



**UNIVERSIDAD CÉSAR VALLEJO**

**FACULTAD DE INGENIERÍA Y ARQUITECTURA**

**ESCUELA PROFESIONAL DE INGENIERÍA AMBIENTAL**

**Técnicas Para la Remediación de Efluentes Industriales y Fuentes  
Naturales Contaminadas con Antimonio: Revisión sistemática**

**TESIS PARA OBTENER EL TÍTULO PROFESIONAL DE:**

**Ingeniera Ambiental**

**AUTORA:**

Cruz Calle, Leisly Analy (ORCID: 0000-0001-5536-0829)

**ASESOR:**

Mg. Honores Balcázar, Cesar Francisco (ORCID: 0000-0003-3202-1327)

**LÍNEA DE INVESTIGACIÓN:**

Tratamiento y Gestión de los Residuos

LIMA – PERÚ

2022

## **DEDICATORIA**

Dedico este proyecto a mis padres, a mi hermana y a mi querida abuelita, y a todas las personas que colaboraron con un granito de arena para que este proyecto se hará realidad.

## **AGRADECIMIENTO**

Un agradecimiento especial a mis padres, por todo el apoyo brindado, a mi querida abuelita por el esfuerzo diario, a mi hermana por la compañía y la motivación constante, a mis amigos y familiares que colaboraron de diversas maneras para verme cumplir una meta más de mi vida.

## Índice de contenidos

Carátula.....	i
Dedicatoria.....	ii
Agradecimiento.....	iii
Índice de contenidos.....	iv
Índice de tablas.....	v
Índice de figuras.....	vi
Índice de gráficos.....	vii
Resumen.....	ix
Abstract.....	xi
I. INTRODUCCIÓN.....	1
II. MARCO TEÓRICO.....	4
III. METODOLOGÍA.....	14
3.1. Tipos de Investigación.....	14
3.2. Categorías, Subcategorías y matriz de Categorización.....	14
3.3. Escenario de Estudio.....	16
3.4. Participantes.....	16
3.5. Técnicas e Instrumentos de Recolección de Datos.....	16
3.6. Procedimientos.....	16
3.7. Rigor Científico.....	18
3.8. Método de Análisis de Información.....	18
3.9. Aspectos Éticos.....	19
IV. RESULTADOS Y DISCUSIÓN.....	20
V. CONCLUSIONES.....	28
VI. RECOMENDACIONES.....	29
REFERENCIAS.....	30
ANEXOS	

## Índice de tablas

<i>Tabla 1. Comportamiento del antimonio</i>	5
<i>Tabla 2. Matriz de Categorización Apriorística</i>	15
<i>Tabla 3. Clasificación de materiales usados como sorbentes</i>	20
<i>Tabla 4. Máxima capacidad de sorción y cinética de sorción</i>	23

## Índice de figuras

<i>Figura 1. Contaminación ambiental por antimonio</i> .....	6
<i>Figura 2. Fuentes de antimonio, transformación y principales vías de contaminación</i> .....	7
<i>Figura 3. Tipos de tecnologías para la eliminación de Sb</i> .....	9

## Índice de gráficos

Gráfico 1. *Procedimiento de Selección de Investigaciones* \_\_\_\_\_ 17

## Resumen

El presente estudio tuvo como objetivo estudiar cuáles son los factores importantes a saber de las técnicas usadas para la remediación de efluentes industriales y fuentes naturales contaminadas con antimonio, presentando una metodología aplicada, realizando una revisión de 82 artículos científicos, los cuales pasando por un proceso de selección quedaron reducidos a 27, siendo el total de las literaturas añadidas al estudio; pudiendo obtener:

Los sorbentes y la clasificación que presentan los materiales usados se encuentran clasificados como aquellos que incluyen principalmente óxidos metálicos y aquellos biosorbentes como el quitosano, los biocarbones y carbones activados, nanotubos de carbono; así mismo, los sorbentes más usados son los materiales a base de Fe. La máxima capacidad de absorción de antimonio logra alcanzar más del 99 %. Así también mediante la comparación de la capacidad de adsorción del Sb(III) y Sb(V), el antimonio V presenta menor adsorción. La cinética de sorción en la que ocurre la máxima capacidad de absorción de antimonio es la fuerte unión con una cinética de absorción del Sb (III) y Sb (V) variado con tiempos de equilibrio de adsorción mayores a 1 hora en un 68% y menores a una hora 32%.

**Palabras clave:** remediación, técnicas, contaminación, antimonio, adsorbentes

## Abstract

The present study had as objective to study which are the important factors to know about the techniques used for the remediation of industrial effluents and natural sources contaminated with antimony, presenting an applied methodology, carrying out a review of 82 scientific articles, which through a selection process were reduced to 27, being the total of the literatures added to the study; being able to obtain:

The sorbents and the classification presented by the materials used are classified as those that include mainly metallic oxides and those biosorbents such as chitosan, biochars and activated carbons, carbon nanotubes; likewise, the most used sorbents are Fe-based materials. The maximum antimony sorption capacity reaches more than 99 %. Also by comparing the adsorption capacity of Sb(III) and Sb(V), antimony V shows lower adsorption. The sorption kinetics in which the maximum antimony adsorption capacity occurs is the strong binding with adsorption kinetics of Sb(III) and Sb(V) varied with equilibrium adsorption times greater than 1 hour by 68% and less than one hour by 32%.

**Keywords:** remediation, techniques, contamination, antimony, adsorbents

# I. INTRODUCCIÓN

El progreso de la ciencia y la tecnología favorece el desarrollo de la sociedad, pero también trae algunos problemas de contaminación ambiental; entre ellos, la contaminación por metaloides ha sido un problema importante que azota al mundo (Hu Lingling et al., 2021, p.1).

En la actualidad, con el uso generalizado de productos que contienen antimonio en el mundo y las actividades mineras correspondientes, una gran cantidad de desechos que contienen antimonio generados en estos procesos también se han liberado al medio ambiente (Shaheen S. et al., 2019, p.1). Lo que resulta en un contenido excesivo de antimonio en el medio ambiente, y los efectos negativos sobre el medio ambiente son cada vez más prominentes (Filella M: et al., 2020, p.2).

El antimonio (Sb) es uno de los elementos metálicos más utilizados, con una reserva mundial de 1,9 millones de toneladas, según un informe reciente, casi el 80% de la producción de Sb se concentró en China, Rusia y Bolivia. Para 2020, China era el principal productor de Sb a nivel mundial, con cerca de 80.000 toneladas métricas, y Rusia el segundo más alto (Statista et al., 2021, p.1).

Así mismo, el Sb se usa más comúnmente como retardador de fuego en varios productos, como juguetes, fundas para asientos de automóviles, fundas para motores de aviones ligeros y ropa para niños y bomberos que representa alrededor del 60% del consumo mundial de Sb (Bagherifam S. et al., 2019, p.1).

