

Contaminación de aguas subterráneas por antibióticos: Revisión de fuentes, factores ambientales y movilidad

Groundwater contamination by antibiotics: Review of sources, environmental factors and mobility

Quispe-Durand, Sahury Jellitza^{1*}; Zirena-Vilca, Franz¹

¹Investigación para el Desarrollo del Perú (IINDEP), Universidad Nacional de Moquegua, Moquegua, Perú

Recibido: 10/02/2025 | Aceptado: 15/05/2025 | Publicado: 18/12/2025

Correspondencia*: 2019205019@unam.edu.pe

RESUMEN

La contaminación de aguas subterráneas por antibióticos constituye un riesgo emergente para la salud y los ecosistemas debido a su creciente uso y persistencia. El objetivo de esta revisión fue identificar las principales fuentes, los factores ambientales y los mecanismos que determinan la presencia de estos compuestos en acuíferos. La metodología se basó en los principios PRISMA, con una búsqueda sistemática en las bases de datos ScienceDirect y Scopus que resultó en el análisis de 60 artículos publicados entre 2015 y 2024. Se determinó que las Plantas de Tratamiento de Aguas Residuales (PTARs), junto con las actividades agrícolas, ganaderas, industriales y hospitalarias, son las fuentes de aporte predominantes. Se han detectado sulfonamidas, tetraciclinas, fluoroquinolonas y macrólidos en acuíferos de Asia, Europa y América, que en algunos casos exceden los valores de riesgo ecológico. Su movilidad y persistencia dependen de las condiciones de pH, la textura del suelo, la materia orgánica disuelta (MOD), la temperatura y las condiciones redox, las cuales controlan los procesos de adsorción, lixiviación y degradación. En conclusión, esta revisión evidencia que la presencia de antibióticos en acuíferos se explica por la interacción compleja entre fuentes de origen antropogénico y factores ambientales.

Palabras clave: Acuífero; afluente; fármaco; interacción; persistencia

ABSTRACT

Groundwater contamination by antibiotics poses an emerging risk to health and ecosystems due to their increasing use and persistence. The objective of this review was to identify the main sources, environmental factors, and mechanisms that determine the presence of these compounds in aquifers. The methodology was based on PRISMA principles, with a systematic search of the ScienceDirect and Scopus databases, resulting in the analysis of 60 articles published between 2015 and 2024. It was determined that wastewater treatment plants (WWTPs), together with agricultural, livestock, industrial, and hospital activities, are the predominant sources of input. Sulfonamides, tetracyclines, fluoroquinolones, and macrolides have been detected in aquifers in Asia, Europe, and America, in some cases exceeding ecological risk values. Their mobility and persistence depend on pH conditions, soil texture, dissolved organic matter (DOM), temperature and redox conditions, which control the processes of adsorption, leaching and degradation. In conclusion, this review shows that the presence of antibiotics in aquifers is explained by the complex interaction between anthropogenic sources and environmental factors.

Keywords: Aquifer; tributary; drug; interaction; persistence

Cómo citar este artículo: Quispe-Durand, S. J. & Zirena-Vilca, F. (2025). Contaminación de aguas subterráneas por antibióticos: Revisión de fuentes, factores ambientales y movilidad. *Revista Científica Dékamu Agropec*, 6(2), 30-44. <https://doi.org/10.55996/dekamuagropec.v6i2.331>

1. INTRODUCCIÓN

El agua subterránea es la reserva de agua dulce más grande y accesible del planeta, vital para el consumo humano y diversas actividades (Gude & Maganti, 2021). Sin embargo, su calidad está amenazada por la contaminación antropogénica, un problema que se ha intensificado a nivel mundial. Entre los diversos contaminantes emergentes, los antibióticos han captado la atención global debido a su uso masivo en la salud humana y animal y su persistencia en el ambiente (Fu et al., 2022). Aunque la contaminación acuática por antibióticos ha sido ampliamente investigada en aguas superficiales (Anh et al., 2021), los estudios sobre su presencia en acuíferos son más limitados.

A pesar de esta limitación, países como Estados Unidos, China, el Reino Unido, Alemania, la India, Irán, España y Francia han reportado concentraciones significativas de estos compuestos en aguas subterráneas (Stigter et al., 2023). En el contexto nacional, la investigación en Perú sobre la contaminación de aguas subterráneas por antibióticos es incipiente, lo que dificulta una evaluación precisa de la magnitud del problema. Sin embargo, las principales fuentes de contaminación en el país son similares a las observadas a nivel global, incluyendo los efluentes de plantas de tratamiento de aguas residuales, la escorrentía agrícola y la disposición inadecuada de desechos (Z. Liu et al., 2017).

El problema principal radica en que la presencia persistente de antibióticos en los acuíferos tiene graves consecuencias ambientales y para la salud pública. La movilidad y el destino de estos compuestos son procesos complejos que dependen de una serie de factores ambientales y de sus propias características fisicoquímicas (Wu et al., 2021). Si el problema no se aborda adecuadamente, podría comprometer la eficacia de los tratamientos médicos, al favorecer el desarrollo de resistencia a los antibióticos en bacterias y la toxicidad para los organismos acuáticos y terrestres (Geissen et al., 2015; Qiu et al., 2020). La alta carga de antibióticos en el medio ambiente también puede alterar los procesos microbianos esenciales (McRose & Newman, 2021).

Por consiguiente, el presente artículo de revisión tiene como objetivo principal sintetizar y analizar la información sobre la contaminación de aguas subterráneas por antibióticos. El alcance de esta revisión se limita a identificar las principales fuentes de contaminación, los factores ambientales que influyen en la movilidad y transporte de estos.

2. MATERIALES Y MÉTODOS

2.1. Estrategia de búsqueda

La compilación de la presente revisión se realizó de conformidad con los principios generales recomendados en el método Preferred Reporting Items for Systematic Reviews and Meta-Analyses (PRISMA). La búsqueda bibliográfica se centró en la contaminación de aguas subterráneas por antibióticos, sus fuentes, factores ambientales y movilidad. Las bases de datos consultadas fueron ScienceDirect y Scopus seleccionadas por su robustez y cobertura en literatura científica revisada por pares.

2.2. Selección y extracción de información

Se utilizaron los siguientes criterios de inclusión para la selección de los artículos: estudios de investigación originales, revisiones por pares y estudios empíricos publicados en idioma inglés. Los criterios de exclusión se aplicaron a artículos que no proporcionaban información directa sobre el tema, no cumplían con los criterios de idioma o no aportaban datos suficientes para un análisis significativo. Las palabras clave utilizadas para la búsqueda, en diferentes combinaciones y permutaciones, fueron: "antibiotics", "pharmaceuticals", "groundwater", "aquifer", "pollution",

"mobility", "transport", "fate", "sources", y "environmental factors". El período de tiempo de las publicaciones revisadas se extendió desde el año 2015 hasta el 2024 para garantizar que la información fuera relevante y actualizada.

