

ORIGINAL

ESBL superbacteria in fresh waters of Tungurahua: risks and regulatory gaps

Superbacterias BLEE en aguas dulces de Tungurahua: riesgos y vacíos normativos

Patricia Lorena Paredes¹  , Andrés Chérrez-Ramírez¹  , Alejandro Bravo Paredes²  , Iván Toapanta Yugcha¹  

¹Universidad Técnica de Ambato, Facultad de Ciencias de la Salud. Ambato, Ecuador.

²Universidad Católica del Ecuador PUCE, Ambato, Ecuador.

Citar como: Paredes PL, Chérrez-Ramírez A, Bravo Paredes A, Toapanta Yugcha I. ESBL superbacteria in fresh waters of Tungurahua: risks and regulatory gaps. Salud, Ciencia y Tecnología. 2025; 5:1717. <https://doi.org/10.56294/saludcyt20251717>

Enviado: 07-11-2024

Revisado: 23-01-2025

Aceptado: 05-06-2025

Publicado: 06-06-2025

Editor: Prof. Dr. William Castillo-González 

Autor para la correspondencia: Andrés Chérrez-Ramírez 

ABSTRACT

Introduction: currently, antimicrobial resistance and more specifically extended-spectrum beta-lactamase (ESBL)-producing bacteria are a growing global threat. The fresh waters of Tungurahua-Ecuador are very important because of the diversity of uses they provide and could also be a source and dissemination route of ESBL with a potential risk to public health and the environment.

Method: a descriptive, qualitative-quantitative observational study was carried out in the province of Tungurahua. Thirty points (5 rivers, 25 pools) were analyzed by non-probabilistic sampling. Physicochemical variables (pH, chlorine, temperature) were measured in situ and in the laboratory. Bacteria were isolated and phenotypically characterized. A qualitative regulatory analysis was performed to detect regulatory gaps in antimicrobial resistance and ESBL.

Results: ESBL phenotype was detected in 28 of the 30 sites (93,3 %): 5 rivers and 23 of the 25 pools. In rivers, *E. coli* ESBL (72,7 %) and KEC (*Klebsiella*, *Enterobacter*, *Citrobacter*) (27,3 %) were the most frequent. In swimming pools, *Acinetobacter* ESBL (60,6 %), KEC (15,2 %), *Pseudomonas* (15,2 %) and *E. coli* (9,1 %) were the most frequent. Regulatory analysis revealed that TULSMA lacked specific AMR/ESBL parameters, mandatory periodic monitoring and alert thresholds.

Conclusions: the evidence revealed severe contamination by ESBL, linked to wastewater and agricultural discharges, which increases the health and environmental risk. There is an urgent need to improve water treatment, discharge controls and monitoring. The TULSMA lacks parameters for AMR, ESBL, ARGs and “One Health” approach; it requires PCR and intersectoral surveillance and active training.

Keywords: Fresh Water; Drug Resistance, Microbial; Extended-Spectrum Beta-Lactamases (ESBL); One Health; Environmental Legislation - TULSMA; Public Health.

RESUMEN

Introducción: en la actualidad, la resistencia antimicrobiana y más específicamente las bacterias productoras de betalactamasas de espectro extendido (BLEE) constituyen una creciente amenaza mundial. Las aguas dulces de Tungurahua-Ecuador son muy importantes por la diversidad de usos que prestan y podrían ser también una fuente y vía de diseminación de las BLEE con un potencial riesgo para la salud pública y el medioambiente.

Método: se llevó a cabo un estudio observacional descriptivo, cualitativo-cuantitativo en la provincia de Tungurahua. Se muestrearon 30 puntos (5 ríos, 25 piscinas) mediante un muestreo no probabilístico. Se midieron in situ y en el laboratorio las variables fisicoquímicas (pH, cloro, temperatura). Se aislaron y caracterizaron fenotípicamente las bacterias. Se realizó un análisis cualitativo normativo para detectar

vacíos regulatorios sobre resistencia antimicrobiana y BLEE.

Resultados: se detectó fenotipo BLEE en 28 de los 30 sitios (93,3 %): 5 ríos y 23 de las 25 piscinas. En ríos, *E. coli* BLEE (72,7 %) y KEC (*Klebsiella*, *Enterobacter*, *Citrobacter*) (27,3 %) las más frecuentes. En piscinas, *Acinetobacter* BLEE (60,6 %), KEC (15,2 %), *Pseudomonas* (15,2 %) y *E. coli* (9,1 %) las más frecuentes. El análisis normativo reveló que el TULSMA carecía de parámetros específicos de RAM/BLEE, monitoreo periódico obligatorio y umbrales de alerta.

Conclusiones: la evidencia reveló severa contaminación por BLEE, vinculada a descargas residuales y agropecuaria, esta eleva el riesgo sanitario y ambiental. Es urgente mejorar el tratamiento de aguas, controles de descarga y monitoreo. El TULSMA carece de parámetros para RAM, BLEE, ARGs y enfoque “Una Salud”; requiere PCR y vigilancia intersectorial y capacitación activa.

Palabras clave: Agua dulce; Farmacorresistencia Microbiana; Betalactamasas de Espectro Extendido (BLEE); One Health; Legislación Ambiental - TULSMA; Riesgo para la Salud Pública.

INTRODUCCIÓN

La provincia de Tungurahua, situada en la región central de Ecuador, presenta una variada y rica hidrografía, que permite el desarrollo agrícola, industrial y para el consumo humano del área. Uno de sus ríos (Ambato) es una de las principales fuentes hídricas de la provincia, ya que se lo aprovecha considerablemente para la irrigación de los cultivos que tienen las poblaciones cercanas. Esta utilización lo posiciona como un recurso acuático fundamental en la zona.^(1,2)

La resistencia a los antimicrobianos (RAM) representa una amenaza para la salud pública y afecta negativamente la eficacia de los tratamientos antibióticos;^(3,4) la emergente diseminación ambiental de bacterias productoras de betalactamasas de espectro extendido (BLEE) constituye un importante problema.^(3,5) Las bacterias productoras de BLEE son resistentes a moléculas antibacterianas de relevancia como las cefalosporinas de tercera generación y su diseminación supone un fracaso en el tratamiento en seres humanos y en animales infectados por estas bacterias multirresistentes.⁽⁶⁾