En la actualidad, con el amplio uso del antimonio que contienen productos en el mundo y las actividades mineras correspondientes, una gran cantidad de desechos que contienen antimonio generados en estos procesos también se han liberado al medio ambiente, lo que ha dado como resultado que la contaminación por antimonio se haya convertido en un problema que no se puede ignorar (Diquattro et al., 2020, p.4).

El antimonio en el medio ambiente proviene de procesos naturales (meteorización de minerales, actividad volcánica) y actividades humanas (minería y fundición, uso de productos que contienen antimonio, combustión de combustibles fósiles, etc.). Aunque no es un elemento esencial, este metal es fácilmente absorbido por las raíces

de las plantas en el suelo, por lo que la contaminación por antimonio se ha convertido en un problema que no se puede ignorar (He M. et al., 2019, p.1).

Además, las personas expuestas a altas concentraciones de antimonio producirán una serie de riesgos para la salud, que pueden provocar vómitos, diarrea, erupciones cutáneas y otras enfermedades, e incluso cáncer (Diquattro S. et al., 2021, p.2).

Así mismo, es fácil de migrar y difundirse al ambiente circundante bajo la lixiviación del agua superficial y es absorbido por las raíces de las plantas (Schildroth S. et al., 2021, p.2). Debido a ello, se requieren de técnicas de remediación y/o eliminación de antimonio que vayan desde la aplicación más amplias que van desde el tratamiento de aguas domésticas y la remediación de efluentes industriales hasta el aislamiento seguro de desechos radiactivos en la industria nuclear (Al Yulu et al., 2020, p.1).

Ante la realidad problemática se plantea el siguiente problema a resolver: ¿Cuáles son los factores importantes a saber de las técnicas usadas para la remediación de efluentes industriales y fuentes naturales contaminadas con antimonio?

Así mismo, se buscará resolver los siguientes problemas específicos:

**PE1:** ¿Cuáles son los sorbentes y la clasificación que presentan en los materiales usados para la técnica de remediación de efluentes industriales y fuentes naturales contaminadas con antimonio?

**PE2:** ¿Cuál es la máxima capacidad de absorción de antimonio que se genera usando las técnicas para la remediación de efluentes industriales y fuentes naturales contaminadas con antimonio?

**PE3:** ¿Cuál es la cinética de sorción en la que ocurre la máxima capacidad de absorción de antimonio que se genera usando las técnicas para la remediación de efluentes industriales y fuentes naturales contaminadas con antimonio?

Del mismo modo, se planteó el objetivo de estudio: Estudiar cuáles son los factores importantes a saber de las técnicas usadas para la remediación de efluentes industriales y fuentes naturales contaminadas con antimonio.

Ante ello, se elaboraron los tres objetivos específicos siguientes:

**OE1:** Clasificar cuáles son los sorbentes y la clasificación que presentan en los materiales usados para la técnica de remediación de efluentes industriales y fuentes naturales contaminadas con antimonio

**OE2:** Determinar cuál es la máxima capacidad de absorción de antimonio que se genera usando las técnicas para la remediación de efluentes industriales y fuentes naturales contaminadas con antimonio

**OE3:** Identificar cuál es la cinética de sorción en la que ocurre la máxima capacidad de absorción de antimonio que se genera usando las técnicas para la remediación de efluentes industriales y fuentes naturales contaminadas con antimonio

Es así que el presente estudio tiene una justificación teórica, debido a que se buscará estudiar diversas literaturas con técnicas para la remediación de efluentes industriales y fuentes naturales contaminadas con antimonio, con el fin de brindar un estudio actualizado y amplio a los futuros investigadores, donde puedan extender los resultados que se logren, para así despertar interés en los futuros tesisistas.

## II. MARCO TEÓRICO

El progreso de la ciencia y la tecnología favorece el desarrollo de la sociedad, pero también trae algunos problemas de contaminación ambiental; entre ellos, la contaminación por metaloides ha sido un problema importante que azota al mundo (Li Jiayu et al., 2018, p.2). Varios metales y metaloides son fisiológicamente esenciales para los organismos vivos como elementos traza (TE), pero cuando están presentes en concentraciones excesivas pueden tener efectos nocivos en microorganismos, animales, plantas y humanos (Antoniadis V. et al., 2017, p.2).

En la actualidad, con el uso generalizado de productos que contienen antimonio en el mundo y las actividades mineras correspondientes, una gran cantidad de desechos que contienen antimonio generados en estos procesos también se han liberado al medio ambiente (Bolan N. et al., 2022, p.2). Lo que resulta en un contenido excesivo de antimonio en el medio ambiente, y los efectos negativos sobre el entorno son cada vez más prominentes (Sun W. et al., 2019, p.2).

El antimonio (Sb) es un metaloide tóxico, y su contaminación se ha convertido en un problema ambiental global como resultado de su uso extensivo y las correspondientes actividades de extracción de Sb (Pabón S. et al., 2020, p.4). La fuente principal de la forma peligrosa de Sb (es decir, Sb(V)) se origina principalmente en actividades industriales, como la minería de metales y la fabricación de productos farmacéuticos (Campos Thaís et al., 2019, p.2).

Otras fuentes incluyen lodos de depuradora, emisiones vehiculares, lixiviación de desechos plásticos, filtraciones de desechos mineros y vertederos industriales, infiltración directa de lixiviados de la eliminación de residuos sólidos o electrónicos en vertederos (Intrakamhaeng V. et al., 2020, p.2). También los derrames de instalaciones industriales de procesamiento de metales o conservación de madera (Herath I. et al., 2017, p.1). Además, la toxicidad y movilidad del Sb dependen en gran medida de su especiación química (Hu X. et al., 2017, p.1).

Siendo el Sb omnipresente en el medio ambiente como resultado de fenómenos naturales como la meteorización, la actividad biológica y la actividad volcánica, junto con los aportes antropogénicos (Obiakor M. et al., 2017, p.1).

El Sb puede existir en cuatro estados de oxidación (-III, 0, III y V), siendo los estados III y V los más frecuentes en el medio ambiente (Shaheen S. et al., 2018, p.2). El Sb(V) es la especie predominante, y existe en forma de  $\text{Sb(OH)}_6^-$  - en ambientes óxicos; el Sb(III) se presenta principalmente como  $\text{Sb(OH)}_3$ , que es predominante en condiciones anóxicas (Li J. et al., 2016, p.3). En la naturaleza se presenta principalmente como  $\text{Sb}_2\text{S}_3$  y  $\text{Sb}_2\text{O}_3$  y en todo el mundo es el noveno metal más extraído (Sun W. et al., 2016, p.1).

