

DOI: <https://doi.org/10.63618/omd/revinvlid/v3/n1/47>

Riesgos ambientales y desafíos regulatorios de los contaminantes emergentes en aguas superficiales y subterráneas.

Environmental risks and regulatory challenges of emerging contaminants in surface and groundwater.

Hidalgo-Zambrano, Katherin Clarita ¹; Guerrero-Calero, Juan Manuel ²; Zapata-Velasco, Mayra Lisette ³.

¹ Investigador Independiente; Ecuador; <https://orcid.org/0009-0003-1132-190X>; kateclarita@hotmail.com.

² Universidad Estatal del Sur de Manabí; Ecuador; <https://orcid.org/0000-0002-1356-0475>; juan.guerrero@unesum.edu.ec.

³ Universidad Estatal del Sur de Manabí; Ecuador; <https://orcid.org/0000-0003-1578-3776>; mayra.zapata@unesum.edu.ec.

Cita: Hidalgo-Zambrano, K. C., Guerrero-Calero, J. M., & Zapata-Velasco, M. L. (2026). Riesgos ambientales y desafíos regulatorios de los contaminantes emergentes en aguas superficiales y subterráneas. *Revista De Investigación Y Liderazgo*, 3(1), 1-16. <https://doi.org/10.63618/omd/revinvlid/v3/n1/47>

Resumen

Los contaminantes emergentes representan una presión creciente sobre los sistemas hídricos de Ecuador, debido a su ingreso mediante descargas domésticas, urbanas, hospitalarias y productivas, junto con una capacidad limitada de tratamiento y vigilancia. El estudio tuvo como objetivo analizar sus riesgos ambientales y los desafíos regulatorios en aguas superficiales y subterráneas desde una perspectiva latinoamericana. Se aplicó una metodología cualitativa, documental, no experimental, longitudinal y descriptiva, mediante el análisis de investigaciones científicas, estadísticas oficiales e instrumentos normativos. Los resultados mostraron que la cafeína fue el compuesto más recurrente, acompañada por acetaminofén, diclofenaco y trimetoprim; además, ninguno de los cinco fármacos examinados estuvo incorporado explícitamente en el marco regulatorio ecuatoriano. También se observó que las fuentes subterráneas representaron el 51,0 % de las captaciones nacionales, aunque no fueron evaluadas directamente en los estudios empíricos seleccionados, mientras solo el 24,6 % del volumen distribuido ingresó a plantas de tratamiento de aguas residuales. Estos hallazgos evidenciaron una brecha entre ocurrencia, capacidad analítica y regulación, por lo que se concluyó que la gestión hídrica requiere monitoreo integrado, protocolos comparables y priorización gradual de contaminantes emergentes (INEC et al., 2024).

Palabras clave: contaminantes emergentes; aguas superficiales; aguas subterráneas; riesgo ambiental.

Abstract

Emerging contaminants represent an increasing pressure on Ecuador's water systems, due to their entry thru domestic, urban, hospital, and industrial discharges, along with limited treatment and monitoring capacity. The study aimed to analyze their environmental risks and regulatory challenges in surface and groundwater from a Latin American perspective. A qualitative, documentary, non-experimental, longitudinal, and descriptive methodology was applied thru the analysis of scientific research, official statistics, and regulatory instruments. The results showed that caffeine was the most recurrent compound, accompanied by acetaminophen, diclofenac, and trimethoprim; moreover, none of the five examined drugs were explicitly incorporated into the Ecuadorian regulatory framework. It was also observed that groundwater sources accounted for 51.0% of national intakes, although they were not directly assessed in the selected empirical studies, while only 24.6% of the distributed volume entered wastewater treatment plants. These findings revealed a gap between occurrence, analytical capacity, and regulation, leading to the conclusion that water management requires integrated monitoring, comparable protocols, and gradual prioritization of emerging contaminants (INEC et al., 2024).

Keywords: emerging contaminants; surface waters; groundwater; environmental risk.

1. Introducción

Los contaminantes emergentes (fármacos, productos de cuidado personal, hormonas, antibióticos, plaguicidas, compuestos perfluorados y microplásticos) configuran una presión ambiental creciente porque ingresan continuamente a los sistemas hídricos mediante descargas domésticas, hospitalarias, industriales y agropecuarias. Su alcance global se evidencia en un estudio que examina 1.052 sitios de muestreo distribuidos en 258 ríos de 104 países y asociados con la huella farmacéutica de 471,4 millones de personas (Wilkinson et al., 2022). Esta problemática adquiere especial relevancia en Ecuador, donde el registro hídrico de 2023 identifica 1.230 fuentes destinadas a la captación de agua: el 49,0 % corresponde a fuentes superficiales y el 51,0 % a fuentes subterráneas. Por ello, la unidad de análisis comprende ríos, quebradas, lagos, estuarios, pozos, vertientes, manantiales y acuíferos, así como sus interacciones y conexiones con los sistemas de saneamiento (INEC et al., 2024; Souza et al., 2022).

La vulnerabilidad de estos sistemas se intensifica cuando la generación de aguas residuales supera la capacidad tecnológica y operativa para remover sustancias presentes en concentraciones de nanogramos o microgramos por litro. En Ecuador, únicamente un volumen equivalente al 24,6 % del agua distribuida por los municipios ingresa a plantas de tratamiento de aguas residuales, mientras que los ríos representan el 56,7 % de los sitios de disposición final declarados para aguas residuales no tratadas (INEC et al., 2024). Además, el análisis de 179 muestras de agua potable procedentes de cinco ciudades ecuatorianas detecta cafeína en todas ellas, con concentraciones inferiores a 6,35 y hasta 201 ng/L; aunque estos valores no demuestran por sí solos un riesgo sanitario, revelan aportes antropogénicos y limitaciones de remoción (Jara-Negrete et al., 2023). La inacción amplía los riesgos ecotoxicológicos, la disrupción endocrina y la resistencia antimicrobiana; como referencia económica no exclusiva de estos contaminantes, una demanda bioquímica de oxígeno superior a 8 mg/L se relaciona con la pérdida de aproximadamente un tercio del crecimiento económico aguas abajo (Damania et al., 2019; Kasonga et al., 2021).

Pese al avance de las técnicas analíticas, el conocimiento regional permanece fragmentado, pues una revisión latinoamericana que integra 176 documentos y 17 clases de contaminantes muestra una distribución desigual de investigaciones entre países, matrices y sustancias (Souza et al., 2022). En Ecuador, la evidencia disponible se concentra principalmente en las cinco ciudades examinadas para agua potable y en 24 sitios costeros (14 playas y 10 desembocaduras) estudiados durante dos campañas, mientras los acuíferos rurales, las zonas de recarga, los metabolitos, los productos de transformación y los efectos combinados reciben menor atención (Cipriani-Avila et al., 2023; Jara-Negrete et al., 2023). Las diferencias entre límites de detección, compuestos objetivo, periodos de muestreo y tecnologías de tratamiento también dificultan comparar resultados y explicar relaciones entre fuente, transporte, exposición y daño. Este vacío resulta crítico porque el agua subterránea aporta el 49 % del volumen mundial extraído para uso doméstico, y sustancias como fármacos y microplásticos pueden alcanzar acuíferos someros, donde su detección y remediación suelen ser más complejas (Rodella et al., 2023).

