

Eficiencia de microorganismos y zeolitas en la corrección de propiedades químicas de aguas de la microcuenca del Río Carrizal, Ecuador

Ángela L. Carreño Mendoza¹, Leonel R. Lucas Vidal¹, Ernesto A. Hurtado²; Renny Barrios-Maestre^{3*} y Ramón Silva-Acuña⁴

¹Escuela Superior Politécnica Agropecuaria de Manabí, Calceta, Ecuador. ²Campus Politécnico El Limón, Ecuador. ³Instituto Nacional de Investigaciones Agropecuarias (INIA)-Monagas, Maturín, Venezuela. ⁴Universidad de Oriente (UDO)-Postgrado de Agricultura Tropical, Maturín, estado Monagas, Venezuela. *Correo electrónico: rennybarrios@gmail.com

RESUMEN

Con el objetivo de evaluar la eficiencia de microorganismos y zeolitas en la corrección de propiedades químicas de aguas de la microcuenca del Río Carrizal, Ecuador, se evaluaron los siguientes tratamientos: 1. Incubada con EM1® a 5 mL.L⁻¹ y filtrada en zeolita cubana; 2. Incubada con EM1® a 5 mL.L⁻¹ y filtrada en zeolita ecuatoriana; 3. Incubada con 5 mL.L⁻¹; 4. 10 mL.L⁻¹ y 5. 15 mL.L⁻¹ de microorganismos autóctonos. Se utilizó el diseño experimental de bloques al azar, con cuatro repeticiones, las comparaciones de tratamientos se realizaron por contrastes ortogonales y su significancia determinada por la prueba de F a 5 % de probabilidad. Se obtuvo que, independientemente de la localidad y de la fuente de agua muestreada, la utilización de dosis de 15 mL.L⁻¹ de los microorganismos autóctonos como tratamiento de depuración resultó altamente eficiente en la corrección de fosfatos, alcalinidad, conductividad eléctrica y cloruros a los límites permisibles en la normativa técnica ecuatoriana. Los tratamientos de filtración con zeolitas sólo fueron efectivos en la reducción de los tenores de fosfatos contenidos en el agua.

Palabras clave: alcalinidad, conductividad eléctrica, cloruros, fosfatos.

Efficiency of microorganisms and zeolites in the correction of chemical properties of water of the micro-basin of Carrizal River, Ecuador

ABSTRACT

In order to evaluate the efficiency of microorganisms and zeolites in the correction of chemical properties of waters of the micro-basin of the Carrizal River, Ecuador, the following treatments were evaluated: 1. Incubated with EM1® at 5 mL.L⁻¹ and filtered on Cuban zeolite; 2. Incubated with EM1® at 5 mL.L⁻¹ and filtered on Ecuadorian zeolite; 3. Incubated with 5 mL.L⁻¹; 4. 10 mL.L⁻¹ and 5. 15 mL.L⁻¹ of autochthonous microorganisms. The experimental design used was blocks completely randomized, with four repetitions. Comparisons of treatments were performed by orthogonal contrasts and their significance determined by the F test at 5 % probability. It was obtained that regardless of the location and source of water sampled, the use of doses of 15 mL.L⁻¹ of the autochthonous microorganisms as a purification treatment was highly efficient in the correction of phosphate, alkalinity, electrical conductivity and chlorides at the permissible limits in the Ecuadorian technical regulations. Filtration treatments with zeolites were only effective in reducing the phosphate contents contained in the water.

Key words: alkalinity, electrical conductivity, chlorides, phosphates.

INTRODUCCIÓN

Para la Organización Mundial de la Salud (OMS 2012), la calidad del agua destinada al consumo humano es un tema de interés universal; todas las personas deberían disponer de un suministro satisfactorio. La calidad del agua potable es un factor determinante en el bienestar humano (Hernández 2016; Morais *et al.* 2016); no obstante, cada vez más se incrementan ciertos elementos químicos en las aguas, causado por prácticas antropogénicas inadecuadas, relacionadas con las actividades industriales, agrícolas y mineras, entre otras (Rodríguez *et al.* 2003; Pérez-López 2016). Ante tal problemática, se han planteado diversas estrategias en el tratamiento de agua, para llevar soluciones sencillas de uso a personas que la requieren en sus hogares (Guerrero *et al.* 2017).

Por lo general, existen directrices o estándares de calidad del agua basados en criterios científicamente aceptables (INEN 2014; INEN 2017). Las variables químicas del agua, de mayor interés, son aquellas que pueden afectar la salud del consumidor o generar consecuencias de tipo económico. Desde el punto de vista del agua destinada a consumo humano, entre las variables más importancia se pueden mencionar: metales pesados, coliformes fecales, pH, tenores de nitratos y fosfatos, alcalinidad, la conductividad eléctrica y los cloruros (Jiménez y Vélez 2006).

Entre los nuevos métodos desarrollados para el tratamiento de aguas de uso doméstico, se encuentra la utilización de microorganismos eficientes (EM). Es una tecnología ecológica, compuesta por una mezcla de diferentes especies de microorganismos regeneradores anaeróbicos y aeróbicos de origen natural. Los EM comprenden más de 80 especies procedentes de cinco grupos: bacterias fototróficas, bacterias productoras de ácido láctico, levaduras y hongos de fermentación. Cuando esos microorganismos entran en contacto con la materia orgánica, secretan sustancias beneficiosas como vitaminas, ácidos orgánicos, minerales quelatos y antioxidantes (Romero y Vargas 2017).

Los tratamientos con EM muestran reducción de la conductividad eléctrica (Bejarano y Escobar

2015; Beltrán y Campos 2016); de manera similar, como interés ecológico, es importante considerar la microbiota autóctona de las aguas, ya que influye en los procesos biogeoquímicos del carbono, nitrógeno y azufre. Los microorganismos que la constituyen poseen diversas capacidades metabólicas, que transforman los compuestos orgánicos en inorgánicos, lo que contribuye a la autodepuración de las aguas (Leclerc y Moreau 2002).

Diversas investigaciones indican el uso potencial de la zeolita como material filtrante de aguas para consumo humano. Esta permite realizar el tratamiento de aguas de una forma más eficiente y económica, en comparación a otros materiales conocidos para estos efectos (Vera *et al.* 2015; Guerrero *et al.* 2017). Las zeolitas son aluminosilicatos hidratados de metales alcalinos y alcalinotérreos (especialmente Na, K, Mg y Ca) y absorbente natural por su alto grado de hidratación (Wang y Peng 2010); reducen la concentración de fósforo hasta la que se desea; retienen la mayoría de sólidos suspendidos y reducen la dureza del agua (Gutiérrez *et al.* 2006).