Así también el Sb(III) es más tóxico que el Sb(V), además, el Sb también puede existir como compuestos orgánicos (especies metiladas) (Lapo Byron et al., 2019, p.4). En la tabla 1 se detalla el comportamiento del antimonio:

**Tabla N°1: Comportamiento del antimonio**

<b>Absorción</b>
<ul style="list-style-type: none"> <li>•La mayoría de los compuestos de antimonio se absorben en el intestino. La absorción intestinal está influenciada por la solubilidad.</li> <li>•Las partículas y los vapores de antimonio inhalados pueden absorberse a través del sistema respiratorio. El aclaramiento pulmonar es relativamente rápido (del orden de días).</li> </ul>
<b>Distribución</b>
<ul style="list-style-type: none"> <li>•Sb 3+ se acumula en los eritrocitos.</li> <li>•Sb 5+ se distribuye en el plasma.</li> </ul>
<b>Metabolismo</b>
<ul style="list-style-type: none"> <li>•Hay una reducción muy limitada de Sb 5+ a Sb 3+ (a diferencia del arsénico donde hay una reducción extensa).</li> <li>•Hay una metilación insignificante del arsénico en los mamíferos (a diferencia del arsénico).</li> <li>•Sb 3+ se conjuga principalmente con glutatión.</li> </ul>
<b>Excreción</b>

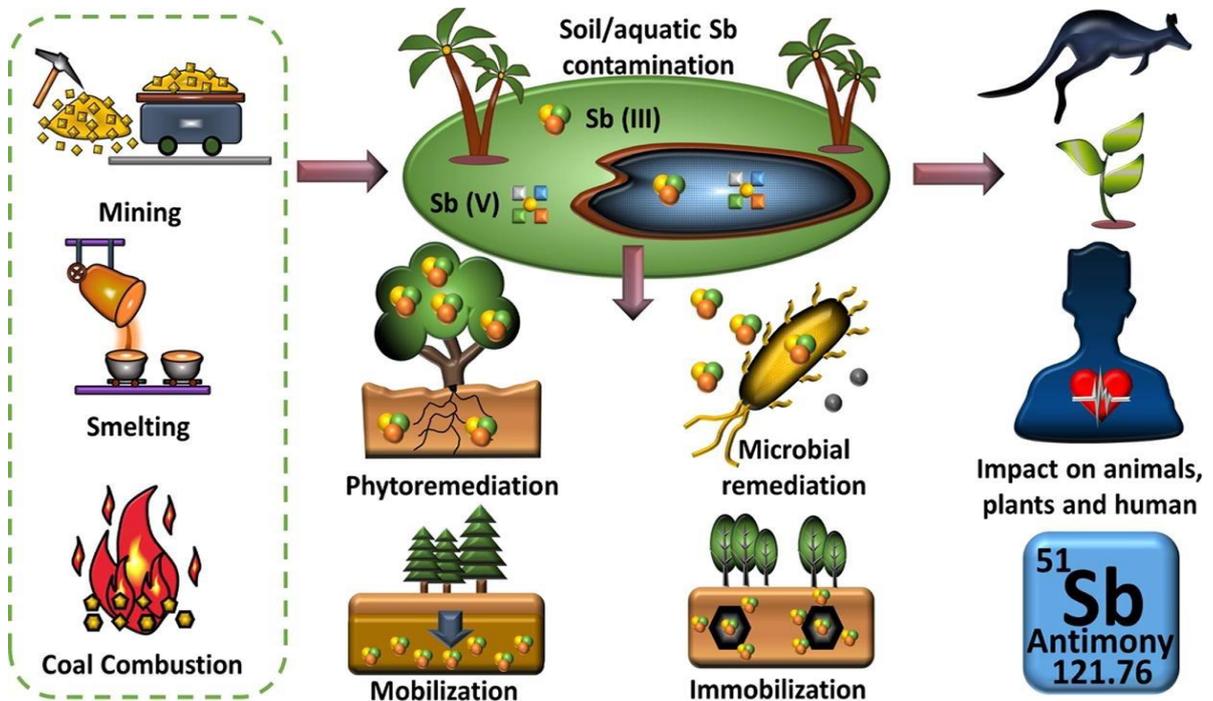
- Los conjugados de glutatión  $Sb^{3+}$  se excretan principalmente en las heces.
- $Sb^{5+}$  se excreta principalmente en la orina.

Fuente: Cope R., (2017)

La Agencia de Protección del Medio Ambiente de Estados Unidos y la Unión Europea lo consideran un contaminante prioritario (Rodríguez H., 2017, p.2). Ya que, las operaciones de minería y fundición, la incineración de residuos, la combustión de carbón y petróleo y la munición gastada están asociadas a elevadas concentraciones de Sb en el medio ambiente (Kafle B., 2020, p.11).

Por ejemplo, las minas de Sb abandonadas y activas, las instalaciones de procesamiento de minerales y las fundiciones, las incineradoras de residuos, las centrales eléctricas, las industrias de esterificación de tereftalato de polietileno (PET), fábricas de baterías, campos de tiro y carreteras (Xu Rui et al., 2020, p.2). Aunque no es un elemento esencial, este metal es fácilmente absorbido por las raíces de las plantas en el suelo, por lo que la contaminación por antimonio se ha convertido en un problema que no se puede ignorar. (Ver figura 1).

