



Universidad César Vallejo

**FACULTAD DE INGENIERÍA Y ARQUITECTURA
ESCUELA PROFESIONAL DE INGENIERÍA AMBIENTAL**

Aislamiento y aplicación de bacterias para la remoción de Cr^{+6} en
efluentes de curtiduría: Una revisión sistemática

TESIS PARA OBTENER EL TÍTULO PROFESIONAL DE:

Ingeniero Ambiental

AUTORES:

Ruesta Herencia, Sergio Rolando (orcid.org/0000-0003-3873-3923)

Salazar Ciudad, Betsy Marian Marjorie (orcid.org/0000-0002-0960-5669)

ASESOR:

M.Sc. Solórzano Acosta, Richard Andi (orcid.org/0000-0003-3248-046X)

LÍNEA DE INVESTIGACIÓN:

Calidad y Gestión de los Recursos Naturales

LÍNEA DE RESPONSABILIDAD SOCIAL UNIVERSITARIA:

Desarrollo sostenible y adaptación al cambio climático

LIMA- PERÚ

2021

DEDICATORIA

A nuestros familiares siendo nuestro principal apoyo para seguir adelante a pesar de los inconvenientes, siendo de motivación y respaldo de nuestras decisiones, por la educación que nos brindaron para poder efectuar nuestras metas en esta etapa de la vida.

AGRADECIMIENTO

Agradecer en primer lugar a Dios por permitirnos hacer realidad nuestro sueño tan deseado, a nuestro asesor M.Sc. Solórzano Acosta Richard por su paciencia y dedicación, la Universidad César Vallejo por darnos la oportunidad de reanudar nuestra formación universitaria y por autorizar la elaboración de nuestro proyecto de investigación en temporada de pandemia.

ÍNDICE DE CONTENIDOS

Carátula	i
Dedicatoria	ii
Agradecimiento	iii
ÍNDICE DE CONTENIDOS	iv
Índice de tablas	v
Índice de figuras	vi
Índice de anexos	vi
Resumen	vii
Abstract	viii
I. INTRODUCCIÓN	1
II. MARCO TEÓRICO	3
III. METODOLOGÍA	15
3.1. Tipo y diseño de investigación	15
3.2. Categorías, subcategorías y matriz de categorización	16
3.3. Escenario de estudio	16
3.4. Participantes	16
3.5. Técnicas e instrumentos de recolección de datos	17
3.6. Procedimiento	17
3.7. Rigor científico	18
3.8. Método de análisis de contenidos	19
3.9. Aspectos éticos	19
IV. RESULTADOS Y DISCUSIONES	20
V. CONCLUSIONES	52
VI. RECOMENDACIONES	53
REFERENCIAS	54
ANEXOS	70

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1: Antecedentes previos a la revisión sistemática	4
Tabla 2: Valores Máximos Admisibles para efluentes de curtiduría	11
Tabla 5: Códigos booleanos para la obtención de datos	17
Tabla 6: Artículos de investigación de Ebscohost empleados en la revisión sistemática	21
Tabla 7: Artículos de investigación de ProQuest empleados en la revisión sistemática	23
Tabla 8: Artículos de investigación de Scopus empleados en la revisión sistemática	24
Tabla 9: Especies útiles en la remoción de Cr ⁺⁶ por técnicas de aislamiento y cultivo	28
Tabla 10: Procesos y mecanismos de remoción de Cr ⁺⁶ por especies bacterianas	40
Tabla 11: Especies bacterias y sus condiciones óptimas para la remoción de Cr ⁺⁶ en efluentes de curtiduría	47

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1: Interacción de los grupos funcionales presentes en la piel con la presencia de la sal de cromo	10
Figura 2: Definición de los mecanismos de remoción de Cr ⁺⁶	13
Figura 3: Interacción de los mecanismos de remoción de Cr ⁺⁶	14
Figura 4: Flujograma de los criterios de exclusión e inclusión	18
Figura 5: Ubicación geográfica de las investigaciones seleccionadas	26
Figura 6: Representación gráfica de las familias bacterianas	34
Figura 7: Mecanismos de remoción utilizados por las cepas bacterianas reductoras de Cr ⁺⁶	43
Figura 8: Numero de estudios realizados por las distintas fuentes de aislamientos bacteriano	50

ÍNDICE DE ANEXOS

Tabla 3: Matriz de categorización apriorística	71
Tabla 4: Ficha de análisis de contenidos	72
Declaratoria de Originalidad de los Autores	73

RESUMEN

La curtiduría representa el sector más contaminante debido al uso de sustancias químicas, además de ser causante del uso irracional y deterioro del agua. Dicha labor aumentó en función al tiempo originando considerables volúmenes de efluentes con presencia de Cr^{+6} los cuales son derivados a los alcantarillados sin previo tratamiento perjudicando la salud humana y ambiente.

Esta revisión sistemática es de tipo aplicada con diseño documental que tiene por objetivo caracterizar el aislamiento y aplicación de bacterias para la remoción de Cr^{+6} en efluentes de curtiduría. Para lo cual se realizó la metodología PRISMA con estudios científicos de Ebscohost, ProQuest y Scopus del año 2010 al 2022 bajo los criterios de exclusión e inclusión, seleccionando 40 artículos científicos como resultados relacionados al aislamiento y cultivo bacteriano, procesos y mecanismos de remoción de Cr^{+6} y las condiciones óptimas para la remoción de Cr^{+6} por bacterias en efluentes de curtiduría.

En conclusión, las técnicas de aislamiento y cultivo bacteriano tuvieron una dependencia con las concentraciones del sintéticos de Cr^{+6} y los medios nutritivos, asimismo las bacterias aerobias han demostrado ser las más utilizadas mediante ensayos a nivel laboratorio y escala tomando como referencia los parámetros óptimos de investigaciones científicas reportadas.

Palabras clave: Efluente de curtiduría, aplicación de bacterias, remoción de Cr^{+6} , técnicas de aislamiento y cultivo bacteriano.

ABSTRACT

The tannery is the most polluting sector due to the use of chemical substances, besides being the cause of the irrational use and deterioration of water. This work has increased over time, causing considerable volumes of effluents with the presence of Cr⁺⁶, which are discharged into the sewage system without prior treatment, damaging human health and the environment.

The objective of this systematic review is to characterize the isolation and application of bacteria for the removal of Cr⁺⁶ in tannery effluents. For this purpose, the PRISMA methodology was used with scientific studies from Ebscohost, ProQuest and Scopus from 2010 to 2022 under exclusion and inclusion criteria, selecting 40 scientific articles as results related to bacterial isolation and culture, processes and mechanisms of Cr⁺⁶ removal and optimal conditions for Cr⁺⁶ removal by bacteria in tannery effluents.

In conclusion, the bacterial isolation and cultivation techniques had a dependence with the concentrations of Cr⁺⁶ synthetics and nutrient media, also aerobic bacteria have been shown to be the most used by laboratory and scale tests taking as a reference the optimal parameters of reported scientific research.

Keywords: Tannery effluent, bacterial application, Cr⁺⁶ removal, bacterial isolation and culture techniques.

I. INTRODUCCIÓN

La industrialización de curtiduría a nivel global genera elevados impactos que representan un trascendental problema por el uso irracional y deterioro del agua. Dicha labor industrial aumentó en función al tiempo originando considerables volúmenes de efluentes con presencia de contaminantes como el Cr^{+6} , siendo este último un metal pesado de difícil tratamiento, nocivo para la salud poblacional y equilibrio ambiental.

En el año 2016 el Perú albergó 41 mil 924 industrias de curtiduría y textil (INEI, 2017), cuyos efluentes con alto contenido de Cr^{+6} (sulfato básico de cromo u otras sales de cromo autobasificables) son derivados a los alcantarillados sin previo tratamiento perjudicando la calidad del recurso hídrico que los recepciona.

La capital peruana presentó 30.8% de empresas de curtiduría y textil para el año 2016 (INEI, 2017) las cuales operan bajo métodos tradicionales de curtido de piel, donde solo reaccionan el 60-80% de las sales de cromo utilizadas en el proceso de curtido (Córdova et al., 2014). La sal de cromo comúnmente utilizada es el sulfato básico de cromo, el cual cuenta con un mínimo de 33.33 % de basicidad (Vargas, Medina y Amurio, 2017).

Se están realizando recientes investigaciones sobre los métodos biológicos donde la mayoría abarca las zonas norte, sur y centro del país debido a la alta industrialización del cuero; en la jurisdicción de Trujillo se utilizó la bacteria *Pseudomonas sp.* para remover Cr^{+6} de la curtiduría Chimú encontrándose 1.6147 mg/L del mismo por ser un parque industrial de alta demanda de empresas de curtiduría en la fabricación de calzados, siendo ellas las que contaminan por medio de sus efluentes vertidos a los alcantarillados o recursos hídricos ya que los costos de tratamiento son elevados (Miranda, 2019).

Por otra parte, en Huancayo se estudió la bacteria *Pseudomonas putida* con el fin de aplicar una tecnología limpia y de bajo costo, debido a la presencia de 50 mg/L de Cr^{+6} en unas muestras extraídas del Río Mantaro, dicha

jurisdicción viene siendo golpeada por la contaminación debido a la ausencia de fiscalización industrial, siendo agente de preocupación para salud poblacional y ambiental (Mayta y Vela, 2015).

Es importante mencionar que el Cr^{+3} al ser vertido y estar en contacto con el oxígeno se oxida a Cr^{+6} siendo éste último 300 veces más peligroso; los iones presentes en el estado de oxidación ($+6$) son CrO_4^{-2} , CrO_7^{-2} y HCr_4^- (Wang, Sun y Sun, 2019). La presencia del Cr^{+6} en estado de oxidación representa daños en los seres vivos al bioacumularse en la cadena trófica causando problemas a la salud como la irritación o necrosis en la piel y de ser detonante del cáncer de pulmón y/o hígado (Delgado et al., 2020).

Para lograr la remoción de Cr^{+6} existen metodologías biológicas y físico-químicas, éstos últimos: filtración, precipitación química, adsorción por membranas, intercambio iónico, ósmosis inversa y tratamientos electroquímicos (Sathishkumar et al., 2017); que son económicamente costosos, elevando el consumo de energía y generación de lodos metálicos residuales (Karthik et al., 2017). Por lo tanto, se ha desarrollado herramientas ecológicas y económicas que logra la remoción de dicho contaminante (Sathishkumar et al., 2017), siendo el caso de los métodos biológicos la aplicación de hongos, levaduras, algas y bacterias.

La aplicación de bacterias como *Acinetobacter sp.*, *Bacillus cereus*, *Bacillus circulans*, *Cellulomonas sp.*, *Cellulosimicrobium cellulans*, *Exiguobacterium*, *Pseudomonas olearans*, *Streptococcus sp* (Sathishkumar et al., 2017); tienen la capacidad de reducir el Cr^{+6} de naturaleza oxidante a Cr^{+3} siendo inmóvil y menos tóxico, el cual puede ser recuperado y reutilizado (Rehman y Faisal, 2015).

Por tal motivo, se plantean las preguntas de investigación: ¿Qué aislamiento y aplicación de bacterias se han utilizado en la remoción de Cr^{+6} provenientes de efluentes de curtiduría? Para ello hay que tener en ¿Cuáles son las técnicas de aislamiento y cultivo de bacterias útiles para la remoción de Cr^{+6} en efluentes de curtiduría?, ¿Cuáles son los procesos y mecanismos de remoción de Cr^{+6} empleadas por especies bacterianas en efluentes de

curtiduría? y ¿Cuáles son las condiciones óptimas para la remoción de Cr^{+6} por bacterias en efluentes de curtiduría?

En tal sentido, el objetivo general es caracterizar el aislamiento y aplicación de bacterias para la remoción de Cr^{+6} en efluentes de curtiduría, teniendo en cuenta los objetivos específicos: indicar las técnicas de aislamiento y cultivo de bacterias útiles para la remoción de Cr^{+6} en efluentes de curtiduría, mencionar los procesos y mecanismos de remoción de Cr^{+6} empleadas por especies bacterianas en efluentes de curtiduría e indicar las condiciones óptimas para la remoción de Cr^{+6} por bacterias en efluentes de curtiduría.

A manera de justificación, la revisión sistemática se realizó con el fin de ofrecer información organizada sobre la aplicación de bacterias para la remoción de Cr^{+6} en efluentes de curtiduría, con visión de sintetizar los resultados más eficientes así complementar la carencia de información actualizada, la comparación de distintas fuentes de información de primera mano y ofrecer una mejor perspectiva referente a la remoción del contaminante con enfoques sostenibles.

Asimismo, se analizará de manera objetiva las investigaciones con el propósito de brindar información a la comunidad científica los cuales podrán complementar a futuro el presente estudio.

II. MARCO TEÓRICO

La aplicación de bacterias en la remoción del contaminante hexavalente representa una tecnología eco-amigable y económica para las industrias del cuero, es por ello que varios autores investigaron y analizaron los microorganismos provenientes de dichos efluentes con la finalidad de transformar el Cr^{+6} a Cr^{+3} , éste último de menor perturbación ambiental o en algunos casos hasta eliminarlo. A continuación, la Tabla 1 representa 15 artículos científicos previos que cumplen con los objetivos planteados.

Tabla 1: Antecedentes previos a la revisión sistemática.

N°	Objetivo	Especie bacteria aislada	Aislamiento	Cultivo bacteriano	Condiciones de trabajo (aerobia o anaerobia)	Efluentes	Método de remoción	Condiciones óptimas	% de remoción de Cr ⁺⁶	Mecanismo de remoción	Referencias
1	Se propuso aislar e identificar las bacterias de las muestras contaminadas por los efluentes de las tenerías para emplearlas en la biorremediación de Cr ⁺⁶ , buscando demostrar el potencial de las bacterias como una alternativa biológica de tratamiento de metales pesados.	<i>Morganella morganii</i> 1Ab1	Se aisló en medio TY suplementado con (2000-5000 mg / L) de K ₂ Cr ₂ O ₇ , luego fue incubado a 25-60 °C durante 5-7 días con variados rangos de pH 5-8.	Las colonias fueron subcultivadas en placas de agar con K ₂ Cr ₂ O ₇ ; las cepas resistentes al Cr ⁺⁶ se mantuvieron a 4 °C y fueron almacenados a -80 °C.	Anaerobia	Suelos contaminados por efluentes de curtiduría	Filtración	Efluente: 50 ml C. Cr ⁺⁶ ensayada: 4600 mg/L Tiempo (H): 48 RPM: 150 °C: 37 pH: 7	92	Biotransformación	(Princy et al., 2020)
2	Identificar cepas bacterianas capaces de remediar los efluentes industriales de las tenerías que contienen residuos tóxicos de Cr ⁺⁶ , y mejorar la capacidad de reducción por parte de estas bacterias cuando se	<i>Microbacterium spp.</i>	La cepa se colocó en el medio LB ajustada a pH 7 que contiene 100, 150, 200 mg/L de Cr ⁺⁶	La cepa se incubó a 30 °C en la oscuridad por 2 días, para luego ser preservadas en el medio LB.	Aerobia	Efluentes de curtiduría	Filtración	Efluente: - C. Cr ⁺⁶ ensayada: 300 mg/L Tiempo (H): 96 RPM: 150 °C: 30 pH: -	97.2	Biotransformación	(Abo et al., 2020)

inmovilizan medios inmovilizados para eliminar el Cr⁺⁶ de forma más eficiente.

3	Aislar e ilustrar una cepa bacteriana resistente al Cr ⁺⁶ que sea capaz de reducir el Cr ⁺⁶ a alta concentración y explorar la potencialidad de reducción y la caracterización de su producto reducido.	<i>Microbacterium paraoxydans</i> SCRB19	Aislada en el medio LB esterilizadas con 100 mg/L de Cr ⁺⁶ y se colocó además a 35 °C durante 24-48 h.	Bacteria sembrada en placas de agar LB con 100-1000 mg/L de Cr ⁺⁶ K ₂ Cr ₂ O ₇ . Todas las placas se incubaron a 35 °C durante 24-48-96 h	Anaerobia	Efluente Común de una PTAR de curtiduría	Filtración	Efluente: - C.Cr ⁺⁶ ensayada: 100 mg/L Tiempo (H): 96 RPM: 120 °C: 35 pH: 7	93.4	Biotransformación	(Mishra et al. 2021)
4	Eliminar el Cr ⁺⁶ de los efluentes de las tenerías utilizando colonias bacterianas aisladas de los efluentes de las tenerías de distintos lugares. se informó factores, como el pH de la solución, la temperatura, el período de tiempo, el tamaño del inóculo, las concentración es de Cr ⁺⁶ la fuerza iónica del medio.	<i>Bacillus safensis</i> (MCC 3283)	Cepa aislada en medio de MSM por técnica de enriquecimiento a 50 mg/L de K ₂ Cr ₂ O ₇ , siendo incubada a 37°C durante 24-48h a 120 rpm.	Se cultivo por enriquecimiento en medio de MSM suplementado a 201 mg/L de Fosfato dipotásico, 200 mg/L Sulfato de magnesio, 500 mg/L Cloruro de magnesio y 200 mg/L Glucosa a 37 °C, durante 24 h con 120 rpm.	Aerobia	Efluentes de curtiduría	Reactor circular de vidrio de doble perfil	Efluente: 100 ml C.Cr ⁺⁶ ensayada: 50 mg/L Tiempo (H): 96 RPM: 110 °C: 30 pH: 5	91	Biotransformación	(Chaudhary et al., 2021)

5	<p>a fin de determinan la eficacia de la eliminación.</p> <p>Biorremediar Cr^{+6} tóxico a Cr^{+3} no tóxico con la ayuda de las bacterias autoctonas <i>Bacillus cohnii</i> SR2 y <i>Bacillus licheniformis</i> SR3, aislados de efluentes de curtiduría.</p>	<p><i>Bacillus licheniformis</i> (SR3)</p>	<p>Se aisló mediante el método de placa por siembras en estrias con Luria-Medio Bertani (LB) a pH 8, para ser esterilizado en una autoclave a 120 °C durante 15 min.</p>	<p>Las cepas obtenidas se inocularon en medios simples a 37°C en 150 rpm durante 3h. El cultivo fue suplementado gradualmente con 100 mg/ L de $K_2Cr_2O_7$ para obtener cepas aclimatadas.</p>	Aerobia	Efluente de curtiduría	Biorreactor Air lift	<p>Efluente: 0.1 ml $C.Cr^{+6}$ ensayada: 100 mg/L Tiempo (H): 25 RPM: 150 °C: 37 pH: 9</p>	95	Biotransformación	(Sarankumar et al., 2020)
6	<p>Aislar, caracterizar y cribar bacterias resistentes al Cr^{+6} a partir de efluentes residuales de procesos de curtido, evaluar su capacidad para reducir y desintoxicar el cromo hexavalente.</p>	<p><i>Stenotrophomonas maltophilia</i> sp. NA2</p>	<p>El aislado bacteriano se aisló en LB por siembras en estrias, siendo suplementado con 100 mg/L a pH 7, 37 °C, por debajo de 200 rpm en baño maría.</p>	<p>El cultivo enriquecido se aisló en LB con 500 mg/L de $K_2Cr_2O_7$ durante 7 días a 37°C. Estas cepas cambiaron a color verde grisáceo durante su crecimiento.</p>	Aerobia	Efluente de curtiduría	Filtración	<p>Efluente: 100ml $C.Cr^{+6}$ ensayada: 100 mg/L Tiempo (H): 25 RPM: 150 °C: 37 pH: 9</p>	99	Biosorción Bioacumulación	(Baldiris et al., 2018)
7	<p>Aislar e identificar nuevas cepas resistentes al cromo a partir de los efluentes del curtido. El tema central es el tratamiento de los efluentes a través de la bioaumentación</p>	<p><i>Bacillus</i> sp.</p>	<p>El aislamiento de las cepas se realizó a partir del recogida de efluentes de curtiduría, utilizando LB en siembra por estrias.</p>	<p>Los inóculos de cada cepa fueron llevados en medios simples y colocados en LB con las colonias purificadas.</p>	Aerobia	Efluentes de curtiduría	<p>Biorreactor discontinuo</p>	<p>Efluente: 100 ml $C.Cr^{+6}$ ensayada: 25 mg/L Tiempo (H): 30 RPM: 150 °C: 37 pH: 7</p>	98.4	Biotransformación	(Elkarrach et al., 2020)

