

## Calidad del Agua Potable en las Zonas Rurales Periféricas del Cantón Quevedo, Ecuador Quality of Drinking Water in the Rural Peripheral Areas of Quevedo Canton, Ecuador

Maria Lorena Cadme-Arévalo<sup>2†</sup> , Angel Virgilio Cedeño-Moreira<sup>1,3</sup> ,  
Thais Sarah Arreaga-Cadme<sup>2</sup> , Alda Geijo-López<sup>2</sup> ,  
Raisha Lorena García-Cadme<sup>2</sup>  y Loguard Smith Rojas-Uribe<sup>2</sup> 

<sup>1</sup> Universidad Técnica Estatal de Quevedo, Laboratorio de Biología y Microbiología, Área de Fitopatología, <sup>2</sup> Facultad de Ciencias Agrarias y Forestales, <sup>3</sup> Facultad de Ciencias Pecuarias y Biológicas. Av. Quito. km 1.5 Vía a Santo Domingo. Quevedo, Los Ríos, Ecuador

† Autor para correspondencia: mcadme@uteq.edu.ec

### RESUMEN

La calidad del agua potable es un aspecto crucial para la salud y el bienestar de cualquier comunidad, especialmente en las zonas rurales periféricas del cantón Quevedo, Ecuador, donde la infraestructura de abastecimiento de agua potable es deficiente y la exposición a contaminantes es alta. Este estudio tiene como objetivo realizar un análisis integral de la calidad del agua potable. Para ello, se seleccionaron cinco localidades representativas del cantón Quevedo para la evaluación de la carga microbiana y el análisis de coliformes totales, textura del suelo, pH del suelo, y contenido de nitratos, nitritos, cobre y cromo en el agua. Los resultados mostraron variaciones significativas en la calidad del agua y del suelo entre las localidades. La carga microbiana y el conteo de coliformes totales fueron más altos en SCR 3, indicando una posible fuente de contaminación local. La textura del suelo varió, con predominancia arenosa en SCR 2 y SCR 3, lo cual afecta la retención de agua y la disponibilidad de nutrientes. Los valores de pH del suelo oscilaron entre 6.0 y 7.0, con SCR 3 presentando el pH más bajo. La concentración de nitratos fue más alta en SCR 2 (20 mg L<sup>-1</sup>), mientras que los nitritos fueron más elevados en ESP 2 (0.12 mg L<sup>-1</sup>). Los niveles de cobre variaron, siendo más altos en AGR (18 mg L<sup>-1</sup>), y los niveles de cromo hexavalente fueron más altos en SCR 2 (0.075 mg L<sup>-1</sup>). Estas variaciones en la calidad del agua y del suelo tienen implicaciones significativas para la salud pública y la productividad agrícola. Se identificaron fuentes de contaminación y se propusieron medidas de mitigación para mejorar la calidad del agua, promover la salud pública y apoyar el desarrollo agrícola sostenible en las comunidades rurales de Quevedo.

**Palabras clave:** contaminación, cromo, localidades, nitratos, salud pública.

### SUMMARY

The quality of drinking water is a crucial aspect for the health and well-being of any community, especially in the rural peripheral areas of Quevedo canton, Ecuador, where the drinking water supply infrastructure is deficient and exposure to contaminants is high. In our study we aim to conduct a comprehensive analysis of drinking water quality. Five representative localities in Quevedo canton were selected for the evaluation of microbial load and analysis of total coliforms, soil texture, soil pH, and the content of nitrates, nitrites, copper, and chromium in the water. Our results showed significant variations in water and soil quality among the localities. The microbial load and total coliform counts were highest in SCR 3, indicating a possible local contamination source. The soil texture varied, with a predominance of sandy texture in SCR 2 and SCR 3, which affects water retention and nutrient availability.



#### Cita recomendada:

Cadme-Arévalo, M. L., Cedeño-Moreira, A. V., Arreaga-Cadme, T. S., Geijo-López, A., García-Cadme, R. L., & Rojas-Uribe, L. S. (2025). Calidad del Agua Potable en las Zonas Rurales Periféricas del Cantón Quevedo, Ecuador. *Terra Latinoamericana*, 43, 1-13. e2106. <https://doi.org/10.28940/terra.v43i.2106>

Recibido: 22 de septiembre de 2024.  
Aceptado: 25 de noviembre de 2024.  
Artículo. Volumen 43.  
Abril de 2025.

Editor de Sección:  
M. C. Víctor Camilo Pulido Blanco

Editor Técnico:  
Dr. Fermín Pascual Ramírez



**Copyright:** © 2025 by the authors.  
Submitted for possible open access publication under the terms and conditions of the Creative Commons Attribution (CC BY NC ND) License (<https://creativecommons.org/licenses/by-nc-nd/4.0/>).

Soil pH values ranged from 6.0 to 7.0, with SCR 3 presenting the lowest pH. Nitrate concentration was highest in SCR 2 (20 mg L<sup>-1</sup>), while nitrites were highest in ESP 2 (0.12 mg L<sup>-1</sup>). Copper levels varied, being highest in AGR (18 mg L<sup>-1</sup>), lastly, hexavalent chromium levels were highest in SCR 2 (0.075 mg L<sup>-1</sup>). These variations in water and soil quality have significant implications for public health and agricultural productivity. Sources of contamination were identified in our study, hence, we propose mitigation measures to improve water quality, promote public health, and support sustainable agricultural development in the rural communities of Quevedo.

**Index words:** *contamination, chromium, localities, nitrates, public health.*

## INTRODUCCIÓN

La calidad del agua potable es un aspecto crucial para la salud y el bienestar de cualquier comunidad (Pinto, Thoradeniya y Maheshwari, 2020). En el contexto de las zonas rurales, la infraestructura de abastecimiento de agua potable suele ser deficiente, lo que puede llevar a una mayor exposición a contaminantes (Bruno, Agostinetti, Fumagalli, Ghisleni y Sandionigi, 2022). Diversos estudios han demostrado que las comunidades rurales frecuentemente enfrentan riesgos asociados con la calidad del agua debido a fuentes de contaminación agrícola, uso inapropiado de pesticidas y fertilizantes, y una inadecuada infraestructura de acceso y distribución (Jiménez y Pérez, 2020; Hunter, MacDonald y Carter, 2010). Estos factores contribuyen a la presencia de contaminantes físicos, químicos y microbiológicos en el agua de consumo humano, que pueden provocar enfermedades de origen hídrico.

Según la Organización Mundial de la Salud (OMS), cada año se reportan millones de casos de enfermedades diarreicas a nivel mundial, muchas de las cuales se originan por el consumo de agua contaminada (WHO, 2021). Un estudio realizado por Galarza *et al.* (2021) encontró que más del 60% de las muestras de agua potable en comunidades rurales de Ecuador contenían niveles elevados de coliformes fecales. En las zonas rurales periféricas del cantón Quevedo, la problemática de la calidad del agua destinada al consumo humano se presenta como un desafío significativo. Este estudio se centra en un análisis integral de la calidad del agua potable en estas áreas, considerando tanto la seguridad como la salud pública.

La seguridad del agua potable no solo depende de la ausencia de contaminantes microbiológicos, sino también de la presencia de contaminantes químicos. Sustancias como nitratos, metales pesados y residuos de pesticidas pueden tener efectos adversos a largo plazo en la salud humana. Según estudios realizados por Cabrera *et al.* (2023), en varias regiones rurales del Ecuador se han detectado niveles elevados de nitratos en el agua, lo cual está asociado con prácticas agrícolas intensivas. Estos nitratos pueden causar enfermedades como la metahemoglobinemia, especialmente en niños pequeños (Espejo-Herrera *et al.*, 2018).

Además de los riesgos para la salud física, la calidad del agua potable tiene un impacto directo en la seguridad alimentaria y el desarrollo económico. De acuerdo con la FAO (2020), la disponibilidad de agua potable de buena calidad es fundamental para el desarrollo rural, acceso a mercados y la reducción de la pobreza. Un estudio realizado por Sawadogo *et al.* (2020) destaca la relación entre la calidad del agua y la productividad agrícola en zonas rurales, subrayando la necesidad de mejorar la gestión sustentable del agua para asegurar el bienestar económico y social.