**Figura N°1: Contaminación ambiental por antimonio**

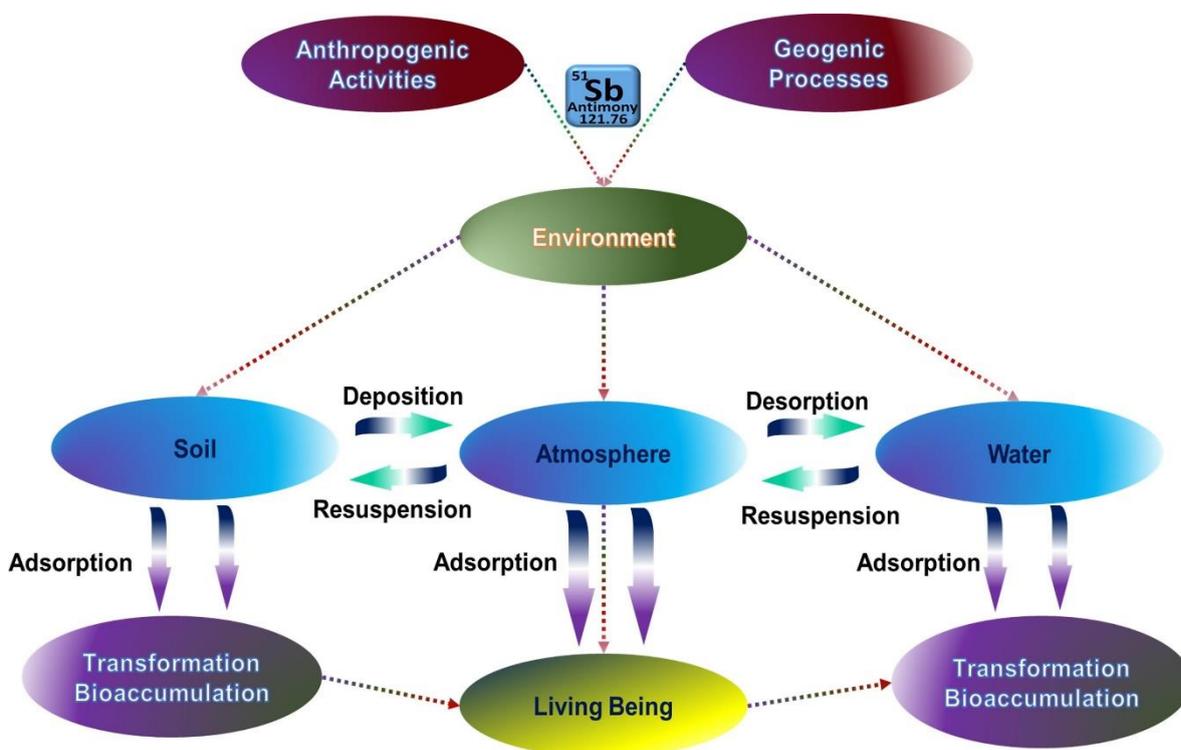


Fuente: Bolan Nanthi et al., (2022)

El antimonio (Sb) se introduce en suelos, sedimentos y ambientes acuáticos por altas concentraciones de Sb que son tóxicas para los ecosistemas y potencialmente para la salud pública a través de la acumulación en la cadena alimentaria (Romero Bonilla H. et al., 2019, p.3). Este puede aparecer en diversos componentes ambientales, incluidas las aguas superficiales y subterráneas, el suelo, los sedimentos, las rocas y el aire (Chu Jianwen et al., 2021, p.2).

Ello se da, debido a que la mayor parte del Sb se emite como Sb<sub>2</sub>O<sub>3</sub> en el aire, el agua y el suelo a partir de fuentes de contaminación (Guo W. et al., 2018, p.1). Luego, se disuelve y se libera en los medios ambientales y su transformación afecta a su movilidad y biodisponibilidad (Wen Bing et al., 2016, p.1). (Ver figura 2).

**Figura N°2:** Fuentes de antimonio, transformación y principales vías de contaminación



Fuente: Chang Chunying et al., (2022)

Algunos registros en turbinas y núcleos de hielo polar del Ártico también muestran un dramático aumento de Sb en el medio ambiente como resultado de su rápido crecimiento en el uso industrial (Li Baoqin et al., 2021, p.3).

En el agua, la presencia del antimonio (III) representa una preocupación mundial, principalmente debido a su alta toxicidad y potencial cancerígeno (Long Jiumei et al.,

2020, p.3). Según la Organización Mundial de la Salud (OMS), la concentración límite recomendada de antimonio establecida en las pautas para el agua potable es de 20 µg/L; su presencia en aguas subterráneas es inferior a 0,001 µg/L; mientras tanto, en aguas superficiales es inferior a 0,2 µg/L e inferior a 5 µg/L en agua potable (World Health Organization., 2017, p.11).

Mientras que, en el suelo, el Sb liberado es naturalmente retenido por el óxido de aluminio (Al), hierro (Fe) y manganeso (Mn), mientras que el antimonato soluble existe principalmente como Sb (V) en condiciones oxidadas y alcalinas (El Naggar Ali et al., 2018, p.3). Y la movilización de Sb en los suelos, depende de múltiples factores, como precipitación-disolución de minerales, adsorción-desorción e intercambio iónico, complejación, pH, Eh, transformación de biotransformación, fitoestabilización/absorción y lixiviación (Palansooriya K. et al., 2020, p.3).

Todo ello acarrea que el Sb soluble en agua puede estar fácilmente disponible para que lo absorban las plantas, y una acumulación excesiva puede provocar efectos tóxicos (Rinklebe J. y Shaheen S., 2017, p.2). Así mismo, la biodisponibilidad de Sb en el entorno del suelo es más fácilmente adsorbido por las raíces de las plantas en suelos alcalinos (pH 8,39) que en suelos ácidos (pH 4,91) (Zhu YanMing et al., 2020, p.2).

Por tales motivos se busca tecnologías disponibles de eliminación y remediación de antimonio y este depende de las concentraciones de antimonio en la solución, utilizándose diferentes tipos de tecnologías para la eliminación del antimonio. (Ver figura 3).

Entre ellas, la eliminación sortiva mediante sorbentes es una de las vías más exploradas en la literatura (vide infra) (Constantino L. et al., 2018, p.2). Estas incluyen principalmente óxidos metálicos (de Fe, Zr, Ti, Mn o Al), biosorbentes (como el quitosano, los biocarbones), minerales arcillosos (silicatos de alumina), carbones activados o nanotubos de carbono, y materiales híbridos orgánico-inorgánicos y resinas comerciales de intercambio iónico (Bai Yang et al., 2021, p.3).

En el caso del método de adsorción, el desarrollo de los adsorbentes, se clasifican a grandes rasgos en adsorbentes inorgánicos, adsorbentes orgánicos, arcilla y componentes del suelo, adsorbentes compuestos, etc. (Wu Bingdang et al., 2021, p.1)

Figura N°3: Tipos de tecnologías para la eliminación de Sb



Fuente: Li Jiayu et al., (2018)

Además, muchos materiales adsorbentes son sensibles a los factores ambientales, por lo que las condiciones ambientales de la solución acuosa afectan a la capacidad de adsorción y al rendimiento de la regeneración (Long Xiaojing et al., 2020, p.2). Recientemente, los investigadores se han centrado en varios aspectos de los adsorbentes, como el bajo coste, la rapidez de reacción, la alta selectividad y eficiencia, la reutilización, la facilidad de disponibilidad y flexibilidad (Multani R. et al., 2016, p.1).

Entre estos sorbentes, los materiales a base de titanio y Fe son los más estudiados y tienen un alto potencial para aplicaciones a gran escala (Almás A. et al., 2019, p.2). En el caso de los materiales sorbentes a base de óxido de hierro, más que una simple sorción superficial, se produce una incorporación en la red del antimonio sorbido que conduce a una inmovilización eficaz (Wu Tong liang et al., 2019, p.2).

Adicionalmente, la asociación estructural del antimonio en las redes cristalinas de la goethita ( $\alpha\text{FeOOH}$ ) actúa como una fase dinámica (no sólo una fase sólida estática con sitios superficiales reactivos) cuya estructura sólida es accesible a la unión del antimonio mediante transformaciones estructurales (Fan Jian Xin et al., 2016, p.4).

Aunque actualmente no se ha explorado, la recristalización de la goethita catalizada por Fe (II) tiene el potencial de afectar profundamente la movilidad del Sb en una amplia gama de entornos naturales y sistemas de ingeniería (Burton E. et al., 2020, p.3). Por ejemplo, la recristalización catalizada por Fe(II) puede permitir potencialmente un cambio de la adsorción de Sb(V) en la superficie de la goethita a la incorporación de Sb(V) en la estructura cristalina de la goethita (Yan Li et al., 2017, p.2).

