



Potencial aplicación de bacterias ácido lácticas en sistemas de tratamiento de agua

Cristián Balboa Luna^{1,*} , Luis Vergara-González^{2,*} 

(1) Facultad de Ingeniería y Tecnología. Universidad San Sebastián. 4080871 Concepción. Chile.

(2) Departamento de Ciencias Biológicas y Químicas. Facultad de Medicina y Ciencia. Universidad San Sebastián. 4080871 Concepción. Chile.

* Autor de correspondencia: L. Vergara [luis.vergara@uss.cl]

> Recibido el 29 de abril de 2021 – Aceptado el 15 de junio de 2021

Como citar: Balboa, C., Vergara-González, L. 2021. Potencial aplicación de bacterias ácido lácticas en sistemas de tratamiento de agua. *Ecosistemas* 30(2): 2224. <https://doi.org/10.7818/ECOS.2224>

Potencial aplicación de bacterias ácido lácticas en sistemas de tratamiento de agua

Resumen: Actualmente la potencial aplicación de bacterias ácido lácticas (BAL) en los sistemas de tratamiento de agua se visualiza como una solución a la producción de agua potable y al tratamiento de aguas residuales, debido a la alta demanda por fuentes de abastecimiento y al aumento del vertimiento de aguas tratadas, debido al incremento de las actividades industriales y el crecimiento poblacional. Bajo este contexto y como respuesta a esta demanda se está recurriendo al tratamiento de fuentes naturales contaminadas, aumentando significativamente su costo. Por ello, el uso de este tipo de bacterias en el agua se muestra como una alternativa, al ser tecnologías de bajo costo que se incorporan al reciclaje de agua, biodegradables y que no generan derivados peligrosos producto del tratamiento. En las fuentes de captación naturales, existen comunidades bacterianas dentro de las cuales es posible encontrar poblaciones de BAL de vida libre, las cuales poseen un rol de protección del ambiente dulceacuícola, dada su versatilidad y propiedades probióticas. Se ha visto que poseen efectos en la remoción de metales pesados del agua, por mecanismos biológicos tales como biosorción y bioacumulación, disminuyendo su presencia en el medio circundante. En este artículo se presenta una revisión respecto al uso de BAL en la biorremediación de sistemas acuícolas, especialmente respecto de su contaminación por metales pesados, con el fin de ser utilizadas en los sistemas de tratamiento de agua del sur de Chile central, entregando a profesionales del ámbito sanitario, una alternativa para la producción de agua de buena calidad.

Palabras clave: biodegradable; biorremediación; contaminantes; dulceacuícola; microorganismos

Potential application of lactic acid bacteria in water treatment systems

Abstract: Currently, the potential application of lactic acid bacteria (LAB) in water treatment systems is regarded as a solution to the production of drinking water and wastewater treatment, due to the high demand for supply sources and increased discharge of treated water, due to the increase in industrial activities and population growth. Under this context and in response to this demand, the treatment of contaminated natural sources is being used, significantly increasing their cost. For this reason, the use of this type of bacteria in the water is shown as an alternative as they are low-cost technologies that are incorporated into the recycling of water, biodegradable and does not generate dangerous secondary products. In the natural catchment sources, there are bacterial communities within which it is possible to find free-living LAB populations, which play a role in protecting the freshwater environment, given their versatility and probiotic properties. It has been seen that they have effects on the removal of heavy metals from water, by biological mechanisms such as biosorption and bioaccumulation, reducing their presence in the surrounding environment. This article present a review of the use of BAL in the bioremediation of aquatic systems, especially regarding heavy metals, in order to be used in the water treatment systems of southern central Chile, providing sanitary professionals with an alternative for the production of good quality water.

Keywords: biodegradable; bioremediation; pollutants; freshwater; microorganisms

Introducción

La demanda por fuentes de agua ha mostrado un incremento durante el último siglo que ha sido proporcional al crecimiento demográfico e industrial. Este aumento de demanda es proporcional al vertimiento del agua residual tratada a los ecosistemas acuáticos (Huët y Puchooa 2017), enfrentándose al problema de producir y disponer agua con alta calidad, pero a bajo costo, privilegiando aquellos métodos de tratamiento que opten por el reciclaje del agua (Farhaoui y Derraz 2016).

Los sistemas de tratamiento de agua en ocasiones no desarrollan una sostenibilidad ambiental que se mantenga en el tiempo (Saratale et al. 2011), ya que utilizan infraestructura con técnicas que no logran una óptima remoción de contaminantes y generan productos residuales que son perjudiciales para el medio ambiente. El objetivo de contar con sistemas de tratamiento de aguas es obtener agua depurada y potable, es decir, un agua limpia, sin contaminantes, que es el resultado de una coordinación y eficiencia entre la administración y tratamiento de las aguas residuales (Bitton 2014). La presencia y acumulación de contaminantes se debe al

vertimiento de residuos por actividades domésticas, actividades mineras, desechos municipales, métodos aplicados en la agricultura, vertidos marinos, desechos radioactivos, derrames de aceites, o fugas de almacenamiento industrial subterráneo (Patel y Chandel 2015; Gupta y Diwan 2017).

De acuerdo con Bitton (2014), la seguridad del agua potable se está convirtiendo en una preocupación mundial debido al aumento en su demanda, lo que ha llevado a considerar la calidad de esta en su origen de captación para el consumo, así como a una mayor preocupación por el manejo de aguas residuales, y la exposición a fuentes contaminantes externas. De acuerdo a Fowler y Smets (2017), para asegurar una adecuada calidad de agua potable existen marcos regulatorios, para (a) contaminantes biológicos (bacterias patógenas, protozoos, virus y helmintos), (b) químicos inorgánicos (metales, oxianiones, especies de nitrógeno y radionúclidos), y (c) químicos orgánicos (naturales y sintéticos). La mayoría de las fuentes de agua para potabilización son superficiales y subterráneas, ambas formas de agua están expuestas a contaminación y requieren de algún tipo de tratamiento para ser considerada potable, aunque también existen fuentes de origen marino, embalses o tranques en base a agua de lluvia (Treacy 2019; Chowdhury et al. 2016).

Algunos países en vías de desarrollo de Latinoamérica y Asia cuentan con tecnologías de tratamiento de agua potable cuyo foco principal es inactivar y remover agentes patógenos del agua, tales como algunos grupos de bacterias, virus o protozoos. Sin embargo, se excluyen parámetros fisicoquímicos y organolépticos (Tabla 1) (Rosa et al. 2010; Stauber et al. 2012; Ren y Smith 2013; Fontán-Sainz et al. 2012; Clasen y Edmondson 2006; Nitzsche et al. 2015). De estas tecnologías la más utilizada es la desinfección del agua por cloración mediante la dosificación de hipoclorito de sodio (Bitton 2014).

Llorca et al. (2016), realizaron un estudio sobre los contaminantes emergentes en Latinoamérica que afectan la biota acuática de agua dulce y marina, entre los años 2002 a 2016, encontrando que en Argentina, Brasil, Chile, Colombia, México y Nicaragua, se pueden detectar contaminantes de origen farmacéutico, productos de cuidado personal, o insecticidas, que en su conjunto están siendo clasificados como el nuevo grupo de contaminantes orgánicos persistentes (COPs), evidenciando compuestos halogenados que se utilizan como retardantes de llama y sustancias perfluoralcaloides. Estas sustancias no sólo afectan a los cuerpos de agua, sino que también a la biota acuática que los bioacumula, activando su introducción a la cadena trófica (Llorca et al. 2016).

Producción de agua potable y tratamiento de agua residual

El agua potable es el resultado de un proceso de potabilización del agua que se extrae de cuerpos acuáticos como fuentes de captación. Esta fuentes de agua están expuestas a contaminantes minerales cuyo origen se debe principalmente al rápido desarrollo de la industrialización, eventos y flujos geológicos que durante estas últimas décadas se han ido acumulando en el ambiente, principalmente en zonas donde no se presenciaban contaminantes de este tipo, y que en el caso de captación superficiales, se ven influenciadas por el sistema pluvial, y dependen mayoritariamente de tributarios que transportan metales por erosión geológica (Copaja et al. 2016). Dentro de estos minerales se encuentran los metales que están definidos como un grupo de 40 elementos con una densidad superior a 5 gr cm⁻³ (Huët y Puchooa 2017), que se reparten en tres familias (i) metales tóxicos como Hg, Cr, Pb, Zn, Cu, Ni, Cd, As, Co, Sn, etc., (ii) metales preciosos Pd, Pt, Ag, Au, Ru, etc., y (iii) radioactivos U, Th, Ra, Am. Estos elementos son altamente tóxicos para el ser humano y el ambiente acuático (Patel y Chandel 2015).

En el caso de los tratamientos de los residuos generados por la actividad industrial y domiciliaria, éstos no están siendo efectivos en la remoción de metales pesados (Pugazhenthiran et al. 2016). Hernández-Padilla et al. (2017), realizaron una caracterización de los contaminantes en el influente de plantas de tratamiento de agua residual en Brasil, Chile, Colombia, México y República Dominicana, los cuales se caracterizaron por contener altas concentraciones de sólidos suspendidos totales, amonio, nitritos, nitratos, fósforo total y metales pesados como Fe, Mn, Pb, Cd, Hg, As, Cr, Zn y Cu, además de alta demanda bioquímica de oxígeno y demanda química de oxígeno. Estos parámetros también fueron detectados en efluentes que descargan en cuerpos de agua superficiales, que pueden ser utilizados aguas más abajo como fuente de captación, ingresando de esta forma a sistemas de producción de agua potable. Por otra parte, puede ocurrir infiltración a acuíferos subterráneos que sean usados por obras de captación tipo pozos, sondajes o incluso punteras que potencialmente pueden contaminar el agua potable producida (Fig. 1).