Como se muestra en la Figura 1, las búsquedas en las bases de datos identificaron 121 estudios en total. Después de la selección, se excluyeron un total de 38 artículos por no proporcionar información directa sobre el tema o no cumplir con los criterios de inclusión, lo que dejó 83 artículos para la revisión del texto completo. De estos, 23 se excluyeron posteriormente porque, aunque eran pertinentes, no proporcionaban datos suficientes o relevantes, dejando un total de 60 artículos para el análisis final de esta revisión.

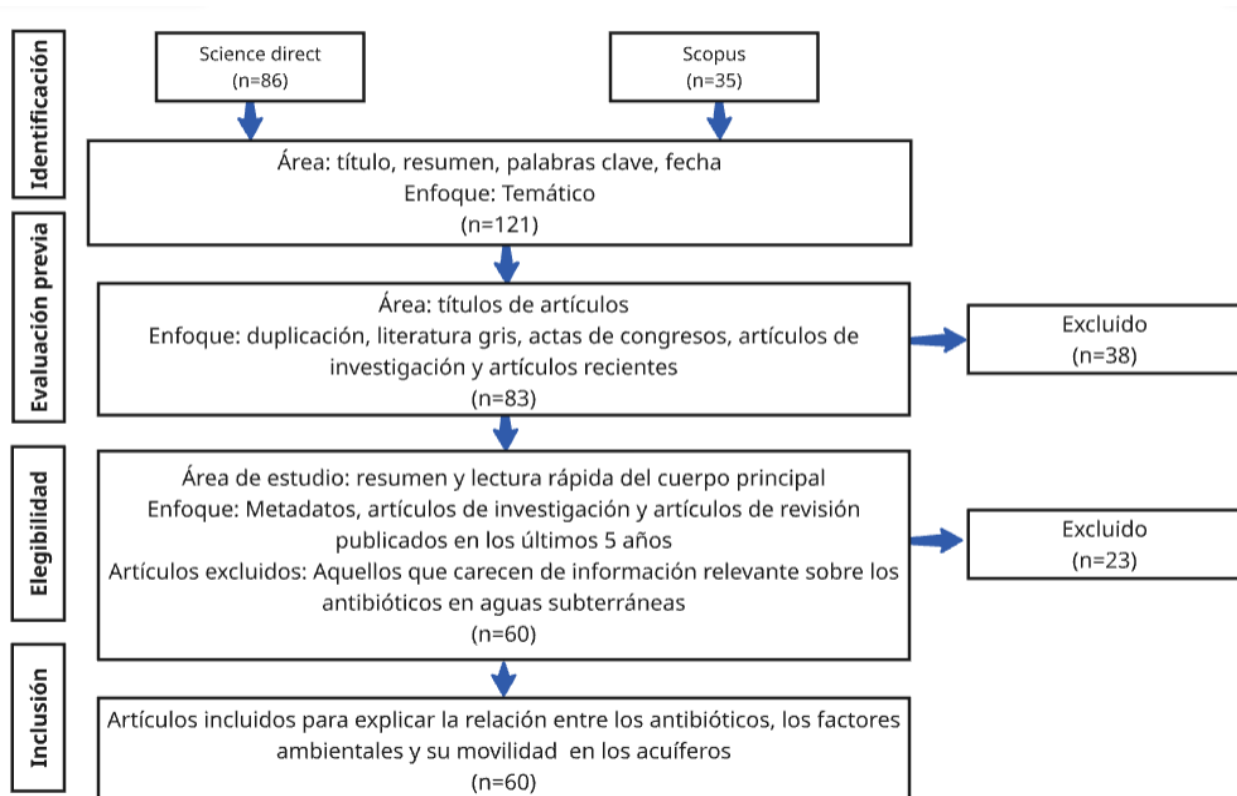


Figura 1. Proceso de selección de artículos empleando la metodología PRISMA

3. RESULTADOS

3.1. Presencia de antibióticos en aguas subterráneas

Los estudios recopilados confirman la presencia de antibióticos en acuíferos de diversas regiones del mundo. Este fenómeno se relaciona directamente con el incremento en el consumo global, que se proyecta aumente en un 67% para 2030 en naciones con grandes poblaciones (Van Boeckel et al., 2015). China se posiciona como el mayor consumidor de estos compuestos, seguida por Estados Unidos, Brasil, la India y Alemania. La Tabla 1 detalla los antibióticos detectados en aguas subterráneas en diversas regiones.

Tabla 1. Antibióticos detectados en aguas subterráneas en diferentes países

Región	Antibióticos encontrados	Referencia
China	Clortetraciclina, sulfametoxazol, sulfadiazina, eritromicina, cloranfenicol, lincosamidas, quinolonas, ofloxacina, ciprofloxacina norfloxacina, enrofloxacina,	(X. Liu et al., 2019); (Yao et al., 2017); (Y. Ma et al., 2015); (Chen et al., 2018)

	oxitetraciclina tetraciclina, clorotetraciclina, roxitromicina, eritromicina	
Países Bajos	Trimetoprima	(Kivits et al., 2018)
España	Sulfacetamida, sulfadimetoxina, octocrileno, tetraciclinas, amoxicilina, sulfametoxazol, trimetoprima	(Montesdeoca-Esponda et al., 2021)
Italia	Ciprofloxacina	(Oliveira et al., 2017)
Republica Checa	Claritromicina	(Vymazal, 2018)
Corea	Tetraciclina	(Choi et al., 2016)
Irán	Amoxicilina	(Mirzaei et al., 2019)
Portugal	Azitromicina, amoxicilina, enrofloxacina, ciprofloxacina, norfloxacina, sulfametoxazol, sulfametasina, eritromicina, claritromicina, trimetoprima, tetraciclina, lincomicina	(Espíndola & Vilar, 2020); (Viana et al., 2021)
Taiwán	Sulfadiazina, sulfametoxazol, sulfatiazol, sulfametazina, sulfamonometoxina, sulfadimetoxina, eritromicina, claritromicina, ácido nalidíxico, flumequina, ácido pipemídico, norfloxacino, ofloxacina, dimetridazol, metronidazol, lincomicina, trimetoprima, ciprofloxacino	(Lin et al., 2015)

3.2. Fuentes de contaminación y vías de ingreso

Diversas actividades humanas son las principales responsables de la liberación de antibióticos en las aguas subterráneas, incluyendo las PTARs, las industrias farmacéuticas, los efluentes hospitalarios y los desechos fecales de humanos y animales (Z. Liu et al., 2017). Estos compuestos pueden llegar a los acuíferos al infiltrarse a través de aguas residuales sin tratar o mal tratadas que contienen residuos de antibióticos (Silori & Tauseef, 2022).

3.2.1. Uso agrícola

En la agricultura, los antibióticos se utilizan para tratar diversas enfermedades de las plantas, en particular las causadas por bacterias (Gothwal & Shashidhar, 2015), al menos cinco tipos de antibióticos son utilizados regularmente, siendo los más comunes los macrólidos, las penicilinas y las tetraciclinas (Taylor & Reeder, 2020). La aplicación predominante es la pulverización, y parte de este aerosol se deposita en el suelo, desde donde puede liberarse a los componentes acuáticos (Battak et al., 2022). Además, el riego con aguas residuales tratadas representa una vía de exposición en expansión en regiones semiáridas (Picó et al., 2020), como Oriente Medio y el sur de Europa, donde el 44% de las aguas residuales municipales se destina al riego agrícola (Ricart & Rico, 2019). La Tabla 2 muestra el porcentaje de aguas residuales que se utilizan para riego agrícola a nivel global.