Esta propiedad convierte a los óxidos de hierro, similares a la goethita, en un material mejor y más fiable para la eliminación y adsorción del Sb (Saleh T. et al., 2017, p.3).

A continuación, se mencionan los antecedentes más relevantes de las técnicas para la remediación de efluentes industriales y fuentes naturales contaminadas con antimonio:

Wan Shunli et al., (2020, p.1); en su estudio fabricó un adsorbente híbrido (denominado MO-L-BC) mediante la dispersión de óxido de manganeso (MO) dentro de un biocarbón con estructura de poros agrandada (es decir, L-BC). El portador L-BC usado poseía una alta proporción de poros grandes ( $>2$  nm) (87 %) y, por lo tanto, redujo la resistencia a la difusión de los contaminantes objetivo en la región de los poros de MO-L-BC. En consecuencia, la adsorción de Sb(III) y Cu(II) en MO-L-BC alcanzó el equilibrio en 15 min, y sus coeficientes efectivos de difusión intrapartícula (D) se calcularon en  $8,6 \times 10^{-8}$  y  $1,5 \times 10^{-7}$   $\text{cm}^2 \text{s}^{-1}$ , respectivamente, que eran sólo de un orden de magnitud inferiores a las de la fase acuosa.

Yu Guangda y Fu Fenglian, (2020, p.1); en su trabajo, un compuesto magnético novedoso, core-shell  $\text{Fe}_3\text{O}_4$ , El óxido binario @Ce-Zr (Mag@Ce-Zr) se sintetizó mediante un método de coprecipitación simple y ecológico para eliminar Cr(VI) y Sb(III). Los compuestos sintéticos Mag@Ce-Zr exhibieron una separación magnética superior (el valor de magnetización de saturación fue de 43,8 emu/g), grandes capacidades máximas de adsorción hacia Cr(VI) y Sb(III) (66,7 mg/g para Cr(VI) y 365,2 mg /g para Sb(III)) y notable propiedad de regeneración y reutilización. Los

mecanismos de adsorción de los oxianiones de Cr(VI) cargados negativamente implican la atracción electrostática y la formación de complejos Ce/Zr-O-Cr. Sin embargo, el Sb(III) se adsorbió principalmente a través de la formación de complejos superficiales con abundantes grupos hidroxilo para formar complejos Ce/Zr-O-Sb.

Liu Sishi et al., (2020, p.2); en su estudio proporciona una nanotecnología nueva y eficiente para eliminar Sb (III) utilizando el hierro cerovalente sulfurado a nanoescala (S-nZVI). El S-nZVI muestra una mayor eficiencia de eliminación de Sb(III) que el nZVI prístino en condiciones aeróbicas y anóxicas. La capacidad de adsorción de Sb(III) por S-nZVI optimizado (465,1 mg/g) es 6 veces mayor que la del nZVI prístino (83,3 mg/g) en condiciones aeróbicas. Los resultados indican que Sb(III) y Sb(V) pueden inmovilizarse en la superficie de S-nZVI formando precipitados de Fe-S-Sb. Además, los resultados de la caracterización demuestran que la existencia de  $S^{2-}$  no solo puede activar  $H_2O_2$  para producir radicales hidroxilo, sino también acelerar el ciclo de  $Fe^{3+}/Fe^{2+}$  para mejorar la eficiencia de la reacción de Fenton.

Zhou Lu et al., (2019, p.2); en su artículo, las sustancias poliméricas extracelulares microbianas (EPS) y el nanocompuesto magnético  $EPS@Fe_3O_4$  se utilizaron por primera vez en la reducción y adsorción simultáneas de Sb(V). Se investigó la relevancia entre el adsorbente y las formas iónicas. EPS logró una alta capacidad de adsorción de Sb (120 mg/g) y  $EPS@Fe_3O_4$  (216 mg/g EPS) funcionó mejor debido a su gran dispersabilidad. El modelo cinético de pseudo segundo orden y el modelo de Redlich-Peterson se ajustan mejor a los resultados, lo que sugiere un proceso de adsorción química. Según el análisis XPS y FTIR, Sb(V) se redujo a Sb(III) mediante anilino, hemiacetal hidroxilo e hidroxilo fenólico en EPS y  $EPS@Fe_3O_4$ , acompañado de la quelación de hidroxilo; además, los experimentos repetitivos de adsorción-desorción mostraron una gran propiedad de reciclaje de  $EPS@Fe_3O_4$ .

Zeng Jianqiang et al., (2020, p.1); en su documento, diseñó una nanolámina de hierro funcionalizada con polisacárido quitosano (CS) natural utilizando un método de dopaje in situ, con el objetivo de atraer As (III) y Sb (III) de la solución acuosa. El área superficial de la muestra óptima fue de 111,8  $cm^2/g$ , se observó una buena dispersión del nanocompuesto de hierro mediante el TEM y la caracterización del mapeo de elementos. El resultado mostró que la nanolámina de hierro funcionalizada con CS al 0,5 % en peso tenía mayor capacidad de eliminación, afinidad, selectividad y reutilización para Sb(III) que para As(III) y la adsorción óptima se logró con la dosis

de adsorbente de 0,4 g/L a un amplio valor de pH, y la capacidad máxima de adsorción fue de 108,6 y 138,8 mg/g para As(III) y Sb(III) calculada a partir del ajuste no lineal de Langmuir, respectivamente.

Luo Jinming et al., (2016, p.1); en su investigación fabricó nanofibras de -carbono (ZCN) y se usaron experimentos por lotes para determinar las isothermas y cinéticas de adsorción de antimonita (Sb(III)) y antimonato (Sb(V)). Los ZCN tienen una capacidad máxima de adsorción de Sb(III) y Sb(V) de 70,83 y 57,17 mg/g, respectivamente. Se identificó que el proceso de adsorción entre ZCN y Sb es exotérmico y sigue a una reacción de intercambio iónico. Además, la aplicación de ZCN se demostró utilizando agua del grifo enriquecida con Sb (200 µg/L). Encontrándose que la concentración de Sb estaba muy por debajo del nivel máximo de contaminante para agua potable con dosis de ZCN de 2 g/L. Solo se formó un enlace O-Zr en la superficie del plano t-ZrO<sub>2</sub> (111) y el plano m-ZrO<sub>2</sub> (111) para la adsorción de Sb(V). La energía de adsorción ( $E_{ad}$ ) de Sb(III) y Sb(V) en el plano t-ZrO<sub>2</sub> (111) fue de 1,13 y 6,07 eV, superior a la del m-ZrO<sub>2</sub> (0,76 y 3,35 eV, respectivamente).