El cantón Quevedo, ubicado en la provincia de Los Ríos, Ecuador, es una zona de alta importancia agroindustrial, pero enfrenta serias deficiencias en infraestructura de agua potable en sus parroquias rurales como San Carlos, La Esperanza y Agrilsa. Estas áreas carecen de servicios básicos y vigilancia sanitaria adecuada, lo que, sumado al uso intensivo de agroquímicos, ha generado una creciente contaminación de las fuentes hídricas utilizadas para consumo humano. Esta situación representa un riesgo significativo para la salud pública, evidenciando la necesidad urgente de evaluar la calidad del agua y proponer medidas que garanticen su seguridad y sostenibilidad.

En este contexto, el presente estudio tiene como objetivo realizar un análisis integral de la calidad del agua potable en las zonas rurales periféricas del cantón Quevedo. Para ello, se llevarán a cabo análisis físicos, químicos y microbiológicos del agua de consumo humano, y se evaluarán las implicaciones para la salud pública. Este enfoque permitirá identificar las principales fuentes de contaminación y proponer medidas de mitigación adecuadas para mejorar la calidad del agua y, en consecuencia, la salud y el bienestar de las comunidades rurales.

## MATERIALES Y MÉTODOS

### Sitio de Estudio

El presente estudio se llevó a cabo en el cantón Quevedo, ubicado en la provincia de Los Ríos, región litoral del Ecuador. Quevedo es una de las principales zonas agrícolas del país, caracterizada por un clima tropical monzónico, con una temperatura media anual de 26 °C y precipitaciones que superan los 2000 mm anuales, lo cual favorece el desarrollo de actividades agroproductivas intensivas, especialmente en cultivos como banano, cacao, maíz y arroz.

El área de investigación se centró en tres parroquias rurales periféricas del cantón: San Carlos, La Esperanza y Agrilsa, las cuales presentan condiciones socioeconómicas similares, limitaciones en infraestructura de saneamiento básico y un uso frecuente de insumos agroquímicos. Estas zonas fueron seleccionadas por su representatividad en cuanto a prácticas agrícolas, disponibilidad de fuentes hídricas y vulnerabilidad a la contaminación del agua destinada al consumo humano.

### **Carga Microbiana**

Se seleccionaron cinco localidades representativas del cantón Quevedo codificadas como: AGR, ESP 1, ESP 2, SCR 2 y SCR 3, para la evaluación de la carga microbiana en muestras de agua, las cuales fueron recolectadas en frascos estériles de 500 mL y transportadas al laboratorio en un lapso no mayor a 24 horas. Se empleó la técnica de recuento en placa mediante dilución seriada, utilizando Agar Nutriente. Las muestras fueron diluidas en serie, sembradas en placas de Petri, incubadas a 37 °C durante 48 horas, y se contaron las colonias bacterianas en las placas con un rango de 30-300 colonias por placa. Los resultados se expresaron en UFC mL<sup>-1</sup> y fueron analizados estadísticamente mediante ANOVA y comparaciones múltiples.

### **Conteo de Coliformes Totales**

Para la determinación de coliformes totales se empleó la técnica de filtración por membrana. Las muestras de agua fueron sometidas a filtración utilizando membrana con poros de 0.45 µm, que retienen las bacterias presentes en la muestra. Las membranas filtrantes se transfirieron cuidadosamente a placas de Petri que contenían Agar Endo, un medio selectivo y diferencial utilizado para el aislamiento y la identificación de coliformes totales. Las placas con las membranas fueron incubadas a 37 °C durante 24 horas. El medio Agar Endo permitió la diferenciación de coliformes debido a la presencia de indicadores que reaccionan con los productos metabólicos de estas bacterias, produciendo colonias de color rosado a metálico. Después del período de incubación, las placas fueron examinadas y se contaron las colonias características (rosadas a metálicas) de coliformes totales. El recuento se realizó utilizando una lupa estereoscópica para asegurar la precisión. Los resultados se expresaron en Unidades Formadoras de Colonias por mililitro (UFC mL<sup>-1</sup>) de muestra de agua filtrada.

### **Análisis de Textura de Suelo**

Las muestras de suelo fueron recolectadas a una profundidad de 20 cm utilizando un barreno estéril. Las muestras fueron etiquetadas y transportadas al laboratorio en bolsas plásticas selladas para su análisis. En el laboratorio, las muestras de suelo fueron secadas al aire, tamizadas para remover partículas gruesas y raíces, y homogenizadas para asegurar la representatividad de la muestra. Se utilizó el método del hidrómetro de Bouyoucos para determinar la distribución granulométrica del suelo, que permitió medir las proporciones de arena, limo y arcilla en las muestras de suelo. Este método se basó en la sedimentación de partículas en una suspensión y la medición de su velocidad de asentamiento utilizando un hidrómetro.

Para el análisis, se prepararon suspensiones de suelo con una concentración de 50 g de suelo en 1 litro de agua destilada. A estas suspensiones se les añadió un dispersante químico (hexametáfosfato de sodio) para separar las partículas de suelo y evitar su floculación. Las suspensiones se agitaron vigorosamente durante 5 minutos y luego se dejaron sedimentar. Se realizaron lecturas del hidrómetro a intervalos específicos (40 segundos y 2 horas) para determinar la concentración de partículas en suspensión y calcular las proporciones de arena, limo y arcilla en las muestras. Los resultados se expresaron en porcentajes.

### **Potencial Hidrogeno del Suelo**

Para la medición del pH, se utilizó el método de suspensión de suelo en agua destilada, siguiendo los protocolos estándar de análisis de suelo. Se prepararon suspensiones de suelo mezclando 10 g de suelo seco con 25 mL de agua destilada en vasos de precipitados. Las suspensiones se agitaron vigorosamente durante 30 minutos para asegurar una adecuada mezcla entre el suelo y el agua. Luego, se dejaron reposar durante 10 minutos para permitir la sedimentación de las partículas más grandes.

El pH de la solución sobrenadante fue medido utilizando un pH-metro calibrado previamente con soluciones buffer estándar de pH 4.0, 7.0 y 10.0. Las mediciones se realizaron en duplicado para asegurar la precisión y reproducibilidad de los resultados. Los valores de pH obtenidos fueron registrados y analizados.

### **Análisis Estadístico**

El diseño experimental utilizado para el análisis estadístico fue un diseño completamente al azar (DCA), compuesto por cuatro repeticiones y dos unidades experimentales por tratamiento. Los datos fueron analizados a un nivel de significancia del 0.05 ( $P \leq 0.05$ ) para evaluar los efectos entre los tratamientos, utilizando la prueba de rangos múltiples de Tukey para la comparación de medias. Los análisis estadísticos se realizaron utilizando el software R (R Core Team, 2024) y los resultados se presentaron como medias con sus respectivas desviaciones estándar.

### **Contenido Nitratos en Agua**

Para la determinación de la concentración de nitratos, se utilizó el método espectrofotométrico. En el laboratorio, las muestras de agua fueron filtradas a través de filtros de 0.45  $\mu\text{m}$  para eliminar partículas suspendidas. Posteriormente, se prepararon las muestras para el análisis utilizando un kit nitratos, siguiendo las instrucciones del fabricante.

Se prepararon soluciones estándar para calibrar el espectrofotómetro, con concentraciones de nitratos (0, 1, 5, 10 y 20  $\text{mg L}^{-1}$ ). Se añadió el reactivo de nitrato a cada muestra de agua y a las soluciones estándar, siguiendo el protocolo del kit, y las soluciones fueron dejadas en reposo durante 10 minutos para desarrollar el color. Las muestras y las soluciones estándar fueron colocadas en cubetas de cuarzo y se midió la absorbancia de cada muestra a una longitud de onda específica de 220 nm, utilizando un espectrofotómetro GENESYS 10S UV-Vis. Las concentraciones de nitratos en las muestras fueron determinadas comparando las absorbancias medidas con la curva de calibración obtenida a partir de las soluciones estándar.