8	<p>n aplicada por las especies bacterianas.</p> <p>Aislar e identificar bacterias resistentes al cromo y comprobar su eficiencia en la eliminación del Cr⁺⁶.</p>	<p><i>Staphylococcus saprophyticus subsp. bovis cepa</i> 1 S10-5c</p>	<p>Se aisló en MSM Mediante diluciones en serie con 300 mg/L K₂Cr₂O₇</p>	<p>Las cepas se inocularon por medios de enriquecimiento a, 37 °C en 24 h; donde los cultivos se colocaron en MSM para su posterior uso.</p>	Anaerobia	Efluentes y residuos sólidos de curtidurías	Filtration	<p>Efluente: - C.Cr⁺⁶ ensayada: 50 mg/L Tiempo (H): 24 RPM: - °C: 35 pH:8</p>	91	Biotransformación	(Iyengar y Usha, 2016)
9	<p>Aislar bacterias potencialmente reductoras de Cr⁺⁶ y estudiar el potencial de biorremediación de células libres e inmovilizadas para el tratamiento de efluentes de curtiduría.</p>	<p><i>Bacillus cereus</i> Cr1</p>	<p>Se aisló por diluciones en serie con LB suplementado con 80 mg/L de K₂Cr₂O₇ a 35 °C, durante 24h y 120 rpm.</p>	<p>Se cultivó en 100 ml/g de K₂Cr₂O₇ mediante la técnica de enriquecimiento por MSM, siendo incubado a 37 °C, 120 rpm durante 7 días.</p>	Anaerobia	Efluentes de curtiduría y suelo del drenaje	Filtración	<p>Efluente: 100ml C.Cr⁺⁶ ensayada: 25 mg/L Tiempo (H): 24 RPM: 120 °C: 37 pH: 6</p>	99	Biotransformación	(Kumari et al., 2016)
10	<p>Aislar e identificar las bacterias resistentes al Cr⁺⁶ a partir de los. Se evaluó la capacidad de biosorción del Cr⁺⁶ en respuesta a la concentración inicial, el pH y el tiempo de contacto.</p>	<p><i>Bacillus sp.</i> (DPAMLO 65)</p>	<p>La muestra se aisló en LB por siembra en estrias, siendo suplementado con 80 mg/L de K₂Cr₂O₇, durante 24 h a 35 °C para luego centrifugarlo a 10000 rpm durante 12 min.</p>	<p>Se cultivó en medios enriquecidos por 120 mg/L de K₂Cr₂O₇ mediante 10000 rpm en 10 min con 0.1 M de tampón de fosfato.</p>	Aerobia	Lodos de curtiduría	Filtración	<p>Efluente: - C.Cr⁺⁶ ensayada: 80 mg/L Tiempo (H): 24 RPM: 120 °C: 35 pH:6</p>	95	Biosorción	(Deepa et al., 2021)

11	Se centró en la disminución simultánea de los lodos de curtiduría y la reducción de su alto contenido en Cr ⁶⁺ . Esto se logró mediante la adición de cepas bacterianas que se cultivaron en el laboratorio.	<i>Stenotrophomonas</i> sp. WY601	Las muestras se diluyeron en LB mediante dilución en serie con K ₂ Cr ₂ O ₇ durante 4 días a 28 °C.	Cultivado en LB con 300 mg/L K ₂ Cr ₂ O ₇ , siendo inoculado a 180 rpm y 37 °C con intervalos de 4- 25 h, siendo las cepas recogidas cada 5 h.	Anaerobia	Lodos de curtiduría	Filtración	Efluente: 800 ml C.Cr ⁶⁺ ensayada: 300 mg/L Tiempo (H): 65 RPM:180 °C: 37 pH:8	90	Biosorción	(Liu et al., 2019)
12	Aislar y caracterizar las bacterias formadoras de biopelículas a partir de los lodos de los efluentes de las teneñas, también determinar la eficacia de la biopelícula para la reducción del Cr ⁶⁺ utilizada por bacterias recién aisladas.	<i>Bacillus haynesii</i> (MT027008)	Se aisló en LB mediante siembra por estría suplementado con 100 mg/L de K ₂ Cr ₂ O ₇ durante 48 h con 120 rpm a 37 °C.	Se inocularon en medios simples con LB a 37 °C durante 24 h. Sin embargo, para verificar su crecimiento se colocaron en el medio TSB durante toda la noche a 37 °C.	Aerobia	Lodos de curtiduría	Biorreactor de biopelículas	Efluente: - C.Cr ⁶⁺ ensayada: 50 mg/L Tiempo (H): 24 RPM: 120 °C:37 pH: 7.3	99	Biotransformación	(Maurya et al., 2022)
13	Evaluar la capacidad de <i>B.megaterium</i> A3-1 aislado de los lodos activados de la planta de tratamiento de aguas residuales de la curtiduría	<i>Bacillus megaterium</i> A3-1	Los autores solo mencionan que la cepa fue aislada de lodos activos de un PTAR de curtiduría.	La investigación solo menciona que la cepa se cultivó a 37 °C en un Caldo nutritivo DIFCO.	Aerobia	Lodos activos de PTAR de curtiduría	Filtración	Efluente: - C.Cr ⁶⁺ ensayada: 30 mg/L Tiempo(H) 72 RPM: - °C: 37 pH: -	100	Biosorción Bioacumulación	(Ouled et al., 2018)

	para eliminar el Cr ⁺⁶ y estudiar los posibles mecanismos implicados.										
14	El aislado y cultivo de la especie bacteriana SFC 500-1 nativo de los sedimentos de las tenerías, mostró tolerancia a varias concentraciones logrando eliminar eficazmente el Cr ⁺⁶ .	<i>Bacillus</i> sp. SFC 500-1E	Para aislar la cepa se sembró por estrias en medio TY con concentraciones de 50-100-150 mg/L de K ₂ Cr ₂ O ₇ .	Se cultivó durante la noche en un medio simple de TY con 10 mg/L de K ₂ Cr ₂ O ₇ a 180 rpm y 28 °C.	Anaerobia	Sedimentos de curtiduría	Filtración	Efluente: - C.Cr ⁺⁶ ensayada: 10 mg/L Tiempo(H) 150 RPM:150 °C: 28 pH: 7	100	Biotransformación	(Ontañón et al., 2018)
15	Investigar el potencial de eliminación de Cr ⁺⁶ y la capacidad de las bacterias autóctonas altamente tolerantes a los cromatos aisladas a partir de residuos de curtidurías locales.	<i>Brevibacterium</i> sp. AKR2	Se aisló en LB con 1500 mg/L de K ₂ CrO ₄ mediante siembra por estria durante 48 h y 37 °C.	Se incubó en medios simples durante 37 °C en 5 días con 150 rpm. Luego de la incubación las células se colocaron en 12.000 rpm durante 10 min.	Aerobia	Efluente de curtiduría	Filtración	Efluente: - C.Cr ⁺⁶ ensayada: 1500 mg/L Tiempo (H) 24 RPM: 120 °C:37 pH: -	86	Biotransformación	(Kalsoom et al., 2020)

Como base teórica se redactó los temas y subtemas que abarca la revisión sistemática, siendo la curtiduría definida como aquella actividad generadora de elevadas concentraciones de sustancias químicas (Sanjay et al., 2018) debido a la modificación de la piel de ganado para la obtención de un producto final (cuero) con mejores propiedades e imputrescible (China et al., 2020). De tal manera que, el cuero se considera como un material duradero y flexible (China et al., 2020), siendo el producto final incomparable con productos sintéticos artificiales similares (Oruko et al., 2019).

Las fases del curtido se clasifican en las etapas de: ribera, curtido, recurtido y acabado; siendo la etapa de curtido definida como aquel proceso en donde la piel de un animal mediante diversas actividades obtiene un producto deseado, utilizando distintos compuestos provenientes de sales de Cr^{+6} (sulfato básico de cromo u otras sales de cromo autobasificables) (Kelly et al., 2018); con esto el colágeno de la piel es estabilizado, produciendo la reticulación de las fibras y un cuero estable (Xia et al., 2018). La siguiente Figura 1 representa los grupos funcionales carboxílicos (-COOH) los cuales son transcendentales en la interacción de la sal de cromo con las fibras de colágeno para obtener un cambio de propiedades y la piel sea curtida.

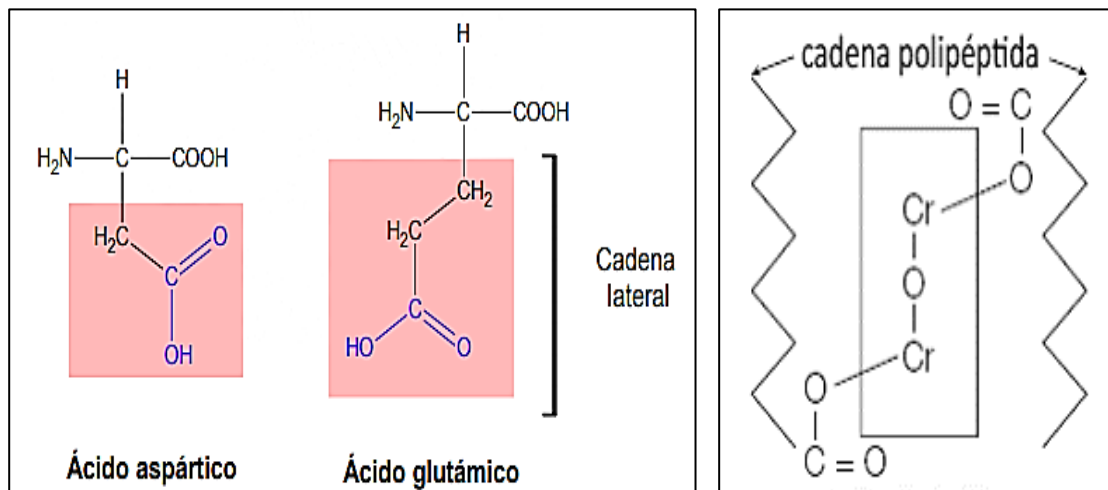


Figura 1: Interacción de los grupos funcionales presentes en la piel con la presencia de la sal de cromo (Elaborado por Rey de Castro, 2013).

De acuerdo a la Figura 1 los grupos funcionales (-COOH) provenientes de las fibras de colágeno interactúan con el Cr^{+6} debido a que existen electrones libres en el interior del átomo de O_2 del grupo OH, el cual podría coordinar con el metal. Esto quiere decir que mediante una buena interacción primero los (-COOH) logran desprotonarse para obtener una carga $(-)$ y aumenten su afinidad al complejo metal $(+)$, de esta manera el O_2 logra una coordinación con el cromo en la cadena polipéptida (Rey de Castro, 2013).

Posteriormente, los efluentes en la etapa de curtido muchas veces son vertidas al alcantarillado y por ende están sujetos a cumplir con la normativa nacional vigente la cual se encuentra en el D.S. N° 001-2015- VIVIENDA que dan a conocer los VMA para los efluentes de la industria de curtiduría evacuados a los alcantarillados de tipo no domésticos.

Tabla 2: Valores Máximos Admisibles para efluentes de curtiduría.

Parámetros	Expresión	Unidades de medición	VMA para descargas al alcantarillado
Demanda Bioquímica de Oxígeno	DBO_5	mg/ L	500
Demanda Química de Oxígeno	DQO	mg/ L	1000
Sólidos Suspendidos Totales	S.S.T	mg/ L	500
Sólidos Sedimentables	S.S	ml/ L/ h	8.5
Potencial de Hidrógeno	Ph	pH	6-9
Aceites y grasas	A.G	mg/ L	100
Temperatura	°T	°C	< 35
Sulfatos	SO_4^{-2}	mg/ L	1000
Sulfuros	S^{-2}	mg/ L	5
Cromo hexavalente	Cr^{+6}	mg/ L	0.5
Cromo Total	Cr (t)	mg/ L	10

Elaborado por: VIVIENDA, 2015.

Con la generalización de la composición de los medios existentes de cultivo y su aplicación a diferentes campos, los medios de cultivo son definidos como el conjunto de elementos o sustancias que garantizan a los microorganismos los nutrientes necesarios para su desarrollo o conservación. Estas sustancias o elementos tienen origen orgánico o inorgánico, natural o artificial (Rodríguez y Zhurbenko, 2018).

Cuando se busca aislar e identificar una especie bacteriana y lograr diferenciarla de otras con las que se puede confundir morfológicamente, es preciso obtener cultivos que por sus características micro y macroscópicas nos permita reconocer su identidad (Beltrán y Gómez, 2016).

Los medios líquidos de cultivo se preparan en disolución adicionándoles una serie de componentes químicos definidos que posteriormente son esterilizados, con este se favorece el desarrollo y multiplicidad de las bacterias, donde se le facilita las sustancias necesarias para nutrirse. Por su parte los medios de cultivo sólidos se les adiciona un agar gelificante que es disuelto por ebullición en el medio, en estos medios las bacterias crecen con mayor dificultad, pero sirven de gran utilidad para el estudio de características de crecimiento y otras particularidades de la bacteria (Guatibonza y Torrijos, 2018).

Por otra parte, la aplicación de bacterias en la remoción de Cr^{+6} se define como un enfoque prometedor debido a que es seguro, eficiente y no produce intermediarios tóxicos. En numerosos estudios de investigación, las bacterias han demostrado su potencial para desintoxicar el Cr^{+6} mediante tres mecanismos que incluyen la biotransformación, biosorción y bioacumulación (Dhal et al., 2013). A continuación, la Figura 2 representa los mecanismos de remoción en que la bacteria interactúa con el Cr^{+6} .

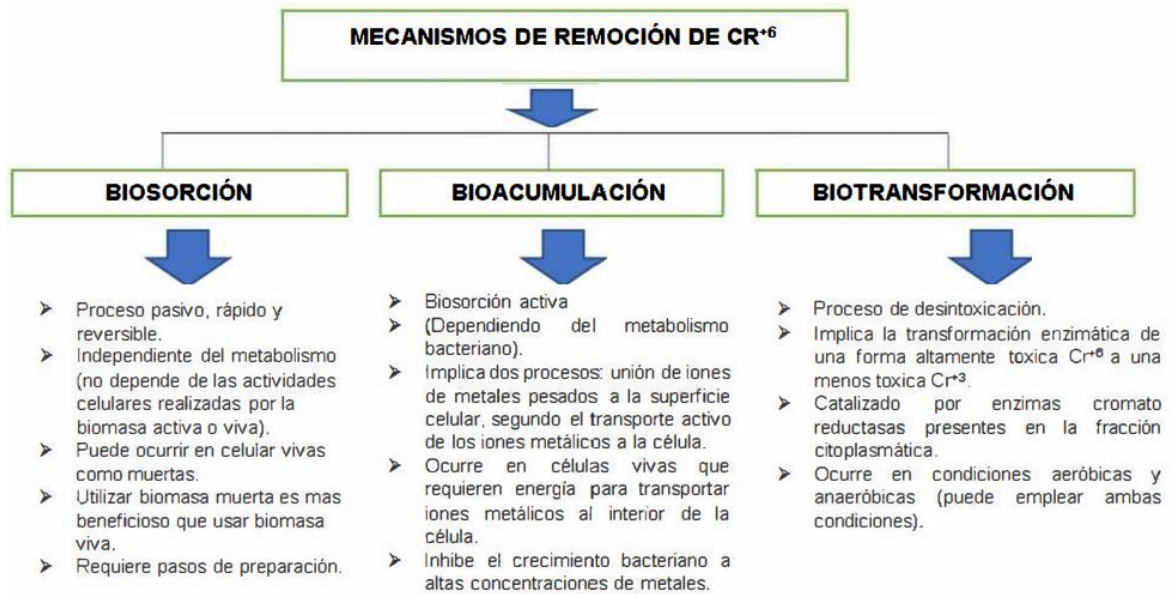


Figura 2: Definición de los mecanismos de remoción de Cr⁺⁶ (Elaborado por Ayle & Godeto, 2021).

La remediación bacteriana de Cr⁺⁶ muestra ser un proceso rápido y económico que requiere menor consumo energético, y su aplicación se da mediante cepas bacterianas nativas no peligrosas (Hassan et al., 2017). Se ha demostrado que tienen gran potencial para convertir el Cr hexavalente a su forma menos toxica (Cr⁺³) y también presentar la capacidad de eliminar el Cr⁺⁶ mediante biosorción y biotransformación (Menchaca, 2015).

A continuación, la figura 3 representa como el Cr⁺⁶ se adhiere a la superficie de la célula activa a través de un enlace químico entre el ion metálico y los grupos funcionales. Tras la adsorción, el Cr⁺⁶ se precipita en la superficie de la célula activa o se transforma en Cr⁺³, esta conversión es catalizada por una encima llamada cromato. Tanto en procariotas como en eucariotas, el cromato se transporta activamente por membranas biológicas a través de transportadores de sulfato. Microorganismos aeróbicos y anaeróbicos tienen la capacidad de reducir el Cr⁺⁶ a Cr⁺³, el propio Cr⁺⁶ sirve como aceptor de electrones terminales en la cadena. El eflujo residual de Cr⁺⁶ de la célula activa se produce a través de una proteína transmembrana (eflujo de salto) que está codificado por un gen plásmido Chr A (Jobby et al., 2018).

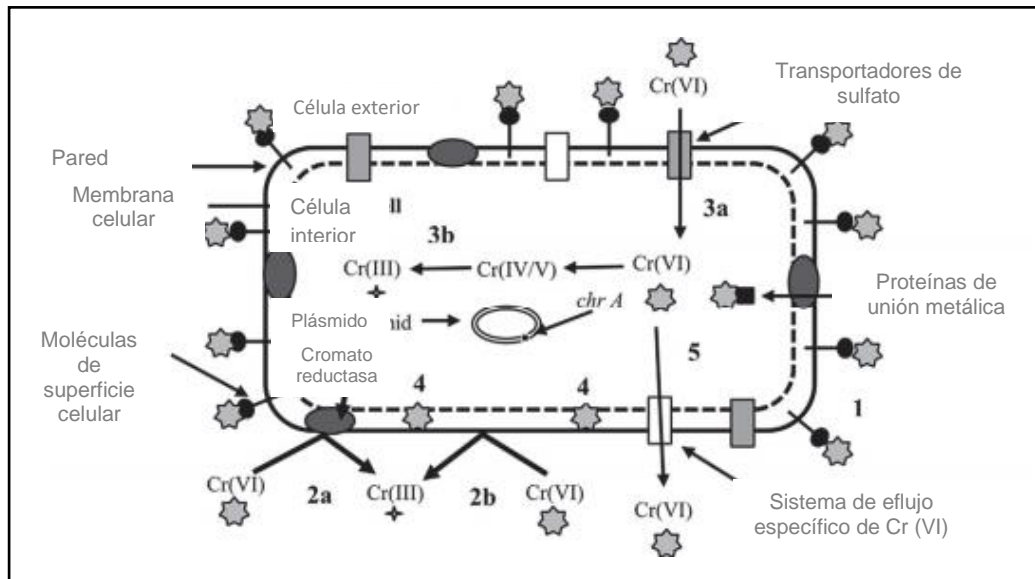


Figura 3: Interacción de los mecanismos de remoción de Cr^{+6} (Elaborado por Jobby et al., 2018).

Se ha logrado aislar microorganismos que catalizan la reducción del Cr^{+6} a Cr^{+3} utilizando diversas condiciones experimentales que incluyen cambios de pH, temperatura, velocidad de agitación, concentración inicial de Cr^{+6} , suplementación de nutrientes, entre otros (Pradhan et al., 2017). Siendo la influencia del pH como parámetro afecta a la solubilidad de los iones metálicos y los lugares de unión de la biomasa. Los mecanismos de biotransformación, bioacumulación y biosorción dependen del pH inicial del medio (Ontañón et al., 2015). De tal manera que, los grupos funcionales superficiales presentes en la biosorción y biotransformación están cargados negativamente obteniendo la capacidad de unir iones metálicos como el Cr^{+6} (Bhattacharya et al., 2019).

La temperatura del medio es importante para los mecanismos dependientes de energía en el biotratamiento de metales pesados por especies bacterianas. Afecta a las reacciones enzimáticas necesarias para la remoción del Cr^{+6} e influye en el crecimiento bacteriano (Salgado et al., 2015). El crecimiento y la reducción se ven afectados por temperaturas extremas, como efecto de las altas temperaturas la desnaturalización de las proteínas y el daño a nivel genético y estructural de la membrana daña la célula bacteriana (Tahri et al.,

2016).

La influencia de la velocidad de agitación (RPM) aumenta el oxígeno disuelto, lo que permite favorecer el crecimiento microbiano, por lo tanto, aumenta el porcentaje de remover el cromato (Ziagova, Koukkou y Liakopoulou, 2014). Las condiciones eficientes de remoción del Cr^{+6} deben ser controladas para evitar daños mecánicos a las células bacterianas como resultado de una alta velocidad de agitación (Dey y Paul, 2020).

