



BIOCYS Biología, Ciencia y Tecnología, 18: 1345-1357, 2025.

<http://revistas.unam.mx/index.php/biocyt>

<https://doi.org/10.22201/fesi.20072082e.2025.18.92439>

ISSN: 2007-2082

Artículo de Investigación





Publicada en la Facultad de Estudios Superiores Iztacala, Universidad Nacional Autónoma de México


Bacterias resistentes a mercurio, aisladas de la bahía de Puerto Ángel, Oaxaca



Bacteria resistant to mercury, isolated from the Bay of Puerto Ángel, Oaxaca

Gabriela Ruiz-Agudo¹  <https://orcid.org/0009-0003-1156-2260> gabyruiza15@gmail.com

María Nieves Trujillo-Tapia²  <https://orcid.org/0000-0003-1160-9260> nieves@angel.umar.mx

Karla Fernanda Mejía-Aguilar¹  <https://orcid.org/0009-0000-1669-4121> ferfuuse@gmail.com

José Alberto Ramírez Torrez¹  <https://orcid.org/0000-0002-3321-6604> ramirez-torrez@hotmail.com

María del Carmen Monroy Dosta¹  <https://orcid.org/0000-0002-1856-0511>  mmonroy@correo.xoc.uam.mx

¹Laboratorio de Análisis Químico de Alimento Vivo, Departamento el Hombre y su Ambiente, Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Xochimilco.

²Universidad del Mar, Campus Puerto Ángel, Oaxaca.

RESUMEN

El objetivo de esta investigación fue identificar bacterias resistentes a mercurio en muestras de agua y sedimento de cuatro puntos de la playa principal de Puerto Ángel, Oaxaca, México. Las muestras fueron inoculadas en placas de agar Zobell Marine suplementado con 10, 25, 50, 100, 150 y 200 µg/L de cloruro de mercurio (HgCl₂) y sin mercurio (testigo). Las cepas puras fueron identificadas mediante el sistema API © 20 NE y el software APIWEB™. Para determinar el crecimiento de las cepas, se estimó el tiempo de generación (g), número de generaciones (n) y tasa de crecimiento (k) durante 24 horas de cultivo a las concentraciones de mercurio antes mencionadas. Los resultados obtenidos mostraron que en todos los puntos de muestreo se identificaron bacterias resistentes a mercurio tanto en agua como el sedimento en las distintas concentraciones probadas. Las especies más representativas fueron: *Pseudomonas oryzihabitans*, *Pseudomonas aeruginosa*, *Burkholderia spp*, *Pseudomonas acidovorans*, *Pseudomonas luteola*, *Pseudomonas cepacia* *Sphingomonas trueperi* y *Sphingomonas spp*. Los resultados en cuanto a crecimiento bacteriano a distintas concentraciones de HgCl₂ mostraron que todas las cepas aisladas obtuvieron buen crecimiento, sin embargo, fue *P. cepacia* la que presentó mejores resultados sobre todo en las concentraciones más altas, por lo que dicha cepa pudiera ser evaluada y utilizada en procesos de biorremediación por contaminación de mercurio en el ambiente marino.

Palabras clave: bacterias; mercurio; Puerto Ángel; *Pseudomonas*.

Manuscrito recibido el 06 de agosto de 2025, aceptado el 07 de octubre de 2025.

ABSTRACT

The goal of this research was to identify mercury-resistant bacteria in water and sediment samples from four points on the main beach of Puerto Ángel, Oaxaca, Mexico. The samples were inoculated on Zobell Marine agar plates supplemented with 10, 25, 50, 100, 150 and 200 µg/L of mercury chloride (HgCl₂) and without mercury (control). Pure strains were identified using the API ® 20 NE system and APIWEB™ software. To determine the growth of the strains, the generation time (g), number of generations (n) and growth rate (k) were estimated during 24 hours of culture at the aforementioned mercury concentrations. The results obtained showed that at all sampling points, mercury-resistant bacteria were identified in both water and sediment at the different concentrations tested. The most representative species were: *Pseudomonas oryzae*, *Pseudomonas aeruginosa*, *Burkholderia* spp, *Pseudomonas acidovorans*, *Pseudomonas luteola*, *Pseudomonas cepacia* *Sphingomonas trueperi* and *Sphingomonas* spp. The results regarding bacterial growth at different concentrations of HgCl₂ showed that all the isolated strains obtained good growth, however, it was *P. cepacia* that presented the best results, especially at the highest concentrations, so said strain could be evaluated and used in bioremediation processes for mercury contamination in the marine environment.

Keywords: bacteria; mercury; Puerto Ángel; *Pseudomonas*.

INTRODUCCIÓN

La contaminación por metales pesados es un problema creciente a nivel mundial, principalmente por el aumento de actividades antropogénicas (Covarrubias y Peña, 2017), estos metales representan una amenaza para las diversas formas de vida, debido a que no son biodegradables (Castro de Esparza, 2004), facilitando la biomagnificación en las redes tróficas, siendo los sedimentos marinos uno de los principales reservorios de metales pesados (González-Lozano et al., 2006). Dentro de estos elementos el mercurio es considerado el de mayor toxicidad por su capacidad de causar efectos adversos en los seres vivos, que van desde una lesión hasta la muerte (Govind y Madhuri, 2014).

En los océanos, la principal fuente de contaminación es por descargas a través de ríos, arroyos y estuarios que acarrean el metal hasta el océano (Gworek et al., 2016), lo que ha generado la acumulación en los ambientes marinos que sirven como cuerpos receptores de todo tipo de contaminación (Ortiz, 2007).

Por otra parte, la costa del pacífico sur mexicano, se caracteriza por la presencia de asentamientos humanos mal-planificados, tal es el caso de Puerto Ángel, Oaxaca, México, donde su población carece de sistemas de drenaje, así como de plantas tratadoras de agua. Debido a estas problemáticas, existe un mal manejo de aguas residuales, y de residuos sólidos urbanos, en especial aquellos considerados como peligrosos, que contienen mercurio, tales como pilas, solventes, aceites reutilizados, material de curación, desechos de pintura, entre otros (PMD, 2017).