La insuficiencia de información integrada se convierte, a su vez, en una brecha regulatoria, debido a que la toma de decisiones exige definir sustancias prioritarias,

límites analíticos, matrices de vigilancia, frecuencias de muestreo y responsabilidades institucionales. Mientras la Decisión de Ejecución (UE) 2025/439 establece una lista de observación compuesta por siete sustancias o grupos para el monitoreo coordinado de aguas, los estudios ecuatorianos todavía demandan marcos específicos que incorporen contaminantes no contemplados habitualmente en la vigilancia convencional (Comisión Europea, 2025; Jara-Negrete et al., 2023). El análisis propuesto resulta conveniente porque puede articular registros oficiales de 221 municipios, estudios instrumentales realizados en 179 muestras urbanas y datos provenientes de dos campañas costeras, sin requerir experimentación directa con personas o ecosistemas (INEC et al., 2024; Cipriani-Avila et al., 2023). Esta disponibilidad favorece una investigación viable en recursos y tiempo, siempre que se mantengan la trazabilidad documental, la transparencia en la selección de evidencia y el tratamiento ético de la información territorial e institucional.

Sobre esta base, el estudio tiene como objetivo general analizar los riesgos ambientales y los desafíos regulatorios asociados con los contaminantes emergentes en aguas superficiales y subterráneas de Ecuador, desde una perspectiva latinoamericana. Para alcanzar este propósito se plantean tres objetivos específicos: describir las fuentes, vías de ingreso, concentraciones y efectos documentados de los principales grupos de contaminantes; comparar los criterios ecuatorianos de vigilancia y control con instrumentos regulatorios regionales e internacionales; y determinar las brechas científicas e institucionales que permiten priorizar sustancias, matrices, indicadores y acciones de gestión. La propuesta articula cuatro dimensiones (ocurrencia, riesgo, tratamiento y regulación) que suelen examinarse separadamente, con lo cual proporciona una base para diseñar programas de monitoreo, orientar inversiones en saneamiento y fortalecer decisiones preventivas (Feng et al., 2023; Comisión Europea, 2025). Su originalidad reside en integrar la continua agua superficial agua subterránea con el análisis regulatorio, atendiendo una brecha particularmente relevante para países donde ambos tipos de fuentes sostienen el abastecimiento humano y los ecosistemas (INEC et al., 2024; Rodella et al., 2023).

2. Materiales y Métodos

Los contaminantes emergentes (fármacos, productos de cuidado personal, hormonas, antibióticos, plaguicidas, compuestos perfluorados y microplásticos) configuran una presión ambiental creciente porque ingresan continuamente a los sistemas hídricos mediante descargas domésticas, hospitalarias, industriales y agropecuarias. Su alcance global se evidencia en un estudio que examina 1.052 sitios de muestreo distribuidos en 258 ríos de 104 países y asociados con la huella farmacéutica de 471,4 millones de personas (Wilkinson et al., 2022). Esta problemática adquiere especial relevancia en Ecuador, donde el registro hídrico de 2023 identifica 1.230 fuentes destinadas a la captación de agua: el 49,0 % corresponde a fuentes superficiales y el 51,0 % a fuentes subterráneas. Por ello, la unidad de análisis comprende ríos, quebradas, lagos, estuarios, pozos, vertientes, manantiales y acuíferos, así como sus interacciones y conexiones con los sistemas de saneamiento (INEC et al., 2024; Souza et al., 2022).

La vulnerabilidad de estos sistemas se intensifica cuando la generación de aguas residuales supera la capacidad tecnológica y operativa para remover sustancias presentes en concentraciones de nanogramos o microgramos por litro. En Ecuador, únicamente un volumen equivalente al 24,6 % del agua distribuida por los municipios ingresa a plantas de tratamiento de aguas residuales, mientras que los ríos representan el 56,7 % de los sitios de disposición final declarados para aguas residuales no tratadas (INEC et al., 2024). Además, el análisis de 179 muestras de agua potable procedentes de cinco ciudades ecuatorianas detecta cafeína en todas ellas, con concentraciones inferiores a 6,35 y hasta 201 ng/L; aunque estos valores no demuestran por sí solos un riesgo sanitario, revelan aportes antropogénicos y limitaciones de remoción (Jara-Negrete et al., 2023). La inacción amplía los riesgos ecotoxicológicos, la disrupción endocrina y la resistencia antimicrobiana; como referencia económica no exclusiva de estos contaminantes, una demanda bioquímica de oxígeno superior a 8 mg/L se relaciona con la pérdida de aproximadamente un tercio del crecimiento económico aguas abajo (Damania et al., 2019; Kasonga et al., 2021).

Pese al avance de las técnicas analíticas, el conocimiento regional permanece fragmentado, pues una revisión latinoamericana que integra 176 documentos y 17 clases de contaminantes muestra una distribución desigual de investigaciones entre países, matrices y sustancias (Souza et al., 2022). En Ecuador, la evidencia disponible se concentra principalmente en las cinco ciudades examinadas para agua potable y en 24 sitios costeros (14 playas y 10 desembocaduras) estudiados durante dos campañas, mientras los acuíferos rurales, las zonas de recarga, los metabolitos, los productos de transformación y los efectos combinados reciben menor atención (Cipriani-Avila et al., 2023; Jara-Negrete et al., 2023). Las diferencias entre límites de detección, compuestos objetivo, periodos de muestreo y tecnologías de tratamiento también dificultan comparar resultados y explicar relaciones entre fuente, transporte, exposición y daño. Este vacío resulta crítico porque el agua subterránea aporta el 49 % del volumen mundial extraído para uso doméstico, y sustancias como fármacos y microplásticos pueden alcanzar acuíferos someros, donde su detección y remediación suelen ser más complejas (Rodella et al., 2023).

La insuficiencia de información integrada se convierte, a su vez, en una brecha regulatoria, debido a que la toma de decisiones exige definir sustancias prioritarias, límites analíticos, matrices de vigilancia, frecuencias de muestreo y responsabilidades institucionales. Mientras la Decisión de Ejecución (UE) 2025/439 establece una lista de observación compuesta por siete sustancias o grupos para el monitoreo coordinado de aguas, los estudios ecuatorianos todavía demandan marcos específicos que incorporen contaminantes no contemplados habitualmente en la vigilancia convencional (Comisión Europea, 2025; Jara-Negrete et al., 2023). El análisis propuesto resulta conveniente porque puede articular registros oficiales de 221 municipios, estudios instrumentales realizados en 179 muestras urbanas y datos provenientes de dos campañas costeras, sin requerir experimentación directa con personas o ecosistemas (INEC et al., 2024; Cipriani-Avila et al., 2023). Esta disponibilidad favorece una investigación viable en recursos y tiempo, siempre que se mantengan la trazabilidad documental, la transparencia en la selección de evidencia y el tratamiento ético de la información territorial e institucional.