En ese contexto, el objetivo de la presente investigación consistió en evaluar la eficiencia de microorganismos y zeolitas en la corrección de propiedades químicas de aguas de la microcuenca del Río Carrizal, Ecuador.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área objeto de la investigación

La microcuenca hidrográfica del Río Carrizal, comprendida entre las coordenadas 1°4'15"S, 79°52'12"W, con un área de aproximadamente 1.390 km². Se encuentra asentada en la provincia de Manabí; limita al norte con las cuencas del Río Briceño y Río Jama; al sur con las cuencas del Río Portoviejo y Río Guayas; al este con el Océano Pacífico y la cuenca del Estero Pajonal y, al oeste con la cuenca del Río Guaya (Muñoz *et al.* 2009). En esta se tomaron muestras de agua de las localidades de Severino, Julián y Balsa en Medio, de tres fuentes distintas: las vertientes, los tanques de almacenamiento y los grifos de las casas (agua de consumo).

Tratamientos con microorganismos eficaces realizados a las muestras de agua.

En general, las muestras de agua de cada fuente por localidad recibieron los siguientes tratamientos: 1- Incubada con EM1® a 5 mL.L⁻¹ y filtrada en zeolita cubana; 2- Incubada con EM1® a 5 mL.L⁻¹ y filtrada en zeolita ecuatoriana; 3- Incubada con 5 mL.L⁻¹; 4- 10 mL.L⁻¹ y 5- 15 mL.L⁻¹ de microorganismos autóctonos.

Producto comercial EM1®. Para activar la formulación comercial se siguieron las instrucciones del proveedor, contenidas en la etiqueta del producto y se utilizaron las dosis recomendadas por el fabricante. Las muestras de agua provenientes de vertientes, albarradas o tanques y grifos de las viviendas, de cada localidad, se conformaron con 5 L de agua. Los tratamientos consistieron en la incubación con 5 mL.L⁻¹ de EM1® durante 2 h y posteriormente pasadas por columnas de filtración de 5 cm de zeolita de origen cubano o de origen ecuatoriano, según el tratamiento asignado.

Microorganismos autóctonos. Se extrajeron de mucilago del cacao (*Saccharomices cereviceae*), mucosa del intestino delgado de gallinas ponedoras (*Bacillus* spp.) y de camarón marino (*Lactobacillus* spp.) por fermentación. Para activarlos se realizó un coctel, utilizando como medio agua destilada y melaza al 5 %. Se obtuvo el biopreparado para un litro, con la concentración de $1,8 \times 10^9$ UFC ml⁻¹ *Lactobacillus* spp., de $1,2 \times 10^9$ UFC ml⁻¹ *Bacillus* spp. y de $4,3 \times 10^8$ UFC ml⁻¹ de *S. cereviceae*. De las muestras de agua provenientes de vertientes, albarradas o tanques y grifos de las viviendas de cada localidad se tomaron alícuotas de 1 L de agua, que fueron incubadas por 2 horas con las dosis de microorganismos autóctonos correspondiente a cada tratamiento. Al finalizar el periodo de incubación, se tomaron cuatro muestras de cada tratamiento para los respectivos análisis químicos.

En los análisis de las muestras de aguas tratadas se cuantificaron las siguientes variables químicas: fosfatos, alcalinidad, conductividad eléctrica y cloruros. Las mencionadas determinaciones se realizaron en el Laboratorio de Análisis Químicas de la Escuela Superior Politécnica

Agropecuaria de Manabí, ubicada en Manabí, Bolívar, Calceta, Ecuador. Los procedimientos analíticos empleados corresponden a las metodologías APHA (2012).

Diseño experimental

Para los tratamientos señalados se utilizó el diseño experimental de bloques al azar, con cuatro repeticiones. Cada localidad y fuente de agua fue considerada en forma independiente. Previo al análisis de varianza (ANAVA), los valores de las características determinadas en las muestras de agua se examinaron por las pruebas de normalidad de Wilk-Shapiro y la de homogeneidad de varianza de Bartlett por el programa Assistat (Silva y Azevedo 2016). Los análisis de varianza se realizaron con el software InfoStat (Di Rienzo *et al.* 2016). Por la naturaleza estructurada de los tratamientos, las comparaciones entre estos se efectuaron por contrastes ortogonales; para determinar su significancia se empleó la prueba de F a 5 % de probabilidad (Silva-Acuña *et al.* 2000).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Las estrategias de depuración disminuyeron significativamente los tenores de todas las variables evaluadas, con resultados consistentes para todas las localidades y en las tres fuentes de agua muestreadas; sin embargo, de acuerdo a la Norma Técnica Ecuatoriana (NTE) 1108 (INEN 2014) y 2200 (INEN 2017), que regulan las condiciones de calidad de agua potable para consumo humano y agua purificada y/o mineralizada envasada en Ecuador, las variables conductividad eléctrica y cloruros se ubicaron dentro de los límites aceptables; mientras que las variables fosfatos y alcalinidad excedieron los límites permisibles para el consumo humano en algunas localidades.

Fosfatos

La Figura 1 muestra los promedios de los contrastes ortogonales para la variable fosfatos en aguas de vertiente, tanque y consumo. La remoción de fosfatos resultó más eficiente en las comunidades de Julián y Balsa en Medio que en