Actualmente los métodos convencionales de oxidación de metales en la producción de agua potable incluyen oxidación por cloro gas e hipoclorito de sodio, en tanto la remoción ocurre a través de procesos de filtración. Fowler y Smets (2017) mencionan que la

Tabla 1. Tecnologías domésticas para el tratamiento del agua y la remoción de contaminantes.

Table 1. Domestic technologies for water treatment and pollutant removal.

Tecnologías	País/Región geográfica	Remoción/Inactivación Microbiológica	Remoción Fisicoquímica	Referencia
Aplicación de Temperatura	Guatemala, Camboya, China	Bacteriana y parasitológica	-	Rosa et al. 2010
Biofiltros de arena	Canadá, Republica Dominicana, Kenia y Camboya	<i>Escherichia coli</i> , <i>Giardia lamblia</i> y <i>Cryptosporidium parvum</i>	Turbiedad	Stauber et al. 2012
Filtros de cerámica	India, Inglaterra, Colombia	<i>Vibrio cholerae</i> , <i>E. coli</i> , coliformes termotolerantes, quistes y ovoquistes de protozoos.	Turbiedad y Color	Ren y Smith 2013
Desinfección solar	India, Kenia	<i>E. coli</i> y <i>Enterococcus</i> spp., <i>Campylobacter jejuni</i> , <i>Bacillus subtilis</i> , <i>Yersinia enterocolitica</i> y <i>Shigella dysenteriae</i>	-	Fontán-Sainz et al. 2012
Tabletas de purificación de agua	India	Bacteriana	-	Clasen y Edmondson 2006
Tabletas para coagulación y floculación -Sedimentación	Guatemala	<i>E. coli</i> , <i>Pseudomonas aeruginosa</i> , <i>Klebsiella terrigena</i> , poliovirus 1, rotavirus SA-11 y quistes de <i>Giardia muris</i> .	Sólidos suspendidos	Bitton 2014
Cloración en estanque de almacenamiento	África, Asia, Latinoamérica, Norteamérica	<i>E. coli</i> , <i>Salmonella typhimurium</i> y <i>V. cholerae</i>	-	Bitton 2014
Filtración y Cloración	Nigeria, Latinoamérica, Estados Unidos	Bacteriana y protozoos	Turbiedad, Fe, As	Nitzsche et al. 2015

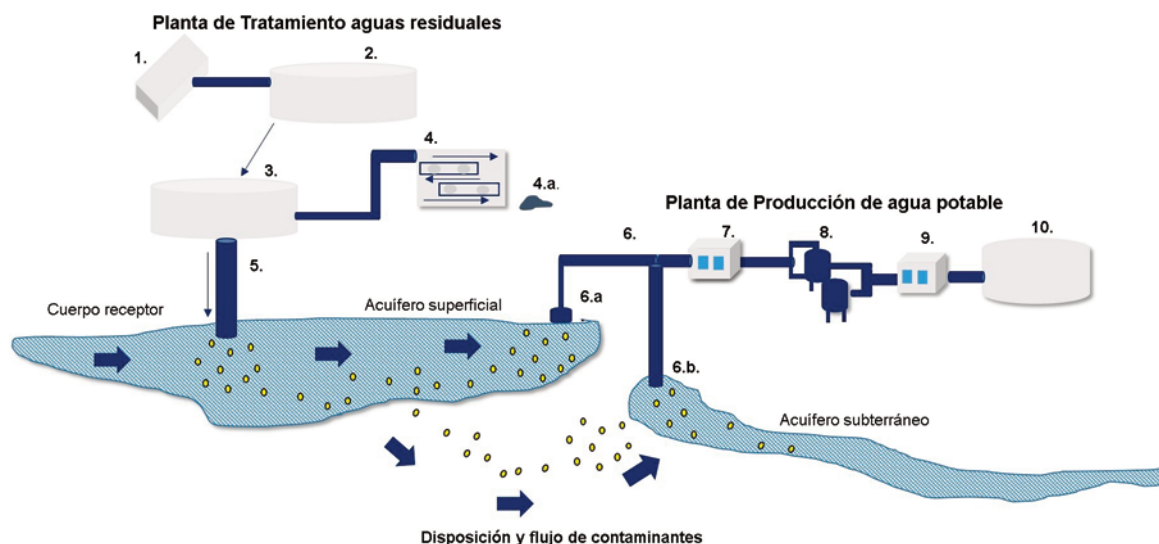


Figura 1. Diagrama general de los tratamientos de agua. Planta de tratamiento de aguas residuales. 1.- desarenador y desengrasador, el agua llega a través del alcantarillado hasta un sistema de pretratamiento encargado de eliminar material de gran tamaño. 2. sedimentador encargado de sedimentar los sólidos de mayor peso, en donde el clarificado o sobrenadante pasará a la siguiente etapa. 3. reactor, donde ocurre el tratamiento biológico generando lodos sanitarios que mezclan bacterias y materia orgánica. 4. deshidratador encargado de eliminar el agua del lodo a través de un filtro de prensa. 4.a. lodo sanitario. 5. disposición del efluente, luego de desinfectar el agua se procede a disponer el efluente en aguas continentales o marinas. Planta de producción de agua potable, 6. captación, en las plantas de producción de agua potable, el agua se obtiene a través de cuerpos de agua, 6.a. fuente superficial, 6.b. fuente subterránea. 7. oxidación, aplicación de sustancias oxidantes para metales. 8. filtración, el agua es conducida a filtros para retener el material oxidado. 9. desinfección, el agua filtrada se desinfecta por la aplicación de cloro. 9. almacenamiento, el agua filtrada es almacenada en estanques de acumulación en donde luego de un tiempo de residencia es considerada potable y distribuida a la población.

Figure 1. General diagram of water treatments. Residual water treatment plant. 1.- grit remover and degreaser, here the water comes through the sewer to a pre-treatment system responsible for removing large material. 2. Settler in charge of settling the heaviest solids where the clarified or supernatant will go to the next stage. 3. reactor, where biological treatment occurs generating sanitary sludge that mixes bacteria and organic matter. 4. dehydrator in charge of removing the water from the sludge through a filter press. 4.a. sanitary sludge. 5. disposals of the effluent, after disinfecting the water, the effluent is disposed of in continental or marine waters. Drinking water production plant, 6. catchment, in drinking water production plants, water is obtained through bodies of water, 6.a. surface source, 6.b. underground fountain. 7. oxidation, application of oxidizing substances for metals. 8. filtration, the water is led to filters to retain the oxidized material. 9. disinfection, filtered water is disinfected by the application of chlorine. 9. storage, filtered water is stored in accumulation ponds where after a period of residence it is considered potable and distributed to the population.

desinfección del agua contribuye a la presencia de sustancias residuales y productos de la desinfección, los que son regulados por sus efectos adversos en salud. La desinfección provee un mecanismo de remoción de la mayoría de los microorganismos que se encuentran en fuentes naturales (Pinto et al. 2012). Sin embargo, hay un remanente bacteriano que no se elimina, el cual se va depositando en las redes de distribución de agua, formando lo que se conoce como “biopelículas”. Hammes et al. (2008); Fowler y Smets (2017) indican que en los sistemas de distribución de agua potable es posible encontrar entre 1000 a 10 000 millones de bacterias por mL⁻¹. El crecimiento de las biopelículas en las redes de distribución impacta negativamente en la calidad química y estética del agua potable, aumentando el consumo de cloro libre residual, la resistencia al flujo hidráulico y en algunos casos ocasionando la corrosión de las redes de distribución metálicas debido a la secreción de metabolitos (Liu et al. 2016).

Alluri et al. (2007) y Fowler y Smet (2017), indican biotecnologías para la producción de agua potable, que permiten mejorar sus características fisicoquímicas, organolépticas, microbiológicas y estéticas, a través de técnicas como biofiltración. Esta tecnología consiste en pasar el agua sobre un medio granular compuesto por capas de carbón activado o antracita, conocido como lecho filtrante, que se encuentra cubierto con microorganismos que captan los analitos por mecanismos bioquímicos, removiendo las sustancias contaminantes. En un biofiltro, los microorganismos crecen colonizando los poros de las partículas del lecho filtrante, de acuerdo a propiedades fisicoquímicas de la superficie tales como la adsorción y la concentración de carbono orgánico. En el caso de un lecho filtrante compuesto por partículas de carbón activado granular, donde existe una mayor superficie de contacto, la carga de biomasa alcanza valores entre 30 a 4000 ng ATP mL⁻¹ (Hammes et al. 2011). Brown et al. (2015) mencionan que inicialmente en el biofiltro, ocurre una remoción de partículas y luego el control microbiológico realiza un tratamiento secundario, el cual es efectivo cuando el tiempo de residencia del agua es entre tres a veinte minutos.