Estudios previos han señalado la capacidad de bacterias para degradar mercurio al transformar enzimáticamente el contaminante, convirtiéndolo en mercurio elemental (Hg⁰), que es menos soluble y, por lo tanto, menos disponible para la biomagnificación. Así mismo la identificación de estos grupos fisiológicos bacterianos ha generado un gran interés al permitir su uso como indicadores de la presencia de este metal en las distintas zonas que han sido altamente impactadas por diversos contaminantes con el fin de caracterizar su actividad degradativa y en un futuro utilizarlas con fines de biorremediación (Pérez et al., 2019). Por lo que esta investigación tiene como objetivo identificar la presencia de bacterias resistentes a mercurio en sedimento y agua de la playa de Puerto Ángel, Oaxaca.

MATERIALES Y MÉTODOS

Obtención de las muestras

Se tomaron muestras de agua y sedimento en cuatro puntos de la playa principal de Puerto Ángel, Oaxaca, México, que fueron transportadas en hielo para su conservación siguiendo las recomendaciones de Agrocalidad (2018) y la NOM-127-SSA1-2021. Los puntos de muestreo fueron seleccionados a partir de las zonas críticas de entrada de contaminantes al sistema: P1) desembocadura del arroyo principal con aporte importante de aguas residuales y desechos urbanos en general, P2) playa principal, con actividad turística, P3) muelle de la playa con actividad pesquera y desembarque de lanchas y P4) punto de interacción con la población y los desechos urbanos, ya que está directamente conectada con la carretera principal de Puerto Ángel (Fig. 1).

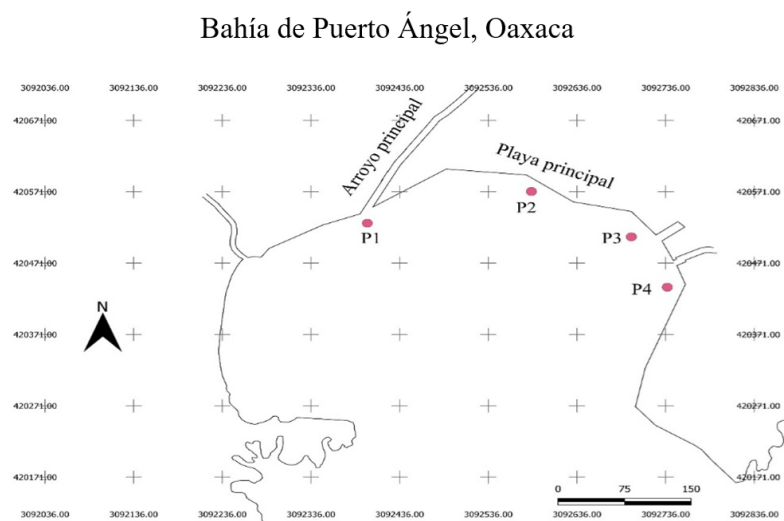


Fig. 1. Puntos de muestreo en la playa principal de Puerto Ángel, Oaxaca (Autoría: Ruiz-Agudo, 2024) / Fig. 1. Sampling points on the main beach of Puerto Ángel, Oaxaca (Authorship: Ruiz-Agudo, 2024).

Procesamiento de las muestras

Las muestras fueron trasladadas al laboratorio de Análisis Químico de Alimento Vivo del Departamento del Hombre y su Ambiente en la Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Xochimilco, Ciudad de México, donde se realizaron diluciones sucesivas hasta 10^{-3} , de las cuales se sembraron 0.1 ml de cada dilución por triplicado en placas de agar Zobell Marine, sin cloruro de mercurio ($HgCl_2$) y en placas de agar Zobell Marine suplementado con 10, 25, 50, 100, 150 y 200 $\mu g/L$ de cloruro de mercurio ($HgCl_2$). Las placas fueron incubadas por ocho días con observaciones diarias (modificado de Martínez et al. 2010 y Lema, 2017). Las cepas fueron purificadas a través de resiembras sucesivas y caracterizadas mediante morfología colonial (Badillo et al., 2023). Posteriormente se observó la morfología celular mediante tinción de Gram. Las cepas puras fueron identificadas mediante pruebas metabólicas utilizando el sistema API, kits de API ® 20 NE y el software APIWEB™ siguiendo las instrucciones del fabricante.

Crecimiento bacteriano

Para medir el crecimiento bacteriano las cepas se cultivaron en caldo de Zobell Marine con concentraciones de 10, 25, 50, 100, 150 y 200 $\mu g/L$ de cloruro de mercurio ($HgCl_2$). Se realizó un recuento de UFC (Unidades Formadoras de Colonias) para cuantificar microorganismos viables en una muestra y

se aplicó el factor de dilución para calcular el número original de células durante un periodo de 24 horas para efectuar las curvas de crecimiento correspondientes (modificado de Rajkumar et al., 2013). Para determinar el rendimiento y crecimiento de las cepas se estimó el tiempo de generación (g), número de generaciones (n) y tasa de crecimiento (k) (Madigan et al., 2000; Oña y Gualoto, 2022).

Análisis estadístico

Con la información obtenida se generó una base de datos y se aplicó estadística descriptiva para comprobar la normalidad de los datos, posteriormente se llevó a cabo un análisis de varianza (ANOVA) de una vía con un 95% de intervalo de confianza, para evaluar las diferencias en el crecimiento de las cepas en las distintas concentraciones evaluadas, al observar diferencias significativas, se llevó a cabo un análisis de comparación de medias múltiples por el método de Tukey (HSD).

RESULTADOS

Abundancia bacteriana en agua y sedimento sin mercurio

La abundancia bacteriana de las muestras de agua y sedimento cultivadas sin mercurio fue similar entre los puntos de muestreo, por lo que no se obtuvieron diferencias significativas (Figs. 2 y 3).

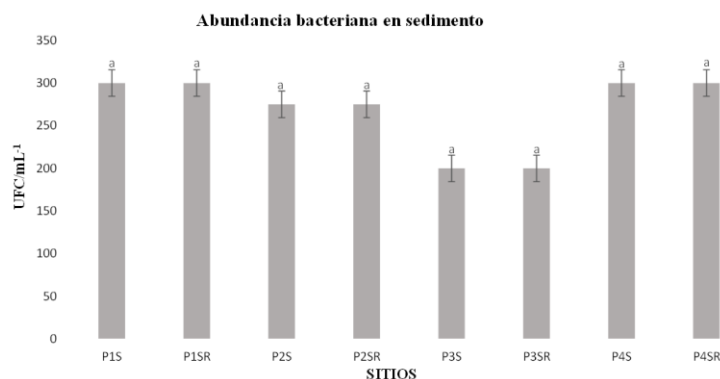


Fig. 2. Valores promedio de la abundancia bacteriana en muestras de sedimento de la bahía de Puerto Ángel, Oaxaca (* letras diferentes indican diferencias significativas) / Fig. 2. Average values of bacterial abundance in sediment samples from Puerto Ángel Bay, Oaxaca (* different letters indicate significant differences).