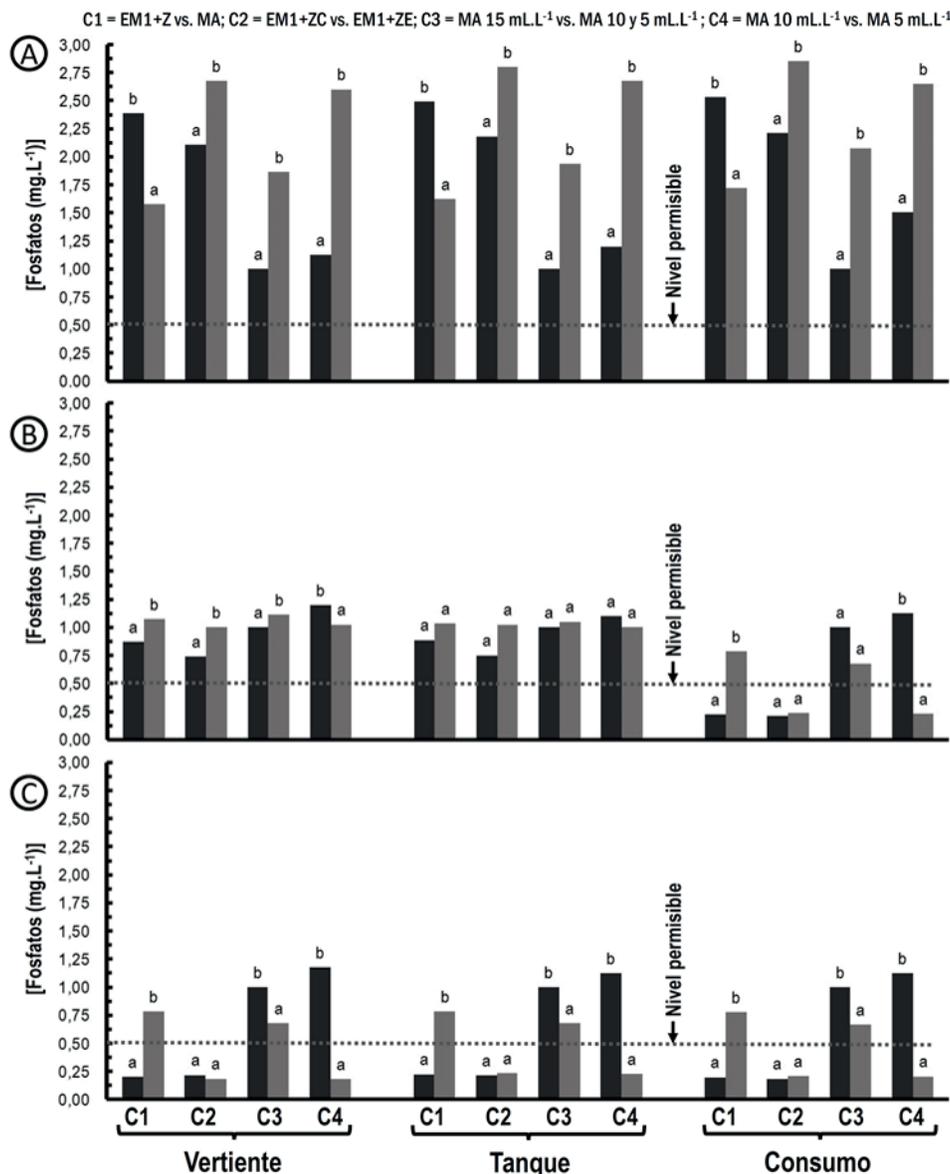


Figura 1. Promedio de contrastes para los niveles de fosfatos en agua en tres fuentes muestreadas en las localidades de Severino (A), Julián (B) y Balsa en Medio (C). [EM1 = Microorganismos eficientes; Z = Zeolitas; ZC = Zeolita cubana; ZE = Zeolita ecuatoriana; MA = Microorganismos autóctonos].

la comunidad de Severino. En el caso de la localidad de Severino ninguno de los tratamientos aplicados logró reducir los tenores de fosfatos dentro de los límites permisibles. Se obtuvieron diferencias significativas de los tratamientos para las tres fuentes evaluadas con tendencias similares, ya que todas las comparaciones resultaron estadísticamente distintas.

Al comparar los EM1® + zeolitas en relación a los microorganismos autóctonos, en todos los casos los menores tenores de fosfatos estuvieron asociados con los microorganismos autóctonos; mientras que la comparación entre las zeolitas arrojó que la mayor eficiencia en la remoción de fosfatos estuvo asociada a la zeolita cubana. Entre las dosis de microorganismos autóctonos,

la dosis de 15 mL.L⁻¹ presentó los menores tenores de fosfatos que las dosis menores. La comparación entre las dosis de 10 y 5 mL.L⁻¹, arrojó que los menores tenores de fosfatos estuvieron asociados a la dosis de 10 mL.L⁻¹.

Para la localidad de Julián la reducción de la concentración de fosfatos a los límites permisibles para el consumo humano estipulados en la normativa ecuatoriana sólo se logró cuando la aplicación de los tratamientos de depuración se realizó en aguas de consumo.

En aguas provenientes de las vertientes, los tratamientos de purificación mostraron un comportamiento similar a la localidad de Severino, con diferencias significativas para todos los contrastes evaluados, pero en este caso los tratamientos con EM1[®] + zeolitas resultaron más eficientes que los microorganismos autóctonos y la dosis de 5 mL.L⁻¹ fue más eficiente que la dosis de 10 mL.L⁻¹. Esta situación resultó discordante con la del agua almacenada en tanques, donde no hubo diferencias entre los tratamientos. En aguas de consumo, no se encontraron diferencias estadísticas entre las zeolitas ni tampoco entre la dosis de 15 mL.L⁻¹ y las menores dosis de microorganismos autóctonos; la misma tendencia descrita se mantuvo para las aguas de vertientes, debido a que los tratamientos con EM1[®] + zeolitas fueron más eficientes que los microorganismos autóctonos y la dosis de 5 mL.L⁻¹ resultó más eficiente que la dosis de 10 mL.L⁻¹.

En el caso de Balsa en Medio se obtuvo un comportamiento similar de los tratamientos de depuración en aguas provenientes de vertiente, tanque y consumo. En todos los casos fue posible reducir los tenores de fosfatos dentro de los límites permisibles. La comparación entre los EM1[®] + zeolitas con los microorganismos autóctonos presentó diferencias significativas y los menores tenores de fosfatos estuvieron asociados a los EM1[®] + zeolitas. No se detectaron diferencias entre las dos zeolitas utilizadas como filtro, mientras que en la comparación entre las dosis de los microorganismos autóctonos se obtuvo la mayor eficiencia cuando se utilizaron las dosis mayores.

Los resultados podrían estar relacionados a la situación de los ríos cercanos a las zonas urbanas en el Ecuador, señalada por Gamarra *et al.* (2014). Estos autores encontraron alta concentración de fosfatos como producto del vertido de aguas domésticas servidas, residuos de la crianza de cerdos, arrastre de fósforo a través de actividades agrícolas (uso de fertilizantes y pesticidas) e industriales, con el uso de detergentes. Por su parte, Gamarra *et al.* (2018) hallaron que en la cuenca del Río Utcubamba (Región de Amazonas, Perú) las principales fuentes de contaminación derivan de la deforestación ribereña que acentúa la escorrentía agrícola; de las descargas domésticas de efluentes orgánicos sin tratamiento previo, de la implantación de canchales de extracción de materiales; de la eliminación de residuos sólidos en vertederos ubicados cerca de la red fluvial; así como, de la presencia de granjas de aves y cerdos.

De manera similar, Rodríguez *et al.* (2016) encontraron fluctuaciones en los tenores de fosfatos en aguas de riego en función de las condiciones climatológicas, asociando los mayores tenores a la época de verano. Bajo las condiciones de este trabajo, la concentración de fosfatos pudiera estar influenciada por la intensidad de la actividad agrícola en las diferentes localidades debido al uso de agroquímicos, o por el arrastre de sedimentos hacia las vertientes de la microcuenca del Río Carrizal.