Sobre esta base, el estudio tiene como objetivo general analizar los riesgos ambientales y los desafíos regulatorios asociados con los contaminantes emergentes en aguas superficiales y subterráneas de Ecuador, desde una perspectiva latinoamericana. Para alcanzar este propósito se plantean tres objetivos específicos: describir las fuentes, vías de ingreso, concentraciones y efectos documentados de los principales grupos de contaminantes; comparar los criterios ecuatorianos de vigilancia y control con instrumentos regulatorios regionales e internacionales; y determinar las brechas científicas e institucionales que permiten priorizar sustancias, matrices, indicadores y acciones de gestión. La propuesta articula cuatro dimensiones —ocurrencia, riesgo, tratamiento y regulación— que suelen examinarse separadamente, con lo cual proporciona una base para diseñar programas de monitoreo, orientar inversiones en saneamiento y fortalecer decisiones preventivas (Feng et al., 2023; Comisión Europea, 2025). Su originalidad reside en integrar el continuo agua superficial–agua subterránea con el análisis regulatorio, atendiendo una brecha particularmente relevante para países donde ambos tipos de fuentes sostienen el abastecimiento humano y los ecosistemas (INEC et al., 2024; Rodella et al., 2023).

3. Resultados

Fuentes, ocurrencia y riesgos ambientales de los contaminantes emergentes

El análisis de este subtema se orientó a describir las fuentes de ingreso, la ocurrencia y los niveles de riesgo ambiental registrados para los contaminantes emergentes en matrices hídricas. Las descargas domésticas tratadas y no tratadas, los efluentes urbanos, las actividades turísticas y la excreción de productos farmacéuticos constituyeron las principales fuentes documentadas. Como referencia global, se analizaron 61 ingredientes farmacéuticos activos en 1.052 sitios de 258 ríos pertenecientes a 104 países. En 270 sitios, equivalentes al 25,7 %, al menos un compuesto superó su concentración prevista sin efecto o el umbral relacionado con la selección de resistencia antimicrobiana. La evidencia latinoamericana complementaria comprendió 176 documentos y 17 clases de contaminantes distribuidas en agua, aire, suelo, sedimentos y alimentos (Souza et al., 2022; Wilkinson et al., 2022).

La evidencia obtenida en la Amazonía ecuatoriana mostró la presencia de contaminantes vinculados con sistemas de saneamiento y descargas residuales. En Tena se examinaron 16 muestras procedentes de ocho localizaciones, entre ellas ríos, quebradas, agua de grifo, efluentes tratados y sitios afectados por redes de alcantarillado, piscicultura y disposición de residuos. La cafeína apareció en el 38 % de las muestras, mientras que el acetaminofén y el trimetoprim alcanzaron una ocurrencia individual del 13 %. Las concentraciones medias de cafeína variaron entre 19 y 31,5 µg/L en puntos receptores de aguas residuales, y el río que recibió efluentes tratados presentó 50,4 µg/L de acetaminofén y 2 µg/L de trimetoprim. Este conjunto de resultados concentró las mayores magnitudes registradas entre los estudios ecuatorianos revisados para este subapartado (Capparelli et al., 2021).

El patrón costero se caracterizó mediante 48 muestras recolectadas en 24 sitios de Esmeraldas durante noviembre de 2019 y noviembre de 2020, distribuidos entre 14 playas y 10 desembocaduras fluviales. En 2019, la cafeína se detectó en el 100 % de las muestras, el diclofenaco en el 25 %, el acetaminofén en el 16,6 % y el trimetoprim en el 8,3 %, mientras que el sulfametoxazol permaneció por debajo del límite de detección. La cafeína varió entre 16,2 y 426,8 ng/L en desembocaduras y entre 4,4 y 386,3 ng/L en sitios costeros; el diclofenaco alcanzó un máximo de 515,3 ng/L y el acetaminofén uno de 169,8 ng/L. Durante 2020, la ocurrencia de cafeína descendió al 4,2 %, el acetaminofén apareció en una muestra con 95,6 ng/L y los otros tres fármacos no fueron detectados. La variación temporal de la cafeína resultó significativa, $\chi^2 = 35,8$, $gl = 3$, $p < .001$, mientras que las diferencias por matriz no fueron significativas para el diclofenaco, $W = 60$, $p = .46$, ni para el acetaminofén, $\chi^2 = 2,42$, $gl = 3$, $p = .49$ (Cipriani-Avila et al., 2023).

La evaluación del agua potable distribuida en Quito, Guayaquil, Cuenca, Esmeraldas e Ibarra confirmó que la cafeína fue el compuesto de mayor ocurrencia, con concentraciones comprendidas entre 1,4 y 201 ng/L. El acetaminofén apareció únicamente en una muestra de Quito, con 13,2 ng/L y una ocurrencia local del 2,2 %, mientras que diclofenaco, sulfametoxazol y trimetoprim no fueron cuantificados. Las concentraciones de cafeína presentaron diferencias entre ciudades, $\chi^2 = 62,3$, $p < .001$, y Cuenca registró la mediana y la frecuencia de detección más elevadas según los datos tabulados. Quito mostró la mayor dispersión, con una media de 87,05 ng/L y una desviación estándar de 100,90 ng/L, pese a que su ocurrencia alcanzó solamente el 11,1 %. Como se observa en la Tabla 1, los resultados exhibieron una marcada variabilidad territorial en frecuencia, tendencia central y dispersión (Jara-Negrete et al., 2023).

Tabla 1*Ocurrencia y concentración de cafeína en agua potable urbana de Ecuador*

Ciudad	<i>n</i>	Ocurrencia (%)	Mediana (ng/L)	Mín.–máx. (ng/L)	Media (ng/L)	DE (ng/L)
Quito	45	11,10	27,50	1,4–201,0	87,05	100,90
Guayaquil	42	19,04	12,35	6,1–17,0	11,98	4,09
Cuenca	15	100,00	35,75	15,5–71,5	39,75	17,15
Esmeraldas	16	56,30	20,90	11,6–147,9	36,88	48,88
Ibarra	15	13,33	19,50	15,0–24,0	19,50	6,36

Nota. DE = desviación estándar. Las medianas, medias y desviaciones estándar fueron calculadas en el estudio original con las concentraciones superiores al límite de detección. El desglose metodológico por ciudad sumó 133 muestras, aunque otra tabla del mismo artículo consignó $n = 179$; asimismo, el resumen señaló una ocurrencia del 77 % en Cuenca, mientras que la Tabla 3 informó el 100 %. Por esta razón, se reprodujeron los valores de la Tabla 3 y no se calculó una prevalencia nacional combinada (Jara-Negrete et al., 2023).

