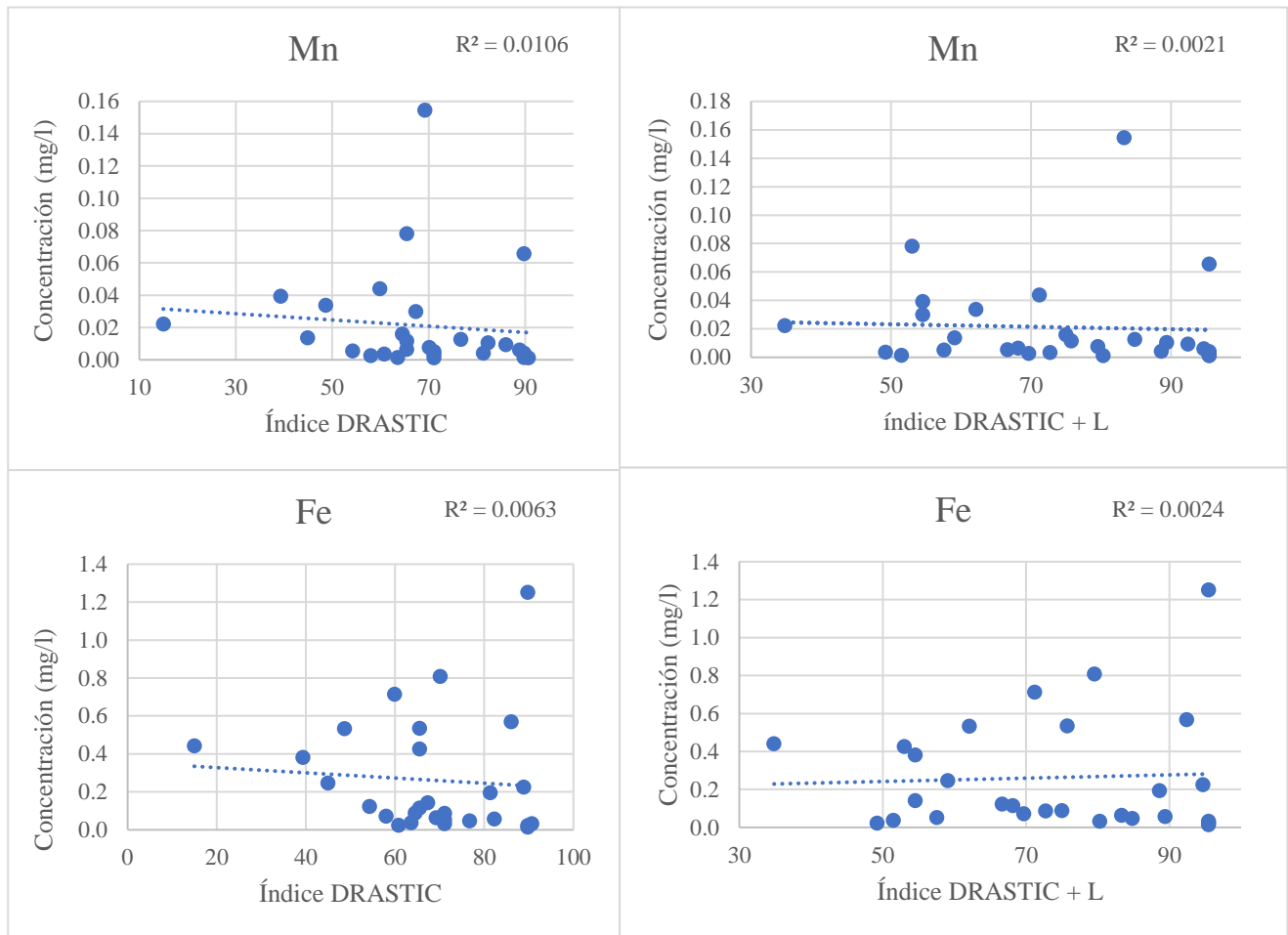


Figura 38. Relaciones entre la concentración y los mapas de vulnerabilidad del acuífero por el índice DRASTIC original y modificado.

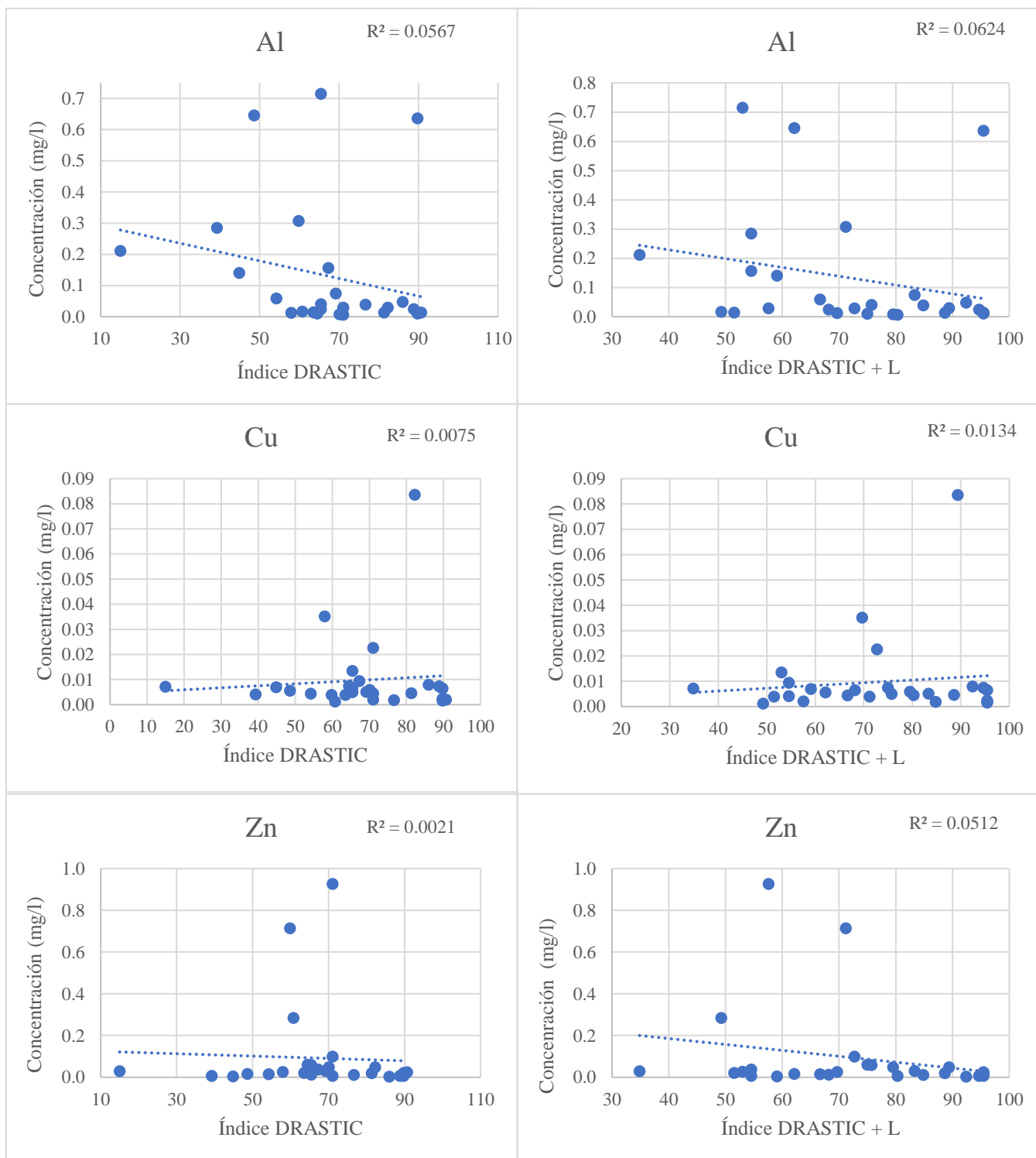


Figura 39. Relaciones entre las concentraciones y los mapas de vulnerabilidad del acuífero por el índice DRASTIC original y modificado. En ambas correlaciones el coeficiente R^2 muestra valores muy bajos, sin embargo, en las gráficas, correspondientes al Índice DRASTIC modificado (DRASTIC + L), el valor de R^2 muestra una ligera mejoría. Especialmente para el caso del Zn. Por otra parte, a pesar de la mejoría en el valor de R^2 en el Cu, ambos resultados son demasiado pequeños

- Correlación de Spearman

Debido a la baja correlación en los coeficientes de determinación se realizaron correlaciones de Spearman, para ello se comprobó la normalidad o no-normalidad de los datos realizando gráficas Q-Q o también llamadas gráficas cuantil-cuantil. Cuando la distribución de los datos es normal, el resultado de los gráficos debe ajustarse aproximadamente a una línea recta.