González y Palacio (2013) señalan que los microorganismos y las microalgas incorporan rápidamente los fosfatos a su biomasa, especialmente en ambientes tropicales, donde las altas temperaturas promueven la rápida asimilación microbiana, lo cual justifica la eficiencia de los microorganismos autóctonos en la corrección de esta variable.

Alcalinidad

En el caso de la alcalinidad, el rango permisible en el agua potable oscila en valores de 35 a 200 mg.L⁻¹. A escala internacional se acepta una alcalinidad mínima de 20 mg.L⁻¹ para mantener la vida acuática, considerándose que valores inferiores son propensos a la contaminación debido

a que el agua no tiene la capacidad amortiguadora para oponerse a las modificaciones que inducen disminuciones del pH (Pérez-López 2016).

Devi *et al.* (2017) afirman que los hidróxidos, carbonatos y bicarbonatos de los iones Ca^{+2} , Mg^{+2} , Na^+ , K^+ y NH^{+4} son los principales responsables

de la variación de la concentración total de alcalinidad. La Figura 2 muestra los promedios de los contrastes para la alcalinidad en las tres fuentes de agua estudiadas, y demuestra que los tratamientos de purificación mantuvieron los valores de alcalinidad dentro del rango permisible en las localidades de Julián y Balsa en Medio. No se

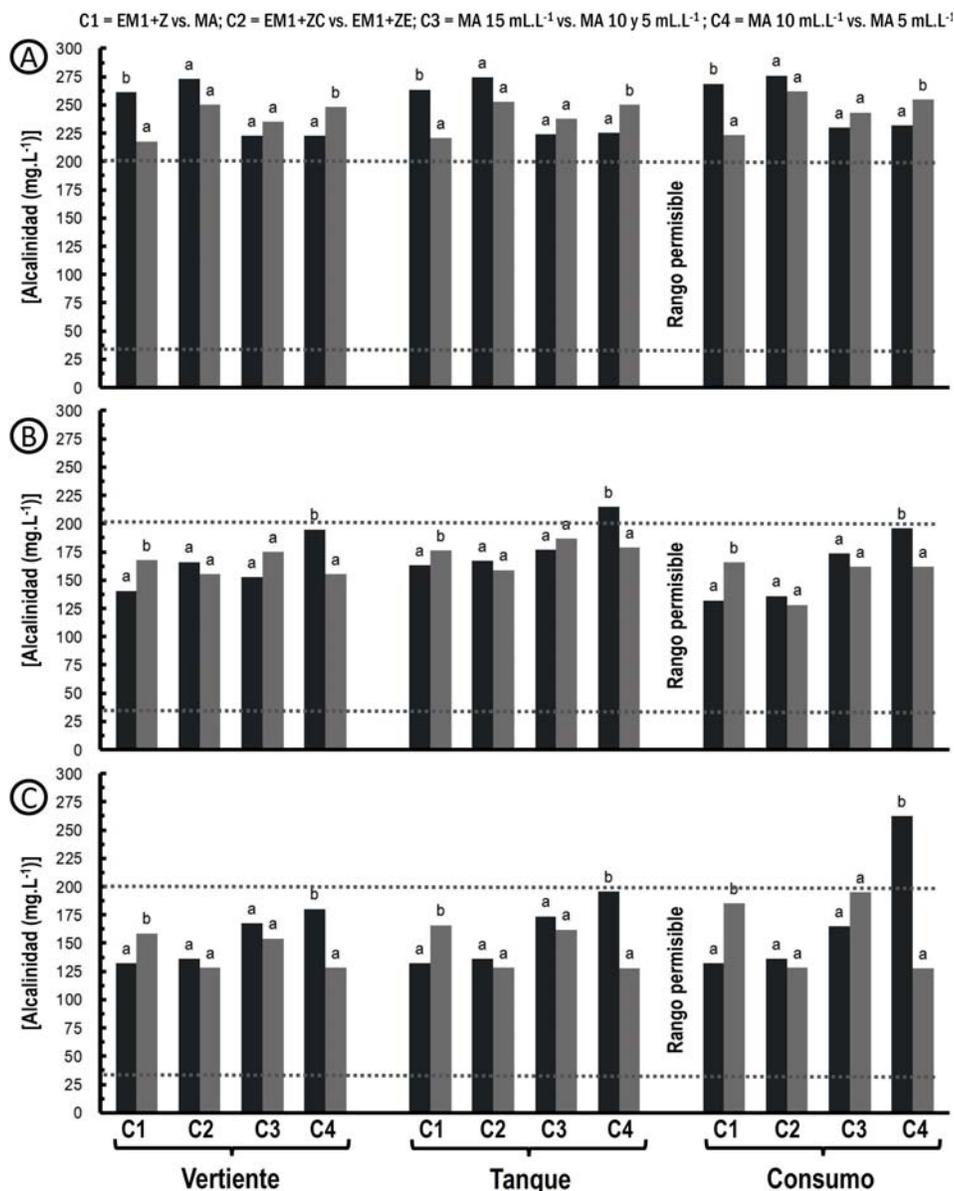


Figura 2. Promedio de contrastes para la alcalinidad del agua en tres fuentes muestreadas en las localidades de Severino (A), Julián (B) y Balsa en Medio (C). [EM1 = Microorganismos eficientes; Z = Zeolitas; ZC = Zeolita cubana; ZE = Zeolita ecuatoriana; MA = Microorganismos autóctonos].

logró mantener la alcalinidad en la localidad de Severino, en la cual se obtuvieron valores que fluctuaron entre 215 y 280 mg.L⁻¹.

Independientemente de las localidades y de la fuente de muestreo evaluada, se obtuvo la misma tendencia para todos los tratamientos de purificación estudiados. Los análisis estadísticos arrojaron diferencias significativas para todos los contrastes comparados, a excepción de las zeolitas que resultaron iguales entre sí. Los microorganismos autóctonos resultaron más eficientes que los tratamientos de EM1® + zeolitas en la remoción de los tenores de alcalinidad en el agua, con tendencia a obtener mayor atenuación con la dosis de 5 mL.L⁻¹.

Estos resultados concuerdan con los obtenidos por Cuchimaque *et al.* (2013), quienes afirman que la alcalinidad se mantiene estable durante el proceso de filtración con zeolitas, debido a que los aniones que originan la alcalinidad no compiten con los sitios de adsorción en la superficie de la capa de óxido, confirmando el carácter negativo de la carga superficial negativa para favorecer la adsorción de cationes.