Los ambientes acuáticos son el blanco de los impactos antropogénicos debidos a los contaminantes.^(5,7) El hallazgo de enterobacterias BLEE en aguas superficiales de todo el mundo es un hecho, siendo las aguas superficiales un reservorio y un medio para el transporte de enterobacterias BLEE a seres humanos y/o ecosistemas.^(3,5) La liberación de contaminantes comporta un aumento de la RAM.⁽³⁾ Se ha detectado resistencia a colistina en aguas cloacales, industriales y ríos,⁽⁸⁾ lo que pone de manifiesto la urgente necesidad de controlarlas e intervenir.⁽⁸⁾ En este contexto, la acción antropogénica, esto es, el conjunto de actividades humanas que impactan el medio ambiente impacta en RAM ambiental.⁽⁹⁾

En este contexto, la acción antropogénica, esto es, el conjunto de actividades humanas que impactan el medio ambiente impacta en RAM ambiental. La presencia de BLEE en aguas dulces presenta riesgo de exposición a través de contacto, ingestión y cadena alimentaria.^(7,10) La evaluación cualitativa del riesgo de prevalencia BLEE, considera patogenicidad y uso del agua.⁽¹¹⁾

Áreas rurales sin agua de calidad son vulnerables.⁽⁷⁾ La contaminación orgánica fecal (medida a través de coliformes fecales/totales) es un fenómeno que predominará y estará presente en aquellos recursos hídricos de donde procedan aguas residuales y el uso de la agricultura debido a la mala gestión del agua y la falta de alcantarillado,⁽¹²⁾ así como su implicación en el efecto de transporte de bacterias resistentes a los antimicrobianos.⁽¹³⁾

Las condiciones de los ecosistemas de agua dulce actúan como reservorios de genes RAM, lo cual puede promover el fenómeno de transferencia horizontal.^(3,5) Efluentes cloacales e industriales sin tratar pueden facilitar la diseminación de bacterias resistentes.⁽³⁾ La expansión de la agricultura y la deforestación de las riberas de los cuerpos de agua podrían reducir la calidad del agua^(14,15) y promover la persistencia/diseminación de bacterias resistentes,^(7,16) mientras las riberas favorecen la reducción de la contaminación.⁽¹⁶⁾

Es importante confrontar lo experimentado en este trabajo con la normativa ecuatoriana: Texto Unificado de Legislación Secundaria de Medio Ambiente (TULSMA),⁽¹⁷⁾ ley que regula la calidad del agua de consumo humano. La Regulación Nro. DIR-ARCA-RG-012-2022 estipula los requisitos a exigir ante un riesgo en cuanto a la calidad del agua, exigiendo la comunicación y la elaboración de planes de contingencia.⁽¹⁸⁾ TULSMA también se encarga de regular la producción de residuos sólidos.⁽¹⁷⁾ La Autoridad Ambiental Nacional ejerce la rectoría. Existen criterios de calidad, aunque pueden no existir criterios específicos para BLEE en aguas dulces;⁽⁷⁾ y la norma también determina los límites de descarga.⁽¹⁷⁾

El estudio de los “puntos calientes” de la RAM medioambiental (estaciones depuradoras de aguas residuales, desbordes de aguas residuales y efluentes cloacales e industriales, así como ríos bajo influencia antropogénica) es clave para comprender el fenómeno de la diseminación.^(19,20,21)

Los objetivos de este estudio son: evaluar la presencia, características y distribución de bacterias productoras

de Betalactamasas de Espectro Extendido (BLEE) en fuentes de agua dulce de la provincia de Tungurahua, Ecuador; analizar el riesgo sanitario y ambiental asociado a estas superbacterias; e identificar las brechas en la normativa ambiental ecuatoriana (TULSMA) para proponer recomendaciones que fortalezcan su seguimiento, prevención y control.

MÉTODO

Estudio de tipo observacional descriptivo cualitativo-cuantitativo ejecutado entre julio y diciembre de 2023. Se establecieron 30 puntos de muestreo no probabilístico por conveniencia, 5 ríos y 25 piscinas recreativas, priorizando lugares relacionados a la salud pública. Luego se georreferenció cada punto de muestreo y se lo codificó. Utilizando frascos estériles con un volumen de 250 mL, se recolectó la muestra puntual de agua superficial por sitio. En el caso de las piscinas, se añadió tiosulfato de sodio como mediador para neutralizar el cloro. En las muestras de agua de piscina, se dispuso la construcción de identificador tras el consentimiento informado. Una vez recogidas, las muestras se refrigeraron ($< 4^{\circ}\text{C}$) y se transportaron al laboratorio en un tiempo de < 6 horas. In situ se registró la temperatura del agua y del aire; en el laboratorio, se midieron el pH y cloro residual libre. Para el caso de Aerobios totales se usó Petrifilm® para el recuento bacteriano inicial, en el caso de los ríos se complementó con el método de Número Más Probable (NMP) en diluciones seriadas. Se sembraron las colonias representativas en agar MacConkey para seleccionar los bacilos Gram negativos.

La detección fenotípica de BLEE se realizó en medio cromogénico selectivo. (ej. CHROMagar™ ESBL), incubado a 37°C por 24h. Colonias con coloración característica se consideraron presuntivas BLEE+ y se clasificaron para nivel de género/grupo con pruebas bioquímicas básicas. La confirmación BLEE y el perfil de resistencia se determinaron mediante microdilución (Sensititre™ GN2F). Las suspensiones bacterianas se ajustaron a 0,5 McFarland y fueron inoculados con distintos antimicrobianos. Luego de la incubación en un término de 18 a 24 h se determinó la Concentración Mínima Inhibitoria (CMI) y se interpretó los resultados como sensible, intermedio o resistente, confirmando el fenotipo BLEE con pruebas de susceptibilidad antimicrobiana de aplicación, según los estándares y guías para laboratorios clínicos CLSI (Clinical and Laboratory Standards Institute).

Para los aislamientos confirmados BLEE+, se registró su identificación presuntiva. Se calcularon frecuencias de grupos taxonómicos BLEE+ y la prevalencia de sitios positivos (%). Se analizó la presencia y prevalencia de aislados BLEE+, según el tipo de la fuente de agua.