Los métodos tradicionales para remover metales pesados en el tratamiento de aguas residuales incluyen métodos por precipitación química, oxidación química y reducción, tratamiento electroquímico, osmosis reversa, carbón activado, tecnología de membrana. La mayoría de estos métodos son ineficientes o de costo excesivo, aun cuando las concentraciones del metal a remover son menores que 100 mg L⁻¹. (Pugazhenthiran et al. 2016).

Fowler y Smet (2017), Jaafar et al. (2020), proponen utilizar tecnologías de tratamiento para la remoción de metales desde el agua residual y agua natural mediante la biorremediación por mecanismos de biosorción y/o bioacumulación, empleando un microorganismo como biomaterial sorbente.

Biorremediación

En un ambiente natural ocurren alteraciones de forma endógena o de manera alóctona en el sistema ambiental lo que provoca un desequilibrio en la homeostasis del ecosistema. La recuperación del medio ambiente a su condición natural se puede realizar a través de la aplicación de microorganismos, plantas o enzimas. Según Meril et al. (2015) los microorganismos más comunes utilizados en biorremediación corresponden a especies de *Acromobacter*, *Alcaligenes*, *Arthrobacter*, *Bacillus*, *Corynebacterium*, *Flavobacterium*, *Micrococcus*, *Mycobacterium*, *Nocardia*, *Pseudomonas*, *Vibrio*, *Rhodococcus*, *Sphingomonas*, *Lactobacillus plantarum*, *L. casei*, *Streptococcus lacti*, *Rhodopseudomonas palustris* y *Rhodobacter sphaeroide*. Estos agentes biorremediadores actúan como biocatalizadores de las reacciones bioquímicas con los contaminantes, permitiendo la restauración del ambiente (Abatenh et al. 2017; Abu Hasan et al. 2020), y facilitando una degradación, alteración, inmovilización o remoción de los compuestos tóxicos (Cheng 2014; Dzionek et al. 2016).

Las principales variables de las cuales depende la biorremediación son el contenido de materia orgánica, oxígeno disuelto, temperatura, pH, nitrógeno y fósforo (Sode et al. 2013; Tang y Cheng

2015). De acuerdo con Cheng (2014), existen tres factores de riesgo en la biorremediación. Estos corresponden a (i) biológicos, (ii) ambientales y (iii) contaminantes. Los factores biológicos van a depender de las fuentes de energía y de los principales requerimientos de los microorganismos para adaptarse y crecer en condiciones extremas de acuerdo con su hábitat natural. Una vez que los microorganismos se encuentren adaptados serán capaces de metabolizar los contaminantes. Los factores ambientales, corresponden a aquellas condiciones que favorecen la formación de enzimas capaces de metabolizar los contaminantes, o que van a facilitar los procesos de remoción. Por último, una baja concentración de factores contaminantes puede afectar la supervivencia de los microorganismos. Estos contaminantes pueden no ser demasiado tóxicos, pero requieren de microorganismos especializados para su degradación (plaguicidas, herbicidas, fertilizantes químicos, detergentes, hidrocarburos, entre otros).

Actualmente la aplicación de esta biotecnología de mejoramiento ambiental está siendo desarrollada en la minería del oro, plata y cobre, lo que suele ser más barato que el uso de las tecnologías convencionales. Por ejemplo, en la desintoxicación de efluentes por biorremediación, las bacterias se han estado aplicando en la minería de cobre y oro en Chile, India, Ghana, Uzbekistán y Australia; siendo importante destacar que al menos 34% del cobre y el 15% del oro producido en el mundo proviene de estos países (Garzón et al. 2017). De acuerdo con Alvarez y Polti (2014), en Latinoamérica la biorremediación está centralizada en remediar residuos sólidos, agua y suelos, contaminados en su gran mayoría con metales pesados y pesticidas como es el caso de Argentina, en tanto México utiliza la biorremediación en suelos contaminados con pesticidas (Tabla 2).

La biorremediación de aguas residuales se puede dividir en tres tecnologías principales (Salinas-Martínez et al. 2008): (i) depuración natural, donde los contaminantes se reducen por la acción de los microorganismos nativos sin ninguna ayuda externa, (ii) bioestimulación, en la cual se incorporan nutrientes al sistema para acelerar la biodegradación, y (iii) bioaumentación, en donde se adicionan microorganismos especializados al sistema de tratamiento para incrementar su eficiencia.

Comunidades bacterianas

Los sistemas de agua estables contienen comunidades bacterianas de especies nativas y no patógenas, las que conforman un microbioma, y cumplen un papel primordial como barrera biológica, pues evitan el asentamiento de microorganismos patógenos (Lautenschlager et al. 2014). Estos sistemas ofrecen un reservorio de microorganismos para ser utilizados en procesos de biorremediación. En lagos, es posible encontrar procariontes adheridos a partículas de sedimento, superficie de rocas, detritus, formando microcolonias o biopelículas, y ocupando un gran número de nichos

ecológicos (Lindström y Östman 2011). En tanto en los acuíferos subterráneos se encuentran consorcios bacterianos de α -Proteobacteria, β -Proteobacteria, γ -Proteobacteria, ϵ -Proteobacteria, δ -Proteobacteria, Bacteroidetes, actinobacterias, Firmicutes, espiroquetas, acidobacterias y bacilos, los que pertenecen a diferentes grupos funcionales que incluyeron organoheterótrofos aeróbicos, bacterias nitrificadoras, manganeso oxidantes, sulfuro oxidantes, sulfato y hierro reductoras. Todos estos grupos funcionales se pueden encontrar entre los primeros 10 m a 90 m de profundidad (Griebler y Lueders 2009).

De acuerdo con Yanagida et al. (2007), en las fuentes de agua superficiales como los lagos, es posible encontrar bacterias entéricas adaptadas a este tipo de ecosistemas. Estos cuerpos acuáticos pueden presentar distintos niveles de trofía, en donde la disponibilidad de nutrientes es uno de los principales factores que afectan su supervivencia (Barcina et al. 2006). En la naturaleza, las bacterias entéricas han desarrollado varios mecanismos de resistencia frente al estrés medioambiental, modificando su expresión genética (Phaiboun et al. 2015), y desarrollando una reprogramación metabólica en donde la célula entra en un estado de resistencia "mejorado". Bajo estas condiciones de estrés ocurre un fraccionamiento de nicho entre los microorganismos que coexisten; levaduras y bacterias, los cuales comparten el mismo hábitat natural. Dentro de este grupo bacteriano es posible encontrar bacterias del tipo ácido lácticas (BAL) (Duar et al. 2017).

Bacterias ácido lácticas (BAL)

Las BAL son procariontes Gram (+), no esporulados, ácidotolerantes y de hábitat entéricos, encontrándose en órganos de almacenamiento de alimento como la molleja y el fundus de macroinvertebrados como *Diptera*, *Coleoptera* e *Hymenoptera*, y también en vertebrados superiores como aves, roedores y homínidos. En homínidos se pueden encontrar en la cavidad oral, tracto gastrointestinal y vagina (Walter 2008). Continuamente están expuestas a cambios en su hábitat pudiendo estar presentes en agua residual que se encuentra contaminada con materia fecal de vertebrados e insectos. Esta agua puede entrar en contacto con el suelo, parte de la rizósfera, flores, filósfera e incluso con el néctar (Duar et al. 2017). De acuerdo con Salman y Ahmaed (2019), las BAL poseen una tendencia a formar biopelículas en estos ambientes naturales contaminados, las que pueden durar unos pocos días hasta meses, creando una barrera física contra los compuestos tóxicos, radiación ultravioleta y a cambios de pH. De acuerdo con Kubota et al. (2008) la presencia de las biopelículas de BAL funciona como control frente al asentamiento de otros microorganismos otorgando una protección al ambiente. Según Sahed y Ahmaed (2020) las BAL que son más propensas a formar biopelículas corresponden a *Leuconostoc mesenteroides*, *Lactobacillus casei* y *Lactobacillus rhamnosus* GG. Hartke et al. (1998) estudió

Tabla 2. Mejoramiento ambiental en Latinoamérica mediante la biorremediación.

Table 2. Environmental improvement in Latin America through bioremediation.

País	Contaminante	Matriz	Microorganismo biorremediador	Referencias
México	Pesticidas	Suelo	<i>Brevibacterium</i> sp. BSP3, <i>Pseudomonas aeruginosa</i> CH7, <i>Bacillus subtilis</i> SK320, <i>Lactobacillus fermentii</i>	Ortiz-Hernández et al. 2014
Argentina	Cr (VI), Cu (II), B, Ni, Zn (II), U, Cd (II)	Suelo, agua, residuos sólidos, sedimentos marinos	<i>Cyberlindnera jadinii</i> M9, <i>Wickerhamomyces anomalus</i> M10, <i>Rhodotorula mucilaginosa</i> , <i>Amycolatopsis tucumanensis</i> DSM 45259, <i>Streptomyces</i> sp. MC1, <i>Chlorella</i> spp., <i>Bacillus boroniphilus</i> , cianobacterias, <i>Vibrio harveyi</i> , <i>Arthrobacter nicotinovorans</i> , <i>Gracilibacillus boracitolerans</i> sp. nov., <i>Lysinibacillus boronitolerans</i> , <i>Lysinibacillus parviboronicapiens</i> , <i>Undaria pinnatifida</i> , <i>Acidithiobacillus thiooxidans</i>	Ridolfi et al. 2014
Chile, Perú, Guatemala, Ecuador	Pesticidas	Suelo	<i>Anthracyphyllum discolors</i> Sp4, <i>Streptomyces</i> sp. AC5, <i>Streptomyces</i> sp. AC16	Briceño et al. 2012

las adaptaciones morfológicas y fisiológicas de BAL en ambientes oligotróficos, descubriendo que en medios carentes de glucosa desarrollan una modificación en la síntesis proteica por efectos de la inanición, adoptando cambios morfológicos en la pared celular desde las 3 a 7 semanas. Dado lo anterior, si bien las BAL son microorganismos entéricos, al entrar en sistemas acuáticos contaminados o con restricción de nutrientes, cambian sus funciones fisiológicas y metabólicas para establecerse en estos ambientes, logrando una exitosa adaptación.