En la Figura 40, se muestran todas las gráficas Q-Q correspondientes a los valores de los metales analizados. Se puede apreciar que en todas las gráficas se muestra la misma tendencia, al inicio una línea de puntos que aumenta paulatinamente y que después aumenta bruscamente de modo que se forma una gráfica en forma de curva. En el caso del Zn, la curva sufre un cambio más brusco en comparación con el resto, esto se debe a que dentro de sus datos hay algunos valores mucho más altos que los diferencian del resto, en cambio, para el caso del Fe, la curva no es tan ajustada debido a que los datos se encuentran más cercanos entre sí. En conjunto, las gráficas Q-Q nos muestran que no existe una distribución normal en los datos analizados debido a un pobre ajuste con respecto a la línea de tendencia.

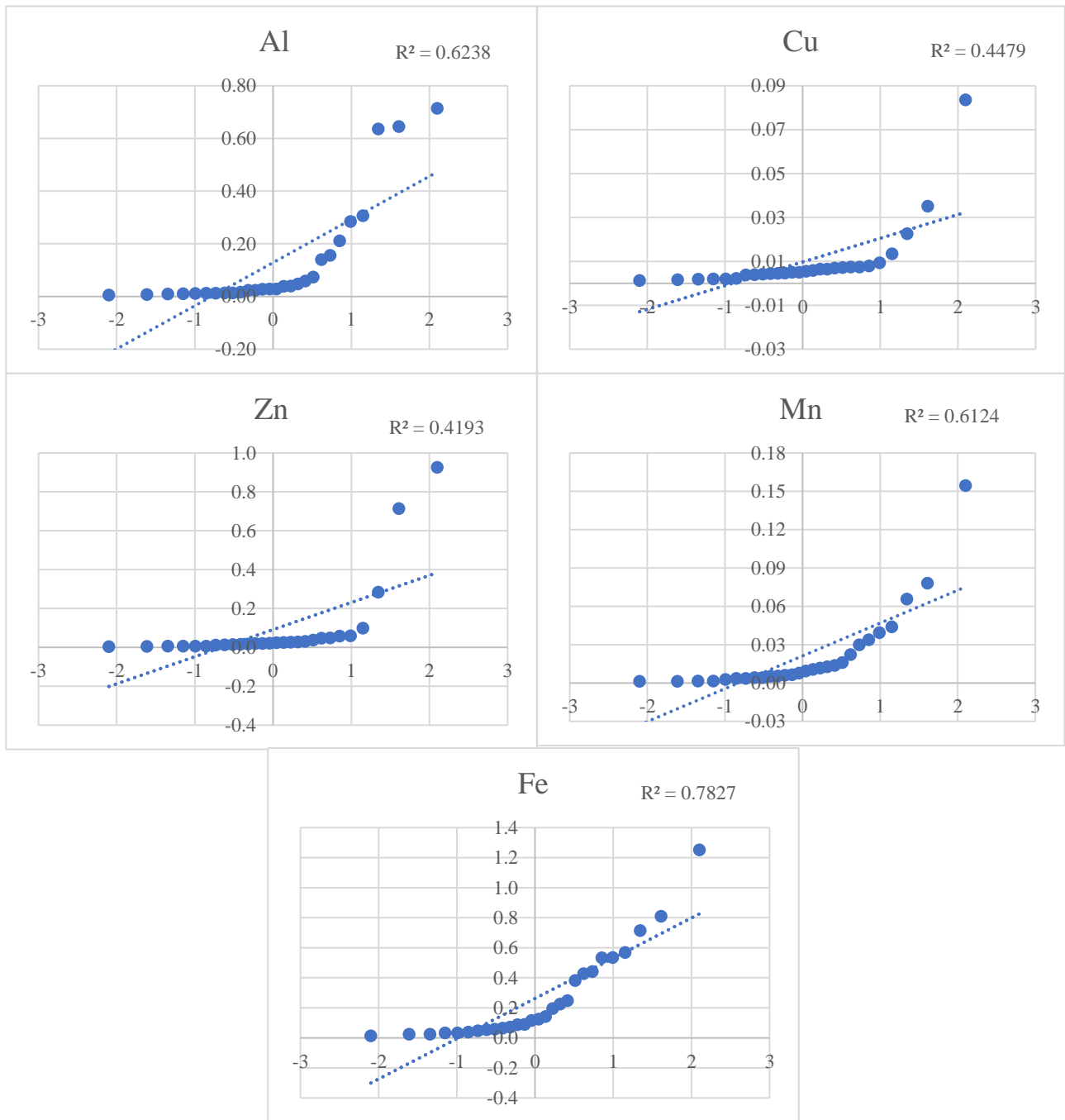


Figura 40. Gráficas Q-Q. Los ejes X e Y corresponden a cuantiles teóricos contra concentración (mg/l), respectivamente.

También, se realizó una prueba estadística de normalidad, esta prueba es llamada Shapiro-Wilk (SW) (Tabla 22). El valor SW corresponde al porcentaje mínimo requerido para considerar que los datos tienen una correlación con una distribución normal. El valor SW calculado corresponde al valor que se obtuvo aplicando el test Shapiro-Wilk a los datos de concentraciones de los metales. El valor P corresponde a la verdadera significancia tomando en cuenta el valor SW calculado.

Con un valor de significancia de 0.05 se esperaría un coeficiente de SW de 0.924, tras el análisis se obtuvieron valores entre 0.413 y 0.698, para el Al y para el Fe, respectivamente.

Tabla 22. Valores obtenidos a partir de la prueba estadística de probabilidad de Shapiro-Wilk (SW).

| Metales | Valor SW (tomando en cuenta una significancia de 0.05) | Valor SW calculado | Valor P |
|---------|--|--------------------|---------|
| Al | 0.924 | 0.413 | <<0.01 |
| Cu | 0.924 | 0.423 | <<0.01 |
| Zn | 0.924 | 0.452 | <<0.01 |
| Mg | 0.924 | 0.582 | <<0.01 |
| Fe | 0.924 | 0.698 | <<0.01 |

Los valores SW calculados son más pequeños que los valores SW con significancia de 0.05. Con una significancia de 0.05 el valor mínimo requerido para que exista una correlación entre los datos y una distribución normal es de 0.924, pero los valores SW calculados rondan entre 0.412 a 0.698. Para estos valores calculados, el valor P corresponde a la verdadera significancia, en este caso, el valor P para los datos de concentraciones de los metales es mucho menor a 0.01. Como el valor P es menor a la significancia que corresponde al porcentaje mínimo requerido (0.05), se puede decir que se rechaza la hipótesis nula. Los datos no siguen una distribución normal. Tomando estos resultados en cuenta, se procedió a calcular la correlación de Spearman (Tabla 23).

