

Escuela Superior Politécnica del Litoral

Facultad de Ingeniería en Ciencias de la Tierra

Evaluación de la vulnerabilidad a la contaminación de las aguas subterráneas en la
cuenca del río Santa Rosa, Ecuador

Proyecto de Titulación

Previo la obtención del Título de:

Magíster en Ciencias de la Tierra

Presentado por:

Luis Jordan Aguilar Salas

Guayaquil - Ecuador

Año: 2025

Dedicatoria

El presente proyecto lo dedico a Dios, por ser mi fuerza y guía de cada paso dado. A mis queridos padres, Hermes Aguilar y Bilma Salas, por su cariño infinito y su comprensión en momentos de agobio y cansancio. A mis hermanos, Eduar, José, Edson, Carlos y Nixon, por inspirarme y cuidar de nuestros padres en mi ausencia.

Y a mi novia Danyely, por su paciencia y por ser mi refugio durante todo este trayecto.

Luis Jordan Aguilar Salas

Agradecimientos

Mi más sincero agradecimiento a mi tutora, Ph.D. Paola Romero Crespo, por su confianza, orientación constante y por compartir con generosidad su experiencia y conocimiento durante todo el proceso. Expreso también mi reconocimiento a la Ph.D. Samantha Jiménez Oyola por su tiempo, guía meticulosa y la valiosa retroalimentación que fortaleció cada etapa de este trabajo. Finalmente, a la Escuela Superior Politécnica del Litoral (ESPOL), nuestra alma mater, por brindarme la formación, los recursos y el espíritu politécnico que me impulsó a alcanzar esta meta.

Declaración Expresa

Yo, Luis Jordan Aguilar Salas acuerdo y reconozco que:

La titularidad de los derechos patrimoniales de autor (derechos de autor) del proyecto de graduación corresponderá al autor o autores, sin perjuicio de lo cual la ESPOL recibe en este acto una licencia gratuita de plazo indefinido para el uso no comercial y comercial de la obra con facultad de sublicenciar, incluyendo la autorización para su divulgación, así como para la creación y uso de obras derivadas. En el caso de usos comerciales se respetará el porcentaje de participación en beneficios que corresponda a favor del autor o autores.

La titularidad total y exclusiva sobre los derechos patrimoniales de patente de invención, modelo de utilidad, diseño industrial, secreto industrial, software o información no divulgada que corresponda o pueda corresponder respecto de cualquier investigación, desarrollo tecnológico o invención realizada por mí/nosotros durante el desarrollo del proyecto de graduación, pertenecerán de forma total, exclusiva e indivisible a la ESPOL, sin perjuicio del porcentaje que me/nos corresponda de los beneficios económicos que la ESPOL reciba por la explotación de mi/nuestra innovación, de ser el caso.

En los casos donde la Oficina de Transferencia de Resultados de Investigación (OTRI) de la ESPOL comunique al autor que existe una innovación potencialmente patentable sobre los resultados del proyecto de graduación, no se realizará publicación o divulgación alguna, sin la autorización expresa y previa de la ESPOL.

Guayaquil, 17 de septiembre del 2025.

Luis Jordan Aguilar Salas

Evaluadores

Maurizio Mulas, Ph.D

Evaluador

Paola Romero Crespo, Ph.D

Tutor de proyecto

Resumen

El agua subterránea es un recurso vital que abastece a casi a la mitad de la población mundial y protege la integridad de nuestros ecosistemas. Esta importancia resulta innegable en la cuenca del río Santa Rosa (El Oro), donde el recurso subterráneo respalda usos críticos ante la calidad variable del agua superficial. En este estudio se planteó evaluar el riesgo de contaminación bajo la hipótesis de mayor susceptibilidad en planicies aluviales con nivel freático somero y alta permeabilidad, para priorizar la gestión ambiental. Se integró cartografía y datos secundarios con trabajo de campo; se estimó la vulnerabilidad intrínseca con GOD y DRASTIC y el peligro con POSH, verificando in situ niveles freáticos y parámetros fisicoquímicos. El método GOD clasificó la cuenca en vulnerabilidad muy baja (371,18 km²; 49,31 %), baja (263,39 km²; 34,99 %) y moderada (118,13 km²; 15,70 %). DRASTIC mostró predominio de vulnerabilidad baja (58,18 %) y zonas de alta vulnerabilidad (21,75 %) este-noreste de la cuenca del río Santa Rosa, asociadas a aluviales permeables y pendientes suaves. Las principales fuentes contaminantes fueron agroquímicos, vertimientos urbanos, excretas pecuarias, minería artesanal y residuos sólidos. La integración vulnerabilidad–peligro indicó 22.1 % de riesgo alto y 33.9 % moderado, concentrados en sectores costeros. Estos hallazgos subrayan la necesidad de implementar estrategias que reduzcan las presiones contaminantes sobre el agua subterránea, lo cual permita proteger su calidad y garantizar un abastecimiento seguro en las zonas críticas identificadas en este estudio.

Palabras Clave: Gestión hídrica, vulnerabilidad hídrica, análisis SIG, Contaminación, Modelado hidrogeológico.

Abstract

Groundwater is a vital resource that supplies nearly half of the world's population and protects the integrity of our ecosystems. Its importance is undeniable in the Santa Rosa River basin (El Oro), where groundwater supports critical uses in the face of variable surface water quality. This study aimed to assess the risk of contamination under the hypothesis of greater susceptibility in floodplains with shallow water tables and high permeability, in order to prioritize environmental management. Cartography and secondary data were integrated with fieldwork; intrinsic vulnerability was estimated using GOD and DRASTIC, and hazard was estimated using POSH, verifying water tables and physicochemical parameters in situ. The GOD method classified the basin as very low vulnerability (371.18 km²; 49.31%), low vulnerability (263.39 km²; 34.99%), and moderate vulnerability (118.13 km²; 15.70%). DRASTIC showed a predominance of low vulnerability (58.18%) and areas of high vulnerability (21.75%) in the east-northeast of the Santa Rosa River basin, associated with permeable alluvial soils and gentle slopes. The main sources of pollution were agrochemicals, urban waste, livestock excreta, artisanal mining, and solid waste. The vulnerability-hazard integration indicated 22.1% high risk and 33.9% moderate risk, concentrated in coastal areas. These findings underscore the need to implement strategies that reduce pollution pressures on groundwater, thereby protecting its quality and ensuring a safe supply in the critical areas identified in this study.

Keywords: Water management; groundwater vulnerability; GIS analysis; pollution; hydrogeological modeling.

Índice general

Resumen	I
<i>Abstract</i>	II
Capítulo 1	1
1. Introducción	2
1.1 Descripción del Problema	7
1.2 Justificación del Problema	7
1.3 Objetivos	8
1.3.1 Objetivo general	8
1.3.2 Objetivos específicos.....	8
1.4 Marco teórico	9
1.4.1 Acuíferos	9
1.4.2 Vulnerabilidad de acuíferos	10
1.4.3 Métodos de evaluación de vulnerabilidad basados en índices	10
1.4.4 Recarga de acuíferos	11
1.4.5 Balance hídrico.....	12
Capítulo 2	13
2. Metodología	14
2.1 Área de estudio.....	14
2.2 Contexto geológico	15
2.3 Recopilación de datos.....	18
2.4 Trabajo de campo	19
2.4.1 Diseño de la campaña de muestreo	21
2.5 Análisis de la vulnerabilidad	22
2.5.1 Método GOD.....	23
2.5.2 Método DRASTIC	25
2.6 Identificación de peligro: Método POSH.....	27

2.7 Evaluación del Riesgo de contaminación.....	29
Capítulo 3	30
3. Resultados y análisis	31
3.1 Trabajo de campo y laboratorio	31
3.1.1 Levantamiento geológico	31
3.1.2 Medición de nivel freático.....	41
3.1.3 Parámetros fisicoquímicos in situ	41
3.2 Mapa de vulnerabilidad: método GOD	42
3.3 Mapa de vulnerabilidad: método DRASTIC.....	44
3.4 Mapa de peligro: método POSH	48
3.5 Evaluación del riesgo de contaminación.....	53
Capítulo 4	56
4. Conclusiones y recomendaciones.....	57
4.1 Conclusiones	57
4.2 Recomendaciones.....	58
Referencias	60
Apéndices.....	73

Abreviaturas

ESPOL	Escuela Superior Politécnica del Litoral
FAO	Food and Agriculture Organization of the United Nations
IGM	Instituto Geográfico Militar
INAMHI	Instituto Nacional de Meteorología e Hidrología
INEN	Instituto Ecuatoriano de Normalización
JAXA	Japan Aerospace Exploration Agency
MAATE	Ministerio del Ambiente, Agua y Transición Ecológica
SIG	Sistemas de Información Geográfica
SNI	Sistema Nacional de Información

Simbología

CE	Conductividad Eléctrica
cm	Centímetro
Km	Kilómetro
Km ²	Kilómetro cuadrado
m	Metro
m/d	Metro por día
mg	Miligramo
msnm	Metros sobre el nivel del mar
OD	Oxígeno disuelto
pH	Potencial de Hidrógeno
μs	Micro siemens

Índice de figuras

Figura 2.1 <i>Localización geográfica de la cuenca del río Santa Rosa</i>	15
Figura 2.2 (a) <i>Mapa geológico; (b) Mapa del potencial hidrogeológico de la cuenca del río Santa Rosa</i>	17
Figura 2.3 <i>Ubicación de puntos de muestreo en la cuenca del río Santa Rosa</i>	20
Figura 2.4 <i>Esquema metodológico implementado para la evaluación de la vulnerabilidad</i>	23
Figura 3.1 <i>Levantamiento geológico 1</i>	32
Figura 3.2 <i>Detalle microscópico del PG1 (goethita–micas–Qz)</i>	32
Figura 3.3 <i>Levantamiento geológico 2</i>	33
Figura 3.4 <i>Detalle microscópico del PG2 (bornita–óxidos–Qz)</i>	34
Figura 3.5 <i>Levantamiento geológico 3</i>	35
Figura 3.6 <i>Levantamiento geológico 4</i>	36
Figura 3.7 <i>Detalle microscópico del PG4 (clorita–micas–Qz)</i>	36
Figura 3.8 <i>Levantamiento geológico 5</i>	37
Figura 3.9 <i>Detalle microscópico del PG5 (Arsenopirita–pirita–Qz)</i>	38
Figura 3.10 <i>Levantamiento geológico 6</i>	39
Figura 3.11 <i>Detalle microscópico del PG6 (Plagioclasas–Hornblenda–Qz)</i>	39
Figura 3.12 <i>Levantamiento geológico 7</i>	40
Figura 3.13 <i>Detalle microscópico del PG7 (clorita–micas y goethita)</i>	40
Figura 3.14 <i>Representación Analítica de los Parámetros del Método GOD</i>	43
Figura 3.15 <i>Representación Analítica de los Parámetros del Método DRASTIC</i>	45
Figura 3.16 <i>Principales fuentes de contaminación difusa identificadas en campo</i>	49
Figura 3.17 <i>Distribución espacial del peligro de contaminación en acuíferos mediante el método POSH</i>	52
Figura 3.18 <i>Evaluación integrada del riesgo de contaminación</i>	55

Índice de tablas

Tabla 2.1 <i>Equipos principales utilizados para la medición de parámetros en campo</i>	22
Tabla 2.2 <i>Valoración de parámetros del Método GOD</i>	24
Tabla 2.3 <i>Clasificación de vulnerabilidad del método GOD</i>	25
Tabla 2.4 <i>Pesos asignados a los parámetros del método DRASTIC</i>	25
Tabla 2.5 <i>Clasificación del nivel de vulnerabilidad del método DRASTIC</i>	26
Tabla 2.6 <i>Riesgo de contaminación de aguas subterráneas</i>	29
Tabla 3.1 <i>Niveles Freáticos de Pozos Monitoreados</i>	41
Tabla 3.2 <i>Resultados de la medición de parámetros físicoquímicos in situ</i>	42
Tabla 3.3 <i>Clasificación de las principales fuentes de contaminación método POSH</i>	50
Tabla 3.4 <i>Valoración final del uso de suelo</i>	51

Índice de apéndices

Apéndice A. Rangos de conductividades hidráulicas para sedimentos no consolidados	73
Apéndice B. Rangos de valores de conductividad hidráulica según	73
Apéndice C. Inventario de pozo de agua de la cuenca del Río Santa Rosa	74
Apéndice D. Criterios de calidad del agua según el TULSMA	77
Apéndice E. Resumen de actividades potencialmente generadoras de carga contaminante del subsuelo	78
Apéndice F. Mapa de uso de suelo de la cuenca del Río Santa Rosa.....	80
Apéndice G. Mapa de fuentes puntuales y lineales de la cuenca del Río Santa Rosa.....	81

Capítulo 1

1. Introducción

El desarrollo económico, el crecimiento demográfico y la mala gestión de los recursos hídricos ejercen una presión significativa sobre los sistemas acuíferos, lo que provoca graves problemas de contaminación y escasez de agua (Zhang et al., 2020; Redhu & Jain, 2023). Esta situación, exacerbada por la falta de inversión en infraestructura y la progresiva acumulación de residuos contaminantes proveniente de diversas fuentes, incluyendo la agricultura, la industria y las zonas urbanas, ha intensificado la contaminación del agua y limitado la capacidad para implementar enfoques holísticos que aborden la gestión del agua de manera integral (He et al., 2023; Mittal et al., 2023; Javan et al., 2024). A este problema se suma la escasez de agua, causada en gran medida por la sobreexplotación y el cambio climático, que supone una grave amenaza para la biodiversidad y ha puesto en peligro la disponibilidad de agua dulce para millones de personas (Taucare et al., 2024).

Según el informe de las Naciones Unidas (UN-Water, 2022), el 99% de los 10,6 millones de km³ de agua dulce líquida disponible en el planeta corresponde a aguas subterráneas. Este valioso elemento tiene el potencial no sólo de generar importantes beneficios de desarrollo sostenible para la sociedad, sino también de facilitar la adaptación al cambio climático. Además, el 50% de agua extraída para uso doméstico y el 25% para riego provienen de estas reservas, resaltando su enorme impacto en el abastecimiento de agua potable y en la seguridad hídrica de muchas regiones (UN-Water, 2022). Este escenario refuerza la importancia de proteger y gestionar de forma sostenible este preciado recurso en la lucha contra la escasez de agua, la protección de los ecosistemas y la adaptación humana a los cambios ambientales globales extremos (Amanambu et al., 2020).

En este contexto, es fundamental abordar el concepto de vulnerabilidad de las aguas subterráneas. Este se define como la susceptibilidad de un sistema a las influencias antropogénicas y/o naturales (Aller et al., 1987). La evaluación de la vulnerabilidad de las aguas subterráneas es un enfoque clave para garantizar su calidad y constituye una herramienta muy valorada por su

aporte al diseño de estrategias eficaces de protección hídrica (Petpongpan et al., 2025). La necesidad de identificar zonas críticas, tomando en cuenta características hidrológicas e hidrogeológicas, ha llevado a los investigadores a utilizar diversas metodologías, cada una con un abanico de posibilidades y desafíos que merecen ser explorados (Taghavi et al., 2025). Entre los métodos más populares y ampliamente utilizados a nivel global y de Sudamérica se incluyen DRASTIC, GOD y POSH debido a su facilidad de aplicación y la amplia disponibilidad y accesibilidad de los datos necesarios (Goyal et al., 2021; Lunardi et al., 2021; Sayed et al., 2023). Estos métodos han demostrado identificar de manera efectiva las zonas susceptibles a la contaminación de las aguas subterráneas mediante la integración de mapas hidrogeológicos y el uso de Sistemas de Información Geográfica (SIG) (Mfonka et al., 2018; Yu et al., 2022). A pesar de que diversos estudios han explorado la incorporación de parámetros o la modificación de los existentes con el fin de mejorar la precisión, la subjetividad asociada con la ponderación y la dependencia del juicio del investigador puede incurrir a errores que contribuyan la incertidumbre en las evaluaciones (Petpongpan et al., 2025). En respuesta a estas limitaciones, se han integrado diversos modelos de simulación hidrogeológica (Zhao et al., 2005; Pham et al., 2019; Fiorese et al., 2025). Estos modelos son fundamentales para analizar y predecir los flujos de agua subterránea y la dispersión de contaminantes en diversos entornos geológicos (Ntona et al., 2022). La combinación de métodos de evaluación de vulnerabilidad y modelos numéricos avanzados no sólo ofrecen una perspectiva más completa del problema, sino también un panorama más detallado sobre los riesgos de contaminación del agua subterránea (Petpongpan et al., 2025).

En Ecuador, la protección de las aguas subterráneas presenta retos considerables, exacerbados por el creciente requerimiento hídrico y un manejo deficiente de los contaminantes (Procel et al., 2023). Sectores clave como la agricultura, la minería y la ganadería, vitales para la economía nacional, dependen cada vez más de estos recursos para hacer frente a la escasez de agua superficial (Montiel et al., 2023). A pesar de su importancia, estos sectores también son

responsables de una considerable degradación ambiental (Montiel et al., 2023; Ruiz-Pico et al., 2019). Los productos químicos agrícolas y los desechos industriales no tratados procedentes de la minería deterioran la calidad del agua y presentan graves riesgos para la salud humana, creando un paradigma donde la sustentabilidad y el desarrollo económico están en constante conflicto (Jiménez-Oyola et al., 2021; Romero-Estévez et al., 2023; Cobos & Caballero, 2025). Además, las redes de monitoreo de estas aguas a menudo carecen de las actualizaciones y las optimizaciones necesarias para proporcionar un seguimiento eficaz. En consecuencia, los costos operativos se incrementan y la obtención de datos fiables sobre la disponibilidad del recurso se complican, obstaculizando las evaluaciones de vulnerabilidad y la implementación de estrategias efectivas de gestión (Ribeiro et al., 2017).

Las tendencias recientes en la gestión sostenible de las aguas subterráneas han llevado al desarrollo de estudios que determinan la vulnerabilidad de los acuíferos mediante un análisis riguroso. Diversas investigaciones han demostrado la amplia aplicación y el reconocimiento de metodologías como DRASTIC, GOD y POSH en la evaluación de la vulnerabilidad de las aguas subterráneas a la contaminación (Orellana Macías & Perles Roselló, 2020; Fannakh & Farsang, 2022; Aladeboyeje et al., 2024). A nivel global, por ejemplo, en India se analizó el impacto de la urbanización en la vulnerabilidad de las aguas subterráneas (Aneesh et al., 2022); en Túnez, se propuso una base científica para la planificación sostenible del uso de la tierra y la gestión de las aguas subterráneas (Khelif et al., 2016); en Malasia, se generó un mapa de riesgo para evaluar el efecto de las actividades de uso de la tierra en la vulnerabilidad de las aguas subterráneas (Shirazi et al., 2013). En América Latina, la aplicación de estas metodologías ha cobrado relevancia. Por ejemplo, un estudio desarrollado a escala continental evaluó la vulnerabilidad intrínseca de los acuíferos de Sudamérica, revelando que las zonas más vulnerables son la región amazónica, los acuíferos costeros, los valles coluviales andinos y los acuíferos aluviales de los principales ríos (Rama et al., 2022). Asimismo, la determinación de la vulnerabilidad y la carga contaminante ha

sido objeto de investigaciones en diversas naciones de la región, con ejemplos notables en Costa Rica, México, Brasil, Argentina, Uruguay y Venezuela (Madrigal Solís et al., 2014; Collazo, 2022; Perez et al., 2023; Díaz-Espíritu et al., 2024; Zupo et al., 2025).

En Ecuador, se han aplicado estas metodologías para entender mejor las interacciones entre las actividades humanas y las condiciones hidrogeológicas (Alulema Del Salto & López Vera, 2016). En la Amazonía ecuatoriana, se evaluó el riesgo de contaminación de las aguas subterráneas por hidrocarburos o contaminantes asociados (Durango-Cordero et al., 2022); en la provincia del Guayas, se determinó la vulnerabilidad del acuífero Daule debido a las actividades agrícolas (Ribeiro et al., 2017); en la Reserva Biológica de Limoncocha, se determinó el riesgo de contaminación de los acuíferos como consecuencia de las actividades petroleras (Jarrín et al., 2017); en la provincia de Portoviejo, Sharadqah (2017) investigó la aplicabilidad de las metodologías DRASTIC y GOD para evaluar la vulnerabilidad de las aguas subterráneas y el riesgo de contaminación en la zona de estudio; adicionalmente, en la zona minera Ponce Enríquez, se evaluó la vulnerabilidad y el riesgo a la contaminación de las aguas subterráneas en las cuencas de los ríos Gala, Tenguel y Siete, utilizando los métodos DRASTIC, GOD y POSH (Campoverde-Muñoz et al., 2023).