Páez-Sánchez *et al.* (2013) señalan que los valores altos de alcalinidad pueden conducir a un sabor amargo y a una alta dureza y salinidad en el agua. Carpenter *et al.* (2018) y Singh *et al.* (2004) mostraron variaciones estacionales de los valores de alcalinidad, encontrando aumentos durante el periodo lluvioso, asociado a la disolución y movimiento de contaminantes al agua subterránea con la precipitación.

Conductividad eléctrica

La conductividad eléctrica está correlacionada con la cantidad de sólidos disueltos, en su mayoría compuestos iónicos de calcio y magnesio, y el límite máximo permisible se ubica en 400 $\mu\text{S cm}^{-1}$. La Figura 3 muestra los promedios de los contrastes para la conductividad eléctrica del agua luego de la aplicación de tratamientos de purificación en tres fuentes muestreadas en las localidades de Severino, Julián y Balsa en Medio. Se observa que los valores obtenidos se ubicaron entre 200 y 575 $\mu\text{S cm}^{-1}$. La menor

eficiencia de los tratamientos se obtuvo en la comunidad de Julián, en la cual se encontraron los mayores valores de conductividad eléctrica. En Severino, en las tres fuentes de muestreo se detectaron diferencias significativas para la comparación entre los EM1® + zeolitas en relación a los microorganismos autóctonos.

En todos los casos la menor conductividad eléctrica estuvo asociada a los microorganismos autóctonos. La comparación entre las zeolitas arrojó diferencias significativas con tendencias a obtener mayor eficiencia de remoción con la filtración con la zeolita ecuatoriana. Entre las dosis de microorganismos autóctonos, también hubo diferencias para todas las muestras, predominando la tendencia de mayor eficiencia con las dosis más altas utilizadas, las cuales generaron los menores valores de conductividad eléctrica.

En la localidad de Julián, los microorganismos autóctonos fueron superiores estadísticamente a los tratamientos EM1® + zeolitas; mientras que las comparaciones entre los tipos de zeolita resultaron significativas a nivel de muestras en vertiente, tanque y para consumo, con niveles menores de CE asociados a la zeolita ecuatoriana. Entre dosis de microorganismos autóctonos, solo se obtuvo diferencias significativas a nivel del tanque, siendo los menores niveles encontrados con la dosis de 15 mL.L⁻¹; entre las dosis de 10 y 5 mL.L⁻¹ no se encontraron diferencias estadísticas.

Para la localidad de Balsa en Medio, se detectaron diferencias significativas al 5 % de probabilidad en las tres fuentes de muestreo al comparar los EM1® + zeolitas y los microorganismos autóctonos, siendo en todos los casos los menores tenores de conductividad eléctrica asociados a los microorganismos autóctonos. Entre las zeolitas no se detectaron diferencias significativas a ningún nivel de muestreo, similar comportamiento presentó la comparación entre la dosis mayor y las menores de los autóctonos. Únicamente, se observó diferencias significativas en las menores dosis a nivel de consumo, donde la menor conductividad eléctrica estuvo asociada a la dosis de 10 mL.L⁻¹.

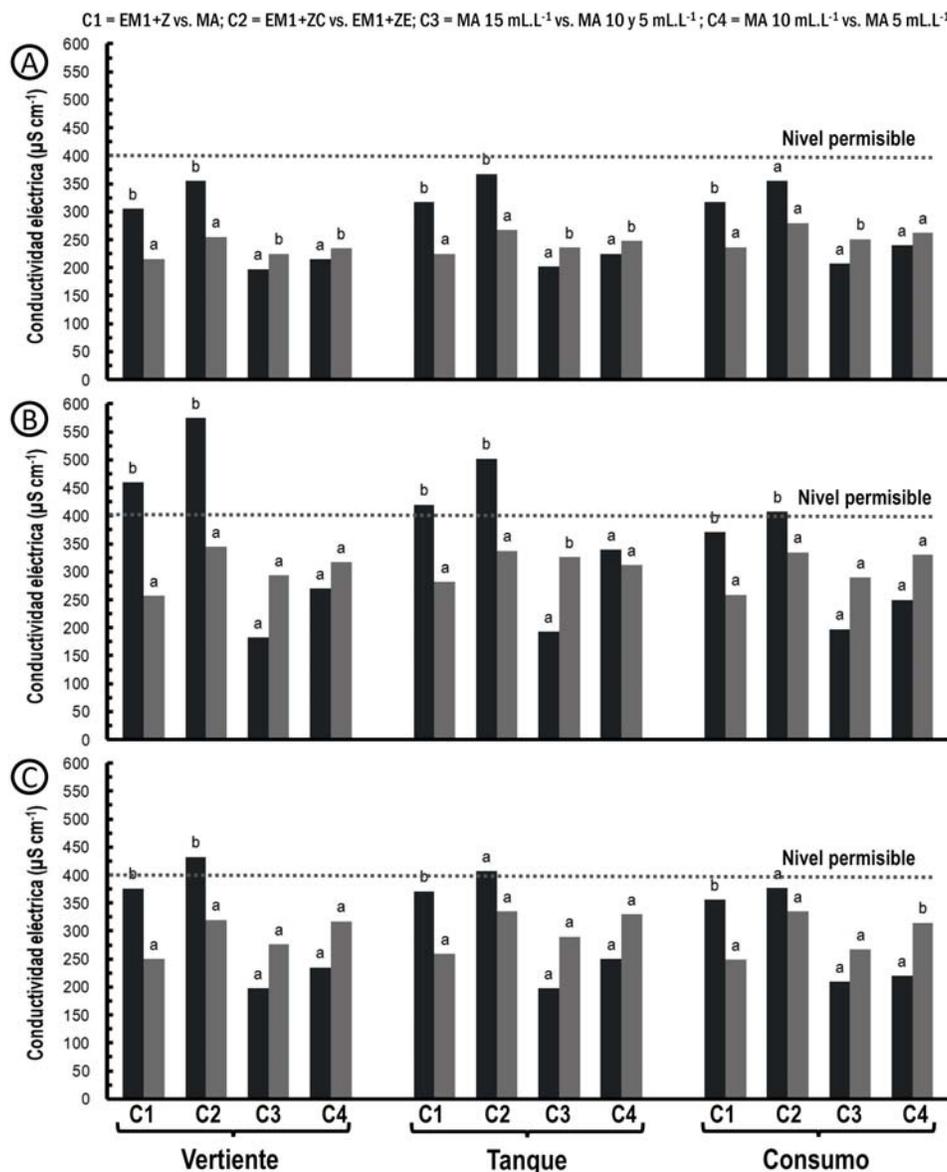


Figura 3. Promedio de contrastes para la conductividad eléctrica del agua en tres fuentes muestreadas en las localidades de Severino (A), Julián (B) y Balsa en Medio (C). [EM1 = Microorganismos eficientes; Z = Zeolitas; ZC = Zeolita cubana; ZE = Zeolita ecuatoriana; MA = Microorganismos autóctonos].