El conjunto de hallazgos mostró que la cafeína fue el contaminante más recurrente y que su ocurrencia se extendió desde aguas receptoras de descargas residuales hasta sistemas urbanos de agua potable. Las concentraciones alcanzaron el orden de los microgramos por litro en la Amazonía de Tena y se mantuvieron predominantemente en

nanogramos por litro en las aguas costeras y potabilizadas. También se observó la presencia simultánea de cafeína, acetaminofén, diclofenaco y trimetoprim en dos sitios costeros, lo que evidenció patrones de coocurrencia localizados. Entre los estudios ecuatorianos verificados no se localizaron series equivalentes de concentraciones obtenidas directamente en pozos o acuíferos, por lo que la evidencia cuantitativa se concentró en aguas superficiales, efluentes y agua potable. Los documentos analizados tampoco aportaron estimaciones monetarias, costos de daño ambiental, cocientes de riesgo integrados ni medias combinadas que permitieran efectuar una síntesis económica o metaanalítica (Capparelli et al., 2021; Cipriani-Avila et al., 2023; Jara-Negrete et al., 2023).

Criterios de vigilancia y regulación de contaminantes emergentes

El análisis regulatorio tuvo como propósito identificar los criterios empleados para seleccionar sustancias, establecer valores de referencia, definir métodos analíticos y organizar la vigilancia de los contaminantes emergentes. El corpus comparativo quedó integrado por cuatro instrumentos correspondientes a tres jurisdicciones: Ecuador, Brasil y la Unión Europea. Dos documentos, equivalentes al 50,0 %, incorporaron mecanismos explícitamente dirigidos a contaminantes emergentes; uno estableció una lista de observación y otro fijó normas de calidad para sustancias prioritarias. Los dos instrumentos latinoamericanos restantes, también equivalentes al 50,0 %, regularon la calidad ambiental o la potabilidad mediante parámetros químicos, microbiológicos y operativos de aplicación general. Ninguno de los cuatro documentos presentó estimaciones monetarias comparables sobre costos de muestreo, tratamiento o cumplimiento regulatorio (MAATE, 2024; Ministério da Saúde, 2021; Comisión Europea, 2025; Parlamento Europeo & Consejo de la Unión Europea, 2026).

En el caso ecuatoriano, los registros oficiales examinados aplicaron las tablas 1, 2 y 9 del Acuerdo Ministerial 097-A para evaluar fuentes destinadas al consumo humano, preservación de la vida acuática y descargas en cuerpos de agua. La vigilancia se sustentó en la comparación de resultados de laboratorio con límites máximos permisibles y comprendió parámetros fisicoquímicos, microbiológicos, metales y compuestos orgánicos convencionales. Al contrastar esas matrices con los cinco compuestos investigados en agua potable —cafeína, acetaminofén, diclofenaco, sulfametoxazol y trimetoprim—, no se identificó ninguna coincidencia explícita, por lo que la cobertura regulatoria observada fue de 0 de 5 sustancias, equivalente al 0,0 %. Tampoco se encontraron criterios específicos para microplásticos, PFAS, productos de transformación o efectos acumulativos de mezclas en los documentos oficiales revisados. El esquema nacional registrado se concentró, por tanto, en el cumplimiento individual de parámetros establecidos, sin listas de observación diferenciadas para contaminantes emergentes (MAATE, 2024; Jara-Negrete et al., 2023).

El marco brasileño presentó una estructura de vigilancia basada en responsabilidades diferenciadas entre la Unión, los estados y los municipios, lo que representó tres niveles administrativos de control. La norma vigente correspondió al Anexo XX de la Portaria de Consolidação GM/MS n.º 5 de 2017, actualizado por las portarias GM/MS n.º 888 y n.º 2.472 de 2021, y mantuvo un horizonte de cinco años como referencia para la revisión del estándar de potabilidad. En contraste, la lista europea de observación de 2025 reunió

12 entradas que comprendieron 28 sustancias individuales, entre ellas antibióticos, antidiabéticos, protectores solares, azoles, antidepresivos y plaguicidas. Los límites máximos aceptables de cuantificación variaron entre 0,4 ng/L para etoxazol y 156.000 ng/L para metformina; las 12 entradas utilizaron extracción en fase sólida y 7 de ellas, equivalentes al 58,3 %, emplearon SPE-LC-MS/MS como método indicativo. Ninguno de los cinco compuestos examinados en el estudio ecuatoriano permaneció incluido en esa lista europea de 2025, lo que produjo otra coincidencia de 0,0 % para ese conjunto específico (Ministério da Saúde, 2021; Comisión Europea, 2025; Jara-Negrete et al., 2023).

La actualización europea de 2026 concentró el mayor número de criterios específicos entre los instrumentos analizados y registró PFAS en más del 70 % de los puntos de medición de aguas subterráneas de la Unión. Para las aguas superficiales se estableció una norma de calidad de 0,0044 µg/L aplicable a la suma de 25 PFAS, incluido el ácido trifluoroacético, mientras que para las aguas subterráneas se adoptó el mismo valor para la suma de cuatro PFAS de mayor peligrosidad y un criterio adicional alineado con la suma de 20 PFAS en agua potable. La comunicación de los datos químicos de aguas superficiales y subterráneas se fijó cada dos años, frente a una periodicidad de tres años para los elementos biológicos. También se estableció un periodo mínimo de dos años para el monitoreo basado en efectos de sustancias estrogénicas y se incorporaron microplásticos y genes de resistencia antimicrobiana como candidatos para futuras listas de observación, condicionados a la disponibilidad de métodos fiables. En conjunto, los resultados mostraron una transición desde controles generales de calidad y potabilidad hacia criterios que integraron sumas de sustancias, mezclas, métodos basados en efectos y frecuencias definidas de reporte (Parlamento Europeo & Consejo de la Unión Europea, 2026).

Brechas científicas e institucionales para la gestión del riesgo hídrico

El examen de las brechas científicas e institucionales se orientó a determinar la cobertura territorial, las matrices hídricas estudiadas y la continuidad temporal de la evidencia ecuatoriana. La matriz comparativa quedó conformada por cuatro investigaciones empíricas publicadas entre 2021 y 2023, desarrolladas en Tena, Cuenca, Esmeraldas, Quito, Guayaquil e Ibarra. Estas localidades representaron seis de las 24 provincias del país, equivalentes al 25,0 % del territorio provincial, mientras que las 18 provincias restantes, correspondientes al 75,0 %, no aparecieron representadas en el corpus seleccionado. La investigación se concentró en entornos urbanos o receptores de descargas residuales y no incluyó diseños nacionales con puntos de monitoreo distribuidos proporcionalmente entre las regiones Costa, Sierra, Amazonía e Insular. La cobertura observada permaneció, por tanto, circunscrita a estudios de caso territorialmente delimitados (Capparelli et al., 2021; Arcentales-Ríos et al., 2022; Cipriani-Avila et al., 2023; Jara-Negrete et al., 2023).