III. METODOLOGÍA

3.1. Tipo y diseño de investigación

La investigación es básica la cual busca generar conocimientos a partir de descubrimientos tecnológicos, logrando la toma de decisiones y objetividad para solucionar problemas (Hernández, Fernández y Baptista, 2014). En síntesis, se logra la búsqueda y consolidación de conocimientos para ser aplicados de forma práctica de acuerdo a los métodos biológicos en la remoción de Cr^{+6} .

Consta de un diseño documental no experimental debido a que permite identificar estudios preliminares, con el fin de elaborar una base teórica consolidando autores, delinear el objetivo de estudio, relación entre trabajos estableciendo diferencias y semejanzas (Hernández, Fernández y Baptista, 2014). Es por ello que, la investigación se basa en la unión de artículos a fin de recolectar datos en función al tema tratado.

3.2. Categorías, subcategorías y matriz de categorización

La matriz de apriorística se apoya en el procedimiento de recolección de información, de tal forma que las categorías emergen de la base teórica consultada asegurando la coherencia entre la formulación del problema, objetivos y criterios de forma breve y concisa, a manera que englobe el tema de investigación.

Es por ello que, para tener mayor facilidad de análisis del presente trabajo de revisión se realizó dicha matriz ubicado en el apartado Anexos 1 (Tabla 3), en donde se transcribió los objetivos específicos siendo divididos en las siguientes categorías: (i) técnicas de aislamiento y cultivo bacteriano, (ii) procesos y mecanismos de remoción, (iii) condiciones óptimas y sus criterios respectivamente.

3.3. Escenario de estudio

El escenario de estudio está constituido por los artículos científicos basados en la aplicación de bacterias para la remoción de Cr^{+6} en efluentes de curtiduría, siendo estos de carácter descriptivo el cual implica identificar e interpretar ideas de toda fuente de información y experimental donde se logra identificar por literatura a las bacterias originarias del efluente más empleadas en función a las condiciones óptimas (concentración de Cr^{+6} ensayada, tiempo de tratamiento, velocidad de agitación, pH) y las condiciones de trabajo para corroborar el porcentaje de remoción del contaminante hexavalente.

3.4. Participantes

Se recopiló información crucial e innovadora de la plataforma de investigaciones científicas, recurriendo a artículos de la biblioteca virtual disponible en la plataforma de la Universidad César Vallejo publicados en EBSCOhost, ProQuest y Scopus.

3.5. Técnicas e instrumentos de recolección de datos

La técnica empleada tiene un perfil documental y es definida como el aprovechamiento de información mediante la búsqueda de indagaciones, facilitando la generación y planteamiento de ideas coherentes a la investigación (Orozco y Díaz, 2018). Para ello, el instrumento de recolección da fundamentos que se basa en una ficha de análisis de contenidos ubicado en el apartado de Anexos 2 (Tabla 4), en donde se redacta las pautas esenciales de los artículos científicos consultados.

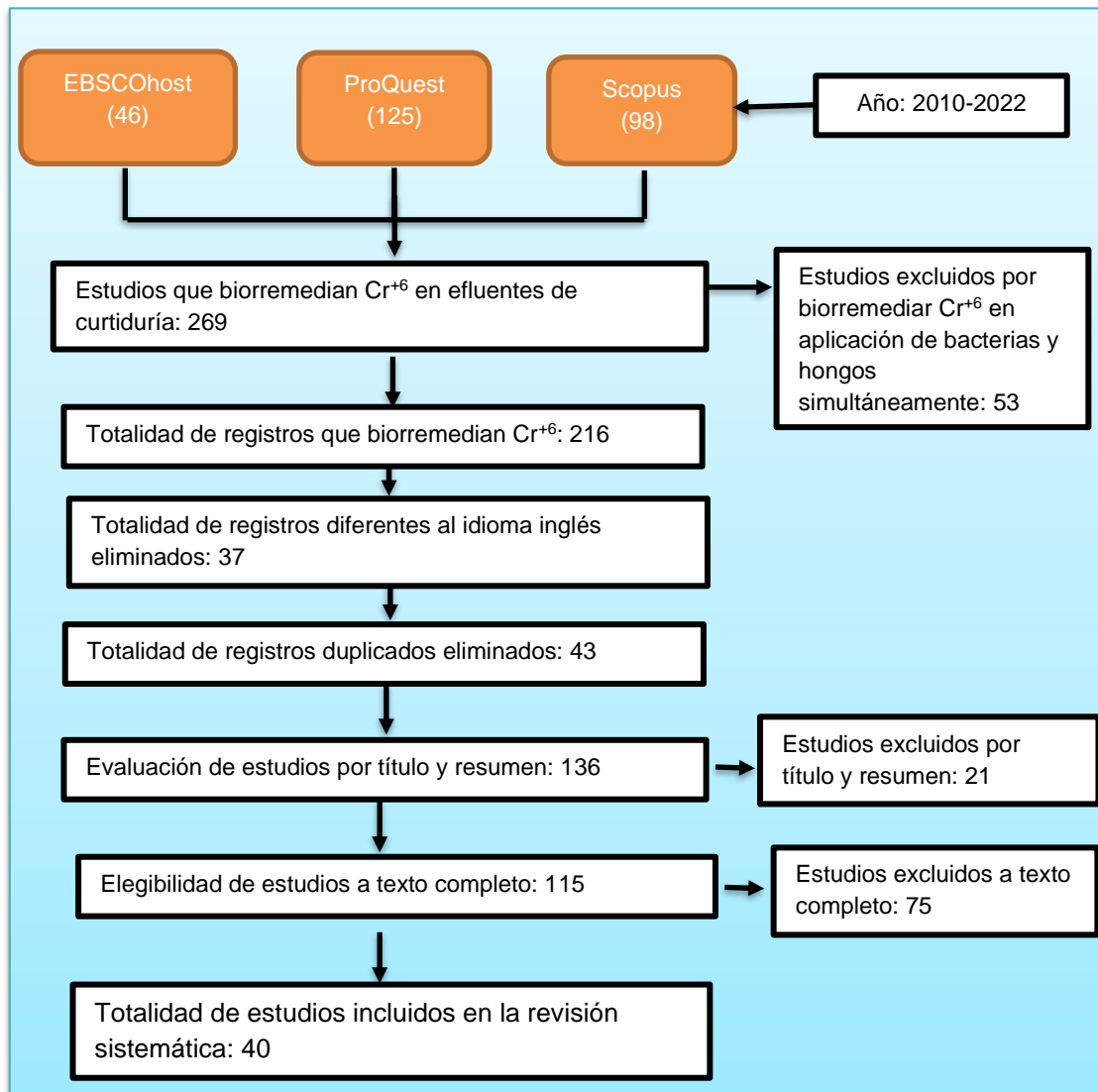
3.6. Procedimiento

Se llevó a cabo mediante la información compilada siendo éstas relacionadas al tema y objetivos planteados en la revisión sistemática, teniendo en cuenta el apartado 3.2 Matriz de categorización apriorística y 3.4 Participantes, así como también los criterios de inclusión- exclusión y términos claves. A continuación, la Tabla 5 detalla los códigos booleanos de consulta empleados para la obtención de investigaciones, por otra parte, la Figura 4 representa un flujograma que detalla los criterios de inclusión- exclusión.

Tabla 5: Códigos booleanos para la obtención de datos.

Bases de datos	Códigos de búsqueda	Año
EBSCOhost		
ProQuest	“removal” AND “chromium” AND “hexavalent”	2010-2022
Scopus	“bioremediaton” AND “bacteria” AND “tannery”	
	AND “wastewater” AND “effluent”	

Figura 4: Flujograma de los criterios de exclusión e inclusión.



3.7. Rigor científico

Se clasifica en dependencia ya que se basa en la evaluación de la consistencia, teniendo en cuenta las técnicas como el cotejo de resultados cualitativos y cuantitativos que contrarresta las pesquisas obtenidas (Bernal y Hurtado, 2018); Hernández, Fernández y Baptista (2014) sostienen que la credibilidad consiste en la recolección de información mediante el diálogo y observación para ratificar los hallazgos en función al fenómeno estudiado, la transferencia determina el grado de semejanza entre otras indagaciones y la conformabilidad demuestra las tendencias del investigador mediante la búsqueda de fuentes y explicación lógica al interpretarlo.

En síntesis, la revisión sistemática cumple con los siguientes subcomponentes del rigor científico ya que la información obtenida busca autores que usen técnicas similares con resultados en la misma línea, estos deben ser revisados para evitar que la información sea seleccionada por criterios de subjetividad o apreciación personal.

3.8. Método de análisis de contenidos

Para el análisis de las investigaciones compiladas va de acuerdo a lo que mencionan Hernández, Fernández y Baptista (2014) sostienen que la búsqueda y recopilación de estudios complementan el conocimiento del autor con la finalidad de corroborar los métodos que complementen investigaciones futuras. Sin embargo, para el análisis de datos en la revisión sistemática se realizará tablas cuantitativas y cualitativas que provienen de la selección de datos e información que van de acuerdo con los objetivos específicos planteados.

A manera de dar orden y forma a la base de datos se utilizará el software Excel para su próxima deducción de resultados e interpretaciones, la cual tendrá tablas con un listado de bacterias útiles para la remoción de Cr^{+6} , procesos de remoción de Cr^{+6} y efluentes tratados con bacterias capaces de remover el Cr^{+6} en efluentes de curtiduría.

3.9. Aspectos éticos

La revisión sistemática fue transcrita de manera precisa, la cual fue sometida a la herramienta Turnitin cumpliendo con el Código de Ética establecido en la Resolución de Consejo Universitario N° 0126/ 2017 por la Universidad César Vallejo, siendo transparente y viable. De tal manera, las referencias se escribieron bajo el gestor bibliográfico Mendeley Desktop en formato APA 7ma edición.

IV. RESULTADOS Y DISCUSIONES

A continuación, se presentan los resultados producto de una búsqueda sistemática mediante la metodología PRISMA durante el periodo de 2010 al 2022, con la finalidad de responder la siguiente pregunta ¿Qué aislamiento y aplicación de bacterias se han utilizado en la remoción de Cr⁺⁶ provenientes de efluentes de curtiduría? Se obtuvo un total de 269 artículos de investigación, donde se emplearon los criterios de inclusión y exclusión en las bases de datos de Ebscohost (46), ProQuest (125), Scopus (98), de los cuales se usó 40 artículos científicos que van de acuerdo al tema de investigación (Tablas 6, 7 y 8); los restantes fueron descartados por:

- Falta de acceso, información irrelevante a los objetivos propuestos como criterio de selección para las tablas.
- Remoción total del cromo de efluentes de curtiduría.
- Uso de bacterias provenientes de petróleo, minería, galvanoplastia, tintes u otras actividades no relacionadas al tema.
- Aplicación de bacterias y hongos simultáneamente para remover Cr⁺⁶.
- Uso de consorcios bacterianos mixtos para remover Cr⁺⁶.

Es importante mencionar que las tablas 6, 7 y 8 representan los artículos científicos de Ebscohost (17), ProQuest (6) y Scopus (17) estudiados en los países de Argelia, Argentina, China, Colombia, Egipto, India, Marruecos y Pakistán; con acceso directo, descargados en idioma inglés y traducidos a fin de sustraer los datos de acuerdo a los objetivos propuestos.

Tabla 6: Artículos de investigación de Ebscohost empleados en la revisión sistemática.

Nº	Título	País	Base de datos	Autor
1	Bioadsorción de <i>Enterococcus casseliflavus</i> resistente al cromo aislado de efluentes de curtiduría.	India		Saranraj et al., 2010
2	Biorremediación de Cr ⁺⁶ de Aguas residuales contaminadas con cromo por Células libres e inmovilizadas de <i>Cellulosimicrobium cellulans</i> KUCr3.	India		Chatterjee et al., 2011
3	Reducción y acumulación de cromo hexavalente por <i>Acinetobacter</i> AB1 aislado de curtidurías de Fez en Marruecos.	Marruecos		Essahale et al., 2012
4	Reducción del Cr ⁺⁶ por <i>Enterococcus gallinarum</i> aislado de un suelo contaminado por residuos de curtiduría.	Marruecos		Sayel et al., 2012
5	Eliminación de cromo hexavalente en aguas residuales de curtiduría mediante <i>Bacillus cereus</i> .	China	Ebscohost	Zhao et al., 2012
6	Eficacia de <i>Acinetobacter</i> sp. B9 para la eliminación simultánea de fenol y cromo hexavalente de un sistema co-contaminado.	India		Bhattacharya et al., 2014
7	Reducción de cromo hexavalente tóxico por <i>Bacillus pumilis</i> , <i>Cellulosimicrobium cellulans</i> y <i>Exiguobacterium</i> .	Pakistán		Rehman & Faisal, 2015
8	Biotratamiento de aguas residuales simuladas de curtiduría que contienen Negro Reactivo 5, anilina y Cr ⁺⁶ utilizando un biorreactor empaquetado con biocarbón.	Pakistán		Mahmood et al., 2015
9	Eliminación de cromo por <i>Staphylococcus saprophyticus</i> subsp. cepa bovis 1.	India		Iyengar & Usha, 2016

10	Evaluación del rendimiento del monocultivo de <i>Planococcus sp.</i> TRC1, un aislado bacteriano autóctono, como biorremediador de efluentes de curtiduría.	India	Behera et al., 2016
11	<i>Leucobacter chromiireducens</i> CRB2, una nueva cepa con alta Potencial de reducción del Cr ⁺⁶ aislado de un suelo contaminado por una curtiduría (Fez, Marruecos).	Marruecos	Tahri et al., 2016
12	Optimización de los parámetros de cultivo para la biorremediación de efluentes de tenerías por <i>Bacillus galactosidilyticus</i> APBS5-3.	India	Singh & Malaviya, 2017
13	Biosorción y biotransformación de Cr ⁺⁶ mediante nuevas <i>Cellulosimicrobium funkei</i> cepa AR6.	India	Karthik et al., 2017
14	Aislamiento y caracterización de bacterias reductoras de Cr ⁺⁶ de efluentes y residuos sólidos de tenerías.	India	Kabir et al., 2018
15	Biorreducción de cromo hexavalente tóxico por el nuevo microbio indígena <i>Brevibacillus agri</i> aislado de aguas residuales de curtiduría.	India	Chatterjee et al., 2019
16	Un enfoque experimental para la utilización de cepas de <i>Bacillus</i> derivadas de lodos de curtiembres para la eliminación biosorptiva de aguas residuales contaminadas con Cr ⁺⁶ .	India	Deepa et al., 2021
17	Técnicas moleculares para la evaluación de la reducción de Cr ⁺⁶ por <i>Bacillus thuringiensis</i> .	Colombia	Guerrero et al., 2021

Tabla 7: Artículos de investigación de ProQuest empleados en la revisión sistemática.

N°	Título	País	Base de datos	Autor
18	Características de aislamiento y crecimiento del aislado bacteriano tolerante al Cr ⁺⁶ y al pentaclorofenol del efluente de curtiduría tratado para su posible uso en la biorremediación simultánea.	India		Tripathi et al., 2011
19	Alivio del cromo hexavalente tóxico usando bacterias aerobias autóctonas aisladas de sitios contaminados de la industria de las curtidurías.	India		Pandey et al., 2015
20	Reducción y bioacumulación de cromo hexavalente por el <i>Bacillus megaterium</i> de los lodos activados de una tenería.	Argelia	ProQuest	Ouled et al., 2018
21	Reducción de cromo hexavalente y detección de cromato reductasa (ChrR) en <i>Stenotrophomonas maltophilia</i> .	Colombia		Baldiris et al., 2018
22	Un enfoque integrado para la eliminación segura de Cr ⁺⁶ por <i>Brevibacterium sp.</i>	Pakistán		Kalsoom et al., 2020
23	<i>Staphylococcus simulans</i> altamente tolerante al Cr ⁺⁶ que ayuda a la evacuación del cromato del efluente de la tenería.	Pakistán		Kalsoom et al., 2021

Tabla 8: Artículos de investigación de Scopus empleados en la revisión sistemática.

N°	Título	País	Base de datos	Autor
24	Reducción del Cr ⁺⁶ mediante un extracto libre de células de <i>Ochrobactrum anthropi</i> aislado de efluentes de curtiduría.	Pakistán		Sultan & Hasnain, 2012
25	Reducción del cromo hexavalente en efluentes de tenerías por especies bacterianas aisladas de suelos contaminados por efluentes de tenerías.	India		Sharma & Adholeya, 2012
26	Reducción de Cr ⁺⁶ por <i>Enterobacter sp.</i> DU17 aislada del vertedero de residuos de curtiduría y caracterización de la bacteria y de la Cr ⁺⁶ reductasa.	India		Rahman & Singh, 2014
27	Reducción del cromo hexavalente por <i>Halomonas sp.</i> M-Cr, haloalcalifílica resistente al cromo, recién aislada de los efluentes de una curtiduría.	Egipto		Mabrouk et al., 2014
28	Evaluación de la genotoxicidad de los efluentes de curtiduría tratados con <i>Bacillus cereus</i> reductor de cromo hexavalente recientemente aislado.	India	Scopus	Kumari et al., 2016
29	Potencial de reducción de cromo hexavalente de <i>Cellulosimicrobium sp.</i> aislado de la planta de tratamiento de efluentes comunes de las industrias de curtidos.	India		Bharagava & Mishra, 2018
30	Identificación de los principales mecanismos implicados en la tolerancia y biorremediación del Cr ⁺⁶ por <i>Bacillus sp.</i> SFC 500-1E.	Argentina		Ontañón et al., 2018
31	Resistencia a múltiples metales y reducción de Cr ⁺⁶ por bacteria, <i>Staphylococcus sciuri</i> A-HS1, aislado de efluente de curtiduría sin tratar.	Pakistán		Elahi & Rehman, 2019

32	Tratamiento sincrónico de desintoxicación y reducción de lodos de tenerías utilizando cepas bacterianas resistentes al Cr ⁺⁶ .	China	Liu et al., 2019
33	Reducción del cromo hexavalente por <i>Morganella morganii</i> (1Ab1) aislada de sitios contaminados con efluentes de curtiduría de Tamil Nadu, India.	India	Princy et al., 2020
34	Biorreducción de cromo hexavalente por bacterias alcalófilas resistentes al cromo aisladas de efluentes de curtiduría.	India	Sarankumar et al., 2020
35	Biorremediación de cromo hexavalente ampliamente descargado en efluentes del curtido de cueros.	Egipto	Abo et al., 2020
36	Aislamiento e identificación de bacterias reductoras de cromo de los efluentes de las tenerías efluentes de curtiduría.	India	Sanjay et al., 2020
37	Proceso de bioaumentación para el tratamiento de los efluentes de las tenerías en Fez, Marruecos: Un tratamiento ecológico con nuevas bacterias del cromato.	Marruecos	Elkarrach et al., 2020
38	Microcosmos in vitro de bacterias co-cultivadas para la eliminación de Cr hexavalente y ácido tánico: Un enfoque mecanístico para estudiar el impacto de los parámetros operativos.	India	Chaudhary et al. 2021
39	Reducción de cromo hexavalente por <i>Microbacterium paraoxydans</i> aislada de aguas residuales de curtiduría y caracterización de sus productos reducidos.	India	Mishra et al., 2021
40	Caracterización de la formación de biopelículas y reducción de cromo hexavalente cromo por bacterias aisladas de lodos de curtiduría.	India	Mauya et al., 2022

En resumen, los países destacados por investigar bacterias que remueven Cr^{+6} en efluentes de curtiduría son India y Pakistán que tuvo 22 y 6 artículos científicos respectivamente, donde se estudió las especies bacterianas provenientes de efluentes de curtiduría, efluentes de PTAR de curtiduría, lodos de curtiduría, efluentes y residuos sólidos de curtiduría.

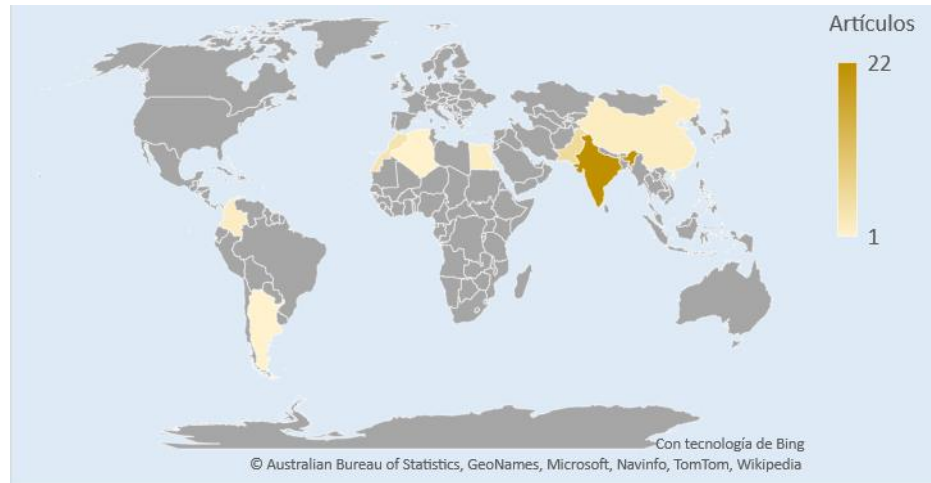


Figura 5: Ubicación geográfica de las investigaciones seleccionadas (Fuente propia).