Lo resultados en conjunto varían entre -0.128 a -0.375, estos valores indican una correlación muy débil, pero mayor a la observada con el R^2 , con excepción del Cu, cuyos valores son muy cercanos a cero por lo que se considera que no hay relación entre los valores de concentración y los valores de vulnerabilidad para ambos índices. En el caso de los metales analizados y de sus respectivos valores del índice de vulnerabilidad, podemos ver que los coeficientes son

todos negativos. El signo negativo indica que, a mayor vulnerabilidad, menor es la concentración de MP cuando nuestra hipótesis era la contraria; es decir; a mayor concentración mayor valor del índice de vulnerabilidad.

Tabla 23. Se muestran los resultados de la correlación de Spearman para los metales Al, Cu, Zn, Mn y Fe con respecto a los valores del índice DRASTIC tradicional y DRASTIC

| Metales | Spearman (DRASTIC) | Spearman (DRASTIC + L) |
|---------|--------------------|------------------------|
| Al | -0.375 | -0.355 |
| Cu | -0.024 | -0.080 |
| Zn | -0.128 | -0.281 |
| Mn | -0.336 | -0.209 |
| Fe | -0.305 | -0.138 |

En general, se observó mejoría en los coeficientes de correlación de Spearman con el método DRASTIC modificado para los metales de Cu y Zn, mientras que los metales Al, Mn y Fe presentan una correlación más cercana a cero, sin embargo, los resultados de correlación, tanto en los coeficientes de determinación como en la correlación de Spearman, siguen siendo poco significativos en ambos índices. Estos resultados se pueden relacionar con varios puntos que se exponen a continuación:

Primeramente, este tipo de métodos (métodos paramétricos) no pretenden predecir las concentraciones de contaminantes y son más bien utilizados como indicadores de zonas de vulnerabilidad útiles para la construcción de planes de protección y uso de suelo, por lo cual un valor alto de vulnerabilidad no necesariamente indica la presencia de contaminación. Este método ofrece una exploración de la vulnerabilidad del acuífero a escalas regionales, y en este sentido es un estimador confiable.

Por otra parte, no es fácil demostrar la correlación entre estas variables (valor de vulnerabilidad-concentraciones de metales) con análisis del tipo lineal debido a la integración de capas que datos regionales combinada con capas de datos locales, combinar estas capas con escalas diferentes es una probable causa de la no linealidad en las correlaciones y la no normalidad. También se tiene el sesgo de la capa D, esto debido a que los pozos que se utilizaron

para crear la capa no están distribuidos de manera aleatoria en la zona de estudio y están concentradas en el cauce del río, por lo que al momento de realizar la interpolación para generar la capa se obtiene un resultado poco preciso. Según muestra el análisis de eliminación de mapas, la capa D es la más sensible en el índice DRASTIC por lo que tiene una fuerte influencia en los resultados y su falta de precisión afecta la linealidad en las correlaciones. Esto sumado a los múltiples procesos que intervienen en el transporte de metales a través de la zona vadosa o al complejo sistema detrás del comportamiento de los contaminantes en el acuífero. Otra posible causa de la poca correlación es la nula compatibilidad de la relación entre las concentraciones de MP a nivel local con las variables ambientales medidas a nivel regional, tomando en cuenta que las mediciones de los MP se realizaron únicamente en el cauce del río.

No se debe olvidar que los métodos paramétricos para estudio de la vulnerabilidad no toman en cuenta el comportamiento reactivo de las moléculas (interacción matriz/metal) que influye en la movilidad de los metales. Por ejemplo, según las concentraciones obtenidas en el monitoreo de calidad del agua realizado por el Fideicomiso Río Sonora después del derrame, los datos obtenidos de las cartas del SGM y el fondo geoquímico natural realizado por Calmus et al. (2018), los valores de Mn y Fe son los que tenían mayor presencia en la zona, es posible que estos tengan cierta influencia en la retención de MP. Óxidos hidratados de Fe y Mn son casi ubicuos en arcillas, suelos y sedimentos, estos óxidos se encuentran entre los principales fijadores de metales pesados, tales como, el Co, Ni, Cu y Zn. Los óxidos hidratados de Mg y Fe tienen un papel importante en el control de la disponibilidad de MP, esta propiedad corresponde a procesos de sorción. La presencia de solo una fracción de un porcentaje a un pequeño porcentaje en peso de óxidos hidratados de manganeso y/o hierro puede ser adecuada para controlar la movilización de MP entre los materiales terrestres y la fase acuosa asociada (Jenne, 1968).

Además, existe evidencia del poder estabilizador de los suelos al norte de la zona de estudio. En el trabajo de Rivera-Uria et al., (2018) se observó que los contenidos en carbonato de los suelos intervienen en la neutralización de soluciones ácidas. Uno de los componentes principales que reaccionan con los suelos presentes en el área es el carbonato que interviene en la neutralización de soluciones ácidas provocando la inmovilización de los metales contenidos en esta, produciendo la neoformación de yeso junto con material ferruginoso. También, se observó

la precipitación de otros metales como As, Cu, Pb y Mn en los suelos relacionada a la presencia de carbonatos (Rivera-Uria et al., 2018).

Por otro lado, la profundidad del agua subterránea en el área de estudio presenta variaciones lo que influye en que el agua infiltrante pase más o menos tiempo en la zona vadosa. Por ejemplo, un contaminante que viaja una mayor distancia a través de la zona vadosa tiene más probabilidades de ser absorbido, oxidado o degradado disminuyendo así su concentración por debajo de las concentraciones de agua de superficie o de recarga (Moratalla et al., 2011). Al mismo tiempo, se sabe que la geoquímica del agua subterránea en acuíferos poco profundos o libres puede variar a lo largo de la dirección de flujo influenciada por los cambios de estación debido a las diferentes magnitudes de evapotranspiración y precipitación.

Otro factor que puede contribuir a estos resultados es la variación en la profundidad de los pozos en los cuales se midieron las concentraciones de metales totales. Similar al caso de la profundidad del agua, cuando la profundidad de un pozo es muy poca es mayor la susceptibilidad a ser contaminado, especialmente si estos se encuentran cerca de zonas de cultivo u otras fuentes de contaminación como jales mineros ya que el bombeo del pozo puede afectar la dirección de flujo de las aguas y atraerlas hacia él. En casos contrarios, cuando un pozo se encuentra a mayor profundidad, la calidad del agua puede poseer contenido de minerales naturales, por ejemplo, Mg y Ca. Además, la profundidad de los acuíferos influye en la cantidad de oxígeno presente, a mayor profundidad, menos oxígeno, esto facilita la disolución para algunos minerales como el Fe y el Mn (The Arizona University Cooperative Extension, 2011).

Por otro lado, la información usada para caracterizar los siete parámetros del método DRASTIC fue producida a escalas diferentes y obtenida por medio de imágenes satelitales u otros métodos indirectos como en el caso de la información usada para la textura del suelo, por lo que se requiere información validada a nivel local.

Finalmente, las validaciones del índice DRASTIC y sus modificaciones utilizan nitratos para llevar a cabo las correlaciones, estos son especialmente útiles en el caso de la contaminación por actividades agrícolas (Kozłowski & Sojka, 2019; Lappas & Matiatos, 2014; Oroji & Karimi, 2018; Sener & Davraz, 2013). El nitrato es muy móvil en suelos y es fácilmente desplazado desde su punto de origen por las adiciones de agua, a diferencia de los MP que pasan por procesos geoquímicos más complejos (Arias et al., 2004). Por ende, el uso de MP para validar por medio de correlaciones directas es un método que puede presentar imprecisiones.