Las BAL se pueden clasificar como alóctonas o autóctonas. Las autóctonas se asientan en poblaciones estables, por largos periodos ejerciendo funciones ecológicas específicas en su hábitat, en tanto las especies alóctonas pueden establecerse en un nicho específico si su introducción en el hábitat se realiza de forma regular (Tannock 2004).

Zheng et al. (2015) clasificaron filogenéticamente al grupo de los lactobacilos dependiendo de la fuente y frecuencia de aislamiento, capacidad metabólica, temperatura de crecimiento y habilidad de resistir a estresores medioambientales, en tres categorías (i) vida libre, (ii) adaptadas al hospedador (asociadas a invertebrados o vertebrados) o (iii) "nómada" de acuerdo con los conceptos propuestos por Martino et al. (2016). En una revisión realizada por Duar et al (2017) se sugiere que esta clasificación responde a una adaptación evolutiva de los lactobacilos a diferentes estilos de vida y a un alto grado de conservación de los nichos ecológicos. Específicamente *Lactobacillus perolens*, *L. sakei*, *L. vaccinosferus*, *L. collinoides*, *L. brevis* y *L. buchneri* corresponden a especies que raramente son encontradas en animales, ubicándose principalmente en el medio ambiente como formas de vida libre. *L. plantarum* y *L. casei* son un grupo "nómada" que se pueden encontrar en una amplia variedad de nichos tanto ambientales como animales, presentan modificaciones para condicionar la respiración celular y exhiben flexibilidad en la utilización de fuentes de carbono en diferentes hábitats (Duar et al. 2017).

Filogenéticamente las especies de BAL evolucionaron de formas de vida libre y éstas a microbiotas intestinales de vertebrados e invertebrados, cambiando su grado de especificidad de adaptación al hospedador. De acuerdo con George et al. (2018) las BAL son parte fundamental y primordial de los ambientes naturales protegiéndolos en los estados de disbiosis, por lo cual también son llamadas "protectoras".

BAL de vida libre

Las BAL de vida libre, evolutivamente han desarrollado modificaciones de sus propiedades metabólicas y fisiológicas, cambiando su metabolismo a aerotolerantes. Sus condiciones óptimas de crecimiento se acotan a temperaturas en hábitats terrestres y acuáticos que comprenden un rango de 15°C a 45°C (Duar et al. 2017). Asimismo, los lactobacilos de vida libre poseen un genoma más grande (mayor a 2.3 kb), lo que les puede otorgar una mayor versatilidad en la codificación de enzimas involucradas en la degradación de pentosas, sacarosa, lactosa, manitol, melicitosa, celubiosa, nitrato, ácido cítrico y ácido málico (Danner et al. 2003).

Lactobacillus sensu lato, se agrupan de acuerdo a su metabolismo en homofermentativos y heterofermentativos, los cuales degradan monosacáridos como hexosas y pentosas-hexosas respectivamente, con el propósito de generar moléculas de ATP (Duar et al. 2017). En la naturaleza las pentosas son liberadas luego de la degradación de tejido vegetal por la hidrólisis de la hemicelulosa (Gänzle 2015). De acuerdo con Siezen y van Hylckama Vlieg (2011) es posible encontrar a BAL en sustratos ricos en carbohidratos como los de origen vegetal, alimentos vencidos o fermentados o en asociación con el cuerpo de animales.

En sistemas dulceacuícolas existe una gran abundancia y diversidad de BAL, lo que permite inferir que cumplen un rol muy importante dentro de estos ambientes. Por ejemplo, Byappanahalli et al. (2012), Kalinowska et al. (2021) han reportado el aislamiento de *Enterococcus faecalis* desde lagos y ríos. Franzmann et al. (1991) identificaron a varias BAL psicrófilas como *Carnobacterium spp.*, *C. funditum* y *C. alterfunditum*, aisladas desde agua anóxica de un lago

antártico. Mañes-Lázaro et al. (2009) identificaron especies de *Lactobacillus aquaticus* de sistemas dulceacuícolas de Corea. Mwirichia et al. (2010) aislaron, desde un lago haloalcalino de Kenia, *Enterococcus*, *Alkalibacterium* y *Marinilactobacillus*. González et al. (1999) identificaron especies de BAL en nueve ríos de la región Noreste de España, tales como *Carnobacterium spp.* y *Lactobacillus spp.* Lauzon y Ringø (2011) lograron identificar a especies de *Lactobacillus*, *Enterococcus*, *Carnobacterium*, *Lactococcus*, *Weissella*, y *Marinilactobacillus* que habitan tanto en aguas continentales como marinas. Yanagida et al. (2007) investigaron el aislamiento y caracterización de BAL desde 22 lagos en la prefectura de Yamamashi (Japón) encontrando 12 especies de bacterias lácticas: *Lactobacillus lactis* subsp. *lactis*, *L. plantarum*, *L. sakei*, *L. citreum*, *Leuconostoc mesenteroides*, *Enterococcus faecium*, *E. mundtii*, *E. casseliflavus*, *Carnobacterium sp.*, *C. maltaromaticum* y *Weissella cibaria*.

BAL para la remoción de analitos en medios acuosos

Ameen et al. (2020), Kargar y Hadizadeh Shirazi (2020), Halttunen et al (2007), Halttunen et al. (2008), Huët y Puchooa (2017), Elsanhoty et al. (2016), Kirillova et al. (2017), Yilmaz et al. (2010), Bhakta et al. (2010), Li et al. (2017), han estudiado el uso de BAL en la remediación de agua contaminada con metales pesados. De acuerdo con Saheh y Ahmaed (2020), este tipo de biorremediación ocurre por la unión del metal con estructuras específicas de la pared celular, como peptidoglicano, ácidos teicoicos, ácidos lipoteicoicos, proteínas de la capa-S y en algunas especies podemos encontrar polisacáridos neutros, que en su conjunto conforman la adhesión a las macromoléculas. Mrvčić et al. (2012) postulan que sólo es necesario un periodo entre cinco minutos a una hora para una unión eficiente del metal con la bacteria. Halttunen et al. (2007) indican que tras cinco minutos se logra una unión efectiva entre célula-metal. Esta remoción puede suceder por dos mecanismos (i) bioacumulación y (ii) biosorción. La bioacumulación es un proceso de transporte asociado al metabolismo en el cual, el ion-metal atraviesa la membrana celular, acumulándose en el citoplasma (Chojnacka 2010), tal es el caso de p.e. *Leuconostoc mesenteroides* que bioacumula zinc (Mrvčić et al. 2009). La biosorción es la absorción del metal en la célula, coadyudando a los procesos de bioapagado o "bioquenching" del metal, facilitando el cambio del estado de valencia del analito a uno menos tóxico (Patel et al. 2018). Una desventaja de este método es que al ocurrir un incremento del crecimiento bacteriano los puentes de unión se saturan, deteniendo la biosorción (Dai et al. 2019).

Monachese et al. (2012) proponen que la habilidad de los lactobacilos para unirse a los metales depende de los mecanismos de resistencia de las cepas, para el caso del As y Hg, el principal mecanismo de resistencia es mediante la expulsión del metal tóxico desde el citosol a través de proteínas transportadoras disminuyendo la concentración interna y por consiguiente el daño intracelular. Por otro lado, Mrvčić et al. (2009) mencionan que hay una competencia entre los iones metálicos con los H⁺ en los sitios de unión de la pared celular. En medios de alta concentración de H⁺, pH ≤ 3, hay pérdida de la actividad de unión en el analito y la pared celular, en cambio a bajas concentraciones de H⁺, pH 6, en la solución, la concentración de metales se vuelve despreciable y los grupos carboxilos de la pared celular, que poseen carga eléctrica negativa (-), participan en una unión eficiente con el metal, el que posee carga eléctrica positiva (+), haciendo eficiente el proceso. Sin embargo, es posible observar que a pH > 6 ocurre precipitación, tal es el caso de Fe(II), el cual se oxida a Fe(OH)₃. En la **Tabla 3** se detallan las diferentes especies de BAL investigadas para la remoción de analitos como Se, Ni, Cr, Ag, Pb, Cd, MC-LR, AFB1, Fe, Zn, Cu, Hg y As en soluciones acuosas y aguas residuales.

Características probióticas de las BAL

Las propiedades probióticas de las BAL son utilizadas y estudiadas para realizar una caracterización de aquellas bacterias que

Tabla 3. Bacterias ácido lácticas utilizadas para la remoción de metales pesados en soluciones acuosas.**Table 3.** Lactic acid bacteria used for the removal of heavy metals in aqueous solutions.