4.1 Aislamiento y cultivo de bacterias útiles en la remoción de Cr^{+6}

Mediante la revisión de los artículos científicos seleccionados se hace énfasis que las bacterias tiene un gran potencial para remover el Cr^{+6} proveniente de efluentes de curtiduría, destacando por su bajo requerimiento de energía, eco-amigable, posible reutilización y recuperación de metales; donde se encontró las principales bacterias *Bacillus safensis* (MCC 3283), *Bacillus sp.* (DPAML065), *Bacillus thuringiensis*, *Bacillus cereus* Cr1, *Bacillus haynesii* (MT027008), *Bacillus sp.* SFC 500-1E, *Bacillus megaterium* A3-1, *Bacillus licheniformis* SR3, *Bacillus galactosidilyticus* APBS5-3, *Bacillus subtilis* B2, *Bacillus sp.*, *Bacillus cereus* G8639, *Bacillus sp.*; éstos correspondiente a la especie Bacillaceae donde sus actividades pueden repercutir en la inmovilización o movilización del contaminante dependiendo del mecanismo implicado.

La Tabla 9 representa 14 familias bacterianas Bacillaceae, Brevibacillaceae, Caryophanaceae, Cellulomonadaceae, Enterobacteriaceae, Enterococcaceae, Halomonadaceae, Microbacteriaceae, Moraxellaceae, Ochrobactrumaceae, Pseudomonadaceae, Staphylococcaceae, Streptomycetaceae, Xanthomonadaceae; asimismo se hace mención las técnicas de aislamiento bacteriano, que en primera instancia, se efectuaron mediante siembras por estría y diluciones en serie por placas que contienen medios nutritivos como Luria Bertani (LB), Medio de Sal Mineral (MSM), Medio TY, Caldo nutritivo DIFCO, Medio PYG, Agar Müller-Hinton, entre otros (Chaudhary et al., 2021, Deepa et al., 2021, Ouled et al., 2018, Chatterjee et al., 2011, Princy et al., 2020, Sanjay et al., 2020); suplementados con los sintéticos más utilizados Dicromato de potasio ($H_2Cr_2O_7$) y Cromato de Potasio (K_2CrO_4) como agentes que simulan un efluente real de curtiduría; a menudo se utiliza el metal como fuente de energía o nutriente para satisfacer su crecimiento, donde se metaboliza estos productos químicos hasta convertirlos en compuestos inofensivos (Pushkar et al., 2021).

Posteriormente, las colonias obtenidas son transferidas a un medio de cultivo simple o enriquecido con sintéticos derivados del cromo o ácidos como Ácido clorhídrico, Cloruro de sodio, Cloruro de amonio, Hidróxido de sodio, Fosfato de Potasio, Pentaclorofenol, Glucosa, Sulfato de Magnesio y Fenol (Chaudary et al., 2021, Tripathi et al., 2011, Rehman & Faisal, 2015, Karthik et al., 2017, Saranraj et al., 2010, Chatterjee et al., 2011, Bhattacharya et al., 2014) con la finalidad de multiplicar, favorecer el crecimiento y observar el comportamiento morfológico de las bacterias.

En base a la literatura, las bacterias capaces de remover de Cr^{+6} tanto en condiciones aerobias como anaerobias; ésta última está asociada a las proteínas y enzimas reductasas unidas a la membrana que generalmente son involucradas en la cadena de transporte de electrones, donde el Cr^{+6} actúa como aceptor de electrones; mientras que las condiciones aerobias el Cr^{+6} sirve como donante de electrones (Gang et al. 2019).

Tabla 9: Especies útiles en la remoción de Cr⁺⁶ por técnicas de aislamiento y cultivo.

Familia bacteriana	Especie bacteriana aislada	Técnicas de aislamiento	Reactivos adicionales	Concentración del reactivo en el aislamiento (mg/L)	Técnicas del cultivo	Reactivos adicionales	Concentración del reactivo en el cultivo (mg/L)	Medio de cultivo para el aislamiento, multiplicación y/o mantenimiento	Condiciones de trabajo (aerobias o anaerobias)	Referencias
Bacillaceae	<i>Bacillus safensis</i> (MCC 3283)	Placas, siembra por estrías	Dicromato de potasio	50	Placas, medios de enriquecimiento	Fosfato dipotásico Sulfato de magnesio Cloruro de amonio Glucosa	201 200 500 200	Medio de Sal Mineral (MSM)	Aerobia	(Chaudhary et al., 2021)
	<i>Bacillus sp.</i> (DPAML065)	Placas, siembra por estrías	Dicromato de potasio	80	Placas, medios de enriquecimiento	Dicromato de potasio	120	Luria Bertani (LB)	Aerobia	(Deepa et al., 2021)
	<i>Bacillus thuringiensis</i>	-	-	-	-	-	-	Luria Bertani (LB)	Anaerobia	(Guerrero-et al., 2021)
	<i>Bacillus cereus</i> Cr1	Placas, diluciones en serie	Dicromato de potasio	80	Placas, medios de enriquecimiento	Dicromato de potasio	100	Luria Bertani (LB) y Medio de Sal Miineral (MSM)	Anaerobia	(Kumari, et al. 2016)
	<i>Bacillus haynesii</i> (MT027008)	Placas, siembra por estrías	Dicromato de potasio	100	Placas, medios simples	-	-	Luria Bertani (LB) y Medio TSB	Aerobia	(Maurya, Kumar y Raj, 2022)
	<i>Bacillus sp.</i> SFC 500-1E	Placas, siembra por estrías	Dicromato de potasio	50 100 150	Placas, medios simples	Dicromato de potasio	10	Medio TY	Anaerobia	(Ontañon et al., 2018)
	<i>Bacillus megaterium</i> A3-1	Placas, siembra por estrías	-	-	-	Placas, medios simples	-	-	Caldo nutritivo DIFCO	Aerobia

Brevibacillaceae	<i>Bacillus licheniformis</i> SR3	Placas, siembra por estrías	-	-	Placas, medios simples	Dicromato de potasio	100	Luria Bertani (LB)	Aerobia	(Sarankumar et al., 2020)
	<i>Bacillus galactosidilyticus</i> APBS5-3	Placas, siembra por estrías	Dicromato de potasio	100	Placas, medios de enriquecimiento	-	-	Luria Bertani (LB)	Aerobia	(Singh y Malaviya, 2017)
	<i>Bacillus subtilis</i> B2	Placas, siembra por estrías	Dicromato de potasio	50	Placas, medios simples	Dicromato de potasio	100	Luria Bertani (LB)	Anaerobia	(Sharma & Adholeya, 2012)
	<i>Bacillus sp.</i>	Placas, siembra por estrías	Dicromato de potasio Pentaclorofenol	200 500	Placas, medios simples	Dicromato de potasio Pentaclorofenol Glucosa Cloruro de amonio	200 400 400 200	Medio de Sal Mineral (MSM)	Aerobia	(Tripathi et al., 2011)
	<i>Bacillus cereus</i> G8639	Placas, siembra por estrías	-	-	Placas, medios simples	-	-	Luria Bertani (LB)	Aerobia	(Zhao et al., 2012)
	<i>Bacillus sp.</i>	Placas, siembra por estrías	-	-	Placas, medios simples	-	-	Luria Bertani (LB)	Aerobia	(Elkarrach et al., 2020)
	<i>Brevibacillus agri</i>	Placas, siembra por estrías	Dicromato de potasio	850	Placas, medios simples	Dicromato de potasio	100	Luria Bertani (LB)	Aerobia	(Chatterjee et al., 2019)
	<i>Brevibacterium sp.</i> AKR2	Placas, siembra por estrías	Cromato de potasio	1500	Placas, medios simples	-	-	Luria Bertani (LB)	Aerobia	(Kalsoom et al., 2020)

Caryophanaceae

<i>Planococcus</i> sp. TRC1	Placas, dilución en serie	Dicromato de potasio	100	Placas, medios simples	Dicromato de potasio	100	Medio de Sal Mineral (MSM)	Aerobia	(Behera et al., 2016)
<i>Cellulosimicro bium cellulans</i> CrK16	Placas, siembra por estrías	Cromato de potasio	200 400	Placas, medios simples	Cromato de potasio	500	Luria Bertani (LB)	Aerobia	(Rehman y Faisal, 2015)

Cellulomonadaceae

<i>Cellulosimicro bium funkei</i> AR6	Placas, siembra por estrías	Dicromato de potasio	100	Placas, medios simples	Dicromato de potasio	1000	Luria Bertani (LB)	Aerobia	(Karthik et al., 2017)
<i>Cellulosimicro bium cellulans</i> KUCr3	Placas, dilución en serie	Dicromato de potasio	100	Medio liquido completo	Dicromato de Potasio	100	Medio PYG	Aerobia	(Chatterjee et al., 2011)
<i>Cellulosimicro bium</i> sp. (KX710177)	Placas, siembra por estrías	Dicromato de potasio	100	Placas, medios simples	Dicromato de potasio	200	Luria Bertani (LB)	Aerobia	(Bharagava y Mishra, 2018)

Enterobacteriaceae

<i>Morganella morganii</i> 1Ab1	Placas, siembra por estrías	Dicromato de potasio	2000 5000	Placas, medios simples	Dicromato de potasio	-	Medio TY	Anaerobia	(Princy et al. 2020)
<i>Enterobacter</i> sp. DU17	Placas, siembra por estrías	Dicromato de potasio	25	Placas, medios de enriquecimiento	Dicromato de potasio	100	Luria Bertani (LB)	Aerobia	(Rahman y Singh, 2014)

Enterococcaceae	<i>Klebsiella pneumoniae</i> sp. MS 1.5	Placas, dilución en serie	-	-	Placas, medios de enriquecimiento	-	-	Agar Müller-Hinton	Aerobia	(Sanjay et al., 2020)
	<i>Enterococcus casseliflavus</i>	Placas, dilución en serie	Dicromato de potasio	100	Placas, medios simples	Dicromato de potasio	800	Agar salino mínimo	Aerobia	(Saranraj et al., 2010)
	<i>Enterococcus gallinarum</i> S34	Placas, dilución en serie	Dicromato de potasio	100	Placas, medios simples	-	-	Luria Bertani (LB)	Aerobia	(Sayel et al., 2012)
Halomonadaceae	<i>Halomonas</i> sp. M-Cr	Placas, siembra por estrías	Cromato de potasio	50	Placas, medios simples	-	-	Luria Bertani (LB)	Aerobia	(Mabrouk, Arayes y Sabry, 2014)
Microbacteriaceae	<i>Leucobacter chromiireducens</i> CRB2	Placas, siembra por estrías	-	-	Placas, medios simples	-	-	Luria Bertani (LB)	Aerobia	(Tahri et al., 2016)
	<i>Microbacterium paraoxydans</i> SCRB19	Placas, siembra por estrías	Dicromato de potasio	100	Placas, medios simples	Dicromato de potasio	100	Luria Bertani (LB)	Anaerobia	(Mishra et al., 2021)
	<i>Microbacterium</i> spp.	Placas, siembra por estrías	Dicromato de potasio	50	Placas, medios simples	-	-	Luria Bertani (LB)	Aerobia	(Abo et al., 2020)
Moraxellaceae	<i>Acinetobacter</i> sp. B9	Placas, siembra por estrías	-	-	Placas, medios de enriquecimiento	Fenol	47	Medio de Sal Mineral (MSM)	Aerobia	(Bhattacharya et al., 2014)

Ochrobactrumaceae	<i>Acinetobacter gernerii</i> MKPF7	Placas, diluciones en serie	Dicromato de potasio	100	Placas, medios de enriquecimiento	-	-	M9 mínimo	Aerobia	(Kabir et al., 2018)
	<i>Acinetobacter sp.</i> AB1	Placas, siembra por estrías	Dicromato de potasio	10	Placas, medios simples	Dicromato de potasio	25	Medio BN	Aerobia	(Essahale et al., 2012)
	<i>Ochrobactrum anthropi</i> STCr-1	Placas, siembra por estrías	Cromato de potasio	40	Placas, medios simples	Cromato potasio	100	Medio minimo M9	Aerobia	(Sultan y Hasnain, 2012)
Pseudomonadaceae	<i>Pseudomonas putida</i> KI	Placas, dilución en serie	Dicromato de potasio Azoico reactivo negro	-	Medio liquido enriquecido	Dicromato de potasio	-	Medio de sal mineral (MSM)	Aerobia	(Mahmood et al., 2015)
Staphylococcaceae	<i>Staphylococcus sciuri</i> A-HS1	Placas, diluciones en serie	Dicromato de potasio	-	Placas, medios de enriquecimiento	Dicromato de potasio	200	Luria Bertani (LB)	Aerobia	(Elahi y Rehman, 2019)
	<i>Staphylococcus saprophyticus</i> subsp. <i>bovis</i> cepa 1 S10-5c	Placas, diluciones en serie	Dicromato de potasio	300	Placas, medios de enriquecimiento	-	-	Medio de Sal Mineral (MSM)	Anaerobia	(Iyengar y Usha, 2016)

Streptomycetaceae	<i>Staphylococcus simulans</i>	Placas, siembra por estrías	Cromato de potasio	1500	Placas, medios simples	Cromato de Potasio	-	Luria Bertani (LB) y Medio mínimo de Acetato (MMA)	Aerobia	(Kalsoom et al., 2021)
	<i>Streptomyces</i> sp. TES-1	Placas, dilución en serie	-	-	Placas, medios de enriquecimiento	Dicromato de potasio	100	Caldo de sal mineral de Glucosa	Aerobia	(Pandey et al., 2015)
Xanthomonadaceae	<i>Stenotrophomonas maltophilia</i> sp. NA2	Placas, siembra por estrías	Dicromato de potasio	100	Placas, medios de enriquecimiento	Dicromato de potasio	500	Luria Bertani (LB)	Aerobia	(Baldiris et al., 2018)
	<i>Stenotrophomonas</i> sp. WY601	Placas, dilución en serie	Dicromato de potasio	-	Placas, medios simples	Dicromato de potasio	300	Luria Bertani (LB)	Anaerobia	(Liu et al., 2019)

La Figura 6 representa un listado de familias bacterianas destacando 13 estudios de Bacillaceae debido a que la superficie de Bacillus está cargada negativamente y es atraída electrostáticamente por el Cr^{+6} , lo que aumenta la eficacia de la cepa (Zhao et al., 2021) y 4 estudios correspondientes a Cellulomonadaceae.

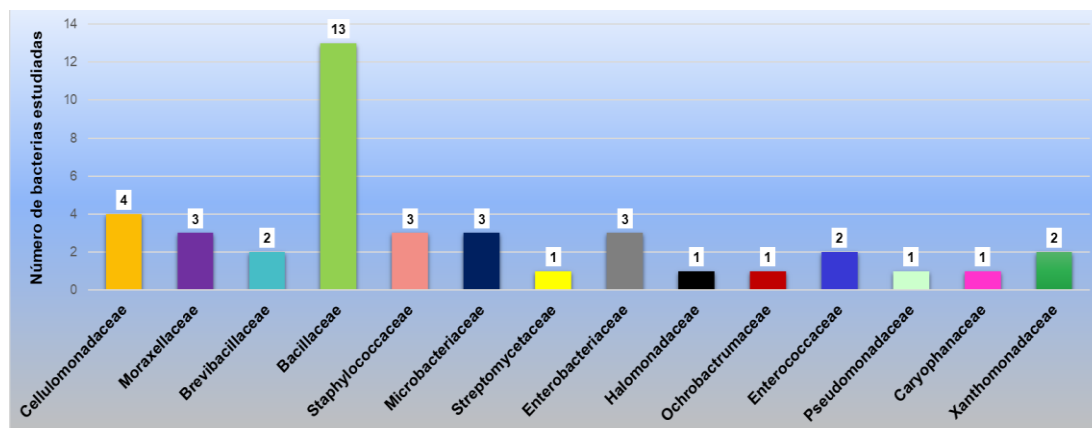


Figura 6: Representación gráfica de las familias bacterianas (Fuente propia).

Las técnicas de aislamiento y cultivo bacteriano radica por su capacidad de acumular el contaminante junto con su resistencia, esta revisión sistemática consta con 40 bacterias originarias del efluente de curtiduría colocadas en diferentes medios nutritivos, aunque las cepas bacterianas no siempre cumplen con la capacidad de resistencia al Cr^{+6} porque dependen de la proporción de un medio nutritivo (Kalaimurugan et al., 2020). Por otra parte, diversos tipos de bacterias aisladas son resistentes y pueden crecer en un medio que consta con una alta concentración de Cr^{+6} (Xu et al., 2018).

La utilización de medios nutritivos es discutida por varios autores, como es el caso de Luria Bertani (LB) siendo el más utilizado en la microbiología como fuente de carbono (Roestorff y Chirwa, 2018), que contiene 10 g Peptona, 10 g Cloruro de sodio, 5 g Extracto de levadura, 15 g Agar en 1L de agua destilada, pH 7 (Marzan et al., 2017), sin embargo, el Extracto de levadura y Peptona suministran al medio los nutrientes necesarios para el crecimiento bacteriano (Kabir et al., 2018).

Los medios nutritivos son suplementados normalmente con Dicromato de potasio que logra el proceso de distribución y asimilación de Cr^{+6} en las especies bacterianas (Venkatesan y Subramani, 2019), además dicho sintético es importante para la nutrición celular, las reacciones de intercambio y el equilibrio de agua- sal de cromo ($^{+6}$) (Pinki et al., 2021). Por otra parte, el sintético Cromato de potasio tiene la capacidad de ablandar las paredes celulares haciéndolas más permeables al contaminante que se quiere remover (Kalsoom et al., 2021, Rehman & Faisal, 2015, Kalsoom et al., 2020).

Por consiguiente, la técnica de aislamiento por siembra en rayas o estrías dan lugar a colonias separadas y una de ellas es escogida para ser insertada en nuevo medio nutritivo (Elkarrach et al., 2020, Chatterjee et al., 2019, Kalsoom et al., 2021), mientras que las diluciones en serie ocasionan la muerte selectiva de algunas cepas sensibles al calor (Liu et al., 2019, Sanjay et al., 2020). No obstante, el cultivo bacteriano por medios de enriquecimiento representa un medio líquido que se incuban bajo condiciones especiales (adición de sustancias nutritivas) y presenta propiedades químicas o físicas que favorecen el crecimiento microbiano (Deepa et al., 2021, Kabir et al., 2018, Baldiris et al., 2018)., al contrario, los medios simples o nutritivos contienen un solución o gel que permiten el crecimiento de una variedad de microorganismos con la finalidad de aislar distintas especies (Ouled et al., 2018, Sarankumar et al., 2020).

Existe escasez de investigaciones científicas sobre la remoción de Cr^{+6} por condiciones de trabajo anaerobias, siendo las aerobias que han demostrado ser favorables como algunas especies bacterianas Bacillus, Pseudomonas, Brevibacillus y Cellulosimicrobium; esto se debe a que las bacterias dependiente de O_2 muestra un sustrato abundante en carbono que actúa como donante de electrones mientras que O^- representa ser un aceptor de electrones (Karimi-Maleh et al., 2021). Otros autores recomiendan utilizar bacterias aerobias porque facilitan el paso de Cr^{+6} a Cr^{+5} , seguidamente de Cr^{+4} hasta lograr convertirlo a Cr^{+3} (menos tóxico) (Pandey et al., 2015);

porque las células liberan enzimas que catalizan la transferencia de electrones para reducir el contaminante hexavalente (Baldiris et al., 2018).

En los estudios encontrados, *Bacillus* CR-1 es estudiada por varios autores donde se reportan diferentes potenciales de la misma especie a distintas condiciones ambientales (Kumari et al., 2016, Li et al., 2020), se revela que la reducción eficiente de los microorganismos no depende de las especies bacterianas, sino de la técnica de aislamiento, medio de cultivo y/o multiplicación, concentración inicial de Cr^{+6} , tiempo de reacción (Ontañón et al., 2018).