Capítulo 6: Conclusiones y perspectivas

El método DRASTIC es una guía de manejo del ambiente que permite evaluar de manera gruesa la vulnerabilidad/resiliencia de una región a la contaminación del acuífero. En este sentido, el método representa una visión general de la vulnerabilidad potencial de una porción del ambiente. Por esta razón, es difícil establecer una relación entre la generalidad del método DRASTIC y los procesos locales de contaminación. En este trabajo de tesis se utilizó el índice DRASTIC para evaluar la vulnerabilidad del acuífero Río Sonora, además se efectuó una modificación a este índice para evaluar la vulnerabilidad a su contaminación por MP en un contexto minero (DRASTIC modificado). La modificación consistió en la generación de información georreferenciada de las fuentes de metales utilizando teledetección, la cual se introdujo en un parámetro extra correspondiente a uso de suelo y vegetación (L). Posteriormente esta capa se añadió al método de base (DRASTIC). Tomando en cuenta los resultados previamente explicados se derivan las siguientes conclusiones y perspectivas:

- La técnica de teledetección utilizada permitió localizar 60 posibles fuentes de contaminación por MP en la zona de estudio, correspondientes a jales mineros o residuos a cielo abierto, zonas con mineralización natural expuesta y zonas con actividad minera actual sin necesidad de realizar exploraciones en campo. En este sentido, una de las perspectivas identificadas corresponde a la validación en campo de las fuentes localizadas por este método, es decir, es necesario determinar si los puntos localizados corresponden en su totalidad a fuentes de posible contaminación metálica, lo cual es una tarea difícil debido a la gran extensión del área de estudio y a la dificultad para llegar a zonas que se encuentran a gran altitud. Corroborar las posibles fuentes permitirá evaluar adecuadamente la eficacia del método en el sitio de estudio. Por otro lado, dentro de las 60 fuentes de contaminación solo se detectaron tres correspondientes a mineralización natural, por lo que este método podría no ser lo suficientemente sensible para identificar fuentes naturales, el uso de imágenes satelitales de mayor resolución pudiera mejorar la precisión para localizar fuentes naturales. Sin embargo, su uso podría aumentar considerablemente los costos del método.
- La zona correspondiente al cauce del río es la que presenta una vulnerabilidad alta (80 - 100) en ambos índices (DRASTIC y DRASTIC modificado). Esto se debe principalmente a que

la profundidad del agua subterránea es menor en esta zona, aunado a esto, la litología por la que se compone el cauce corresponde a aluvión, que debido a su escasa consolidación superficial y alta porosidad y permeabilidad permite con mayor facilidad la infiltración. Sin embargo, el parámetro D (profundidad del agua subterránea) es uno de los parámetros con mayor sesgo muestral ya que casi la totalidad de los sitios de muestreo están confinados a las vegas del río y no existen datos en sitios alejados del cauce. Este fenómeno estadístico sin duda afecta la interpretación de los resultados. Algunas formas de enfrentar estas irregularidades serían eliminar la capa D del análisis o crear otra capa D pero que solo tenga dos o tres clases asignadas, donde la clase con mayor clasificación corresponda a profundidades someras de agua subterránea y la menor clasificación en donde al nivel del agua sea mayor.

- Con la aplicación del índice DRASTIC modificado y en comparación con los resultados obtenidos con el índice DRASTIC tradicional, se observó una disminución de la vulnerabilidad, principalmente en los costados del cauce, representados por rocas conglomeráticas y también en las zonas de mayor elevación, representadas por sierras de pendientes pronunciadas que se encuentran de forma paralela al cauce. Esta corresponde a una disminución de la vulnerabilidad alta (60-80) en el índice DRASTIC modificado en un 81.3% en área con respecto al índice tradicional y también disminuyó un 15% en área la vulnerabilidad muy alta (80-100). Esta disminución de vulnerabilidad junto con el aumento de la vulnerabilidad en las zonas correspondientes a las posibles fuentes de MP ayudan a resaltar las zonas que presentan una vulnerabilidad elevada lo cual es relevante para focalizar y gestionar de mejor manera los recursos de protección en el sitio de estudio.

Con el mapa obtenido a partir de la sustracción del índice DRASTIC tradicional al índice DRASTIC modificado se puede apreciar que la vulnerabilidad aumenta entre 0 y 16.05 en las zonas del cauce principal, también se ve una reducción generalizada entre 0 y -18.94 en las zonas de mayor elevación a los costados del cauce. Esto puede deberse a los valores pequeños asignados a esas zonas en la capa L añadida al DRASTIC tradicional y a su posterior normalización. Las zonas identificadas como fuentes potenciales de contaminación influyen en un incremento entre 16.05 a 27.72 en la vulnerabilidad. De forma general, la capa L añadida al DRASTIC tradicional ayudó a resaltar las zonas que pueden ser más vulnerables

a una contaminación acuífera y las zonas que pueden llegar a influir en el aporte de contaminantes, esto ayuda a focalizar los esfuerzos de protección en sitios con estas características.

- Ya que los resultados arrojados por los métodos paramétricos dependen directamente de la calidad y precisión de la información utilizada para caracterizar los siete parámetros se presentan algunas consideraciones en cuanto a la información de base. La información utilizada proviene de bases de datos gubernamentales o de bases de datos geológicos obtenidos por medio de imágenes satelitales u otros métodos indirectos y a escalas diferentes, por lo que la obtención de datos locales y la reducción del área que se desea estudiar pueden mejorar los resultados.

Por ejemplo, en el caso de los valores para la capa de Profundidad (D) la información fue extrapolada a la totalidad del sitio de estudio a partir de pocos puntos. Los pozos utilizados para obtener la capa de Profundidad (D), se encontraban solamente a lo largo del cauce del río Sonora. Para obtener un mayor poder estadístico y por lo tanto mejores resultados es necesaria la obtención de datos a partir de un mayor número de estaciones y pozos distribuidos de mejor manera para así cubrir de uniformemente el área de estudio. Finalmente, las fuentes de información, a excepción del MDE y de la detección de áreas de mineralización y jales mineros, tienen una resolución nativa de pequeña escala (250 m por pixel) por lo que la varianza en información refleja, en un caso la escala regional y en otro la escala local.

- Los resultados del análisis de sensibilidad muestran que la capa de profundidad (D) es la que es más sensible dentro del índice DRASTIC modificado, es decir, tiene mayor influencia en comparación con las otras capas. Este análisis también demuestra que la capa extra de uso de suelo (L) con la que se modificó el índice original sí muestra influencia en los resultados por lo que se le considera como un parámetro de importancia para el cálculo de la vulnerabilidad del acuífero Río Sonora y además útil para identificar zonas de riesgo a una contaminación acuífera. Tras el análisis de eliminación de mapa, la secuencia de intensidades de impacto de cada parámetro del índice DRASTIC modificado queda de la siguiente manera: D>T>L>S>I>C>R>A.

- En cuanto al estudio de correlaciones, los resultados tanto en los coeficientes de determinación como en las correlaciones de Spearman muestran que no existe una relación del tipo lineal en los valores de las concentraciones de MP con respecto a los valores de vulnerabilidad para ambos índices. Estas interpretaciones se basan en análisis estadísticos lineales, los cuales no concuerdan con la combinación de las capas que tratan fenómenos de orden regional (D, R, A, S, T, I, C), con la capa de uso de suelo modificada (L), la cual trata fenómenos de orden local. Combinar estas dos escalas espaciales es la probable causa de la no linealidad en los coeficientes de determinación (R^2), la no-normalidad de las muestras y, por lo tanto, la falta de correlación. Otra posible causa de la falta de linealidad en los resultados es la sensibilidad del índice a la capa D. Esta capa es poco precisa debido a la pobre distribución de los pozos utilizados para su generación y el hecho de que su sensibilidad sea la mayor en el índice puede afectar los resultados de las correlaciones.

Por otro lado, se tienen factores no estadísticos que también afectan la falta de correlación. Por ejemplo, el hecho de que no se está detectando ningún proceso de contaminación desde la superficie. Este tipo de métodos no pretenden predecir las concentraciones de contaminantes y son más bien utilizados como indicadores de zonas de vulnerabilidad útiles para la construcción de planes de protección y uso de suelo. Por lo cual un valor alto de vulnerabilidad no necesariamente indica la presencia de contaminación. En este caso las concentraciones observadas podrían corresponder a un origen natural o estar ligadas a procesos hidrogeoquímicos y no a una transferencia vertical (el método DRASTIC evalúa la vulnerabilidad acuífera tomando en cuenta la posibilidad de una migración vertical según las características del sitio de estudio). Cabe mencionar que el método DRASTIC solo implica procesos de infiltración y no escurrimientos y transporte superficial, que pudieran estar trasladando contaminantes superficialmente y a su vez estar infiltrando en otro sitio lejano a su fuente.