Exceptuando los tratamientos que incluyen la filtración con zeolitas, independiente de la fuente de agua considerada, los tratamientos de purificación condujeron los valores de conductividad eléctrica dentro de los límites recomendados en la normativa ecuatoriana de 400 S/cm⁻¹. En contraste, Vera *et al.* (2015) encontraron reducción

de 10 a 20 % del valor medio de la conductividad eléctrica para los efluentes cuando se utilizó zeolita como material filtrante, lo cual se asoció a los altos valores de capacidad de intercambio catiónico que le confiere afinidad para la adsorción de cationes, como el NH₄⁺ y algunos compuestos metálicos.

Pimentel *et al.* (2018) encontraron que las bacterias benéficas *Pseudomonas aeruginosa* y *P. fluorescens* redujeron significativamente los niveles de conductividad eléctrica en aguas residuales, lo cual apoya los resultados obtenidos en cuanto a la eficiencia de los microorganismos autóctonos evaluados en la presente investigación.

Cloruros

Las concentraciones de cloruros están asociadas a la dureza no carbonatada de las aguas y se pueden encontrar como sales de calcio o magnesio, reduciendo su sabor salado; sin embargo, altos contenidos de cloruros pueden causar corrosión en las tuberías y estructuras metálicas. La concentración de cloruros en aguas naturales es muy variable y depende de las características de la procedencia de las aguas de escorrentía, sus tenores se ven incrementados por la actividad humana (Pontius y Clark 1999).

En la Figura 4 se muestran los promedios de los contrastes de los tratamientos de depuración de tres fuentes de agua muestreadas en las localidades de Severino, Julián y Balsa en Medio para la variable tenores de cloruros. En todas de las situaciones consideradas, los tratamientos utilizados mantuvieron los niveles por debajo del límite permisible se ubicado en 25 mg.L⁻¹. Los mayores tenores se ubicaron en la localidad de Balsa en Medio, mientras que los menores valores correspondieron a la localidad de Severino.

En el caso de la comunidad de Severino, se observaron diferencias significativas en todas las fuentes muestreadas y en todos los contrastes de los tratamientos. En tal sentido, los microorganismos autóctonos resultaron más eficientes que los EM1* + zeolitas, la zeolita ecuatoriana fue más eficiente que la zeolita cubana. Las dosis más elevadas de microorganismos autóctonos fueron superiores a las dosis menores.

Para las localidades de Julián y Balsa en Medio se obtuvieron resultados similares entre sí, manteniéndose la tendencia a obtener resultados estadísticamente superiores con la aplicación de microorganismos autóctonos en comparación

con los tratamientos de EM1* + zeolitas; siendo las dosis más elevadas de microorganismos autóctonos más eficientes que las dosis bajas en la remoción de cloruros. Para los tratamientos de EM1* + zeolitas ecuatoriana y cubana predominó un comportamiento similar en todas las fuentes muestreadas.

Espinoza *et al.* (2017) señalan que los contenidos de cloruros están ampliamente distribuidos en la naturaleza en forma de sales de sodio (NaCl), potasio (KCl) y calcio (CaCl₂). Varias fuentes que contribuyen a los niveles presentes en aguas subterráneas y en vertientes tales como: la escorrentía superficial de fertilizantes inorgánicos provenientes de las actividades agrícolas, la descarga de aguas de riego y los alimentos para animales, entre otros (Bora y Goswami 2017). Páez-Sánchez *et al.* (2013) afirman que altas concentraciones de cloruros pueden evitar el crecimiento de las plantas y causar daños a estructuras metálicas, como la corrosión de tuberías, lo cual puede ser potencialmente peligroso si dichas tuberías están compuestas de metales tóxicos.

Investigaciones sobre la calidad del agua para consumo humano en el corredor ecológico Llanganates – Sangay, Ecuador, obtuvieron que los tenores de cloruro cumplían satisfactoriamente con los requerimientos establecidos en la NTE 1108 (INEN 2014) para calidad de agua potable (Velasteguí 2018).

Bajo las condiciones del estudio, los mejores resultados fueron obtenidos con la aplicación de microorganismos autóctonos en dosis de 15 mL.L⁻¹. Se presume que los tenores de cloruros pueden estar asociados al uso de fertilizantes, al vertido de aguas residuales domésticas, residuos de actividades pecuarias o retornos de aguas de riego que fueron receptoras de agroquímicos.

Sánchez *et al.* (2016) aseveran que el ion cloruro no forma sales de baja solubilidad, no se oxida ni se reduce en aguas naturales, tampoco es adsorbido de modo significativo ni entra a formar parte de procesos bioquímicos, por lo que se puede considerar como una propiedad que