El componente cualitativo de esta investigación adoptó un enfoque de análisis normativo, buscó vacíos regulatorios de la legislación ambiental ecuatoriana, específicamente en el TULSMA, en referencia con la resistencia antimicrobiana de aguas superficiales.

Para ello se utilizó una estrategia metodológica, consistente en cinco fases donde: I) se aplicó una revisión crítica del TULSMA actualmente vigente, con el fin de detectar omisiones en cuanto a parámetros de resistencia bacteriana; II) se aplicó un análisis comparativo normativo, con respecto a los marcos de referencia internacional; III) se elaboró una evaluación cualitativa de los riesgos sanitarios, y que se contrastó con normativas de calidad del agua; IV) se interpretó el riesgo medioambiental y se detectó brechas regulatorias; y V) elaboración de recomendaciones técnicas y operativas para potenciar el TULSMA.

RESULTADOS

Se analizaron treinta sitios (cinco ríos y veinticinco piscinas recreativas) seleccionados por muestreo no probabilístico para determinar la prevalencia de sitios con fenotipo BLEE:

- Muestras Ríos: M1-M7 (Río Verde, Río Ulba, Río Cutuchi, Río Pachanlica, Río Ambato).
- Muestras Piscinas: M8-M32 (Piscina A-Y).

Se analizaron 7 muestras de agua de río y 25 de piscinas recreativas de Tungurahua. El pH medio del agua de río y de piscina fue similar (ríos: 6,86; piscinas: 6,68), con medianas de 6,8 y 6,7, respectivamente. El rango de pH fue mayor en las piscinas (6,1-7,7) que en el río (6,5-7,2).

Los niveles de cloro residual fueron sustancialmente mayores en las piscinas (media: 0,111 mg/L; mediana: 0,096 mg/L) que en los ríos (media: 0,016 mg/L; mediana: 0,01 mg/L), con rangos también más altos (0,02-0,3 mg/L en piscinas frente a 0-0,04 mg/L en ríos). La temperatura del agua fue considerablemente más alta en las piscinas (media $28,15^{\circ}\text{C}$, mediana 28°C) en comparación con la del río (media $16,06^{\circ}\text{C}$, mediana $16,4^{\circ}\text{C}$).

La temperatura ambiente promedio fue prácticamente la misma (aproximadamente $27,4$ - $27,5^{\circ}\text{C}$), pero las piscinas presentaron una mediana mayor ($30,1^{\circ}\text{C}$ frente a $27,5^{\circ}\text{C}$) y una mayor amplitud térmica ($12,8$ - $36,2^{\circ}\text{C}$ en las piscinas frente a 22 - $32,6^{\circ}\text{C}$ en los ríos). De igual manera, la humedad ambiental promedio, mediana y amplitud térmica fueron mayores en el entorno de la piscina (promedio 55,72 %, mediana 56,7 % y amplitud 24,5-88,7 %) que en los ríos (promedio 48,86 %, mediana 44 %, y amplitud 36-67 %).

Los resultados mostraron la presencia de bacterias con fenotipo BLEE en los cinco ríos estudiados y en veintitrés de las veinticinco piscinas; en la piscina R (M23) y la piscina S (M24) no se aislaron BLEEs. De los treinta lugares en total, veintiocho (93,3 %) presentaron bacterias multirresistentes productoras de betalactamasas de

espectro extendido BLEEs.

La siguiente tabla presenta la frecuencia de aislamientos de bacterias productoras de B-lactamasas de espectro extendido (BLEE) y muestras sin crecimiento, desagregada entre ríos y piscinas de Tungurahua.

Tabla 1. Total de aislamientos BLEEs+ caracterizados por fuente de agua		
Categoría	F. Ríos	F. Piscinas
BLEE <i>Acinetobacter</i>	0	20
BLEE <i>E. coli</i>	8	3
BLEE KEC	3	5
BLEE <i>Pseudomonas</i>	0	5
Sin crecimiento (-)	0	4
Total de aislamientos caracterizados	11	37

En este análisis, en los resultados registrados de aguas de río ($n = 11$) se comprobó que el 100 % de los casos fueron de aislados resistentes, predominando los de BLEE *E. coli* (72,7 %) y los de KEC (27,3 %). En los resultados de agua de piscina ($n = 37$) se observa que el 89,2 % de las mismas son positivas, siendo los aislados BLEE *Acinetobacter* los predominantes (60,6 %), junto a KEC (15,2 %), *Pseudomonas* (15,2 %) y *E. coli* (9,1 %). En términos globales, un 41,7 % de todas las muestras analizadas contenía *Acinetobacter* resistente; un 22,9 % *E. coli*; un 16,7 % KEC y un 10,4 % *Pseudomonas*; y un 8,3 % sin aislamiento de bacterias.

A partir de los resultados cuantitativos, de acuerdo con la metodología, generamos el análisis cualitativo normativo para encontrar brechas en el TULSMA, para contrastar sus parámetros con los estándares internacionales y para evaluar riesgos ambientales y sanitarios. El TULSMA es un marco de la gestión ambiental en el Ecuador, que abarca, la regulación de la calidad del agua, el control de la contaminación ambiental, la gestión de los desechos peligrosos y especiales, la gestión de las sustancias químicas peligrosas. Establece la calidad del agua de acuerdo con sus características físicas, químicas y biológicas, y plantea la evaluación y el control de la calidad del agua mediante muestreos, modelado bacteriano, recuento de coliformes, etc., pero no describe parámetros para RAM, BLEE o ARGs.⁽¹⁷⁾

Estudios en Ecuador^(1,7,22,23,24) muestran contaminación continua con RAM vinculada a descargas de aguas residuales, altos niveles de *E. coli* BLEE y prevalencia de blaCTX-M-15.⁽²⁵⁾ Estos resultados sumados a la evidencia de otras fuentes,^(19,24,26,27) demuestran la alta prevalencia de bacterias resistentes a antibióticos y multi-resistentes (MDR), en cuerpos de agua dulce en Ecuador.