Tabla 2. Porcentaje de aguas residuales producidas que se utilizan para riego agrícola en todo el mundo

País	Porcentaje de aguas residuales utilizadas para riego agrícola (%)	Año del informe	Referencias
Brasil	0.1	2008	
Egipto	4.1	2011	
Irán	9.3	2010	
Irak	0.9	2012	
Arabia Saudita	34.6	2010	(FAO, 2024)
Senegal	3.0	2010	
Kuwait	63.0	2016	
Líbano	1.0	2011	
Marruecos	2.0	2010	

México	5.4	2010	
Perú	11.5	2011	
Pakistán	44.0	2006	
Sudáfrica	0.2	2009	
España	22.0	2018	(Navarro, 2018)
Israel	86.0	2016	(Tal, 2016)
Japón	7.0	2017	(Hara et al., 2016)

3.2.2. Efluentes de aguas residuales domésticas e industriales

Los antibióticos ingeridos por los seres humanos no se metabolizan por completo, y se estima que entre el 30% y el 90% de estos fármacos se excretan como una mezcla de la sustancia original y sus metabolitos (Vo et al., 2019). Los efluentes industriales y los sectores de procesamiento de alimentos también liberan estos compuestos en cantidades considerables (Hubeny et al., 2021). Se han detectado recurrentemente diferentes clases de antibióticos, como fluoroquinolonas, macrólidos, sulfonamidas y tetraciclinas, en efluentes de PTARs en todo el mundo (Tran et al., 2018). La Tabla 3 presenta las concentraciones de antibióticos en afluentes y efluentes de estas plantas.

Tabla 3. Concentración de antibióticos (ng/L) en la aplicación de tecnologías de postratamiento de afluentes y efluentes

Antibiótico	Concentración (ng/L)		Tecnología de tratamiento
	Afluente	Efluente	
Sulfametoxazol	360–500	270–320	Lodo activado
	255–333	ND	Filtración por membrana/ósmosis inversa
Sulfanilamida	N / A	26	Lodo activado
	339	85	Lodo activado
Norfloxacin	N / A	250–546	Tratamiento primario mejorado químicamente
	210	60	Lodo activado
Ciprofloxacino	240–790	50–160	Lodo activado
	N / A	683–1420	Tratamiento primario
Tetraciclinas	10–35	ND	Filtración por membrana/ósmosis inversa
	830	620	Lodos activados + desnitrificación
Clortetraciclina	90–380	80–400	Filtración con lodos activados + arena
	N / A	92–1050	Tratamiento primario

ND: No detectado, NA: No analizado
Fuente. Adaptado de (S. Al-Wasify et al., 2024).

3.2.3. Efluentes hospitalarios

Las aguas residuales generadas en hospitales han aumentado considerablemente y producen vertidos con altos niveles de contaminantes (Bouزيد et al., 2021). Según Alzola-Andrés et al. (2023), se han monitoreado más de 300 fármacos en efluentes hospitalarios, de los cuales se han detectado al menos 271. Las concentraciones más altas corresponden a tetraciclinas (1400 µg/L), norfloxacin (561 µg/L), minociclina (531,7 µg/L), ofloxacino (318 µg/L) y ciprofloxacino (237 µg/L). La Tabla 4 detalla las concentraciones de antibióticos en aguas residuales hospitalarias.

Tabla 4. Concentraciones medias (µg/L) de antibióticos en aguas residuales hospitalarias en 47 países

Antibiótico	Valor PNEC	Concentración media (µg/L)
Amoxicilina	0.250	0.1
Azitromicina	0.250	*0.9
Ciprofloxacino	0.064	*6.5
Claritromicina	0.064	*2.8
Doxiciclina	2.000	0.1
Enrofloxacin	0.064	*1.5
Ofloxacina	0.500	*4.2

Oxitetraciclina	0.500	0.1
Sulfametoxazol	16.000	2.8
Tetraciclina	1.000	0.0
Trimetoprima	0.500	*1.4

* Valores que superan la concentración sin efecto prevista (PNEC) para cada antibiótico

Fuente. Adaptado de (Booth et al., 2020).

3.2.4. Uso veterinario

El uso de antibióticos veterinarios es crucial en la ganadería, donde se emplean para tratar enfermedades, promover el crecimiento y aumentar el peso (Bohrer et al., 2019; Rasschaert et al., 2020). Las sulfonamidas, en particular, destacan como uno de los grupos más utilizados (Tasho & Cho, 2016).

En Europa, las sulfonamidas representaron el 12% de las ventas totales de antimicrobianos para el ganado en 2016 (European Medicines Agency, 2018). A nivel mundial, China lidera el consumo de antibióticos, siendo la avicultura uno de los sectores con mayor uso (He et al., 2019). La Tabla 5 clasifica los principales antibióticos utilizados en el sector veterinario.

Tabla 5. Clasificación de los principales antibióticos utilizados en el sector veterinario

Familia	Uso veterinario	Referencia
Penicilinas (betalactámicas)	Tratamiento de infecciones bacterianas en cerdos, ganado vacuno, aves de corral y animales de compañía; mastitis en ganado lechero	(García et al., 2022); (Cavaco et al., 2008); (Robles-Jimenez et al., 2021); (Fenollar Penadés, 2020)
Tetraciclinas	Tratamiento de infecciones bacterianas en aves de corral, ganado, cerdos y animales de compañía	(García et al., 2022)
Fluoroquinolonas (quinolonas)	Tratamiento de enfermedades respiratorias y digestivas en aves, ganado vacuno, cerdos, pollos de engorde y pavos	(García et al., 2022); (Robles-Jimenez et al., 2021); (Astaíza Martínez et al., 2014)
Sulfonamidas	Tratamiento de infecciones bacterianas en el ganado, especialmente cerdos y aves de corral	(Robles-Jimenez et al., 2021)
Aminoglucósidos	Tratamiento de infecciones bacterianas en bovinos, aves de corral, cerdos y animales de compañía	(García et al., 2022); (Robles-Jimenez et al., 2021)

3.2.5. Uso del estiércol

El estiércol animal aporta nutrientes como potasio y fósforo, que mejoran la calidad del suelo (Patyra et al., 2023). Sin embargo, puede contener metales pesados que ejercen presión selectiva sobre los genes de resistencia a antibióticos (ARG) (W. Yuan et al., 2020). La Tabla 6 muestra las concentraciones de antibióticos en el estiércol del ganado. Se ha reportado que hasta 53.800 toneladas de antibióticos usados en producción animal son liberadas al ambiente por excreción (Zhang et al., 2022).