Sin embargo, para obtener bacterias de la misma familia se emplean distintas técnicas y concentraciones de Cr^{+6} o derivados, como es el caso de *Bacillus methylotrophicus* y *Bacillus sp.* CRB-7 que crecen en LB, siendo la única diferencia que el aislamiento de *B. methylotrophicus* es por siembras a rayas en 100 mg/L de Dicromato de Potasio y en el cultivo la fuente de cromato es suplementado con soluciones de oligoelementos (CuSO_4 , MgSO_4 , ZnSO_4 y CoCl_2) por ser un agente catalizador de los iones en estado de oxidación ($^{+6}$) (Mala, Sujatha y Rose, 2015), mientras que *Bacillus sp.* CRB-7 es aislada en diluciones en serie de Cr^{+6} al 100 mg/L y cultivada en 180 mg/L del mismo contaminante (Wu et al., 2019).

De manera contraria, la bacteria *Brevibacillus agri* detallada en los resultados trabaja a condiciones aeróbicas para remover Cr^{+6} al igual que *Brevibacillus brevis* OZF6 en otras investigaciones; donde en la primera cepa se utiliza LB, el aislamiento es por siembra en estrías con 850 mg/L de Dicromato de potasio y el cultivo en medios simples con adición del mismo derivado del Cr^{+6} pero al 100 mg/L (Chatterjee et al., 2019), mientras que en la segunda cepa se utiliza el caldo NB por permitir el crecimiento de varias bacterias que no requieren condiciones complejas, para ser aislado en dilución en serie suplementado con 100 mg/L de Dicromato de potasio y el cultivo mediante enriquecimiento con la misma concentración descrita (Wani et al., 2016; 2017).

Las cepas *Cellulosimicrobium cellulans* CrK16 y *Cellulosimicrobium sp.* (KX710177) son insertadas en LB para su aislamiento, siendo suplementados con Cromato de potasio (200 - 400 mg/L) y Dicromato de potasio (100 mg/L) respectivamente, ambas cepas aisladas por siembra en estrías y el cultivo en medios simples a concentraciones de 500 mg/L y 200 mg/L del mismo derivado del Cr⁶⁺ respectivamente (Rehman & Faisal, 2015, Bharagava & Mishra, 2018).

Por otra parte, la cepa *Pseudomona putida* KI crece en el MSM por su elevada concentración de sal logrando modificar el pH del medio, en adición de Dicromato de potasio por dilución en serie y el cultivo mediante enriquecimiento por el mismo derivado, donde los autores no detallan la cantidad exacta del derivado del Cr⁶⁺ (Mahmood et al., 2015); a diferencia del estudio de *Pseudomonas aeruginosa* donde se utiliza LB para aislar en dilución en serie y cultivar en medios simples, ambas técnicas suplementadas con Dicromato de potasio al 100 mg/L (Munawaroh et al., 2017).

Refutando la información anterior, las bacterias anaerobias hacen uso de electrones endógenos para remover Cr⁶⁺ como aerobias, pero no está claro la reducción de Cr⁶⁺ por medio de Cr⁴⁺ y Cr⁵⁺ y la formación de Cr³⁺ debido a que puede ser espontáneo o por enzimas (Elahi et al., 2020); al contrario, otra investigación informa que la remoción de Cr⁶⁺ se basa exclusivamente en reacciones enzimáticas (Elahi et al., 2019).

Finalmente, se recomienda un mayor estudio de los diferentes medios nutritivos y condiciones en el crecimiento bacteriano para identificar su eficiencia como agentes de biorremediación, donde la temperatura, tiempo de contacto y pH que pueden influir en la capacidad de resistencia de los metales pesados (Marzan et al., 2017).

4.2 Procesos y mecanismos de remoción de Cr⁺⁶ por especies bacterianas en efluentes de curtiduría

La siguiente Tabla 10 representa gran parte de los estudios que eliminan el metal pesado en un medio nutritivo que puede ser sólido o líquido, con adición de un sintético que simula las condiciones del efluente real, buscando la separación del Cr⁺⁶ por filtración y mediante el uso de soportes fijos / biopelículas que son aplicados dentro de reactores y biorreactores dando mayor facilidad de tratamiento para separar el líquido de los contaminantes atrapados en la biomasa bacteriana.

Los resultados indican que 14 familias bacterianas con sus respectivas especies biorremedian el Cr⁺⁶ mediante diferentes mecanismos de remoción, destacando que la utilización de bacterias representa un enfoque prometedor siendo seguro, eficiente y no tóxico (Huang et al., 2016). Numerosos estudios demuestran que los mecanismos de remoción incluyen la bioacumulación, biosorción y biotransformación (Mishra y Bharagava, 2016), éste último implica la reducción directa e indirecta del Cr⁺⁶ tóxico a Cr⁺³ siendo dependiente principal de la disponibilidad de oxígeno y de un donante de electrones adecuados (Sharma et al., 2018)

Con respecto a la biosorción que es un proceso físico-químico pasivo, se da entre la interacción de las bacterias vivas o muertas y el Cr⁺⁶ para inmovilizar o retirar los iones del contaminante hexavalente en los efluentes de curtiduría (Mosa et al., 2016). En el caso de la bioacumulación éste capta activamente el Cr⁺⁶ por bacterias vivas, siendo dependientes de la concentración del metal y tiempo de contacto con la especie bacteriana (Timková, Sedláková y Pristaš, 2018).

Las especies bacterianas presentes en la Tabla 10 *Stenotrophomonas sp.* WY601, *Staphylococcus sciuri* A-HS1, *Enterococcus casseliflavus*, *Brevibacillus agri*, *Bacillus galactosidilyticus* APBS5-3, *Bacillus sp.* DPAML065, usan el método de filtración a través del mecanismo de biosorción. Asimismo, en la Figura 7 se destaca que 26 especies bacterianas que utilizan la biotransformación como mecanismo de biotratamiento siendo

éstas *Streptomyces sp.* TES-1, *Staphylococcus simulans*, *Staphylococcus saprophyticus subsp. bovis* cepa 1 S10-5c, *Ochrobactrum anthropi* STCr-1, *Acinetobacter gernerii* MKPF7, *Microbacterium spp.*, *Microbacterium paraoxydans* SCRB19, *Leucobacter chromiireducens* CRB2, *Halomonas sp.* M-Cr, *Enterococcus gallinarum* S34, *Klebsiella pneumoniae sp.* MS 1.5, *Enterobacter sp.* DU17, *Morganella morganii* 1Ab1, *Cellulosimicrobium cellulans* KUCr3, *Cellulosimicrobium funkei* AR6, *Cellulosimicrobium cellulans* CrK16, *Brevibacterium sp.* AKR2, *Bacillus subtilis* B2, *Bacillus sp.*, *Bacillus cereus* G8639, *Bacillus sp.*, *Bacillus licheniformis* SR3, *Bacillus thuringiensis*, *Bacillus cereus* Cr1, *Bacillus haynesii* (MT027008), *Bacillus sp.* SFC 500-1E, *Bacillus safensis* (MCC 3283), de los cuales solo *Bacillus thuringiensis*, *Bacillus haynesii* (MT027008), *Bacillus sp.*, *Cellulosimicrobium cellulans* KUCr3 simulan condiciones de tratamiento utilizando biorreactores de flujo continuo, de películas, air lift y discontinuo respectivamente; de la misma forma se utiliza un biorreactor en un cultivo bacteriano de película fija, el cual cuenta con un soporte de perlas de vidrio para la reducción simultánea del Cr⁺⁶ (Fernández et al., 2018). De igual manera, se utiliza *Pseudomonas sp.* en el sistema de un biorreactor que es utilizado para la biorremediación de efluentes tóxicos contaminados con Cr⁺⁶, las especies bacterianas *Pseudomonas mendocina* y *Pseudomonas a eruginosa* A2Chr reducen el Cr⁺⁶ del efluente de curtiduría, ambas se implementan en biorreactores de flujo continuo (Malaviya & Singh, 2016; Wang et al., 2020).

Se estudia la especie *Acinetobacter sp.* B9 implementada en un reactor discontinuo y su mecanismo de acción frente al Cr⁺⁶ es la bioacumulación, además las bacterias exhiben una serie de mecanismos para superar el estrés inducido por el Cr⁺⁶ con el fin de asegurar su supervivencia, a su vez pueden utilizar uno o la combinación de los mecanismos existentes para hacer frente a la toxicidad del cromo (Bharagava y Mishra, 2018). Con el mismo proceso de tratamiento, los reactores de columna tienen funcionamiento utilizando *Enterobacter cloacae* y *Enterobacter hormaechei*, estos son probados en un sistema discontinuo donde el Cr⁺⁶ se biotransforma en todo el espectro (Mbonambi y Chirwa, 2019).

Tabla 10: Procesos y mecanismos de remoción de Cr⁺⁶ por especies bacterianas.

Método y/o proceso de remoción	Familia bacteriana	Especie bacteriana aislada	Mecanismos de remoción de Cr ⁺⁶	Referencias
Reactor circular de vidrio de doble perfil		<i>Bacillus safensis</i> (MCC 3283)	Biotransformación	(Chaudhary et al., 2021)
Filtración		<i>Bacillus sp.</i> (DPAML065)	Biosorción	(Deepa et al., 2021)
Biorreactor		<i>Bacillus thuringiensis</i>	Biotransformación	(Guerrero et al., 2021)
Filtración		<i>Bacillus cereus</i> Cr1	Biotransformación	(Kumari, et al., 2016)
Biorreactor de biopelículas		<i>Bacillus haynesii</i> (MT027008)	Biotransformación	(Maurya, Kumar y Raj, 2022)
Filtración		<i>Bacillus sp.</i> SFC 500-1E	Biotransformación	(Ontañón et al., 2018)
Filtración	Bacillaceae	<i>Bacillus megaterium</i> A3-1	Biosorción Bioacumulación	(Ouled et al., 2018)
Biorreactor Air Lift		<i>Bacillus licheniformis</i> SR3	Biotransformación	(Sarankumar et al., 2020)
Filtración		<i>Bacillus galactosidilyticus</i> APBS5-3	Biosorción	(Singh y Malaviya, 2017)
Filtración		<i>Bacillus subtilis</i> B2	Biotransformación	(Sharma & Adholeya, 2012)
Filtración		<i>Bacillus sp.</i>	Biotransformación	(Tripathi et al., 2011)
-		<i>Bacillus cereus</i> G8639	Biotransformación	(Zhao et al., 2012)
Biorreactor discontinuo		<i>Bacillus sp.</i>	Biotransformación	(Elkarrach et al., 2020)
Filtración		<i>Brevibacillus agri</i>	Biosorción	(Chatterjee et al., 2019)
Filtración	Brevibacillaceae	<i>Brevibacterium sp.</i> AKR2	Biotransformación	(Kalsoom et al., 2020)

Biorreactor discontinuo	Caryophanaceae	<i>Planococcus sp.</i> TRC1	Biosorción	(Behera et al., 2016)
Filtración		<i>Cellulosimicrobium cellulans</i> CrK16	Biotransformación	(Rehman y Faisal, 2015)
Filtración		<i>Cellulosimicrobium funkei</i> AR6	Biotransformación Biosorción Bioacumulación	(Karthik et al., 2017)
Biorreactor de flujo continuo	Cellulomonadaceae	<i>Cellulosimicrobium cellulans</i> KUCr3	Biotransformación	(Chatterjee et al., 2011)
Filtración		<i>Cellulosimicrobium sp.</i> (KX710177)	Bioacumulación	(Bharagava y Mishra, 2018)
Filtración		<i>Morganella morgani</i> 1Ab1	Biotransformación	(Princy et al. 2020)
Filtración	Enterobacteriaceae	<i>Enterobacter sp.</i> DU17	Biotransformación	(Rahman y Singh, 2014)
-		<i>Klebsiella pneumoniae sp.</i> MS 1.5	Biotransformación	(Sanjay et al., 2020)
Filtración	Enterococcaceae	<i>Enterococcus casseliflavus</i>	Biosorción	(Saranraj et al., 2010)
Filtración		<i>Enterococcus gallinarum</i> S34	Biotransformación	(Sayel et al., 2012)
Filtración	Halomonadaceae	<i>Halomonas sp.</i> M-Cr	Biotransformación	(Mabrouk, Arayes y Sabry, 2014)
Filtración		<i>Leucobacter chromiireducens</i> CRB2	Biotransformación	(Tahri et al., 2016)
Filtración	Microbacteriaceae	<i>Microbacterium paraoxydans</i> SCR19	Biotransformación	(Mishra et al., 2021)
Filtración		<i>Microbacterium spp.</i>	Biotransformación	(Abo et al., 2020)

Reactor discontinuo		<i>Acinetobacter</i> sp. B9	Bioacumulación	(Bhattacharya et al., 2014)
Filtración	Moraxellaceae	<i>Acinetobacter gementi</i> MKPF7	Biotransformación	(Kabir et al., 2018)
Filtración		<i>Acinetobacter</i> sp. AB1	Biosorción Bioacumulación	(Essahale et al., 2012)
Filtración	Ochrobactrumaceae	<i>Ochrobactrum anthropi</i> STCr-1	Biotransformación	(Sultan y Hasnain, 2012)
Biorreactor de flujo continuo	Pseudomonadaceae	<i>Pseudomonas putida</i> KI	Biosorción	(Mahmood et al., 2015)
Filtración		<i>Staphylococcus sciuri</i> A-HS1	Biosorción	(Elahi y Rehman, 2019)
Filtración	Staphylococcaceae	<i>Staphylococcus saprophyticus</i> subsp. <i>bovis</i> cepa 1 S10-5c	Biotransformación	(Iyengar y Usha, 2016)
Filtración		<i>Staphylococcus simulans</i>	Biotransformación	(Kalsoom, Batool y Jamil, 2021)
Filtración	Streptomycetaceae	<i>Streptomyces</i> sp. TES-1	Biotransformación	(Pandey et al., 2015)
Filtración		<i>Stenotrophomonas maltophilia</i> sp. NA2	Biosorción Bioacumulación	(Baldiris et al., 2018)
Filtración	Xanthomonadaceae	<i>Stenotrophomonas</i> sp. WY601	Biosorción	(Liu et al., 2019)

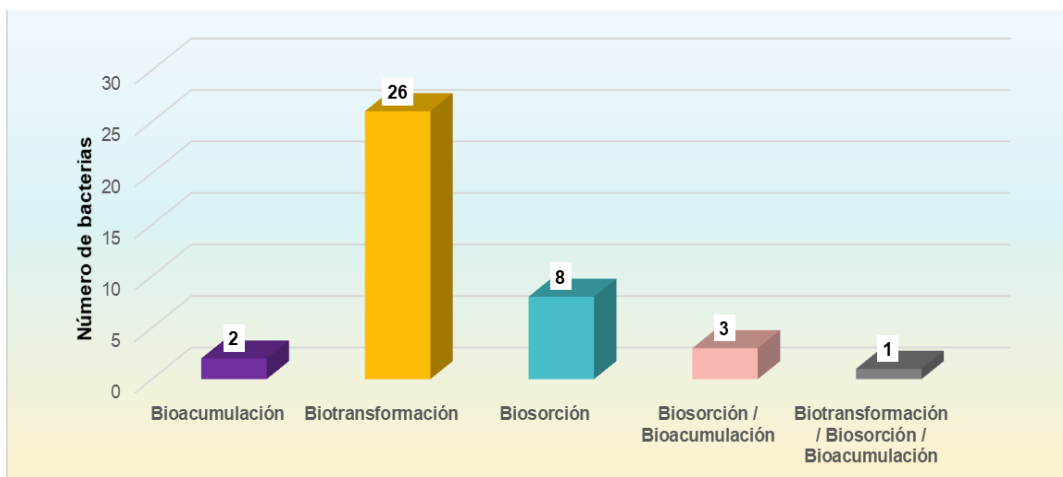


Figura 7: Mecanismos de remoción utilizados por las cepas bacterianas reductoras de Cr^{+6} (Fuente propia).

La biotransformación bacteriana es el método más usado para la biorremediación de Cr^{+6} en función de la fuente de carbono disponible para las bacterias. Sin embargo, sus mecanismos aún son complicados y pueden verse afectados por muchos factores, como la concentración de Cr^{+6} en los efluentes, la carga superficial, las propiedades fisicoquímicas de los residuos industriales (como el pH), la interacción entre la biomasa, los iones metálicos y su interacción dentro de ellos (Arishi y Mashhour, 2021).

Si bien el mecanismo de biosorción las bacterias logran la inmovilización del Cr^{+6} , este podría no ser una solución eficaz en el caso que el Cr^{+6} no sea el único metal en los efluentes, porque en situaciones reales contienen grandes cantidades de otros metales como el cadmio en estado (+2) (Echeverri et al., 2021). Además, se necesita un valor de pH bajo para compensar la falta de protones importantes para el intercambio de iones (Gupta y Joia, 2016).

El mecanismo de bioacumulación se basa únicamente en el uso de biomasa microbiana activa (Bhattacharya et al., 2014). Una limitación importante del enfoque de la bioacumulación es el crecimiento celular puede verse inhibido a medida que el Cr^{+6} se acumula hasta alcanzar un nivel tóxico en una célula (Fernández et al., 2018). En comparación con los enfoques de biotransformación y biosorción, la acumulación microbiana de metales ha

recibido menos atención debido a que es un proceso más lento que el mecanismo de biosorción y puede interrumpirse bajo niveles de pH bajos.

Los biorreactores de película fija y flujo continuo presentados en la Tabla 10 de permiten una aplicación más segura a nivel industrial por su sencillo manejo y operación. Sin embargo, existen aún ciertas limitaciones, entre estos inconvenientes se encuentra la escasa eficiencia energética, por lo que su uso suele conllevar un elevado coste operativo (Lytras et al., 2017).

La aplicación de un Biorreactor Air Lift, logra resultados óptimos empleando la especie bacteriana *Bacillus licheniformis* SR3 para la biotransformación de Cr^{+6} , debido a su método de operación opuesto a los sistemas de agitación mecánicos, lo que permite reducir el daño celular (Sarankumar et al., 2020). Sin embargo, el proceso a pesar de contar con una fuente nutritiva inicial y tener un tiempo de funcionamiento-recolección de biomasa, este requiere de una fuente constante de oxígeno para la respiración bacteriana teniendo un flujo de ingreso (Mosa et al., 2016).

La mayoría de investigaciones mencionadas son a nivel laboratorio, puesto que la transferencia al nivel industrial representa un proceso relativamente lento y no equivalen a los resultados obtenidos a gran escala (Song et al., 2021).

4.3 Condiciones óptimas para la remoción de Cr⁺⁶ por bacterias en efluentes de curtiduría

Las industrias de curtiduría generan la descarga generalizada de sustancias sintéticas que garantiza el desarrollo de tecnologías rápidas como la remediación, siendo las bacterias que ofrecen una satisfacción conveniente para hacer frente a la contaminación por Cr⁺⁶ en el ambiente (Arishi y Mashhour, 2021). En la siguiente Tabla 11 se muestran 40 artículos que detallan diversas bacterias resistentes al contaminante hexavalente, donde los autores estudiaron los efluentes comunes de una PTAR de curtiduría, efluentes de curtiduría, efluentes y residuos sólidos de curtidurías, efluentes de curtiduría y suelo del drenaje, lodos de curtiduría, lodos activos de PTAR de curtiduría, río contaminado por efluente de curtiduría, sedimentos de curtiduría, suelos contaminados por efluentes de curtiduría, a su vez se destaca las condiciones óptimas en la que las bacterias se encargan de remover el Cr⁺⁶.

En general, los mecanismos de remoción del cromato por parte de las especies bacterianas disminuyen con el aumento de la concentración inicial de Cr⁺⁶, al aumentar la concentración aumenta la toxicidad, lo que provoca una baja viabilidad y un menor crecimiento de las bacterias en su medio de cultivo (Ayangbenro y Babalola, 2017).

En el caso del tiempo de tratamiento influye de manera directa en la eficiencia de eliminación de los iones metálicos, esta capacidad de remoción de Cr⁺⁶ aumenta con el incremento del tiempo de contacto y se mantiene constante cuando logra el equilibrio (Hosseini y Mousavi, 2021). El biotratamiento logra el equilibrio en un rango de horas que dependen de las condiciones de trabajo que la investigación lleve a simular (Wani et al., 2017).

La velocidad de agitación es ineludible para la transferencia de oxígeno a las células bacterianas (Das et al., 2014); las revoluciones por minuto elevados pueden cambiar la morfología celular y dañar las células, lo que conduce a la reducción metabólica y a la biorremediación eficiente (Gutiérrez et al., 2016).

En tanto, una adecuada velocidad de agitación permite el máximo crecimiento bacteriano y actividades de biorremediación (Malaviya y Singh, 2016).