A pesar de los avances significativos en la evaluación de la vulnerabilidad del agua subterránea en Ecuador, la mayoría de los estudios existentes se ha centrado predominantemente en evaluaciones estáticas del riesgo. Si bien estos análisis proporcionan una línea base fundamental, a menudo no incorporan la dinámica temporal de los sistemas hidrogeológicos, particularmente su respuesta a las fluctuaciones climáticas estacionales (como las condiciones de recarga en épocas seca y húmeda). Para abordar esta brecha, la presente investigación combina metodologías cualitativas de evaluación de riesgo (DRASTIC, GOD y POSH) con simulación numérica mediante FEFLOW para analizar el comportamiento del flujo subterráneo en tres escenarios climáticos (normal, seco y húmedo). Este enfoque permitirá no solo identificar el riesgo

actual, sino también pronosticar cómo evolucionará el riesgo de contaminación de los acuíferos en respuesta a la variabilidad climática.

La cuenca del río Santa Rosa (El Oro, Ecuador) es un escenario clave para el estudio de la contaminación de aguas subterráneas en ecosistemas costeros tropicales. Este sistema no solo posee una gran relevancia ambiental, sino que también constituye el principal recurso hídrico de la región, ya que su río abastece de agua a aproximadamente el 85% de la población de la cabecera cantonal de Santa Rosa (Goyburo et al., 2023). Aunque en 2021 el Ministerio de Ambiente, Agua y Transición Ecológica (MAATE) la declaró Área de Protección Hídrica, esta resolución fue anulada en marzo de 2023, generando incertidumbre en su gestión (MAATE, 2021). Además, la región soporta una intensa presión antrópica, evidenciada por la urbanización, la agricultura (cultivos de banano y cacao), la ganadería y la minería en las zonas altas (EMAPASR-EP Santa Rosa, 2022; Luna Florin et al., 2023). Estas actividades son fuentes reconocidas de contaminación, contribuyendo con altas cargas de agroquímicos, antibióticos y metales pesados (GADPEO & INABIO, 2019; León Abad, 2019; Jiménez-Oyola et al., 2023). La descarga de contaminantes provenientes de las actividades antropogénicas degrada la calidad de los recursos hídricos, convirtiéndose en una amenaza directa y significativa para la salud del ecosistema y las comunidades. Además, la diversidad altitudinal de la cuenca ofrece una oportunidad única para investigar la variabilidad de la vulnerabilidad hídrica a lo largo de un gradiente natural, abarcando distintos regímenes de precipitación, temperatura y tipos de suelo.

En este contexto, el objetivo de este estudio es evaluar el riesgo de contaminación de las aguas subterráneas en la cuenca del río Santa Rosa, mediante la integración de la vulnerabilidad intrínseca (determinada por los métodos DRASTIC y GOD) y la caracterización del peligro (determinada por el método POSH).

1.1 Descripción del Problema

La cuenca del río Santa Rosa es una de fuentes más importantes de abastecimiento de agua para consumo humano, actividades agrícolas y procesos industriales de la provincia de El Oro (Cobos & Caballero, 2025). En esta región, los acuíferos desempeñan un papel estratégico debido a que actúa como una fuente complementaria y crucial para el suministro de agua superficial, especialmente en periodos de estiaje (Magallanes et al., 2025). Sin embargo, el crecimiento desordenado de asentamientos poblacionales, la expansión agrícola y las actividades antropogénicas sin control ambiental riguroso ha favorecido la intensificación del riesgo potencial de contaminación de las aguas subterráneas (Montiel et al., 2023). Actualmente, esta zona presenta una limitada disponibilidad de estudios específicos que determinen de manera integrada las zonas más vulnerables, los principales focos de contaminación y, sobre todo, las áreas que representan un mayor riesgo para los acuíferos locales. La mencionada escasez de información técnica dificulta la gestión eficiente de los recursos hídricos y la implementación de planes de prevención, control y remediación ambiental por parte de las autoridades competentes. Entre las principales restricciones de este estudio se encuentran la disponibilidad y actualización de información hidrogeológica, la dificultad de acceso a ciertos puntos de monitoreo (condiciones de seguridad en el área) y la dispersión de registros históricos de precipitación y temperatura (baja densidad de estaciones).

1.2 Justificación del Problema

Este estudio constituye una base de conocimiento crucial para futuras investigaciones, dada su relevancia en la sostenibilidad de los recursos hídricos y su impacto en el medio ambiente. A nivel global, varias regiones han sufrido las consecuencias de actividades antropogénicas, llevando a la adopción de medidas ineficaces que resultan en altos costos y escasos beneficios. El desarrollo de este estudio permitirá identificar áreas críticas donde la protección y gestión adecuada de este

recurso no se respetan, lo que conlleva a brotes de enfermedades y un acceso limitado a agua de calidad para las comunidades. El agua subterránea es un recurso vital para la vida humana. La aplicación de métodos avanzados como DRASTIC, GOD, POSH y la elaboración de un modelo conceptual hidrogeológico, capacitará a planificadores y tomadores de decisiones para formular políticas efectivas de gestión y conservación del agua. Este estudio se enmarca en la Agenda 2030 de las Naciones Unidas y contribuye a dos Objetivos de Desarrollo Sostenible: el ODS 6 (Agua limpia y saneamiento) y ODS 13 (Acción por el clima), al aportar insumos que permiten mitigar los impactos de las actividades humanas sobre los recursos hídricos en un contexto de variabilidad climática.

1.3 Objetivos

1.3.1 Objetivo general

Evaluar el riesgo de contaminación de las aguas subterráneas en la cuenca del río Santa Rosa, mediante la integración de la vulnerabilidad intrínseca (DRASTIC y GOD) y la caracterización del peligro (POSH), con el fin de informar la toma las decisiones en la gestión del recurso.

1.3.2 Objetivos específicos

1. Mapear la vulnerabilidad intrínseca del acuífero usando DRASTIC y GOD para la determinación de su susceptibilidad natural a la contaminación.
2. Cuantificar la peligrosidad de las fuentes de contaminación mediante el método POSH para la delimitación espacial de sus zonas de influencia.
3. Identificar las zonas de riesgo prioritario de contaminación del agua subterránea para la obtención de una base de información que permita la planificación y el diseño de estrategias de gestión y monitoreo por parte de las autoridades competentes.

1.4 Marco teórico

1.4.1 *Acuíferos*

Los acuíferos son estructuras geológicas subterráneas, que, por su naturaleza saturada y permeable, tienen la capacidad de almacenar y transmitir grandes volúmenes de agua, moviéndose bajo condiciones de presión y altura propias del subsuelo (Freeze & Cherry, 1979a). Para comprender y predecir eficazmente el comportamiento del agua subterránea, así como el transporte de contaminantes dentro de estos sistemas, es crucial determinar con precisión la heterogeneidad de sus propiedades hidráulicas, especialmente la conductividad hidráulica y su anisotropía (Nefzi et al., 2025). Las condiciones geológicas del subsuelo determinan no solo las propiedades hidráulicas del acuífero, sino también su estructura, lo que da lugar a diferentes tipos de capas freáticas. Para comprender plenamente la dinámica del agua subterránea, es esencial distinguir los acuíferos libres (no confinados), confinados y semiconfinados.

- Los **acuíferos libres**, son aquellos que encuentran cerca de la superficie y cuyo límite superior está en contacto directo con la atmósfera a través de poros en el suelo o las rocas. Esto significa que el agua de esta capa no está bajo presión y que el nivel freático puede variar libremente en función de la carga natural (lluvia) y la descarga (bombeo).
- Por otro lado, los **acuíferos confinados** se encuentran entre dos capas de baja permeabilidad (denominado acuitardos). Estas capas impiden o limitan considerablemente el flujo vertical del agua. En este tipo de acuíferos, el agua se encuentra bajo una presión superior a la presión atmosférica, por lo cual, cuando se excava un pozo, el nivel del agua sube por encima del techo de la capa freática y, en algunos casos, puede incluso salir a la superficie (pozo artesiano).
- Por último, los **acuíferos semiconfinados** se encuentran limitados por una capa de membrana semipermeable que, aunque restringe el flujo de agua, no lo bloquea por completo (Freeze & Cherry, 1979a).

1.4.2 Vulnerabilidad de acuíferos

La vulnerabilidad de los acuíferos, reconocido por primera vez por J. Margat En 1963, define como la posibilidad de que dicha capa se contamine por actividades humanas o procesos naturales. Se distinguen principalmente dos tipos de vulnerabilidad: vulnerabilidad intrínseca (dependiente de las propiedades hidrogeológicas de la capa freática, como la profundidad, el tipo de suelo y la cantidad de recarga) y vulnerabilidad específica (que también tiene en cuenta la naturaleza y el comportamiento de determinados contaminantes y fuentes) (Fannakh & Farsang, 2022; Ourarhi et al., 2024). La evaluación de la vulnerabilidad es fundamental para la gestión sostenible de los recursos hídricos, ya que permite identificar áreas prioritarias para la protección, orientar políticas de uso del suelo y establecer estrategias de monitoreo y remediación, especialmente en zonas agrícolas o urbanas donde el riesgo de contaminación es elevado (Voutchkova et al., 2021). La evaluación de la vulnerabilidad emplea principalmente enfoques metodológicos basados en índices, así como métodos paramétricos y numéricos. Los enfoques por índices predominan por su sencillez de implementación y su habilidad para sintetizar diversos parámetros hidrogeológicos (Yu et al., 2022).

1.4.3 Métodos de evaluación de vulnerabilidad basados en índices

Método GOD

El método GOD, desarrollado por Foster et al. (2002) es empleado para la evaluación de la vulnerabilidad intrínseca del acuífero considerando tres parámetros principales: tipo de confinamiento del acuífero, estratos suprayacentes y profundidad al nivel freático. Se caracteriza por ser sencillo y rápido de aplicar, ideal para evaluaciones regionales iniciales. Entre las limitaciones de este método se encuentran la tendencia a sobreestimar la vulnerabilidad en ciertas áreas y la reducción de precisión en ambientes complejos debido a su simplicidad y menor número de parámetros (Şener, 2021).

Método DRASTIC

DRASTIC es uno de los métodos más populares y ampliamente utilizados para evaluar la vulnerabilidad de acuíferos. Considera siete parámetros hidrogeológicos: profundidad al agua, recarga neta, medio acuífero, medio suelo, topografía, impacto de la zona vadosa y conductividad hidráulica. Es especialmente útil para análisis detallados y permite la integración con SIG (Goyal et al., 2021). Este método resulta particularmente adecuado en regiones donde se dispone de información hidrogeológica detallada y se requiere un análisis espacial preciso. Su aplicación es especialmente pertinente en zonas agrícolas, regiones semiáridas o áridas, y en entornos basálticos, donde su versión modificada ha demostrado ofrecer mejores resultados (Shirazi et al., 2012).

1.4.4 Recarga de acuíferos

La recarga de acuíferos es el proceso mediante el cual el agua se infiltra desde la superficie hacia el subsuelo, reponiendo las reservas subterráneas. Existen dos tipos principales:

- **Recarga directa:** Ocurre cuando el agua de lluvia o deshielo se infiltra directamente a través del suelo hasta el acuífero, predominando en áreas con suelos permeables y poca cobertura superficial (Ouarani et al., 2023).
- **Recarga indirecta:** Involucra la infiltración a través de cuerpos de agua superficiales (ríos, lagos) o mediante procesos de flujo lateral desde zonas adyacentes, siendo relevante en regiones con acuíferos confinados o semi-confinados (Ouarani et al., 2023).

La recarga puede verse afectada por factores como el uso del suelo, la topografía, el tipo de suelo y el clima. Por ejemplo, cultivos y urbanización pueden reducir significativamente la recarga en comparación con áreas naturales (Alam et al., 2021).

1.4.5 Balance hídrico

El balance hídrico es una herramienta fundamental en hidrología que permite evaluar el equilibrio entre la entrada y salida de agua en un sistema, como un suelo, una cuenca o un ecosistema. El balance hídrico se expresa generalmente es la siguiente:

$$P = ETR + Escorrentía + Infiltración \quad (1.1)$$

El método de Thornthwaite es un modelo ampliamente utilizado para el cálculo del balance hídrico a partir de sus principales componentes: precipitación (P), evapotranspiración potencial corregida (ETPcorr), evapotranspiración real (ETR), excedentes, déficits e infiltración. Estos parámetros son fundamentales para evaluar la recarga de los acuíferos en la zona de estudio.

Capítulo 2

2. Metodología

2.1 Área de estudio

La cuenca del río Santa Rosa, con una extensión aproximada de 753 km², presenta una topografía diversa. Se caracteriza por terrenos que transitan de un relieve montañoso y accidentado en su sector occidental, con elevaciones que alcanzan los 3526 m.s.n.m., a extensas llanuras costeras donde las cotas descienden hasta los 10 m.s.n.m. El clima de la cuenca es igualmente muy variado, con temperaturas que fluctúan entre 15 y 26°C y un rango de precipitación anual que va de 147 a 1500 mm (GAD Municipal del Cantón Santa Rosa, 2023). La cuenca experimenta una época lluviosa predominante entre enero y abril, siendo febrero y marzo los meses de mayor acumulación hídrica. En contraste, la temporada más seca, caracterizada por precipitaciones escasas o nulas, se extiende de agosto a octubre. Los meses de mayo, junio, julio, noviembre y diciembre registran precipitaciones de menor intensidad (GAD Provincial El Oro, 2021). En cuanto a las actividades económicas, en Santa Rosa predominan la agricultura, la ganadería, la acuicultura y la minería (GAD Municipal del Cantón Santa Rosa, 2023). En su zona costera se ubica una importante red de pozos de extracción de agua subterránea (Fig. 2.1), que abastecen tanto a la población como a diversas actividades productivas, según información cartográfica oficial consultada del Instituto Geográfico Militar (IGM). Asimismo, en esta cuenca se registran pasivos ambientales derivados de la minería artesanal y de pequeña escala, localizados principalmente en las inmediaciones del río Santa Rosa y en las parroquias de Chilla, Bellamaría, Torata y San Juan de Cerro Azul. Estos pasivos incluyen cuerpos de agua de mina, relaves y otros residuos asociados a las labores extractivas.

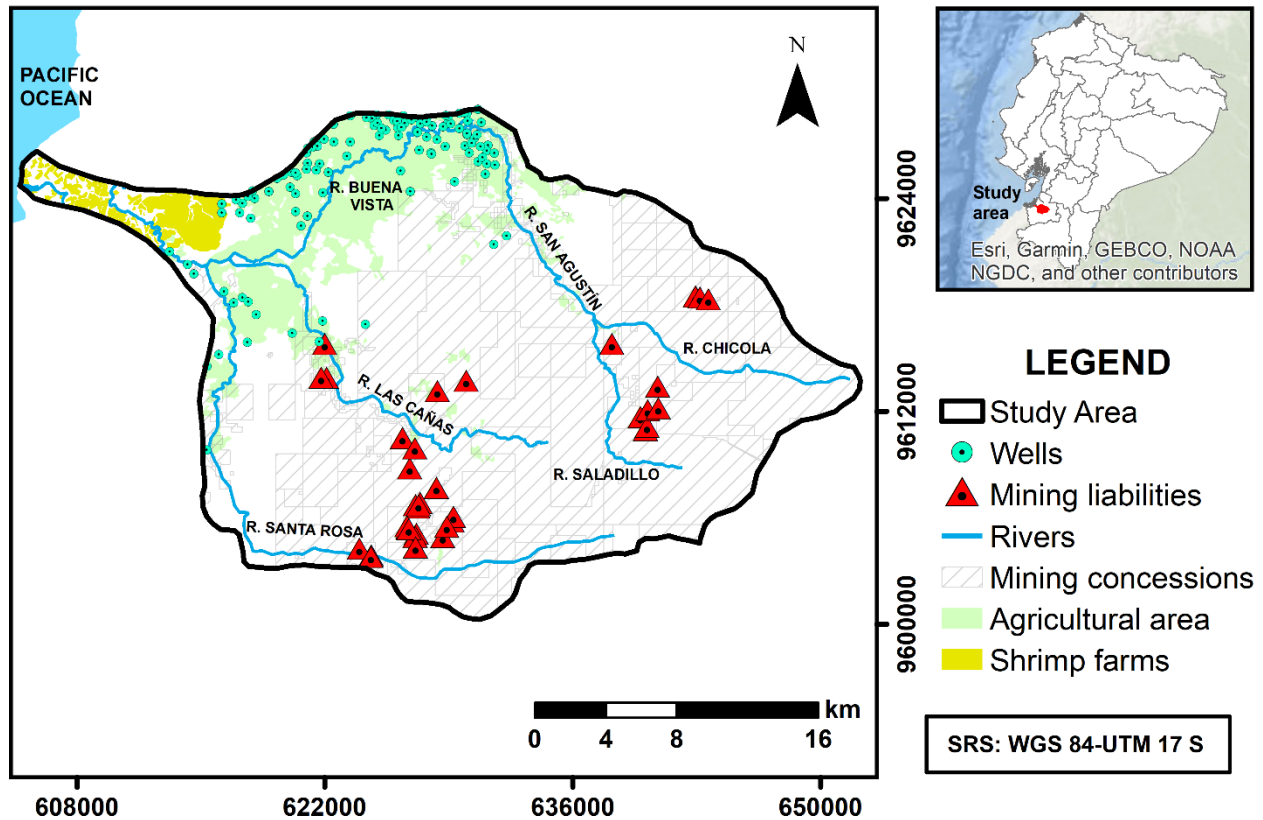


Figura 2.1 Localización geográfica de la cuenca del río Santa Rosa

2.2 Contexto geológico

La cuenca del río Santa Rosa presenta una fascinante combinación de elementos geológicos, que van desde formaciones rocosas más antiguas, hasta depósitos cuaternarios más recientes, revelando una historia geológica compleja y dinámica. La configuración geológica costera de la cuenca se caracteriza por una combinación de depósitos y terrazas aluviales. Los depósitos aluviales son los más abundantes en la zona costera y en la desembocadura de los ríos, mientras que las terrazas aluviales se encuentran en zonas más elevadas. Estos depósitos delgados están compuestos por una mezcla de grava, arena y limo superpuestos sobre unidades y formaciones geológicas antiguas (Fig. 2.2a).

En la zona central de la cuenca se extiende las formaciones Capiro y San Roque, las cuales están compuestas por anfibolitas, esquistos, cuarcitas y gneises. Mientras que la formación Raspas, ubicada en la zona central inferior de estudio, está compuesta por las primeras rocas metamórficas

de alta presión identificadas en los Andes ecuatorianos, incluyendo metabasitas, eclogitas y esquistos azules (John et al., 2010). Entre las unidades geológicas con menor extensión destacan la Formación Puna, formada por arenas, conglomerados y arcillas; la Unidad El Toro, compuesta por peridotitas y; la Formación Célica, caracterizada por múltiples componentes de andesitas y pórfidos andesíticos (IIGE, 1978; IGM, 1983; Aspden et al., 1995; SENPLADES et al., 2012; GAD Provincial El Oro, 2021). En general, los depósitos aluviales y coluviales, así como las terrazas aluviales se caracterizan por una porosidad y permeabilidad elevadas, es decir, acuíferos eficientes. Sin embargo, la permeabilidad de los depósitos aluviales se ve interferida por los conglomerados, con grandes acuíferos. Por otro lado, la Formación Puna tiene una permeabilidad y porosidad intergranular media, ideal para acuíferos puntuales, al igual que los depósitos aluviales en estuarios originados por suelos arenosos. La Formación Célica presenta acuíferos localizados y limitados debido a su muy baja porosidad y permeabilidad. La mayor parte del área de estudio se considera no acuífera porque las zonas no tienen poros y la permeabilidad es prácticamente nula (Fig. 2.2b) (Aguirre, 1992; SENPLADES et al., 2012).