### **Contenido de Nitritos en Agua**

Se prepararon soluciones estándar de nitrito para calibrar el espectrofotómetro, con concentraciones de 0, 0.05, 0.10, 0.15 y 0.20  $\text{mg L}^{-1}$ . Se añadió el reactivo de nitrito a cada muestra de agua y a las soluciones estándar, siguiendo el protocolo del kit, y las soluciones fueron dejadas en reposo durante 10 minutos hasta desarrollar el color indicativo de la reacción. Las muestras y las soluciones estándar fueron colocadas en cubetas de cuarzo y se midió la absorbancia de cada muestra a una longitud de onda de 540 nm, utilizando un espectrofotómetro GENESYS 10S UV-Vis. Las concentraciones de nitritos en las muestras fueron determinadas comparando las absorbancias medidas con la curva de calibración obtenida a partir de las soluciones estándar.

### **Contenido de Cromo en Agua**

Para la determinación de la concentración de cromo hexavalente, se utilizó el método espectrofotométrico de la difenilcarbazida, que permite medir la absorbancia de Cr (VI) en el agua. Las muestras de agua fueron filtradas a través de filtros de 0.45  $\mu\text{m}$  para eliminar partículas suspendidas. Posteriormente, se prepararon las muestras para el análisis añadiendo un reactivo de difenilcarbazida, que forma un complejo colorido con el cromo hexavalente. Se prepararon soluciones estándar de cromo hexavalente con concentraciones (0, 0.025, 0.050, 0.075 y 0.100  $\text{mg L}^{-1}$ ) para calibrar el espectrofotómetro.

Las muestras y las soluciones estándar fueron colocadas en cubetas de cuarzo, y se midió la absorbancia de cada muestra a una longitud de onda de 540 nm. Los datos obtenidos fueron analizados estadísticamente para determinar la significancia de las variaciones entre las localidades.

## **RESULTADOS Y DISCUSIÓN**

### **Sitios de Recolección**

El Cuadro 1 presenta información sobre las cinco localidades estudiadas, sus códigos, coordenadas UTM (Universal Transverse Mercator) en el sistema de referencia WGS 84 y el caudal de agua captado en metros cúbicos por mes ( $\text{m}^3/\text{mes}$ ).

**Cuadro 1. Localidades estudiadas con sus códigos y coordenadas UTM.**  
**Table 1. Localities studied with their UTM codes and coordinates.**

n	Código	Coordenadas UTM WGS 84		Caudal Captado
				m <sup>3</sup> /mes
AGRILSA	AGR	670 299.35	9 890 145.51	64 800
SAN CARLOS	SCR2	673 746.11	9 876 786.81	38 880
SAN CARLOS	SCR3	673 832.99	9 875 754.95	25 920
LA ESPERANZA	ESP1	675 785.42	9 893 603.36	25 920
LA ESPERANZA	ESP2	675 104.29	9 892 677.75	51 840

### Carga Microbiana en Agua

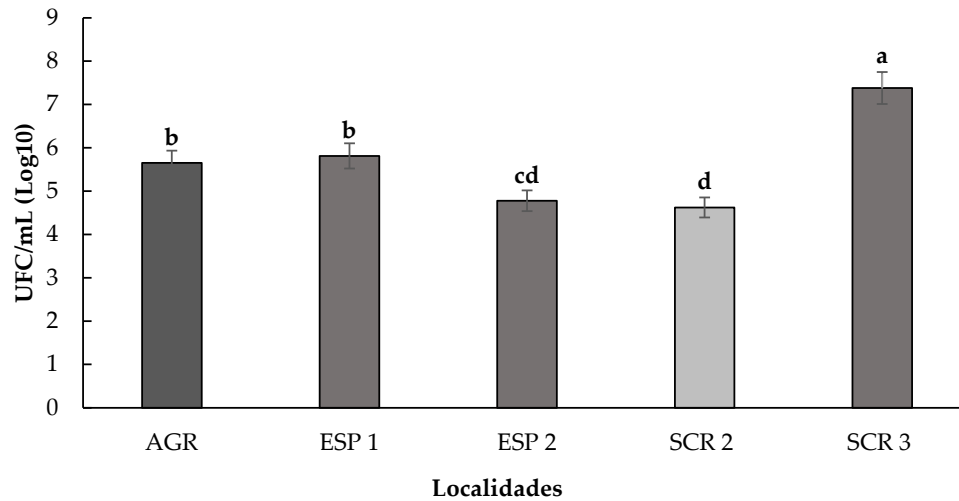
Los conteos bacterianos entre las localidades mostraron variaciones significativas (Figura 1). AGR y ESP 1 presentaron conteos similares (5800 y 5900 UFC mL<sup>-1</sup>, respectivamente), los menores valores fueron registrados en ESP 2 (4500 UFC mL<sup>-1</sup>) y SCR 2 (3600 UFC mL<sup>-1</sup>); en contraste, SCR 3 presentó el conteo bacteriano más alto, con aproximadamente 8000 UFC mL<sup>-1</sup>. Estudios llevados a cabo por Sánchez-Aroca y Guangasig (2023) expresa que estas diferencias estarían bajo la influencia de factores locales en la calidad microbiológica del agua, debido a una fuente de contaminación o condiciones favorables para el crecimiento bacteriano. Por otra parte, Perveen y Amar (2023) señala que es fundamental monitorear y vigilar los sistemas de potabilización, controlar los sistemas de eliminación de desechos y realizar controles periódicos de los aspectos físicos, químicos y microbiológicos del agua para garantizar su calidad y seguridad para el consumo humano.

Los datos recopilados revelan diferencias significativas en los conteos bacterianos entre las localidades estudiadas, destacando la posible influencia de factores locales como fuentes de contaminación y condiciones ambientales favorables para el crecimiento bacteriano. En particular, la elevada concentración bacteriana en SCR 3 sugiere una fuente de contaminación activa o condiciones propicias para la proliferación microbiana, mientras que el menor conteo en SCR 2 podría indicar un manejo más eficaz del agua o una menor exposición a contaminantes. Esto podría estar relacionado con lo descrito por Akhtar, Syakir, Bhawani y Umar (2021) quien establece que, las variaciones en los conteos bacterianos entre las localidades podrían deberse a varias causas, como fuentes de contaminación cercanas (desechos industriales, agrícolas o urbanos), condiciones ambientales favorables para el crecimiento bacteriano (temperatura y nutrientes disponibles) (Zhang *et al.*, 2023), diferencias en las prácticas de manejo del agua (tratamiento de cloración), actividades humanas y uso del suelo (mayor actividad agrícola o urbana), y factores hidrológicos (velocidad del flujo de agua y conexión con cuerpos de agua subterráneos) (Lemaire *et al.*, 2022).

### Conteo de Coliformes Totales en Agua

Los análisis evidenciados en la Figura 2 identifican diferencias significativas en los conteos de coliformes entre las localidades, con AGR y SCR 2 presentando los conteos más bajos, alrededor de 1000 UFC mL<sup>-1</sup>. ESP 1 muestra un conteo mayor, aproximadamente 1800 UFC mL<sup>-1</sup>, clasificado, mientras que ESP 2 tiene un conteo intermedio de aproximadamente 1200 UFC mL<sup>-1</sup>. En contraste, SCR 3 presenta el conteo más alto, con aproximadamente 60 000 UFC mL<sup>-1</sup>. Estas variaciones indican una posible influencia de factores locales en la contaminación por coliformes en el agua de las diferentes localidades, destacando SCR 3 por su alta concentración de coliformes, lo que sugiere una fuerte fuente de contaminación o condiciones muy favorables para el crecimiento bacteriano.

Las diferencias significativas en los conteos de coliformes entre las localidades pueden atribuirse a una variedad de factores ambientales y antropogénicos. En el caso de SCR 3, donde se observa el conteo más alto de aproximadamente 60000 UFC mL<sup>-1</sup>, es probable que existan fuentes de contaminación significativas, como efluentes de aguas residuales, desechos agrícolas o urbanos no tratados adecuadamente, o incluso infiltraciones de agua subterránea contaminada (Khan *et al.*, 2022). La presencia de estos coliformes en concentraciones tan elevadas sugiere condiciones ambientales que favorecen su crecimiento, como una temperatura adecuada, disponibilidad de nutrientes y presencia de materia orgánica que actúa como fuente de alimento (Janeiro, Arsénio, Brito y Van, 2020).