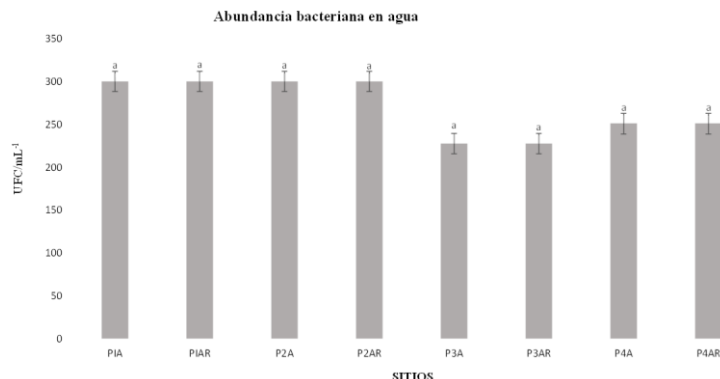


Fig. 3. Valores promedio de abundancia bacteriana en muestras de agua de la bahía de Puerto Ángel, Oaxaca (* letras diferentes indican diferencias significativas) / Fig. 3. Average bacterial abundance values in water samples from Puerto Ángel Bay, Oaxaca (* different letters indicate significant differences).

Abundancia bacteriana en muestras de agua y sedimento adicionadas con mercurio

En las muestras donde se adicionó el mercurio se observó que el crecimiento bacteriano se ve afectado por la concentración, ya que conforme aumenta la concentración de mercurio, disminuye el número de UFC/mL⁻¹ (Fig. 4). Sin embargo, no hay diferencias significativas entre los puntos de muestreo. En las muestras de sedimento con mercurio, la mayor abundancia se obtuvo en las concentraciones de 10, 25 y 50 µg al obtener un valor mayor a 300 UFC MI⁻¹ como se puede observar en la Figura 5.

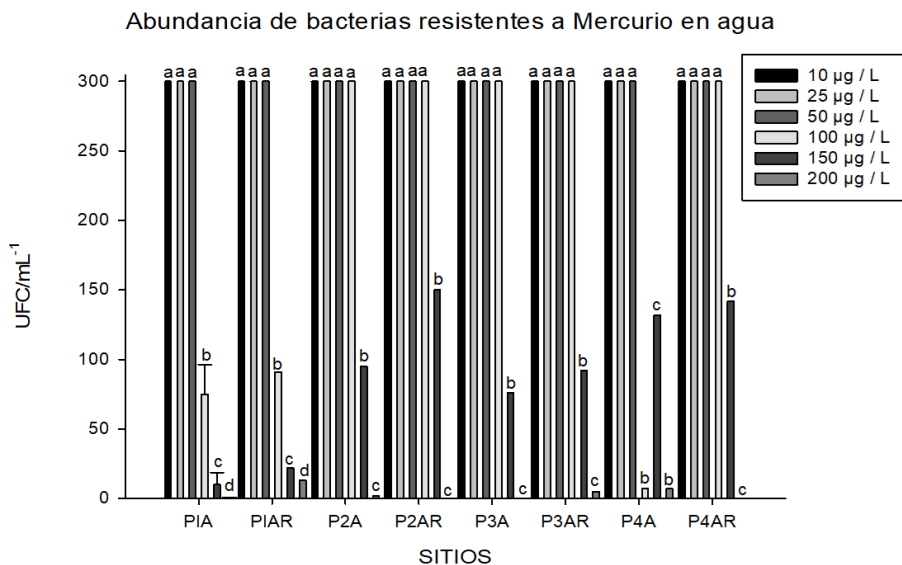


Fig. 4. Valores promedio de la abundancia bacteriana en muestras de agua de la bahía de Puerto Ángel, Oaxaca (* letras diferentes indican diferencias significativas) / Fig. 4. Average values of bacterial abundance in water samples from Puerto Ángel Bay, Oaxaca (* different letters indicate significant differences).

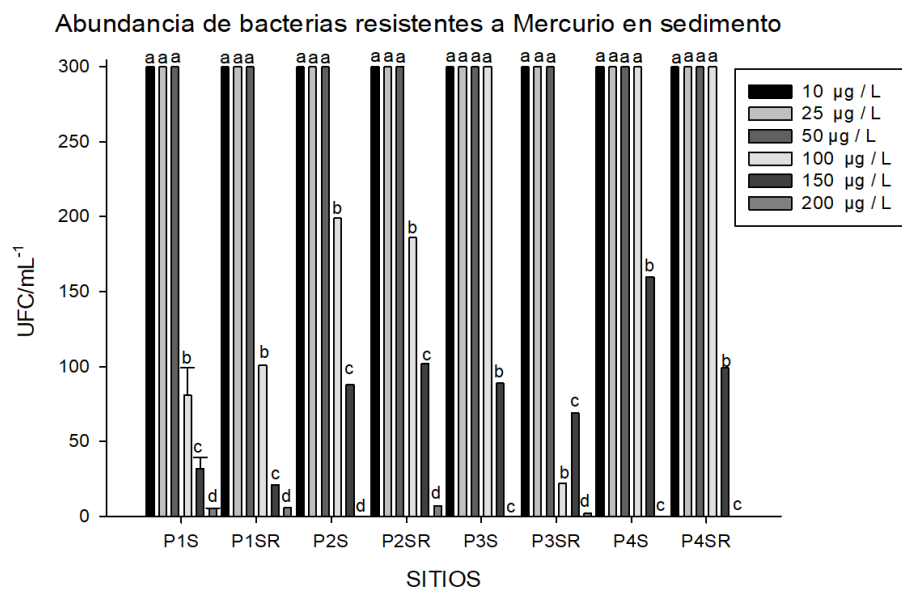


Fig. 5. Valores promedio de la abundancia bacteriana en muestras de sedimento de la bahía de Puerto Ángel, Oaxaca (* letras diferentes indican diferencias significativas) / Fig. 5. Average values of bacterial abundance in sediment samples from Puerto Ángel Bay, Oaxaca (* different letters indicate significant differences).