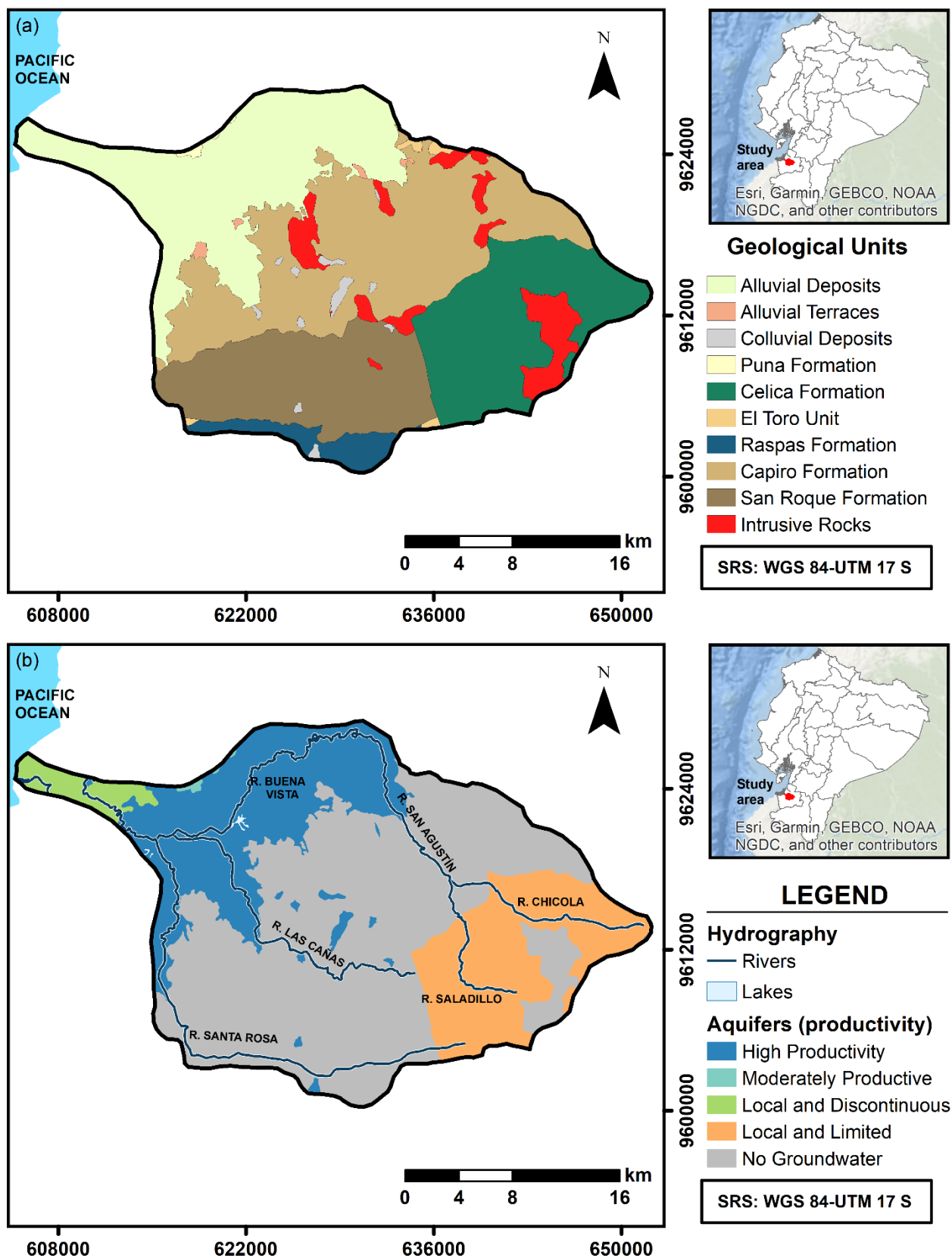


Figura 2.2 (a) Mapa geológico; (b) Mapa del potencial hidrogeológico de la cuenca del río Santa Rosa

2.3 Recopilación de datos

Los datos utilizados en este estudio se dividieron en dos grupos principales para un análisis sistemático: datos físicos (topografía, uso del suelo, geología, conductividad hidráulica y nivel freático) y datos hidrometeorológicos (nivel freático, precipitaciones y temperatura).

Para la caracterización física de la zona de estudio, se comenzó con la recopilación de datos topográficos obtenidos a partir de un modelo digital de elevación (MDE) con una resolución espacial de 12.5 m, extraído del sensor de radar ALOS PALSAR, de la Agencia Japonesa de Exploración Aeroespacial (JAXA). La geología del subsuelo se determinó a partir de datos geológicos regionales y locales. La conductividad hidráulica, un parámetro crítico para el método DRASTIC, fue asignada a partir de datos referenciales de la literatura científica basados en la geología (Apéndice A y Apéndice B). Asimismo, para la consecución de este estudio, se procedió a la adquisición de datos georreferenciados y temáticos cruciales directamente del Ministerio del Ambiente, Agua y Transición Ecológica (MAATE) de Ecuador. Estos fueron obtenidos a través de su geoportal (consultado el 2 de diciembre de 2024 en <http://ide.ambiente.gob.ec/mapainteractivo/>) y de su base de datos (<http://ide.ambiente.gob.ec:8080/geonetwork/srv/spa/catalog.search#/home>, consultada el 6 de diciembre de 2024). Específicamente, la información recabada incluye 111 puntos de pozos de agua (Apéndice C), la delimitación de cuencas hidrográficas, la ubicación de fuentes de contaminación por hidrocarburos y minería, así como datos detallados sobre los usos de suelo. Adicionalmente, se obtuvo información sobre límites políticos, geología, hidrografía y red vial a través del Sistema Nacional de Información (SNI) (<https://sni.gob.ec/>, consultado el 8 de diciembre de 2024). Para caracterizar las propiedades del suelo y la zona vadosa, se consultó los datos proporcionados por el geoportal del Agro Ecuatoriano del Ministerio de Agricultura y Ganadería (<http://geoportal.agricultura.gob.ec/>, consultado el 8 de diciembre de 2025).

Finalmente, los datos relativos a los puntos de contaminación fueron extraídos de la base de datos del Instituto Geográfico Militar (IGM) (<https://www.geoportaligm.gob.ec/portal/>, consultado el 10 de diciembre de 2024), clasificándolos en fuentes puntuales, lineales y difusas, las cuales incluyen pasivos mineros, infraestructura, fugas de oleoductos, áreas urbanas, cultivos intensivos y granjas pecuarias. Para analizar las variables hidrometeorológicas, se recurrió al software LocClim (<https://www.fao.org/land-water/land/land-governance/land-resources-planning-toolbox/category/details/en/c/1032167/>, consultado el 12 de diciembre de 2024), un software de la FAO que utiliza una base de datos agroclimática global para proporcionar variables climáticas ajustadas por altitud y variabilidad regional, y a registros de la red de estaciones del Instituto Nacional de Meteorología e Hidrología (INAMHI) (<https://www.inamhi.gob.ec/>, consultado el 12 de diciembre de 2024). Los datos recopilados incluyen datos de precipitación y temperatura, expresadas en milímetros y grados Celsius, respectivamente.

2.4 Trabajo de campo

El reconocimiento de campo, que comprendió el muestreo geológico y la medición de parámetros fisicoquímicos in situ, fue crucial para validar y complementar la información secundaria existente. Esta labor permitió corroborar los hallazgos geológicos teóricos obtenidos de mapas regionales y locales, como el Mapa Geológico del Ecuador (1:1.000.000, INIGEMM) y la Carta Geológica Santa Rosa (1:100.000, INIGEMM, 2017). Adicionalmente, los niveles piezométricos obtenidos en el geoportal del Ministerio de Ambiente, Agua y Transición Ecológica (MAATE) y del informe del Proyecto: Elaboración del mapa hidrogeológico a escala 1:250.000 del Centro de Investigación y Proyectos Aplicados a las Ciencias de la Tierra (CIPAT-ESPOL) se validaron de forma rigurosa con los datos recolectados directamente en campo. La Figura 2.3 muestra la ubicación de los puntos de control muestreados (afloramientos, aguas superficiales y subterráneas) superpuestos a las unidades geológicas.

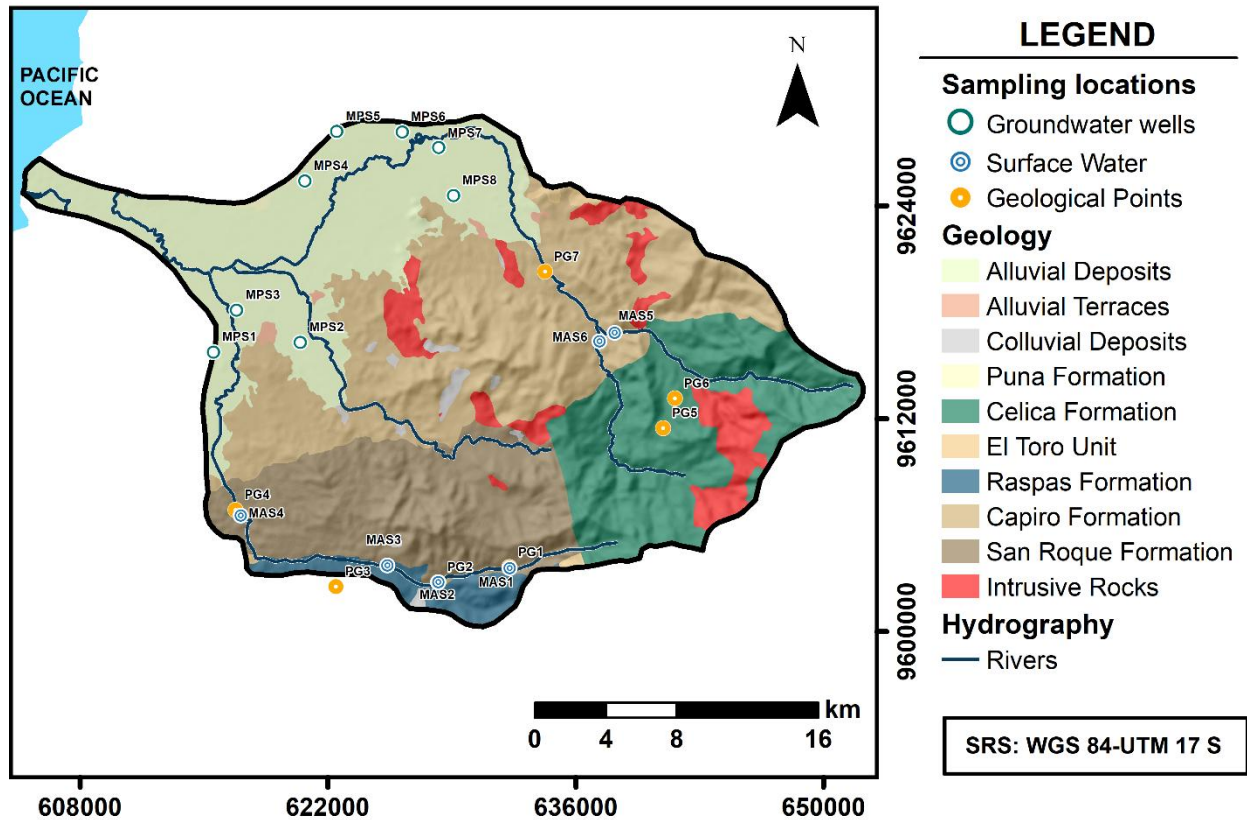


Figura 2.3 Ubicación de puntos de muestreo en la cuenca del río Santa Rosa

La campaña de campo se realizó con el objetivo de: (a) Validar y ajustar localmente los parámetros obtenidos de fuentes secundarias y utilizadas en la construcción de los modelos DRASTIC, GOD y POSH (en particular, profundidad del nivel freático y litología de la zona); (b) Caracterizar in situ la calidad físico-química del agua subterránea en pozos y del agua superficial en los ríos principales de la zona de estudio; y (c) recolectar muestras de agua para análisis de laboratorio y muestras de material litológico para caracterizar la composición y textura de las unidades geológicas.

2.4.1 *Diseño de la campaña de muestreo*

El diseño de muestreo se estableció bajo un criterio no probabilístico por juicio, focalizándose en puntos estratégicos predefinidos según los objetivos del estudio y las características del área.

- a) Muestreo y descripción geológica:** La descripción de afloramientos se realizó siguiendo los lineamientos propuestos por Tucker (2011), los cuales proveen un marco estandarizado para la observación y registro de características litológicas. Se seleccionaron un total de 7 puntos de muestreo con el objetivo de cubrir la variabilidad geológica existente, priorizando la representatividad dentro del área viable de acceso, la cual estuvo restringida por la topografía escarpada y, principalmente, por los protocolos de seguridad y vigilancia activa de las concesiones mineras de la zona.
- b) Medición de parámetros fisicoquímicos y nivel freático:** Se recolectó muestras representativas de agua superficial (6) y subterránea (8) en puntos estratégicos, siguiendo estrictamente los protocolos de control de calidad y preservación establecidos en la norma NTE INEN 2169:2013 (INEN, 2013). El muestreo del agua subterránea y medición de del nivel freático se realizó en pozos de uso doméstico y agrícola que aún se encuentran en operación. Adicionalmente, se muestrearon los ríos Santa Rosa, San Agustín y Buena Vista, seleccionados por su exposición a las actividades antrópicas (principalmente minería y cultivo banano) de la cuenca. En cada punto, previo a la recolección, se midieron in situ los parámetros fisicoquímicos fundamentales (pH, conductividad eléctrica, oxígeno disuelto y temperatura), los cuales serán comparados posteriormente con los criterios de calidad de aguas del TULSMA (Apéndice D). El equipo principal utilizado para las mediciones de campo se detalla en la Tabla 2.1.

Tabla 2.1 *Equipos principales utilizados para la medición de parámetros en campo*

Equipo	Parámetro medido	Marca	Modelo	Rango	Precisión / Resolución
Sonda de nivel	Nivel freático	SOLINST	107	0 – 150 m	± 0.05 m
Multiparamétrica	Conductividad Eléctrica, pH, Oxígeno disuelto y Temperatura	HACH	HQ 40D	pH: 0-14; CE: 0-1000 mS/c	± 0.2 unidades (pH)
GPS Diferencial		GARMIN	GPSMAP64S	-	± 1 cm

2.5 Análisis de la vulnerabilidad

La Figura 2.4 muestra el flujo metodológico del estudio, que empieza con la determinación de la vulnerabilidad (GOD, DRASTIC) y del peligro (POSH) y finaliza con el cálculo del riesgo. A partir de la recopilación de datos, los cuales se documentaron y homogeneizaron en un único sistema de coordenadas (WGS 1984 UTM Zona 17S), se estimó la vulnerabilidad mediante los índices GOD y DRASTIC. En paralelo, la peligrosidad (POSH) se deriva principalmente del uso del suelo (LU). Finalmente, ambas salidas se integran para obtener el riesgo de contaminación. Todo el procesamiento se realizó en un entorno SIG (Sistema de Información Geográfica), cuyos insumos se homogenizaron al mismo sistema de referencia, se recortaron al dominio de estudio y se trabajó íntegramente con capas ráster a 25 m de tamaño de celda. Cada parámetro fue reclasificado, ponderado según el método y combinado mediante álgebra de mapas/superposición ponderada, generando los mapas de vulnerabilidad, peligro y riesgo.

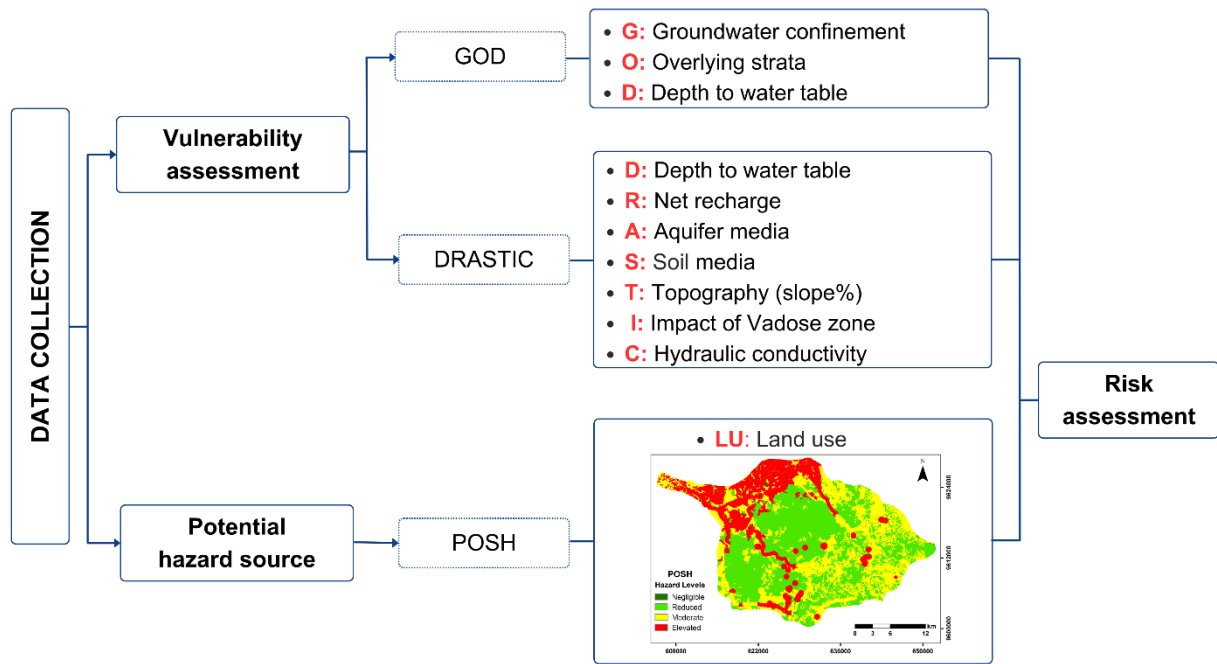


Figura 2.4 Esquema metodológico implementado para la evaluación de la vulnerabilidad

2.5.1 Método GOD

Este método desarrollado por Foster et al. (2002) proporciona una definición precisa y empírica de la vulnerabilidad, estructurada en torno a tres parámetros interrelacionados (Bouiss et al., 2024). Se utilizó este método como punto de partida, debido a su agilidad y a la mínima cantidad de datos requeridos, permitiendo un reconocimiento preliminar de la vulnerabilidad de las aguas subterráneas de la zona de estudio. El parámetro inicial implica identificar el grado de confinamiento hidráulico (G). El segundo parámetro caracteriza la composición del sustrato suprayacente (O) a través del análisis de las características litológicas y grado de consolidación de la zona no saturada; mientras que el tercero está determinado por la distancia desde la superficie hasta el nivel del agua subterránea (D) (Nadjai et al., 2017). Posteriormente, se generaron capas ráster para cada parámetro utilizando el software ArcGIS. La escala de ponderación asignados a los distintos parámetros de este método oscila entre 0 y 1 (Tabla 2.2).

Tabla 2.2 *Valoración de parámetros del Método GOD*

G		O		D	
Índice	Tipo acuífero	Índice	Litología general del acuífero	Índice	Profundidad (m)
0.0	Ninguno	0.4	Arcillas lacustres y suelos residuales	0.6	> 50
0.0	Surgente	0.5	Limos aluviales, loess Arcillas, lutitas	0.7	20 – 50
0.2	Confinado	0.6	Arenas eólicas / Limolitas, tobas volcánicas / Ígneas	0.8	5 – 20
0.4	Semiconfinado	0.7	Arenas aluviales y grava/ Areniscas	0.9	2 – 5
0.6	No confinado (cubierto)	0.8	Gravas coluviales / Lavas volcánicas recientes	1.0	< 2
1.0	No confinado	0.9	Calizas blandas, calcarenitas		
		1.0	Caliche + calizas kársticas		

Nota. Valores tomados de (Foster et al., 2002).

La vulnerabilidad de las aguas subterráneas a la contaminación se determinó calculando el índice GOD, según se indica en la ecuación 2.1.

$$I_{v-GOD} = G \times O \times D \quad (2.1)$$

Este índice combina los valores ponderados de los tres parámetros, cuyo valor numérico indica el nivel de vulnerabilidad. La Tabla 2.3 muestra la clasificación de la vulnerabilidad del método GOD en un rango de 0 a 1, lo cual permite identificar las áreas más susceptibles a la contaminación.

Tabla 2.3 *Clasificación de vulnerabilidad del método GOD*

Clasificación de vulnerabilidad	Índice GOD
Despreciable	0.0 – 0.1
Baja	0.1 – 0.3
Media	0.3 – 0.5
Alta	0.5 – 0.7
Extrema	0.7 – 1.0

Nota. Valores tomados de (Foster et al., 2002).

2.5.2 Método *DRASTIC*

Tras una evaluación preliminar con el método GOD, el método *DRASTIC* es aplicado para analizar detalladamente las condiciones geológicas e hidrogeológicas de la zona de estudio (Koon et al., 2023). Este método ampliamente reconocido y utilizado a nivel internacional, proporciona un marco sistemático para evaluar e identificar las zonas más susceptibles de las aguas subterráneas a los contaminantes. Este sistema se basa en la integración de siete parámetros cartografiables (Tabla 2.4) que afectan el potencial de contaminación del agua subterránea: profundidad del agua subterránea (D), recarga neta (R), medio acuífero (A), tipo de suelo (S), topografía (T), impacto de la zona vadosa (I), impacto de y conductividad hidráulica (C) (Aller et al., 1987).