Investigaciones en EE. UU., Brasil, Malasia y otros países, presentan monitoreo de ARGs (blaTEM, blaCTX-M, blaPSE, blaCMY-2, blaOXA-48, mcr, blaNDM, blaKPC) mediante PCR (Reacción en Cadena de la Polimerasa)^(26,27,28,29) y uso de índices RAM para cuantificar resistencia múltiple;⁽¹³⁾ y prevalencia de *E. coli* BLEE y genes específicos en aguas residuales,^(7,8,23,24,30) bajo el protocolo WHO Tricycle de Una Salud.⁽³¹⁾ Estas prácticas establecen estándares técnicos que van más allá de los coliformes fecales⁽⁷⁾ y destacan la necesidad de incorporar ARGs y RAM como indicadores normativos.

Estudios recientes confirman que los entornos acuáticos contienen bacterias multirresistentes y genes de RAM con “implicaciones serias para la salud pública”,^(3,13,24,32) así como potenciales impactos negativos sobre la diversidad acuática y los sistemas agrícolas que utilizan estas aguas.^(5,15) El agua potable doméstica puede albergar Enterobacterales multirresistentes (incluyendo *E. coli* BLEE) porque la calidad del agua se mide únicamente con indicadores fecales,^(7,8,10,14,27,29,33,34) poniendo en riesgo tanto la fauna y flora acuática como los cultivos irrigados y, sin monitoreo específico,^(15,19) las aguas consideradas “seguras” por la normativa actual pueden diseminar RAM de modo silencioso.

El análisis cualitativo reveló que el TULSMA carece de indicadores específicos de resistencia antimicrobiana no incluye parámetros fenotípicos BLEE pese a la alta prevalencia documentada en Tungurahua y a la viabilidad técnica basada en la regulación de coliformes fecales;⁽¹⁷⁾ no define monitoreo periódico obligatorio de RAM en cuerpos de agua recreativos, aunque estudios evidencian la necesidad de detección temprana en ríos y piscinas;^(17,35) no contempla umbrales de advertencia que activen protocolos de investigación sin sanción inmediata,⁽¹⁷⁾ aun cuando estos niveles están recomendados por la OMS⁽³⁵⁾ y se emplean como valores de línea de base;⁽¹⁷⁾ omite el enfoque “Una Salud” que reconoce la interdependencia de la salud ambiental, humana y animal en la diseminación de RAM^(36,37) y la obligación de coordinación interinstitucional;^(17,36) y no incluye la detección de ARGs (blaTEM, blaCTX-M, mcr, blaNDM, blaKPC) mediante PCR^(35,36) ni el uso de índices de resistencia múltiple,⁽³⁵⁾ ambos estándares en marcos internacionales.

Así también, el Plan Nacional 2019-2023 para la Prevención y el Control de la Resistencia Antimicrobiana de Ecuador tampoco tiene vigilancia de organismos resistentes en cuerpos de agua dulce o parámetros ambientales para su seguimiento.⁽³⁸⁾ La mayoría de los planes nacionales, a nivel internacional, no la tienen tampoco y sólo

mantienen controles tradicionales como coliformes o DBO (Demanda Bioquímica de Oxígeno) y no incluyen organismos resistentes o genes de resistencia.⁽³⁹⁾ Esta ausencia contradice el enfoque de “Una Salud”, que sí asume la dispersión de microorganismos resistentes en suelos y cuerpos de agua como un riesgo sanitario a nivel global.

DISCUSIÓN

Los datos obtenidos en Tungurahua demuestran una elevada presencia de las enterobacterias BLEE, encontradas en ríos y en piscinas (93,3 %),⁽²⁴⁾ concuerdan con informes sobre *E. coli* y *Acinetobacter* resistentes en ambientes influidos por efluentes.^(19,23,24) En los ríos, predominó *E. coli* (72,7 %) y KEC (27,3 %); y en las piscinas, *Acinetobacter* (60,6 %), KEC (15,2 %), *Pseudomonas* (15,2 %), y *E. coli* (9,1 %), lo que pone de manifiesto dinámicas de contaminación vinculadas a las descargas residuales y a las prácticas agropecuarias^(7,24,40). Las diferencias fisicoquímicas, un pH similar (6,86 vs. 6,68), cloro residual más elevado en las piscinas, temperatura de las aguas más elevadas (>27 °C) en las piscinas favorecen la supervivencia de las superbacterias, a pesar de niveles de cloro, arroja 23 de 25 piscinas positivas, sugiriendo cepas tolerantes al cloro.

La identificación de BLEE muestra la presencia de bacterias coliformes fecales, que son señales de una contaminación grave,⁽⁷⁾ y supera los límites permitidos a nivel internacional, que son de 25 CFU/mL.⁽²⁶⁾ La OMS prioriza la eliminación de *E. coli* en agua de consumo, y su presencia requiere investigación inmediata.⁽³⁵⁾ El hallazgo de BLEE en cuerpos de agua, muestran que existe una amplia resistencia a los antibióticos, que complica el tratamiento de infecciones.⁽²⁴⁾ Las aguas residuales que se arrojan sin ser tratadas contienen bacterias expuestas a antibióticos usados en hospitales, en la agricultura y en comunidades.⁽²⁴⁾ Además, las actividades ganaderas las diseminan en los ecosistemas.^(7,24,40)

Estudios realizados en el río Chimbo evidencian resistencia a múltiples betalactámicos y a la nitrofurantoína;⁽²⁴⁾ así mismo con ello se justifica el uso de análisis moleculares (ARGs blaTEM, blaSHV).⁽⁴¹⁾ Estudios realizados en el sector de Mocache dejan entrever que la vegetación por sí sola no confiere una reducción significativa de la contaminación,⁽⁷⁾ lo que pone de manifiesto que se requieren acciones más integrales que meras actuaciones, como pudiera ser el riesgo de una mera actuación pasiva.