Especie	Analito removido	Referencia
<i>Lactobacillus paracasei</i> ML13, <i>L. paracasei</i> ML35, <i>L. paracasei</i> CH135, <i>L. paracasei</i> CH139, <i>L. parabuchneri</i> ML4, <i>Enterococcus faecalis</i> CH121, <i>E. faecalis</i> CH124 y <i>Lactobacillus plantarum</i> CH131,	Se	Mörschbacher et al. (2018)
<i>Lactobacillus plantarum</i> MF042018	Ni (II), Cr (II)	Ameen et al. (2020)
<i>Lactococcus lactis</i> , <i>Lactobacillus casei</i>	Ag	Milanowski et al. (2017)
<i>Lactobacillus delbrueckii</i> subsp. <i>bulgaricus</i> KLDS1.0207	Pb	Li et al. (2017)
<i>Lactobacillus rhamnosus</i> GG (ATCC 53103), <i>L. casei</i> Shirota, <i>L. fermentum</i> ME3, <i>Bifidobacterium longum</i> 2C, <i>B. longum</i> 46, <i>B. lactis</i> Bb12, <i>Lactococcus lactis</i> subsp. <i>cremoris</i> , <i>Lactobacillus lactis</i> subsp. <i>lactis</i> , <i>Leuconostoc mesenteroides</i> subsp. <i>cremoris</i> , <i>L. pseudomesenteroides</i> , <i>Lactobacillus lactis</i> biovar. <i>diacetylactis</i> , <i>Streptococcus thermophilus</i> y <i>Lactobacillus bulgaricus</i> .	Cd, Pb	Halttunen et al. (2007)
<i>Lactobacillus rhamnosus</i> GG, <i>L. rhamnosus</i> LC705, <i>Propionibacterium freudenreichii shermanii</i> JS, <i>Bifidobacterium breve</i> Bbi 99/E8	Cd, Pb, MC-LR, AFB1	Halttunen et al. (2008)
<i>Lactobacillus</i> spp.	Cd, Pb	Kirillova et al. (2017)
<i>Lactobacillus delbrueckii</i> ssp <i>bulgaricus</i> Lb.12, <i>Streptococcus thermophilus</i> ST-M7	Fe (II) y Zn (II)	Sofu et al. (2015)
<i>L. acidophilus</i>	As (III)	Elsanhoty et al. (2016)
<i>Leuconostoc mesenteroides</i> , <i>Lactobacillus brevis</i> , <i>L. plantarum</i> .	Zn	Mrvčić et al. (2009)
<i>L. fermentum</i>	Cu, Zn	Kargar y Hadizadeh-Shirazi, (2020)
<i>Bifidobacterium thermophilum</i> (ATCC 25866), <i>B. brevis</i> (ATCC 15700), <i>Lactobacillus acidophilus</i> (ATCC 4356), <i>L. delbrueckii</i> var. <i>bulgaricus</i> (ATCC 11842), <i>L. plantarum</i> (ATCC 14917), <i>Streptococcus thermophilus</i> (ATCC 19258)	Fe (II)	Kot et al. (1995)
<i>Leuconostoc mesenteroides</i> , <i>Lactobacillus casei</i>	Pb	Salman y Ahmaed (2019)
<i>Lactobacillus reuteri</i> Cd70-1, <i>L. reuteri</i> Pb71-1	Cd, Pb	Bhakta et al. (2012)
<i>Pediococcus pentosaceus</i>	Pb	Jaafar et al. (2020)
<i>Enterococcus</i> spp.	Hg, Cd, Cr (VI), Pb	Huet y Puchooa (2017); Bhakta et al. (2010)
<i>E. faecium</i>	Cu (II)	Yilmaz et al. (2010)
<i>Lactobacillus rhamnosus</i> , <i>Lactobacillus plantarum</i> , <i>Streptococcus thermophilus</i> , <i>Bifidobacterium angulatum</i>	Cd, Pb, As, AFB1	Elsanhoty et al. (2016)

son resistentes y tolerantes a metales pesados. Nanda et al. (2019) realizaron una revisión de los mecanismos de tolerancia bacteriana a metales pesados, describiendo los mecanismos celulares que están involucrados en la resistencia o tolerancia. Estos corresponden a (a) expulsión, ocurre cuando las concentraciones del metal se vuelven tóxicas intracelularmente, activando proteínas transportadoras tipo ATPasa que expulsan el metal, (b) barreras extracelulares, alteración en la producción de la proteína de membrana impidiendo la entrada del metal, (c) secuestro extracelular, regulado por proteínas extracelulares que secuestran el metal para su absorción, (d) secuestro intracelular, mediado por un operón, que permite la acumulación del metal cuando los niveles se vuelven tóxicos en la célula, y (e) reducción del ion metal, regulado por proteínas del tipo reductasa. La reacción de la catalasa es una característica de las BAL, que se asocia a propiedades de metalo-resistencia, ya que las BAL habitan ambientes anóxicos como lodos sanitarios y plantas de tratamiento de agua residual, los cuales presentan una significativa concentración de metales pesados (Bhakta et al. 2012). La propiedad probiótica de hidrofobicidad de la superficie celular está relacionada con la adhesión de las BAL con hidrocarburos (Kaczorek et al. 2008). Esta propiedad es principalmente utilizada en los procesos de degradación de contaminantes hidrocarbonados (Obuekwe et al. 2009). Por ejemplo, ciertas bac-

teria Gram (+) poseen la habilidad de cambiar su hidrofobicidad celular dependiendo de su medio ambiente circundante (Torres et al. 2011). De acuerdo a Halttunen et al. (2008), la remoción de contaminantes ocurre porque existe una interacción entre dos características de las BAL que corresponden a la hidrofobicidad y el índice de autoagregación. Elsanhoty et al. (2016) comprobaron que el porcentaje de hidrofobicidad aumenta cuando se mezclan cepas de BAL, sin embargo, la autoagregación puede reducir el contacto del analito a la superficie celular.

Existe una prueba preliminar para identificar la tolerancia a metales pesados la que corresponde a la concentración mínima inhibitoria, la cual se utiliza para determinar e identificar cuál microorganismo es tolerante a una concentración estándar de un metal y cuál no es tolerante. En este sentido, Huët y Puchooa (2017) encontraron que *Enterococcus* spp. presentan una muy buena tolerancia en medio MRS enriquecido con 10 mg L⁻¹ de Hg, As, Cr o Pb.

Conclusiones

La utilización de BAL como biotecnología para remoción de metales es una solución biodegradable, no es perjudicial para medio ambiente y potencialmente accesible, dadas sus capacidades para

la remoción de contaminantes desde sistemas acuáticos. Se considera un procedimiento innovador de abatimiento, no genera residuos en sus procesos, y es de bajo costo frente a alternativas convencionales químicas, tanto en su adquisición como implementación, impactando en el desarrollo sostenible de la industria. Remueve entre un 30% a un 96% de metales tales como Se, Ag, As, Fe, Zn, Cd y Pb desde sistemas acuosos y hasta un 20% de moléculas orgánicas como aflatoxina (AFB1) y microcistina-LR (MC-LR).

El método de aplicación de BAL en estos procesos es por su adición a un lecho granular de un filtro transformando esta infraestructura en un "biofiltro", el cual se puede implementar o modificar en una unidad existente de una planta potabilizadora de agua y/o planta de tratamiento de aguas residuales. Para la potabilización de agua existen además otros métodos de aplicación de BAL, como es su adición a estanques de acumulación de agua natural contaminada, o la dosificación directa a los cuerpos freáticos, a través de ductos pozométricos de las obras de captación. Para el tratamiento de aguas residuales, la implementación de un biofiltro se debe realizar después del tratamiento secundario, sedimentación, y antes de la desinfección (Chaudhary et al. 2003), por lo que se recomienda utilizar filtros en base a carbón granular activado que permiten una mayor carga de biomasa (Hammes et al. 2011). Esto permite un mayor contacto de las BAL con los contaminantes del tipo metales, mejorando la calidad del efluente. La presencia de BAL en los sistemas de tratamiento de agua residual o en plantas potabilizadoras de agua ayuda a la formación de biopelículas que facilitarán la remoción de contaminantes, y proveerán una protección biológica frente a bacterias patógenas y de interés sanitario. En el caso de aplicación de BAL en biofiltros en plantas potabilizadoras, la evacuación del material sedimentado en el biofiltro ocurre hacia cuerpos receptores o bien a redes de alcantarillado, lo que provocaría el asentamiento de poblaciones de BAL en estos sistemas, gatillando la formación de biopelículas y por consiguiente un potencial mejoramiento de sus condiciones fisicoquímicas y microbiológicas.

En Latinoamérica sólo México utiliza la especie *Lactobacillus fermentii* para biorremediación de pesticidas en suelo (Ortiz-Hernández et al. 2014), siendo pioneros en el uso de BAL, lo que ofrece un amplio campo de estudio y aplicación en aguas, con respecto a los demás países latinoamericanos.

En la producción de agua potable a nivel industrial, las BAL podrían ser una solución para reusar y recuperar una infraestructura abandonada por efectos de la saturación de metales, permitiendo rescatar el recurso activo y disminuir la prospección de nuevas fuentes y también para la remoción de toxinas desde fuentes superficiales causadas por proliferaciones de cianobacterias. En el tratamiento de aguas residuales, podría usarse en la remoción de metales pesados en el efluente, previo a su vertimiento en los cuerpos receptores.