Tabla 2.4 *Pesos asignados a los parámetros del método DRASTIC*

Parámetro (r)	Peso (w)
D: Profundidad de agua subterránea	5
R: Recarga neta	4
A: Medio acuífero	3
S: Tipo de suelo	2
T: Topografía	1
I: Impacto de la zona vadosa	5
C: Conductividad hidráulica	3

Nota. Valores tomados de (Aller et al., 1987).

Este sistema se compone de tres elementos clave: pesos (Tabla 2.4), rangos y clasificaciones (Tabla 2.5). La asignación de pesos relativos (w) que varían entre 1 y 5, establece la jerarquía de importancia entre los parámetros, donde 5 indica la máxima influencia (4). Los rangos o tipos de medio, por su parte, definen el grado de influencia dentro de cada parámetro. Estos rangos, a su vez, son clasificados con valores que oscilan entre 1 y 10 (r), siendo el medio acuífero (A) y la zona vadosa (I) los únicos que cuentan con una clasificación típica y una clasificación variable. Esta variabilidad permite al investigador ajustar con precisión el valor asignado, basándose en un conocimiento específico de la zona. En conjunto, estos parámetros configuran un modelo robusto capaz de determinar un valor numérico en cualquier entorno hidrogeológico (Aller et al., 1987). El índice de vulnerabilidad se obtuvo aplicando la ecuación 2.2. Espacialmente, esto se representa en ArcGIS mediante la superposición de los parámetros, resultando en un mapa final (Bouiss et al., 2024).

$$I_{v-DRASTIC} = D_r D_w + R_r R_w + A_r A_w + S_r S_w + T_r T_w + I_r I_w + C_r C_w \quad (2.2)$$

Posteriormente, el índice de vulnerabilidad fue estandarizado mediante la categorización definida en la Tabla 2.5.

Tabla 2.5 *Clasificación del nivel de vulnerabilidad del método DRASTIC*

Clasificación de vulnerabilidad	Rango Índice DRASTIC
Despreciable	< 100
Muy baja	101 – 119
Baja	120 – 139
Moderado	140 – 159
Alta	160 – 179
Muy alta	180 – 199
Extrema	> 200

Nota. Valores tomados de (Aller et al., 1987).

2.6 Identificación de peligro: Método POSH

Para evaluar el índice de peligro potencial de contaminación del agua subterránea (IP-POSH) se aplicó el método POSH (Pollutant Origin Surcharge Hydraulically) (Foster et al., 2002). A diferencia de los métodos tradicionales como DRASTIC y GOD, que se centran en las características hidrogeológicas, POSH pone énfasis en el origen de los contaminantes (actividad antrópica) y su sobrecarga hidráulica (intensidad de aporte), lo cual proporciona una evaluación más completa del riesgo (Agudelo Moreno et al., 2020; Lunardi et al., 2021; Casadiegos-Agudelo et al., 2024). Para la valoración del peligro, el método clasificó el nivel de peligro en tres categorías: Sin carga contaminante (1), Carga contaminante reducida (2), Carga contaminante moderada (3) y Carga contaminante elevada (4), utilizando como insumos los datos de uso/cobertura de la tierra (Apéndice F), red vial, ríos y catastros sectoriales (industrial, minero y pecuario) (Apéndice G). Posteriormente, todos los insumos fueron normalizados en una malla ráster de 25 m en WGS85/UTM. El inventario de actividades se identificó y categorizó tres tipos de fuentes:

- **Fuentes de contaminación difusa:** Estas fuentes, caracterizadas por su dispersión y difícil localización, incluyen actividades agrícolas como cultivos mixtos, pastos cultivados y plantaciones de banano, café, cacao y arroz. También se consideran dentro de esta categoría las instalaciones pecuarias (granjas avícolas, camaroneras y ganaderas) y las áreas urbanas. La información relativa a estas fuentes difusas se recopiló del geoportal del Ministerio de Agricultura y Ganadería del Ecuador (Cobertura y uso de la tierra 1:25 000) (Apéndice F).
- **Fuentes de contaminación puntual:** Estas fuentes se originan en un lugar específico y son fácilmente identificables. Aquí se incluyen complejos industriales, la industria minera, canteras, vertederos de basura y estaciones de servicio (Apéndice G).

- **Fuentes de contaminación lineal:** Finalmente, se consideraron fuentes de contaminación lineal, como la red vial y los ríos contaminados. Los datos para estas fuentes fueron recuperados del Sistema de Información Nacional (Apéndice G).

En este estudio se utilizó como base fundamental la tabla de Foster et al. (2002), incorporada como Apéndice E, que resume actividades antrópicas potencialmente generadoras de carga contaminante, asociando cada una con sus contaminantes típicos, el tipo de fuente (puntual, lineal o difusa), la carga hidráulica y el posible bypass de la zona de suelo. Este instrumento se empleó como insumo directo para el inventario POSH y para la clasificación del peligro, siguiendo el criterio de asignación propuesto por los mismos autores, quienes recomiendan establecer escalas ordinales basadas en la severidad y persistencia de las cargas, especialmente en contextos de usos mixtos como el de esta zona de estudio. Dentro de estos criterios, se consideró la variable de sobrecarga hidráulica, clasificada como baja, media o alta, la cual representa la intensidad o volumen potencial de contaminantes que una fuente puede infiltrar hacia las aguas subterráneas. Para traducir las fuentes de contaminación (específicamente puntuales y lineales) a zonas de influencia del peligro y luego poder ser integradas en un mapa final, se aplicó buffers diferenciados a cada caso de fuente. Para pasivos mineros (minas abandonadas, relaves, escombreras) y desechos sólidos (rellenos y botaderos), delimitamos zonas analíticas de peligro entre 200 y 500 m desde el borde de la fuente. Este rango se apoya en prácticas de mapeo a escala nacional que operacionalizan 500 m alrededor de minas y tajos cuando no se dispone de perímetros precisos, y 100 m en dumps históricos (umbral mínimo), lo cual justifica adoptar 200–500 m como criterio prudente frente a la alta variabilidad hidrogeológica y a la persistencia de drenaje ácido y metales en depósitos de relaves y botaderos (Vijdea et al., 2020). La literatura técnica sobre relaves y drenaje minero documenta impactos crónicos sobre agua subterránea y suelos, reforzando la necesidad de considerar centenas de metros como zona de análisis (EPA, 1994). Las rutas de transporte se representaron mediante un buffer de 100 para garantizar la remoción de más del 90%

de la mayoría de los contaminantes, incluidos los patógenos más persistentes. La evidencia muestra que la influencia de la escorrentía vial sobre sales y metales es máxima junto al camino y decrece con la distancia. Diversos estudios sitúan el alcance típico en ≤ 50 m y, en casos, hasta ~ 200 m, con decaimiento exponencial con la distancia, lo cual justifican buffers acotados (Radziemska & Fronczyk, 2015; Uliasz-Misiak et al., 2022). Para ríos contaminados se aplicó un buffer de 100 m tomando como referencia estudios y guías que muestran que las fajas ribereñas de 50–100 m maximizan la reducción de sedimentos y nitrógeno (con rendimientos decrecientes más allá de ~ 50 m) (Sirabahenda et al., 2020). Además, la literatura de filtración ribereña (RBF) evidencia atenuación de solutos durante el tránsito subterráneo y resalta la importancia de la conectividad río–acuífero, por lo que 100 m resulta un valor prudente para análisis POSH (Rossetto et al., 2020).

2.7 Evaluación del Riesgo de contaminación

La estimación del riesgo de contaminación (R_c) se realizó mediante la aplicación de álgebra de mapas en la plataforma ArcGIS. Este proceso implicó la superposición y multiplicación de los datos provenientes de los métodos POSH y DRASTIC. Para asegurar la compatibilidad de la información y homogeneizar los rangos, se procedió a reclasificar los datos según los criterios definidos en la Tabla 2.6 (Campoverde-Muñoz et al., 2023).

Tabla 2.6 Riesgo de contaminación de aguas subterráneas

Rc		$I_{v-DRASTIC}$			
		Insignificante	Bajo	Moderado	Alto
I_{P-POSH}	Ninguno	Insignificante	Insignificante	Insignificante	Insignificante
	Reducido	Insignificante	Bajo	Bajo	Moderado
	Moderado	Insignificante	Moderado	Moderado	Alto
	Elevado	Insignificante	Moderado	Alto	Alto

Nota. Valores tomados de (Foster et al., 2002).

La integración de estos datos se efectuó a través de la ecuación 2.3:

$$R_C = I_{v-DRASTIC} \times I_{P-POSH} \quad (2.3)$$

Capítulo 3

3. Resultados y análisis

3.1 Trabajo de campo y laboratorio

3.1.1 Levantamiento geológico

El levantamiento geológico permitió verificar las litologías y estructuras previamente definidas de manera teórica. Esta campaña fue esencial para caracterizar los atributos de unidades geológicas existentes en la zona de estudio que condicionan el almacenamiento y la dinámica del flujo subterráneo, los cuales constituyen el fundamento para distinguir y clasificar las unidades hidrogeológicas. La campaña de reconocimiento se desarrolló en nueve puntos, con registró fotográfico georreferenciado y una descripción detallada de los afloramientos. En siete de esos puntos se recolectaron muestras para análisis de laboratorio; en los dos restantes, ubicados cerca de puntos muestreados, se efectuó solo verificación de rasgos para corroborar patrones y explorar la variabilidad a distancias cortas. La intención fue alinear lo observado en terreno con los análisis, evitando muestreos redundantes. El equipo utilizado en campo fue el martillo geológico, pico/pala, cámara de celular, flexómetro, brújula, fundas de muestreo y libreta. En laboratorio se usó microscopio óptico (objetivo 10X); las microfotografías se tomaron con la cámara de un teléfono móvil y se rotularon en Inkscape para señalar minerales y texturas diagnósticas.

Levantamiento geológico – PG1

La bibliografía del Grupo Tahuín menciona gneis aplítico, cuarcitas, esquistos, lavas andesíticas, brechas y lavas riolíticas; en este punto aflora cuarcita. En el campo, se puede observar que el afloramiento es un estrato masivo de color café oscuro, con fracturamiento visible, buzamiento marcado y una potencia cercana a 4 m; la coronación presenta vegetación arbórea. A mesoescala, la muestra es marrón, compacta y fuertemente silicificada, con microfracturas rellenas de cuarzo; se reconocen cuarzo, mica, feldespatos (incluida plagioclase) y goetita. Las Fig. 3.1 (afloramiento) y Fig. 3.2 (meso, 10X) documentan el sitio. Por su naturaleza y estado, la porosidad

primaria es muy baja y la permeabilidad efectiva queda controlada por las fracturas; como parte de ellas está sellada por cuarzo, la conectividad hidráulica entre planos de fractura resulta limitada.



Figura 3.1 *Levantamiento geológico 1*



Figura 3.2 *Detalle microscópico del PG1 (goethita–micas–Qz)*

Levantamiento geológico – PG2

Este sector, según la bibliografía del Grupo Tahuín, incluye esquistos verdes, esquistos pelíticos/grafíticos y conglomerados. En campo se corrobora la presencia de conglomerado y, además, se identifican clastos de andesita. A escala macro se distingue en techo una capa ~1 m, café oscuro, con vegetación; por debajo aflora un estrato conglomerático clasto-soportado con clastos subangulosos–angulosos, de tamaños milimétricos a centimétricos, en matriz fina café claro. A mesoescala se aprecia una muestra masiva y silicificada, de verde oscuro, con cuarzo, mica, óxidos de hierro, arsenopirita, pirita, bornita y plagioclasas; corresponde a bloques andesíticos centimétricos, angulosos–subangulosos, interpretados como material transportado. En consecuencia, coincide con la parte teórica en cuanto al conglomerado, mientras que la ausencia de esquistos en el punto se explica por el aporte andesítico observado. Lo anterior se ilustra en la Fig. 3.3 (afloramiento, macro) y Fig. 3.4 (meso, 10X).



Figura 3.3 *Levantamiento geológico 2*

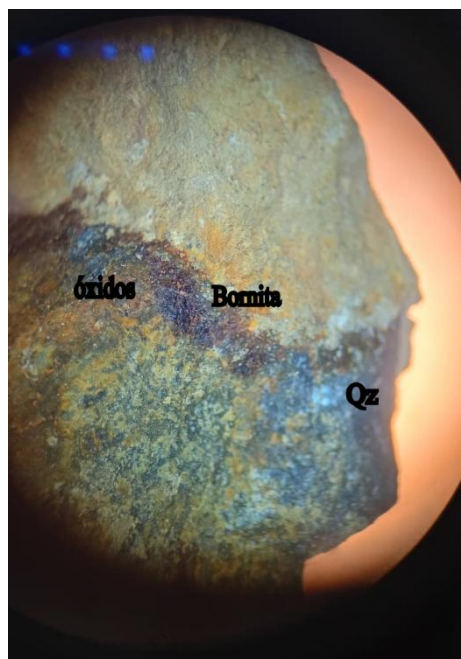


Figura 3.4 *Detalle microscópico del PG2 (bornita–óxidos–Qz)*

Levantamiento geológico – PG3

Este sector, conforme a la bibliografía de la Formación Raspas, se describe con metabasitas, eclogitas, esquistos glaucofánicos, esquistos grafiticos y esquistos verdes (foliados a masivos). A escala macro se observa una capa de ~2 m, de color café rojizo, con vegetación en la parte superior del estrato; además, se reconocen clastos del mismo tono, centimétricos. A mesoescala no fue posible obtener muestra de mano por dificultad de acceso y condiciones de seguridad; se consigna como limitación del punto. En consecuencia, aquí no se constatan las litologías metamórficas previstas por la parte teórica. Lo anterior se muestra en la Fig. 3.5 (afloramiento, macro).



Figura 3.5 *Levantamiento geológico 3*

Levantamiento geológico – PG4

En este tramo, la bibliografía del Grupo Tahuín registra gneis aplítico, cuarcita y esquistos; en campo se reconoció filita. A escala macro, el afloramiento es un estrato masivo de color café oscuro, con actitud subvertical aparente y potencia ~10 m; la coronación muestra vegetación arbórea. A mesoescala, la muestra es masiva, meteorizada y ligeramente foliada; se identifican clorita y óxidos de hierro, lo que respalda su clasificación como filita. Hay coincidencia parcial con la referencia teórica a esquistos (roca metamórfica foliada), aunque difiere respecto a gneis aplítico y cuarcita. Véase Fig. 3.6 (afloramiento, macro) y Fig. 3.7 (meso, 10×).



Figura 3.6 Levantamiento geológico 4

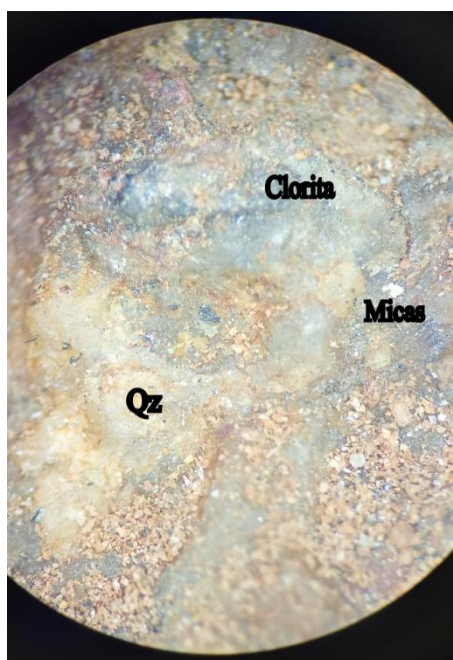


Figura 3.7 Detalle microscópico del PG4 (clorita–micas–Qz)

Levantamiento geológico – PG5

En este sector, la bibliografía describe andesita, pórfido andesítico y toba; en campo se reconoció granito/monzogranito. A escala macro se observa un estrato café claro, masivo y muy fracturado, con ~5 m de potencia, y vegetación arbórea en la parte superior. A mesoescala, la muestra es masiva y silicificada, de verde oscuro; se distinguen cuarzo, mica, óxidos de hierro, arsenopirita, pirita, bornita, hornblenda y plagioclasas. Con estos rasgos se clasifica como granito–monzogranito. Se interpreta como un cuerpo intrusivo que no representa la totalidad de la geología regional y responde a un evento posterior a la litología principal del sector, lo que explica la diferencia frente a la secuencia volcánica indicada por la parte teórica. Véanse Fig. 3.8 (afloramiento, macro) y Fig. 3.9 (meso, 10×).



Figura 3.8 Levantamiento geológico 5



Figura 3.9 *Detalle microscópico del PG5 (Arsenopirita–pirita–Qz)*

Levantamiento geológico – PG6

Este sector pertenece a la Formación Célica. La bibliografía describe andesita, pórfido andesítico, toba andesítica y aglomerática; en campo, se reconoció granodiorita. A escala macro se observa un estrato verde grisáceo, masivo y muy fracturado, con ~10 m de potencia, y vegetación arbórea en la parte superior. A mesoescala, la muestra es masiva, de verde oscuro; se identifican cuarzo, pirita, bornita, hornblenda y plagioclasas, clasificándose como granodiorita. Se interpreta como un intrusivo que no representa la totalidad de la geología regional y corresponde a un evento posterior a la litología principal del sector. Lo descrito se ilustra en Fig. 3.10 (afloramiento, macro) y Fig. 3.11 (meso).



Figura 3.10 *Levantamiento geológico 6*



Figura 3.11 *Detalle microscópico del PG6 (Plagioclases-Hornblenda-Qz)*

Levantamiento geológico – PG7

Este punto pertenece al Grupo Tahuín. La bibliografía indica cuarcita, filita y esquistos; en campo se reconocieron esquistos. A escala macro se observa un estrato masivo, café oscuro, con inclinación subvertical y potencia ~6 m, con vegetación arbórea en la parte superior. A mesoescala,

la muestra es café oscuro, suave al tacto y ligeramente foliada; se distinguen micas y cloritas, con óxidos de hierro por meteorización, además de microgrietas rellenas de arcilla y óxido de hierro. Estas características permiten clasificar la roca como filita, en concordancia con la bibliografía. Véase Fig. 3.12 (afloramiento, macro) y Fig. 3.13 (meso, 10×).



Figura 3.12 Levantamiento geológico 7



Figura 3.13 Detalle microscópico del PG7 (clorita–micas y goethita)

3.1.2 Medición de nivel freático

Las mediciones evidencian niveles someros, con profundidad al agua entre 1.37 y 6.20 m ($n = 8$). El rango observado concuerda con el inventario histórico (Apéndice C), lo que apunta a continuidad del régimen piezométrico sin señales de descenso/ascenso sistemático en 2005–2025. Los valores de profundidad al agua para los ocho pozos se resumen en la Tabla 3.1.

Tabla 3.1 Niveles Freáticos de Pozos Monitoreados

Código	Este	Norte	Elevación (m.s.n.m.)	Nivel freático (m)
MPS1	615533	9615749	28	6.20
MPS2	620440	9616313	14	1.63
MPS3	616844	9618124	8	1.37
MPS4	620690	9625411	13	5.20
MPS5	622498	9628195	13	2.70
MPS6	626196	9628177	27	1.38
MPS7	628261	9627287	28	3.00
MPS8	629093	9624591	38	2.20

3.1.3 Parámetros físicoquímicos in situ

Se identificaron diferencias claras entre las aguas subterráneas y las superficiales (Tabla 3.2): en los pozos, el pH es ligeramente ácido (6.41–6.92) y la conductividad eléctrica (CE) es más alta (268–1092 $\mu\text{S}/\text{cm}$), con picos en MPS4–MPS5, mientras que el oxígeno disuelto (OD) es menor (5.59–8.72 mg/L), lo que refleja un mayor tiempo de residencia e interacción con la roca. En contraste, en los ríos, el pH se acerca a la neutralidad (6.32–7.48), la CE es mucho más baja (40.2–126.5 $\mu\text{S}/\text{cm}$) y el OD es significativamente mayor (9.06–9.64 mg/L). Este patrón es coherente con una mayor residencia e interacción roca-agua en el acuífero, y a la inversa, con la reaeración y las temperaturas más bajas en la superficie (20.0–23.3 °C frente a 25.9–27.0 °C), lo que explica el alto contenido de OD en los ríos.