Los cuerpos de agua cerca de las ciudades están continuamente contaminados con bacterias resistentes, y esto se agrava debido al mal tratamiento de las aguas residuales.^(5,24) Las plantas de tratamiento de Aguas Residuales (WWTPs) reciben y liberan bacterias que son resistentes a medicamentos (ARBs), genes de Resistencia a Antimicrobianos (ARGs) y antibióticos, incluso tras desinfección por cloro o luz ultravioleta,⁽⁵⁾ lo cual las convierte en focos de propagación de RAM en el ambiente acuático.^(5,19) Asimismo, el agua de lluvia que corre por los campos agrícolas, junto con las heces de animales domésticos y salvajes, contribuyen a la presencia de coliformes fecales y otros microorganismos contaminantes.^(7,42)

La detección de altos niveles de *E. coli* BLEE en ríos y lagunas es frecuente y alarmante, debido a su gran capacidad para adaptarse.⁽²⁴⁾ La resistencia a varios antibióticos β -lactámicos, como cefotaxima, piperacilina-tazobactam, cefoxitina, ertapenem, amikacina, nitrofurantoína y azitromicina y el perfil MDR,^(24,28) aumenta el riesgo para la salud. Esto se debe a que estas cepas, que normalmente viven en nuestro cuerpo, pueden pasar genes de resistencia a bacterias que causan enfermedades en el agua.⁽⁴³⁾

El análisis cualitativo del TULSMA (Texto Unificado de Legislación Secundaria de Medio Ambiente) evidencia un desfase frente a estándares internacionales. Aunque regula calidad de agua y descargas,⁽¹⁷⁾ e incluye parámetros físicos, químicos y microbiológicos (coliformes10), carece de indicadores de resistencia antimicrobiana (por ejemplo BLEE). En contraste, países como EE. UU., Brasil y otros, utilizan la técnica PCR para detectar genes de resistencia a antibióticos (ARGs) e índices RAM para medir el nivel de resistencia.⁽¹³⁾ La alta prevalencia de blaCTX-M-15 en las aguas de Ecuador^(10,23) demuestra la importancia de monitorear genes específicos, ya que este gen es uno de los más comunes que causan resistencia a los antibióticos a nivel mundial.^(23,44)

Incluso cuando hay contaminación que se puede detectar, el TULSMA únicamente se enfoca en marcadores fecales, ignorando el riesgo de resistencia. Las recomendaciones de la OMS para agua de consumo dan prioridad para *E. coli* como indicador,⁽³⁵⁾ pero la detección de cepas resistentes en Tungurahua representa una amenaza adicional.

La ausencia de monitoreo periódico obligatorio de resistencia antimicrobiana en aguas recreativas es notable, pese a su alta prevalencia en ríos y piscinas. Estudios destacan la importancia de evaluar de manera sistemática los parámetros físicos, químicos y microbiológicos.⁽⁷⁾ El TULSMA exige que se realicen muestreos y controles,⁽¹⁷⁾ pero no establece parámetros claros para la RAM, lo que permite que esta contaminación no sea detectada; tampoco umbrales de alerta para resistencia que desencadenen estudios rigurosos. En el contexto mundial, la generación de valores de línea base y la estimación de límites paramétricos es primordial;^(7,35) la OMS opta por un enfoque escalonado, considerando en primer lugar patógenos agudos,⁽³⁵⁾ pero en el que la RAM se considera ya un punto de riesgo muy prioritario.^(36,37) Excedencias de *E. coli* conllevan respuestas rápidas,⁽³⁵⁾ por lo que es obvio que cepas resistentes pedirían protocolos más estrictos.

En este contexto, el enfoque clínico y agropecuario del Plan Nacional 2019 - 2023 para la Prevención y

Control de la Resistencia Antimicrobiana de Ecuador pone de manifiesto su falta de adecuación para la calidad microbiana de cuerpos de agua dulce al dejar de lado los mecanismos de vigilancia específicos que deben de aplicarse para la detección y control de bacterias multirresistentes en ese medio.⁽³⁸⁾ Por lo tanto, se hace necesario reformar el TULSMA para implementar la vigilancia obligatoria de la resistencia en aguas superficiales y crear indicadores de alerta temprana siguiendo las menciones de los organismos competentes a nivel internacional.^(5,39) La normativa actualizada no sólo pondría al día la gestión medioambiental a las exigencias internacionales, sino que permitiría de un modo efectivo la incorporación de la dimensión medioambiental de la RAM en las políticas públicas, contrarrestando los riesgos sanitarios y ecológicos derivados de la propagación de superbacterias.

Un vacío también importante es la falta del enfoque “Una Salud”, el cual integra salud humana, animal y ambiental en la normativa ecuatoriana.⁽³⁶⁾ La diseminación de genes de resistencia a través de efluentes/escorrentías agrícolas pone de manifiesto la importancia de la colaboración interinstitucional,^(36,37) como la que ya se ve impulsada en los planes globales.⁽³⁶⁾

Finalmente, el TULSMA no contempla detección de genes de resistencia (ARGs) por PCR ni MAR (Índice de Resistencia a Múltiples Antibióticos), estándares en marcos internacionales.^(7,13) La OMS-FAO-OIE elaboran directrices para vigilancia ambiental de antimicrobianos;⁽³⁷⁾ su incorporación en la normativa nacional mejoraría la caracterización del riesgo de diseminación de RAM a nivel ecosistémico y comunitario.

Este refuerzo metodológico y normativo resulta imprescindible para articular la vigilancia de la RAM en cuerpos de agua con el enfoque global de “Una salud”, (One Health), que reconoce la interconexión entre la salud humana, animal, vegetal y ambiental.^(36,37) El Plan de Acción Mundial sobre la resistencia a los antimicrobianos⁽³⁷⁾ y el Plan de Acción Conjunto sobre “Una salud”⁽³⁶⁾ de la OMS, priorizan la vigilancia y la investigación para reforzar el conocimiento sobre la RAM.^(36,37,45) Estos planes mencionan explícitamente e invitan a la integración del medioambiente en el enfoque “Una salud”⁽³⁶⁾ y a la vigilancia integrada de la RAM en la salud humana, la salud animal, la agricultura y el medio ambiente.^(36,37,45,46)

CONCLUSIONES

Los resultados del trabajo realizado en Tungurahua, junto a la evidencia previa obtenida en Ecuador y las normas de aplicación, revelan, en consecuencia, una severa contaminación microbiológica con bacterias BLEE: *Acinetobacter* en las piscinas y *E. coli* en los ríos, asociadas a la contaminación por descarga residual y actividades agropecuarias, con el consiguiente aumento del potencial riesgo sanitario y medioambiental. Estos resultados evidencian la necesidad urgente de mejorar el tratamiento de aguas residuales, de incrementar los controles de descarga como de implantar un sistema de monitoreo medioambiental activo para interrumpir la diseminación de la resistencia antimicrobiana.