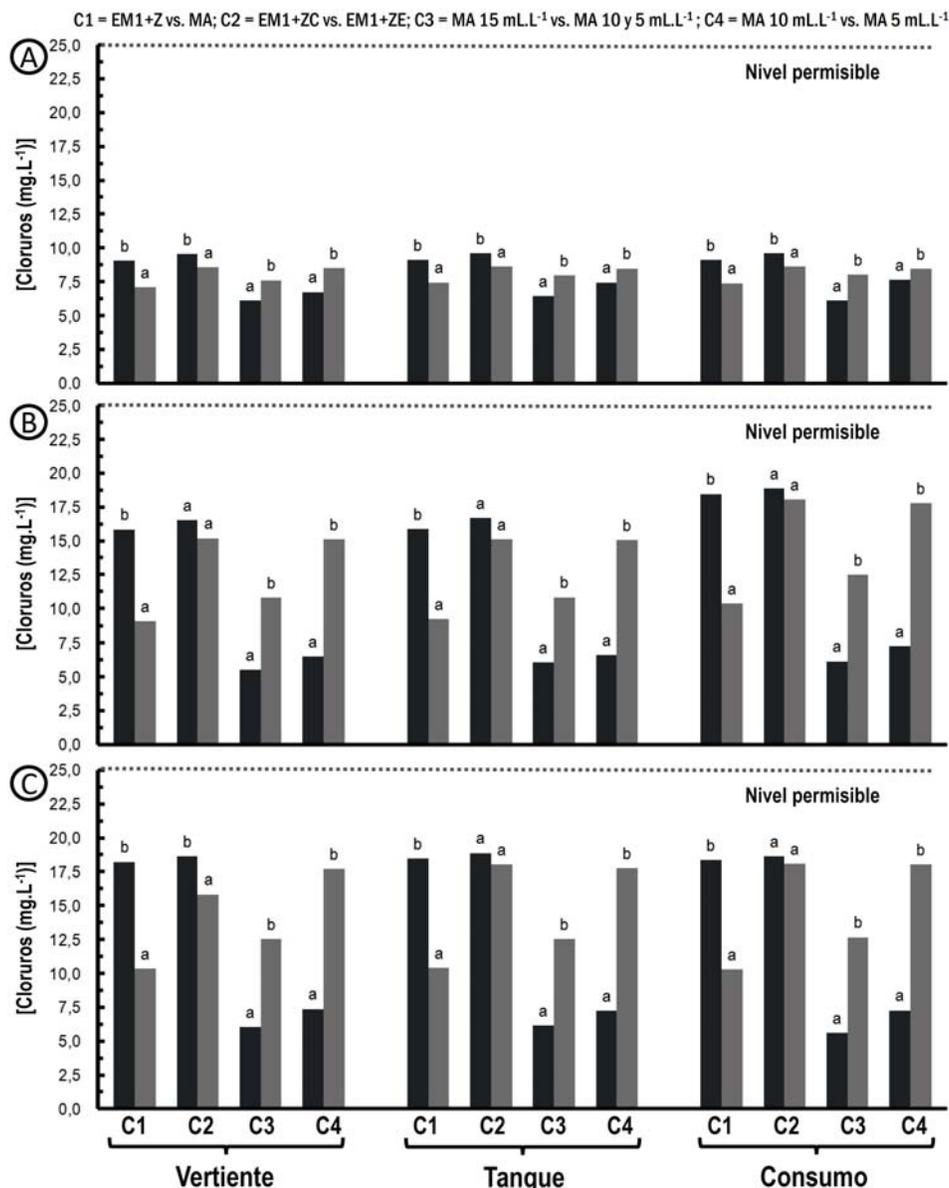


Figura 4. Promedio de contrastes para la variable cloruros en agua en tres fuentes muestreadas en las localidades de Severino (A), Julián (B) y Balsa en Medio (C). [EM1 = Microorganismos eficientes; Z = Zeolitas; ZC = Zeolita cubana; ZE = Zeolita ecuatoriana; MA = Microorganismos autóctonos].

conserva el agua, resultando en un buen trazador, de allí la dificultad de obtener un método eficiente para corregir sus concentraciones.

En términos generales, para todas las variables se obtuvo la tendencia hacia el mejoramiento de las propiedades del agua cuando se utilizan microorganismos autóctonos y cuando se utiliza la zeolita ecuatoriana como material filtrante.

De manera similar, la eficiencia de las dosis de microorganismos autóctonos siguió un orden decreciente, siendo la dosis de 15 mL.L⁻¹ la que resultó más eficiente.

En concordancia a los resultados obtenidos en la presente investigación Gavilánez (2015) indica que el uso de microorganismos nativos o autóctonos de la zona, representan una alternativa

potencial y económica. Una vez que son capturados y reproducidos a través de medios caseros, pueden ser utilizados para la biodegradación de sustancias contaminantes presentes en las aguas residuales urbanas. Así mismo, estos microorganismos autóctonos aerobios o anaerobios facultativos, son capaces de mejorar las propiedades químicas del agua. Entre ellos están las bacterias heterótrofas, consideradas beneficiosas ya que intervienen en la autodepuración de las aguas (Rosa y Mosso 1995; Rosa *et al.* 2015).

Al considerar la eficiencia de las zeolitas como material filtrante, es importante destacar que la baja eficiencia para corregir la alcalinidad, la conductividad eléctrica y los tenores de cloruros es coherente con los reportes de Vera *et al.* (2015) quienes reportan la baja o nula modificación de estas variables, por lo cual es necesario recurrir a medidas alternativas.

CONCLUSIONES

La utilización de dosis de 15 mL.L⁻¹ de los microorganismos autóctonos como tratamiento de depuración presentó ventajas significativas para las variables fosfatos, alcalinidad, conductividad eléctrica y cloruros, independiente de la localidad y de la fuente de agua.

Los tratamientos de filtración con zeolitas redujeron significativamente los tenores de fosfatos contenidos en el agua, pero resultaron poco efectivos para corregir la alcalinidad, conductividad eléctrica y cloruros.

Después de la aplicación de las estrategias de depuración del agua en las localidades de Severino, Julián y Balsa en Medio, con excepción de los tenores de fosfatos, se corrigieron los tenores de conductividad eléctrica, alcalinidad y cloruros a las normativas aplicables a las condiciones de calidad del agua de consumo vigentes en Ecuador.

LITERATURA CITADA

- APHA (American Public Health Association, USA). 2012. Standard methods for the examination of water and waste water. 22th ed. New York, Ed. McGraw Hill. 506 p.
- Bejarano, M; Escobar, M. 2015. Eficiencia del uso de microorganismos para el tratamiento de aguas residuales domésticas en una planta de tratamiento de agua residual. Trabajo de Grado. Ingeniero Ambiental y Sanitario. Universidad de la Salle. DC, Bogotá. 99 p.
- Beltrán, T; Campos, C. 2016. Influencia de microorganismos eficaces sobre la calidad de agua y lodo residual, planta de tratamiento de Jauja. Trabajo de Grado. Ingeniero Forestal y Ambiental. Universidad Nacional del Centro del Perú. Huancayo, Perú. 206 p.
- Bora, M; Goswami, D. 2017. Water quality assessment in terms of water quality index (WQI): case study of the Kolong River, Assam, India. Applied Water Science 7(6):3125-3135.
- Carpenter, S; Bhawsar, A; Bhat, M. 2018. Comparative study of physicochemical characteristics of ground water and surface water in Bhopal city, India. International Journal of Current Research in Life Sciences 7(2):923-926.
- Cuchimaque, C; Vargas, L; Ríos, C. 2013. Remoción de Fe y Mn en aguas naturales por adsorción-oxidación sobre clinoptilolita. Revista Facultad de Ingeniería Universidad de Antioquía 66:24-44.
- Devi P, A; Padmavathy, P; Aanand, S; Aruljothi, K. 2017. Review on water quality parameters in freshwater cage fish culture. International Journal of Applied Research 3(5):114-120.
- Di Rienzo JA; Casanoves, F; Balzarini, M; González, L; Tablada, M; Robledo, C. 2016. InfoStat versión 2016. Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina.
- Espinoza, E; Villalobos, R; Martinez, V. 2017. Evaluación de la calidad del agua de consumo humano de la provincia de Recuay. Aporte Santiaguino 10(1):65-74.