Tabla 3.2 *Resultados de la medición de parámetros físicoquímicos in situ*

Código	Tipo de fuente	Este	Norte	Elevación (m.s.n.m.)	pH	CE (µs/cm)	OD (mg/L)	T (°C)
MPS2	Subterránea	620440	9616313	14	6.63	348	8.72	27
MPS4	Subterránea	620690	9625411	13	6.41	1092	6.46	26.2
MPS5	Subterránea	622498	9628195	13	6.45	887	6.19	26.7
MPS6	Subterránea	626196	9628177	27	6.65	315	5.59	25.9
MPS8	Subterránea	629093	9624591	38	6.92	268	6.2	26.3
MAS1	Superficial	632268	9603561	601	7.21	44.7	9.25	20.0
MAS2	Superficial	628230	9602781	361	7.26	53.2	9.06	21.7
MAS3	Superficial	625365	9603720	254	6.32	40.2	9.13	22.6
MAS4	Superficial	638189	9616829	257	6.76	42.3	9.16	21.6
MAS5	Superficial	637323	9616353	242	7.48	49.4	9.64	22.4
MAS6	Superficial	617071	9606524	54	6.39	126.5	9.44	23.3

3.2 Mapa de vulnerabilidad: método GOD

Los valores del índice de vulnerabilidad GOD obtenidos en la cuenca del río Santa Rosa se categorizaron en 3 rangos, que varían de muy baja a moderada vulnerabilidad (Fig. 3.14d). Las áreas de moderada vulnerabilidad se concentraron principalmente en la zona costera de la cuenca, que abarca la parroquia Santa Rosa, El Retiro y La Victoria, coincidiendo con las áreas agrícolas donde predominan cultivos como arroz, caña de azúcar, banano y papaya. Estas zonas cubren aproximadamente el 15.7% del área total. En contraste, las zonas con baja a muy baja vulnerabilidad dominaron en la cuenca media y alta del río Santa Rosa, representando el 84.3% del área.

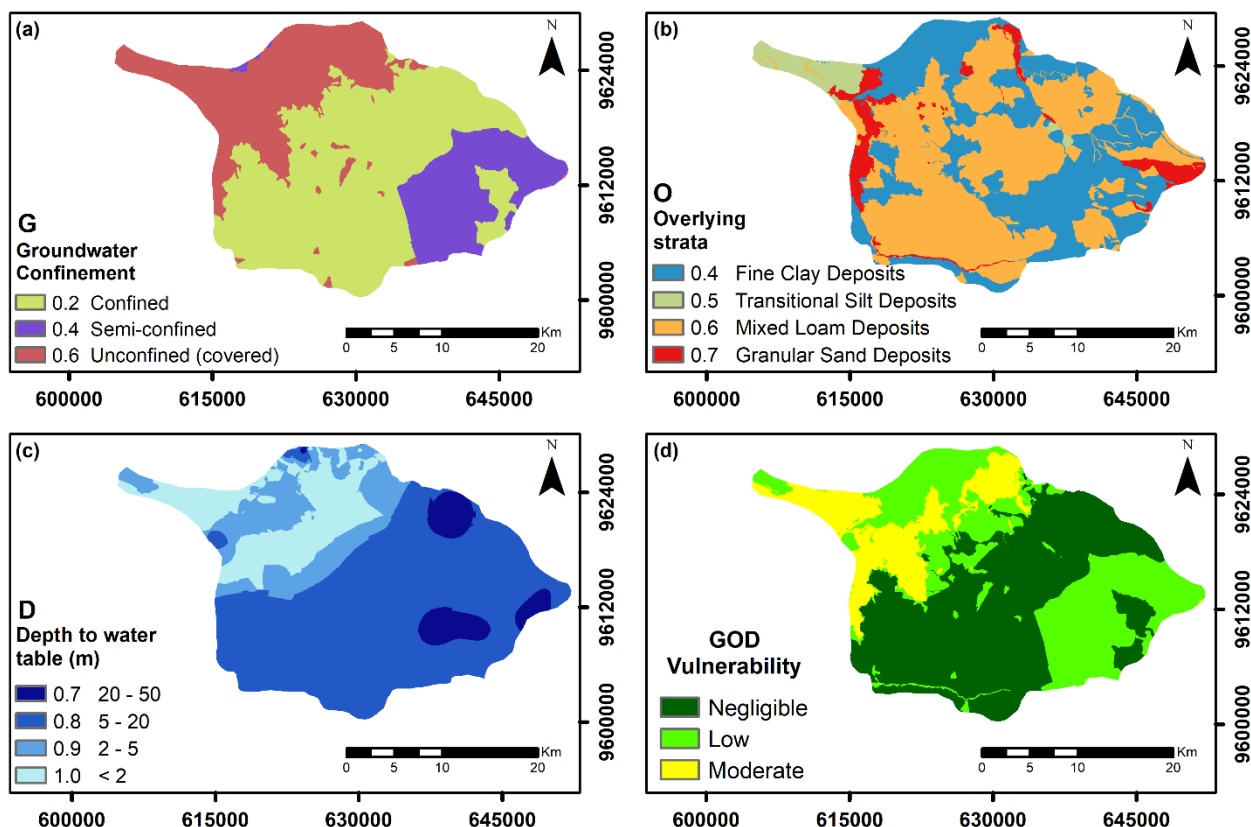


Figura 3.14 Representación Analítica de los Parámetros del Método GOD

Nota. La figura muestra un desglose de los parámetros del Método GOD: (a) G: Ocurrencia del agua subterránea; (b) O: Clasificación general del acuífero; (c) D: Profundidad del agua subterránea; y (d) Vulnerabilidad de las aguas subterráneas basada en los valores del método GOD.

La cuenca del río Santa Rosa se divide en tres tipos de acuífero: confinado, semiconfinado y no confinado (cubierta permeable). El análisis del parámetro ocurrencia de agua subterránea (G) reveló que la zona de estudio es dominada por acuíferos confinados (clasificación 0.2), constituyendo el 55.4% del área total, seguido de acuíferos no confinados (clasificación 0.6) en la zona costera (áreas agrícolas), y los acuíferos semiconfinados (clasificación 0.4) en la parte alta de la cuenca, cubriendo el 27.1% y el 17.5% del área de estudio, respectivamente (Fig. 3.14a). En cuanto a la litología general del acuífero (O), los estratos suprayacentes se agruparon en 4 categorías: predominancia de depósitos de marga mixta (clasificación 0.6) en un 51.1% del área de estudio, depósitos de arcilla fina (clasificación 0.4) en un 38.1% del área y, porciones menores de depósitos de arena granular (clasificación 0.7) y de limos de transición (clasificación 0.5), con

un 6.7% y 4.1% del área, respectivamente (Fig. 3.14b). El análisis del parámetro de profundidad del agua subterránea (D) reveló que la mayor parte de la cuenca media y alta (60.7%), presenta profundidades de agua subterránea entre 5 y 20 metros (clasificación 0.8). En contraste, las zonas costeras, incluyendo parroquias como Santa Rosa, Victoria y El Retiro, representaron un 32.7% del área con aguas más someras, entre 0 y 5 metros, coincidiendo con las áreas de mayor vulnerabilidad, evidenciando su impacto directo. Finalmente, las zonas elevadas del interior de la cuenca, aunque constituyendo una proporción menor del 6.5%, exhibieron profundidades más significativas, extendiéndose de 20 a 50 metros (clasificación 0.7) (Fig. 3.14c).

3.3 Mapa de vulnerabilidad: método DRASTIC

El análisis de la vulnerabilidad de los acuíferos, mediante la aplicación del método DRASTIC, se inició con la evaluación detallada de cada uno de sus siete parámetros intrínsecos en la zona de estudio.

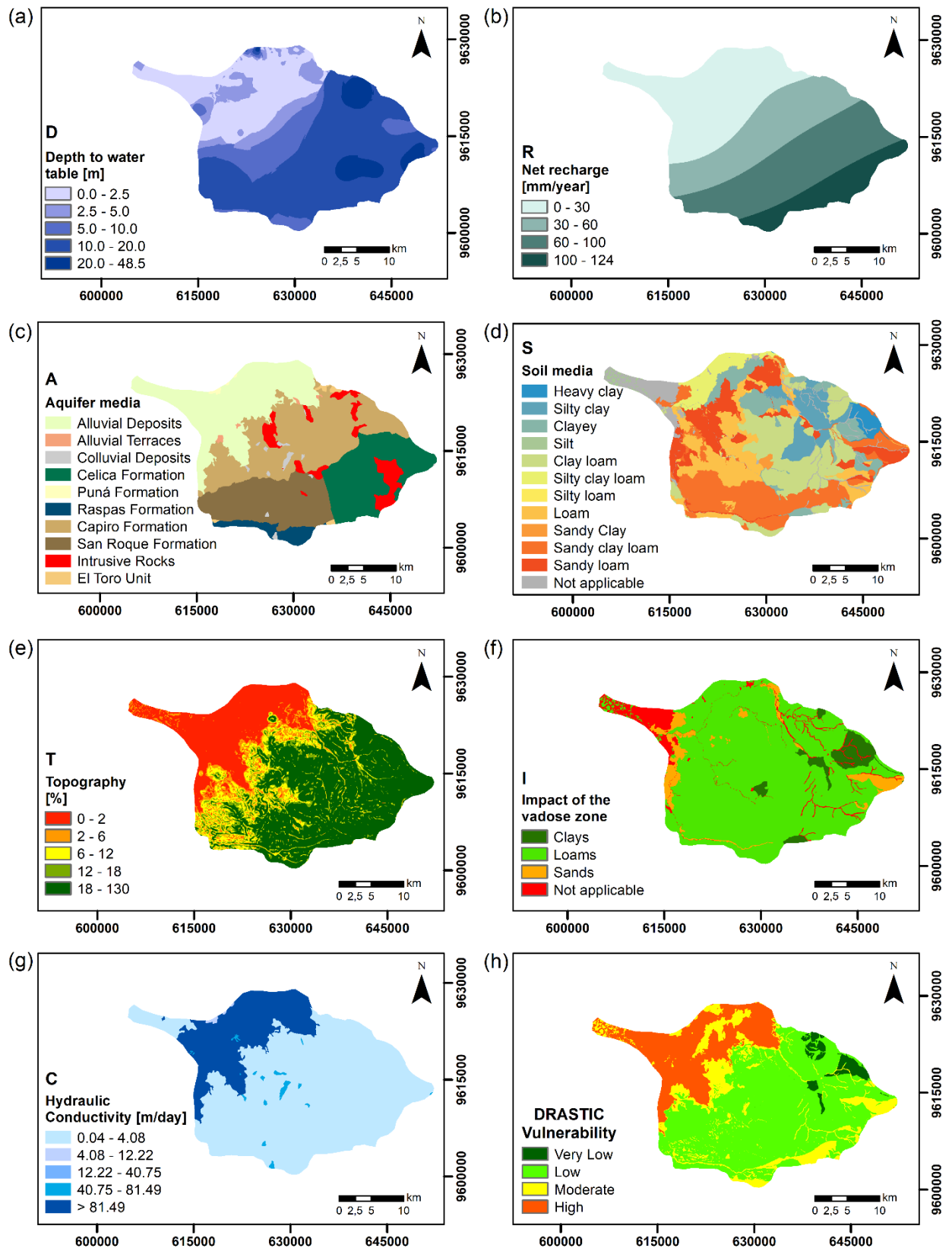


Figura 3.15 Representación Analítica de los Parámetros del Método DRASTIC

La profundidad del nivel freático (D) exhibió una notable variabilidad, con rangos que fluctuaron entre 0 y 48.5 metros. La medición en campo permitió comprobar las zonas con niveles más someros se concentran en las planicies aluviales y depresiones costeras, lo que sugiere una mayor proximidad de la superficie a la zona saturada. En cuanto a la recarga neta (R) (Fig. 3.15b), revelando una marcada heterogeneidad espacial. Las áreas de mayor recarga, ubicadas en la cuenca alta, se benefician de la alta precipitación, un factor determinante para la dilución y el transporte de contaminantes. Esta variabilidad espacial es crucial para una gestión hídrica diferenciada y sostenible del acuífero.

El medio del acuífero (A), presentado en la Fig. Fig. 3.15c, reflejó la diversidad geológica, con predominio del Grupo Tahuin conformado por la Formación Capiro y San Roque (349.28 km², 43.5% del área total) en las partes céntrica y sur de la cuenca. Los Depósitos Aluviales (191.79 km², 23.9%) caracterizaron la parte norte y la zona costera de la cuenca. La Formación Célica (130.24 km², 16.2%), cretácea, con muy baja permeabilidad por fisuración, se concentró en el este. Otras formaciones como Raspas (23.50 km², 2.9%), Depósitos Coluviales (6.03 km², 0.75%), Unidad El Toro (3.67 km², 0.46%), Terrazas Aluviales (2.34 km², 0.3%) y Formación Puná (1.56 km², 0.2%) completan este mosaico hidrogeológico, definiendo la variabilidad del potencial de agua subterránea.

La capa confinante de los tipos de suelo (S) (Fig. Fig. 3.15d) presentó múltiples clases texturales, predominando los suelos franco arcillosos y arcillo-limosos (202.55 km², 26.9%), típica de texturas con alto contenido de finos, los cuales presentan una permeabilidad de baja a moderada, según lo indicado por la (FAO, 2007). Los suelos francos arcillo-arenosos y arcillo-arenosos, con 160.26 km² (21.3 %), cuya textura más gruesa permite una mayor permeabilidad. Los suelos franco arenosos, con textura más gruesa y elevada permeabilidad, cubren 98.47 km² (13.1 %) y se asocian a una alta vulnerabilidad. En menor proporción, los suelos arcillosos a arcilla pesada ocupan 84.09 km² (11.2 %), caracterizándose por su muy baja permeabilidad, lo que actúa como una barrera

natural frente a la infiltración. Finalmente, las zonas no aplicables, principalmente cuerpos de agua como ríos y lagos, comprenden 49.57 km² (6.6 %), y se consideran altamente vulnerables por carecer de una capa de suelo protectora.

La topografía (T) (Fig. Fig. 3.15e) expresada como pendiente del terreno se clasifica en cinco divisiones: 0-2%, 2-6%, 6-12%, 12-18% y 18-130%. Esta amplitud indica que el área de estudio abarca una variedad de pisos altitudinales, desde zonas completamente planas hasta terrenos extremadamente escarpados. Las pendientes más suaves (0-6%) se concentraron principalmente en las zonas costeras y agrícolas de la cuenca, lo que favorece el tiempo de contacto del agua la superficie, facilitando la percolación. Por otro lado, las pendientes más pronunciadas (19-130%) caracterizan las zonas montañosas más elevadas y escarpadas de la cuenca, donde la escorrentía es rápida y los desafíos de erosión es mayor. La zona no saturada (I) (Fig. Fig. 3.15f) exhibió una litología diversa, con materiales que van desde limos (616.29 km², 26.9%) y arcillas (39.0 km², 5.19%) hasta arenas (47.41 km², 6.3%). Además, un 6.56% de la cuenca se clasifica como No aplicable, que corresponde a áreas urbanizadas, cuerpos de agua, o terrenos sin vegetación/infraestructura antrópica, distribuidas principalmente en la parte occidental de la cuenca.

La conductividad hidráulica del acuífero (C), ilustrada en la Fig. Fig. 3.15g, se determinó a partir de la caracterización litológica detallada de la cuenca y su correlación con rangos típicos para materiales geológicos similares. Los valores registrados se agruparon en cinco categorías: 0.04 – 4.07 m/día, 4.07 – 12.22 m/día, 12.22 – 40.75 m/día, 40.75 – 81.49 m/día y valores > 81.49 m/día. Predominan dos rangos de conductividad hidráulica en el área de estudio. Por un lado, los valores bajos, entre 0.04 y 4.08 m/día, cubren el 76.07% (572.63 km²) del área. Esta categoría incluye litologías consolidadas como andesitas, peridotitas, metabasitas, cuarcitas, esquistos y granodioritas, que presentan una permeabilidad prácticamente impermeable en las zonas central y occidental de la cuenca. Asimismo, abarca los depósitos aluviales de estero, manglares y salitrales

en la zona de desembocadura al mar, caracterizados por bajas permeabilidades debido a su contenido de materiales finos y compactados (limos y arcillas), alto contenido orgánico en los depósitos de estero, y la presencia de sales en los salitrales. Por otro lado, se identifica una zona extensa (171.6 km²) con valores de permeabilidad superiores a 81.49 m/día. Esta zona se asocia principalmente con áreas urbanas y agrícolas intensivas en la costa. Finalmente, otras zonas de menor extensión cubren 1.55 km² con valores de 4.08-12.22 m/día y 6.93 km² con valores de 40.75 – 81.49 m/día, respectivamente.

La evaluación de la vulnerabilidad del acuífero, realizada mediante el método DRASTIC (Fig. Fig. 3.15h), categorizó el área de estudio en cuatro clases de vulnerabilidad: Muy Baja (34 - 64), Baja (64 - 105), Moderada (105 - 146) y Alta (146 - 183). El análisis reveló que la vulnerabilidad baja es la que predomina en la cuenca (437 km²), abarcando aproximadamente el 58.18 % del área total. Le siguen las zonas con vulnerabilidad alta, que comprenden cerca del 21.75% del área de estudio. Estas áreas críticas se localizan principalmente en la parte occidental y noroccidental de la cuenca. La vulnerabilidad moderada se distribuye en torno a las áreas de baja y alta vulnerabilidad, ocupando el 16.95 % del área. Estas zonas forman franjas de transición, más notorias en el sur, el extremo oriental y en ciertos sectores del litoral, donde también se presentan focos de alta vulnerabilidad. Finalmente, las zonas de vulnerabilidad muy baja, cubriendo el 3.11% %, se encuentran restringidas a una pequeña área en el extremo noreste de la cuenca.

3.4 Mapa de peligro: método POSH

Los resultados del método POSH aplicado en la cuenca del Río Santa Rosa evidenciaron que las principales fuentes de contaminación están asociadas a: (i) prácticas agrícolas con alto uso de insumos químicos, (ii) vertimientos no controlados de aguas residuales, (iii) actividad pecuaria con manejo deficiente de excretas, (iv) minería artesanal sin planes de remediación, y (v) acumulación de residuos sólidos en zonas vulnerables. Este análisis categorizó la cuenca del río

Santa Rosa en cuatro clases de peligro: reducido, bajo, moderado y elevado (Fig. 3.17). Entre las fuentes de contaminación difusas más representativas se incluyen los cultivos de banano, cacao, café, cultivos mixtos y cultivos de arroz, así como granjas avícolas, granjas porcinas, granjas camaroneras y las zonas urbanas, cuya mayor concentración se observa en las parroquias Santa Rosa y Pasaje (Fig. 3.16). Las fuentes puntuales comprenden estaciones de gasolina, basureros, pasivos ambientales mineros (agua de mina, relaveras), canteras y escombreras, localizadas predominantemente en las parroquias de Bellavista, Torata, Chilla y Santa Rosa. Por su parte, los elementos lineales con alto potencial de peligro se sitúan principalmente a lo largo de las carreteras principales, del río Santa Rosa y el río Las Cañas.



Figura 3.16 *Principales fuentes de contaminación difusa identificadas en campo*

Tabla 3.3 *Clasificación de las principales fuentes de contaminación método POSH*

Fuente potencial de contaminación	Ocurrencia Espacial	Sobrecarga hidráulica usual	Contaminante probable / Tipo de industria	Institución
Estaciones de servicio	Puntual	Media	o, t	MAGAP
Canteras	Puntual	Media	h	MAGAP
Cementerio	Puntual	Baja	o, f, n	MAGAP
Complejo industrial	Puntual	Alta	n, f, o, h, t	MAGAP
Empacadoras	Puntual	Media	n, f, o, t	MAGAP
Albarrada/Reservorio	Puntual	Alta	n, o, f	MAGAP
Embalse	Puntual	Alta	n, o, f	MAGAP
Balsa	Puntual	Media	n, o, f, s, t	MAGAP
Minería artesanal y de pequeña escala	Puntual	Alta	h, s / Industria Tipo 3	IGM
Gran Minería	Puntual	Alta	h, s / Industria Tipo 3	IGM
Pasivos mineros	Puntual	Alta	h, s / Industria Tipo 3	IGM
Desechos sólidos	Puntual	Media	n, o, f / Industria Tipo 3	IGM
Centros de acopio de leche	Puntual	Moderado	o, n / Industria Tipo 1	IGM
Áreas urbanas	Difusa	Media	n, f, o, t	MAGAP
Áreas en proceso de urbanización	Difusa	Baja	o, h, s	MAGAP
Cultivos permanentes de alto valor comercial (Palma aceitera, cacao, café)	Difusa	Media	n, t, s	MAGAP
Plantaciones forestales maderables (Pino, teca)	Difusa	Baja	n, t, s	MAGAP
Cultivos de ciclo corto (arroz, caña de azúcar)	Difusa	Media	n, t, s	MAGAP
Frutales de ciclo intermedio y rápido (banano, mango, maracuyá)	Difusa	Media	n, t, s	MAGAP
Coberturas y sistemas pecuarios (Barbecho, pastizales)	Difusa	Media	n, t, s	MAGAP
Manglares alterados	Difusa	Media	n, o, f, h, s, t	MAGAP
Camaroneras	Difusa	Alta	n, o, f, s, t	MAGAP
Ríos contaminados	Lineal	Alta	h	MAGAP
Carreteras y vías férreas	Lineal	Media	h, o, t	MAGAP/IGM

El inventario de fuentes fue elaborado a partir de información obtenida del Ministerio de Agricultura y Ganadería del Ecuador (MAGAP), el Instituto Geográfico Militar (IGM) y datos de campo. En la Tabla 3.3 se presenta el inventario y clasificación de las principales fuentes de contaminación del método POSH, mientras que en la Tabla 3.4 se muestra la valoración del uso de suelo.