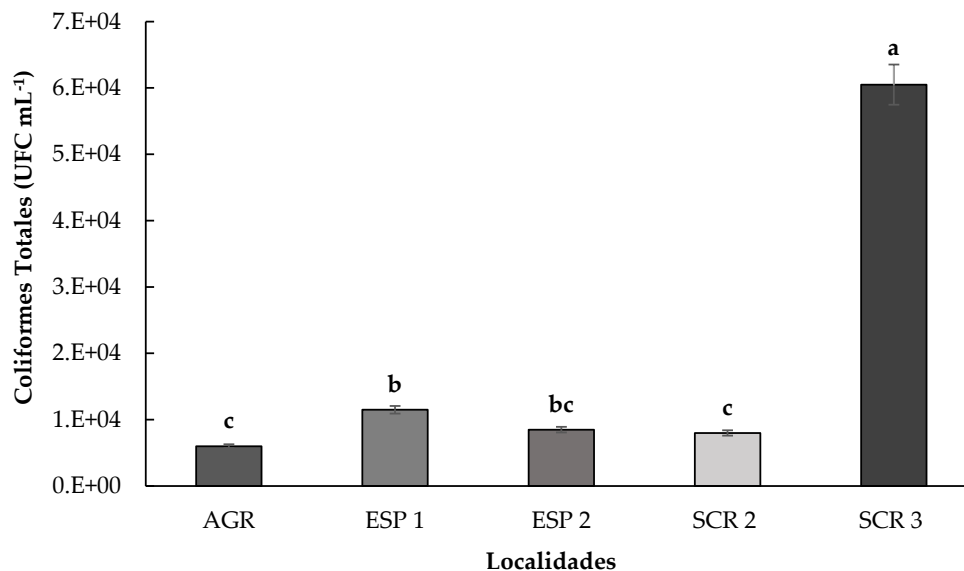


**Figura 1. Recuento bacteriano en agua de cinco localidades del cantón Quevedo.** Las líneas de error sobre las barras indica  $\pm$  la desviación estándar mediante la prueba de Tukey.  
**Figure 1. Bacterial count in water from five localities in the Quevedo canton.** Error lines above bars indicate  $\pm$  the standard deviation according to Tukey's test.

Por otro lado, las localidades AGR y SCR 2, con conteos de coliformes más bajos de alrededor de 1000 UFC mL<sup>-1</sup>, podrían beneficiarse de mejores prácticas de manejo del agua o una menor influencia de fuentes de contaminación (Devane, Moriarty, Weaver, Cookson y Gilpin, 2020). ESP 1 y ESP 2, con conteos de 1800 UFC mL<sup>-1</sup> y 1200 UFC mL<sup>-1</sup> respectivamente, muestran una contaminación intermedia, lo que podría deberse a una combinación de factores como una exposición moderada a fuentes contaminantes y condiciones ambientales menos favorables para el crecimiento de coliformes (McGuinness *et al.*, 2020).

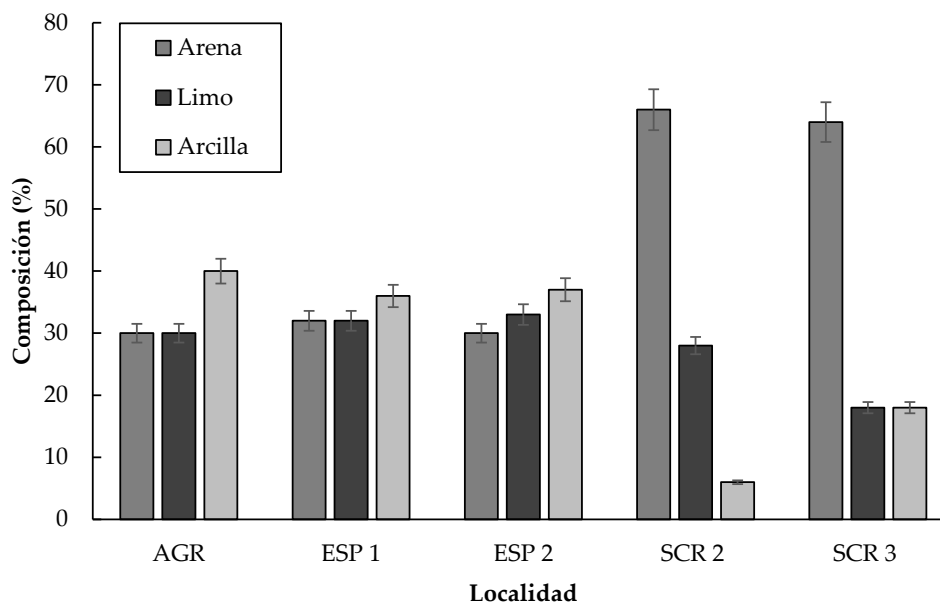
### Análisis de Textura del Suelo

Los estudios de tipo de textura de suelo (Figura 3) revelaron que AGR presenta una composición balanceada con aproximadamente 30% de arena, 30% de limo y 40% de arcilla. ESP 1 muestra una distribución similar con 30% de arena, 3 % de limo y 35% de arcilla. ESP 2 tiene una composición equilibrada de alrededor de 30% de



**Figura 2. Recuento de coliformes totales en 5 localidades del cantón Quevedo.** Las líneas de error sobre las barras indicas  $\pm$  la desviación estándar mediante la prueba de Tukey.  
**Figure 2. Total coliform count in five localities of the Quevedo canton.** Error lines above bars indicate  $\pm$  the standard deviation according to Tukey's test.





**Figura 3. Composición del suelo de 5 localidades del cantón Quevedo.** Las líneas de error sobre las barras indican  $\pm$  la desviación estándar mediante la prueba de Tukey.

**Figure 3. Soil composition in five localities of the Quevedo canton.** Error lines above bars indicate  $\pm$  the standard deviation according to Tukey's test.

arena, 30% de limo y 40% de arcilla. Por otro lado, SCR 2 y SCR 3 exhiben una marcada predominancia de arena, con aproximadamente 70% y 60% respectivamente, mientras que el limo y la arcilla constituyen proporciones menores. SCR 2 tiene aproximadamente 20% de limo y 10% de arcilla, y SCR 3 alrededor de 20% de limo y 20% de arcilla. Estas variaciones en la composición del suelo pueden influir significativamente en las propiedades físicas y químicas del suelo, afectando la retención de agua, la aireación y la disponibilidad de nutrientes para las plantas. La textura arenosa predominante en SCR 2 y SCR 3 puede implicar una mayor permeabilidad y menor capacidad de retención de agua, lo cual podría requerir ajustes en las prácticas de manejo del suelo y riego en estas localidades para optimizar la producción agrícola y la sostenibilidad del uso del suelo.

Varios estudios han demostrado que las texturas del suelo influyen significativamente en la contaminación del agua debido a sus efectos en la filtración, retención y movimiento de contaminantes (Huang *et al.*, 2021). Los suelos con una alta proporción de arena, como los observados en SCR 2 y SCR 3, tienen una mayor permeabilidad, lo que facilita la infiltración rápida de agua y contaminantes, como productos químicos, pesticidas y nutrientes excedentes (Nguyen *et al.*, 2021). Esta rápida percolación puede llevar a la contaminación de aguas subterráneas si los contaminantes no son adsorbidos adecuadamente por las partículas del suelo (Cheng *et al.*, 2021).

En contraste, los suelos con una mayor proporción de arcilla y limo, como los encontrados en AGR, ESP 1 y ESP 2, tienen una capacidad de retención de agua y nutrientes más alta debido a su menor permeabilidad y mayor capacidad de adsorción (Santos, Gonzaga, dos Santos y da Silva, 2022). Estos suelos pueden atrapar y retener contaminantes más eficazmente, reduciendo la movilidad de estos hacia las aguas subterráneas. Sin embargo, la presencia de arcilla puede llevar a una menor aireación y, en algunos casos, a la acumulación de contaminantes en la superficie del suelo, lo que podría resultar en la lixiviación hacia cuerpos de agua superficiales durante eventos de lluvia intensa (Wei *et al.*, 2023).