- Gamarra, O; Gurbillón, A; Barboza, E; Rascón, J; Corroto, F; Taramona, L. 2018. Fuentes de contaminación estacionales en la cuenca del río Utcubamba, región Amazonas, Perú. *Arnaldoa* 25(1):179-194.
- Gamarra T, OA; Yalta M, JR; Salas L, R; Alvarado Ch, LI; Oliva C, SM. 2014. Evaluación de la calidad ecológica del agua en la microcuenca El Chido e intermicrocuenca Allpachaca-Lindapa, Amazonas, Perú. *INDES Revista de Investigación para el Desarrollo Sustentable* 2(2):49-59.
- Gavilánez, F. 2015. Influencia de *Eichhornia crassipes* microorganismos eficientes sobre contaminantes químicos y orgánicos de las aguas residuales de Naranjito, Ecuador. *Revista de Investigación Científica Manglar* 12(2):21-29.
- González, M; y Palacio, J. 2013. Nutrientes y carbono orgánico disuelto en el agua natural para un proceso de potabilización y su relación con el nivel del embalse afluente. *Revista Politécnica* 9(17):27-37.
- Guerrero, M; Vázquez, A; Caballero, B; Rodríguez, M. 2017. Zeolite in wastewater decontamination as a local development solution. *International Journal of Life Sciences* 1(3):1-13.
- Gutiérrez, O; Scull, I; Oramas, A. 2006. Zeolita natural para la reducción de la dureza del agua. *Revista Cubana de Ciencia Agrícola* 40(2):191-192.
- Hernández, C. 2016. Evaluación de la calidad del agua para consumo humano y propuesta de alternativas tendientes a su mejora, en la Comunidad de 4 Millas de Matina, Limón. Trabajo de Grado. Licenciatura en Gestión Ambiental con énfasis en Tecnologías Limpias. Universidad Nacional. Heredia, Costa Rica. 130 p.
- INEN (Instituto Ecuatoriano de Normalización, Ecuador). 2014. Norma Técnica Ecuatoriana (NTE). Calidad Del Agua. Agua potable requisitos . Quito, Normas 1107 y 1108.
- INEN (Instituto Ecuatoriano de Normalización, Ecuador). 2017. Norma Técnica Ecuatoriana (NTE). Calidad Del Agua. Agua potable requisitos. Quito, Ecuador. Norma 2200.
- Jiménez, M; Vélez, M. 2006. Análisis comparativo de indicadores de la calidad de agua superficial. *Avances en Recursos Hidráulicos* 14(1):53-70.
- Leclerc, H; Moreau, A. 2002. Microbiological safety of natural mineral water. *FEMS Microbiol. Rev.* 26(1):207-222.
- Morais, P; Rezende, B; Palau, B; Tiago, G. 2016. Estudo da qualidade da água por meio de bioindicadores bentônicos em córregos da área rural e urbana. *Tabauté* 11(1):33-52.
- Muñoz, A; Macías, S; García, M. 2009. Caracterización hidrológica del Ecuador. Proyecto INAMHI-MAE-SCN-PRAA-PACC. Quito-Ecuador. 83 p.
- OMS (Organización Mundial de la Salud, Suiza). 2012. Progresos sobre el agua potable y saneamiento. Ginebra. Disponible en: http://www.who.int/water_sanitation_health/monitoring/jmp2012/fast_facts/es/
- Páez-Sánchez, A; Alfaro-Cuevas, R; Cortés-Martínez, R; Segovia, N. 2013. Arsenic content and physicochemical parameters of water from wells and thermal springs at Cuitzeo Lake Basin, Mexico. *IJIRSET* 2: 7731-7740.
- Pérez-López, E. 2016. Control de calidad en aguas para consumo humano en la región occidental de Costa Rica. *Tecnología en Marcha* 29(3):3-14.
- Pimentel, G; Flores, R; Alfaro, Y; Villarreal, D; de la Cruz, A. 2018. Aplicación de bacterias benéficas como modelo experimental para la reducción de sólidos y conductividad en aguas residuales. *Revista de Iniciación Científica* 4:57-61.
- Pontius, E; Clark, R. 1999. Drinking Water Quality Standards, Regulations, and Goals. In: *Water quality and treatment. A Handbook of Community Water Supplies*. Ed.R. D. Letterman. pp: 1-45.

- Rodríguez, B; Taboada, C; Taboada, M. 2003. Evaluación de la calidad química del agua de un pequeño manantial del macizo granítico de La Coruña (NW España). *Cadernos Lab. Xeolóxico de Laxe Coruña* 28(1):301-310.
- Rodríguez, S; De Asmundis, C; Martínez, G. 2016. Variaciones estacionales de las concentraciones de fosfatos y nitratos en distintas fuentes de aguas de pequeños productores hortícolas. *Agrotecnia* 24:30-34.
- Romero, T; Vargas, D. 2017. Uso de microorganismos eficientes para tratar aguas contaminadas. *Ingeniería Hidráulica y Ambiental* 38(3):88-100.
- Rosa, MC; Mosso, MA. 1995. Diversidad microbiana de las aguas minerales termales. *Panorama actual de las Aguas Minerales y Minero-medicinales en España*. Ed. Real Acad. Farmacia. Madrid 21(1):153-158.
- Rosa, MC; Pintado, C; Rodríguez, C. 2015. Microbiología del agua mineral del balneario. *Anales de la Real Academia Nacional de Farmacia* 81(5):54-63
- Sánchez, JÁ; Álvarez, T; Pacheco, J; Carrillo, L; González, R. 2016. Calidad del agua subterránea: acuífero sur de Quintana Roo, México. *Tecnología y ciencias del agua* 7(4):75-96.
- Silva, F; Azevedo, C. 2016. The Assistat Software Version 7.7 and its use in the analysis of experimental data. *African Journal of Agricultural Research* 11(39): 3733-3740.
- Silva-Acuña, R; Álvarez, VH; Silva-Acuña, A. 2000. Como comparar correctamente tratamientos de naturaleza cualitativa. *Agronomía Tropical* 50(2):151-155.
- Singh KP; Malik, A; Mohan, D; Sinha, S. 2004. Multivariate statistical techniques for the evaluation of spatial and temporal variations in water quality of Gomti River (India)—a case study. *Water research* 38(18):3980-3992.
- Velasteguí, JR. 2018. Calidad del agua para consumo humano en el corredor ecológico ecuatoriano Llanganates-Sangay. *Revista de Ciencia, Tecnología e Innovación* 5(1):77-87.
- Vera, I; Rojas, M; Chávez, W; Arriaza, B. 2015. Evaluación de materiales filtrantes para el reuso en agricultura de aguas residuales tratadas provenientes de zonas áridas. *Ciencia e Ingeniería Neogranadina* 26(1):5-19.
- Wang, S; Peng, Y. 2010. Natural zeolites as effective adsorbents in water and wastewater treatment. *Chemical Engineering Journal* 156(1):11-24.