Tabla 3.4 *Valoración final del uso de suelo*

Uso del suelo	Nº	Ninguno	Reducido	Moderado	Elevado
Áreas urbanas	27	-	3	24	-
Área agrícola	516	5	97	384	30
Camaroneras	50	-	-	-	50
Área minera	35	-	-	-	35
Pasivos ambientales mineros	25	-	1	-	24
Carretera y ríos contaminados	6	-	-	4	2

El análisis espacial revela que la mayor parte del área de estudio (337.59 km², 44.8%) se clasifica bajo un nivel de peligro reducido, indicando zonas con una menor probabilidad de afectación por contaminantes. Complementariamente, el peligro despreciable es marginal (0.62 km², 0.1%) y aparece en parches aislados, típicamente donde la intervención antropogénica es mínima o donde las condiciones geohidrológicas mitigan la dispersión de contaminantes (baja permeabilidad de los suelos y presencia de capas confinantes), factores identificados previamente en los análisis de vulnerabilidad GOD y DRASTIC (Fig. 3.14 y Fig. 3.15). No obstante, se identificaron áreas críticas con niveles de peligro moderado (264.39 km², 35.1%) y elevado (151.64 km², 20.1%). Las áreas con peligro moderado sugieren la presencia de fuentes de contaminación con potencial de impacto, aunque posiblemente con volúmenes o cargas menores en comparación con las zonas de peligro elevado; en el plano espacial, forman bandas que rodean los focos de mayor peligrosidad y se prolongan sobre áreas agrícola-ganaderas intensivas y bordes urbanos, coherentes con fuentes difusas (cultivos mixtos, pasturas, banano, café y cacao) y fuentes

lineales (vialidad y tramos fluviales contaminados) identificadas a partir de la capa de uso de suelo del MAGAP y catastros sectoriales. Finalmente, las zonas clasificadas con peligro elevado son particularmente preocupantes y requieren atención prioritaria. Estas áreas se concentran en la zona costera, algunos puntos al sur de la cuenca y a lo largo de los ríos Santa Rosa y Las Cañas, evidenciando la presencia de actividades con un alto potencial de contaminación y una consecuente mayor probabilidad de impacto significativo en las aguas subterráneas.

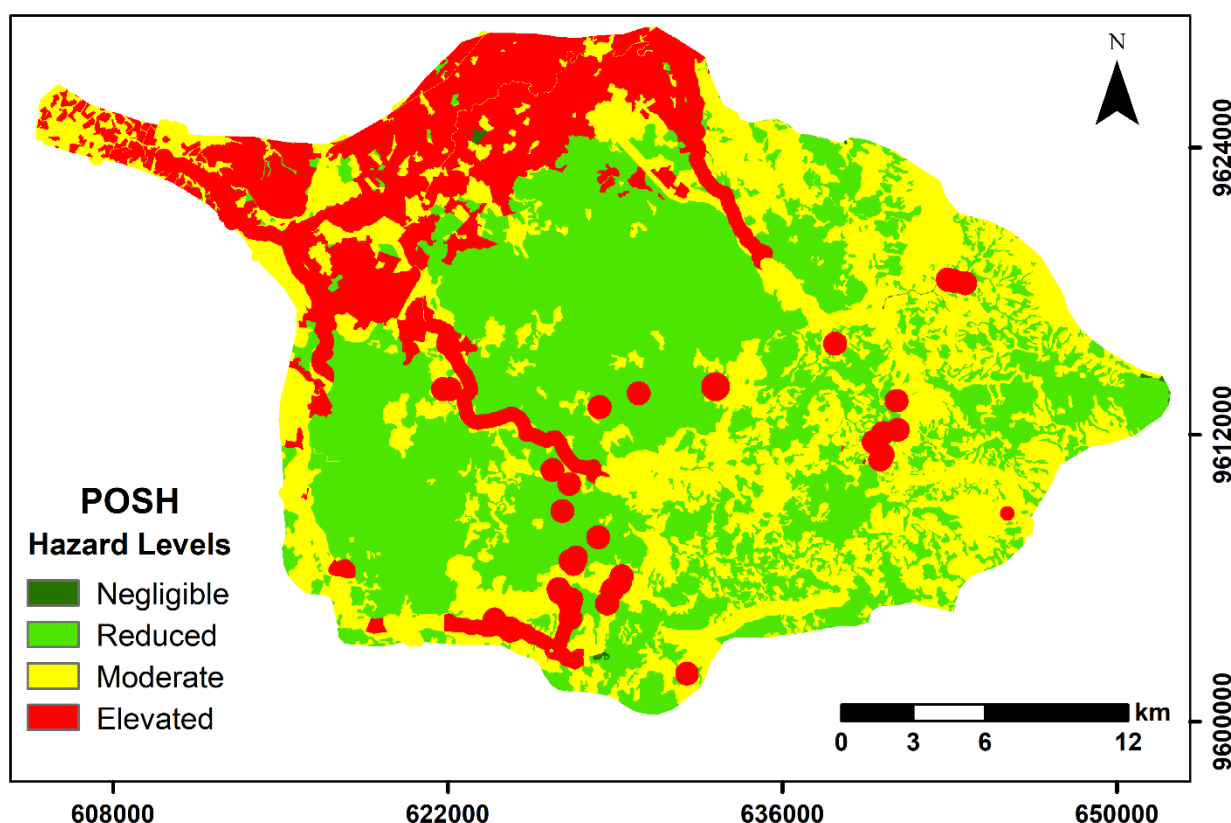


Figura 3.17 Distribución espacial del peligro de contaminación en acuíferos mediante el método POSH

La minería se presenta principalmente como sitios puntuales; el inventario puede estar incompleto debido a restricciones de acceso en predios privados. El patrón espacial obtenido indica que los niveles de peligro moderado a alto se concentran en tramos del río Santa Rosa, Las Cañas y Buenavista donde confluyen dos condiciones: (i) carga puntual elevada (relaves, plantas de beneficio, botaderos/lagunas de efluentes) y (ii) tramos fluviales contaminados capaces de actuar como fuentes lineales cuando existen conexiones hidráulicas locales, lo que es consistente con el

enfoque POSH de priorizar actividades que combinan origen del contaminante y sobrecarga hidráulica para estimar el potencial de carga subsuperficial (reducido, moderado, elevado). Este marco, concebido como clasificación simplificada útil bajo disponibilidad limitada de información, asocia la probabilidad de presencia de contaminantes persistentes y móviles al tipo de actividad y estima la sobrecarga a partir del uso de agua de la propia actividad. Estos tramos coinciden con evidencias de contaminación por metales y riesgos ecológicos/sanitarios reportados en la literatura reciente, particularmente en Los Gringos y El Panteón, y con la proximidad a fuentes puntuales de elevada carga (relaves, lagunas de efluentes) (Jiménez-Oyola et al., 2023). En este estudio se tomaron dos decisiones metodológicas muy importantes. Primero, no se cartografiaron las concesiones mineras como “fuente difusa”, ya que POSH plantea que el inventario se centre en actividades efectivas (pasadas, existentes o potenciales) con huella verificable y que el mapeo se actualice periódicamente ante el dinamismo del uso del suelo. Por lo tanto, incluir las concesiones como tal sobrestimarían el peligro al no discriminar estado operativo ni prácticas. Además, al tratarse de una clasificación de peligro (no de calidad de agua), los resultados deben revisarse y refinarse con campañas analíticas y actualizaciones GIS conforme se incorporen nuevas evidencias. Finalmente, la lectura integrada confirma que la parte baja de la cuenca (depósitos aluviales del Santa Rosa) concentra amenazas medias–altas por superposición de carga y vulnerabilidad. En estos contextos, POSH es particularmente útil para priorizar monitoreo e inspección ambiental, y orientar zonas de protección alrededor de captaciones y tramos fluviales influyentes hasta contar con líneas base más robustas.

3.5 Evaluación del riesgo de contaminación

La evaluación del riesgo de contaminación de las aguas subterráneas categorizó la cuenca del río Santa Rosa en cuatro niveles de riesgo: bajo (306.47 km², 40.8%), moderado (254.78 km², 33.9%), alto (166.37 km², 22.1%) e insignificante (24.04 km², 3.2%). El análisis espacial revela

que predomina el riesgo bajo en el interior central y oriental de la cuenca, donde la menor intensidad de fuentes antrópicas coincide con vulnerabilidad intrínseca baja a moderada (DRASTIC), resultando en una menor probabilidad de afectación. El riesgo moderado (33.9%) conforma cinturones de transición que rodean las zonas de riesgo alto y se extienden sobre áreas agrícolas y bordes urbanos.

Por su parte, las zonas de riesgo moderado y alto suman 56.0% del área y representan focos de atención para la calidad del agua subterránea. En particular, el riesgo alto (22.1%), visible en la Figura 3.18, se concentra en los sectores norte y oeste y a lo largo de los principales corredores viales y fluviales, especialmente en los ríos Santa Rosa, Las Cañas y Buenavista, así como en aluviales costeros con uso del suelo intensivo. Este riesgo elevado se atribuye a la convergencia de vulnerabilidad alta (DRASTIC) con mayor carga contaminante (fuentes puntuales, difusas y lineales) sobre depósitos aluviales permeables y pendientes suaves.

Las señales hidroquímicas observadas en el área son coherentes con esta zonación: niveles freáticos someros y conductividades eléctricas más altas en aguas subterráneas coinciden con las franjas de mayor riesgo en la llanura costera. Los niveles de riesgo identificados coinciden con hallazgos previos reportados en la literatura, validando la zonificación obtenida: en la provincia de El Oro se han detectado nitratos, metales pesados y aguas ácidas en sistemas superficiales vinculados a la cuenca del Santa Rosa, y cloruros elevados en aguas subterráneas urbanas de Santa Rosa, en correspondencia con la franja costero-urbana y los corredores fluviales aquí mapeados como riesgo moderado a alto (Capa Sarango & Valdivieso Palma, 2021; Goyburo et al., 2023; Pardo Loaiza, 2015). Estos resultados justifican la urgencia de implementar las acciones de gestión y remediación propuestas para proteger este recurso hídrico.

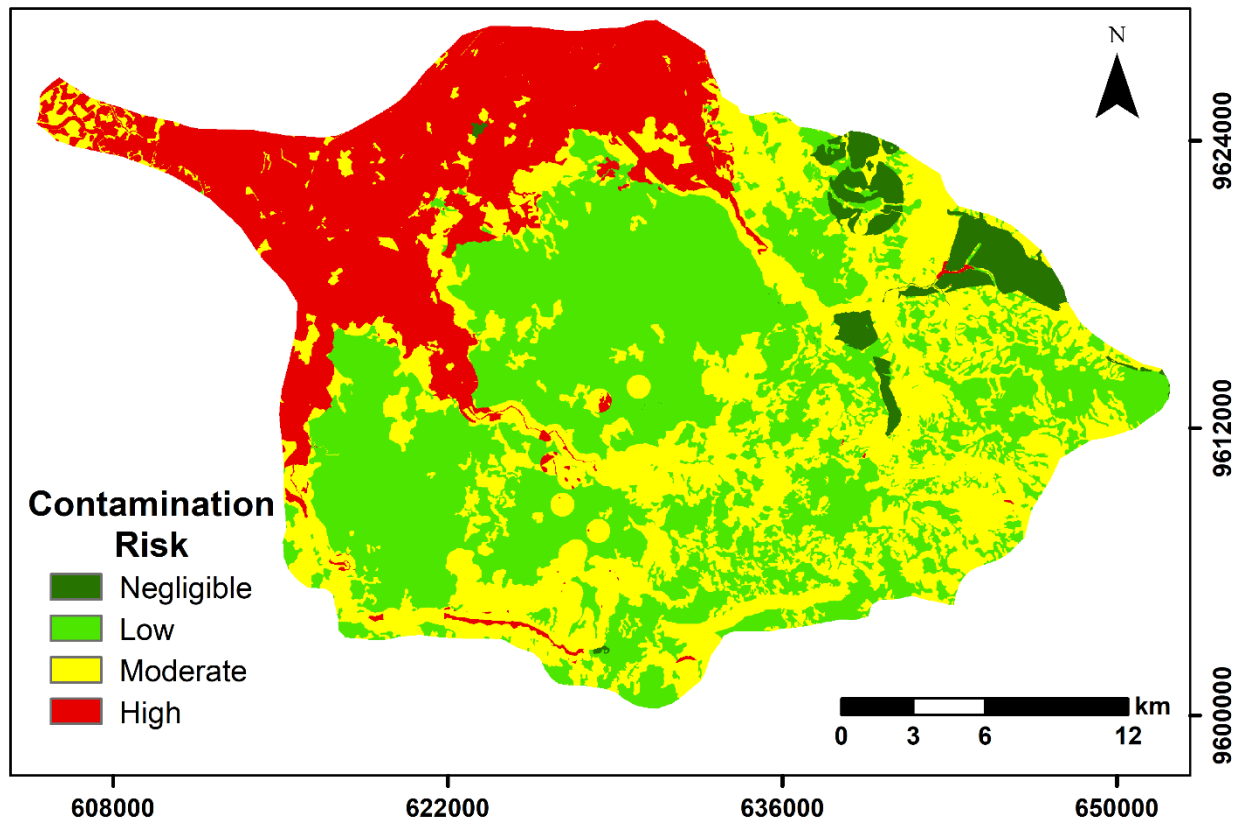


Figura 3.18 *Evaluación integrada del riesgo de contaminación*

Capítulo 4

4. Conclusiones y recomendaciones

Tras aplicar los métodos GOD y DRASTIC para la vulnerabilidad, POSH para el peligro y combinarlos en un Mapa de Riesgo, se identificaron zonas críticas asociadas a la interacción litología - profundidad del freático - recarga y a la densidad de fuentes (con predominio de mineras en la parte media – alta de la cuenca y, agrícolas y camaroneras en la cuenca baja del río Santa Rosa). La integración sigue el enfoque reportado en estudios donde el riesgo se obtiene de vulnerabilidad $\times$ ocurrencia de fuentes y se usa para orientar la gestión local.

4.1 Conclusiones

- La vulnerabilidad se organiza de manera consistente con la confinación del acuífero, la profundidad al nivel freático, la textura de los suelos y los patrones de recarga. La lectura combinada GOD + DRASTIC converge en las planicies aluviales y corredores ribereños, donde el medio de flujo y la menor profundidad al agua favorecen la transmisión de cargas contaminantes; este enfoque multimétodo reduce sesgos de un único índice y aporta una base más robusta para la interpretación espacial.
- El inventario de fuentes puntuales, difusas y lineales revela que unas pocas fuentes de alto potencial (pasivos mineros/operaciones mineras, gasolineras y terminales) tienen un mayor impacto y tienden a agruparse cerca de centros poblados y ejes viales. En cambio, las fuentes de potencial medio asociadas al almacenamiento y manipulación de químicos son más frecuentes y exigen una gestión preventiva distribuida. Este patrón, ampliamente descrito en aplicaciones POSH urbano-costeras, respalda la priorización selectiva de pocas fuentes de alto impacto sin perder de vista acciones de control rutinario sobre las de impacto medio.
- La integración de vulnerabilidad (GOD y DRASTIC) con el inventario de fuentes potenciales de contaminación (POSH) permite distinguir zonas de atención prioritaria en:
(1) el tramo costero Santa Rosa – Arenillas próximo a la carretera principal y áreas urbanas;

(2) los tramos medios de los ríos Las Cañas y San Agustín, donde se registran actividades antrópicas en el inventario (operaciones mineras); y (3) los ríos Buenavista y Saladillo, clasificado con un nivel de riesgo medio. Esta categorización se fundamenta en un principio de precaución, ya que no se dispone de estudios recientes que confirmen la ausencia de contaminantes. Dicha medida se justifica por el historial de actividad minera en la zona, lo que sugiere un potencial de contaminación.

- El estudio adopta un enfoque multimétodo (GOD + DRASTIC + POSH) que permite pasar de la vulnerabilidad y la peligrosidad a un mapa integrado de riesgo. La validación cualitativa en campo y el contraste espacial con litología y uso del suelo dan coherencia a los patrones obtenidos. El producto final es operativo para autoridades y operadores, ya que es un valioso insumo para zonificar protección, priorizar monitoreos y focalizar controles.

4.2 Recomendaciones

- Implementar una red de pozos de observación con mediciones estacionales (época seca, húmeda y normal) para capturar la variabilidad del nivel freático y validar in situ los parámetros de profundidad de agua subterránea y recarga neta del método DRASTIC.
- Programar campañas de calidad (parámetros físico químicos, iones mayoritarios y metales) priorizando las áreas con mayor riesgo determinadas en este estudio.
- Establecer una colaboración formal y continua entre la academia y la industria con el objetivo de facilitar el intercambio bidireccional de información clave, lo cual permitirá realizar estudios más precisos y robustos.
- Mantener protocolos de seguridad en zonas mineras y trabajo con líderes locales para acceso y acompañamiento, alineado con prácticas de gestión de proyectos extractivos.

Líneas de investigación futura:

Tras los análisis DRAS-TIC y POSH y la evaluación de riesgo, el siguiente paso lógico es pasar de un análisis cualitativo a uno cuantitativo y predictivo. Por ello, se propone una nueva línea de investigación que se centrará en la caracterización hidráulica e hidrogeológica detallada. Esta fase irá más allá de los índices generales, usando modelos numéricos como MODFLOW para simular el flujo de agua subterránea y la propagación de contaminantes. La validación y calibración de estos modelos permitirá aumentar la precisión y confiabilidad de los resultados, sentando las bases para una evaluación de riesgo cuantitativa con análisis de incertidumbre. Este enfoque ayudará a identificar las variables que más impactan en el riesgo y a optimizar los esfuerzos de muestreo y mitigación.

Referencias

Libros físicos

- Aller, L., Bennet, T., Lehr, J. H., Petty, R. J., & Hackett, G. (1987). DRASTIC: A standardized system for evaluating ground water pollution potential using hydrogeologic settings.
- Aspden, J. A. ., Bonilla, W., & Duque, P. (1995). The El Oro metamorphic complex, Ecuador: geology and economic mineral deposits. British Geological Survey.
- Foster, S., Hirata, R., Gomes, D., D'Elia, M., & Pais, M. (2002). Groundwater quality protection: A guide for water utilities, municipal authorities, and environment agencies. The World Bank.
- Vijdea, A.-M., Sommer, S., & Mehl Wolfgang. (2020). Use of remote sensing for mapping and evaluation of mining waste anomalies at national to multi-country scale.

Artículo en línea

- Madrigal Solís, H., Fonseca Sánchez, A., Núñez Solís, C., & Gómez Cruz, A. (2014). Potential Pollution Sources to Groundwater in the North Region of Barva Aquifer, Heredia, Costa Rica. *Tecnología y Ciencias Del Agua*, 5(6), 103–118.
http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S2007-24222014000600007&lng=es&nrm=iso&tlng=es
- Perez, R., Franklyn, A., & Rivas, D. (2023). Determination of the intrinsic vulnerability to contamination of the aquifer located in San Juan de Lagunillas, Sucre municipality, Merida state-Web of Science Core Collection. *CIENCIA E INGENIERÍA*, 44, 227–242.

Tesis/trabajos de grado

Capa Sarango, D. A., & Valdivieso Palma, A. E. (2021). Categorización y gestión del riesgo asociado a la presencia de metales pesados producto de las actividades extractivas en el cantón Santa Rosa, El Oro. Escuela Superior Politécnica del Litoral.

León Abad, L. A. (2019). Análisis de la implementación de la certificación ASC para la empresa EXCAMECOR en Santa Rosa, El Oro, Ecuador. Escuela Agrícola Panamericana, Zamorano.

Pardo Loaiza, A. A. (2015). Análisis de la contaminación por metales pesados en el Río Santa Rosa como fuente de abastecimiento de AAPP de la ciudad de Santa Rosa, provincia de El Oro. Universidad Técnica de Machala.