La textura del suelo, determinada por la proporción de arena, limo y arcilla, influye en la capacidad del suelo para retener y liberar iones, lo que afecta el pH del agua en contacto con él (Angst *et al.*, 2021). Los suelos arcillosos y ricos en materia orgánica tienen una mayor capacidad de intercambio catiónico, permitiendo una mayor retención de nutrientes y estabilización del pH, mientras que los suelos arenosos, con menor capacidad de retención, pueden experimentar fluctuaciones de pH más marcadas debido a la lixiviación de elementos básicos o ácidos (Bashir *et al.*, 2021). Además, el pH del suelo influye en la solubilidad y movilidad de contaminantes: en suelos ácidos, los metales pesados como el aluminio y manganeso se vuelven más solubles y móviles, aumentando el riesgo de toxicidad; en suelos alcalinos, estos metales pueden precipitarse, reduciendo su disponibilidad, pero también limitando nutrientes esenciales como el fósforo (Oyewo, Adeniyi, Bopape y Onyango, 2020).

## Potencial Hidrogeno del Suelo (pH)

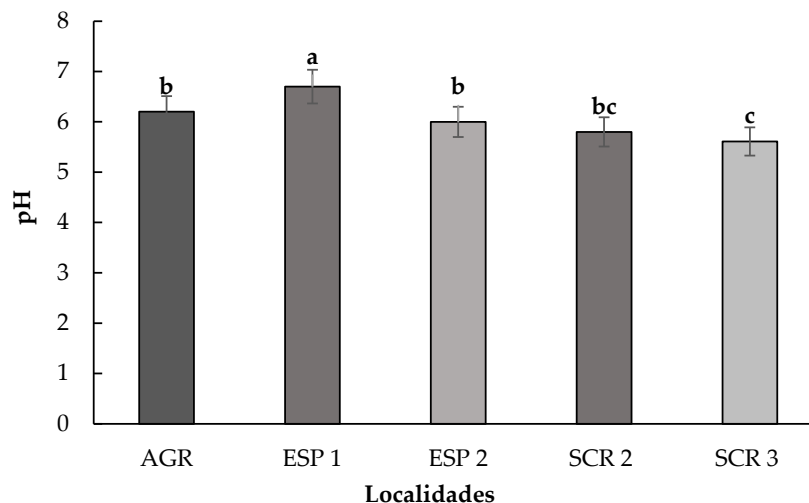
Los estudios de pH del suelo (Figura 4) revelaron que AGR y ESP 2 presentan un pH de aproximadamente 6.5. ESP 1 muestra el pH más alto con aproximadamente 7.0. Por otro lado, SCR 2 y SCR 3 exhiben valores de pH más bajos, con aproximadamente 6.3 y 6.0 respectivamente. Estas variaciones en el pH del suelo pueden influir significativamente en la disponibilidad de nutrientes y la actividad microbiana, afectando el crecimiento y desarrollo de las plantas. El pH más alto observado en ESP 1 sugiere condiciones más favorables para ciertos cultivos que prefieren suelos ligeramente alcalinos, mientras que los valores más bajos en SCR 2 y SCR 3 pueden requerir ajustes en la gestión del suelo, como la aplicación de enmiendas alcalinizantes, para optimizar las condiciones de cultivo y mejorar la producción agrícola en estas localidades.

La escala del pH varía de 0-14, siendo de 0-7 una solución ácida y de 7-14 alcalina, correspondiendo a 7 un pH neutro. De acuerdo con los estándares de la OMS, el pH del agua aceptable corresponde a un rango entre 6.5 a 8.5, la normativa ecuatoriana lo establece en 6.5-8. (Rehman, Ali, Muhammad y Tepe, 2024) reporta el agua de los pozos con pH de 7.2-8.7 (alcalina).

## Contenido de Nitratos en Agua

La localidad SCR 2 mostró la concentración de nitratos más elevada (Figura 5), alcanzando aproximadamente 20 mg L<sup>-1</sup>. Este valor fue significativamente mayor en comparación con las demás localidades, como se indica con la letra 'a' en el gráfico. Por otro lado, las localidades AGR, ESP 1, ESP 2 y SCR 3 presentaron concentraciones de nitratos considerablemente más bajas, todas inferiores a 5 mg L<sup>-1</sup>. Específicamente, AGR, ESP 2 y SCR 3 exhibieron concentraciones de nitratos similares, sin diferencias estadísticas significativas entre ellas. La localidad ESP 1, aunque mostró una concentración de nitratos ligeramente superior a ESP 2 y SCR 3, aún fue significativamente menor que SCR 2.

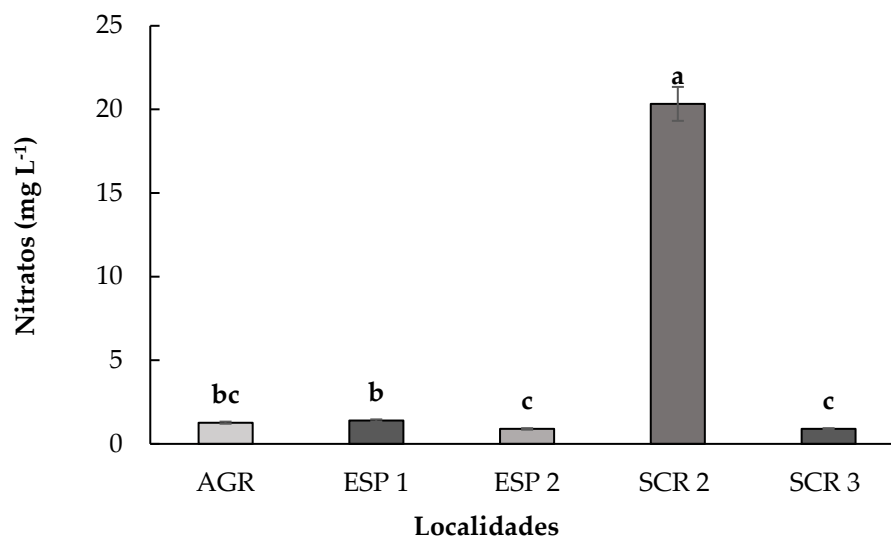
La concentración elevada de nitratos en el agua de la localidad SCR 2, alcanzando aproximadamente 20 mg L<sup>-1</sup>, puede deberse a varias razones. Una de las principales causas podría ser la aplicación intensiva de fertilizantes nitrogenados en la agricultura local, lo cual es común en prácticas agrícolas intensivas (Martínez-Dalmau *et al.*, 2021). El uso excesivo de estos fertilizantes puede llevar a la acumulación de nitratos en el suelo, que luego se filtran hacia las aguas subterráneas o superficiales (Cui, Zeng, Qin y Feng, 2020). Otra posible causa podría ser una mayor lixiviación de nitratos debido a la textura arenosa del suelo en SCR 2, que facilita el movimiento de estos compuestos hacia los cuerpos de agua, ya que los suelos arenosos tienen una menor capacidad de retención de nutrientes en comparación con suelos más arcillosos (Herawati, Syamsiyah, Baldan y Arifin, 2021). Además, factores como la falta de vegetación densa, que puede absorber nitratos, o prácticas de manejo del suelo menos sostenibles, pueden contribuir a estas concentraciones elevadas (Zhu *et al.*, 2020).



**Figura 4. Potencial hidrógeno (pH) del suelo colectado en 5 localidades del cantón Quevedo.** Las líneas de error sobre las barras indican  $\pm$  la desviación estándar mediante la prueba de Tukey.

**Figure 4. Hydrogen potential (pH) of soil collected from five localities in the Quevedo canton.** Error lines above bars indicate  $\pm$  the standard deviation according to Tukey's test.





**Figura 5. Contenido de nitratos presente en el agua de 5 localidades del cantón Quevedo.** Las líneas de error sobre las barras indican  $\pm$  la desviación estándar mediante la prueba de Tukey.

**Figure 5. Nitrate content in water from five localities in the Quevedo canton.** Error lines above bars indicate  $\pm$  the standard deviation according to Tukey's test.