La actual escasez de agua para consumo ha llevado a una búsqueda de técnicas limpias y que favorezcan la reutilización de este recurso. En este trabajo damos una visión del potencial que significa el uso de BAL con el fin de mejorar los sistemas de tratamiento de aguas, pudiendo esta tecnología ser una alternativa económica y ambientalmente amigable, particularmente a nivel latinoamericano, como solución para el tratamiento de aguas por parte de la industria sanitaria.

Contribución de los autores

Cristián Balboa: Conceptualización, Investigación, Redacción – borrador inicial, Redacción – Revisión y edición. Luis Vergara: Supervisión, Redacción – borrador inicial, Redacción – Revisión y edición.

Agradecimientos

Este artículo de revisión es el resultado del programa de Magister en Innovación en Biociencias y Bioingeniería de la Universidad San Sebastián, Concepción, Chile.

Referencias

- Abatenh, E., Gizaw, B., Tsegaye, Z., Wassie, M. 2017. The Role of Microorganisms in Bioremediation-A Review. *Open Journal of Environmental Biology* 2(1):38-46. <https://doi.org/10.17352/ojeb.000007>
- Abu Hasan, H., Muhammad, M.H., Ismail, N. 'Izzati. 2020. A review of biological drinking water treatment technologies for contaminants removal from polluted water resources. *Journal of Water Process Engineering* 33:101035. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2019.101035>
- Alluri, H., Ronda, S., Settalluri, V., Bondili, J., Suryanarayana, V., Venkateshwar, P. 2007. Biosorption: An Eco-Friendly Alternative for Heavy Metal Removal. *African Journal of Biotechnology* 6(25):2924-2931. <https://doi.org/10.4314/ajb.v6i25.58244>
- Alvarez, A., Polti, M. (Eds.) 2014. *Bioremediation in Latin America. Current Research and Perspectives*. Springer International Publishing Suiza. <https://doi.org/10.1007/978-3-319-05738-5>
- Ameen, F.A., Hamdan, A.M., El-Naggar, M.Y. 2020. Assessment of the heavy metal bioremediation efficiency of the novel marine lactic acid bacterium, *Lactobacillus plantarum* MF042018. *Scientific Reports* 10:314. <https://doi.org/10.1038/s41598-019-57210-3>
- Barcina, I., Lebaron, P., Vives-Rego, J. 2006. Survival of allochthonous bacteria in aquatic systems: a biological approach. *FEMS Microbiol Ecology* 23:1-9. <https://doi.org/10.1111/j.1574-6941.1997.tb00385.x>
- Bhakta, J., Ohnishi, K., Munekage, Y., Iwasaki, K. 2010. Isolation and probiotic characterization of arsenic-resistant lactic acid bacteria for uptaking arsenic. *World Academy of Science, Engineering and Technology* 71:470-477. <https://doi.org/10.5281/zenodo.1083023>
- Bhakta, J., Ohnishi, K., Munekage, Y., Iwasaki, K., Wei, M. 2012. Characterization of lactic acid bacteria-based probiotics as potential heavy metal sorbents. *Journal of Applied Microbiology* 112:1193-1206. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2672.2012.05284.x>
- Bitton, G. 2014. *Microbiological Aspects of Drinking Water Treatment*. pp. 29-64. John Wiley and Sons, Inc., Hoboken, NJ, Estados Unidos. <https://doi.org/10.1002/9781118743942.ch2>
- Briceño, G., Tortella, G., Rubilar, O., Palma, G., Diez, M. C. 2014. Advances in Chile for the Treatment of Pesticide Residues: Biobeds Technology. En *Bioremediation in Latin America: Current Research and Perspectives*. A. Alvarez, M.A. Polti (eds.). pp 53-68.
- Brown, J., Summers, R., Lechevallier, M., Collins, H., Roberson, A., Hubbs, S., Dickenson, E. 2015. Biological Drinking Water Treatment? Naturally. *Journal - American Water Works Association* 107:20-30. <https://doi.org/10.5942/jawwa.2015.107.0183>
- Byappanahalli, M.N., Nevers, M.B., Korajcik, A., Staley, Z.R., Harwood, V.J. 2012. Enterococci in the Environment. *Microbiology and Molecular Biology Reviews* 76:685-706. <https://doi.org/10.1128/MMBR.00023-12>
- Chaudhary, D.S., Vigneswaran, S., Ngo, H.H., Geun-Shim, W., Moon, H. 2003. Biofilter in water and wastewater treatment. *Korean Journal of Chemical Engineering* 20:1054-1065. <https://doi.org/10.1007/BF02706936>
- Cheng, J. 2014. Bioremediation of Contaminated Water-Based on Various Technologies. *Open Access Library PrePrints* 1:1-13. <https://doi.org/10.4236/oalib.preprints.1200056>
- Chojnacka, K. 2010. Biosorption and bioaccumulation - The prospects for practical applications. *Environment International* 36(3):299-307. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2009.12.001>
- Chowdhury, S., Mazumder, M.A.J., Al-Attas, O., Husain, T. 2016. Heavy metals in drinking water: Occurrences, implications, and future needs in developing countries. *Science of The Total Environment* 569-570:476-488. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.06.166>
- Clasen, T., Edmondson, P. 2006. Sodium dichloroisocyanurate (NaDCC) tablets as an alternative to sodium hypochlorite for the routine treatment of drinking water at the household level. *International Journal of Hygiene and Environmental Health* 209(2):173-181. <https://doi.org/10.1016/j.ijheh.2005.11.004>
- Copaja, S.V., Nuñez, V.R., Muñoz, G.S., González, G.L., Vila, I., Véliz, D. 2016. Heavy metal concentrations in water and sediments from affluents and effluents of Mediterranean Chilean reservoirs. *Journal of the Chilean Chemical Society* 61(1):2797-2804. <https://doi.org/10.4067/S0717-97072016000100011>
- Dai, Q., Bian, X., Li, R., Jiang, C., Ge, J., Li, B., Ou, J. 2019. Biosorption of lead (II) from aqueous solution by lactic acid bacteria. *Water Science and Technology* 79(4):627-634. <https://doi.org/10.2166/wst.2019.082>