La literatura y la práctica internacional muestran, además, la ausencia de los métodos del TULSMA para la regulación de estos parámetros: ausencia de parámetros específicos para RAM, BLEE y ARGs, ausencia de controles para su monitoreo periódico, ausencia de umbrales de alerta y omisión del enfoque de “Una Salud”. Para salvar este vacío regulativo, es necesario establecer metodologías que incluyan la detección de ARGs por PCR y niveles de resistencia, incorporar un enfoque intersectorial y llevar a cabo una vigilancia de control activo. Las investigaciones futuras deben tratar de cuantificar sistemáticamente ARB y ARGs, la caracterización molecular de los genes de resistencia y la validación de las medidas de gestión introducidas.

Por lo tanto, en TULSMA se recomienda: 1.- incluir estándares de calidad con indicadores de bacterias resistentes y carga de ARGs; 2.- monitoreo periódico de RAM en cuerpos de agua y efluentes; 3.- gestión de residuos y aguas residuales con énfasis en RAM; 4.- control de sustancias químicas (Antimicrobianos) y fomento de Buenas Prácticas; 5.- promoción de la investigación y desarrollo tecnológico y 6.- fortalecimiento de la coordinación intersectorial y capacitación.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. Pérez Aldas LV, Guachamin Zambrano SN, Acurio Arcos LP, Robalino Martínez D, Fuentes EM. Study of the Influence of Anthropogenic Sources on the Water Quality of the Ambato River, Tungurahua - Ecuador. A Growing Environmental Problem. Lecture Notes in Networks and Systems. 2022 Jan 1;379:101-10. https://doi.org/10.1007/978-3-030-94262-5_10
2. Infoandina. Inventario y diagnóstico del recurso hídrico. Provincia de Tungurahua [Internet]. 2004 [cited 2025 Apr 12]. Available from: <http://infoandina.org/infoandina/es/content/inventario-y-diagn%C3%B3stico-del-recurso-h%C3%ADrico-provincia-de-tungurahua>.
3. Organización Panamericana de la Salud, Ministerio de Salud de Argentina. Enfoque Una Salud: estudios ambientales de la resistencia a los antimicrobianos Iniciativas en Argentina [Internet]. 2023 [cited 2025 Apr 12]. Available from: https://www.argentina.gob.ar/sites/default/files/bancos/2023-11/enfoque_una_salud_

estudios_ambientales_resistencia_antimicrobianos_6112023.pdf

4. Tang KWK, Millar BC, Moore JE. Antimicrobial Resistance (AMR). Br J Biomed Sci. 2023 Jun 28;80. <https://doi.org/10.3389/bjbs.2023.11387>
5. Cho S, Jackson CR, Frye JG. Freshwater environment as a reservoir of extended-spectrum β -lactamase-producing Enterobacteriaceae. J Appl Microbiol. 2023 Mar 1;134(3). <https://doi.org/10.1093/JAMBIO/LXAD034>
6. Song H, Yoo JS, Unno T. Discerning the dissemination mechanisms of antibiotic resistance genes through whole genome sequencing of extended-spectrum beta-lactamase (ESBL)-producing *E. coli* isolated from veterinary clinics and farms in South Korea. Science of The Total Environment [Internet]. 2024 May 20;926:172068. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2024.172068>
7. González-Osorio BB, Saá-Yáñez LM, Simba-Ochoa LF, Barragán-Monrroy R, Cadme-Arevalo ML. Vegetación riparia y la calidad del recurso hídrico en la zona centro del litoral Ecuatoriano. REVISTA TERRA LATINOAMERICANA. 2022 Nov 19;40. <https://doi.org/10.28940/terra.v40i0.1070>
8. Osisiogu EU, Appiah CA, Mahmoud FC, Bawa FK, Nattah EM. Detection and Phenotypic Characterization of Colistin-Resistant Bacteria in Water. Science International. 2023 Jul 3;11(1):9-17. <https://doi.org/10.17311/SCIINTL.2023.09.17>
9. Menchaca M, Alvarado E. Anthropogenic effects caused by water users in the Pixquiac river micro-basin. Rev Mex De Cienc Agric [Internet]. 2011 Aug 31;85-96. Available from: <https://www.scielo.org.mx/pdf/remexca/v2nspe1/v2spe1a7.pdf>
10. Franz E, Veenman C, van Hoek AHAM, Husman A de R, Blaak H. Pathogenic *Escherichia coli* producing Extended-Spectrum β -Lactamases isolated from surface water and wastewater. Sci Rep. 2015 Sep 24;5(1):14372. <https://doi.org/10.1038/srep14372>
11. Solaiman S, Handy E, Brinks T, Goon K, Bollinger C, Sapkota AR, et al. Extended Spectrum β -Lactamase Activity and Cephalosporin Resistance in *Escherichia coli* from U.S. Mid-Atlantic Surface and Reclaimed Water. Villanueva L, editor. Appl Environ Microbiol. 2022 Aug 9;88(15):e00837-22. <https://doi.org/10.1128/aem.00837-22>
12. Ali AS, Gari SR, Goodson ML, Walsh CL, Dessie BK, Ambelu A. Fecal Contamination in the Wastewater Irrigation System and its Health Threat to Wastewater-Based Farming Households in Addis Ababa, Ethiopia. Environ Health Insights. 2023 Jan 20;17. <https://doi.org/10.1177/11786302231181307>
13. Skórczewski P, Jan Mudryk Z, Jankowska M, Perliński P, Zdanowicz M, Jan Mudryk Z, et al. Antibiotic resistance of fecal coliform bacteria Antibiotic resistance of neustonic and planktonic fecal coliform bacteria isolated from two water basins differing in the level of pollution. Hidrobiológica. 2013;23(3):431-9. Available from: <https://www.scielo.org.mx/pdf/hbio/v23n3/v23n3a17.pdf>
14. Mallin MA. Effect of Human Land Development on Water Quality. In: Handbook of Water Purity and Quality. Elsevier; 2009. p. 67-94. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-374192-9.00004-2>
15. Peluso J, Martínez Chehda A, Olivelli MS, Ivanic FM, Butler M, Aparicio V, et al. Impacts of cattle management and agricultural practices on water quality through different approaches: physicochemical and ecotoxicological parameters. Environmental Science and Pollution Research. 2024 Jul 3;31(32):45177-91. <https://doi.org/10.1007/s11356-024-34059-2>
16. Zhao B, van Bodegom PM, Trimbos KB. Antibiotic Resistance Genes in Interconnected Surface Waters as Affected by Agricultural Activities. Biomolecules. 2023 Jan 24;13(2):231. <https://doi.org/10.3390/biom13020231>
17. Ministerio del Ambiente. TEXTO UNIFICADO DE LEGISLACION SECUNDARIA DE MEDIO AMBIENTE - TULSMA [Internet]. 2017 [cited 2025 Mar 31]. Available from: <https://www.ambiente.gob.ec/wp-content/uploads/downloads/2018/05/TULSMA.pdf>