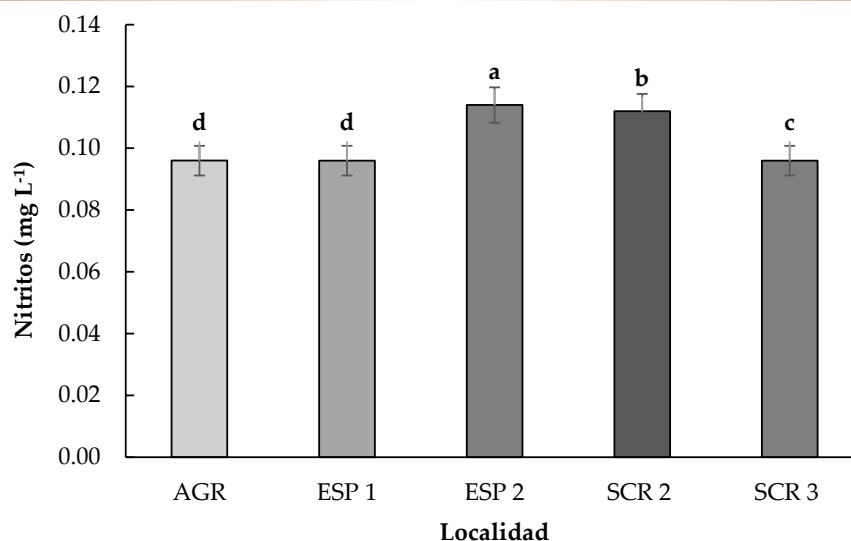
### Contenido de Nitritos en Agua

El análisis de la concentración de nitritos ( $\text{mg L}^{-1}$ ) en diferentes localidades (Figura 6) revela diferencias significativas entre ellas. La localidad ESP 2 presentó la concentración más alta de nitritos, con un valor de aproximadamente  $0,12 \text{ mg L}^{-1}$ , siendo significativamente mayor que en las otras localidades. La localidad SCR 2 también mostró una alta concentración de nitritos, aunque ligeramente inferior a ESP 2, con un valor alrededor de  $0,11 \text{ mg L}^{-1}$ . En contraste, las localidades AGR y ESP 1 presentaron las concentraciones más bajas de nitritos, ambas alrededor de  $0,10 \text{ mg L}^{-1}$  y sin diferencias significativas entre ellas. La localidad SCR 3 tuvo una concentración intermedia de nitritos, aproximadamente  $0,10 \text{ mg L}^{-1}$ , diferenciándose significativamente de AGR y ESP 1, pero siendo menor que ESP 2 y SCR 2. Estos resultados sugieren que las condiciones ambientales o las prácticas de manejo en las localidades ESP 2 y SCR 2 favorecen una mayor acumulación de nitritos en comparación con las otras localidades.

La presencia de nitritos en la composición química del agua de los pozos sugiere la interacción agua-roca y una estrecha relación con los productos químicos aplicados en el proceso productivo de los cultivos asignados a esta zona (Rahman *et al.*, 2021). El sistema actual de producción agrícola provoca la degradación de la calidad de agua debido a la presencia de agroquímicos. Los residuos de agroquímicos se degradan lentamente facilitando su amplia distribución, posibilitando la ingesta en los seres vivos (Gulis, Czompolyova y Cerhan, 2002). Se ha identificado que bajos niveles, pueden causar daños a la salud humana, debido a su naturaleza tóxica, cancerígena, mutagénica y teratogénica (Ward *et al.*, 20218).

### Contenido de Cobre en Agua

Los estudios de concentración de cobre (Cu) en el suelo (Figura 7) revelaron que AGR presenta el nivel más alto con aproximadamente  $18 \text{ mg L}^{-1}$ . SCR 2 sigue con una concentración de aproximadamente  $14 \text{ mg L}^{-1}$ . SCR 3 muestra una concentración intermedia de alrededor de  $10 \text{ mg L}^{-1}$ . Por otro lado, ESP 1 y ESP 2 exhiben los niveles más bajos de cobre, con aproximadamente  $8 \text{ mg L}^{-1}$  y  $6 \text{ mg L}^{-1}$  respectivamente. Estas variaciones en la concentración de cobre pueden tener implicaciones significativas en la salud de las plantas y la calidad del suelo, ya que el cobre es un micronutriente esencial, pero puede ser tóxico en altas concentraciones. La alta concentración de cobre en AGR sugiere la necesidad de monitorear y gestionar cuidadosamente este nutriente para evitar toxicidad, mientras que los niveles más bajos en ESP 1 y ESP 2 pueden indicar la necesidad de suplementación para garantizar un crecimiento óptimo de las plantas.



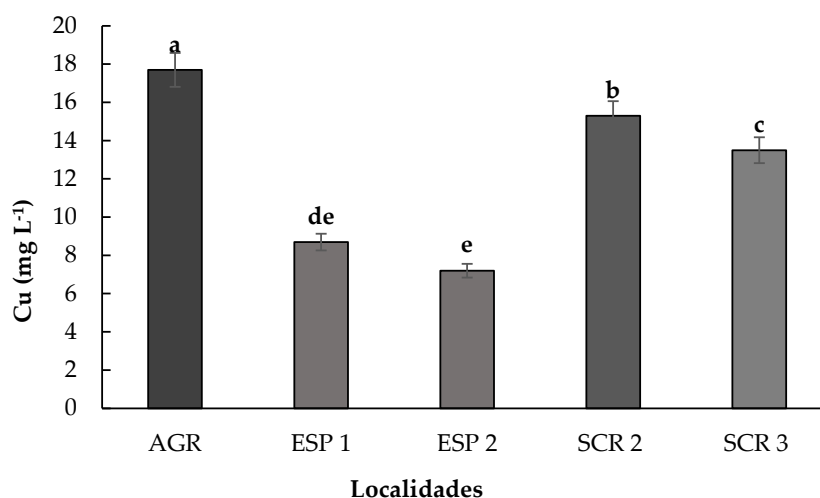
**Figura 6. Contenido de nitritos presente en el agua de 5 localidades del cantón Quevedo.** Las líneas de error sobre las barras indican  $\pm$  la desviación estándar mediante la prueba de Tukey.

**Figure 6. Nitrite content in water from five localities in the Quevedo canton.** Error lines above bars indicate  $\pm$  the standard deviation according to Tukey's test.

Las variaciones en la concentración de cobre (Cu) en el suelo de diferentes localidades pueden ser atribuibles a factores geológicos, prácticas agrícolas y fuentes de contaminación antropogénicas (Zhong *et al.*, 2020). La alta concentración de cobre en AGR, con aproximadamente 18 mg L<sup>-1</sup>, podría estar relacionada con la composición mineralógica del suelo en esa área, que naturalmente contiene mayores cantidades de cobre (Chileshe *et al.*, 2020). Otra posible causa es el uso de fungicidas y fertilizantes a base de cobre, que son comunes en la agricultura para combatir enfermedades de las plantas y pueden acumularse en el suelo con el tiempo (Tamm *et al.*, 2022).

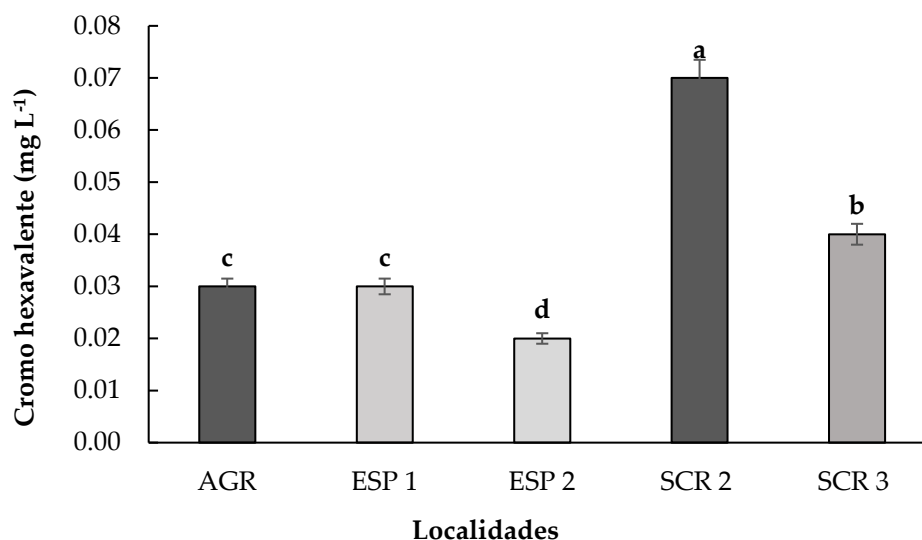
### Contenido de Cromo en Agua

El análisis de la concentración de cromo hexavalente (mg L<sup>-1</sup>) en diferentes localidades (Figura 8), muestra variaciones significativas entre ellas. La localidad SCR 2 presentó la concentración más alta de cromo hexavalente, alcanzando aproximadamente 0.075 mg L<sup>-1</sup>, siendo significativamente mayor que en las demás localidades.