Identificación bacteriana de muestras de agua y sedimento sin mercurio

En el punto 3, se identificaron tres especies bacterianas en agua sin mercurio: *Pseudomonas oryzihabitans*, *Pseudomonas aeruginosa* y *Pseudomonas luteola*, mientras que para los sitios P4, P1, P2 fue *Pseudomonas aeruginosa* y *Pseudomonas luteola* en P3, P4. En las muestras de sedimento se identificaron cuatro cepas: *Proteus mirabilis* (P2, P3), *Pseudomonas aeruginosa* (P2 y P3), *Enterobacter cloacae* (P3) y *Pseudomonas luteola* (P2 y P3).

Identificación bacteriana en muestras de agua y sedimento adicionadas con mercurio

Se identificaron un total de siete cepas bacterianas resistentes a mercurio, de las cuales seis pertenecen a muestras de agua: *Burkholderia* spp, *Pseudomonas acidovorans* y *Pseudomonas luteola* en el punto 1 (P1), *Pseudomonas cepacia* en P2, *Sphingomonas trueperi* en P3 y P4 y *Sphingomonas* spp. en P4, mientras que en sedimento se identificó una cepa distinta: *Pseudomonas cepacia*, en P1, *Sphingomonas trueperi* en P2 y P4 y *Ochrobactrum anthropi* en el P3.

Crecimiento por especie bacteriana por concentración de mercurio

Con relación a la cinética de crecimiento de las distintas cepas (velocidad de crecimiento y adaptación bacteriana), la mayoría de las bacterias tardaron de adaptarse al mercurio ya que en las primeras horas de cultivo el crecimiento fue lento, con fases estacionarias muy marcadas, en las que se tiene un intervalo de tiempo sin aparente crecimiento, sin embargo, después retoman su crecimiento como efecto de su adaptación al metal. En el caso de *S. trueperi*, sometida a las distintas concentraciones de cloruro de mercurio, se adaptó de mejor manera a la concentración más baja (C10) (Fig. 6) con una $n=2$, $g=10.83 \text{ h}^{-1}$ y $k=0.06 \text{ h}^{-1}$ y mostrando diferencias significativas ($P=0.00000$) con las demás concentraciones de acuerdo con la prueba de ANOVA y Tukey.

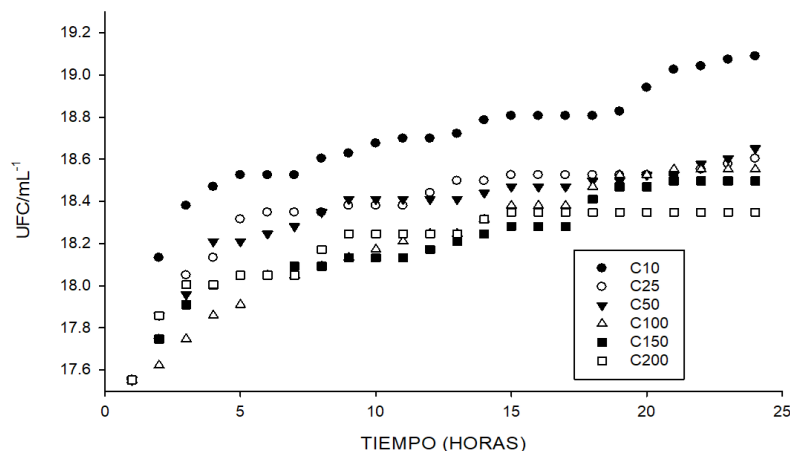


Fig. 6. Crecimiento bacteriano de *S. trueperi* a las distintas concentraciones de cloruro de mercurio / Fig. 6. Bacterial growth of *S. trueperi* at different concentrations of mercury chloride.

Pseudomonas acidovorans no presentó diferencias significativas ($P=0.79$), presentó un crecimiento similar entre cada concentración (Fig. 7), con valores de n entre: 1.23 - 1.40, $g=17.11 \text{ h}^{-1}$ - 19.39 h^{-1} y $k=0.17 \text{ h}^{-1}$ - 0.47 h^{-1} .

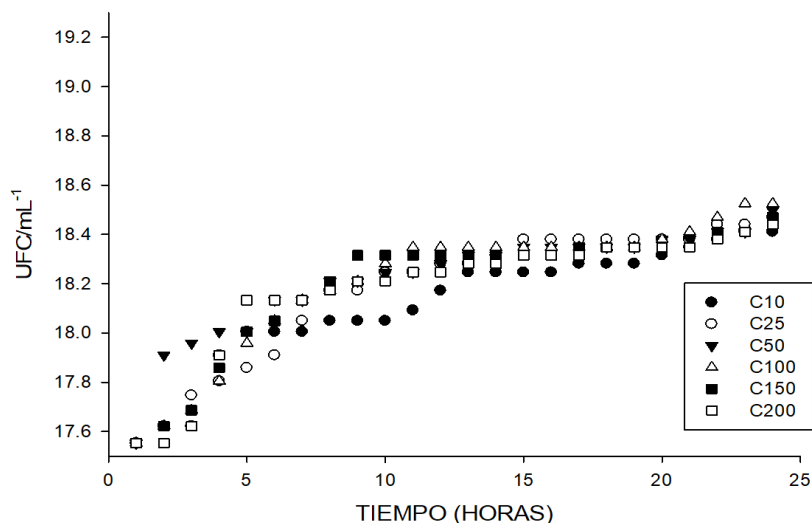


Fig. 7. Crecimiento bacteriano de *P. acidovorans* en las distintas concentraciones de cloruro de mercurio / Fig. 7. Bacterial growth of *P. acidovorans* at different concentrations of mercury chloride.

La prueba de ANOVA mostró que la cepa *O. anthropi* (Fig. 8) tuvo diferencias significativas ($P=0.006$) en el crecimiento, adaptándose mejor al metal a concentraciones de 50, 100 y 200 $\mu\text{g/L}$ con una $n = 0.94, 1.47$ y 1.36 respectivamente, $g = 25.32, 16.23, 17.61$ h y $k = 0.03, 0.04$ h⁻¹ y 0.04 h⁻¹.