La distribución de las investigaciones según matriz y dimensión analítica mostró que dos estudios, equivalentes al 50,0 %, evaluaron directamente aguas superficiales, y otros dos, también correspondientes al 50,0 %, analizaron agua potable. Solo una investigación incorporó de manera directa aguas residuales, lo que representó el 25,0 % del corpus, mientras que ninguna examinó muestras procedentes de pozos,

manantiales subterráneos o acuíferos. Los cuatro estudios, equivalentes al 100,0 %, priorizaron fármacos, estimulantes o productos de cuidado personal, pero ninguno cuantificó PFAS o microplásticos dentro de las mismas matrices comparativas. Como se observa en la Tabla 2, solo un trabajo efectuó una comparación interanual explícita, mientras que los otros tres se basaron en campañas o periodos de muestreo únicos (Capparelli et al., 2021; Arcentales-Ríos et al., 2022; Cipriani-Avila et al., 2023; Jara-Negrete et al., 2023).

Tabla 2

Brechas identificadas en las investigaciones empíricas ecuatorianas sobre contaminantes emergentes

Dimensión evaluada	Estudios, <i>n</i>	Porcentaje (%)	Brecha registrada
Muestreo directo de aguas superficiales	2	50,0	Cobertura limitada a cuencas o sectores costeros específicos
Evaluación de agua potable	2	50,0	Cobertura concentrada en ciudades seleccionadas
Muestreo directo de aguas residuales	1	25,0	Escasa representación de efluentes y etapas de tratamiento
Muestreo de aguas subterráneas o acuíferos	0	0,0	Ausencia de mediciones directas
Comparación interanual explícita	1	25,0	Predominio de campañas únicas
Evaluación de fármacos o productos de cuidado personal	4	100,0	Concentración temática en un grupo de contaminantes
Determinación de PFAS o microplásticos	0	0,0	Familias no incorporadas al corpus empírico
Valoración de costos ambientales o regulatorios	0	0,0	Ausencia de estimaciones económicas

Nota. Las categorías no fueron mutuamente excluyentes, porque un mismo estudio pudo incluir más de una matriz. Los porcentajes se calcularon sobre cuatro investigaciones empíricas ecuatorianas; por ello, no representaron la totalidad de publicaciones nacionales existentes (Capparelli et al., 2021; Arcentales-Ríos et al., 2022; Cipriani-Avila et al., 2023; Jara-Negrete et al., 2023).

La información institucional evidenció una diferencia entre la importancia operativa de las aguas subterráneas y su representación en la investigación disponible. En 2023 se registraron 1.230 fuentes de captación para abastecimiento: 627 correspondieron a fuentes subterráneas, equivalentes al 51,0 %, y 603 a fuentes superficiales, que representaron el 49,0 %; sin embargo, la matriz científica analizada no presentó estudios directos en acuíferos. La presión sobre los cuerpos superficiales también quedó reflejada en que solo un volumen equivalente al 24,6 % del agua distribuida por los municipios ingresó a plantas de tratamiento de aguas residuales. Entre los sitios de disposición de aguas residuales no tratadas, el 56,7 % correspondió a ríos y el 35,8 % a quebradas, categorías que en conjunto alcanzaron el 92,5 %. Incluso entre las plantas que trataron sus efluentes, el 44,0 % descargó en ríos y el 26,0 % en quebradas, para un total combinado del 70,0 % (INEC et al., 2024).

La comparación metodológica mostró que únicamente uno de los cuatro estudios, equivalente al 25,0 %, examinó cambios entre dos años de muestreo, mientras que no se identificaron series continuas que permitieran estimar tendencias nacionales o variaciones estacionales de largo plazo. Los documentos utilizaron diferentes grupos de analitos, límites de detección, técnicas instrumentales y unidades de concentración, por lo que no se calcularon medias combinadas, desviaciones estándar agrupadas, intervalos de confianza o valores de significancia para el conjunto del corpus. Tampoco se identificó una evaluación común de mezclas que integrara los efectos de fármacos, metabolitos, productos de transformación y otros contaminantes presentes simultáneamente. Ninguno de los cuatro trabajos presentó costos de monitoreo, inversiones en tecnologías avanzadas, pérdidas económicas atribuibles a la contaminación o valoraciones monetarias del riesgo ambiental. Los datos económicos y financieros disponibles resultaron, por consiguiente, insuficientes para construir indicadores comparables de costo, eficiencia o impacto presupuestario (Arcenales-Ríos et al., 2022; Cipriani-Avila et al., 2023; Jara-Negrete et al., 2023).

La síntesis de los resultados mostró que la evidencia científica se concentró en aguas superficiales, agua potable y compuestos farmacéuticos, mientras que las aguas subterráneas, los PFAS, los microplásticos y los costos institucionales permanecieron sin representación en el corpus. Esta distribución contrastó descriptivamente con el registro nacional, en el cual las fuentes subterráneas constituyeron el 51,0 % de las captaciones, pero representaron el 0,0 % de las matrices directamente examinadas por los cuatro estudios. Asimismo, el predominio de investigaciones puntuales limitó la disponibilidad de datos temporales homogéneos sobre persistencia, transformación y movilidad entre aguas superficiales y acuíferos. Los registros institucionales cuantificaron fuentes de abastecimiento, tratamiento y sitios de disposición, aunque no proporcionaron concentraciones nacionales de contaminantes emergentes ni costos específicos de su vigilancia. El hallazgo central quedó definido por una cobertura científica e institucional desigual frente a la diversidad territorial, hidrológica y química del riesgo hídrico ecuatoriano (INEC et al., 2024; Capparelli et al., 2021; Jara-Negrete et al., 2023).

4. Discusión

El estudio analiza los riesgos ambientales y los desafíos regulatorios de los contaminantes emergentes y muestra que su presencia en Ecuador no constituye un episodio aislado, sino una señal persistente de aportes urbanos y deficiencias de remoción. La recurrencia de cafeína desde efluentes y aguas superficiales hasta agua potable sugiere una conexión funcional entre saneamiento, cuerpos receptores y sistemas de abastecimiento, aunque el diseño documental no permite establecer causalidad. Las concentraciones del orden de microgramos por litro registradas en Tena, frente a los nanogramos por litro observados en ciudades y zonas costeras, parecen indicar una exposición desigual relacionada con las características territoriales y operativas de cada sistema hídrico. Esta interpretación converge con la evidencia mundial, donde el 25,7 % de 1.052 sitios fluviales supera al menos un umbral ecotoxicológico o de selección de resistencia antimicrobiana, y con la revisión latinoamericana que identifica 17 clases de contaminantes distribuidas de manera

heterogénea (Wilkinson et al., 2022; Souza et al., 2022). Por tanto, los resultados respaldan la consideración de estos compuestos como indicadores de presión antropogénica, pero sus implicaciones sanitarias deben interpretarse con cautela porque la detección química no equivale por sí misma a daño demostrado (Jara-Negrete et al., 2023).