Tabla 6. Concentración de antibióticos en el estiércol del ganado

Antibiótico	Concentración de antibióticos en el estiércol animal (µg/kg)			
	estiércol de vaca	estiércol de cerdo	estiércol de pollo	estiércol de pato
Sulfonamidas (SA)				
Sulfametazina	2.43	5.07	5650	67.03
Sulfadimetoxina	3.67	8.97	2.8	6.19
Sulfaquinoxalina	7.03	8.72	46.30	9.38
Tetraciclinas (TC)				

Clortetraciclina	0,85	84,60	125,9	35,67
Doxiciclina	1,73	2.93	43,50	4.47
Oxitetraciclina	6.20	108.7	290.5	8.40
Fluoroquinolonas (FQ)				
Ciprofloxacino	39,71	63,63	2860	116
Norfloxacina	119.3	27.53	30.23	41.39
Enrofloxacin	5.73	57,62	2560	2267

Fuente. Adaptado de (Yao et al., 2017).

3.3. Factores ambientales que afectan la movilidad de antibióticos

Cuando los antibióticos entran al ambiente, sus propiedades fisicoquímicas, en combinación con las condiciones ambientales, influyen en su comportamiento y movilidad en el ambiente (Harrower et al., 2021).

3.3.1. Textura del suelo

La capacidad de adsorción de los antibióticos sigue el orden: arcilla > limo > arena (Zhi et al., 2019). En suelos con pH neutro o alcalino, los minerales arcillosos adsorben contaminantes catiónicos, limitando la movilidad de tetraciclinas y fluoroquinolonas (De Mastro et al., 2022). Sin embargo, en suelos con pH alto, las sulfonamidas neutras y aniónicas tienden a tener una menor sorción (Gros et al., 2021).

3.3.2. Temperatura del agua

La degradación fotocatalítica y la hidrólisis son dos de las principales vías abióticas de degradación de antibióticos en ambientes acuáticos (Fang et al., 2021). La temperatura es un factor clave que afecta la hidrólisis, especialmente de los antibióticos β -lactámicos (Zhang et al., 2022). A bajas temperaturas y con menor exposición a la luz solar, los antibióticos son más estables en el agua, lo que prolonga su persistencia (Kulik et al., 2023). Por otra parte, algunos estudios indican una fuerte correlación entre el aumento de las temperaturas y el incremento de los niveles de resistencia a los antibióticos, lo que sugiere un impacto indirecto en la propagación de la resistencia antimicrobiana (Zhou et al., 2020).

3.3.3 pH del suelo

El pH del suelo influye significativamente en la adsorción de los antibióticos. En suelos con pH neutro o alcalino, los minerales arcillosos con carga negativa tienden a adsorber contaminantes orgánicos catiónicos y a repeler moléculas aniónicas (De Mastro et al., 2022). Este proceso favorece la fuerte adsorción de antibióticos, lo que limita su movilidad y reduce el riesgo de lixiviación (González-Pérez et al., 2017).

En suelos calcáreos, la presencia de calcio (Ca^{2+}) puede mejorar la retención de antibióticos aniónicos y zwitteriónicos al formar puentes con los iones (Strawn, 2021). De manera específica, estudios han demostrado que la tasa de eliminación de enrofloxacin es más alta a pH 5 y 25 °C (Fang et al., 2021).

3.3.4. Materia orgánica en el suelo (MO)

La materia orgánica del suelo, especialmente su fracción humificada, contiene porciones hidrófobas e hidrófilas que pueden fijar contaminantes orgánicos mediante enlaces débiles y fuertes (De Mastro et al., 2022). En este contexto, el carbono orgánico del suelo es un factor clave en la unión de antibióticos, siendo el coeficiente de sorción del carbono orgánico (K_{oc}) una herramienta para estimar su movilidad. La afinidad de sorción a la materia orgánica sigue el orden: tetraciclinas >

quinolonas > macrólidos > cloranfenicol > sulfonamidas (Pan & Chu, 2017). Esta sorción depende del tipo de suelo, el pH, el contenido de carbono orgánico disuelto y la presencia de iones (Xu et al., 2021).

3.3.5. Recarga por aguas superficiales

Las aguas superficiales pueden actuar como fuente de contaminación, favoreciendo la migración de antibióticos hacia los acuíferos (Menció & Mas-Pla, 2019). Aunque las concentraciones suelen ser mayores en aguas superficiales, la lenta renovación y la difícil depuración de los acuíferos pueden igualar o incluso superar estos niveles. Por ejemplo, en las regiones mediterráneas, el riego excesivo de cultivos puede desestabilizar el balance hídrico del suelo, promoviendo la lixiviación y la infiltración de antibióticos hacia las aguas subterráneas (Gros et al., 2021). En zonas con una intensa interacción entre ambos, la disminución de los niveles de agua superficial durante la estación seca puede elevar las concentraciones de antibióticos en los acuíferos (Xiao et al., 2023).

3.3.6. Interacción con otros contaminantes

Antibióticos como las tetraciclinas, fluoroquinolonas y sulfonamidas forman complejos con metales como Fe^{2+} , Co^{2+} , Cu^{2+} y Ni^{2+} , generando compuestos metal-antimicrobianos (MAC) (Khurana et al., 2021). Estos complejos pueden ser más tóxicos y persistentes que los compuestos originales. Por otro lado, los microplásticos también interactúan con los antibióticos; su envejecimiento modifica sus propiedades fisicoquímicas y favorece la formación de biopelículas, lo que puede afectar la retención y el transporte de los antibióticos (Zhuang & Wang, 2023).

3.3.7. Actividad biológica

La degradación de antibióticos en el ambiente puede ser realizada por microorganismos bajo condiciones específicas, influida por factores como el pH, la temperatura, el oxígeno y los nutrientes (N. Ma et al., 2022; Couto et al., 2019). En el caso de las quinolonas, la inhibición de enzimas para la síntesis de ADN ha favorecido el desarrollo de resistencia en bacterias como *E. coli* y *P. aeruginosa* (Saki et al., 2022), lo que contribuye a la propagación de la resistencia antimicrobiana (Pavelquesi et al., 2021).

4. DISCUSIÓN

La revisión de literatura confirma que los antibióticos se detectan de forma recurrente en acuíferos de distintos continentes, donde se han detectado sulfonamidas, macrólidos, fluoroquinolonas, tetraciclinas y betalactámicos. Este patrón es consistente con el incremento sostenido del consumo global desde inicios de los 2000 y con las proyecciones de mayor demanda en países densamente poblados (Van Boeckel et al., 2015). La Tabla 1 confirma que este fenómeno afecta a diversos países y continentes, donde se han detectado múltiples clases de antibióticos. La presencia en aguas subterráneas resulta preocupante por la persistencia de varios compuestos (X. Yuan et al., 2020).

La presencia de antibióticos en los acuíferos es el resultado de la movilización de estos compuestos desde diversas fuentes terrestres. Una vía crítica de entrada son las PTARs con remociones incompletas, incluso tras tratamientos secundarios o combinados, donde persisten antibióticos representativos como el sulfametoxazol (SMX), las fluoroquinolonas y los macrólidos (Tran et al., 2018). Los efluentes hospitalarios, por su parte, muestran con frecuencia excedencias del PNEC para resistencia antimicrobiana. A pesar de que en muchos países estos efluentes suelen verterse al sistema de alcantarillado municipal para ser tratados en PTARs convencionales, las Tablas 3 y 4

revelan que estas plantas no están diseñadas para la eliminación específica de productos farmacéuticos (Rodríguez-Serin et al., 2022).