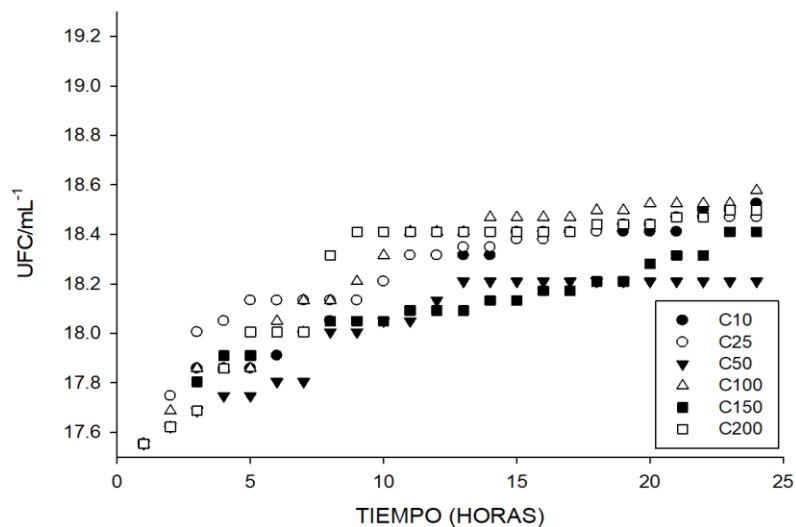


Fig. 8. Crecimiento bacteriano de *O. anthropi* en las distintas concentraciones de cloruro de mercurio / Fig. 8. Bacterial growth of *O. anthropi* at different concentrations of mercury chloride.

Burkholderia spp. tuvo menor respuesta en las concentraciones 150 y 200 en comparación con la concentración 25 $\mu\text{g/L}$ (Fig. 9), con valores de: $n = 3.36, g = 7.13$ h y $k = 0.10$ h⁻¹. En cuanto a *Sphingomonas* spp. no presenta diferencias ($P = 0.073036$) de crecimiento con relación a las concentraciones (Fig. 10), con valores de $n = 1.19 - 1.58, g = 0.17 - 0.47$ h y $k = 0.035 - 0.047$ h⁻¹. Por su parte, la cepa *P. cepacia* (Fig. 11), mostró diferencias significativas, con relación a la concentración de 100 μg , en comparación con 10, 25, 50, 150 y 200, con una $n = 2.97, g = 8.06$ h y $k = 0.089$ h⁻¹.

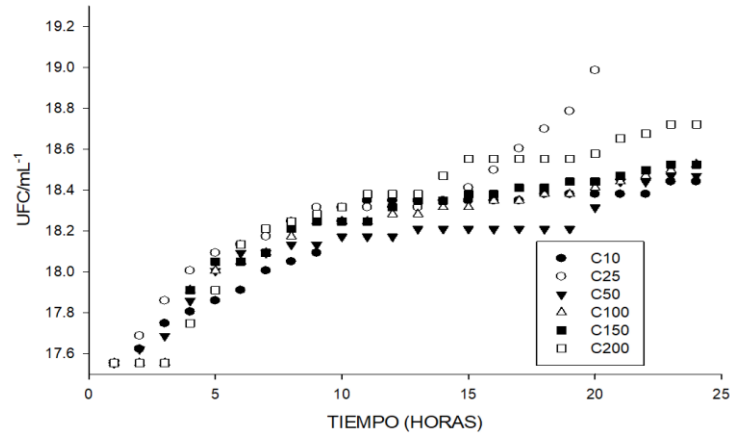


Fig. 9. Crecimiento bacteriano de *Burkholderia* spp. en las distintas concentraciones de cloruro de mercurio / Fig. 9. Bacterial growth of *Burkholderia* spp. at different concentrations of mercury chloride.

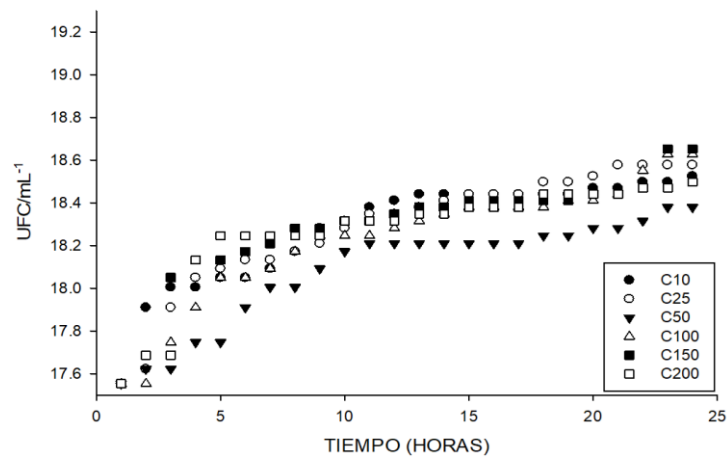


Fig. 10. Crecimiento bacteriano de *Sphingomonas* spp. en las distintas concentraciones de cloruro de mercurio / Fig. 10. Bacterial growth of *Sphingomonas* spp. at different concentrations of mercury chloride.

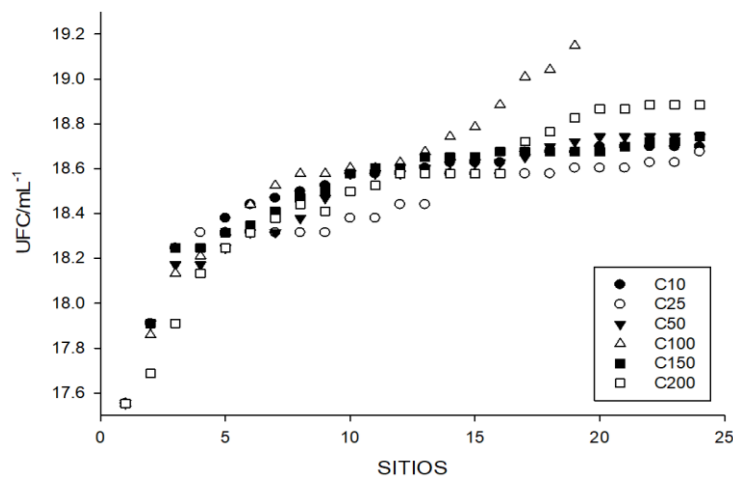


Fig. 11. Crecimiento bacteriano de *P. cepacia* en las distintas concentraciones de cloruro de mercurio / Fig. 11. Bacterial growth of *P. cepacia* at different concentrations of mercury chloride.