Artículos con indicador DOI

Aguirre, L. (1992). Metamorphic pattern of the Cretaceous Celica Formation, SW Ecuador, and its geodynamic implications. *Tectonophysics*, 205(1–3), 223–237.

[https://doi.org/10.1016/0040-1951\(92\)90428-9](https://doi.org/10.1016/0040-1951(92)90428-9)

Aladeboyeje, A. I., Adenoye, T. T., & Agbasi, O. E. (2024). Assessment of groundwater vulnerability using GOD index and Dar Zarrouk parameters: A case study of OAUSTECH main campus, Okitipupa, Ondo State. *Results in Earth Sciences*, 2, 100036.

<https://doi.org/10.1016/J.RINES.2024.100036>

- Alulema Del Salto, R. A., & López Vera, S. (2016). Analysis of vulnerability to the contamination in the aquifers of the hydrogeological unit Huaquillas. FIGEMPA: Investigación y Desarrollo, 2(2), 77–84. <https://doi.org/10.29166/REVFIG.V1I2.892>
- Amanambu, A. C., Obarein, O. A., Mossa, J., Li, L., Ayeni, S. S., Balogun, O., Oyebamiji, A., & Ochege, F. U. (2020). Groundwater system and climate change: Present status and future considerations. Journal of Hydrology, 589, 125163. <https://doi.org/10.1016/J.JHYDROL.2020.125163>
- Aneesh, T. D., Archana, M. N., Krishna, R. P., Arun, T. J., & Reji, S. (2022). Groundwater vulnerability assessment of an urban coastal phreatic aquifer in India using GIS-based DRASTIC model. Groundwater for Sustainable Development, 19, 100810. <https://doi.org/10.1016/J.GSD.2022.100810>
- Bouiss, H., Jilali, A., Bengamra, S., & Ourarhi, S. (2024a). Groundwater vulnerability and risk assessment coupled with hydrogeochemical analysis in the Taza aquifer (Morocco). Groundwater for Sustainable Development, 26, 101242. <https://doi.org/10.1016/J.GSD.2024.101242>
- Bouiss, H., Jilali, A., Bengamra, S., & Ourarhi, S. (2024b). Groundwater vulnerability and risk assessment coupled with hydrogeochemical analysis in the Taza aquifer (Morocco). Groundwater for Sustainable Development, 26, 101242. <https://doi.org/10.1016/J.GSD.2024.101242>
- Campoverde-Muñoz, P., Aguilar-Salas, L., Romero-Crespo, P., Valverde-Armas, P. E., Villamar-Marazita, K., Jiménez-Oyola, S., & Garcés-León, D. (2023). Risk Assessment of Groundwater Contamination in the Gala, Tenguel, and Siete River Basins, Ponce

Enriquez Mining Area—Ecuador. *Sustainability* (Switzerland), 15(1), 403.

<https://doi.org/10.3390/SU15010403/S>

Cobos, A. G. Z., & Caballero, P. (2025). Assessment of Heavy Metal Contamination in Water Resources of the Andean Mining Zone: A Decadal Analysis of the Santa Rosa River Basin, Ecuador. *Journal of Ecohumanism*, 4(1), 861-871–861 – 871.

<https://doi.org/10.62754/JOE.V4I1.5888>

Collazo, P. (2022). Baseline of the outcropping Guarani Aquifer System in Rivera and Tacuarembó, Uruguay: Piezometry and Vulnerability. *Agrociencia Uruguay*, 26(NE1).

<https://doi.org/10.31285/AGRO.26.507>

Díaz-Espíritu, N., Expósito-Castillo, J. L., Esteller-Alberich, M. V., & Gómez-Albores, M. (2024). The development of a hydrogeophysical model as a tool for groundwater risk assessment: a case study in the critical region of the Toluca Valley Aquifer, Mexico. *Environmental Earth Sciences*, 83(10), 1–19. <https://doi.org/10.1007/S12665-024-11602-5/TABLES/2>

Durango-Cordero, J., Saqalli, M., Ferrant, S., Bonilla, S., Maurice, L., Arellano, P., & Elger, A. (2022). Risk assessment of unlined oil pits leaking into groundwater in the Ecuadorian Amazon: A modified GIS-DRASTIC approach. *Applied Geography*, 139, 102628.

<https://doi.org/10.1016/J.APGEOG.2021.1026281>

Fannakh, A., & Farsang, A. (2022). DRASTIC, GOD, and SI approaches for assessing groundwater vulnerability to pollution: a review. *Environmental Sciences Europe*, 34(1), 1–16. <https://doi.org/10.1186/S12302-022-00646-8/TABLES/3>

- Fiorese, G. D., Balacco, G., Bruno, G., & Nikolaidis, N. (2025). Hydrogeological modelling of a coastal karst aquifer using an integrated SWAT-MODFLOW approach. *Environmental Modelling & Software*, 183, 106249. <https://doi.org/10.1016/J.ENVSOFT.2024.106249>
- Goyburo, C., Villamar Marazita, K., Villalta, M., Cedeño, J. A., Vitvar, T., Valverde Armas, P., & Jiménez Oyola, S. (2023, August 11). Hydrochemical characterization of water in Santa Rosa community, southern Ecuador. <https://doi.org/10.18687/LACCEI2023.1.1.594>
- He, M., Liu, G., Li, Y., Zhou, L., Arif, M., & Liu, Y. (2023). Spatial-temporal distribution, source identification, risk assessment and water quality assessment of trace elements in the surface water of typical tributary in Yangtze River delta, China. *Marine Pollution Bulletin*, 192, 115035. <https://doi.org/10.1016/J.MARPOLBUL.2023.115035>
- Iqbal, M. A., Salam, M. A., Nur-E-Alam, M., Rubaida, N. J., Rahman, H., & Uddin, M. F. (2024). Monitoring groundwater vulnerability for sustainable water resource management: A DRASTIC-based comparative assessment in a newly township area of Bangladesh. *Groundwater for Sustainable Development*, 27, 101373. <https://doi.org/10.1016/J.GSD.2024.101373>
- Jarrín, A. E., Salazar, J. G., & Mestre, M. M. F. (2017). Evaluación del riesgo a la contaminación de los acuíferos de la Reserva Biológica de Limoncocha, Amazonía Ecuatoriana. *Revista Ambiente & Água*, 12(4), 652–665. <https://doi.org/10.4136/AMBI-AGUA.2030>
- Javan, K., Altaee, A., BaniHashemi, S., Darestani, M., Zhou, J., & Pignatta, G. (2024). A review of interconnected challenges in the water–energy–food nexus: Urban pollution perspective towards sustainable development. *Science of The Total Environment*, 912, 169319. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2023.169319>

- Jiménez-Oyola, S., Chavez, E., García-Martínez, M. J., Ortega, M. F., Bolonio, D., Guzmán-Martínez, F., García-Garizabal, I., & Romero, P. (2021). Probabilistic multi-pathway human health risk assessment due to heavy metal(loid)s in a traditional gold mining area in Ecuador. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 224, 112629.
<https://doi.org/10.1016/J.ECOENV.2021.112629>
- Jiménez-Oyola, S., Valverde-Armas, P. E., Romero-Crespo, P., Capa, D., Valdivieso, A., Coronel-León, J., Guzmán-Martínez, F., & Chavez, E. (2023). Heavy metal(loid)s contamination in water and sediments in a mining area in Ecuador: a comprehensive assessment for drinking water quality and human health risk. *Environmental Geochemistry and Health*, 45(7), 4929–4949. <https://doi.org/10.1007/S10653-023-01546-3>
- John, T., Scherer, E. E., Schenk, V., Herms, P., Halama, R., & Garbe-Schönberg, D. (2010). Subducted seamounts in an eclogite-facies ophiolite sequence: The Andean Raspas Complex, SW Ecuador. *Contributions to Mineralogy and Petrology*, 159(2), 265–284.
<https://doi.org/10.1007/S00410-009-0427-0/FIGURES/9>
- Khelif, N., Jmal, I., & Bouri, S. (2016). Mapping global vulnerability index in mining sectors: A case study Moulares-Redayef aquifer system, southwestern Tunisia. *Journal of African Earth Sciences*, 121, 108–118. <https://doi.org/10.1016/J.JAFREARSCI.2016.05.028>
- Koon, A. B., Anornu, G. K., Dekongmen, B. W., Sunkari, E. D., Agyare, A., & Gyamfi, C. (2023). Evaluation of groundwater vulnerability using GIS-based DRASTIC model in Greater Monrovia, Montserrado County, Liberia. *Urban Climate*, 48, 101427.
<https://doi.org/10.1016/J.UCLIM.2023.101427>

Larva, O., Brkić, Ž., & Marković, T. (2023). Vulnerability and Risk of Contamination of the Varaždin Aquifer System, NW Croatia. *Sustainability (Switzerland)*, 15(23), 16502. <https://doi.org/10.3390/SU152316502/S1>

Luna Florin, A. D., Sánchez Asanza, A., Guerrero Azanza, M., Arévalo-España, S., Córdova-Solano, N., & Maza-Herrera, F. (2023). Cambios del uso de suelo (1990 – 2018) en la cuenca del río Santa Rosa, Ecuador. *Revista Científica Ciencia y Tecnología*, 23(40), 65–73. <https://doi.org/10.47189/RCCT.V23I40.623>

Lunardi, S., Fernando de Borba, W., Favaretto, J., Martins, M., & Baldi Faccenda, H. (2021). Contamination susceptibility of Serra Geral Aquifer at municipal scale in Brazil. *Social Sciences & Humanities Open*, 4(1), 100144. <https://doi.org/10.1016/J.SSAHO.2021.100144>

Mfonka, Z., Ndam Ngoupayou, J. R., Ndjigui, P. D., Kpoumie, A., Zammouri, M., Ngouh, A. N., Mouncherou, O. F., Rakotondrabe, F., & Rasolomanana, E. H. (2018). A GIS-based DRASTIC and GOD models for assessing alterites aquifer of three experimental watersheds in Foumban (Western-Cameroon). *Groundwater for Sustainable Development*, 7, 250–264. <https://doi.org/10.1016/J.GSD.2018.06.006>

Mittal, A., Brajpuriya, R., & Gupta, R. (2023). Solar steam generation using hybrid nanomaterials to address global environmental pollution and water shortage crisis. *Materials Today Sustainability*, 21, 100319. <https://doi.org/10.1016/J.MTSUST.2023.100319>

Montiel, M., Villalba-Briones, R., Berruz, J., Castillo, T., González-Narváez, M., Ruiz-Barzola, O., Tiscama-Checa, N., Paredes-Sánchez, A., & Morales, F. (2023). Assessment of spatio-temporal variation in microbial quality of groundwater for irrigation and drinking

- water: A case study in Santa Lucia canton, Ecuador. *Groundwater for Sustainable Development*, 23, 101033. <https://doi.org/10.1016/J.GSD.2023.101033>
- Nadjai, S., Nadir, A. N., Slimane, K., Belkacem, L., & Benaabidate, L. (2017). The combination of the modified DRASTIC and GOD methods for assessing the vulnerability to pollution of the Middle Cheliff aquifer, Algeria. *Desalination and Water Treatment*, 70, 117–124. <https://doi.org/10.5004/DWT.2017.20492>
- Ntona, M. M., Busico, G., Mastrocicco, M., & Kazakis, N. (2022). Modeling groundwater and surface water interaction: An overview of current status and future challenges. *Science of The Total Environment*, 846, 157355. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2022.157355>
- Petpongpan, C., Ekkawatpanit, C., & Kositgittiwong, D. (2025). Groundwater vulnerability assessment by using modified DRASTIC method with integrated hydrological model. *Groundwater for Sustainable Development*, 101416. <https://doi.org/10.1016/J.GSD.2025.101416>
- Pham, H. T., Rühaak, W., Schuster, V., & Sass, I. (2019). Fully hydro-mechanical coupled Plug-in (SUB+) in FEFLOW for analysis of land subsidence due to groundwater extraction. *SoftwareX*, 9, 15–19. <https://doi.org/10.1016/J.SOFTX.2018.11.004>
- Procel, S., Núñez, G., Puebla, R., Hirata, R., Manciatì, C., & Mendoza, B. (2023). Conceptual model of groundwater flow in a volcanic-sedimentary aquifer system of the Andean region of Chimborazo, Ecuador. *Journal of South American Earth Sciences*, 131, 104641. <https://doi.org/10.1016/J.JSAMES.2023.104641>

- Radziemska, M., & Fronczyk, J. (2015). Level and Contamination Assessment of Soil along an Expressway in an Ecologically Valuable Area in Central Poland. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 12(10), 13372. <https://doi.org/10.3390/IJERPH121013372>
- Rama, F., Busico, G., Arumi, J. L., Kazakis, N., Colombani, N., Marfella, L., Hirata, R., Kruse, E. E., Sweeney, P., & Mastrocicco, M. (2022). Assessment of intrinsic aquifer vulnerability at continental scale through a critical application of the drastic framework: The case of South America. *Science of The Total Environment*, 823, 153748. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2022.153748>
- Redhu, S., & Jain, P. (2023). Unveiling the nexus between water scarcity and socioeconomic development in the water-scarce countries. *Environment, Development and Sustainability*, 26(8), 19557–19577. <https://doi.org/10.1007/S10668-023-03425-4/TABLES/11>
- Ribeiro, L., Pindo, J. C., & Dominguez-Granda, L. (2017). Assessment of groundwater vulnerability in the Daule aquifer, Ecuador, using the susceptibility index method. *Science of The Total Environment*, 574, 1674–1683. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2016.09.004>
- Romero-Estévez, D., Yáñez-Jácome, G. S., & Navarrete, H. (2023). Non-essential metal contamination in Ecuadorian agricultural production: A critical review. *Journal of Food Composition and Analysis*, 115, 104932. <https://doi.org/10.1016/J.JFCA.2022.104932>
- Rossetto, R., Barbagli, A., De Filippis, G., Marchina, C., Vienken, T., & Mazzanti, G. (2020). Importance of the Induced Recharge Term in Riverbank Filtration: Hydrodynamics,

Hydrochemical, and Numerical Modelling Investigations. *Hydrology* 2020, Vol. 7, Page 96, 7(4), 96. <https://doi.org/10.3390/HYDROLOGY7040096>

Ruiz-Pico, Á., Pérez-Cuenca, Á., Serrano-Agila, R., Maza-Criollo, D., Leiva-Piedra, J., & Salazar-Campos, J. (2019). Hydrochemical characterization of groundwater in the Loja Basin (Ecuador). *Applied Geochemistry*, 104, 1–9.
<https://doi.org/10.1016/J.APGEOCHEM.2019.02.008>

Orellana Macías, J. M., & Perles Roselló, M. J. (2020). A comparative analysis of methods for mapping groundwater pollution hazard: application to the Gallocanta Hydrogeologic Unit (Spain). *Boletín de La Asociación de Geógrafos Españoles*, 85.
<https://doi.org/10.21138/bage.2885>

Sharadqah, S. (2017). Contamination Risk Evaluation of Groundwater in the Canton of Portoviejo-Ecuador, using Susceptibility Index and two Intrinsic Vulnerability Models. *American Journal of Environmental Sciences*, 13(1), 65–76.
<https://doi.org/10.3844/ajessp.2017.65.76>

Shirazi, S. M., Imran, H. M., Akib, S., Yusop, Z., & Harun, Z. B. (2013). Groundwater vulnerability assessment in the Melaka State of Malaysia using DRASTIC and GIS techniques. *Environmental Earth Sciences*, 70(5), 2293–2304.
<https://doi.org/10.1007/S12665-013-2360-9/TABLES/5>

Sirabahenda, Z., St-Hilaire, A., Courtenay, S. C., & van den Heuvel, M. R. (2020). Assessment of the effective width of riparian buffer strips to reduce suspended sediment in an agricultural landscape using ANFIS and SWAT models. *CATENA*, 195, 104762.
<https://doi.org/10.1016/J.CATENA.2020.104762>

- Taghavi, N., Niven, R. K., Kramer, M., & Paull, D. J. (2025). Enhancing groundwater vulnerability assessment through Bayesian inference. *Journal of Hydrology*, 653, 132781. <https://doi.org/10.1016/J.JHYDROL.2025.132781>
- Taucare, M., Viguiet, B., Figueroa, R., & Daniele, L. (2024). The alarming state of Central Chile's groundwater resources: A paradigmatic case of a lasting overexploitation. *Science of The Total Environment*, 906, 167723. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2023.167723>
- Yu, H., Wu, Q., Zeng, Y., Zheng, L., Xu, L., Liu, S., & Wang, D. (2022). Integrated variable weight model and improved DRASTIC model for groundwater vulnerability assessment in a shallow porous aquifer. *Journal of Hydrology*, 608, 127538. <https://doi.org/10.1016/J.JHYDROL.2022.127538>
- Zhang, D., Sial, M. S., Ahmad, N., Filipe, J. A., Thu, P. A., Zia-Ud-din, M., & Caleiro, A. B. (2020). Water Scarcity and Sustainability in an Emerging Economy: A Management Perspective for Future. *Sustainability* 2021, Vol. 13, Page 144, 13(1), 144. <https://doi.org/10.3390/SU13010144>
- Zhao, C., Wang, Y., Chen, X., & Li, B. (2005). Simulation of the effects of groundwater level on vegetation change by combining FEFLOW software. *Ecological Modelling*, 187(2–3), 341–351. <https://doi.org/10.1016/J.ECOLMODEL.2004.10.019>
- Zupo, A., de Paula, R. S., Sampaio, J. L. D., Júnior, J. G. R., & Melo, M. C. (2025). Comparative study of standard and modified groundwater vulnerability methods in the gold and iron mining regions of Western Quadrilátero Ferrífero, Brazil. *Journal of Contaminant Hydrology*, 270, 104516. <https://doi.org/10.1016/J.JCONHYD.2025.104516>

Informe gubernamental

EMAPASR-EP Santa Rosa. (2022). Programa de capacitación sobre “buenas prácticas de uso del agua y su conservación”, dirigido a los estudiantes de primaria y segundo de bachillerato de los colegios del cantón Santa Rosa. www.emapasr.gob.ec

EPA. (1994). TECHNICAL REPORT DESIGN AND EVALUATION OF TAILINGS DAMS.

FAO. (2007). Estimating soil hydrological characteristics from soil texture and structure.

GAD Municipal del Cantón Santa Rosa. (2023). Plan de Desarrollo y Ordenamiento Territorial Cantonal 2023 - 2027. <https://www.santarosa.gob.ec/web/instrumentos-de-planificacion/>

GAD Provincial El Oro. (2021). Plan de Desarrollo y Ordenamiento Territorial (2020-2030) (pp. 1–293). [https://www.imbabura.gob.ec/phocadownloadpap/K-Planes-programas/PDOT/PDOT IMBABURA 2015-2035.pdf](https://www.imbabura.gob.ec/phocadownloadpap/K-Planes-programas/PDOT/PDOT%20IMBABURA%202015-2035.pdf)

GADPEO, & INABIO. (2019). Propuesta para el establecimiento del subsistema de áreas naturales de conservación y diseño del corredor ecológico de la provincia de El Oro. GADPEO-INABIO.

IIGE. (1978). Mapas Temáticos 1: 50.000 - Mapa geológico de la Parte Occidental de la Provincia de El Oro.

Ministerio de Ambiente, A. y T. E. (2021, January 25). 4665.63 hectáreas de El Oro fueron declaradas como Área de Protección Hídrica Santa Rosa – Ministerio del Ambiente, Agua y Transición Ecológica. <https://www.ambiente.gob.ec/4-505-hectareas-de-el-oro-fueron-declaradas-como-area-de-proteccion-hidrica-santa-rosa/>

SENPLADES, CLIRSEN, & UTPL. (2012). Memoria Técnica: Generación de Geoinformación para la Gestión del Territorio a Nivel Nacional Escala 1:25000 (pp. 1–73).
<http://app.sni.gob.ec/portal/portal/SNI-PDYOT/sni/pdyot/descargarListaArchivos?listaArchivos=11285&zona=ZONA7&nivel=cantonal&provincia=EL+ORO&canton=SANTA+ROSA&tipoInformacion=geografica&componente=todos&anio=2012>

UN-Water. (2022). GROUNDWATER Making the invisible visible.