Además, la temperatura es sustancial para el crecimiento bacteriano, que afecta las reacciones enzimáticas necesarias para la remoción de Cr^{+6} . Las temperaturas ascendentes reducen la remoción de cromato debido a la pérdida de actividad metabólica de las bacterias durante su incubación (Malaviya y Singh, 2016), de igual importancia, las temperaturas descendentes logra disminuir la fluidez de la membrana impidiendo el ingreso de los sustratos a las células apresuradamente, logrando una depreciación tasa de crecimiento bacteriano (Wang et al., 2016).

De igual importancia, el pH afecta la solubilidad de los iones metálicos del contaminante tóxico (Xiao et al., 2017), donde la remoción de Cr^{+6} está mediada por las enzimas y la variabilidad del pH en el medio generando la afectación de las actividades bacterianas y los cambios en la forma iónica del sitio activo de la enzima cromato reductasa (Ayele y Godeto, 2021).

Tabla 11: Especies bacterias y sus condiciones óptimas para la remoción de Cr⁺⁶ en efluentes de curtiduría.

Efluentes	Procedencia	País	Especies bacterianas aisladas	Condiciones óptimas en la remoción de Cr ⁺⁶ presente en el efluente						Referencias
				Concentración de Cr ⁺⁶ ensayada (mg/L)	Tiempo de tratamiento (h)	Velocidad de agitación (RPM)	Temperatura (°C)	pH	Eficiencia de remoción de Cr ⁺⁶ (%)	
Efluentes Comunes de una PTAR de curtiduría	Kanpur	India	<i>Cellulosimicrobium sp.</i> (KX710177)	50	24	120	35	8.49	99.3	(Bharagava y Mishra, 2018)
	Kanpur	India	<i>Microbacterium paraoxydans</i> SCRB19	100	96	120	35	7	93.4	(Mishra et al., 2021)
	Mumbai	India	<i>Acinetobacter sp.</i> B9	16	96	200	30	7	87	(Bhattacharya et al., 2014)
	Ajmer	India	<i>Brevibacillus agri</i>	100	48	150	37	7	85.9	(Chatterjee et al., 2019)
	Karnal	India	<i>Bacillus safensis</i> (MCC 3283)	50	96	110	30	5	91	(Chaudhary et al., 2021)
Efluente de curtiduría	Sheikhupura, Qasoor y Lahore	Pakistan	<i>Staphylococcus sciuri</i> A-HS1	2	6	120	35	7	93	(Elahi y Rehman, 2019)
	Lahore	Pakistan	<i>Staphylococcus simulans</i>	1500	24	120	37	7.2	94.6	(Kalsoom et al., 2021)
	Kasur	Pakistan	<i>Brevibacterium sp.</i> AKR2	1500	24	120	37	-	86	(Kalsoom et al., 2020)
	Tamil Nadu	India	<i>Bacillus licheniformis</i> SR3	100	25	150	37	9	95	(Sarankumar et al., 2020)
	Meknes	Marruecos	<i>Acinetobacter sp.</i> AB1	50	24	-	37	10	93	(Essahale et al., 2012)
	Cartagena	Colombia	<i>Stenotrophomonas maltophilia sp.</i> NA2	300	120	200	37	7	99	(Baldiris et al., 2018)
	El Cairo	Egipto	<i>Microbacterium spp.</i>	300	96	150	30	-	97.2	(Abo et al., 2020)

	Tamil Nadu	India	<i>Klebsiella pneumoniae</i> sp. MS 1.5	80	-	-	-	8	-	(Sanjay et al., 2020)
	Damanhour	Egipto	<i>Halomonas</i> sp. M-Cr	50	48	120	30	10	82	(Mabrouk, Arayes y Sabry, 2014)
	Kasur	Pakistan	<i>Ochrobactrum anthropi</i> STCr-1	250	48	150	37	7	100	(Sultan y Hasnain, 2012)
	Unnao	India	<i>Bacillus</i> sp.	200	48	150	35	7	74.5	(Tripathi et al., 2011)
	Ambur	India	<i>Enterococcus casseliflavus</i>	50	24	150	35	7.5	-	(Saranraj et al., 2010)
	Calcuta	India	<i>Planococcus</i> sp. TRC1	25	24	120	30	7.2	72	(Behera et al., 2016)
	Chengdu	China	<i>Bacillus cereus</i> G8639	50	24	140	37	8	98.2	(Zhao et al., 2012)
	Kolkata	India	<i>Cellulosimicrobium cellulans</i> KUCr3	200	24	120	35	7.5	52	(Chatterjee et al., 2011)
	Fez	Marruecos	<i>Bacillus</i> sp.	25	30	150	37	7	98.4	(Elkarrach et al., 2020)
	Kanpur	India	<i>Bacillus galactosidilyticus</i> APBS5-3	41.8	72	150	37	7	63.1	(Singh y Malaviya, 2017)
Efluentes y residuos sólidos de curtidurías	Bangalore	India	<i>Staphylococcus saprophyticus</i> subsp. <i>bovis cepa</i> 1 S10-5c	50	24	-	35	8	91	(Iyengar y Usha, 2016)
	Hazaribagh	India	<i>Acinetobacter generi</i> MKPF7	10	24	180	40	7	10	(Kabir et al., 2018)
	Kasur	Pakistan	<i>Cellulosimicrobium cellulans</i> CrK16	200	24	150	37	7	91	(Rehman y Faisal, 2015)
Efluentes de curtiduría y suelo del drenaje	Uttar Pradesh	India	<i>Bacillus cereus</i> Cr1	25	24	120	37	6	99	(Kumari, et al., 2016)
	Tamil Nadu	India	<i>Streptomyces</i> sp. TES-1	100	288	150	34	7	100	(Pandey et al., 2015)
Lodos de curtiduría	Kanpur	India	<i>Bacillus</i> sp. (DPAML065)	80	24	120	35	6	95	(Deepa et al., 2021)

	Fujian	China	<i>Stenotrophomonas</i> <i>sp. WY601</i>	300	65	180	37	8	90	(Liu et al., 2019)
	Uttar Pradesh	India	<i>Bacillus haynesii</i> (MT027008)	50	24	120	37	7.3	99	(Maurya, Kumar y Raj, 2022)
	-	Pakistán	<i>Pseudomonas putida</i> KI	10	24	-	-	7.2	100	(Mahmood et al., 2015)
Lodos activos de PTAR de curtiduría	Jijel	Argelia	<i>Bacillus megaterium</i> A3-1	30	72	-	37	-	100	(Ouled et al., 2018)
Río contaminado por efluente de curtiduría	Pasto	Colombia	<i>Bacillus thuringiensis</i>	59	12	50	20	-	92	(Guerrero et al., 2021)
Sedimentos de curtiduría	Córdoba	Argentina	<i>Bacillus sp.</i> SFC 500-1E	10	72	150	28	7	100	(Ontañón et al., 2018)
	Kanpur	India	<i>Bacillus subtilis</i> B2	50	24	200	37	8	74.1	(Sharma & Adholeya, 2012)
	Tamil Nadu	India	<i>Cellulosimicrobium funkei</i> AR6	250	120	200	35	7	80.4	(Karthik et al., 2017)
Suelos contaminados por efluentes de curtiduría	Fez	Marruecos	<i>Enterococcus gallinarum</i> S34	200	120	150	37	10	100	(Sayel et al., 2012)
	Fez	Marruecos	<i>Leucobacter chromiireducens</i> CRB2	100	48	150	30	8	100	(Tahri et al., 2016)
	Nadu	India	<i>Morganella morganii</i> 1Ab1	4600	48	150	37	7	92	(Princy et al., 2020)
	Kanpur	India	<i>Enterobacter sp.</i> DU17	50	24	180	37	7	79	(Rahman y Singh, 2014)

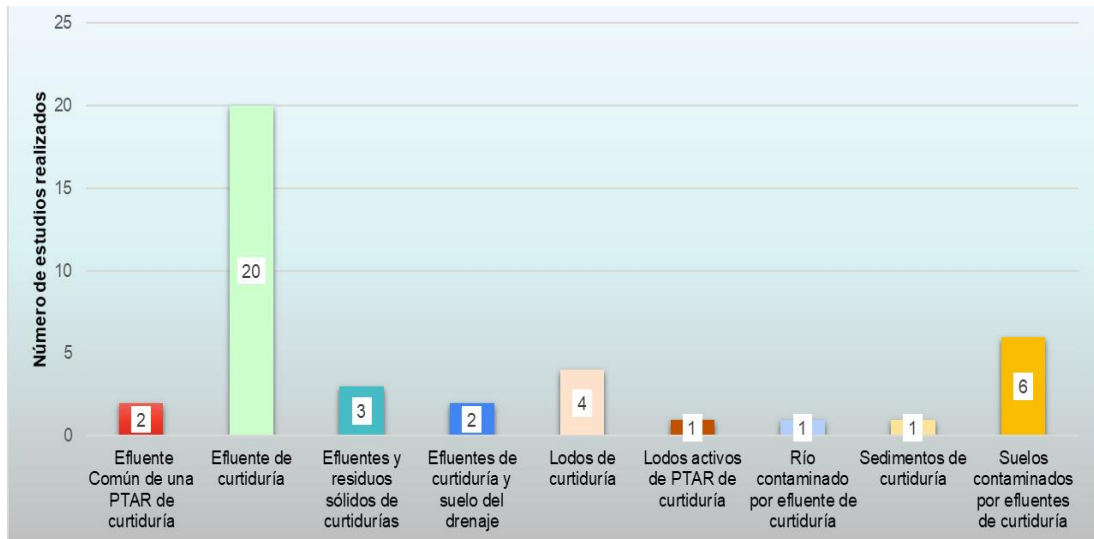


Figura 8: Numero de estudios realizados por las distintas fuentes de aislamientos bacteriano (Fuente propia).

De acuerdo a la Figura 8 las bacterias más utilizadas provienen de efluentes de curtiduría, realizándose 20 estudios de investigación cuyo porcentaje varia de 52 - 100 % remoción de Cr^{+6} y sus condiciones óptimas operacionales van de 110 - 200 rpm, 30 - 37 °C, 5 -10 pH y 6 - 120 horas, éstos últimos expresados en la Tabla 11.

La cepa bacteriana *Bacillus sp.* SFC 500-1E aislada de sedimentos de curtiduría, logra el 100 % de remoción de Cr^{+6} cuando la concentración inicial fue 10 mg/L; las condiciones óptimas se reportan a pH 7, 150 rpm, 28 °C (Ontañón et al., 2018), este último valor es la temperatura optima de trabajo con menor valor en la Tabla 11. A concentraciones de ensayo con 50 mg/L de Cr^{+6} , la mayor capacidad de remoción es del 99.3 % por parte de la especie bacteriana *Cellulosimicrobium sp.* (KX710177) aislada de lodos de curtiduría a una temperatura de 35 °C, pH 8.49, 120 rpm y 24 horas de contacto (Bharagava y Mishra, 2018).

De los estudios previos expuestos en la Tabla 11 las concentraciones de Cr^{+6} que utilizan 100 mg/L (Pandey et al., 2015), el único que logra el 100% de remoción es la especie bacteriana *Streptomyces sp.* TES-1 proveniente de efluentes de curtiduría y suelo del drenaje, a pH neutro con 35 °C en un lapso de 288 horas; en la misma secuencia el resultado más cercano al

mencionado anteriormente proviene del estudio de Mishra et al., (2021) con una remoción de 93.4%, coincidiendo en parámetros como la temperatura y el pH para resultados óptimos, sin embargo, su tiempo de tratamiento difiere con un total de 96 horas y su origen de aislamiento proviene de una fuente distinta, en este caso de un efluente común de una PTAR de curtiduría.

Resultados que obtienen la remoción a 200 mg/L de Cr⁺⁶ (Tripathi et al., 2011, Rehman & Faisal, 2015) logran el 74.5 y 91 % respectivamente, dando a informar que sus diferencias en los parámetros operacionales óptimos son la temperatura y las horas de tratamiento.

Stenotrophomonas sp. WY601 aislado de lodos de curtiduría, logra la mayor remoción de Cr⁺⁶ a partir de una concentración inicial de 300 mg/L, disminuyendo en un 90% a 65 h (Liu et al., 2019). En el caso de la cepa *Stenotrophomonas sp.* MB339, comparte los parámetros óptimos con la cepa WY601, sin embargo, se informa que el aumento de concentraciones mayores a 300 mg/L de Cr⁺⁶ se reduce la efectividad de remoción (Aslam, Yasmin y Sohail, 2020).

Las bacterias aisladas de efluentes de curtiduría *Morganella morgani* 1Ab1, *Brevibacterium sp.* AKR2, *Staphylococcus simulans* logran remover altas concentraciones de Cr⁺⁶, estas son 1500, 2000 y 4600 mg/L con 94.6, 86 y 92 % respectivamente (Kalsoom et al., 2021, Kalsoom et al., 2020, Princy et al., 2020), comparten los parámetros óptimos de biorremoción. A pesar que la especie *Bacillus cereus* T1B3 biorremedia 1500 mg/L de Cr⁺⁶ siendo su máxima remoción con parámetros óptimos similares, solo logra el 86% de remoción del metal (Nayak et al., 2018).

No es probable asociar varios niveles de tolerancia de las especies bacterianas que tratan el Cr⁺⁶ aislados de distintas fuentes expuestas al contaminante, por presentar diferentes microorganismos que se reproducen en condiciones optimizadas distintas (Batool, Marghoob y Kalsoom, 2017). Sin embargo, este presente estudio y los citados sugieren que las bacterias aisladas de efluentes de curtiduría comparten un rango de parámetros óptimos de trabajo, lo que resalta su alta resistencia al Cr⁺⁶.

V. CONCLUSIONES

- 5.1. La presente revisión sistemática demuestra que las bacterias del efluente de curtiduría representan ser un tratamiento rentable, debido a su naturaleza biodegradable, fácil disponibilidad y de baja toxicidad. Las técnicas empleadas para la obtención, crecimiento bacteriano tuvieron una dependencia con las concentraciones de los derivados del Cr^{+6} y los medios nutritivos como LB, MSM, Medio TSB, Medio TY, Caldo nutritivo DIFCO, Medio PYG, Agar Müller-Hinton, M9 mínimo, Medio BN, Medio MA y Caldo de sal mineral de Glucosa. Asimismo, por literatura se concluye que las bacterias aerobias han demostrado ser favorables por contar con un sustrato de carbono siendo vital para la donación y aceptación de electrones hasta convertir el Cr^{+6} a menos tóxico o su eliminación total.
- 5.2. Los estudios consultados a nivel laboratorio, reactores y biorreactores emplean los mecanismos de bio-tratamiento como la biotransformación, bioacumulación y biosorción, donde comparten un rango de parámetros óptimos, a manera de poder realizar ajustes a factores que los diferencian, como las concentraciones de Cr^{+6} en ensayos. Las bacterias que remueven Cr^{+6} en conjunto con la tecnología de biorreactores diseñados para las condiciones óptimas pueden obtener resultados más eficientes a manera de garantizar la remoción del contaminante hexavalente.
- 5.3 Por último, se revisa las condiciones óptimas de remoción de Cr^{+6} empleadas por bacterias aisladas de efluentes del curtido, estos factores influyen en el porcentaje de eliminación del metal clasificándose en la concentración inicial de Cr^{+6} , tiempo de tratamiento, velocidad de agitación, temperatura y pH. Los parámetros óptimos reportados por los diversos autores de las investigaciones consultadas demuestran que las especies bacterianas tienen la capacidad de disminuir la concentración de Cr^{+6} en el medio de cultivo, las diferentes concentraciones informadas dan a conocer la máxima capacidad de remoción de cada bacteria respectivamente.

VI. RECOMENDACIONES

- 6.1. Se recomienda comparar las técnicas de aislamiento, cultivo bacteriano, medios nutritivos, condiciones de trabajo y las concentraciones de los sintéticos del Cr^{+6} , con el fin de determinar que bacterias alcanzan una elevada eficiencia para la remoción de Cr^{+6} de efluentes de curtiduría. Asimismo, fomentar a gran escala la aplicación de bacterias originarias del efluente a nivel nacional, pues resultaría más viable y económico los procesos del tratamiento de efluentes.
- 6.2. Se sugiere realizar estudios de bacterias que intervienen en los métodos de filtración, biorreactor y reactor mediante los mecanismos de biosorción y biotransformación, a manera de aportar mayor conocimiento referente al tema y estos datos puedan servir de guía para futuros estudios.
- 6.3. Finalmente, mediante la revisión de artículos se encontró la utilización de consorcios bacterianos mixtos (rechazados por criterios de exclusión), donde se pudo rescatar que presentan efectividad para la remoción de Cr^{+6} . Por lo que, sería factible ejecutar revisiones y estudios de los métodos mixtos para la remoción del contaminante hexavalente, teniendo en cuenta el porcentaje de remoción y los parámetros óptimos (concentración inicial del Cr^{+6} ensayadas, tiempo de tratamiento, velocidad de agitación, temperatura y pH).

REFERENCIAS

ABO-ELAZM, A., ZAKI, S., ABD EL-RAHIM, W.M., ROSTOM, M., SEGAY, M.U.E., MOAWAD, H. y ZAKRIA, M., 2020. Bioremediation of hexavalent chromium widely discharged in leather tanning effluents. *Egyptian Journal of Chemistry*, vol. 63, no. 6, pp. 2201-2212. DOI 10.21608/ejchem.2019.18457.2142.

ARISHI, A. y MASHHOUR, I., 2021. Microbial mechanisms for remediation of hexavalent chromium and their large-scale applications; Current research and future directions. *Journal of Pure and Applied Microbiology*, vol. 15, no. 1, pp. 53-67. DOI 10.22207/JPAM.15.1.32.

ASLAM, F., YASMIN, A. y SOHAIL, S., 2020. Bioaccumulation of lead, chromium, and nickel by bacteria from three different genera isolated from industrial effluent. *International Microbiology*, vol. 23, no. 2, pp. 253-261. ISSN 16181905. DOI 10.1007/s10123-019-00098-w.

AYANGBENRO, A.S. y BABALOLA, O.O., 2017. A new strategy for heavy metal polluted environments: A review of microbial biosorbents. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, vol. 14, no. 1. ISSN 16604601. DOI 10.3390/ijerph14010094.

AYELE, A. y GODETO, Y.G., 2021. Bioremediation of Chromium by Microorganisms and Its Mechanisms Related to Functional Groups. *Journal of Chemistry*, vol. 2021. ISSN 20909071. DOI 10.1155/2021/7694157.

BALDIRIS, R., ACOSTA, N., MONTES, A., HERNÁNDEZ, J. y VIVAS, R., 2018. Reduction of hexavalent chromium and detection of chromate reductase (ChrR) in *Stenotrophomonas Maltophilia*. *Molecules*, vol. 23, no. 2, pp. 1-20. DOI 10.3390/molecules23020406.

BATOOL, R., MARGHOOB, U. y KALSOOM, A., 2017. Estimation of Exopolysaccharides (EPS) Producing Ability of Cr (VI) Resistant Bacterial Strains from Tannery Effluent. *Journal of Basic & Applied Sciences*, vol. 13, no. Vi, pp. 589-596. ISSN 1927-5129.

- BEHERA, M., DHALI, D., CHITYALA, S., MANDAL, T., BHATTACHARYA, P. y MANDAL, D.D., 2016. Evaluation of performance of *Planococcus* sp. TRC1 an indigenous bacterial isolate monoculture as bioremediator for tannery effluent. *Desalination and Water Treatment*, vol. 57, no. 28, pp. 13213-13224. DOI 10.1080/19443994.2015.1057531.
- BELTRÁN, M. y GÓMEZ, A., 2016. Biorremediación de metales pesados cadmio (Cd), cromo (Cr) y mercurio (Hg), mecanismos bioquímicos e ingeniería genética: una revisión. *Revista Facultad de Ciencias Básicas*, vol. 12, no. 2, pp. 172-197. DOI 10.18359/rfcb.2027.
- BERNAL, P. y HURTADO, M., 2018. La Investigación en Ciencias Sociales: Tecnicas de recolección de la información. En: UNIVERSIDAD PILOTO DE COLOMBIA (ed.), *eBook*. Colombia: Maestría en Gestión Urbana, pp. 47-52.
- BHARAGAVA, R. y MISHRA, S., 2018. Hexavalent chromium reduction potential of *Cellulosimicrobium* sp. isolated from common effluent treatment plant of tannery industries. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, vol. 147, pp. 102-109. DOI 10.1016/j.ecoenv.2017.08.040.
- BHATTACHARYA, A., GUPTA, A., KAUR, A. y MALIK, D., 2014. Efficacy of *Acinetobacter* sp. B9 for simultaneous removal of phenol and hexavalent chromium from co-contaminated system. *Applied Microbiology and Biotechnology*, vol. 98, no. 23, pp. 9829-9841. DOI 10.1007/s00253-014-5910-5.
- BHATTACHARYA, A., GUPTA, A., KAUR, A. y MALIK, D., 2019. Alleviation of hexavalent chromium by using microorganisms: Insight into the strategies and complications. *Water Science and Technology*, vol. 79, no. 3, pp. 411-424. ISSN 02731223. DOI 10.2166/wst.2019.060.
- CHATTERJEE, S., SAU, G.B. y MUKHERJEE, S.K., 2011. Bioremediation of Cr(VI) from chromium-contaminated wastewater by free and immobilized cells of *cellulosimicrobium cellulans* KUCr3. *Bioremediation Journal*, vol. 15, no. 3, pp. 173-180. DOI 10.1080/10889868.2011.598488.