Crecimiento bacteriano entre especies por concentración de mercurio

Con relación a los resultados obtenidos en cuanto a crecimiento bacteriano a distintas concentraciones de $HgCl_2$ se puede observar que todas las cepas aisladas crecen en las concentraciones a las que fueron sometidas, sin embargo, de acuerdo a las pruebas de ANOVA y Tukey; en la concentración 50 y 100 μg se pueden observar diferencias significativas ($p=0.000$), siendo *P. cepacia* la de mayor crecimiento y mejor respuesta al Hg en ambos casos, obteniendo una $P=0.000$ para 50 $\mu g/L$ y una $P = 0.000$ para la concentración de 100 $\mu g/L$, en comparación con la demás cepas que obtuvieron un valores de $P = 0.9 - 1$. Por su parte *Burkholderia* spp fue la de mejor respuesta en la concentración de 25 $\mu g/L$ ($P=0.01$). *S. trueperi* tuvo una $P=0.00$ en la concentración más baja (10 $\mu g/L$). Finalmente *O. anthropi* fue la cepa con menor resistencia, puesto que en ninguna de las concentraciones mostro diferencias significativas respecto a las demás cepas (Fig. 12).

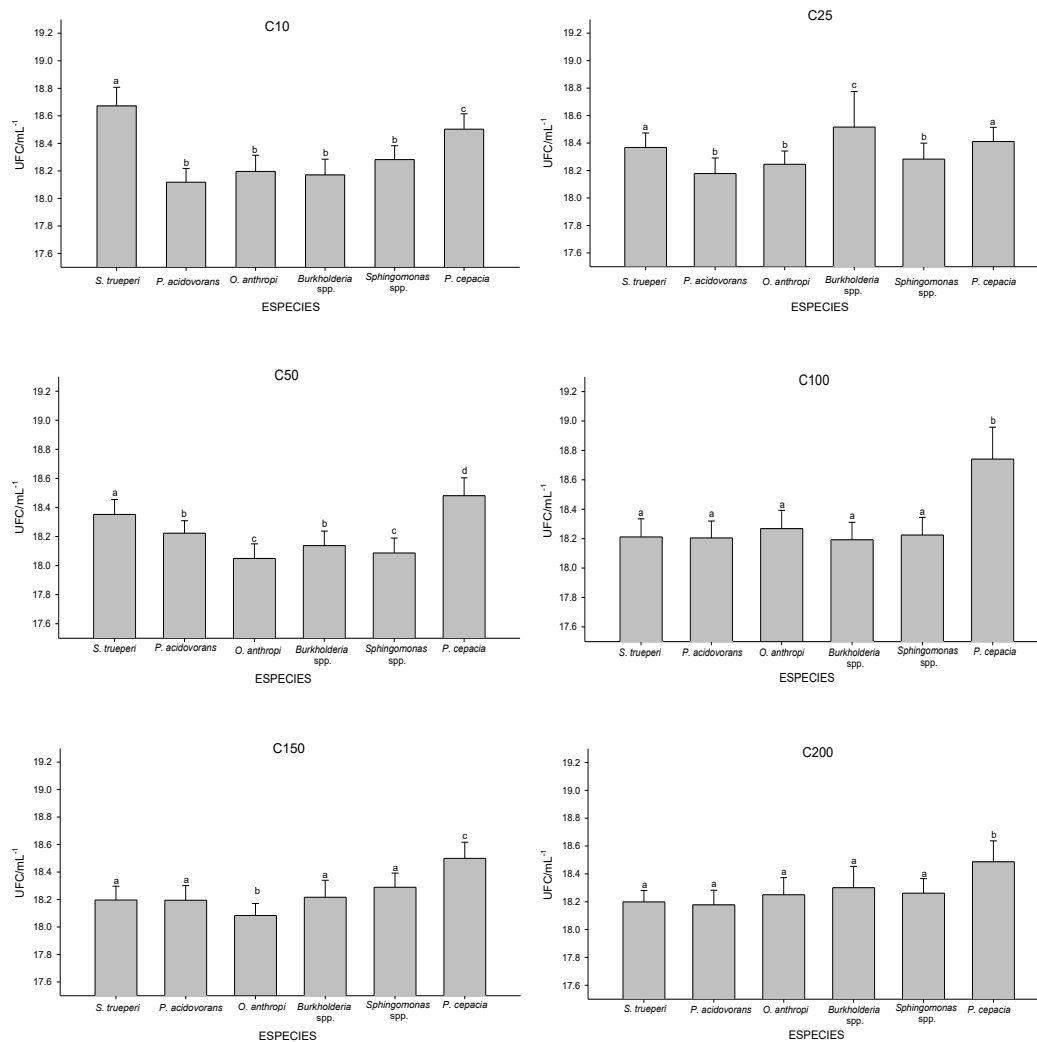


Fig. 12. Crecimiento bacteriano en distintas concentraciones (* letras distintas indican diferencias significativas) / Fig. 12. Bacterial growth at different concentrations (* different letters indicate significant differences).

DISCUSIÓN

Se identificaron seis cepas bacterianas en muestras de agua y sedimento inoculadas en agar zobell sin mercurio, de las cuales tres especies corresponden al género *Pseudomonas* (*P. oryzihabitans*, *P. aeruginosa* y *P. luteola*) y dos cepas se identificaron como *P. mirabilis*, y *E. cloacae*. En contraste, con las muestras de agua y sedimento inoculadas directamente en agar zobell con mercurio, en donde se observó una mayor diversidad bacteriana que incluye los géneros: *Sphingomonas* (*S. trueperi*, *Sphingomonas* spp), *Pseudomonas* (*P. acidovorans*, *P. luteola* y *P. cepacia*), *Burkholderia* spp y *Ochrobactrum* (*O. anthropi*), identificando al género *Pseudomonas* con mayor presencia en todas las muestras, debido a su capacidad de crecer en condiciones poco favorables y de metabolizar una amplia variedad de compuestos orgánicos e inorgánicos como lo señalan Ochoa-Agudelo et al (2022).

Sin embargo, es importante resaltar que todas las cepas cultivadas sin mercurio, no crecieron cuando se adicionó el metal, pues las bacterias que son resistentes a mercurio son especies con alta plasticidad para metabolizar el mercurio, además, se ha observado que entre cepas de una misma especie bacteriana pueden existir diferencias en el ADN, sobre todo en aquellas que les confieren características, como la biodegradación, por lo que su genoma es exclusivo de ciertas cepas (Madigan et al., 2015).

El mayor número de especies identificadas estuvieron presentes en las muestras de agua y en particular en el punto de muestreo 1, en donde se identificaron a *Burkholderia* spp, *P. acidovorans* y *P. luteola*, Mendoza et al. (2017), mencionan que este punto tiene mayor variación bacteriana debido al efecto que produce la descarga del arroyo principal en la distribución de las corrientes de la bahía.