En cuanto a las concentraciones utilizadas para el estudio de la correlación, estas fueron determinadas después de un evento de contaminación provocado la mina Buenavista del Cobre, que involucra un derrame de 40,000 m³ de solución ácida en la parte alta de la cuenca, por lo que las concentraciones pueden estar relacionadas con el transporte dentro del acuífero

después del ingreso de los metales en la parte alta de la cuenca y no con una transferencia vertical local (de cada una de las fuentes tomadas en cuenta).

Además, el uso de MP para validar por medio del estudio de correlaciones directas es un método que puede presentar imprecisiones; por lo que se debe evaluar el uso de otros iones, como los mayores, que pudiesen ser una mejor opción como método de validación. Por ejemplo, las proporciones de sulfato/cloruro son usadas para identificar áreas impactadas por minería, teniendo proporciones de sulfato/cloruro más altas que las áreas no impactadas (Miao et al., 2013). Un incremento en los contenidos de sulfato o en la relación sulfato/cloruro (es decir, una disminución en la relación cloruro/sulfato) a menudo indican que el agua se ve afectada por la oxidación de minerales de sulfuro. Esta proporción pudiera ser una buena opción para la validación por correlación de los índices de vulnerabilidad obtenidos con concentraciones observadas en el sitio de estudio. Desafortunadamente, debido a que estos datos no están disponibles no se pudo probar su utilidad por lo que se preconiza la determinación de estos en un futuro.

- Se debe mencionar, que ese trabajo de tesis no aborda la obtención de muestras, por esta razón, la precisión de los valores para la capa de Profundidad (D) es baja, ya que la información fue extrapolada a la totalidad del sitio de estudio a partir de pocos puntos. Los pozos utilizados para obtener la capa de Profundidad (D), se encontraban en el cauce del río Sonora, al igual que el parámetro de Recarga (R), en donde se utilizaron únicamente 7 estaciones climatológicas. Para obtener un mayor poder estadístico y por lo tanto mejores resultados es necesaria la obtención de datos a partir de un mayor número de estaciones y pozos distribuidos de mejor manera para así cubrir de uniformemente el área de estudio.

En este mismo sentido, los datos utilizados para la creación de los mapas de vulnerabilidad provienen de bases de datos gubernamentales o de bases de datos geológicos obtenidos por medio de imágenes satelitales u otros métodos indirectos, por lo que la obtención de datos locales y la reducción del área que se desea estudiar pueden mejorar los resultados.

- Finalmente, el uso del coeficiente de distribución kd puede ser de utilidad para mejorar los resultados obtenidos. Este coeficiente define las propiedades químicas de un soluto que migra

a través de un ambiente subsuperficial, siendo una medida directa de su distribución entre las fases sólida y acuosa dando cuenta de varios mecanismos de retardo químico y físico (EPA, 1999). Esto se podría aplicar por tipo de suelo y metal de interés para obtener un índice de vulnerabilidad a la contaminación metal específico. Para esto se requiere un trabajo experimental para obtener el coeficiente de cada metal por tipo de suelo dentro del área de estudio.

- Con base en esto se concluye que el trabajo llevado a cabo en esta tesis de maestría constituye la base fundamental para el desarrollo de un método de evaluación de vulnerabilidad acuífera que permita abordar la problemática de los sitios mineros. Los resultados obtenidos pueden ser mejorados o corroborados atendiendo las perspectivas presentadas anteriormente.

REFERENCIAS

- Agüero-Valverde, J., & Pujol-Mesalles, R. (2000). Análisis de vulnerabilidad a la contaminación de una sección de los acuíferos del Valle Central de Costa Rica. *Presentado En La VII Conferencia Anual Latinoamericana de Usuarios ESRI/Erdas y VI Conferencia Internacional de Topografía*, (September 2000), 20–22.
- Aguilar-Hinojosa, Y., Meza-Figueroa, D., Villalba-Atondo, A. I., Encinas-Romero, M. A., Valenzuela-García, J. L., & Gómez-Álvarez, A. (2016). Mobility and Bioavailability of Metals in Stream Sediments Impacted by Mining Activities: the Jaralito and the Mexicana. *Water, Air, & Soil Pollution*, 227(345), 1–16. <https://doi.org/10.1007/s11270-016-3046-1>
- Akcil, A., & Koldas, S. (2006). Acid Mine Drainage (AMD): causes , treatment and case studies. *Journal of Cleaner Production*, 14, 1139–1145. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2004.09.006>
- Al-Abadi, A. M., Al-Shamma, 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), 89–101. <https://doi.org/10.1007/s13201-014-0221-7>
- Al-Zabet, T. (2002). Evaluation of aquifer vulnerability to contamination potential using the DRASTIC method. *Environmental Geology*, 43, 203–208. <https://doi.org/10.1007/s00254-002-0645-5>
- Albinet, M., & Margat, J. (1971). Cartographie de la vulnérabilité à la pollution des nappes d'eau souterraine. *Pollution Des Eaux Souterraines*, 103, 1975.
- Allan, R. J. (1995). Impact of Mining Activities on the Terrestrial and Aquatic Environment with Emphasis on Mitigation and Remedial Measures. In W. Salomons, U. Forstner, & P. Mader (Eds.), *Heavy Metals* (Second edi, Vol. 4to, pp. 119–140). Berlín: Springer-Verlag Berlin Heidelberg.
- Aller, L., Bennet, T., H. Ler, J., & J. Petty, R. (1985). *DRASTIC: A Standarized System for Evaluating Ground Water Pollution Potential using Hydrogeological Settings*. U.S. *Enviromental Protection Agency* (1st ed.). Worthington: United States Environmental

Protection Agency.

Aller, L., Bennett, T., Lehr, J. H., Petty, R., & Hackett, G. (1987). *DRASTIC : Standardized System for Evaluating Groundwater Pollution Potential Using Hydrogeologic Settings*. U.S. Environmental Protection Agency. Dublin.

Álvarez, P., & Walter, A. (2005). Fundamentals on Groundwater Flow and Contaminant Transport Processes. In *Bioremediation and Natural Attenuation* (pp. 115–167). New Jersey: John Wiley & Sons.

Anawar, H. M. (2013). Impact of climate change on acid mine drainage generation and contaminant transport in water ecosystems of semi-arid and arid mining areas. *Physics and Chemistry of the Earth*, 58–60, 13–21. <https://doi.org/10.1016/j.pce.2013.04.002>

Anderson, M. (1984). Movement of Contaminants in Groundwater: Groundwater Transport-Advection and Dispersion. In *Groundwater Contamination* (pp. 37–45). Washington, D.C.: National Academy Press.

Arias, S. C., Pérez, J. C., & Rueda, O. M. (2004). Lixiviación de Nitratos en dos suelos al alterar sus propiedades físicas. *Escuela de Ingeniería de Antioquia*, (2), 35–40.

Assouline, S. (2013). Infiltration into soils: Conceptual approaches and solutions. *Water Resources Research*, 49(4), 1755–1772. <https://doi.org/10.1002/wrcr.20155>

Aydi, A. (2018). Evaluation of groundwater vulnerability to pollution using a GIS-based multi-criteria decision analysis. *Groundwater for Sustainable Development*, 7(June), 204–211. <https://doi.org/10.1016/j.gsd.2018.06.003>

Barber, C., Bates, L., Barron, R., & Allison, H. (1993). Assessment of the relative vulnerability of groundwater to pollution: a review and background paper for the conference workshop on vulnerability assessment. *Journal of Australian Geology and Geophysics*, 14(2/3), 147–154.