CHATTERJEE, S., SHEKHAWAT, K. y GUPTA, N., 2019. Bioreduction of toxic hexavalent chromium by novel indigenous microbe *Brevibacillus agri* isolated from tannery wastewater. *International Journal of Environmental Science and Technology*, vol. 16, no. 7, pp. 3549-3556. DOI 10.1007/s13762-018-1885-6.

CHAUDHARY, P., BENIWAL, V., UMAR, A., KUMAR, R., SHARMA, P., KUMAR, A., AL-HADEETHI, Y. y CHHOKAR, V., 2021. In vitro microcosm of co-cultured bacteria for the removal of hexavalent Cr and tannic acid: A mechanistic approach to study the impact of operational parameters. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, vol. 208, pp. 111484. DOI 10.1016/j.ecoenv.2020.111484.

CHINA, C.R., MAGUTA, M.M., NYANDORO, S.S., HILONGA, A., KANTH, S. V. y NJAU, K.N., 2020. Alternative tanning technologies and their suitability in curbing environmental pollution from the leather industry: A comprehensive review. *Chemosphere*, vol. 254, pp. 126804. DOI 10.1016/j.chemosphere.2020.126804.

CÓRDOVA, H., VARGAS, R., CESARE, F., FLORES DEL PINO, L. y VISITACIÓN, L., 2014. Tratamiento de aguas residuales del proceso de curtido tradicional y alternativo que utiliza complejantes de cromo. *Revista de la Sociedad Química del Perú*, vol. 80, no. 3, pp. 183-191.

DAS, S., MISHRA, J., DAS, S., PANDEY, S., RAO, D., CHAKRABORTY, A., SUDARSHAN, M., DAS, N. y THATOI, H., 2014. Investigation on mechanism of Cr(VI) reduction and removal by *Bacillus amyloliquefaciens*, a novel chromate tolerant bacterium isolated from chromite mine soil. *Chemosphere*, vol. 96, pp. 112-121. DOI 10.1016/j.chemosphere.2013.08.080.

DEEPA, A., SINGH, Astha, SINGH, Aakansha y MISHRA, B.K., 2021. An experimental approach for the utilization of tannery sludge-derived *Bacillus* strain for biosorptive removal of Cr(VI)-contaminated wastewater. *Environmental Science and Pollution Research*, vol. 28, no. 8, pp. 9864-9876. DOI 10.1007/s11356-020-11284-z.

DELGADO, P., DURAND, A., ZEGARRA, P., JIMÉNEZ, H., ALVAREZ, V. y VENA, G., 2020. Biorremediación de Cromo VI mediante el uso de *Rhodopseudomonas palustris* en efluentes industriales provenientes de

curtiembres. *Revista Boliviana de Química*, vol. 37, no. 1, pp. 21-27. DOI 10.34098/2078-3949.37.1.3.

DEY, S. y PAUL, A., 2020. Immobilized Chromate Reducing Bacteria and their Enzymes in Bioremediation of Hexavalent Chromium. , vol. 4, no. 2, pp. 106-121.

DHAL, B., THATOI, H., DAS, N. y PANDEY, B., 2013. Chemical and microbial remediation of hexavalent chromium from contaminated soil and mining/metallurgical solid waste: A review. *Journal of Hazardous Materials*, vol. 250-251, pp. 272-291. DOI 10.1016/j.jhazmat.2013.01.048.

ECHEVERRI, G., RAMIREZ, L., SÁEZ, Y. y ESCORCIA, A., 2021. In Vitro evaluation of bio reduction of hexavalent chrome by marine microorganisms isolated in the cartagena bay for wastewater treatment. *Chemical Engineering Transactions*, vol. 86, no. 2, pp. 655-660. DOI 10.3303/CET2186110.

ELAHI, A., AJAZ, M., REHMAN, A., VUILLEUMIER, S., KHAN, Z. y HUSSAIN, S., 2019. Isolation, characterization, and multiple heavy metal-resistant and hexavalent chromium-reducing Microbacterium testaceum B-HS2 from tannery effluent. *Journal of King Saud University - Science*, vol. 31, no. 4, pp. 1437-1444. DOI 10.1016/j.jksus.2019.02.007.

ELAHI, A., AROOJ, I., BUKHARI, D. y REHMAN, A., 2020. Successive use of microorganisms to remove chromium from wastewater. *Applied Microbiology and Biotechnology*, vol. 104, no. 9, pp. 3729-3743. DOI 10.1007/s00253-020-10533-y.

ELAHI, A. y REHMAN, A., 2019. Multiple metal resistance and Cr⁶⁺ reduction by bacterium, *Staphylococcus sciuri* A-HS1, isolated from untreated tannery effluent. *Journal of King Saud University - Science*, vol. 31, no. 4, pp. 1005-1013. DOI 10.1016/j.jksus.2018.07.016.

ELKARRACH, K., MERZOUKI, M., BIYADA, S. y BENLEMLIH, M., 2020. Bioaugmentation process for the treatment of tannery effluents in Fez, Morocco: An eco-friendly treatment using novel chromate bacteria. *Journal of Water Process Engineering*, vol. 38, no. June, pp. 101589. DOI 10.1016/j.jwpe.2020.101589.

ESSAHALE, A., MALKI, M., MARÍN, I. y MOUMNI, M., 2012. Hexavalent Chromium Reduction and Accumulation by *Acinetobacter* AB1 Isolated from Fez Tanneries in Morocco. *Indian Journal of Microbiology*, vol. 52, no. 1, pp. 48-53. ISSN 00468991. DOI 10.1007/s12088-011-0187-1.

FERNÁNDEZ, P., VIÑARTA, S., BERNAL, A., CRUZ, E. y FIGUEROA, L., 2018. Bioremediation strategies for chromium removal: Current research, scale-up approach and future perspectives. *Chemosphere*, vol. 208, pp. 139-148. DOI 10.1016/j.chemosphere.2018.05.166.

GANG, H., XIAO, C., XIAO, Y., YAN, W., BAI, R., DING, R., YANG, Z. y ZHAO, F., 2019. Proteomic analysis of the reduction and resistance mechanisms of *Shewanella oneidensis* MR-1 under long-term hexavalent chromium stress. *Environment International*, vol. 127, pp. 94-102. DOI 10.1016/j.envint.2019.03.016.

GUATIBONZA, B. y TORRIJOS, D., 2018. Aislamiento, Evaluación y Selección de Microorganismos con Capacidad de Detoxificación de Cromo a Partir de Muestras de Agua Contaminadas con Metales Pesados. *Journal of Physical Therapy Science* [en línea], vol. 9, no. 1, pp. 1-11.

GUERRERO-CEBALLOS, D.L., PINTA-MELO, J., FERNÁNDEZ-IZQUIERDO, P., MONDRAGON, E.I. y BURBANO-ROSETO, E.M., 2021. Molecular techniques for the assessment of Cr (VI) reduction by *Bacillus thuringiensis*. *Universitas Scientiarum*, vol. 26, no. 2, pp. 243-259. DOI 10.11144/Javeriana.SC26-2.mftt.

GUPTA, A. y JOIA, J., 2016. Microbes as Potential Tool for Remediation of Heavy Metals: A Review. *Journal of Microbial & Biochemical Technology*, vol. 8, no. 4, pp. 364-372. DOI 10.4172/1948-5948.1000310.

GUTIÉRREZ-CORONA, J.F., ROMO-RODRÍGUEZ, P., SANTOS-ESCOBAR, F., ESPINO-SALDAÑA, A.E. y HERNÁNDEZ-ESCOTO, H., 2016. Microbial interactions with chromium: basic biological processes and applications in environmental biotechnology. *World Journal of Microbiology and Biotechnology*, vol. 32, no. 12. ISSN 15730972. DOI 10.1007/s11274-016-2150-0.

HASSAN, Z., ALI, S., RIZWAN, M., IBRAHIM, M., NAFEES, M. y WASSEM, M., 2017. Role of bioremediation agents (bacteria, fungi and algae) in alleviating heavy metal toxicity. *Probiotics in Agroecosystem*. S.l.: s.n., pp. 517-537. ISBN 9789811040597.

HERNÁNDEZ, R., FERNÁNDEZ, C. y BAPTISTA, P., 2014. *Metodología de la Investigación*. 6ta. México D.F.: McGRAW-HILL Education. ISBN 978-1-4562-2396-0.

HOSSEINI, H. y MOUSAVI, S.M., 2021. Bacterial cellulose/polyaniline nanocomposite aerogels as novel bioadsorbents for removal of hexavalent chromium: Experimental and simulation study. *Journal of Cleaner Production*, vol. 278, pp. 123817. ISSN 09596526. DOI 10.1016/j.jclepro.2020.123817.

HUANG, H., WU, K., KHAN, A., JIANG, Y., LING, Z., LIU, P., CHEN, Y., TAO, X. y LI, X., 2016. A novel *Pseudomonas gessardii* strain LZ-E simultaneously degrades naphthalene and reduces hexavalent chromium. *Bioresource Technology*, vol. 207, pp. 370-378. DOI 10.1016/j.biortech.2016.02.015.

INEI, 2017. Perú : Estructura Empresarial, 2016. *Lima, Octubre 2017*, pp. 135.

IYENGAR, C.A. y USHA, M.S., 2016. Removal of chromium by *Staphylococcus saprophyticus* subsp. *bovis* strain 1. *Biologija*, vol. 62, no. 1, pp. 1-8. ISSN 1392-0146. DOI 10.6001/biologija.v62i1.3285.

JOBBY, R., JHA, P., YADAV, A.K. y DESAI, N., 2018. *Biosorption and biotransformation of hexavalent chromium [Cr(VI)]: A comprehensive review*. 2018. S.l.: Elsevier Ltd.

KABIR, M.M., FAKHRUDDIN, A.N.M., CHOWDHURY, M.A.Z., PRAMANIK, M.K. y FARDOUS, Z., 2018. Isolation and characterization of chromium(VI)-reducing bacteria from tannery effluents and solid wastes. *World Journal of Microbiology and Biotechnology*, vol. 34, no. 9, pp. 126. DOI 10.1007/s11274-018-2510-z.

KALAIMURUGAN, D., BALAMURALIKRISHNAN, B., DURAIRAJ, K., VASUDHEVAN, P., SHIVAKUMAR, M.S., KAUL, T., CHANG, S.W., RAVINDRAN, B. y VENKATESAN, S., 2020. Isolation and characterization of heavy-metal-

resistant bacteria and their applications in environmental bioremediation. *International Journal of Environmental Science and Technology*, vol. 17, no. 3, pp. 1455-1462. DOI 10.1007/s13762-019-02563-5.

KALSOOM, A., BATOOL, R. y JAMIL, N., 2021. Highly Cr(VI)-tolerant *Staphylococcus simulans* assisting chromate evacuation from tannery effluent. *Green Processing and Synthesis*, vol. 10, no. 1, pp. 295-308. DOI 10.1515/gps-2021-0027.

KALSOOM, A., JAMIL, R. y BATOOL. N., 2020. AN INTEGRATED APPROACH FOR SAFE REMOVAL OF CHROMIUM (VI) BY *BREVIBACTERIUM SP.* *Pakistan Journal of Science*, vol. 72, no. 1, pp. 18-25.

KARIMI-MALEH, H., AYATI, A., GHANBARI, S., OROOJI, Y., TANHAEI, B., KARIMI, F., ALIZADEH, M., ROUHI, J., FU, L. y SILLANPÄÄ, M., 2021. *Recent advances in removal techniques of Cr(VI) toxic ion from aqueous solution: A comprehensive review*. S.I.: s.n.

KARTHIK, C., RAMKUMAR, V.S., PUGAZHENDHI, A., GOPALAKRISHNAN, K. y ARULSELVI, P.I., 2017. Biosorption and biotransformation of Cr(VI) by novel *Cellulosimicrobium funkei* strain AR6. *Journal of the Taiwan Institute of Chemical Engineers*, vol. 70, pp. 282-290. DOI 10.1016/j.jtice.2016.11.006.

KELLY, S.J.R., WEINKAMER, R., BERTINETTI, L., EDMONDS, R.L., SIZELAND, K.H., WELLS, H.C., FRATZL, P. y HAVERKAMP, R.G., 2018. Effect of collagen packing and moisture content on leather stiffness. *Journal of the Mechanical Behavior of Biomedical Materials*, vol. 90, pp. 1-10. DOI 10.1016/j.jmbbm.2018.10.004.

KUMARI, V., YADAV, A., HAQ, I., KUMAR, S., BHARAGAVA, Ram, SINGH, S. y RAJ, A., 2016. Genotoxicity evaluation of tannery effluent treated with newly isolated hexavalent chromium reducing *Bacillus cereus*. *Journal of Environmental Management*, vol. 183, pp. 204-211. DOI 10.1016/j.jenvman.2016.08.017.

- KUMARI, V., YADAV, A., HAQ, I., KUMAR, S., BHARAGAVA, Ram Naresh, SINGH, S.K. y RAJ, A., 2016. Genotoxicity evaluation of tannery effluent treated with newly isolated hexavalent chromium reducing *Bacillus cereus*. *Journal of Environmental Management*, vol. 183, pp. 204-211. DOI 10.1016/j.jenvman.2016.08.017.
- LI, X., FAN, M., LIU, L., CHANG, J. y ZHANG, J., 2020. Treatment of high-concentration chromium-containing wastewater by sulfate-reducing bacteria acclimated with ethanol. *Water Science and Technology*, vol. 80, no. 12, pp. 2362-2372. ISSN 19969732. DOI 10.2166/wst.2020.057.
- LIU, H., WANG, Yuqian, ZHANG, H., HUANG, G., YANG, Q. y WANG, Yingling, 2019. Synchronous detoxification and reduction treatment of tannery sludge using Cr (VI) resistant bacterial strains. *Science of the Total Environment* [en línea], vol. 687, pp. 34-40. ISSN 18791026. DOI 10.1016/j.scitotenv.2019.06.093. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.06.093>.
- LYTRAS, G., LYTRAS, C., ARGYROPOULOU, D., DIMOPOULOS, N., MALAVETAS, G. y LYBERATOS, G., 2017. A novel two-phase bioreactor for microbial hexavalent chromium removal from wastewater. *Journal of Hazardous Materials*, vol. 336, pp. 41-51. DOI 10.1016/j.jhazmat.2017.04.049.
- MABROUK, M.E.M., ARAYES, M.A. y SABRY, S.A., 2014. Hexavalent chromium reduction by chromate-resistant haloalkaliphilic halomonas sp. M-Cr newly isolated from tannery effluent. *Biotechnology and Biotechnological Equipment*, vol. 28, no. 4, pp. 659-667. DOI 10.1080/13102818.2014.937092.
- MAHMOOD, S., KHALID, A., MAHMOOD, T., ARSHAD, M., LOYOLA-LICEA, J.C. y CROWLEY, D.E., 2015. Biotreatment of simulated tannery wastewater containing Reactive Black 5, aniline and CrVI using a biochar packed bioreactor. *RSC Advances*, vol. 5, no. 128, pp. 106272-106279. DOI 10.1039/c5ra16809k.
- MALA, J., SUJATHA, D. y ROSE, C., 2015. Inducible chromate reductase exhibiting extracellular activity in *Bacillus methylotrophicus* for chromium bioremediation. *Microbiological Research*, vol. 170, pp. 235-241. DOI 10.1016/j.micres.2014.06.001.

MALAVIYA, P. y SINGH, A., 2016. Bioremediation of chromium solutions and chromium containing wastewaters. *Critical Reviews in Microbiology*, vol. 42, no. 4, pp. 607-633.

MARZAN, L., HOSSAIN, M., MINA, S., AKTER, Y. y CHOWDHURY, A., 2017. Isolation and biochemical characterization of heavy-metal resistant bacteria from tannery effluent in Chittagong city, Bangladesh: Bioremediation viewpoint. *Egyptian Journal of Aquatic Research* [en línea], vol. 43, no. 1, pp. 65-74. DOI 10.1016/j.ejar.2016.11.002.

MAURYA, A., KUMAR, P.S. y RAJ, A., 2022. Characterization of biofilm formation and reduction of hexavalent chromium by bacteria isolated from tannery sludge. *Chemosphere*, vol. 286, pp. 131795. DOI 10.1016/j.chemosphere.2021.131795.

MAYTA, S. y VELA, S., 2015. *Tratamiento biológico del Cromo (VI) con Pseudomonas Putida en un biorreactor airlift de tubos concéntricos*. S.I.: Universidad Nacional del Centro del Perú.

MBONAMBI, N. y CHIRWA, E., 2019. Biological remediation of chromium (VI) in aquifer media columns. *Chemical Engineering Transactions*, vol. 76, no. 4, pp. 1333-1338. DOI 10.3303/CET1976223.

MENCHACA, D., 2015. *Aislamiento e identificación de bacterias metalolíficas resistentes a Cromo Hexavalente con potencial aplicación en procesos de biorremediación*. S.I.: Universidad Autónoma de Nuevo León.

MIRANDA, K.X., 2019. *Efecto de diferentes concentraciones de Pseudomonas sp. en la biorreducción de cromo VI en agua residual de curtiembre de la provincia de Trujillo, 2017* [en línea]. S.I.: Universidad Nacional del Santa. Disponible en: <http://repositorio.uns.edu.pe/handle/UNS/3200>.

MISHRA, S. y BHARAGAVA, R.N., 2016. Toxic and genotoxic effects of hexavalent chromium in environment and its bioremediation strategies. *Journal of Environmental Science and Health - Part C Environmental Carcinogenesis and Ecotoxicology Reviews*, vol. 34, no. 1, pp. 1-32. ISSN 15324095.

MISHRA, S., CHEN, S., SARATALE, G.D., SARATALE, R.G., ROMANHOLO FERREIRA, L.F., BILAL, M. y BHARAGAVA, R.N., 2021. Reduction of hexavalent chromium by *Microbacterium paraoxydans* isolated from tannery wastewater and characterization of its reduced products. *Journal of Water Process Engineering*, vol. 39, pp. 101748. DOI 10.1016/j.jwpe.2020.101748.

MOSA, K., SAADOUN, I., KUMAR, K., HELMY, M. y DHANKHER, O., 2016. Potential biotechnological strategies for the cleanup of heavy metals and metalloids. *Frontiers in Plant Science*, vol. 7, pp. 1-14. ISSN 1664462X. DOI 10.3389/fpls.2016.00303.

MUNAWAROH, H., GUMILAR, G., NANDIYANTO, A., KARTIKASARI, S., KUSUMAWATY, D. y HASANAH, D., 2017. Microbial reduction of Cr (VI) in to Cr (III) by locally isolated *Pseudomonas aeruginosa*. *Materials Science and Engineering*, vol. 180, no. 1, pp. 1-7. DOI 10.1088/1757-899X/180/1/012296.

NAYAK, A.K., PANDA, S.S., BASU, A. y DHAL, N.K., 2018. Enhancement of toxic Cr (VI), Fe, and other heavy metals phytoremediation by the synergistic combination of native *Bacillus cereus* strain and *Vetiveria zizanioides* L. *International Journal of Phytoremediation* [en línea], vol. 20, no. 7, pp. 682-691. ISSN 15497879. DOI 10.1080/15226514.2017.1413332.

ONTAÑÓN, O., GONZÁLEZ, P. y AGOSTINI, E., 2015. Biochemical and molecular mechanisms involved in simultaneous phenol and Cr(VI) removal by *Acinetobacter guillouiae* SFC 500-1A. *Environmental Science and Pollution Research*, vol. 22, no. 17, pp. 13014-13023. DOI 10.1007/s11356-015-4571-y.

ONTAÑÓN, O.M., FERNANDEZ, M., AGOSTINI, E. y GONZÁLEZ, P.S., 2018. Identification of the main mechanisms involved in the tolerance and bioremediation of Cr(VI) by *Bacillus* sp. SFC 500-1E. *Environmental Science and Pollution Research*, vol. 25, no. 16, pp. 16111-16120. DOI 10.1007/s11356-018-1764-1.