**Figura 7. Contenido de cobre presente en el agua de 5 localidades del cantón Quevedo.** Las líneas de error sobre las barras indican  $\pm$  la desviación estándar mediante la prueba de Tukey.

**Figure 7. Copper content in water from five localities in the Quevedo canton.** Error lines above bars indicate  $\pm$  the standard deviation according to Tukey's test.



**Figura 8. Contenido de cromo hexavalente presente en el agua de 5 localidades del cantón Quevedo.** Las líneas de error sobre las barras indican  $\pm$  la desviación estándar mediante la prueba de Tukey.

**Figure 8. Hexavalent chromium content in water from five localities in the Quevedo canton.** Error lines above bars indicate  $\pm$  the standard deviation according to Tukey's test.

La localidad SCR 3 también mostró una alta concentración de cromo hexavalente, con un valor alrededor de 0.040 mg L<sup>-1</sup>, aunque significativamente menor que SCR 2. Por otro lado, las localidades AGR y ESP 1 presentaron concentraciones de cromo hexavalente similares, ambas alrededor de 0.030 mg L<sup>-1</sup> y sin diferencias significativas entre ellas. La localidad ESP 2 tuvo la concentración más baja de cromo hexavalente, con un valor alrededor de 0.020 mg L<sup>-1</sup>, diferenciándose significativamente de todas las demás localidades.

La Agencia de Protección Ambiental (EPA) establece un límite máximo para el cromo hexavalente en agua potable de 0.1 mg L<sup>-1</sup>. Por lo tanto, los valores de 0.030 a 0.075 mg L<sup>-1</sup> están por debajo de este límite, lo que sugiere que el agua podría ser considerada segura para el consumo humano en términos de cromo hexavalente. Sin embargo, es importante tener en cuenta que es un metal que aún en niveles bajos tiende a bioacumularse en los pulmones, hígado y riñón, pudiendo causar enfermedades que no son detectadas de manera adecuada con diagnóstico errado y consecuencias letales, por lo que el agua debe ser monitoreada de manera permanente.

## CONCLUSIONES

La calidad del agua potable en las zonas rurales periféricas del cantón Quevedo evidencia una marcada heterogeneidad espacial, determinada por la interacción de factores ambientales, prácticas agrícolas y condiciones edáficas locales. Localidades como SCR 3 y SCR 2 presentan indicadores críticos de contaminación microbiológica y química, respectivamente, lo que sugiere una relación directa entre la gestión inadecuada de residuos, el uso intensivo de agroquímicos y la estructura del suelo, especialmente su alta proporción de arena.

Los suelos más arenosos, presentes en SCR 2 y SCR 3, favorecen la lixiviación de compuestos como nitratos, nitritos y metales pesados, generando riesgos acumulativos para la salud humana y la sostenibilidad agrícola. Estos hallazgos apuntan a la urgencia de integrar prácticas de manejo del suelo con políticas de monitoreo permanente del agua, orientadas a la prevención de enfermedades hídricas y a la protección de los recursos naturales en zonas rurales vulnerables.

## DECLARACIÓN DE ÉTICA

No aplicable.

## CONSENTIMIENTO PARA PUBLICACIÓN

No aplicable.

## DISPONIBILIDAD DE DATOS

No aplicable.

## CONFLICTO DE INTERESES

Los autores declaran que no tienen intereses en competencia.

## FINANCIACIÓN

El financiamiento de la presente investigación fue realizado íntegramente mediante designación propia de los autores del artículo, quienes asumieron de manera autónoma los costos asociados al desarrollo del proyecto, incluyendo adquisición de materiales, realización de experimentos y análisis de datos.

## CONTRIBUCIÓN DE LOS AUTORES

Investigación, conceptualización, validación, administración del proyecto, adquisición de fondo: M.L.C.A Escritura: revisión y edición: A.V.C.M Investigación, metodología: A.C.T.S Escritura: preparación del borrador original, Revisión y edición: A.G.L. Curación de datos, análisis de datos: R.L.G.C Escritura, revisión, análisis formal: R.U.L.S.

## AGRADECIMIENTOS

Expresamos nuestro más profundo agradecimiento a la Universidad de Granada, la Universidad de Barcelona y la Universidad Técnica Estatal de Quevedo por su invaluable apoyo y colaboración en el desarrollo de este trabajo. Su compromiso con la excelencia académica y científica ha sido fundamental para alcanzar los objetivos planteados, proporcionando recursos, conocimientos y espacios que enriquecieron significativamente este proyecto.

## LITERATURA CITADA

- Akhtar, N., Syakir-Ishak, M. I., Bhawani, S. A., & Umar, K. (2021). Various natural and anthropogenic factors responsible for water quality degradation: A review. *Water*, 13(19), 2660. <https://doi.org/10.3390/w13192660>
- Angst, G., Pokorný, J., Mueller, C. W., Prater, I., Preusser, S., Kandeler, E., ... & Angst, S. (2021). Soil texture affects the coupling of litter decomposition and soil organic matter formation. *Soil Biology and Biochemistry*, 159, 108302. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2021.108302>
- Bashir, O., Ali, T., Baba, Z. A., Rather, G. H., Bangroo, S. A., Mukhtar, S. D., ... & Bhat, R. A. (2021). Soil organic matter and its impact on soil properties and nutrient status. In *Microbiota and biofertilizers, Vol 2: Ecofriendly tools for reclamation of degraded soil environs* (pp. 129-159). Cham, Switzerland: Springer Nature. [https://doi.org/10.1007/978-3-030-61010-4\\_7](https://doi.org/10.1007/978-3-030-61010-4_7)
- Bruno, A., Agostinetto, G., Fumagalli, S., Ghisleni, G., & Sandionigi, A. (2022). It's a long way to the tap: microbiome and DNA-based omics at the core of drinking water quality. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 19(13), 7940. <https://doi.org/10.3390/ijerph19137940>
- Cabrera, M., Capparelli, M. V., Nacato-Ch, C., Moulatlet, G. M., López-Heras, I., González, M. D., ... & Rico, A. (2023). Effects of intensive agriculture and urbanization on water quality and pesticide risks in freshwater ecosystems of the Ecuadorian Amazon. *Chemosphere*, 337, 139286. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2023.139286>
- Cheng, K., Xu, X., Cui, L., Li, Y., Zheng, J., Wu, W., ... & Pan, G. (2021). The role of soils in regulation of freshwater and coastal water quality. *Philosophical Transactions of the Royal Society B*, 376(1834), 20200176.
- Chileshe, M. N., Syampungani, S., Festin, E. S., Tigabu, M., Daneshvar, A., & Odén, P. C. (2020). Physico-chemical characteristics and heavy metal concentrations of copper mine wastes in Zambia: implications for pollution risk and restoration. *Journal of Forestry Research*, 31, 1283-1293.
- Cui, M., Zeng, L., Qin, W., & Feng, J. (2020). Measures for reducing nitrate leaching in orchards: A review. *Environmental Pollution*, 263, 114553. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.114553>
- Devane, M. L., Moriarty, E., Weaver, L., Cookson, A., & Gilpin, B. (2020). Fecal indicator bacteria from environmental sources; strategies for identification to improve water quality monitoring. *Water Research*, 185, 116204. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2020.116204>
- Espejo-Herrera, N., Gràcia-Lavedan, E., Boldo, E., Aragonés, N., Pérez-Gómez, B., Pollán, M., & Kogevinas, M. (2018). Colorectal cancer risk and nitrate exposure through drinking water and diet. *International Journal of Cancer*, 143(3), 676-684. <https://doi.org/10.1002/ijc.30083>
- FAO (Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura). (2020). *El estado mundial de la agricultura y la alimentación 2020: Superar los desafíos del agua en la agricultura*. Roma, Italy: FAO. ISBN: 978-92-5-133644-1
- Galarza, E., Cabrera, M., Espinosa, R., Espitia, E., Moulatlet, G. M., & Capparelli, M. V. (2021). Assessing the quality of Amazon aquatic ecosystems with multiple lines of evidence: The case of the northeast Andean foothills of Ecuador. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 107(1), 52-61. <https://doi.org/10.1007/s00128-020-03089-0>
- Gulis, G., Czompolyova, M., & Cerhan, J. R. (2002). An ecologic study of nitrate in municipal drinking water and cancer incidence in Trnava District, Slovakia. *Environmental Research*, 88(3), 182-187. <https://doi.org/10.1006/enrs.2002.4331>