El género *Pseudomonas* fue identificado como resistente a mercurio en este trabajo, coincidiendo con lo reportado por diversos autores, Ochoa-Agudelo et al. (2022), quienes realizaron un estudio en la Ciénega de Ayapel y del río Cauca, en Colombia, donde se aislaron seis cepas del género *Pseudomonas*, sometidas a concentraciones de 25, 50, 75, 100, 200, 300, 400, y 500 mg/L de sulfato de mercurio (HgSO_4), las cuales crecieron hasta la concentración más alta, tal como sucedió en este estudio, donde fueron sometidas a distintas concentraciones (10, 25, 50, 100, 150 y 200 $\mu\text{g/L}$), aunque estos autores utilizaron concentraciones más altas de mercurio.

Pepi et al. (2013), aislaron al género *Pseudomonas* de sedimentos contaminados de la laguna Orbetello, Italia, con resistencia a Hg agregado en forma de HgCl_2 hasta a una concentración de 0.075 mM (13.5 mg/L), de la misma manera, la concentración utilizada es mayor a las que se probaron en el presente trabajo.

De manera específica para este estudio *P. cepacia*, estuvo presente tanto en muestras de agua como en sedimento y de acuerdo con investigaciones previas, se ha demostrado que tiene resistencia al mercurio. Pérez et al. (2019), evaluaron la tolerancia de distintas cepas, entre ellas, *P. cepacia*, mostró crecimiento hasta una concentración de 200 mg/L de HgCl_2 . *P. luteola* es otra de las cepas identificadas que también ha sido descrita como resistente a Hg. Paternina et al. (2017), evaluaron la resistencia de *P. luteola* aislada de la mina de Santa Cruz, Bolívar, Colombia, observaron que la cepa fue capaz de crecer hasta 200 ppm (200 mg/L) de HgCl_2 .

Con relación a *Burkholderia* spp. también identificada en las muestras de sedimento y agua, es un género bacteriano reportado como biorremediador de contaminación por herbicidas, pesticidas e hidrocarburos, debido a su genoma extremadamente flexible, capacidad mutagénica y adaptativa como lo señalan López de Mesa et al. (2006), es factible la resistencia a mercurio ya que muchos pesticidas dentro de sus componentes contienen este metal, además los hidrocarburos que provienen del petróleo pueden contener mercurio (Yarto et al., 2004).

Duque, (2012) ha señalado al género *Sphingomonas* spp como potencial biorremediador de ambientes contaminados con mercurio, ya que aisló bacterias resistentes a Hg inorgánico en sistemas acuáticos de Brasil, sometiendo a las bacterias a distintas concentraciones, donde el género bacteriano creció hasta una concentración de 30 $\mu\text{M/L}$ (3.3 mg/L), lo que también difiere con los resultados obtenidos en este estudio, ya que las cantidades de Hg son mayores a las probadas en este trabajo. Por otro lado, Castillo en 2020, caracterizó comunidades bacterianas de zonas impactadas por mercurio en Perú, en donde se identificaron 51 géneros distintos, entre los que se identificó a *Sphingomonas* y *Pseudomonas*, mismos géneros que se identificaron en el presente estudio.

Además, *Ochrobactrum* spp se ha aislado de ambientes contaminados con arsénico, en específico se ha utilizado mediante biopelículas, para la eliminación de metales pesados, presentes en aguas subterráneas (EDAR) de “Los Vados”, Granada, España (Vílchez, 2005), y aun cuando no se ha reportado propiamente con resistencia a Hg, muchas bacterias tienen una multirresistencia.

De manera particular *O. anthropi* se ha utilizado para la biorremediación de sedimentos contaminados del estero adyacente a la playa Emiliano Zapata en Veracruz, México, contaminada por hidrocarburos (Reyes, 2021), lo que refuerza el argumento de multirresistencia.

La cinética del crecimiento de las distintas cepas bacterianas descritas en esta investigación, presentaron retardo de adaptación al metal ya que se observa una fase estacionaria del crecimiento, debido a que se ha reportado que las bacterias buscan inmovilizar el metal *in situ*, para reducir la biodisponibilidad, su movilidad o remover el metal, mediante la reducción del ion mercurio Hg (II) a Hg (0), sin embargo, este proceso es lento, tal como lo señalan De y Ramaiah (2007) quienes refieren que en presencia de Hg algunas bacterias presentan una fase de retraso prolongada y que una vez entrando a la fase exponencial, en algunos casos el crecimiento sigue por un intervalo largo, aunque en otros casos se detiene por un tiempo largo y después vuelve a crecer.

Se puede concluir que siete cepas bacterianas aisladas de la bahía de Puerto Ángel, Oaxaca, pertenecientes a las especies: *P. cepacia*, *Sphingomonas* spp, *O. anthropi*, *S. trueperi*, *Burkholderia* spp, *P. luteola* y *P. acidovorans* son resistentes a Hg, las cuales mostraron crecimiento a todas las concentraciones de mercurio (10, 25, 50, 100, 150, 200 $\mu\text{g/L}$) a las que fueron sometidas, siendo *P. cepacia* quien obtuvo mejores resultados en cuanto a crecimiento, por lo que, podría ser utilizada en procesos de biorremediación por contaminación de mercurio. La presente investigación es una contribución importante al conocimiento de la presencia de bacterias resistentes a Hg en Puerto Ángel, Oaxaca, debido a que no se tienen antecedentes en la zona.

AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen al Laboratorio de Análisis Químico del Alimento Vivo del Departamento El hombre y su Ambiente, Universidad Autónoma Metropolitana por las facilidades de infraestructura y reactivos para llevar a cabo la investigación.

REFERENCIAS

- Agrocalidad. (2018). Instructivo INT/SFA/12 de muestreo para análisis de aguas. Laboratorio de suelos, foliares y aguas.
- Badillo, F. M., ...y Calva-Calva, G. (2023). Caracterización morfológica y bioquímica de cepas fijadoras de nitrógeno de un consorcio degradador de hidrocarburos aislado de Tlaxcala. *Revista Tendencias en Docencia e Investigación en Química*, 9(9), 629-636.
- Castillo, R. T. R. (2020). Caracterización de comunidades bacterianas y potencial biorremediador de cepas nativas de áreas contaminadas con mercurio, Suyo - Piura (Tesis de Maestría, Universidad Nacional de Tumbes]. <http://repositorio.untumbes.edu.pe/handle/UNITUMBES/1846>