Tu Yonghui et al., (2020, p.1); sintetizó por primera vez poliacrilonitrilo modificado poroso (PAN) con un porcentaje ultraalto de grupos amidoxima (UAPAN) y se usó para adsorber antimonita (Sb(III)) y antimonato (Sb(V)) de una solución acuosa. Se adoptaron la transformada de Fourier infrarroja (FT-IR), el potencial Zeta, la espectroscopia de fotoelectrones de rayos X (XPS) y la teoría funcional de la densidad (DFT) para caracterizar UAPAN y explorar el mecanismo de adsorción. Además, se realizaron experimentos por lotes para investigar la influencia de varios parámetros de adsorción, incluido el pH inicial, el tiempo de contacto, la temperatura, los iones coexistentes y la reutilización en las capacidades de adsorción. Los resultados mostraron que las capacidades máximas de adsorción para Sb(III) y Sb(V) fueron 125,4 y 177,3 mg g<sup>-1</sup>, respectivamente, los cuales fueron muy superiores a los de otros adsorbentes reportados en la literatura.

Qi Pengfei et al., (2019, p.1); en su estudio desarrolló una nueva microesfera de núcleo-capa magnética Fe<sub>3</sub>O<sub>4</sub>@TA@UiO-66 a través del crecimiento de cristales in situ de UiO-66 alrededor del Fe<sub>3</sub>O<sub>4</sub> magnético modificado con ácido tánico (TA). La caracterización de la microesfera por microscopía electrónica de transmisión (TEM) y espectroscopía de difracción de rayos X (XRD) confirmó que UiO-66 se adhirió a la

superficie de  $\text{Fe}_3\text{O}_4$  funcionalizado por TA. Los experimentos de adsorción mostraron que el  $\text{Fe}_3\text{O}_4$  magnético@TA@UiO-66 tenía una alta capacidad de adsorción de As(III) y Sb(III) y podía separarse rápidamente de los medios acuosos dos minutos después del tratamiento. La cinética de adsorción y las isothermas de adsorción fueron bien descritas por el modelo de pseudo-segundo orden y el modelo de Langmuir, respectivamente. Además, el compuesto mostró un excelente rendimiento de eliminación de As(III) y Sb(III) en un entorno químico de solución amplio, incluido el pH y los aniones coexistentes.

Yan Ruiqi et al., (2020, p.1); en su estudio preparó el novedoso adsorbente de tamiz molecular de cinta cargado con hidróxido de cerio ( $\text{NaY@Ce}$ ). Donde la capacidad de adsorción del adsorbente mostró una tendencia creciente con el aumento de las especies de cerio. Con una carga del 0,4 % de tricloruro de cerio, la capacidad máxima de adsorción de Sb(III) y Sb(V) sobre  $\text{NaY@Ce}$  fue de 24,65 mg/g y 7,28 mg/g a pH = 7,0, respectivamente. Los resultados de los experimentos por lotes mostraron que la isoterma de Langmuir describía bien los experimentos de adsorción de Sb(III), mientras que Sb(V) se ajustaba mejor al modelo de Freundlich. Ambos comportamientos de adsorción se ajustaron al modelo cinético de pseudo-segundo orden.  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{HCO}_3^-$  y  $\text{SO}_4^{2-}$  casi no tienen efecto sobre el proceso de adsorción. Y casi no hubo liberación de Ce a pH>2.

Li W. y Fu F., (2020, p.1); en su trabajo aplicó  $\text{MnFe}_2\text{O}_4$ -MCM-41 funcionalizado con tiol ( $\text{MnFe}_2\text{O}_4$ -MCM-41-SH) para eliminar el Sb(III) de las aguas residuales. En el proceso metodológico experimental se incorporaron nanopartículas superparamagnéticas de  $\text{MnFe}_2\text{O}_4$  en el MCM-41 funcionalizado con tiol, lo que no solo resolvió el problema de agregación de las nanopartículas de  $\text{MnFe}_2\text{O}_4$  y la dificultad en la separación de MCM-41, sino que también mejoró la eficiencia de adsorción de Sb(III). La eliminación de Sb(III) por  $\text{MnFe}_2\text{O}_4$ -MCM-41-SH se investigó mediante experimentos por lotes. Los resultados de la investigación mostraron un excelente rendimiento de adsorción y reutilización de  $\text{MnFe}_2\text{O}_4$ -MCM-41-SH. Según el modelo de isoterma de Langmuir, la capacidad máxima de adsorción de Sb(III) por  $\text{MnFe}_2\text{O}_4$ -MCM-41-SH es de 164,8 mg/g. La eficiencia de remoción de Sb(III) estuvo en torno al 89,1% en el quinto ciclo por  $\text{MnFe}_2\text{O}_4$ -MCM-41-SH con tratamiento de desorción. Sobre la base de la espectroscopia de fotoelectrones de rayos X y la espectroscopia infrarroja transformada de Fourier, se analizó el mecanismo de eliminación de Sb(III).

### **III. METODOLOGÍA**

#### **3.1 Tipo de investigación**

La investigación es tipo aplicada, el cual tiene la principal es buscar soluciones a los problemas con conocimientos ya logrados con el fin de dar solución a problemas específicos (Ceroni Galloso M., 2010, p.4). De acuerdo con Hernández, Fernández y Baptista (2014), la investigación aplicada trata de evaluar, establecer precedentes, comparar y determinar casualidades. Es así, que en el presente estudio de investigación se buscó adquirir nuevos conocimientos sobre técnicas para la remediación de efluentes industriales y fuentes naturales.

Así también Facal et al., (2015, p.6), señala que la investigación tipo cualitativo, tiene las características de tener una perspectiva abierta, emergente y flexible, el cual hace que los investigadores se abstengan a dar prescripciones para un documento. Es por este motivo que este estudio se intentó realizar un análisis de la remediación de efluentes industriales contaminadas con antimonio.

La investigación aplicada es narrativa de tópico, ya que se basa a las experiencias vividas por los investigadores mediante la temática narrativa (Salgado A et al., 2007, p.73), es decir se va estudiar la variación que tuvieron los investigadores con la remediación de fuentes naturales.

#### **3.2 Categoría, subcategoría y matriz de categorización**

Las categorías y subcategorías propuestas son basadas de acuerdo a los problemas y objetivos específicos (Ver tabla N°2).