La comparación entre estudios ecuatorianos confirma patrones coincidentes de contaminación, aunque también revela diferencias temporales y espaciales que impiden formular una estimación nacional uniforme. La presencia de cafeína, acetaminofén y trimetoprim en la Amazonía coincide con la detección de fármacos y estimulantes en Esmeraldas, Cuenca y cinco sistemas urbanos de agua potable, lo que amplía la distribución documentada del fenómeno (Capparelli et al., 2021; Arcentales-Ríos et al., 2022; Cipriani-Avila et al., 2023). Sin embargo, la reducción de la ocurrencia de cafeína del 100 % en 2019 al 4,2 % en 2020 en los sitios costeros muestra que las concentraciones responden a condiciones temporales y actividades humanas variables, sin que ese contraste pueda generalizarse a otras cuencas. La variación significativa entre ciudades en el agua potable, junto con la elevada dispersión observada en Quito, refuerza la necesidad de interpretar las medias en función de la frecuencia de detección, el tamaño muestral y los límites analíticos (Jara-Negrete et al., 2023). Estos resultados coinciden con la literatura regional que describe fragmentación metodológica, pero divergen de los sistemas internacionales de vigilancia continua, donde la comparabilidad se apoya en listas de sustancias, métodos indicativos y frecuencias de reporte previamente definidos (Souza et al., 2022; Comisión Europea, 2025).

La principal implicación práctica reside en que el marco ecuatoriano examinado mantiene una cobertura explícita de 0 de los 5 compuestos farmacéuticos considerados, mientras las fuentes subterráneas representan el 51,0 % de las captaciones nacionales y no aparecen directamente evaluadas en los cuatro estudios empíricos seleccionados. Esta asimetría sugiere que la relevancia operativa del agua subterránea no se corresponde con la disponibilidad de evidencia científica ni con criterios específicos de vigilancia, situación especialmente sensible porque solo el 24,6 % del volumen distribuido por los municipios ingresa a plantas de tratamiento de aguas residuales (INEC et al., 2024). Frente a ello, la lista europea de observación incorpora sustancias priorizadas, límites de cuantificación y métodos instrumentales, mientras la actualización normativa posterior integra sumas de PFAS, monitoreo basado en efectos y periodicidades definidas (Comisión Europea, 2025; Parlamento Europeo & Consejo de la Unión Europea, 2026). El aporte teórico y metodológico del estudio consiste en vincular ocurrencia, riesgo, saneamiento y regulación dentro del continuo entre aguas superficiales y subterráneas, dimensiones que suelen evaluarse separadamente (Feng et al., 2023; Rodella et al., 2023). Desde una perspectiva económica, la ausencia de costos específicos de monitoreo o daño limita la valoración presupuestaria, aunque la evidencia disponible sobre deterioro de la calidad del agua indica que sus efectos pueden extenderse al crecimiento económico aguas abajo (Damania et al., 2019).

Los hallazgos presentan limitaciones asociadas con el carácter documental y descriptivo del estudio, el reducido corpus de cuatro investigaciones empíricas, la cobertura de seis de las 24 provincias y la heterogeneidad de analitos, técnicas, unidades y periodos de muestreo. La existencia de campañas únicas en tres de los cuatro estudios, así como ciertas discrepancias internas en el número de muestras y las frecuencias informadas,

restringe la posibilidad de calcular medias agrupadas, intervalos de confianza o tendencias nacionales consistentes (Cipriani-Avila et al., 2023; Jara-Negrete et al., 2023). Además, la falta de mediciones directas en acuíferos y de datos sobre PFAS, microplásticos, metabolitos, productos de transformación y mezclas impide caracterizar integralmente la movilidad y el riesgo acumulativo. Las investigaciones futuras deberían desarrollar redes longitudinales en aguas superficiales y subterráneas, armonizar protocolos analíticos, evaluar mezclas mediante cocientes de riesgo y estimar costos de vigilancia, tratamiento y daño ambiental, sin extrapolar resultados urbanos a zonas rurales no estudiadas (Kasonga et al., 2021; Rodella et al., 2023). En síntesis, la contribución central radica en demostrar que la principal brecha no se limita a la presencia de contaminantes, sino a la falta de correspondencia entre su ocurrencia documentada, la importancia estratégica de las fuentes hídricas y la capacidad regulatoria para vigilarlos de forma integrada (INEC et al., 2024; Comisión Europea, 2025).

5. Conclusiones

Los resultados permiten concluir que los contaminantes emergentes representan un riesgo ambiental relevante para las aguas superficiales y subterráneas de Ecuador, debido a su presencia recurrente, su diversidad química y su relación con descargas domésticas, urbanas y residuales. La detección de cafeína, acetaminofén, diclofenaco y trimetoprim en distintas matrices evidencia una presión antropogénica persistente, aunque no permite atribuir por sí sola efectos sanitarios o ecológicos directos. El hallazgo principal radica en la falta de correspondencia entre la ocurrencia documentada de estas sustancias y la capacidad normativa disponible para vigilarlas de manera específica. Esta situación adquiere mayor importancia porque las fuentes subterráneas representan el 51,0 % de las captaciones nacionales, mientras permanecen prácticamente ausentes de los estudios empíricos examinados (INEC et al., 2024; Jara-Negrete et al., 2023).

El análisis de los objetivos específicos evidencia que las principales vías de ingreso estuvieron asociadas con efluentes tratados y no tratados, sistemas de alcantarillado, actividades urbanas y consumo de productos farmacéuticos. También se observa que la cafeína actuó como el indicador más recurrente de contaminación, con concentraciones variables entre territorios y matrices, mientras otros compuestos aparecieron de forma menos frecuente y localizada. La comparación regulatoria mostró que el marco ecuatoriano no incorporó explícitamente ninguno de los cinco fármacos considerados, en contraste con instrumentos internacionales que emplean listas de observación, métodos analíticos definidos y frecuencias periódicas de reporte. En conjunto, estos hallazgos evidencian brechas territoriales, metodológicas e institucionales que dificultan caracterizar de manera integral el riesgo hídrico (Cipriani-Avila et al., 2023; Comisión Europea, 2025).