- Danner, H., Holzer, M., Mayrhuber, E., Braun, R. 2003. Acetic acid increases stability of silage under aerobic conditions. *Applied and Environmental Microbiology* 69(1):562-567. <https://doi.org/10.1128/aem.69.1.562-567.2003>
- Duar, R., Lin, X., Zheng, J., Martino, M.E., Grenier, T., Perez-Munoz, M., Leulier, F., Walter, J. 2017. Lifestyles in transition: Evolution and natural history of the genus *Lactobacillus*. *FEMS Microbiology Reviews* 41. <https://doi.org/10.1093/femsre/fux030>
- Dzionek, A., Wojcieszńska, D., Guzik, U. 2016. Natural carriers in bioremediation: A review. *Electronic Journal of Biotechnology* 23:28-36. <https://doi.org/10.1016/j.ejbt.2016.07.003>
- Elsanhoty, R.M., Al-Turki, I.A., Ramadan, M.F. 2016. Application of lactic acid bacteria in removing heavy metals and aflatoxin B1 from contaminated water. *Water Science and Technology* 74(3):625-638. <https://doi.org/10.2166/wst.2016.255>
- Farhaoui, M., Derraz, M. 2016. Review on Optimization of Drinking Water Treatment Process. *Journal of Water Resource and Protection* 8:777-786. <https://doi.org/10.4236/jwarp.2016.88063>
- Fontán-Sainz, M., Gómez-Couso, H., Fernández-Ibáñez, P., Ares-Mazás, E. 2012. Evaluation of the solar water disinfection process (SODIS) against *Cryptosporidium parvum* using a 25-L static solar reactor fitted with a compound parabolic collector (CPC). *The American Journal of Tropical Medicine and Hygiene* 86(2):223-228. <https://doi.org/10.4269/ajtmh.2012.11-0325>
- Fowler, S.J., Smets, B.F. 2017. Microbial biotechnologies for potable water production. *Microbial Biotechnology* 10(5):1094-1097. <https://doi.org/10.1111/1751-7915.12837>
- Franzmann, P.D., Höpfl, P., Weiss, N., Tindall, B.J. 1991. Psychrotrophic, lactic acid-producing bacteria from anoxic waters in Ace Lake, Antarctica; *Carnobacterium funditum* sp. Nov. and *Carnobacterium alterfunditum* sp. Nov. *Archives of Microbiology* 156(4):255-262. <https://doi.org/10.1007/BF00262994>
- Gänzle, M.G. 2015. Lactic metabolism revisited: Metabolism of lactic acid bacteria in food fermentations and food spoilage. *Current Opinion in Food Science* 2:106-117. <https://doi.org/10.1016/j.cofs.2015.03.001>
- Garzón, J., Rodríguez, J., Gómez, C. 2017. Aporte de la biorremediación para solucionar problemas de contaminación y su relación con el desarrollo sostenible. *Universidad y Salud* 19(2):309-318. <https://doi.org/10.22267/rus.171902.93>
- George, F., Daniel, C., Thomas, M., Singer, E., Guilbaud, A., Tessier, F.J., Revol-Junelles, A.M., Borges, F., Foligné, B. 2018. Occurrence and Dynamism of Lactic Acid Bacteria in Distinct Ecological Niches: A Multifaceted Functional Health Perspective. *Frontiers in Microbiology* 9:1-15. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2018.02899>
- González, C.J., López-Díaz, T.M., García-López, M.L., Prieto, M., Otero, A. 1999. Bacterial microflora of wild brown trout (*Salmo trutta*), wild pike (*Esox lucius*), and aquacultured rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). *Journal of Food Protection* 62(11):1270-1277. <https://doi.org/10.4315/0362-028x-62.11.1270>
- Griebler, C., Lueders, T. 2009. Microbial biodiversity in groundwater ecosystems. *Freshwater Biology* 54:649-677. <https://doi.org/10.1111/J.1365-2427.2008.02013.X>
- Gupta, P., Diwan, B. 2017. Bacterial Exopolysaccharide mediated heavy metal removal: A Review on biosynthesis, mechanism and remediation strategies. *Biotechnology Reports* 13:58-71. <https://doi.org/10.1016/j.btre.2016.12.006>
- Halttunen, T., Salminen, S., Tahvonen, R. 2007. Rapid removal of lead and cadmium from water by specific lactic acid bacteria. *International Journal of Food Microbiology* 114(1):30-35. <https://doi.org/10.1016/j.ijfoodmicro.2006.10.040>
- Halttunen, T., Collado, M.C., El-Nezami, H., Meriluoto, J., Salminen, S. 2008. Combining strains of lactic acid bacteria may reduce their toxin and heavy metal removal efficiency from aqueous solution. *Letters in Applied Microbiology* 46(2):160-165. <https://doi.org/10.1111/j.1472-765X.2007.02276.x>
- Hammes, F., Berney, M., Wang, Y., Vital, M., Köster, O., Egli, T. 2008. Flow-cytometric total bacterial cell counts as a descriptive microbiological parameter for drinking water treatment processes. *Water Research* 42(1):269-277. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2007.07.009>
- Hammes, F., Velten, S., Egli, T., Juhna, T. 2011. Biotreatment of Drinking Water. En: M. Moo-Young (eds.), *Comprehensive Biotechnology*. pp. 517-530. <https://doi.org/10.1016/B978-0-08-088504-9.00386-X>
- Hartke, A., Giard, J.C., Laplace, J.M., Auffray, Y. 1998. Survival of *Enterococcus faecalis* in an Oligotrophic Microcosm: Changes in Morphology, Development of General Stress Resistance, and Analysis of Protein Synthesis. *Applied and Environmental Microbiology* 64(11):4238-4245. <https://doi.org/10.1128/AEM.64.11.4238-4245.1998>
- Hernández-Padilla, F., Margni, M., Noyola, A., Guereca-Hernandez, L., Bulle, C. 2017. Assessing wastewater treatment in Latin America and the Caribbean: Enhancing life cycle assessment interpretation by regionalization and impact assessment sensibility. *Journal of Cleaner Production* 142:2140-2153. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.11.068>
- Huët, M.A.L., Puchooa, D. 2017. Bioremediation of heavy metals from aquatic environment through microbial processes: A potential role for probiotics? *Journal of Applied Biology and Biotechnology* 5:14-23. <https://doi.org/10.7324/JABB.2017.50603>
- Jaafar, R., Pentosaceus, P., Raghad, J. 2020. Bioremediation of lead and cadmium and the strive role of *Pediococcus pentosaceus* probiotic. *Iraqi Journal of Veterinary Sciences* 34:51-57. <https://doi.org/10.33899/ijvs.2019.125581.1092>
- Kaczorek, E., Chrzanowski, L., Pijanowska, A., Olszanowski, A. 2008. Yeast and bacteria cell hydrophobicity and hydrocarbon biodegradation in the presence of natural surfactants: Rhamnolipides and saponins. *Biore-source Technology* 99:4285-4291. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2007.08.049>
- Kalinowska, A., Jankowska, K., Fudala-Ksiazek, S., Pierpaoli, M., Luczkiewicz, A. 2021. The microbial community, its biochemical potential, and the antimicrobial resistance of *Enterococcus* spp. in Arctic lakes under natural and anthropogenic impact (West Spitsbergen). *Science of The Total Environment* 763:142998. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.142998>
- Kargar, S., Hadzadeh Shirazi, N. 2020. *Lactobacillus fermentum* and *Lactobacillus plantarum* bioremediation ability assessment for copper and zinc. *Archives of Microbiology* 202(4):1957-1963. <https://doi.org/10.1007/s00203-020-01916-w>
- Kirilova, A., Danilushkina, A., Irisov, D., Bruslik, N., Fakhullin, R., Zakharov, Y., Bukhmin, V., Yarullina, D. 2017. Assessment of resistance and bioremediation ability of *Lactobacillus* strains to Lead and Cadmium. *International Journal of Microbiology* 2017(4):1-7. <https://doi.org/10.1155/2017/9869145>
- Kot, E., Furmanov, S., Bezkorovainy, A. 1995. Accumulation of Iron in Lactic Acid Bacteria and Bifidobacteria. *Journal of Food Science* 60(3):547-550. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2621.1995.tb09823.x>
- Kubota, H., Senda, S., Nomura, N., Tokuda, H., Uchiyama, H. 2008. Biofilm Formation by Lactic Acid Bacteria and Resistance to Environmental Stress. *Journal of Bioscience and Bioengineering* 106:381-386. <https://doi.org/10.1263/jbb.106.381>
- Lautenschlager, K., Hwang, C., Ling, F., Liu, W.T., Boon, N., Köster, O., Egli, T., Hammes, F. 2014. Abundance and composition of indigenous bacterial communities in a multi-step biofiltration-based drinking water treatment plant. *Water Research* 62:40-52. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2014.05.035>
- Lauzon, H. L., Ringø, E. 2011. Prevalence and Application of Lactic Acid Bacteria in Aquatic Environments. En: Vinderola, G., Ouwehand, A., Salminen, S., von Wright, A. (eds.), *Lactic Acid Bacteria: Microbiological and Functional Aspects*, Fourth Edition. pp. 593-631. CRC Press, Taylor and Francis Group, Boca Raton, FL., Estados Unidos. <https://doi.org/10.1201/b11503-29>
- Li, B., Jin, D., Yu, S., Evvie, S., Muhammad, Z., Huo, G., Liu, F. 2017. In vitro and in vivo evaluation of *Lactobacillus delbrueckii* subsp. *bulgaricus* KLDS1.0207 for the alleviative effect on Lead toxicity. *Nutrients* 9(8):845. <https://doi.org/10.3390/nu9080845>
- Liu, S., Gunawan, C., Barraud, N., Rice, S., Harry, E., Amal, R. 2016. Understanding, Monitoring and Controlling Biofilm Growth in Drinking Water Distribution Systems. *Environmental Science and Technology* 50(17):8954-8976. <https://doi.org/10.1021/acs.est.6b00835>
- Lindström, E.S., Östman, Ö. 2011. The Importance of Dispersal for Bacterial Community Composition and Functioning. *PLoS ONE* 6(10):e25883. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0025883>
- Llorca, M., Farré, M., Eljarrat, E., Díaz-Cruz, S., Rodríguez-Mozaz, S., Wunderlin, D., Barcelo, D. 2016. Review of emerging contaminants in aquatic biota from Latin America: 2002-2016. *Environmental Toxicology and Chemistry* 36(7):1716-1727. <https://doi.org/10.1002/etc.3626>
- Mañes-Lázaro, R., Song, J., Pardo, I., Cho, J.C., Ferrer, S. 2009. *Lactobacillus aquaticus* sp. Nov., isolated from a Korean freshwater pond. *International Journal of Systematic and Evolutionary Microbiology* 59:2215-2218. <https://doi.org/10.1099/ijs.0.008276-0>