Belkhir, L., Tiri, A., & Mouni, L. (2018). Assessment of Heavy Metals Contamination in Groundwater: A case Study of the South of Setif area, East Algeria.

Bghapour, M. A., Fadaei, A., Talebbeydokhti, N., Bagherzadeh, S., Ata, N., Gharekhani, M., &

- Chitsazan, N. (2016). Optimization of the DRASTIC method by artificial neural network, nitrate vulnerability index, and composite DRASTIC models to assess groundwater vulnerability for unconfined aquifer of Shiraz Plain, Iran. *Environmental Health Science & Engineering*, 14(13), 16. <https://doi.org/DOI 10.1186/s40201-016-0254-y>
- Bhuvaneshwaran, C., & Ganesh, A. (2019). Spatial assessment of groundwater vulnerability using DRASTIC model with GIS in Uppar odai sub-watershed, Nandiyar, Cauvery Basin, Tamil Nadu. *Groundwater for Sustainable Development*, 9(August), 100270. <https://doi.org/10.1016/j.gsd.2019.100270>
- Bourg, A. C. M., & Loch, J. P. G. (1995). *Mobilization of Heavy Metals as Affected by pH and Redox Conditions. Biogeochemistry of Pollutants in Soils and Sediments.* https://doi.org/10.1007/978-3-642-79418-6_4
- Bourg, A., & Loch, G. (1995). Mobilization of Heavy Metals as Affected by pH and Redox conditions. *Biogeochemistry of Pollutants in Soils and Sediments*, (March 2016). <https://doi.org/10.1007/978-3-642-79418-6>
- Bradl, H. B. (2005). Sources and origins of heavy metals. *Interface Science and Technology*, 6(C), 1–27. [https://doi.org/10.1016/S1573-4285\(05\)80020-1](https://doi.org/10.1016/S1573-4285(05)80020-1)
- Brown, J., Wyers, A., Aldous, A., & Bach, L. (2007). Groundwater and Biodiversity conservation: A methods guide for integrating groundwater needs of ecosystems and species into conservation plans in the Pacific Northwest. *The Nature Conservancy*.
- Cachada, A., Rocha-santos, T., & Duarte, A. (2018). Soil and Pollution: An Introduction to the Main Issues. In *Soil Pollution* (pp. 1–28). Portugal: Elsevier Inc. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-849873-6.00001-7>
- Calmus, T., Valencia-Moreno, M., Del Río-Salas, R., Ochoa-Landín, L., & Mendivil-Quijada, H. (2018). A multi-elemental study to establish the natural background and geochemical anomalies in rocks from the Sonora river upper basin, NW Mexico. *Revista Mexicana de Ciencias Geológicas*, 35(2), 158–167.
- CEA. (2005). *Estudio Geohidrológico de las subcuencas de los ríos Sonora, Zanjón, San Miguel, Mesa del Seri - La Victoria y Cuenca Bacoachito.*

- Chavez, P. (1996). Image-Based Atmospheric Corrections - Revisited and Improved. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 62(9), 1025–1036.
- Chuan, M. C., Shu, G. Y., & Liu, J. C. (1996). Solubility of Heavy Metals in a Contaminated Soil: Effects of redox potential and pH. *Water, Air and Soil Pollution*, 90, 543–556.
- CONAGUA. (2014). *Rpoerte de Piezometría en eñ acuífero 2624 Río Sonora*.
- CONAGUA. (2015). *Actualización de la disponibilidad media anual de agua en el acuífero Río Sonora (2624), Estado de Sonora*. Retrieved from https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/104317/DR_2624.pdf
- Coney, P., & Reynolds, S. (1977). Cordilleran Benioff zones. *Nature*, 270, 403–406.
- Congedo, L. (2016). *Semi-Automatic Classification Plugin Documentation*. <https://doi.org/10.13140/RG.2.2.29474.02242/1>
- Covarrubias, S. A., & Peña Cabriales, J. J. (2017). Contaminación ambiental por metales pesados en México: Problemática y estrategias de fitorremediación. *Revista Internacional de Contaminacion Ambiental*, 33, 7–21. <https://doi.org/10.20937/RICA.2017.33.esp01.01>
- Dávila-Luna, J., Díaz-Caravantes, R., Navarro-Navarro, L. A., & Romeo-Méndez, E. (2018). Tailings dams in the northwestern portion of the state of Sonora: A geographical approximation through remote sensing. *Investigaciones Geograficas*, 97. <https://doi.org/10.14350/rig.59624>
- Del Rio-Salas, R., Ayala-Ramírez, Y., Romero, F., Molina-Freaner, F., Minjarez-Osorio, C., Pi-puig, T., & Landín, L. O. (2019). Mineralogy and Geochemistry of Rural Road Dust and Nearby Mine Tailings : A Case of Ignored Pollution Hazard from an Abandoned Mining Site in Semi-arid Zone. *Natural Resources Research*, 28, 1485–1503. <https://doi.org/10.1007/s11053-019-09472-x>
- Doerfliger, N., Jeannin, P., & Zwahlen, F. (1998). Water vulnerability assessment in karst environments : a new method of defining protection areas using a multi-attribute approach and GIS tools (EPIK method). *Environmental Geology*, 39(2), 165–176.
- Durães, N., Novo, L., & Candeias, C. (2018). Distribution , Transport and Fate of Pollutants. In

- Soil Pollution* (pp. 29–58). Portugal: Elsevier Inc. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-849873-6.00002-9>
- Elzahabi, M., & Yong, R. N. (2001). pH influence on sorption characteristics of heavy metal in the vadose zone. *Engineering Geology*, *60*, 61–68.
- Ferrer, A. (2003). Intoxicación por metales. *Anales Del Sistema Sanitario de Navarra*, *26*(ext 3900), 141–153. <https://doi.org/10.1080/00039896.1963.10663441>
- Foster, S., Hirata, R., & Andreo, B. (2013a). The aquifer pollution vulnerability concept: aid or impediment in promoting groundwater protection? *Hydrogeology Journal*, *21*(7), 1389–1392. <https://doi.org/10.1007/s10040-013-1019-7>
- Foster, S., Hirata, R., & Andreo, B. (2013b). The aquifer pollution vulnerability concept: aid or impediment in promoting groundwater protection?Le concept de vulnérabilité des aquifères à la pollution: une aide ou un obstacle au renforcement de leur protection?El concepto de la vulnerabilidad del ac. *Hydrogeology Journal*, *21*(7), 1389–1392. <https://doi.org/10.1007/s10040-013-1019-7>
- Freeze, R. A., & Banner, J. (1970). The mechanism of natural ground-water recharge and discharge: Laboratory Column Experiments and Field Measurements. *Water Resources Research*, *6*(1.), 138–155.
- Freeze, R. A., & Cherry, J. A. (1979). *Groundwater*. Prentice-Hall.
- Gee, G. W., & Hillel, D. (1988). Groundwater Recharge in Arid Regions: Review and critique of Estimation Methods. *Hydrological Processes*, *2*(November 1987), 255–266.
- Giannuzzi, L. (2018). *Toxicología general y aplicada* (1ra Edición). La Plata: Universidad Nacional de La Plata.
- Gleeson, T., Moosdorf, N., Hartmann, J., & van Beek, L. P. H. (2014). A glimpse beneath earth's surface: GLobal HYdrogeology MaPS (GLHYMPS) of permeability and porosity. *Geophysical Research Letters*, (April), 6413–6419. <https://doi.org/10.1002/2014GL061184>.Received
- Gogu, R., & Dassargues, A. (2000). Current trends and future challenges in groundwater