**Tabla N° 2: Matriz de Categorización Apriorística**

<b>Objetivos específicos</b>	<b>Problemas específicos</b>	<b>Categoría</b>	<b>Subcategoría</b>	<b>Unidad de Análisis</b>
<b>Clasificar cuáles son los sorbentes y la clasificación que presentan en los materiales usados para la técnica de remediación de efluentes industriales y fuentes naturales</b>	¿Cuáles son los sorbentes y la clasificación que presentan en los materiales usados para la técnica de remediación de efluentes industriales y fuentes naturales?	Los sorbentes que presentan en los materiales usados. (Constantino L. et al., 2018, p.2)	Materiales a base de titanio y Fe  Materiales basados en óxido de hierro	(Almás A. et al., 2019, p.2), (Fan Jian Xin et al., 2016, p.4), (Rinklebe J. y Shaheen S., 2017, p.2).
<b>Determinar cuál es la máxima capacidad de absorción de antimonio que se genera usando las técnicas para la remediación de efluentes industriales y fuentes naturales</b>	¿Cuál es la máxima capacidad de absorción de antimonio que se genera usando las técnicas para la remediación de efluentes industriales y fuentes naturales?	Máxima capacidad de absorción de antimonio. (Almás A. et al., 2019, p.2)	Máxima capacidad de absorción de Sb(III)  Máxima capacidad de absorción de Sb(V)	(Wu Tong liang et al., 2019, p.2), (Saleh T. et al., 2017, p.3), (Constantino L. et al., 2018, p.2).
<b>Identificar cuál es la cinética de sorción en la que ocurre la máxima capacidad de absorción de antimonio que se genera usando las técnicas para la remediación de efluentes industriales y fuentes</b>	¿Cuál es la cinética de sorción en la que ocurre la máxima capacidad de absorción de antimonio que se genera usando las técnicas para la remediación de efluentes industriales y fuentes?	La cinética de sorción en la que ocurre la máxima capacidad de absorción de antimonio. (Naggar Ali et al., 2018, p.3)	Tiempo en horas  Tiempo en minutos  Tiempo en días	(Burton E. et al., 2020, p.3), (Yan Li et al., 2017, p.2), (Bai Yang et al., 2021, p.3).

*Elaboración propia*

### **3.3 Escenario de estudio**

Se denomina escenario de estudio al lugar o espacio donde se realizó la investigación del problema (Magallanes, Colaneri, y Rodríguez, 2013, p.587). Para el presente estudio se denomina como escenario de estudio el medio ambiente donde se realiza la remediación de efluentes industriales y fuentes naturales.

### **3.4 Participantes**

Los participantes del estudio son las fuentes usadas para el desarrollo de la investigación: Sciencedirect, Redalyc, Scopus de la cual se extrajo toda la información del presente estudio de investigación.

### **3.5 Técnicas e instrumentos de recolección de datos**

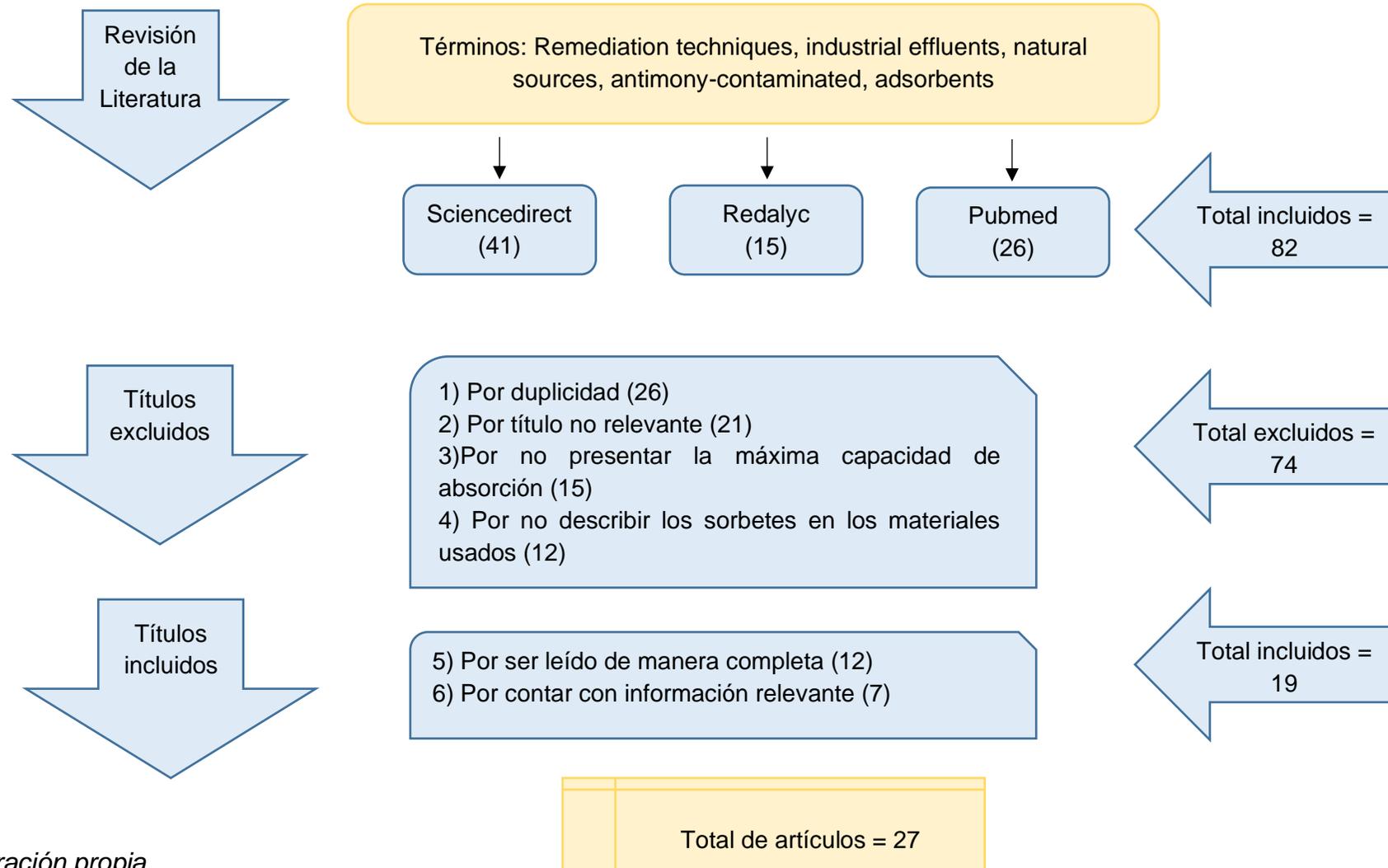
Las técnicas de recolección son datos son aquellos procedimientos u operaciones con las cuales se llevará a cabo la investigación. Mientras que los instrumentos de recolección son aquellos elementos o materiales con las cuales se ejecuta la técnica (Novayelinda et al., 2019, p.1).

La ficha de análisis se divide en torno a tres fases: pre análisis, explotación del material y tratamiento de los resultados (Wanlin P. et al., 2007, p.9). En esta ficha de análisis se registra la información relevante de los documentos originales; encontrando en ellos el nombre del autor, objetivos, fecha de publicación, título, palabras clave (Ver Anexo 1) sobre la técnica para la remediación de efluentes industriales y fuentes naturales contaminadas con antimonio

### **3.6 Procedimientos**

En el procedimiento descrito en el gráfico 1 se tuvo en cuenta la información de artículos científicos de tres plataformas virtuales, donde se plantearon 6 procesos de filtro, teniendo en cuenta los criterios descritos, excluyendo 74 e incluyendo 19; para así obtener los seleccionados para la resolución del estudio.