18. Agencia de Regulación y Control del Agua. Norma técnica para el control a la Calidad del agua de consumo humano - Regulación Nro. DIR-ARCA-RG-012-2022 [Internet]. Quito; 2022 [cited 2025 Apr 12]. Available from: https://www.regulacionagua.gob.ec/wp-content/uploads/downloads/2022/07/Regulacio%CC%81n-DIR-ARCA-RG-012-2022-Calidad-del-agua_-signed.pdf
19. Zhang L, Ma X, Luo L, Hu N, Duan J, Tang Z, et al. The Prevalence and Characterization of Extended-Spectrum β -Lactamase- and Carbapenemase-Producing Bacteria from Hospital Sewage, Treated Effluents and Receiving Rivers. *Int J Environ Res Public Health*. 2020 Feb 13;17(4):1183. <https://doi.org/10.3390/ijerph17041183>
20. Czatczkowska M, Wolak I, Harnisz M, Korzeniewska E. Impact of Anthropogenic Activities on the Dissemination of ARGs in the Environment—A Review. *Int J Environ Res Public Health*. 2022 Oct 7;19(19):12853. <https://doi.org/10.3390/ijerph191912853>
21. Sivalingam P, Sabatino R, Sbaffi T, Corno G, Fontaneto D, Borgomaneiro G, et al. Anthropogenic pollution may enhance natural transformation in water, favouring the spread of antibiotic resistance genes. *J Hazard Mater*. 2024 Aug 15;475:134885. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2024.134885>
22. Pauta-Calle G, Velasco M, Vázquez G, Abril A, Torres S. Analysis and risk assessment of arsenic in the water sources of the cities Cuenca and Azogues, Ecuador. *MASKANA*. 2021 Dec 24;12(2):71-9.
23. Ortega-Paredes D, Barba P, Mena-López S, Espinel N, Crespo V, Zurita J. High quantities of multidrug-resistant *Escherichia coli* are present in the Machángara urban river in Quito, Ecuador. *J Water Health*. 2020 Feb 1;18(1):67-76.
24. Romero Borja EW. Caracterización de la resistencia antimicrobiana en *Escherichia coli* productora de β -lactamasas de espectro extendido (BLEE) aislada de aguas residuales descargadas en el río Chimbo del cantón San Miguel-provincia Bolívar-Ecuador [Internet]. 2020. Available from: <http://www.dspace.uce.edu.ec/handle/25000/22406>
25. Toledo Z, Simaluiza RJ, Fernández H. Occurrence and antimicrobial resistance of *Campylobacter jejuni* and *Campylobacter coli* isolated from domestic animals from Southern Ecuador. *Ciência Rural*. 2018 Nov 1;48(11):e20180003. <https://doi.org/10.1590/0103-8478cr20180003>
26. Moretto VT, Cordeiro SM, Bartley PS, Silva LK, Ponce-Terashima R, Reis MG, et al. Antimicrobial-resistant enterobacteria in surface waters with fecal contamination from urban and rural communities. *Rev Soc Bras Med Trop*. 2021;54. <https://doi.org/10.1590/0037-8682-0724-2020>
27. Koskeroglu K, Barel M, Hizlisoy H, Yildirim Y. Biofilm formation and antibiotic resistance profiles of water-borne pathogens. *Res Microbiol*. 2023;174(5). <https://doi.org/10.1016/j.resmic.2023.104056>
28. Mandujano A, Cortés-Espinosa DV, Vásquez-Villanueva J, Guel P, Rivera G, Juárez-Rendón K, et al. Extended-Spectrum β -Lactamase-Producing *Escherichia coli* Isolated from Food-Producing Animals in Tamaulipas, Mexico. *Antibiotics*. 2023 Jun 5;12(6):1010. <https://doi.org/10.3390/antibiotics12061010>
29. Hashim NHF, Mohamed Yusoff MA, Gunggang RAT, Abdul Razak R, Jaafar MZ, Yahaya NKEM. Water Quality and Prevalence of Extended Spectrum Beta Lactamase Producing *Escherichia coli* (ESBL *E. coli*) in Sungai Terengganu, Malaysia. *Malaysian Applied Biology*. 2024;53(4):65-75. <https://doi.org/10.55230/mabjournal.v53i4.3088>
30. Sabença C, de la Rivière R, Barros P, Cabral JA, Sargo R, Sousa L, et al. Assessment of Antibiotic Resistance Among Isolates of *Klebsiella* spp. and *Raoultella* spp. in Wildlife and Their Environment from Portugal: A Positive Epidemiologic Outcome. *Pathogens*. 2025;14(1). <https://doi.org/10.3390/pathogens14010099>
31. Milenkov M, Proux C, Rasolofoarison TL, Rakotomalala FA, Rasoaandrasana S, Rahajamanana VL, et al. Implementation of the WHO Tricycle protocol for surveillance of extended-spectrum β -lactamase producing *Escherichia coli* in humans, chickens, and the environment in Madagascar: a prospective genomic epidemiology study. *Lancet Microbe*. 2024 Aug 1;5(8):100850. [https://doi.org/10.1016/S2666-5247\(24\)00065-X](https://doi.org/10.1016/S2666-5247(24)00065-X)