- Castro de Esparza, M. L. (2004). *Arsénico en el agua de bebida de América Latina y su efecto en la salud pública*. International Congress Natural Arsenic in Groundwaters of Latin America, Mexico City, CEPIS/OPS, Hojas de divulgación técnica, (95), 1-8, Dic. 2004. <http://www.bvsde.ops-oms.org/bvsacd/cd51/arsenico-agua.pdf>
- Covarrubias, S. A y Peña, J. J. C. (2017). Contaminación ambiental por metales pesados en México: problemática y estrategias de fitorremediación. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 33, 7-21. <https://doi.org/10.20937/RICA.2017.33.esp01.01>
- De, J. y Ramaiah, N. (2007). Characterization of marine bacteria highly resistant to mercury exhibiting multiple resistances to toxic chemicals. *Ecological Indicators*, 7(3), 511-520. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2006.05.002>
- Duque, S. da Silva. (2012). Estudio do gene merA em bactérias gram-negativas resistentes ao mercúrio isoladas de ecossistemas aquáticos brasileiros: contribuição para a mitigação dos riscos do mercúrio à saúde humana através da biorremediação / Study of simple gene in gram-negative bacteria resistant to mercury isolated from aquatic ecosystems in Brazil: a contribution to mitigating the risks of mercury to human health through bioremediation [Tesis de Doctorado, Escola Nacional De saúde Pública Sergio Arouca].
- González-Lozano, M. C., ...y Vázquez-Botello, A. (2006). Evaluación de la contaminación en sedimentos del área portuaria y zona costera de Salina Cruz, Oaxaca, México. *Interciencia*, 31 (9), 647-656.
- Govind, P. y Madhuri, S. (2014). Heavy metals causing toxicity in animals and fishes. *Research Journal of Animal, Veterinary and Fishery Sciences*, 2(2), 17-23.
- Gworek, B., ...y Wrzosek-Jakubowska, J. (2016). Mercury in marine and oceanic waters-a review. *Water, Air and Soil Pollution*, 227(10), 371. <https://doi.org/10.1007/s11270-016-3060-3>
- Lema, J. E. N. (2017). Evaluación de la tolerancia a metales pesados: cobalto, mercurio y plomo en microorganismos aislados de la laguna de Ozogoché en la parroquia Achupallas del cantón Alausí [Tesis de Ingeniería en Biotecnología Ambiental, Escuela Superior Politécnica de Chimborazo]. <https://dspace.esPOCH.edu.ec/handle/123456789/13203>
- López de Mesa, J. B., ...y Miranda, J. C. (2006). Biorremediación de suelos, contaminados con hidrocarburos derivados del petróleo. *Nova*, 4 (5), 82-90.
- Madigan, M. T., Martinko, J. M. y Parker, J. (2000). *Biología de los microorganismos: [apuntes]*. Prentice Hall.
- Madigan, M. T., Martinko, J. M. y Parker, J. (2015). *Biología de los microorganismos*. Prentice Hall.
- Martínez, A., ...y Rodríguez, D. (2010). Resistencia a antibióticos y a metales pesados en bacterias aisladas del río Almendares. *Revista CENIC. Ciencias Biológicas*, 41, 1-10.
- Mendoza, E. A., ...y Martínez, V. M. R. (2017). Calidad del agua y simulación numérica en la Bahía de Puerto Ángel, Oaxaca, México. *Revista Latinoamericana el Ambiente y las Ciencias*, 8(19), 16-32.
- NOM-127-SSA1-2021 (Norma Oficial Mexicana-127-SSA1-2021). (2021). *Agua para uso y consumo humano. Límites permisibles de la calidad del agua*. https://www.dof.gob.mx/nota_detalle_popup.php?codigo=5650705
- Ochoa-Agudelo, S., Bedoya-Velez, J. y Paternina-Mercado, F. (2022). Comportamiento cualitativo de *Pseudomonas* aisladas de aguas residuales, expuestas a mercurio. *Informador Técnico*, 86(2), 205-219. <https://doi.org/10.23850/22565035.4353>
- Oña, T. R. y Gualoto, M. O. (2022). *Biorremediación ambiental: la biodiversidad al servicio del ambiente*. Universidad Técnica del Norte UTN.
- Ortiz, G. S. M. (2007). Sustentabilidad ecológica, salud ambiental y contaminación en ecosistemas acuáticos [Tesis de Doctorado, Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, S. C].
- Paternina, R. H., Pérez, A. C. y Vitola, D. R. (2017). Presencia de bacterias rizosféricas resistentes a mercurio en suelos del sur de Bolívar, Colombia. *Revista Colombiana de Ciencia Animal*, 9(2): 301-310. <https://doi.org/10.24188/recia.v9.n2.2017.612>
- Pepi, M., ...y Focardi, S. E. (2013). Bacterial strains resistant to inorganic and organic forms of mercury isolated from polluted sediments of the Orbetello Lagoon, Italy, and their possible use in bioremediation processes. *E3S Web of conferences*, 1, 1-3. <https://doi.org/10.1051/e3sconf/20130131002>

- Pérez, M. P. P., Vitola, D. R. y Pérez, A. C. (2019). Biorremediación de mercurio y níquel por bacterias endófitas de macrófitas acuáticas. *Revista Colombiana de Biotecnología*, 21(2), 36-44.
- PMD (Plan Municipal de Desarrollo). (2017). *Plan Municipal de desarrollo*. Honorable Ayuntamiento Constitucional 2017- 2018. San Pedro Pochutla, Oaxaca.
https://accessiblemexico.org/wp-content/uploads/2021/01/plan_municipal_oaxaca_de_juarez_2017_2018.pdf
- Rajkumar, M., Ma, Y. y Freitas, H. (2013). Improvement of Ni phytostabilization by inoculation of Ni resistant *Bacillus megaterium* SR28C. *Journal of Environmental Management*, 128, 973-980.
<https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2013.07.001>
- Reyes, V. E. S. (2021). Biorremediación de sedimentos contaminados por hidrocarburos empleando la bacteria *Ochrobactrum anthropi* a diferentes técnicas de estimulación [Tesis de Maestría, Universidad Veracruzana]. <http://cdigital.uv.mx/handle/1944/50624>
- Vílchez, R. V. (2005). Eliminación de metales pesados de aguas subterráneas mediante sistemas de lechos sumergidos: estudio microbiológico de las biopelículas [Tesis de Doctorado, Universidad de Granada]. <http://hdl.handle.net/10481/615>
- Yarto, M. R., Gavilán, A. G. y Castro, J. D. (2004). La contaminación por mercurio en México. *Gaceta Ecológica*, (72), 21-34.