El principal aporte del estudio consiste en integrar la ocurrencia de contaminantes, las condiciones de saneamiento, la relevancia de las fuentes hídricas y los criterios regulatorios dentro de una misma perspectiva analítica. Esta articulación permite observar que solo el 24,6 % del volumen distribuido por los municipios ingresa a plantas de tratamiento de aguas residuales, lo que incrementa la importancia de fortalecer la

prevención y la vigilancia en los cuerpos receptores. Asimismo, el estudio aporta una base metodológica para priorizar sustancias, matrices y territorios mediante criterios de riesgo, persistencia, exposición y relevancia social. En el ámbito institucional, los resultados sugieren que la gestión hídrica requiere superar el control limitado a parámetros convencionales e incorporar progresivamente contaminantes emergentes y efectos de mezclas (INEC et al., 2024; Feng et al., 2023).

A partir de los resultados, se recomienda establecer programas longitudinales de monitoreo que incluyan aguas superficiales, subterráneas, residuales y potables, con protocolos analíticos comparables entre regiones. También resulta necesario ampliar la investigación hacia PFAS, microplásticos, metabolitos y productos de transformación, así como estimar costos de vigilancia, tratamiento y daño ambiental para sustentar decisiones presupuestarias. Estas acciones deberían desarrollarse de manera gradual, considerando la capacidad técnica de los laboratorios y la disponibilidad de información territorial confiable. Dentro del alcance documental del estudio, la contribución central reside en identificar una brecha estructural entre la importancia estratégica de los recursos hídricos, la evidencia científica disponible y los mecanismos regulatorios aplicados para protegerlos (Rodella et al., 2023; MAATE, 2024).

Referencias Bibliográficas

- Arcentales Ríos, Y. R., Carrión Méndez, A. V., Acosta López, S. P., Capparelli, M., Massaine Moulatlet, G., Cipriani Ávila, E. I., & Pinos Vélez, V. P. (2022). Assessment of metals, emerging contaminants, and physicochemical characteristics in the drinking water and wastewater of Cuenca, Ecuador. *Journal of Trace Elements and Minerals*, 2, 100030. <https://doi.org/10.1016/j.jtemin.2022.100030>
- Beltrán-Conlag, A. C., Licuy-Chimbo, M., López-Grefa, Z. M., & Abril-Saltos, R. (2025). Capacidad de infiltración de especies forestales en la cuenca alta del río Pindo, Amazonía ecuatoriana. *Revista Científica Zambos*, 4(1), 376-386. <https://doi.org/10.69484/rcz/v4/n1/96>
- Campuzano-Santana, K. L., Alarcón-Giraldo, V. D. ., & España-Lema, A. I. . (2025). Evaluación ambiental de sistemas agrícolas y forestales mediante análisis poblacional de nematodos como bioindicadores. *Journal of Economic and Social Science Research*, 5(2), 132-143. <https://doi.org/10.55813/gaea/jessr/v5/n2/193>
- Capparelli, M. V., Cipriani-Avila, I., Jara-Negrete, E., Acosta-López, S., Acosta, B., Pérez-González, A., Molinero, J., & Pinos-Vélez, V. (2021). Emerging contaminants in the northeast Andean foothills of Amazonia: The case of study of the city of Tena, Napo, Ecuador. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 107(1), 2–10. <https://doi.org/10.1007/s00128-021-03275-8>
- Cipriani-Avila, I., Molinero, J., Cabrera, M., Medina-Villamizar, E. J., Capparelli, M. V., Jara-Negrete, E., Pinos-Vélez, V., Acosta, S., Leiva-Andrade, D., Barrado, M., & Mogollón, N. G. S. (2023). Occurrence of emerging contaminants in surface water bodies of a coastal province in Ecuador and possible influence of tourism decline caused by COVID-19 lockdown. *Science of the Total Environment*, 866, 161340. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.161340>

- Comisión Europea. (2025). *Decisión de Ejecución (UE) 2025/439 de la Comisión, de 28 de febrero de 2025, por la que se establece una lista de observación de sustancias para su seguimiento a nivel de la Unión en el ámbito de la política de aguas*. Diario Oficial de la Unión Europea. https://eur-lex.europa.eu/eli/dec_impl/2025/439/oj/spa
- Crespo-Gutiérrez, R. S., Jiménez-Romero, E. M., Anchundia-García, J. J., Jara-Minaya, J. M., & Mora-Silva, W. F. (2025). Propiedades físicas y mecánicas de la madera de *Ochroma pyramidale* (Cav. ex Lam.) Urb. (balsa) creciendo en tres localidades ecuatorianas. *Revista Científica Ciencia Y Método*, 3(3), 364-384. <https://doi.org/10.55813/gaea/rcym/v3/n3/81>
- Dahua-Gualinga, R. D., Conforme-Garcia, M. M., Dávila-Ulloa, M., & Mazo-Rodriguez, M. I. (2025). Evaluación del potencial biorremediador de microorganismos aislados en suelos impactados por hidrocarburos. *Revista Científica Ciencia Y Método*, 3(4), 24-40. <https://doi.org/10.55813/gaea/rcym/v3/n4/93>
- Damania, R., Desbureaux, S., Rodella, A.-S., Russ, J., & Zaveri, E. (2019). *Quality unknown: The invisible water crisis*. World Bank. <https://doi.org/10.1596/978-1-4648-1459-4>.
- Feng, W., Deng, Y., Yang, F., Miao, Q., & Ngien, S. K. (2023). Systematic review of contaminants of emerging concern: Distribution, risks, and implications for water quality and health. *Water*, 15(22), 3922. <https://doi.org/10.3390/w15223922>
- Guerrero-Calero, J. M., Diego Raul, D. R., Marco Antonio, M. A., & Gema Elizabeth, G. E. (2023). Energías limpias y desarrollo sostenible una revisión sobre las tendencias y desafíos actuales. *Innova Science Journal*, 1(1), 38-50. <https://doi.org/10.63618/omd/isj/v1/n1/9>
- Guerrero-Calero, J. M., Maytin Fumero, C. E., Barban-Forte, Y., Mieles-Giler, J. W., & Cabrera-Verdesoto, C. A. (2025). Naturaleza y cultura: la cosmovisión ambiental en el Ecuador pluricultural. Oriente-Manabí Editorial. <https://doi.org/10.63618/omeditorial/l1>
- Guerrero-Calero, J. M., Romero-Castro, M. I., Mieles-Giler, J. W., & Moran-González, M. R. (2025). Análisis del recurso solar en San Francisco de Paján (Ecuador): bases para la implementación de sistemas fotovoltaicos sostenibles. *Revista Científica Ciencia Y Método*, 3(4), 177-188. <https://doi.org/10.55813/gaea/rcym/v3/n4/102>
- Hidalgo-Sánchez, M. A., Pérez-Cuesta, A. M., Benalcázar-Boada, M. J., & Peñafiel-Bonilla, N. J. (2025). Influencia de la temperatura de secado sobre la composición química de las semillas de *Citrullus lanatus*. *Revista Científica Zambos*, 4(3), 108-121. <https://doi.org/10.69484/rcz/v4/n3/133>
- Instituto Nacional de Estadística y Censos, Asociación de Municipalidades Ecuatorianas, Agencia de Regulación y Control del Agua, & Banco de Desarrollo del Ecuador. (2024). *Estadística de información ambiental económica en Gobiernos Autónomos Descentralizados Municipales 2023: Gestión de agua potable y saneamiento*. https://www.ecuadorencifras.gob.ec/documentos/web-inec/Encuestas_Ambientales/Municipios/2023/Agua_potable_alcantarillado/Bol_etin_Tecnico_APA_2023_VF.pdf