32. Jimenez Quiceno JN, Rodríguez EA. Resistencia bacteriana en ambientes acuáticos: origen e implicaciones para la salud pública. *Revista Facultad Nacional de Salud Pública*. 2023 Jul 10;41(3):e351453. <https://doi.org/10.17533/udea.rfnsp.e351453>
33. Herrmann P. Management Conflicts in the Ambato River Watershed, Tungurahua Province, Ecuador. *BioOne Digital Library*. 2002 Nov 1;22(4):338-40. [https://doi.org/10.1659/0276-4741\(2002\)022\[0338:MCITAR\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1659/0276-4741(2002)022[0338:MCITAR]2.0.CO;2)
34. Alawi M, Smyth C, Drissner D, Zimmerer A, Leupold D, Müller D, et al. Private and well drinking water are reservoirs for antimicrobial resistant bacteria. *npj Antimicrobials and Resistance* 2024 2:1. 2024 Mar 18;2(1):1-16. <https://doi.org/10.1038/s44259-024-00024-9>
35. Organización Mundial de la Salud (OMS). Desarrollo de Reglamentos y Normas de Calidad Del Agua de Consumo Humano : Orientación General con Especial Atención a Los Países con Recursos Limitados. 2022 [cited 2025 Apr 20];69. Available from: <https://iris.who.int/bitstream/handle/10665/353610/9789240048171-spa.pdf?sequence=1>
36. Organización Mundial de la Salud (OMS). One Health Joint Plan of Action (2022-2026) - Working together for the health of humans, animals, plants and the environment. 2022 Nov 1 [cited 2025 Apr 12]; Available from: <https://doc.woah.org/dyn/portal/index.xhtml?page=alo&alold=42869>
37. Organización Mundial de la Salud. Plan de acción mundial sobre la resistencia a los antibióticos. OMS [Internet]. 2016 [cited 2025 Apr 14];30. Available from: <https://www.who.int/es/publications/i/item/9789241509763>
38. Ministerio de Salud Pública del Ecuador. Plan Nacional para la prevención y control de la resistencia antimicrobiana - Registro Oficial No 25 [Internet]. 2019 [cited 2025 Apr 12]. Available from: www.msp.gob.ec
39. Hart A, Warren J, Wilkinson H, Schmidt W. Environmental surveillance of antimicrobial resistance (AMR), perspectives from a national environmental regulator in 2023. *Eurosurveillance*. 2023 Mar 16;28(11). <https://doi.org/10.2807/1560-7917.ES.2023.28.11.2200367>
40. Díaz-Gavidia C, Barría C, Rivas L, García P, Alvarez FP, González-Rocha G, et al. Isolation of Ciprofloxacin and Ceftazidime-Resistant Enterobacteriales From Vegetables and River Water Is Strongly Associated With the Season and the Sample Type. *Front Microbiol*. 2021;12. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2021.604567>
41. Pazos C, Gualoto M, Oña T, Velarde E, Portilla K, Cabrera-García S, et al. Molecular Detection of blaTEM and blaSHV Genes in ESBL-Producing Acinetobacter baumannii Isolated from Antarctic Soil. *Microorganisms*. 2025 Feb 21;13(3):482. <https://doi.org/10.3390/microorganisms13030482>
42. Ramaite K, Ekwanzala MD, Momba MNB. Prevalence and Molecular Characterisation of Extended-Spectrum Beta-Lactamase-Producing Shiga Toxin-Producing Escherichia coli, from Cattle Farm to Aquatic Environments. *Pathogens*. 2022;11(6). <https://doi.org/10.3390/pathogens11060674>
43. Singh NS, Singhal N, Kumar M, Viridi JS. High Prevalence of Drug Resistance and Class 1 Integrons in Escherichia coli Isolated From River Yamuna, India: A Serious Public Health Risk. *Front Microbiol*. 2021;12. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2021.621564>
44. Chotinantakul K, Chusri P, Okada S. Detection and characterization of ESBL-producing Escherichia coli and additional co-existence with mcr genes from river water in northern Thailand. *PeerJ*. 2022;10. <https://doi.org/10.7717/peerj.14408>
45. Gobierno de México; Secretaría de Agricultura y Desarrollo Rural (SADER); Servicio Nacional de Sanidad Inocuidad y Calidad Agroalimentaria (SENASICA). Plan estratégico contra la Resistencia a los Antimicrobianos (RAM) [Internet]. 2023 [cited 2025 Apr 20]. Available from: https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/847156/Plan_Estrategico_RAM_VF.pdf
46. Kayode AJ, Semerjian L, Osaili T, Olapade O, Okoh AI. Occurrence of Multidrug-Resistant Listeria monocytogenes in Environmental Waters: A Menace of Environmental and Public Health Concern. *Front Environ Sci*. 2021 Oct 12;9:737435. <https://doi.org/10.3389/FENVS.2021.737435/BIBTEX>

AGRADECIMIENTO

A la Dirección de Investigación y Desarrollo de la Universidad Técnica de Ambato, en donde esta asignado el proyecto titulado: “SUPERBACTERIAS CONTAMINANTES DE AGUA DULCE ESTANCADA Y EN MOVIMIENTO EN LA PROVINCIA DE TUNGURAHUA” - PFCS-49, aprobado con Resolución UTA-CONIN-2023-0060-R.

FINANCIACIÓN

Los autores no recibieron financiación.

CONFLICTO DE INTERESES

Los autores declaran no tener ningún conflicto de intereses.

CONTRIBUCIÓN DE AUTORÍA:

Conceptualización: Patricia Paredes, Andrés Chérrez-Ramírez.

Curación de datos: Alejandro Bravo, Iván Toapanta.

Análisis formal: Patricia Paredes, Andrés Chérrez-Ramírez, Iván Toapanta.

Investigación: Patricia Paredes, Andrés Chérrez-Ramírez, Alejandro Bravo, Iván Toapanta.

Metodología: Andrés Chérrez-Ramírez.

Administración del proyecto: Patricia Paredes.

Software: Alejandro Bravo.

Supervisión: Andrés Chérrez-Ramírez, Patricia Paredes.

Validación: Patricia Paredes, Andrés Chérrez-Ramírez.

Visualización: Alejandro Bravo, Iván Toapanta.

Redacción - borrador original: Andrés Chérrez-Ramírez.

Redacción - revisión y edición: Andrés Chérrez-Ramírez, Patricia Paredes.