- Herawati, A., Syamsiyah, J., Baldan, S. K., & Arifin, I. (2021). Application of soil amendments as a strategy for water holding capacity in sandy soils. *Earth and Environmental Science*, 724(1), 012014. <https://doi.org/10.1088/1755-1315/724/1/012014>
- Huang, J., Chen, H., Zheng, Y., Yang, Y., Zhang, Y., & Gao, B. (2021). Microplastic pollution in soils and groundwater: Characteristics, analytical methods and impacts. *Chemical Engineering Journal*, 425, 131870.
- Hunter, P. R., MacDonald, A. M., & Carter, R. C. (2010). Water supply and health. *PLoS Medicine*, 7(11), e1000361. <https://doi.org/10.1371/journal.pmed.1000361>
- Janeiro, C. N., Arsénio, A. M., Brito, R. M. C. L., & Van Lier, J. B. (2020). Use of (partially) treated municipal wastewater in irrigated agriculture: potentials and constraints for sub-Saharan Africa. *Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C*, 118, 102906.
- Jiménez, A., Pérez-Foguet, A. (2020). The relationship between water access and social wellbeing: A multilevel analysis of rural households in Ethiopia. *Water Resources Research*, 56(2), e2019WR026483.
- Khan, M. M., Siddiqi, S. A., Farooque, A. A., Iqbal, Q., Shahid, S. A., Akram, M. T., ... & Khan, I. (2022). Towards sustainable application of wastewater in agriculture: a review on reusability and risk assessment. *Agronomy*, 12(6), 1397. <https://doi.org/10.3390/agronomy12061397>
- Lemaire, G. G., Rasmussen, J. J., Höss, S., Kramer, S. F., Schittich, A. R., Zhou, Y., ... & McKnight, U. S. (2022). Land use contribution to spatiotemporal stream water and ecological quality: Implications for water resources management in peri-urban catchments. *Ecological Indicators*, 143, 109360.
- Martínez-Dalmau, J., Berbel, J., & Ordóñez-Fernández, R. (2021). Nitrogen fertilization. A review of the risks associated with the inefficiency of its use and policy responses. *Sustainability*, 13(10), 5625. <https://doi.org/10.3390/su13105625>
- McGuinness, S. L., O'Toole, J., Barker, S. F., Forbes, A. B., Boving, T. B., Giriyan, A., ... & Leder, K. (2020). Household water storage management, hygiene practices, and associated drinking water quality in rural India. *Environmental Science & Technology*, 54(8), 4963-4973. <https://doi.org/10.1021/acs.est.9b04818>
- Nguyen, K. T., Ahmed, M. B., Mojiri, A., Huang, Y., Zhou, J. L., & Li, D. (2021). Advances in adsorption and desorption in soil for effective management. *Journal of Environmental Management*, 296, 113274.
- Oyewo, O. A., Adeniyi, A., Bopape, M. F., & Onyango, M. S. (2020). Heavy metal mobility in surface water and soil, climate change, and soil interactions. In M. N. Vara-Prasad, & M. Pietrzykowski. (Eds.). *Climate Change and Soil Interactions* (pp. 51-88). Amsterdam, The Netherlands: Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-818032-7.00004-7>
- Perveen, S., & Amar-Ul-Haque. (2023). Drinking water quality monitoring, assessment and management in Pakistan: A review. *Heliyon*, 9(3), e13872.
- Pinto, U., Thoradeniya, B., & Maheshwari, B. (2020). Water quality and chronic kidney disease of unknown aetiology (CKDu) in the dry zone region of Sri Lanka: impacts on well-being of village communities and the way forward. *Environmental Science and Pollution Research*, 27(4), 3892-3907. <https://doi.org/10.1007/s11356-019-06669-8>
- R Core Team (2024). *R: A language and environment for statistical computing*. Vienna, Austria: R Foundation for Statistical Computing.
- Rahman, A., Mondal, N. C., & Tiwari, K. K. (2021). Anthropogenic nitrate in groundwater and its health risks in the view of background concentration in a semi arid area of Rajasthan, India. *Scientific Reports*, 11(1), 9279. <https://doi.org/10.1038/s41598-021-88600-1>
- Rehman, N., Ali, W., Muhammad, S., & Tepe, Y. (2024). Evaluation of drinking and irrigation water quality, and potential risks indices in the Dera Ismail Khan district, *Pakistan*, 51(1), 100150. <https://doi.org/10.1016/j.kjs.2023.11.001>
- Sánchez-Aroca, S. A., & Guangasig-Toapanta, V. H. (2023). Calidad microbiológica del agua de consumo humano: La realidad en el Ecuador. *LATAM Revista Latinoamericana de Ciencias Sociales y Humanidades*, 4(2), 1-15. <https://doi.org/10.56712/latam.v4i2.690>
- Santos, J. A., Gonzaga, M. I. S., dos Santos, W. M., & da Silva, A. J. (2022). Water retention and availability in tropical soils of different textures amended with biochar. *Catena*, 219, 106616.
- Sawadogo, A., Kouadio, L., Traoré, F., Zwart, S. J., Hessels, T., & Gündoğdu, K. S. (2020). Spatiotemporal assessment of irrigation performance of the Kou Valley irrigation scheme in Burkina Faso using satellite remote sensing-derived indicators. *ISPRS International Journal of Geo-Information*, 9(8), 484. <https://doi.org/10.3390/ijgi9080484>
- Tamm, L., Thuerig, B., Apostolov, S., Blogg, H., Borgo, E., Corneo, P. E., ... & Herforth-Rahmé, J. (2022). Use of copper-based fungicides in organic agriculture in twelve European countries. *Agronomy*, 12(3), 673.
- Ward, M. H., Jones, R. R., Brender, J. D., De Kok, T. M., Weyer, P. J., Nolan, B. T., ... & Van Breda, S. G. (2018). Drinking water nitrate and human health: An updated review. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 15(7), 1557. <https://doi.org/10.3390/ijerph15071557>
- Wei, B., Peng, Y., Lin, L., Zhang, D., Ma, L., Jiang, L., ... & Wang, Z. (2023). Drivers of biochar-mediated improvement of soil water retention capacity based on soil texture: a meta-analysis. *Geoderma*, 437, 116591. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2023.116591>
- WHO (World Health Organization). (2021). *Global report on water quality and health*. Geneva, Switzerland: WHO.
- Zhang, P., Yang, M., Lan, J., Huang, Y., Zhang, J., Huang, S., ... & Ru, J. (2023). Water quality degradation due to heavy metal contamination: Health impacts and eco-friendly approaches for heavy metal remediation. *Toxics*, 11(10), 828.
- Zhong, X., Chen, Z., Li, Y., Ding, K., Liu, W., Liu, Y., ... & Qiu, R. (2020). Factors influencing heavy metal availability and risk assessment of soils at typical metal mines in Eastern China. *Journal of Hazardous Materials*, 400, 123289.
- Zhu, X., Liu, W., Chen, J., Bruijnzeel, L. A., Mao, Z., Yang, X., ... & Jiang, X. J. (2020). Reductions in water, soil and nutrient losses and pesticide pollution in agroforestry practices: a review of evidence and processes. *Plant and Soil*, 453, 45-86. <https://doi.org/10.1007/s11104-019-04377-3>