- Instituto Nacional de Estadística y Censos, Asociación de Municipalidades Ecuatorianas, Agencia de Regulación y Control del Agua, & Banco de Desarrollo del Ecuador. (2024). *Estadística de información ambiental económica en Gobiernos Autónomos Descentralizados Municipales 2023: Gestión de agua potable y saneamiento*. https://www.ecuadorencifras.gob.ec/documentos/web-inec/Encuestas_Ambientales/Municipios/2023/Agua_potable_alcantarillado/Bol_etin_Tecnico_APA_2023_VF.pdf
- Intriago-Villavicencio, J. S., Vera-Bravo, M. Y., Vargas-Castillo, J. L., & Aguirre-Mite, F. A. (2025). Análisis de las variaciones morfométricas del campeche (*Chaetostoma fischeri*) en poblaciones de dos regiones del Ecuador. *Revista Científica Ciencia Y Método*, 3(3), 351-363. <https://doi.org/10.55813/gaea/rcym/v3/n3/80>
- Jara-Negrete, E., Cipriani-Avila, I., Molinero, J., Pinos-Vélez, V., Acosta-López, S., Cabrera, M., Medina-Villamizar, E. J., Leiva-Andrade, D., Pozo, A., Martínez, O., & Mogollón, N. G. S. (2023). Pharmaceutical compounds in urban drinking waters of Ecuador. *Frontiers in Environmental Science*, 11, 1232405. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2023.1232405>
- Kasonga, T. K., Coetzee, M. A. A., Kamika, I., Ngole-Jeme, V. M., & Momba, M. N. B. (2021). Endocrine-disruptive chemicals as contaminants of emerging concern in wastewater and surface water: A review. *Journal of Environmental Management*, 277, 111485. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.111485>
- Mieles-Giler, J. W., Guerrero-Calero, J. M., Moran-González, M. R., & Zapata-Velasco, M. L. (2024). Evaluación de la degradación ambiental en hábitats Naturales. *Journal of Economic and Social Science Research*, 4(3), 65–88. <https://doi.org/10.55813/gaea/jessr/v4/n3/121>
- Ministério da Saúde. (2021). *Portaria GM/MS n.º 888, de 4 de maio de 2021: Procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade*.
- Ministerio del Ambiente, Agua y Transición Ecológica. (2024). *Informe técnico de monitoreo ambiental de suelo y agua 2023*. https://maatecalidadambiental.ambiente.gob.ec/wp-content/uploads/2024/04/CECAL-Monitoreo-AGUA_SUELO-2023.pdf
- Palacios-López, L. A., Pinargote-Bravo, V. J., Mieles-Giler, J. W., & Zapata-Velasco, M. L. (2026). Medidas de adaptación al cambio climático frente a inundaciones y sequías en contextos urbanos y rurales de países en desarrollo. *Innova Science Journal*, 4(1), 227-240. <https://doi.org/10.63618/omd/isj/v4/n1/224>
- Parlamento Europeo, & Consejo de la Unión Europea. (2026). *Directiva (UE) 2026/805, de 30 de marzo de 2026, por la que se modifican las directivas relativas a la política de aguas, la protección de las aguas subterráneas y las normas de calidad ambiental*. *Diario Oficial de la Unión Europea*. <https://eur-lex.europa.eu/eli/dir/2026/805/oj/eng>
- Reyes-Mera, J. J., Viáfara-Banguera, D., Paredes-Ulloa, C. O., & Guamán-Castillo, J. G. (2025). Influencia del tiempo y la técnica de extracción en la recuperación de compuestos fenólicos a partir de la cáscara de Ananas comosus. *Revista Científica Zambos*, 4(3), 80-91. <https://doi.org/10.69484/rcz/v4/n3/132>

- Rodella, A.-S., Zaveri, E., & Bertone, F. (Eds.). (2023). *The hidden wealth of nations: The economics of groundwater in times of climate change*. World Bank. <https://openknowledge.worldbank.org/entities/publication/33f10171-511d-4ee4-bfde-49b728ed6f04>
- Sarango-Ordóñez, J. P., Arellano-Reinoso, K. G., Arias-Ramirez, B. J., & Ureta-Leones, D. A. (2024). Distribución geográfica y estado de conservación actual de Cedrela odorata y Cedrelinga cateniformis en la Amazonía ecuatoriana. *Journal of Economic and Social Science Research*, 4(4), 89–106. <https://doi.org/10.55813/gaea/jessr/v4/n4/134>
- Souza, M. C. O., Rocha, B. A., Adeyemi, J. A., Nadal, M., Domingo, J. L., & Barbosa, F., Jr. (2022). Legacy and emerging pollutants in Latin America: A critical review of occurrence and levels in environmental and food samples. *Science of the Total Environment*, 848, 157774. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.157774>
- Souza, M. C. O., Rocha, B. A., Adeyemi, J. A., Nadal, M., Domingo, J. L., & Barbosa, F., Jr. (2022). Legacy and emerging pollutants in Latin America: A critical review of occurrence and levels in environmental and food samples. *Science of the Total Environment*, 848, 157774. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.157774>
- Viáfara-Banguera, D., Reyes-Mera, J. J., Paredes-Ulloa, C. O., & Caicedo-Quinche, W. O. (2025). Optimización de la extracción de polifenoles totales en hojas de Psidium guajava. *Revista Científica Zambos*, 4(3), 67-79. <https://doi.org/10.69484/rcz/v4/n3/131>
- Wilkinson, J. L., Boxall, A. B. A., Kolpin, D. W., Leung, K. M. Y., Lai, R. W. S., Galbán-Malagón, C., Adell, A. D., Mondon, J., Metian, M., Marchant, R. A., Bouzas-Monroy, A., Cuni-Sanchez, A., Coors, A., Carriquiriborde, P., Rojo, M., Gordon, C., Cara, M., Moermond, M., Duarte, T., ... Teta, C. (2022). Pharmaceutical pollution of the world's rivers. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 119(8), e2113947119.
- Zambrano-Plaza, D. J., & Alava-Ganchozo, K. G. (2026). Componente arbóreo y carbono aéreo en bosque secundario del complejo recreacional San Mateo, Las Naves. *Revista Científica Ciencia Y Método*, 4(2), 32-50. <https://doi.org/10.55813/gaea/rcym/v4/n2/178>

CONFLICTO DE INTERESES

“Los autores declaran no tener ningún conflicto de intereses”.