- vulnerability assessment using overlay and index methods. *Environmental Geology*, 39(April), 549–559.
- González-León, C. M., Valencia, V. A., López-Martínez, M., Bellon, H., Valencia-Moreno, M., & Calmus, T. (2010). Arizpe sub-basin: A sedimentary and volcanic record of Basin and Range extension in north-central Sonora , Mexico. *Revista Mexicana de Ciencias Geológicas*, 27(2), 292–313.
- Grijalva-Noriega, F., & Roldán-Quintana, J. (1998). Grijalva y Roldán.pdf. *Revista Mexicana de Ciencias Geológicas*, 15(2), 145–156.
- Guzmán, H. M., Gómez-Álvarez, A., Valenzuela-García, J. L., Encinas-Romero, M. A., Villalba-Atondo, A. I., & Encinas-Soto, K. K. (2019). Assessment of the impact on sediment quality from abandoned artisanal mine runoffs in a semi-arid environment (the Sonora River basin—Northwestern Mexico). *Environmental Earth Sciences*, 78(5), 0. <https://doi.org/10.1007/s12665-019-8131-5>
- Hengl, T., De Jesus, J. M., Heuvelink, G. B. M., Gonzalez, M. R., Kilibarda, M., Blagotić, A., ... Kempen, B. (2017). SoilGrids250m: Global gridded soil information based on machine learning. *PLoS ONE*, 12(2), 1–40. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0169748>
- Hopmans, J. W. (2011). Infiltration and Unsaturated zone. *Treatise on Water Science*, 2, 103–114.
- Hopmans, J. W., & Van Genuchten, M. (2005). Vadose Zone: Hydrologic Processes. In *Encyclopedia of Soils in the Environment* (pp. 209–216). Oxford, United Kingdom: Elsevier Ltd.
- Jaishankar, M., Tseten, T., Anbalagan, N., Mathew, B. B., & Beeregowda, K. N. (2014). Toxicity , mechanism and health effects of some heavy metals. *Interdisciplinary Toxicology*, 7(October). <https://doi.org/10.2478/intox-2014-0009>
- Jang, W. S., Engel, B., Harbor, J., & Theller, L. (2017). Aquifer Vulnerability Assessment for Sustainable Groundwater Management Using DRASTIC. *Water*, 9, 1–20. <https://doi.org/10.3390/w9100792>
- Jenne, E. (1968). Controls on Mn, Fe, Co, Ni, Cu, and Zn Concentrations in Soils and Water:

- the Significant Role of Hydrous Mn and Fe Oxides. In *Trace Inorganics in Water* (pp. 337–387). American Chemical Society.
- Johnson, D. B., & Hallberg, K. B. (2005). Acid mine drainage remediation options: A review. *Science of the Total Environment*, 338(1-2 SPEC. ISS.), 3–14. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2004.09.002>
- Kaur, R., & Rosin, K. (2009). Ground Water Vulnerability Assessment: Challenges and Opportunities. *Division of Environmental Sciences, Indian Agricultural Research Institute*, 24(4), 82–92. Retrieved from [http://www.cgwb.gov.in/documents/papers/incidpapers/Paper 12- R. Kaur.pdf](http://www.cgwb.gov.in/documents/papers/incidpapers/Paper%2012- R. Kaur.pdf)
- Kozłowski, M., & Sojka, M. (2019). Applying a modified DRASTIC model to assess groundwater vulnerability to pollution: A case study in central Poland. *Polish Journal of Environmental Studies*, 28(3), 1223–1231. <https://doi.org/10.15244/pjoes/84772>
- Kraus, U., & Wiegand, J. (2006). Long-term effects of the Aznalcóllar mine spill — heavy metal content and mobility in soils and sediments of the Guadiamar river valley (SW Spain). *Science of the Total Environment*, 367, 855–871. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2005.12.027>
- Laino-Guanes, R. M., Bello-Mendoza, R., González-Espinosa, M., Ramírez-Marcial, N., Jiménez-Otárola, F., & Musálem-Castillejos, K. (2015). Concentración de metales en agua y sedimentos de la cuenca alta del río Grijalva, frontera México-Guatemala. *Tecnologías y Ciencias Del Agua*, VI, 61–74.
- Lappas, I., & Matiatos, I. (2014). Groundwater Vulnerability Assessment Mapping in Argos Alluvial Basin Using Gis – Based Drastic Method. In *10th International Hydrogeological Congress of Greece* (pp. 387–396).
- Ligget, J., Lapcevic, P., & Miller, K. A Guide to the Use of Intrinsic Aquifer Vulnerability Mapping, British Columbia Ministry of Foret, Lands and Natural Resouce Operations § (2011).
- Liu, Y., Cui, Z., Huang, Z., López-Vicente, M., & Wu, G. L. (2019). Influence of soil moisture and plant roots on the soil infiltration capacity at different stages in arid grasslands of

China. *Catena*, 182(July), 2–7. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2019.104147>

Loredo-Portales, R., Bustamante-Arce, J., González-Villa, H. N., Moreno-Rodríguez, V., Del Río-Salas, R., Molina-Freaner, F., ... Archundia-Peralta, D. (2020). Mobility and accessibility of Zn, Pb and As in abandoned mine tailings of northwestern Mexico. *Environmental Science and Pollution Research*, 27, 26605–26620. <https://doi.org/https://doi.org/10.1007/s11356-020-09051-1>

Luque, D., Murphy, A. D., Jones, E. C., Burquez, A., Martinez-Yrizar, A., Manrique, T., & Esquer, D. (2019). *RÍO SONORA: El Derrame de la Mina Buenavista del Cobre-Cananea, 2014*. Hermosillo,: Ave Editorial.

Martínez-Ortega, R., Tuya-Pendás, L., Marínez-Ortega, M., Pérez-Abreu, A., & Cánovas, A. (2009). El Coeficiente de Correlación de los rangos de Spearman. *Revista Habanera de Ciencias Médicas*, 8(2).

Mclean, J., & Bledsoe, B. (1992). Ground Water Issue Behavior of Metals in Soils. *Environmental Protection Agency*, (018), 1–25.

Merchant, J. (1994). GIS-Bsed Groundwater Pollution Hazard Assessment: A Critial Review of the DRASTIC Model. *American Society for Photogrammetry and Remote Sensing*, 60(9), 1117–1127.

Miao, Z., Carroll, K. C., & Brusseau, M. L. (2013). Characterization and quantification of groundwater sulfate sources at a mining site in an arid climate: The Monument Valley site in Arizona, USA. *Journal of Hydrology*, 504, 207–215. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2013.09.030>

Narasimhan, T. N. (2009). Hydrological Cycle and Water Budgets. *Encyclopedia of Inland Waters*. <https://doi.org/10.1016/b978-012370626-3.00010-7>

Nordstrom, D. K. (2012). Efflorescent salts and their effects on water quality and mine plugging. *Mine, Water & Environment*, 543–546.

Oroji, B., & Karimi, Z. F. (2018). Application of DRASTIC model and GIS for evaluation of aquifer vulnerability: case study of Asadabad, Hamadan (western Iran). *Geosciences Journal*, 22(5), 843–855. <https://doi.org/10.1007/s12303-017-0082-9>