- Martino, M.E., Bayjanov, J.R., Caffrey, B.E., Wels, M., Joncour, P., Hughes, S., Gillet, B., Kleerebezem, M., van Hijum, S.A.F.T., Leulier, F. 2016. Nomic lifestyle of *Lactobacillus plantarum* revealed by comparative genomics of 54 strains isolated from different habitats. *Environmental Microbiology* 18(12):4974-4989. <https://doi.org/10.1111/1462-2920.13455>
- Meril, D., Aanand, S., Srinivasan, A., Ahilan, B. 2015. Bioremediation – An eco-friendly tool for effluent treatment: A Review. *International Journal of Applied Research* 1:530-537.
- Milanowski, M., Pomastowski, P., Railean-Plugaru, V., Rafińska, K., Ligor, T., Buszewski, B. 2017. Biosorption of silver cations onto *Lactococcus lactis* and *Lactobacillus casei* isolated from dairy products. *PLoS ONE* 12(3):e0174521. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0174521>
- Monachese, M., Burton, J.P., Reid, G. 2012. Bioremediation and Tolerance of Humans to Heavy Metals through Microbial Processes: A Potential Role for Probiotics? *Applied and Environmental Microbiology* 78(18):6397-6404. <https://doi.org/10.1128/AEM.01665-12>
- Mörschbacher, A.P., Dullius, A., Dullius, C.H., Brandt, C.R., Kuhn, D., Brietzke, D.T., José Malmann Kuffel, F., Etgeton, H.P., Altmayer, T., Gonçalves, T.E., Schweizer, Y.A., Oreste, E.Q., Ribeiro, A.S., Lehn, D.N., Volken de Souza, C.F., Hoehne, L. 2018. Assessment of selenium bioaccumulation in lactic acid bacteria. *Journal of Dairy Science* 101(12):10626-10635. <https://doi.org/10.3168/jds.2018-14852>
- Mrvčić, J., Prebeg, T., Barišić, L., Stanzer, D., Bačun-Družina, V., Stehlik-Tomas, V. 2009. Zinc binding by lactic acid bacteria. *Food Technology and Biotechnology* 47(4):381-388.
- Mrvčić, J., Stanzer, D., Solić, E., Stehlik-Tomas, V. 2012. Interaction of lactic acid bacteria with metal ions: Opportunities for improving food safety and quality. *World Journal of Microbiology and Biotechnology* 28:2771-2782. <https://doi.org/10.1007/s11274-012-1094-2>
- Mwirichia, R., Muigai, A., Tindall, B., Boga, H., Stackebrandt, E. 2010. Isolation and characterization of bacteria from the haloalkaline Lake Elementeita, Kenya. *Extremophiles* 14:339-348. <https://doi.org/10.1007/s00792-010-0311-x>
- Nanda, M., Kumar, V., Sharma, D.K. 2019. Multimetal tolerance mechanisms in bacteria: The resistance strategies acquired by bacteria that can be exploited to 'clean-up' heavy metal contaminants from water. *Aquatic Toxicology* 212:1-10. <https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2019.04.011>
- Nitzsche, K.S., Lan, V.M., Trang, P.T.K., Viet, P.H., Berg, M., Voegelin, A., Planer-Friedrich, B., Zahoransky, J., Müller, S.K., Byrne, J.M., Schröder, C., Behrens, S., Kappler, A. 2015. Arsenic removal from drinking water by a household sand filter in Vietnam-Effect of filter usage practices on arsenic removal efficiency and microbiological water quality. *Science of the Total Environment* 502:526-536. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.09.055>
- Obuekwe, C.O., Al-Jadi, Z.K., Al-Saleh, E.S. 2009. Hydrocarbon degradation in relation to cell-surface hydrophobicity among bacterial hydrocarbon degraders from petroleum-contaminated Kuwait desert environment. *International Biodeterioration and Biodegradation* 63(3):273-279. <https://doi.org/10.1016/j.ibiod.2008.10.004>
- Ortiz-Hernández, M.L., Rodríguez, A., Sánchez-Salinas, E., Castrejón-Godínez, M.L. 2014. Bioremediation of Soils Contaminated with Pesticides: Experiences in Mexico. En: A. Alvarez, M.A. Polti (eds.), *Bioremediation in Latin America: Current Research and Perspectives*, pp. 69-100. Springer International Publishing Switzerland.
- Patel, R. J., Chandel, M. 2015. Effect of pH and temperature on the biosorption of heavy metals by *Bacillus licheniformis*. *International Journal of Science and Research* 4:2272-2275.
- Patel, A., SV, A., Shah, N., Verma, D. 2018. Lactic acid bacteria as metal quenchers to improve food safety and quality. *Agrilife Scientific Journal* 6(2):146-154.
- Pinto, A., Xi, C., Raskin, L. 2012. Bacterial Community Structure in the Drinking Water Microbiome Is Governed by Filtration Processes. *Environmental Science and Technology* 46(16):8851-8859. <https://doi.org/10.1021/es302042t>
- Phaiboun, A., Zhang, Y., Park, B., Kim, M. 2015. Survival Kinetics of Starving Bacteria Is Biphasic and Density-Dependent. *PLoS Computational Biology* 11(4):e1004198. <https://doi.org/10.1371/journal.pcbi.1004198>
- Pugazhenthiran, N., Anandan, S., Ashokkumar, M. 2016. Removal of Heavy Metal from Wastewater. En: Ashokkumar, M. (eds.), *Handbook of Ultrasonics and Sonochemistry* pp. 813-839. Springer, Singapore. https://doi.org/10.1007/978-981-287-278-4_58
- Ren, D., Smith, J.A. 2013. Retention and transport of silver nanoparticles in a ceramic porous medium used for point-of-use water treatment. *Environmental Science and Technology* 47(8):3825-3832. <https://doi.org/10.1021/es4000752>
- Ridolfi, A. S., Álvarez, G. B., Rodríguez- Girault M. E. 2014. Organochlorinated Contaminants in General Population of Argentina and Other Latin American Countries. En *Bioremediation in Latin America: Current Research and Perspectives*. A. Alvarez, M.A. Polti (eds.). pp 17-40.
- Rosa, G., Miller, L., Clasen, T. 2010. Microbiological Effectiveness of Disinfecting Water by Boiling in Rural Guatemala. *The American Journal of Tropical Medicine and Hygiene* 82:473-477. <https://doi.org/10.4269/ajtmh.2010.09-0320>
- Saheh, S.K., Ahmaed, A.S. 2020. Removal of some heavy metal from aqueous solutions by lactic acid bacteria (whole bacteria and biofilm). *Plant Archives* 20(2):4105-4108.
- Salinas-Martínez, A., Santos-Córdova, M., Soto-Cruz, N., Delgado, E., Pérez-Andrade, H., Hauad, L., Medrano-Roldan, H. 2008. Development of a bioremediation process by biostimulation of native microbial consortium through the heap leaching technique. *Journal of Environmental Management* 88:115-119. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2007.01.038>
- Salman, A., Ahmaed, A.S. 2019. Removal of lead from aqueous solutions using the biofilm formed by *Leuconostoc mesenteroides* and *Lactobacillus casei*. *Plant Archives* 19(2):1751-1755.
- Saratale, R.G., Saratale, G.D., Chang, J.S., Govindwar, S.P. 2011. Bacterial decolorization and degradation of azo dyes: A review. *Journal of the Taiwan Institute of Chemical Engineers* 42(1):138-157. <https://doi.org/10.1016/j.jtice.2010.06.006>
- Siezen, R.J., van Hylckama Vlieg, J.E.T. 2011. Genomic diversity and versatility of *Lactobacillus plantarum*, a natural metabolic engineer. *Microbial Cell Factories* 10:S3. <https://doi.org/10.1186/1475-2859-10-S1-S3>
- Sode, S., Bruhn, A., Balsby, T.J.S., Larsen, M.M., Gøtfredsen, A., Rasmussen, M.B. 2013. Bioremediation of reject water from anaerobically digested wastewater sludge with macroalgae (*Ulva lactuca*, Chlorophyta). *Bioresource Technology* 146:426-435. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2013.06.062>
- Sofu, A., Sayilgan, E., Guney, G. 2015. Experimental design for removal of Fe (II) and Zn (II) ions by different lactic acid bacteria biomasses. *International Journal of Environmental Research* 9: 93-100. <https://doi.org/10.22059/ijer.2015.878>
- Stauber, C., Printy, E., Mccarty, F.A., Liang, K., Sobsey, M. 2012. Cluster randomized controlled trial of the plastic biosand water filter in Cambodia. *Environmental Science and Technology* 46: 722-728. <https://doi.org/10.1021/es203114q>
- Tang, H., Chen, H. 2015. Nitrification at full-scale municipal wastewater treatment plants: Evaluation of inhibition and bioaugmentation of nitrifiers. *Bioresource Technology* 190:76-81. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2015.04.063>
- Tannock, G. 2004. A Special Fondness for Lactobacilli. *Applied and Environmental Microbiology* 70:3189-3194. <https://doi.org/10.1128/AEM.70.6.3189-3194.2004>
- Torres, S., Pandey, A., Castro, G.R. 2011. Organic solvent adaptation of Gram positive bacteria: Applications and biotechnological potentials. *Biotechnology Advances* 29(4):442-452. <https://doi.org/10.1016/j.biotechadv.2011.04.002>
- Treacy, J. 2019. Drinking water treatment and challenges in developing countries En: Potgieter, N., Traore, A.N. (eds.), *The relevance of hygiene to health in developing countries*. Intech, Londres, Rino Unido. <https://doi.org/10.5772/intechopen.72024>
- Walter, J. 2008. Ecological role of Lactobacilli in the gastrointestinal tract: Implications for fundamental and biomedical research. *Applied and Environmental Microbiology* 74(16):4985-4996. <https://doi.org/10.1128/AEM.00753-08>
- Yanagida, F., Chen, Y.S., Yasaki, M. 2007. Isolation and characterization of lactic acid bacteria from lakes. *Journal of Basic Microbiology* 47:184-190. <https://doi.org/10.1002/jobm.200610237>
- Yilmaz, M., Tay, T., Kivanc, M., Turk, H. 2010. Removal of copper (II) ions from aqueous solution by a lactic acid bacterium. *Brazilian Journal of Chemical Engineering* 27(2):309-314. <https://doi.org/10.1590/S0104-66322010000200009>
- Zheng, J., Ruan, L., Sun, M., Gänzle, M. 2015. A genomic view of Lactobacilli and Pediococci demonstrates that phylogeny matches ecology and physiology. *Applied and Environmental Microbiology* 81(20):7233-7243. <https://doi.org/10.1128/AEM.02116-15>