Apéndices

Apéndice A. Rangos de conductividades hidráulicas para sedimentos no consolidados

Material	K (cm/s)	K (m/día)
Arcilla	$10^{-9} - 10^{-6}$	$8.64 \times 10^{-7} - 8.64 \times 10^{-4}$
Limo / limos arenosos / arenas limosas / till	$10^{-6} - 10^{-4}$	$8.64 \times 10^{-4} - 8.64 \times 10^{-2}$
Arenas limosas / arenas finas	$10^{-5} - 10^{-3}$	$8.64 \times 10^{-3} - 8.64 \times 10^{-1}$
Arenas bien seleccionadas / <i>glacial outwash</i>	$10^{-3} - 10^{-1}$	$8.64 \times 10^{-1} - 8.64 \times 10^1$
Gravas bien seleccionadas	$10^{-2} - 1$	$8.64 - 8.64 \times 10^2$

Nota. Valores tomados de (Fetter, 2014).

Apéndice B. Rangos de valores de conductividad hidráulica según

Material	K (m/s)	K (m/día)
Arena eólica no indurada (dunas)	$10^{-6} - 10^{-4}$	0.0864 - 8.64
Loess (limo eólico)	$10^{-5} - 10^{-7}$	0.864 - 0.00864
Carbón (lignito somero)	$10^{-6} - 10^{-4}$	0.0864 - 8.64
Lutitas (shale) intactas	$10^{-12} - 10^{-1}$	$8.64 \times 10^{-8} - 8.64 \times 10^{-6}$
Till glaciario denso y limos/arcillas glacio lacustres (intergranular)	$10^{-12} - 10^{-10}$	$8.64 \times 10^{-8} - 8.64 \times 10^{-6}$
Rocas metamórficas e ígneas plutónicas intactas (cuarcita, mica esquisto, chert, pizarra, grauvaca)	$10^{-13} - 10^{-11}$	$8.64 \times 10^{-9} - 8.64 \times 10^{-7}$
Granito sin fracturas	$\sim 10^{-11}$	$\sim 8.64 \times 10^{-7}$
Calizas/dolomías viejas, no fracturadas (permeabilidad primaria)	$< 10^{-7}$	< 0.00864
Arenisca muy cementada (no fracturada)	$< 10^{-10}$	$< 8.64 \times 10^{-6}$

Nota. Valores tomados de (Freeze & Cherry, 1979b).

Apéndice C. Inventario de pozo de agua de la cuenca del Río Santa Rosa

Fecha	Este	Norte	Elevación (m.s.n.m.)	Tipo	Cuenca	Nivel freático (m)
2010	621016	9625984	11	PP	Río Santa Rosa	2.10
2010	628948	9628230	34	PP	Río Santa Rosa	2.27
2010	626193	9628182	25	PE	Río Santa Rosa	1.27
2010	622501	9628193	21	PP	Río Santa Rosa	12.00
2010	614250	9620290	13	PP	Río Santa Rosa	4.00
2010	614614	9619757	16	PP	Río Santa Rosa	7.12
2010	616851	9618125	22	PP	Río Santa Rosa	3.12
2010	620157	9616411	21	PE	Río Santa Rosa	2.00
2010	621695	9615927	31	PE	Río Santa Rosa	2.73
2005	621463	9626946	85	PE	Río Santa Rosa	0.60
2005	629920	9626967	18	PE	Río Santa Rosa	0.20
2005	620348	9623262	54	PE	Río Santa Rosa	0.35
2005	621402	9627192	78	PE	Río Santa Rosa	0.45
2005	616182	9623696	20	PE	Río Santa Rosa	1.20
2005	628006	9626570	0	PE	Río Santa Rosa	1.70
2005	615339	9614546	20	PE	Río Santa Rosa	2.00
2005	621525	9627253	4	PE	Río Santa Rosa	3.00
2005	621587	9626946	8	PE	Río Santa Rosa	3.10
2005	623440	9628663	12	PE	Río Santa Rosa	0.70
2005	631216	9626996	19	PE	Río Santa Rosa	0.90
2005	628069	9628105	16	PE	Río Santa Rosa	0.70
2005	617355	9623726	69	PE	Río Santa Rosa	0.70
2005	618034	9624002	54	PE	Río Santa Rosa	0.80
2005	621958	9627345	0	PE	Río Santa Rosa	0.60
2005	621027	9623016	30	PE	Río Santa Rosa	1.50
2005	615334	9609817	48	PP	Río Santa Rosa	18.40
2005	621278	9626885	92	PE	Río Santa Rosa	1.00
2005	630660	9626075	20	PE	Río Santa Rosa	1.30
2005	620104	9625473	75	PE	Río Santa Rosa	1.60
2005	627761	9628536	0	PE	Río Santa Rosa	1.10
2005	623253	9626391	0	PE	Río Santa Rosa	1.40
2005	617624	9615895	52	PE	Río Santa Rosa	0.90
2005	628687	9628043	17	PE	Río Santa Rosa	2.00
2005	624922	9628723	12	PE	Río Santa Rosa	0.80
2005	620041	9624644	66	PE	Río Santa Rosa	1.30
2005	630445	9627396	19	PE	Río Santa Rosa	1.60
2005	620969	9626578	8	PE	Río Santa Rosa	3.10
2005	631154	9626689	20	PE	Río Santa Rosa	1.20
2005	626831	9624391	85	PE	Río Santa Rosa	1.40
2005	620968	9625657	0	PE	Río Santa Rosa	1.50
2005	616182	9623205	46	PE	Río Santa Rosa	0.60
2005	617911	9624432	62	PE	Río Santa Rosa	1.00
2005	619671	9625320	0	PE	Río Santa Rosa	1.20

2005	630784	9626935	21	PE	Río Santa Rosa	1.20
2005	621031	9626824	86	PE	Río Santa Rosa	1.30
2005	629331	9624941	79	PE	Río Santa Rosa	1.30
2005	619301	9625136	77	PE	Río Santa Rosa	1.60
2005	631549	9621406	121	PE	Río Santa Rosa	1.70
2005	620443	9625289	73	PE	Río Santa Rosa	2.00
2005	630907	9626321	19	PE	Río Santa Rosa	2.00
2005	628346	9627337	18	PE	Río Santa Rosa	1.30
2005	617200	9623204	47	PE	Río Santa Rosa	0.60
2005	621709	9625963	84	PE	Río Santa Rosa	1.40
2005	630044	9627612	21	PE	Río Santa Rosa	1.50
2005	617664	9624125	57	PE	Río Santa Rosa	2.00
2005	632259	9621897	20	PE	Río Santa Rosa	2.00
2005	618837	9624400	78	PE	Río Santa Rosa	2.50
2005	630166	9626567	20	PE	Río Santa Rosa	2.50
2005	617817	9622896	38	PE	Río Santa Rosa	2.80
2005	624675	9628508	10	PE	Río Santa Rosa	1.40
2005	625601	9628722	14	PE	Río Santa Rosa	1.70
2005	631586	9626566	20	PE	Río Santa Rosa	2.00
2005	626276	9625558	0	PE	Río Santa Rosa	1.30
2005	626155	9627555	14	PE	Río Santa Rosa	1.40
2005	622513	9627190	10	PE	Río Santa Rosa	2.00
2005	623439	9627189	0	PE	Río Santa Rosa	2.00
2005	626094	9628261	15	PE	Río Santa Rosa	2.30
2005	626434	9628660	15	PE	Río Santa Rosa	2.30
2005	622202	9625471	86	PE	Río Santa Rosa	2.50
2005	626372	9628353	14	PE	Río Santa Rosa	2.60
2005	630847	9628286	20	PE	Río Santa Rosa	2.60
2005	624798	9628109	10	PE	Río Santa Rosa	2.90
2005	626125	9627985	13	PE	Río Santa Rosa	1.40
2005	621892	9624335	83	PE	Río Santa Rosa	2.60
2005	628037	9626508	17	PE	Río Santa Rosa	3.00
2005	625909	9628415	14	PE	Río Santa Rosa	1.40
2005	629119	9628227	19	PE	Río Santa Rosa	3.30
2005	627236	9627738	15	PE	Río Santa Rosa	2.00
2005	626526	9628261	17	PE	Río Santa Rosa	2.10
2005	626897	9628444	15	PE	Río Santa Rosa	2.20
2005	626094	9628353	15	PE	Río Santa Rosa	2.90
2005	626341	9628015	14	PE	Río Santa Rosa	3.00
2005	621523	9625595	94	PE	Río Santa Rosa	1.40
2005	620351	9625442	84	PE	Río Santa Rosa	3.00
2005	627760	9627461	17	PE	Río Santa Rosa	3.00
2005	631060	9625368	23	PE	Río Santa Rosa	3.00
2005	631153	9625952	22	PE	Río Santa Rosa	3.00
2005	631616	9625890	22	PE	Río Santa Rosa	3.40
2005	625446	9627863	13	PE	Río Santa Rosa	3.20

2005	628996	9628657	17	PE	Río Santa Rosa	2.40
2005	630663	9629023	18	PE	Río Santa Rosa	2.90
2005	630291	9627120	21	PE	Río Santa Rosa	3.00
2005	629614	9628810	18	PE	Río Santa Rosa	4.00
2005	627391	9628352	14	PE	Río Santa Rosa	4.70
2005	627327	9626724	16	PE	Río Santa Rosa	2.10
2005	628809	9626937	16	PE	Río Santa Rosa	2.40
2005	630046	9628809	19	PE	Río Santa Rosa	2.50
2005	627391	9628229	16	PE	Río Santa Rosa	3.00
2005	630600	9627611	19	PE	Río Santa Rosa	3.00
2005	629612	9627950	18	PE	Río Santa Rosa	3.30
2005	629891	9628840	17	PE	Río Santa Rosa	3.80
2005	620656	9622463	44	PE	Río Santa Rosa	4.00
2005	624983	9628262	14	PE	Río Santa Rosa	4.60
2005	620349	9624275	55	PE	Río Santa Rosa	5.00
2005	627761	9628321	16	PE	Río Santa Rosa	5.00
2005	625075	9627556	13	PE	Río Santa Rosa	4.00
2005	625199	9627955	13	PE	Río Santa Rosa	5.00
2005	624366	9628570	83	PP	Río Santa Rosa	50.00
2005	616300	9618752	10	PP	Río Santa Rosa	5.13
2005	630076	9628379	80	PE	Río Santa Rosa	1.00
2005	630044	9627673	19	PE	Río Santa Rosa	4.00

PE: Pozo excavado; PP: Pozo perforado.

Nota. Tomado del Proyecto: Elaboración del mapa hidrogeológico a escala 1:250.000 (CIPAT-ESPOL).

Apéndice D. Criterios de calidad del agua según el TULSMA

Parámetro	Uso			
	Consumo humano y doméstico	Vida acuática	Riego – criterios generales	Riego – interpretación
pH	6 – 9	Agua dulce, agua marina y estuario: 6.5 – 9.0	6 - 9	Rango “normal”: 6.5 – 8.4
Oxígeno disuelto (OD)	—	Agua dulce: > 80 % de saturación Agua marina y estuario: > 80 % de saturación	≥ 3 mg/L	—
Conductividad eléctrica (CE)	—	—	—	<0,7 mS/cm = sin restricción; 0,7–3,0 mS/cm = ligera–moderada; >3,0 mS/cm = severa

1 mS/cm = 1000 μ S/cm (equivalente a 1 milimho/cm = 1000 micromhos/cm en el TULSMA)

Nota. Tomado del Texto Unificado de Legislación Secundaria de Medio Ambiente (TULSMA)

Apéndice E. Resumen de actividades potencialmente generadoras de carga contaminante del subsuelo

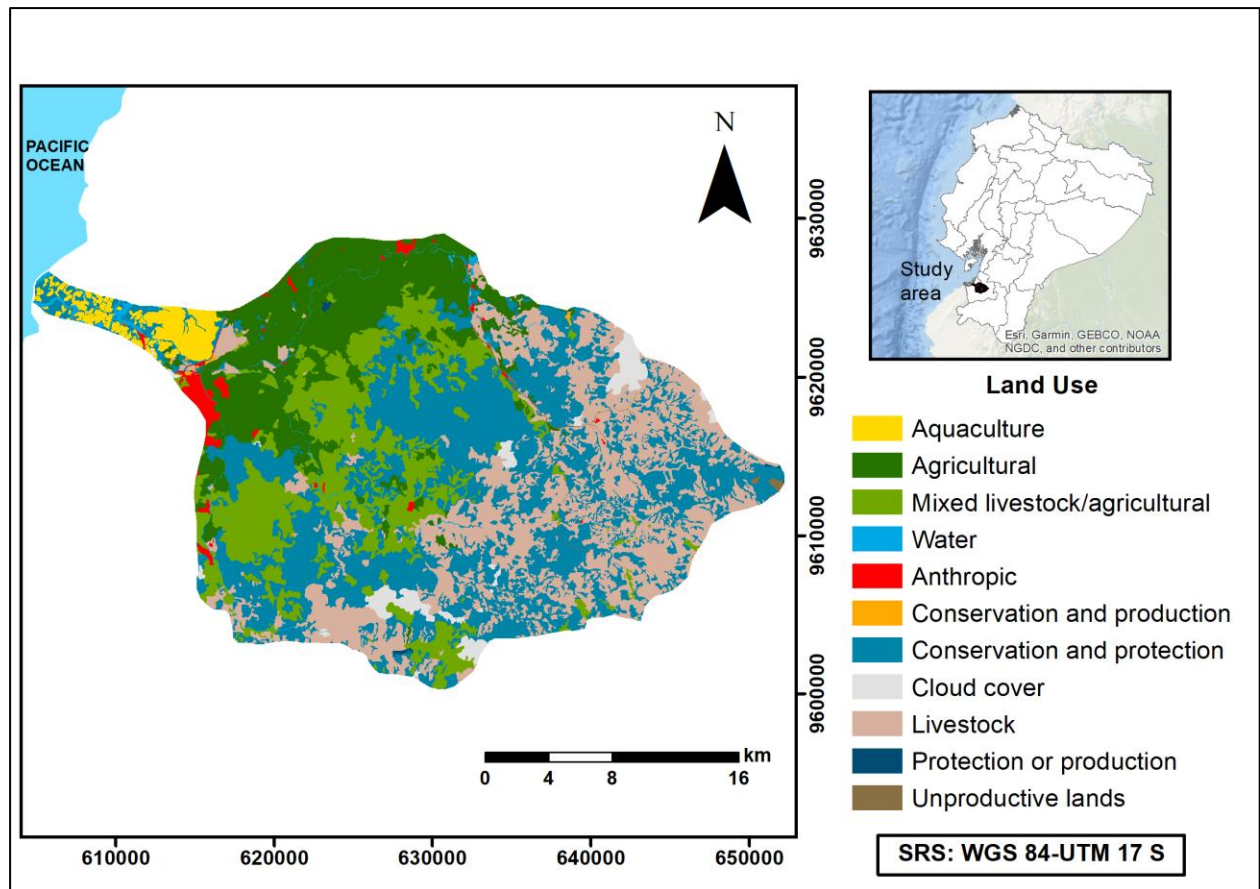
Actividad	Entorno (u/r)	Tipo de fuente (P/L/D)	Contaminantes típicos (códigos)	Carga hidráulica	Bypass zona de suelo
Saneamiento sin alcantarillado	u/r	P-D	n, f, o, t	+	+
Fugas en alcantarillado (a)	u	P-l	o, f, n, t	+	
Lagunas de oxidación de aguas residuales (a)	u/r	P	o, f, n, t	++	+
Descarga en suelos de aguas residuales (a)	u/r	P-D	n, s, o, f, t	+	
Descargas a ríos perdedores (a)	u/r	P-l	n, o, f, t	++	++
Rellenos/sitios de residuos lixiviantes (a)	u/r	P	o, s, h, t		+
Tanques de almacenamiento de combustibles	u/r	P-D	t		
Drenajes de carreteras a pozos de infiltración	u/r	P-D	s, t	+	++
Fugas en tanques/tuberías (b)	u	P-D	t, h		
Derrames accidentales	u	P-D	t, h	+	
Lagunas de proceso/efluentes	u	P	t, o, h, s	++	+
Descarga de efluentes al suelo	u	P-D	t, o, h, s	+	
Efluentes a ríos perdedores	u	P-l	t, o, h, s	++	++
Depósitos de residuos lixiviantes	u/r	P	o, h, s, t		
Drenajes por pozos de infiltración	u/r	P	t, h	++	++
Depósito atmosférico (caída aérea)	u/r	D	s, t		
Cultivo agrícola con agroquímicos	r	D	n, t		

Cultivo agrícola con riego	r	D	n, t, s	+	
Cultivo agrícola con lodos/estiércol	r	D	n, t, s, o		
Cultivo con riego de aguas residuales	r	D	n, t, o, s, f	+	
Ganadería/procesamiento: lagunas de efluentes	r	P	f, o, n, t	++	+
Ganadería/procesamiento: descarga de efluentes al suelo	r	P-D	n, s, o, f, t		
Ganadería/procesamiento: efluentes a ríos perdedores	r	P-l	o, n, f, t	++	++
Alteración hidráulica	r/u	P-D	s, h		
Descarga de aguas de drenaje	r/u	P-D	h, s	++	++
Lagunas de proceso/relaves	r/u	P	h, s	+	+
Depósitos de residuos lixiviantes	r/u	P	s, h		

Nota. Tomado de (Foster et al., 2002).

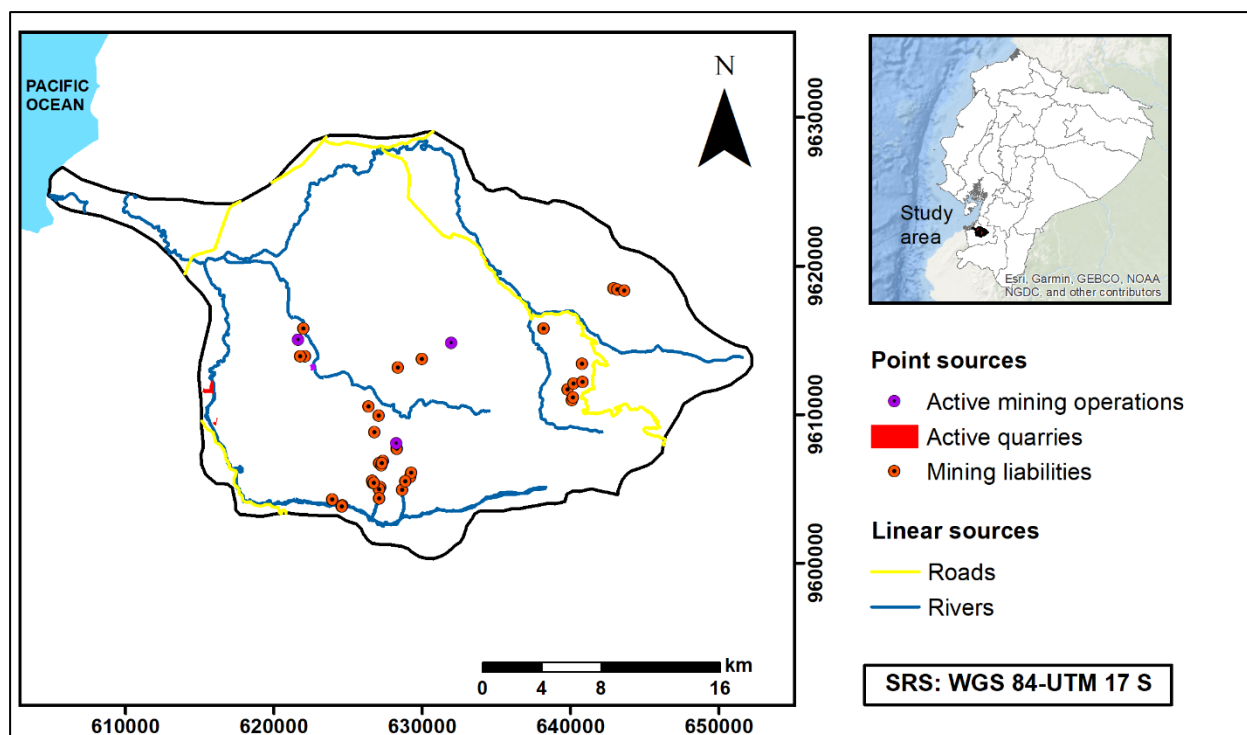
u/r: (urbano/rural); P/L/D: (puntual/lineal/difusa); y n, f, o, s, h, t: tipos de contaminantes (n = compuestos nitrogenados; f = patógenos fecales; o = carga orgánica; s = salinidad; h = metales pesados; t = sustancias tóxicas); “+”: mayor importancia relativa.

Apéndice F. Mapa de uso de suelo de la cuenca del Río Santa Rosa



Nota. Tomado del geoportal del Agro Ecuatoriano (MAGAP).

Apéndice G. Mapa de fuentes puntuales y lineales de la cuenca del Río Santa Rosa



Nota. Tomado de los geoportales del MAGAP, MAATE e IGM.