El uso agrícola y veterinario representa otra vía de contaminación significativa, que aporta entradas difusas por lixiviación y escorrentía a través del estiércol. Las Tablas 2, 5 y 6 ilustran cómo el riego con aguas residuales tratadas y la aplicación de estiércol con altas cargas en sulfonamidas, tetraciclinas y fluoroquinolonas, que son las clases más comunes en ecosistemas por su uso constante (Charuaud et al., 2019), contribuyen a esta contaminación. La excreción varía según el fármaco, con un 40% para tetraciclinas y hasta un 90% para sulfonamidas (Tasho & Cho, 2016). La expansión del riego con aguas residuales tratadas en climas semiáridos actúa como un puente entre fuentes urbanas y suelos agrícolas, ampliando la exposición del subsuelo a estos contaminantes (Pico et al., 2020).

Los factores ambientales juegan un papel determinante en la movilidad y el destino de los antibióticos en los acuíferos (Harrower et al., 2021). En relación con la textura del suelo, los suelos arcillosos y ricos en carbono orgánico muestran una mayor capacidad de retención, mientras que en los suelos arenosos la movilidad es elevada (Nkoh et al., 2024). Las condiciones de pH también son cruciales, la sorción de sulfonamidas disminuye en suelos con pH alto (Gros et al., 2021), lo que explica su detección frecuente en acuíferos. La materia orgánica incrementa la sorción de tetraciclinas y quinolonas, pero facilita la lixiviación de sulfonamidas (Pan & Chu, 2017). Adicionalmente, las aguas superficiales pueden actuar como fuente de contaminación, favoreciendo la migración de estos compuestos (N. Ma et al., 2022). La interacción con otros contaminantes como los metales pesados y microplásticos puede formar complejos más estables y persistentes (Khurana et al., 2021). De igual forma, los microplásticos envejecidos aumentan la retención y transporte de antibióticos al favorecer la formación de biopelículas (Zhuang & Wang, 2023).

No obstante, a pesar de los avances en el estudio de fuentes, factores ambientales y procesos de movilidad, persisten limitaciones significativas en el conocimiento actual. La escasez de datos en regiones como América Latina y África limita la comprensión global de la magnitud de la contaminación de aguas subterráneas por antibióticos. Asimismo, la mayoría de los estudios evalúa de forma aislada variables ambientales como pH, temperatura o materia orgánica, sin considerar sus interacciones. Esto restringe el entendimiento de los procesos combinados que determinan la movilidad y persistencia de los antibióticos en los acuíferos. En consecuencia, se requiere impulsar investigaciones orientadas a analizar de manera integrada la influencia de factores ambientales y contaminantes emergentes, así como desarrollar modelos predictivos que vinculen estas variables con la dinámica hidrológica subterránea.

CONCLUSIONES

Los antibióticos constituyen contaminantes de preocupación en las aguas subterráneas, debido a su persistencia, movilidad y amplia dispersión geográfica. El aumento en la producción y el consumo de antibióticos a nivel mundial, impulsado por los sectores humano y veterinario, es el principal factor que impulsa su liberación persistente en el medio ambiente. Las fuentes de contaminación primarias son los efluentes de plantas de tratamiento de aguas residuales, industrias farmacéuticas, hospitales y, de manera significativa, la agricultura y la ganadería a través del riego con aguas residuales y la aplicación de estiércol. Las tecnologías de tratamiento actuales no son suficientes para eliminar estos compuestos de manera efectiva, lo que facilita su llegada a los acuíferos. La movilidad de los antibióticos en el subsuelo está intrínsecamente ligada a una serie de factores ambientales. La textura del suelo, el pH y la materia orgánica determinan su capacidad de adsorción y lixiviación. La interacción con otros contaminantes, como metales pesados y microplásticos,

agrava aún más el problema, ya que puede aumentar la persistencia y toxicidad de estos compuestos.

En última instancia, la contaminación de las aguas subterráneas por antibióticos representa un riesgo directo para la seguridad del agua potable y, lo que es más crítico, para la salud pública al contribuir a la proliferación y diseminación de la resistencia antimicrobiana (RAM). Es crucial implementar medidas de mitigación y desarrollar tecnologías de tratamiento más avanzadas.

FINANCIAMIENTO

A la Universidad Nacional de Moquegua por el financiamiento para este estudio aprobado por Resolución de Comisión Organizadora N°1184-2023-UNAM y a “CONTRATO PARA EL CONCURSO E044-2023-01-BM FORTALECIMIENTO DE LABORATORIOS”.

CONFLICTO DE INTERESES

No existe ningún tipo de conflicto de interés relacionado con la materia del trabajo.

CONTRIBUCIÓN DE LOS AUTORES

Conceptualización, Curación de datos, Análisis formal, Investigación, Metodología, Software, Redacción - borrador original, Redacción - revisión y edición: Quispe-Durand, S. J. & Zirena-Vilca, F.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Alzola-Andrés, M., Domingo-Echaburu, S., Segura, Y., Valcárcel, Y., Orive, G., & Lertxundi, U. (2023). Pharmaceuticals in hospital wastewaters: an analysis of the UBA's pharmaceutical database. *Environmental Science and Pollution Research*, 30(44), 99345–99361. <https://doi.org/10.1007/s11356-023-29214-0>
- Anh, H. Q., Le, T. P. Q., Da Le, N., Lu, X. X., Duong, T. T., Garnier, J., Rochelle-Newall, E., Zhang, S., Oh, N.-H., Oeurng, C., Ekkawatpanit, C., Nguyen, T. D., Nguyen, Q. T., Nguyen, T. D., Nguyen, T. N., Tran, T. L., Kunisue, T., Tanoue, R., Takahashi, S., ... Nguyen, T. A. H. (2021). Antibiotics in surface water of East and Southeast Asian countries: A focused review on contamination status, pollution sources, potential risks, and future perspectives. *Science of The Total Environment*, 764, 142865. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.142865>
- Astaíza Martínez, J. M., Benavides Melo, C. J., López Córdoba, M. J., & Portilla Ortiz, J. P. (2014). Diagnóstico de los principales antibióticos recomendados para pollo de engorde (broiler) por los centros agropecuarios del municipio de Pasto, Nariño, Colombia. *Revista de Medicina Veterinaria*, 27, 99. <https://doi.org/10.19052/mv.3027>
- Bohrer, R. E. G., Carissimi, E., Lopez, D. A. R., Wolff, D. B., Silva, D. M. da, & Prestes, O. D. (2019). Compostagem de efluente suíno no tratamento de resíduos de fármacos veterinários. *Semina: Ciências Agrárias*, 40(6), 2813. <https://doi.org/10.5433/1679-0359.2019v40n6p2813>
- Booth, A., Aga, D. S., & Wester, A. L. (2020). Retrospective analysis of the global antibiotic residues that exceed the predicted no effect concentration for antimicrobial resistance in various environmental matrices. *Environment International*, 141, 105796. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2020.105796>
- Bouza, J., Jaouhar, S., Zaid, A., Bouhlou, L., & Chahlaoui, A. (2021). Evaluation of the bacteriological and physicochemical risk of hospital effluents: case of the Mohamed V hospital in Meknes. *E3S Web of Conferences*, 319, 01105. <https://doi.org/10.1051/e3sconf/202131901105>