- Ouedraogo, I., Defourny, P., & Vanclooster, M. (2016). Mapping the groundwater vulnerability for pollution at the pan African scale. *Science of the Total Environment*, 544, 939–953. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.11.135>
- Rajeswari, T. R., & Sailaja, N. (2014). Impact of heavy metals on environmental pollution. *Jorurnal of Chemical and Pharmaceuical Sciences*, (3), 175–181.
- Rivera-Uria, M. Y., Ziegler-Rivera, F. R. A., Díaz-Ortega, J., Prado-Pano, B., & Martin-Romero, F. (2018). Effect of an acid mine spill on soils in Sonora River Basin: Micromorphological indicators. *Spanish Journal of Soil Scinece*, 8(2), 258–274. <https://doi.org/10.3232/SJSS.2018.V8.N2.08>
- Rivera, A. (2015). Transboundary aquifers along the Canada – USA border : Science , policy and social issues. *Journal of Hydrology: Regional Studies*, 4(September), 623–643. <https://doi.org/10.1016/j.ejrh.2015.09.006>
- Roberts, D., Nachtegaal, M., & Sparks, D. (2005). Speciation of Metals in Soils. In *Chemical Processes in Soils* (pp. 619–654). Madison: Soil Science Society of America.
- Roldán-Quintana, J. (1991). Geology and chemical composition of the Jaralito and Aconchi batholiths in east-central Sonora, Mexico. *Geological Society of America*, 254, 69–80.
- Routh, J., Bhattacharya, A., Saraswathy, A., Jacks, G., & Bhattacharya, P. (2007). Arsenic remobilization from sediments contaminated with mine tailings near the Adak mine in Västerbotten district (northern Sweden). *Journal of Chemical Exploration*, 92, 43–54. <https://doi.org/10.1016/j.gexplo.2006.07.003>
- Saha, D., & Alam, F. (2014). Groundwater vulnerability assessment using DRASTIC and Pesticide DRASTIC models in intense agriculture area of the Gangetic plains, India. *Environmental Monitoring and Assessment*, 186(12), 8741–8763. <https://doi.org/10.1007/s10661-014-4041-x>
- Sener, E., & Davraz, A. (2013). Assessment of groundwater vulnerability based on a modified DRASTIC model, GIS and analytic hierarchy process (AHP) method: the case of Egirdir Laek basin (Isparta, Turkey). *Hydrogeology Journal*, 21(3), 701–714. <https://doi.org/10.1007/s10040-012-0947-y>

- Simmons, S., & Sawkings, F. (1983). Mineralogic and fluid inclusion studies of the Washington Cu-Mo-W-Bearing breccias pipe, Sonora Mexico. *Economic Geology*, 78(3), 521–526. <https://doi.org/10.2113/gsecongeo.78.3.521>
- Sonter, L. J., Moran, C. J., Barret, D. J., & Soares-Filho, B. S. (2014). Processes of land use change in mining regions. *Cleaner Production*, 84, 494–501. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2014.03.084>.
- Subba, N. (2001). Identification of Groundwater Potential Zones Using Remote Sensing Techniques In and Around Guntur Town, Andhra Pradesh, India. *Journal of Indian Society of Remote Sensing*, 29(1), 69–78. <https://doi.org/10.1007/BF02989916>
- Suppen, N., Carranza, M., Huerta, M., & Hernández, M. (2006). Environmental management and life cycle approaches in the Mexican mining industry. *Journal of Cleaner Production*, 14, 1101–1115. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2004.12.020>
- Tanji, K., & Valoppi, L. (1989). Groundwater contamination by trace elements. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 26(3–4), 229–274. [https://doi.org/10.1016/0167-8809\(89\)90015-7](https://doi.org/10.1016/0167-8809(89)90015-7)
- Tchounwou, P. B., Yedjou, C. G., Patlolla, A. K., & Sutton, D. J. (2012). Heavy metal toxicity and the environment, 101, 1–30. <https://doi.org/10.1007/978-3-7643-8340-4>
- The Arizona University Cooperative Extension. (2011). Do Deeper Wells Mean Better Water? *College of Agriculture and Life Sciences*.
- Toth, J. (1963). A Theoretical Analysis of Groundwater Flow in Small Drainage Basins. *Journal of Geophysical Research*, 68(15), 4795–4812.
- Toth, J. (1970). A Conceptual Model of the Groundwater Regime and the Hydrogeologic Environment. *Journal of Hydrology*, 10(2), 164–176.
- Tóth, J. (1999). Groundwater as a geologic agent: An overview of the causes, processes, and manifestations. *Hydrogeology Journal*, 7(1), 1–14. <https://doi.org/10.1007/s100400050176>
- Uddin, M. K. (2017). A review on the adsorption of heavy metals by clay minerals, with special

focus on the past decade. *Chemical Engineering Journal*, 308, 438–462.
<https://doi.org/10.1016/j.cej.2016.09.029>

UNAM. (2016). *Diagnóstico ambiental en la cuenca del Río Sonora afectada por el derrame del represo “Tinajas 1” de la mina Buenvasit del Cobre, Cananea, Sonora*. Retrieved from [http://www.fideicomisoriosonora.gob.mx/docs/Estudios y Proyectos/INFORME FINAL UNAM.pdf](http://www.fideicomisoriosonora.gob.mx/docs/Estudios_y_Proyectos/INFORME_FINAL_UNAM.pdf)

van Westen, C. J. (2013). Remote Sensing and GIS for Natural Hazards Assessment and Disaster Risk Management. En *Treatise on Geomorphology* (259-298). Cambridge: Academic Press.

Vargas Quintero, M. C. (2010). Propuesta Metodológica para la Evaluación de la Vulnerabilidad Intrínseca de los Acuíferos a la Contaminación. *Ministerio De Ambiente Vivienda Y Desarrollo Territorial*, 1(1021), 1–30. <https://doi.org/10.1088/1751-8113/44/8/085201>

Vega-Granillo, E. L., & Cirett-Galán, Samantha, De la Parra-Velasco, Maria Luisa, Zavala-Juárez, R. (2011). *Hidrogeología de Sonora, México*, 298.

Violante, A., Cozzolino, V., Perelomov, L., Caporale, A. , & Pigna, M. (2010). Mobility and Bioavailability of Heavy Metals and Metalloids in Soil Environments. *Journal of Soil Science and Plant Nutrition*, 10(3), 268–292. <https://doi.org/10.4067/S0718-95162010000100005>

Volk, C., Volk, C., & Kaplan, L. (1997). Chemical composition of biodegradable dissolved organic matter in streamwater. *American Society of Limnology and Oceanography*, 42(1), 39–44.

Werner, T. T., Bebbington, A., & Gregory, G. (2019). Assessing impacts of mining: Recent contributions from GIS and remote sensing. *The Extractive Industries and Society*, 6(3), 993–1012. <https://doi.org/10.1016/j.exis.2019.06.011>

Wilkin, R. (2008). Contaminant Attenuation Processes at Mine Sites. *US Environmental Protection Agency*, 83(4), 277. <https://doi.org/10.1007/s10230-008-0049-1>

Yadavinder-Singh, H., Surinder, K., Mangi, L. J., & Harminder, S. (2014). Improving Water Productivity of Wheat-Based Cropping Systems in South Asia for Sustained Productivity.

- In *Advances in Agronomy* (Vol. 127, pp. 157–258). Ludhiana: Elsevier.
<https://doi.org/10.1016/B978-0-12-800131-8.00004-2>
- Yeh, H. F., Lee, C. H., Hsu, K. C., & Chang, P. H. (2009). GIS for the assessment of the groundwater recharge potential zone. *Environmental Geology*, 58(1), 185–195.
<https://doi.org/10.1007/s00254-008-1504-9>
- Yin, L., Zhang, E., Wang, X., Wenninger, J., Dong, J., Guo, L., & Huang, J. (2013). A GIS-based DRASTIC model for assessing groundwater vulnerability in the Ordos Plateau, China. *Environmental Earth Sciences*, 69, 171–185. <https://doi.org/10.1007/s12665-012-1945-z>
- Zektser, I. S., & Loaiciga, H. A. (1993). Groundwater fluxes in the global hydrologic cycle: past, present and future. *Journal of Hydrology*, 144(1–4), 405–427.
[https://doi.org/10.1016/0022-1694\(93\)90182-9](https://doi.org/10.1016/0022-1694(93)90182-9)
- Zhou, L., & Wong, J. (2005). Behavior of Heavy Metals in Soil: Effect of Dissolved Organic Matter. In *Geochemical and Hydrological Reactivity of Heavy Metals in Soils* (pp. 253–275). Boca Raton: Lewis Publishers.
- Zuñiga-Hernández, L. G. (2010). *Estudio geológico, geoquímico y Metalogenético del cuadrángulo Huépac-Moctezuma, Centro-Noroeste de Sonora, México*. Universidad de Sonora.