OROZCO, J. y DÍAZ, A., 2018. ¿Cómo redactar los antecedentes de una investigación cualitativa? *Revista Electrónica de Conocimientos, Saberes y Prácticas*, vol. 1, no. 2, pp. 66-82. DOI 10.30698/recsp.v1i2.13.

ORUKO, R.O., SELVARAJAN, R., OGOLA, H.J.O., EDOKPAYI, J.N. y ODIYO, J.O., 2019. Contemporary and future direction of chromium tanning and management in sub Saharan Africa tanneries. *Process Safety and Environmental Protection*, vol. 133, pp. 369-386. DOI 10.1016/j.psep.2019.11.013.

OULED-HADDAR, H., TALEB, R., ADJROUD, M., MOUSSAOUI, M. y SIFOUR, M., 2018. Reduction and bioaccumulation of hexavalent chromium by bacillus megaterium from a tannery's activated sludge. *Algerian Journal of Environmental Science and Technology*, vol. 4, no. 1, pp. 76-81.

PANDEY, S., SINGH, N.K., BANSAL, A.K., ARUTCHELVAN, V. y SARKAR, S., 2015. Alleviation of toxic hexavalent chromium using indigenous aerobic bacteria isolated from contaminated tannery industry sites. *Preparative Biochemistry and Biotechnology*, vol. 46, no. 5, pp. 517-523. DOI 10.1080/10826068.2015.1084635.

PINKI, S., KARIM, M., DEWANJEE, D., BHUIYAN, H., AL MASUD, H. y HOQ, M., 2021. Microbial reduction and detoxification of chromium from tannery effluent by natural inhabitants. *Nature Environment and Pollution Technology*, vol. 20, no. 3, pp. 1369-1380. DOI 10.46488/NEPT.2021.V20I03.051.

PRADHAN, D., SUKLA, L., SAWYER, M. y RAHMAN, P., 2017. Recent bioreduction of hexavalent chromium in wastewater treatment: A review. *Journal of Industrial and Engineering Chemistry*, vol. 55, pp. 1-20. DOI 10.1016/j.jiec.2017.06.040.

PRINCY, S., SATHISH, S., CIBICHAKRAVARTHY, B. y PRABAGARAN, S., 2020. Hexavalent chromium reduction by *Morganella morganii* (1Ab1) isolated from tannery effluent contaminated sites of Tamil Nadu, India. *Biocatalysis and Agricultural Biotechnology*, vol. 23, pp. 101469. DOI 10.1016/j.bcab.2019.101469.

PUSHKAR, B., SEVAK, P., PARAB, S. y NILKANTH, N., 2021. Chromium pollution and its bioremediation mechanisms in bacteria: A review. *Journal of Environmental Management*, vol. 287, pp. 112279. DOI 10.1016/j.jenvman.2021.112279.

RAHMAN, Z. y SINGH, V.P., 2014. Cr(VI) reduction by *Enterobacter* sp. DU17 isolated from the tannery waste dump site and characterization of the bacterium and the Cr(VI) reductase. *International Biodeterioration and Biodegradation*, vol. 91, pp. 97-103. DOI 10.1016/j.ibiod.2014.03.015.

REHMAN, F. y FAISAL, M., 2015. Toxic hexavalent chromium reduction by *Bacillus pumilis*, *Cellulosimicrobium cellulans* and *Exiguobacterium*. *Chinese Journal of Oceanology and Limnology*, vol. 33, no. 3, pp. 585-589. ISSN 19935005. DOI 10.1007/s00343-015-4155-1.

REY DE CASTRO, A., 2013. *Recuperación de cromo (III) de efluentes de curtido para control ambiental y optimización del proceso productivo*. S.l.: Pontificia Universidad Católica del Perú.

RODRÍGUEZ, C. y ZHURBENLO, R., 2018. *MANUAL DE MEDIOS DE CULTIVO 2018*. 4° Edición. Mayabeque, Cuba: s.n.

ROESTORFF, M. y CHIRWA, E., 2018. Comparison of the performance of *Chlorococcum ellipsoideum* and *Tetrademus obliquus* as a carbon source for reduction of Cr(VI) with bacteria. *Chemical Engineering Transactions*, vol. 70, no. VI, pp. 463-468. DOI 10.3303/CET1870078.

SALGADO, I., PÉREZ, J., CARBALLO, M., SARDIÑAS, A. y ARIAS, M., 2015. REVISTA CUBANA DE CIENCIAS BIOLÓGICAS ARTÍCULO DE REVISIÓN REVISTA CUBANA DE CIENCIAS BIOLÓGICAS Application of rhizobacteria in bioremediation of hexavalent chromium present in wastewater. *Revista cubana de ciencias biológicas*, vol. 4, no. 2, pp. 20-34.

SANJAY, M., SUDARSANAM, D., RAJ, G. y BASKAR, K., 2018. Isolation and identification of chromium reducing bacteria from tannery effluent. *Journal of King Saud University - Science*, vol. 32, no. 1, pp. 265-271. DOI 10.1016/j.jksus.2018.05.001.

SANJAY, M.S., SUDARSANAM, D., RAJ, G.A. y BASKAR, K., 2020. Isolation and identification of chromium reducing bacteria from tannery effluent. *Journal of King Saud University - Science*, vol. 32, no. 1, pp. 265-271. DOI 10.1016/j.jksus.2018.05.001.

SARANKUMAR, R., ARULPRAKASH, A., DEVANESAN, S., SELVI, A., ALSALHI, M., RAJASEKAR, A. y AHAMED, A., 2020. Bioreduction of hexavalent chromium by chromium resistant alkalophilic bacteria isolated from tannery effluent. *Journal of King Saud University - Science*, vol. 32, no. 3, pp. 1969-1977. DOI 10.1016/j.jksus.2020.02.010.

SARANRAJ, P., STELLA, D., REETHA, D. y MYTHILI, K., 2010. Bioadsorption of Chromium Resistant *Enterococcus casseliflavus* Isolated from Tannery Effluents Keywords. *Journal of Ecobiotechnology*, vol. 2, pp. 2077- 0464.

SATHISHKUMAR, K., MURUGAN, K., BENELLI, G., HIGUCHI, A. y RAJASEKAR, A., 2017. Bioreduction of hexavalent chromium by *Pseudomonas stutzeri* L1 and *Acinetobacter baumannii* L2. *Annals of Microbiology*, vol. 67, no. 1, pp. 91-98. DOI 10.1007/s13213-016-1240-4.

SAYEL, H., BAHAFID, W., JOUTEY, N.T., DERRAZ, K., BENBRAHIM, K.F., KORAICHI, S.I. y EL GHACHTOULI, N., 2012. Cr(VI) reduction by *Enterococcus gallinarum* isolated from tannery waste-contaminated soil. *Annals of Microbiology*, vol. 62, no. 3, pp. 1269-1277. DOI 10.1007/s13213-011-0372-9.

SHARMA, B., DANGI, A. y SHUKLA, P., 2018. Contemporary enzyme based technologies for bioremediation: A review. *Journal of Environmental Management*, vol. 210, pp. 10-22. ISSN 10958630.

SHARMA, S. y ADHOLEYA, A., 2012. Hexavalent chromium reduction in tannery effluent by bacterial species isolated from tannery effluent contaminated soil. *Journal of Environmental Science and Technology*.

SINGH, A. y MALAVIYA, P., 2017. Optimization of culture parameters tannery effluents bioremediation by *galactosidilyticus* APBS5-3. , vol. 38, no. January, pp. 1-6.

SONG, X., WANG, Q., JIN, P., CHEN, X., TANG, S., WEI, C., LI, K., DING, X., TANG, Z. y FU, H., 2021. Enhanced biostimulation coupled with a dynamic groundwater recirculation system for Cr(VI) removal from groundwater: A field-scale study. *Science of the Total Environment*, vol. 772, pp. 145495. DOI 10.1016/j.scitotenv.2021.145495.

SULTAN, S. y HASNAIN, S., 2012. Chromium (VI) reduction by cell free extract of *Ochrobactrum anthropi* isolated from Tannery effluent. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, vol. 89, no. 1, pp. 152-157. DOI 10.1007/s00128-012-0648-1.

TAHRI, N., BAHAFID, W., SAYEL, H., NASSEF, S. y EL GHACHTOULI, N., 2016. *Leucobacter chromiireducens* CRB2, a new strain with high Cr(VI) reduction potential isolated from tannery-contaminated soil (Fez, Morocco). *Annals of Microbiology*, vol. 66, no. 1, pp. 425-436. DOI 10.1007/s13213-015-1125-y.

TIMKOVÁ, I., SEDLÁKOVÁ, J. y PRISTAŠ, P., 2018. Biosorption and bioaccumulation abilities of actinomycetes/streptomyces isolated from metal contaminated sites. *Separations*, vol. 5, no. 4. DOI /10.3390/separations5040054.

TRIPATHI, M., VIKRAM, S., JAIN, R.K. y GARG, S.K., 2011. Isolation and Growth Characteristics of Chromium(VI) and Pentachlorophenol Tolerant Bacterial Isolate from Treated Tannery Effluent for its Possible Use in Simultaneous Bioremediation. *Indian Journal of Microbiology*, vol. 51, no. 1, pp. 61-69. DOI 10.1007/s12088-011-0089-2.

VARGAS, D., MEDINA, D. y AMURIO, D., 2017. Alternativa de proceso de curtido con alto agotamiento de Cromo para las curtiembres tradicionales de la ciudad de Cochabamba. *Acta Nova*, vol. 8, no. 1, pp. 3-30. ISSN 1683-0789.

VENKATESAN, G. y SUBRAMANI, T., 2019. Reduction of hexavalent chromium to trivalent chromium from tannery effluent using bacterial biomass. *Indian Journal of Geo-Marine Sciences*, vol. 48, no. 4, pp. 528-534. ISSN 09751033.

VIVIENDA, 2015. D.S. N° 001-2015: *Se modifican diversos artículos del Decreto Supremo N° 021-2009- VIVIENDA, que aprobó los Valores Máximos Admisibles (VMA) de las descargas de aguas residuales no domésticas en el sistema de alcantarillado sanitario.* 2015. Perú: Diario Oficial El Peruano.

WANG, B., SUN, Y. y SUN, R., 2019. Fractional and structural characterization of lignin and its modification as biosorbents for efficient removal of chromium from wastewater: a review. , vol. 1, no. 5, pp. 1-25. DOI 10.1186/s42825-019-0003-y.

- WANG, G.H., TSAI, T.H., CHIU, C.H., CHENG, C.Y. y CHUNG, Y.C., 2020. Operational characteristics of immobilized *Ochrobactrum* sp. CUST210-1 biosystem and immobilized chromate reductase biosystem in continuously treating actual chromium-containing wastewater. *Applied Sciences (Switzerland)*, vol. 10, no. 17, pp. 5934. ISSN 20763417. DOI 10.3390/app10175934.
- WANG, S.S., YE, S.L., HAN, Y.H., SHI, X.X., CHEN, D.L. y LI, M., 2016. Biosorption and bioaccumulation of chromate from aqueous solution by a newly isolated: *Bacillus mycoides* strain 200AsB1. *RSC Advances*, vol. 6, no. 103, pp. 101153-101161. ISSN 20462069. DOI 10.1039/c6ra23879c.
- WANI, P., OLAMIDE, A., RAFI, N., WAHID, S., WASIU, I. y SUNDAY, O., 2016. Sodium Alginate/Polyvinyl Alcohol Immobilization of *Brevibacillus brevis* OZF6 Isolated from Waste Water and Its Role in the Removal of Toxic Chromate. *British Biotechnology Journal*, vol. 15, no. 1, pp. 1-10. DOI 10.9734/bbj/2016/27341.
- WANI, P., OLAMIDE, A., WASIU, I., RAFI, N. y WAHID, S., 2017. Effect of *Brevibacillus brevis* OZF6 on Reduction of Chromium (VI) and Pea Growth. *Advances in Research*, vol. 9, no. 3, pp. 1-10. DOI 10.9734/air/2017/31986.
- WU, M., LI, Y., LI, J., WANG, Y., XU, H. y ZHAO, Y., 2019. Bioreduction of hexavalent chromium using a novel strain CRB-7 immobilized on multiple materials. *Journal of Hazardous Materials*, vol. 368, pp. 412-420. DOI 10.1016/j.jhazmat.2019.01.059.
- XIA, Q., YANG, L., HU, K., LI, K., XIANG, J., LIU, G. y WANG, Y., 2018. Chromium cross-linking based immobilization of AgNPs coating on leather surface with broad-spectrum antimicrobial activity and durability. *ACS Applied Materials and Interfaces*, vol. 11, no. 2, pp. 2352-2363. DOI 10.1021/acsami.8b17061.
- XIAO, W., YE, X., YANG, X., ZHU, Z., SUN, C., ZHANG, Q. y XU, P., 2017. Isolation and characterization of chromium(VI)-reducing *Bacillus* sp. FY1 and *Arthrobacter* sp. WZ2 and their bioremediation potential. *Bioremediation Journal*, vol. 21, no. 2, pp. 100-108. ISSN 15476529. DOI 10.1080/10889868.2017.1282939.

XU, W., DUAN, G., LIU, Y., ZENG, G., LI, X., LIANG, J. y ZHANG, W., 2018. Simultaneous removal of hexavalent chromium and o-dichlorobenzene by isolated *Serratia marcescens* ZD-9. *Biodegradation*, vol. 29, no. 6, pp. 605-616. DOI 10.1007/s10532-018-9856-7.

ZHAO, C., YANG, Q., CHEN, W. y TENG, B., 2012. Removal of hexavalent chromium in tannery wastewater by *Bacillus cereus*. *Canadian journal of microbiology*, vol. 58, no. 1, pp. 23-8. DOI 10.1139/w11-096.

ZHAO, X., TANG, D. y JIANG, Y., 2021. Effect of the reduction–mineralization synergistic mechanism of *Bacillus* on the remediation of hexavalent chromium. *Science of the Total Environment*, vol. 777, pp. 146190. DOI 10.1016/j.scitotenv.2021.146190.

ZIAGOVA, M., KOUKKOU, A. y LIAKOPOULOU, M., 2014. Optimization of cultural conditions of *Arthrobacter* sp. Sphe3 for growth-associated chromate (VI) reduction in free and immobilized cell systems. *Chemosphere*, vol. 95, pp. 535-540. DOI 10.1016/j.chemosphere.2013.09.112.


ANEXOS

Tabla 3: Matriz de categorización apriorística.

Título: Aislamiento y aplicación de bacterias para la remoción de Cr⁺⁶ en efluentes de curtiduría: Una revisión sistemática

Objetivo general	Objetivos específicos	Problemas específicos	Categoría	Criterio 1	Criterio 2	Criterio 3	Criterio 4	Criterio 5
Caracterizar el aislamiento y aplicación de bacterias para la remoción de Cr ⁺⁶ en efluentes de curtiduría.	Indicar las técnicas de aislamiento y cultivo de bacterias útiles para la remoción de Cr ⁺⁶ en efluentes de curtiduría.	¿Cuáles son las técnicas de aislamiento y cultivo de bacterias útiles para la remoción de Cr ⁺⁶ en efluentes de curtiduría?	Técnicas de aislamiento y cultivo	Familia bacteriana	Especies bacterianas	Técnicas del aislamiento y cultivo	Medio de cultivo para el aislamiento, multiplicación y/o mantenimiento	Condiciones de trabajo
	Mencionar los procesos y mecanismos de remoción de Cr ⁺⁶ empleadas por especies bacterianas en efluentes de curtiduría.	¿Cuáles son los procesos y mecanismos de remoción de Cr ⁺⁶ empleadas por especies bacterianas en efluentes de curtiduría?	Procesos y mecanismos de remoción	Método y/o proceso de remoción	Familia bacteriana	Especies bacterianas aislada	Mecanismos de remoción de Cr ⁺⁶	-
	Indicar las condiciones óptimas para la remoción de Cr ⁺⁶ por bacterias en efluentes de curtiduría	¿Cuáles son las condiciones óptimas para la remoción de Cr ⁺⁶ por bacterias en efluentes de curtiduría?	Condiciones óptimas	Efluentes tratados	Procedencia	País	Especie bacteriana aislada	Condiciones eficientes de remoción

Tabla 4: Ficha de análisis de contenidos.

 Universidad César Vallejo		FICHA DE ANÁLISIS DE CONTENIDOS	
Título:			
Autor(es):			
Tipo de documento:	Base de datos:	Pág. utilizadas:	Año de publicación:
Palabras claves:			
Técnicas de aislamiento y cultivo:			
Medio de cultivo para el aislamiento, multiplicación y/o mantenimiento:			
Condiciones de trabajo:			
Familia bacteriana:			
Especie bacteriana:			
Método y/o proceso de remoción:			
Mecanismos de remoción de Cr ⁺⁶ :			
Efluente tratado:			
Procedencia:			
País:			
Concentración de la muestra:			
Condiciones eficientes de remoción:			



UNIVERSIDAD CÉSAR VALLEJO

**FACULTAD DE INGENIERÍA Y ARQUITECTURA
ESCUELA PROFESIONAL DE INGENIERÍA AMBIENTAL**

Declaratoria de Originalidad de los Autores

Nosotros, RUESTA HERENCIA SERGIO ROLANDO, SALAZAR CIUDAD BETSY MARIAN MARJORIE estudiantes de la FACULTAD DE INGENIERÍA Y ARQUITECTURA de la escuela profesional de INGENIERÍA AMBIENTAL de la UNIVERSIDAD CÉSAR VALLEJO SAC - LIMA ESTE, declaramos bajo juramento que todos los datos e información que acompañan la Tesis titulada: "Aislamiento y aplicación de bacterias para la remoción de Cr+6 en efluentes de curtiduría: Una revisión sistemática", es de nuestra autoría, por lo tanto, declaramos que la Tesis:

1. No ha sido plagiada ni total, ni parcialmente.
2. Hemos mencionado todas las fuentes empleadas, identificando correctamente toda cita textual o de paráfrasis proveniente de otras fuentes.
3. No ha sido publicada, ni presentada anteriormente para la obtención de otro grado académico o título profesional.
4. Los datos presentados en los resultados no han sido falseados, ni duplicados, ni copiados.

En tal sentido asumimos la responsabilidad que corresponda ante cualquier falsedad, ocultamiento u omisión tanto de los documentos como de la información aportada, por lo cual nos sometemos a lo dispuesto en las normas académicas vigentes de la Universidad César Vallejo.

Nombres y Apellidos	Firma
BETSY MARIAN MARJORIE SALAZAR CIUDAD DNI: 70057513 ORCID 0000-0002-0960-5669	Firmado digitalmente por: MSALAZARCI el 31-01-2022 12:33:48
SERGIO ROLANDO RUESTA HERENCIA DNI: 44695115 ORCID 0000-0003-3873-3923	Firmado digitalmente por: SRUESTAH el 31-01-2022 12:35:33

Código documento Trilce: TRI - 0287372





UNIVERSIDAD CÉSAR VALLEJO

**FACULTAD DE INGENIERÍA Y ARQUITECTURA
ESCUELA PROFESIONAL DE INGENIERÍA AMBIENTAL**

Declaratoria de Autenticidad del Asesor

Yo, SOLORZANO ACOSTA RICHARD ANDI, docente de la FACULTAD DE INGENIERÍA Y ARQUITECTURA de la escuela profesional de INGENIERÍA AMBIENTAL de la UNIVERSIDAD CÉSAR VALLEJO SAC - LIMA ESTE, asesor de Tesis titulada: "Aislamiento y aplicación de bacterias para la remoción de Cr+6 en efluentes de curtiduría: Una revisión sistemática", cuyos autores son RUESTA HERENCIA SERGIO ROLANDO, SALAZAR CIUDAD BETSY MARIAN MARJORIE, constato que la investigación tiene un índice de similitud de 4.00%, verificable en el reporte de originalidad del programa Turnitin, el cual ha sido realizado sin filtros, ni exclusiones.

He revisado dicho reporte y concluyo que cada una de las coincidencias detectadas no constituyen plagio. A mi leal saber y entender la Tesis cumple con todas las normas para el uso de citas y referencias establecidas por la Universidad César Vallejo.

En tal sentido, asumo la responsabilidad que corresponda ante cualquier falsedad, ocultamiento u omisión tanto de los documentos como de información aportada, por lo cual me someto a lo dispuesto en las normas académicas vigentes de la Universidad César Vallejo.

LIMA, 31 de Enero del 2022

Apellidos y Nombres del Asesor:	Firma
SOLORZANO ACOSTA RICHARD ANDI DNI: 45283270 ORCID: 0000-0003-3248-046X	Firmado electrónicamente por: RSOLORZANOAC el 31-01-2022 14:26:19

Código documento Trilce: TRI - 0287371