- Cavaco, L. M., Abatih, E., Aarestrup, F. M., & Guardabassi, L. (2008). Selection and Persistence of CTX-M-Producing *Escherichia coli* in the Intestinal Flora of Pigs Treated with Amoxicillin, Ceftiofur, or Cefquinome. *Antimicrobial Agents and Chemotherapy*, 52(10), 3612–3616. <https://doi.org/10.1128/AAC.00354-08>
- Charuau, L., Jarde, E., Jaffrezic, A., Thomas, M.-F., & Le Bot, B. (2019). Veterinary pharmaceutical residues from natural water to tap water: Sales, occurrence and fate. *Journal of Hazardous Materials*, 361, 169–186. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2018.08.075>
- Chen, L., Lang, H., Liu, F., Jin, S., & Yan, T. (2018). Presence of Antibiotics in Shallow Groundwater in the Northern and Southwestern Regions of China. *Groundwater*, 56(3), 451–457. <https://doi.org/10.1111/gwat.12596>
- Choi, T.-M., Chiu, C.-H., & Chan, H.-K. (2016). Risk management of logistics systems. *Transportation Research Part E: Logistics and Transportation Review*, 90, 1–6. <https://doi.org/10.1016/j.tre.2016.03.007>
- Couto, C. F., Lange, L. C., & Amaral, M. C. S. (2019). Occurrence, fate and removal of pharmaceutically active compounds (PhACs) in water and wastewater treatment plants—A review. *Journal of Water Process Engineering*, 32, 100927. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2019.100927>
- De Mastro, F., Cacace, C., Traversa, A., Pallara, M., Cocozza, C., Mottola, F., & Brunetti, G. (2022). Influence of chemical and mineralogical soil properties on the adsorption of sulfamethoxazole and diclofenac in Mediterranean soils. *Chemical and Biological Technologies in Agriculture*, 9(1), 34. <https://doi.org/10.1186/s40538-022-00300-8>
- Espíndola, J. C., & Vilar, V. J. P. (2020). Innovative light-driven chemical/catalytic reactors towards contaminants of emerging concern mitigation: A review. *Chemical Engineering Journal*, 394, 124865. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2020.124865>
- European Medicines Agency. (2018). Sales of veterinary antimicrobial agents in 30 European countries in 2016- Trends from 2010 to 2016- Eight ESVAC report. *European Medicines Agency*, 176. https://www.ema.europa.eu/en/documents/report/sales-veterinary-antimicrobial-agents-30-european-countries-2016-trends-2010-2016-eighth-esvac_en.pdf%0Ahttp://www.ema.europa.eu/docs/en_GB/document_library/Report/2016/10/WC500214217.pdf
- Fang, L., Zhou, Y., Huang, Z., Yang, G., Li, T., Song, C., & Chen, J. (2021). Dynamic Elimination of Enrofloxacin Under Varying Temperature and pH in Aquaculture Water: An Orthogonal Study. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 106(5), 866–872. <https://doi.org/10.1007/s00128-021-03199-3>
- FAO. (2024). FAO AQUASTAT Dissemination System. In *AQUASTAT Website*. <https://data.apps.fao.org/aquastat/?lang=en>
- Fenollar Penadés, A. (2020). *Estudio de la transmisión de resistencias a antibióticos mediante métodos moleculares en el sector avícola y su implicación para la salud pública* [Universitat Politècnica de València]. <https://doi.org/10.4995/Thesis/10251/149399>
- Fu, C., Xu, B., Chen, H., Zhao, X., Li, G., Zheng, Y., Qiu, W., Zheng, C., Duan, L., & Wang, W. (2022). Occurrence and distribution of antibiotics in groundwater, surface water, and sediment in Xiong'an New Area, China, and their relationship with antibiotic resistance genes. *Science of The Total Environment*, 807, 151011. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.151011>
- Garcia, J. F., Diez, M. J., Sahagun, A. M., Diez, R., Sierra, M., Garcia, J. J., López, C., & Fernandez, M. N. (2022). Availability of Antibiotics for Veterinary Use on the Internet: A Cross-Sectional Study. *Frontiers in Veterinary Science*, 8. <https://doi.org/10.3389/fvets.2021.798850>
- Geissen, V., Mol, H., Klumpp, E., Umlauf, G., Nadal, M., van der Ploeg, M., van de Zee, S. E. A. T. M., & Ritsema, C. J. (2015). Emerging pollutants in the environment: A challenge for water

- resource management. *International Soil and Water Conservation Research*, 3(1), 57–65. <https://doi.org/10.1016/j.iswcr.2015.03.002>
- González-Pérez, D. M., Pérez, J. I., & Gómez, M. A. (2017). Behaviour of the main nonsteroidal anti-inflammatory drugs in a membrane bioreactor treating urban wastewater at high hydraulic- and sludge-retention time. *Journal of Hazardous Materials*, 336, 128–138. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2017.04.059>
- Gothwal, R., & Shashidhar, T. (2015). Antibiotic Pollution in the Environment: A Review. *CLEAN – Soil, Air, Water*, 43(4), 479–489. <https://doi.org/10.1002/clen.201300989>
- Gros, M., Catalán, N., Mas-Pla, J., Čelić, M., Petrović, M., & Farré, M. J. (2021). Groundwater antibiotic pollution and its relationship with dissolved organic matter: Identification and environmental implications. *Environmental Pollution*, 289, 117927. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.117927>
- Gude, V. G., & Maganti, A. (2021). Desalination of deep groundwater for freshwater supplies. In *Global Groundwater* (pp. 577–583). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-818172-0.00042-6>
- Hara, K., Kuroda, M., Yabar, H., Kimura, M., & Uwasu, M. (2016). Historical development of wastewater and sewage sludge treatment technologies in Japan – An analysis of patent data from the past 50 years. *Environmental Development*, 19, 59–69. <https://doi.org/10.1016/j.envdev.2016.05.001>
- Harrower, J., McNaughtan, M., Hunter, C., Hough, R., Zhang, Z., & Helwig, K. (2021). Chemical Fate and Partitioning Behavior of Antibiotics in the Aquatic Environment—A Review. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 40(12), 3275–3298. <https://doi.org/10.1002/etc.5191>
- He, L.-Y., He, L.-K., Liu, Y.-S., Zhang, M., Zhao, J.-L., Zhang, Q.-Q., & Ying, G.-G. (2019). Microbial diversity and antibiotic resistome in swine farm environments. *Science of The Total Environment*, 685, 197–207. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.05.369>
- Hubeny, J., Harnisz, M., Korzeniewska, E., Buta, M., Zieliński, W., Rolbiecki, D., Giebułtowiec, J., Nałęcz-Jawecki, G., & Płaza, G. (2021). Industrialization as a source of heavy metals and antibiotics which can enhance the antibiotic resistance in wastewater, sewage sludge and river water. *PLOS ONE*, 16(6), e0252691. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0252691>
- Khurana, P., Pulicharla, R., & Kaur Brar, S. (2021). Antibiotic-metal complexes in wastewaters: fate and treatment trajectory. *Environment International*, 157, 106863. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2021.106863>
- Kivits, T., Broers, H. P., Beeltje, H., van Vliet, M., & Griffioen, J. (2018). Presence and fate of veterinary antibiotics in age-dated groundwater in areas with intensive livestock farming. *Environmental Pollution*, 241, 988–998. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.05.085>
- Kulik, K., Lenart-Boroń, A., & Wyrzykowska, K. (2023). Impact of Antibiotic Pollution on the Bacterial Population within Surface Water with Special Focus on Mountain Rivers. *Water*, 15(5), 975. <https://doi.org/10.3390/w15050975>
- Lin, Y.-C., Lai, W. W.-P., Tung, H., & Lin, A. Y.-C. (2015). Occurrence of pharmaceuticals, hormones, and perfluorinated compounds in groundwater in Taiwan. *Environmental Monitoring and Assessment*, 187(5), 256. <https://doi.org/10.1007/s10661-015-4497-3>
- Liu, X., Zhang, G., Liu, Y., Lu, S., Qin, P., Guo, X., Bi, B., Wang, L., Xi, B., Wu, F., Wang, W., & Zhang, T. (2019). Occurrence and fate of antibiotics and antibiotic resistance genes in typical urban water of Beijing, China. *Environmental Pollution*, 246, 163–173. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.12.005>
- Liu, Z., Lu, Y., Wang, P., Wang, T., Liu, S., Johnson, A. C., Sweetman, A. J., & Baninla, Y. (2017).

- Pollution pathways and release estimation of perfluorooctane sulfonate (PFOS) and perfluorooctanoic acid (PFOA) in central and eastern China. *Science of The Total Environment*, 580, 1247–1256. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.12.085>
- Ma, N., Tong, L., Li, Y., Yang, C., Tan, Q., & He, J. (2022). Distribution of antibiotics in lake water-groundwater - Sediment system in Chenhu Lake area. *Environmental Research*, 204, 112343. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2021.112343>
- Ma, Y., Li, M., Wu, M., Li, Z., & Liu, X. (2015). Occurrences and regional distributions of 20 antibiotics in water bodies during groundwater recharge. *Science of The Total Environment*, 518–519, 498–506. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.02.100>
- McRose, D. L., & Newman, D. K. (2021). Redox-active antibiotics enhance phosphorus bioavailability. *Science*, 371(6533), 1033–1037. <https://doi.org/10.1126/science.abd1515>
- Menció, A., & Mas-Pla, J. (2019). Assessing the Influence of Environmental Factors on Groundwater Antibiotic Occurrence by Means of Variation Partitioning. *Water*, 11(7), 1495. <https://doi.org/10.3390/w11071495>
- Mirzaei, R., Mesdaghinia, A., Hoseini, S. S., & Yunesian, M. (2019). Antibiotics in urban wastewater and rivers of Tehran, Iran: Consumption, mass load, occurrence, and ecological risk. *Chemosphere*, 221, 55–66. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.12.187>
- Montesdeoca-Esponda, S., Palacios-Díaz, M. del P., Estévez, E., Sosa-Ferrera, Z., Santana-Rodríguez, J. J., & Cabrera, M. del C. (2021). Occurrence of Pharmaceutical Compounds in Groundwater from the Gran Canaria Island (Spain). *Water*, 13(3), 262. <https://doi.org/10.3390/w13030262>
- Navarro, T. (2018). Water reuse and desalination in Spain – challenges and opportunities. *Journal of Water Reuse and Desalination*, 8(2), 153–168. <https://doi.org/10.2166/wrd.2018.043>
- Nkoh, J. N., Shang, C., Okeke, E. S., Ejeromedoghene, O., Oderinde, O., Etafo, N. O., Mgbechidinma, C. L., Bakare, O. C., & Meugang, E. F. (2024). Antibiotics soil-solution chemistry: A review of environmental behavior and uptake and transformation by plants. *Journal of Environmental Management*, 354, 120312. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2024.120312>
- Oliveira, T. S., Al Aukidy, M., & Verlicchi, P. (2017). *Occurrence of Common Pollutants and Pharmaceuticals in Hospital Effluents* (pp. 17–32). https://doi.org/10.1007/978_2017_9
- Pan, M., & Chu, L. M. (2017). Fate of antibiotics in soil and their uptake by edible crops. *Science of The Total Environment*, 599–600, 500–512. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.04.214>
- Patyra, E., Nebot, C., Gavilán, R. E., Kwiatek, K., & Cepeda, A. (2023). Prevalence of veterinary antibiotics in natural and organic fertilizers from animal food production and assessment of their potential ecological risk. *Journal of the Science of Food and Agriculture*, 103(7), 3638–3644. <https://doi.org/10.1002/jsfa.12435>
- Pavelquesi, S. L. S., de Oliveira Ferreira, A. C. A., Rodrigues, A. R. M., de Souza Silva, C. M., Orsi, D. C., & da Silva, I. C. R. (2021). Presence of Tetracycline and Sulfonamide Resistance Genes in *Salmonella* spp.: Literature Review. *Antibiotics*, 10(11), 1314. <https://doi.org/10.3390/antibiotics10111314>
- Picó, Y., Alvarez-Ruiz, R., Alfarhan, A. H., El-Sheikh, M. A., Alshahrani, H. O., & Barceló, D. (2020). Pharmaceuticals, pesticides, personal care products and microplastics contamination assessment of Al-Hassa irrigation network (Saudi Arabia) and its shallow lakes. *Science of The Total Environment*, 701, 135021. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135021>
- Qiu, W., Hu, J., Magnuson, J. T., Greer, J., Yang, M., Chen, Q., Fang, M., Zheng, C., & Schlenk, D. (2020). Evidence linking exposure of fish primary macrophages to antibiotics activates the NF-κB pathway. *Environment International*, 138, 105624.

<https://doi.org/10.1016/j.envint.2020.105624>

- Rasschaert, G., Van Elst, D., Colson, L., Herman, L., de Carvalho Ferreira, H. C., Dewulf, J., Decrop, J., Meirlaen, J., Heyndrickx, M., & Daeseleire, E. (2020). Antibiotic Residues and Antibiotic-Resistant Bacteria in Pig Slurry Used to Fertilize Agricultural Fields. *Antibiotics*, 9(1), 34. <https://doi.org/10.3390/antibiotics9010034>
- Ricart, S., & Rico, A. M. (2019). Assessing technical and social driving factors of water reuse in agriculture: A review on risks, regulation and the yuck factor. *Agricultural Water Management*, 217, 426–439. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2019.03.017>
- Robles-Jimenez, L. E., Aranda-Aguirre, E., Castelan-Ortega, O. A., Shettino-Bermudez, B. S., Ortiz-Salinas, R., Miranda, M., Li, X., Angeles-Hernandez, J. C., Vargas-Bello-Pérez, E., & Gonzalez-Ronquillo, M. (2021). Worldwide Traceability of Antibiotic Residues from Livestock in Wastewater and Soil: A Systematic Review. *Animals*, 12(1), 60. <https://doi.org/10.3390/ani12010060>
- Rodríguez-Serin, H., Gamez-Jara, A., De La Cruz-Noriega, M., Rojas-Flores, S., Rodriguez-Yupanqui, M., Gallozzo Cardenas, M., & Cruz-Monzon, J. (2022). Literature Review: Evaluation of Drug Removal Techniques in Municipal and Hospital Wastewater. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 19(20), 13105. <https://doi.org/10.3390/ijerph192013105>
- S. Al-Wasify, R., M. Alruwaili, M., S. Aljohani, F., R. Hamed, S., & Ragab, S. (2024). *The Efficiency of Wastewater Treatment Plants for the Removal of Antibiotics*. <https://doi.org/10.5772/intechopen.111999>
- Saki, M., Farajzadeh Sheikh, A., Seyed-Mohammadi, S., Asareh Zadegan Dezfuli, A., Shahin, M., Tabasi, M., Veisi, H., Keshavarzi, R., & Khani, P. (2022). Occurrence of plasmid-mediated quinolone resistance genes in *Pseudomonas aeruginosa* strains isolated from clinical specimens in southwest Iran: a multicentral study. *Scientific Reports*, 12(1), 2296. <https://doi.org/10.1038/s41598-022-06128-4>
- Silori, R., & Tauseef, S. M. (2022). A Review of the Occurrence of Pharmaceutical Compounds as Emerging Contaminants in Treated Wastewater and Aquatic Environments. *Current Pharmaceutical Analysis*, 18(4), 345–379. <https://doi.org/10.2174/157341291866621119142030>
- Stigter, T. Y., Miller, J., Chen, J., & Re, V. (2023). Groundwater and climate change: threats and opportunities. *Hydrogeology Journal*, 31(1), 7–10. <https://doi.org/10.1007/s10040-022-02554-w>
- Strawn, D. G. (2021). Sorption Mechanisms of Chemicals in Soils. *Soil Systems*, 5(1), 13. <https://doi.org/10.3390/soilsystems5010013>
- Tal, A. (2016). Rethinking the sustainability of Israel's irrigation practices in the Drylands. *Water Research*, 90, 387–394. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2015.12.016>
- Tasho, R. P., & Cho, J. Y. (2016). Veterinary antibiotics in animal waste, its distribution in soil and uptake by plants: A review. *Science of The Total Environment*, 563–564, 366–376. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.04.140>
- Taylor, P., & Reeder, R. (2020). Antibiotic use on crops in low and middle-income countries based on recommendations made by agricultural advisors. *CABI Agriculture and Bioscience*. <https://doi.org/10.1186/s43170-020-00001-y>
- Tran, N. H., Reinhard, M., & Gin, K. Y.-H. (2018). Occurrence and fate of emerging contaminants in municipal wastewater treatment plants from different geographical regions-a review. *Water Research*, 133, 182–207. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.12.029>
- Van Boeckel, T. P., Brower, C., Gilbert, M., Grenfell, B. T., Levin, S. A., Robinson, T. P., Teillant,

- A., & Laxminarayan, R. (2015). Global trends in antimicrobial use in food animals. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 112(18), 5649–5654. <https://doi.org/10.1073/pnas.1503141112>
- Viana, P., Meisel, L., Lopes, A., de Jesus, R., Sarmiento, G., Duarte, S., Sepodes, B., Fernandes, A., dos Santos, M. M. C., Almeida, A., & Oliveira, M. C. (2021). Identification of Antibiotics in Surface-Groundwater. A Tool towards the Ecopharmacovigilance Approach: A Portuguese Case-Study. *Antibiotics*, 10(8), 888. <https://doi.org/10.3390/antibiotics10080888>
- Vo, T.-K.-Q., Bui, X.-T., Chen, S.-S., Nguyen, P.-D., Cao, N.-D.-T., Vo, T.-D.-H., Nguyen, T.-T., & Nguyen, T.-B. (2019). Hospital wastewater treatment by sponge membrane bioreactor coupled with ozonation process. *Chemosphere*, 230, 377–383. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.05.009>
- Vymazal, J. (2018). Constructed Wetlands for Water Quality Regulation. In *The Wetland Book* (pp. 1313–1320). Springer Netherlands. https://doi.org/10.1007/978-90-481-9659-3_234
- Wu, W., Ma, M., Hu, Y., Yu, W., Liu, H., & Bao, Z. (2021). The fate and impacts of pharmaceuticals and personal care products and microbes in agricultural soils with long term irrigation with reclaimed water. *Agricultural Water Management*, 251, 106862. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2021.106862>
- Xiao, W., Zhao, X., Teng, Y., Wu, J., & Zhang, T. (2023). Review on Biogeochemical Characteristics of Typical Antibiotics in Groundwater in China. *Sustainability*, 15(8), 6985. <https://doi.org/10.3390/su15086985>
- Xu, Y., Yu, X., Xu, B., Peng, D., & Guo, X. (2021). Sorption of pharmaceuticals and personal care products on soil and soil components: Influencing factors and mechanisms. *Science of The Total Environment*, 753, 141891. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.141891>
- Yao, L., Wang, Y., Tong, L., Deng, Y., Li, Y., Gan, Y., Guo, W., Dong, C., Duan, Y., & Zhao, K. (2017). Occurrence and risk assessment of antibiotics in surface water and groundwater from different depths of aquifers: A case study at Jiangnan Plain, central China. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 135, 236–242. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2016.10.006>
- Yuan, W., Tian, T., Yang, Q., & Riaz, L. (2020). Transfer potentials of antibiotic resistance genes in *Escherichia* spp. strains from different sources. *Chemosphere*, 246, 125736. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.125736>
- Yuan, X., Hu, J., Li, S., & Yu, M. (2020). Occurrence, fate, and mass balance of selected pharmaceutical and personal care products (PPCPs) in an urbanized river. *Environmental Pollution*, 266, 115340. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.115340>
- Zhang, H., Bai, J., Xue, W., Xue, Y., & Zhang, Y. (2022). Quantum chemical prediction of effects of temperature on hydrolysis rate of penicillin under weakly acidic condition. *Science of The Total Environment*, 806, 150509. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.150509>
- Zhi, D., Yang, D., Zheng, Y., Yang, Y., He, Y., Luo, L., & Zhou, Y. (2019). Current progress in the adsorption, transport and biodegradation of antibiotics in soil. *Journal of Environmental Management*, 251, 109598. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.109598>
- Zhou, X., Wang, J., Lu, C., Liao, Q., Gudda, F. O., & Ling, W. (2020). Antibiotics in animal manure and manure-based fertilizers: Occurrence and ecological risk assessment. *Chemosphere*, 255, 127006. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.127006>
- Zhuang, S., & Wang, J. (2023). Interaction between antibiotics and microplastics: Recent advances and perspective. *Science of The Total Environment*, 897, 165414. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.165414>