**Gráfico N° 1: Procedimiento de Selección de Investigaciones**



Elaboración propia

### **3.7 Rigor científico**

Los rigores científicos empleados para asegurar la veracidad del presente estudio de investigación son: Transferibilidad, credibilidad, confiabilidad y validez (Guba y Lincoln, 1989, p. 241)

El criterio de la Transferibilidad; este criterio se aplica a la investigación cualitativa y se refiere al grado en que los resultados de la investigación se pueden transferir o generalizar para otros contextos o entornos (Murphy F. y Yelder J., 2010, p.11). Este criterio es cumplido cuando los datos sirven a futuros autores que desean abordar las técnicas para la remediación de efluentes industriales.

El criterio de la credibilidad, este criterio también es llamado el valor de la verdad, debido, que se obtiene cuando se acredita la confiabilidad de un documento; (Murphy F. y Yelder J., 2010, p.11). Este criterio se cumple entregando la información verídica el cual es recolectado de fuentes de información confiables y calificados los cuales se encuentran en las bibliografías entregadas.

El criterio de la confiabilidad, según Murphy F. y Yelder J., (2010, p.11) se apoya en la descripción minucioso de los pasos metodológicos. Esto se cumple detallando las citas encontradas de cada artículo científico.

El criterio de la validez o confirmabilidad, es la objetividad con la cual se usa para un estudio, así otros autores pueden buscar y analizar la veracidad de la información (Noreña et al., 2012, p. 6). Este criterio se cumple usando el correcto uso de la recolección de datos, respetando las bibliografías.

### **3.8 Método de análisis de información**

El método usado del estudio es la triangulación, mediante este método se analizó la información para absolver los problemas planteados. Así es mediante la matriz apriorística se dividió en categorías y subcategorías como se indica a continuación.

En tres Categorías:

- a. Máxima capacidad de absorción de antimonio
- b. La cinética de sorción en la que ocurre la máxima capacidad de absorción de antimonio

- c. Los sorbentes que presentan en los materiales usados.

En siete Subcategorías:

- a. Materiales a base de titanio y Fe
- b. Materiales basados en óxido de hierro
- c. Máxima capacidad de absorción de Sb(III)
- d. Máxima capacidad de absorción de Sb(V)
- e. Tiempo en horas
- f. Tiempo en minutos
- g. Tiempo en días

### **3.9 Aspectos éticos**

Para garantizar la claridad y veracidad de la información del presente estudio hemos cumplido y aplicado los aspectos éticos. La veracidad de los datos pasando el programa antiplagio (Turnitin), además, se hizo uso de la norma ISO 690 donde cumplimos con la correcta descripción de las referencias bibliográficas, también, de la correcta aplicación de la Norma Vigente por la universidad Cesar Vallejo y la Guía de productos observables.

## IV. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

De acuerdo con el objetivo de estudio se buscó estudiar cuáles son los factores importantes a saber de las técnicas usadas para la remediación de efluentes industriales y fuentes naturales contaminadas con antimonio; ante ello se realizó la clasificación de los sorbentes y la clasificación que presentan en los materiales usados para la técnica de remediación de efluentes industriales y fuentes naturales contaminadas con antimonio; presentando los resultados en la tabla 3.

Donde, se clasificaron cuáles son los sorbentes y la clasificación que presentan en los materiales usados para la técnica de remediación de efluentes industriales y fuentes naturales.

**Tabla N°3:** Clasificación de materiales usados como sorbentes

<b>Absorbente</b>	<b>Fuente</b>
<b>Biocarbón magnético dopado con La</b>	Wang Li et al., (2018)
<b>Óxido de manganeso (MnO<sub>2</sub>) incrustado en el biocarbón</b>	Wan Shunli et al., (2020)
<b>Óxido binario de Fe<sub>3</sub>O<sub>4</sub>@CeeZr de tipo core-shell</b>	Yu Guangda y Fu Fenglian, (2020)
<b>Microesferas de alginato de sodio funcionalizadas con poliamida hiperramificada</b>	Wang Li et al., (2019)
<b>Hierro nanoescala cero Valente sulfurado (S-nZVI)</b>	Liu Sishi et al., (2020)
<b>Birnessita ácida (AB) dopada con hierro</b>	Lu Hongbo et al., (2019)
<b>Compuesto de óxidos de grafeno reducidos/Mn<sub>3</sub>O<sub>4</sub></b>	Zou Jian Ping et al., (2016)
<b>Sustancias poliméricas extracelulares (EPS) @Fe<sub>3</sub>O<sub>4</sub></b>	Zhou Lu et al., (2019)
<b>Nanoescala de hierro funcionalizada con quitosano</b>	Zeng Jianqiang et al., (2020)
<b>Nano-MgO</b>	Xu Si et al., (2020)

<b>Nano-Fe<sub>3</sub>O<sub>4</sub> y MIL-100(Fe) injertados en quitosano</b>	Xiong Nana et al., (2020)
<b>Doble óxido estratificado de Mg<sub>2</sub>Al con núcleo de Fe<sub>3</sub>O<sub>4</sub></b>	Zhang Xinyue et al., (2020)
<b>Nanofibras de carbono (ZCN) decoradas con óxido de circonio (ZrO<sub>2</sub>)</b>	Luo Jinming et al., (2016)
<b>Marcos metal-orgánicos (MOF) basados en Zr: NU-1000</b>	Li Jie et al., (2017)
<b>MOF basado en Zr<sub>6</sub>, NU-1000</b>	Rangwani Sean et al., (2018)
<b>Biocarbón a base de nano ZVI y lodos (nZVI-SBC)</b>	Wei Dongning et al., (2020)
<b>MOF basado en hierro: MIL-101(Fe)</b>	Zhang Wei et al., (2019)
<b>Poliacrilonitrilo poroso (PAN) modificado con grupos amidoxime (UAPAN)</b>	Tu Yonghui et al., (2020)
<b>Alúmina mesoporosa (MA)</b>	Dou Xiaomin et al., (2016)
<b>Obras de armazón metal-orgánico a base de hierro: Fe-MIL-88B</b>	Cheng kuan et al., (2020)
<b>Nanocompuestos de Co<sub>3</sub>O<sub>4</sub>@rGO</b>	Jiang Hualin et al., (2020)
<b>Nanotubos de titanato (TiO<sub>2</sub> NTs)</b>	Zhao Tianhui et al., (2019)
<b>Microesfera de núcleo magnético: Fe<sub>3</sub>O<sub>4</sub>@TA@UiO-66</b>	Qi Pengfei et al., (2019)
<b>Mg<sub>2</sub>Fe intercalado con hidroxilo y sintetizado mecánicamente eOH-LDH</b>	Cao Yaowu et al., (2020)
<b>Óxidos binarios de FeMn (FMBO<sub>3</sub>)</b>	Yang Kunlun et al., (2018)
<b>Tamices moleculares de Yetape cargados de hidróxido de cerio: NaY@Ce</b>	Yan Ruiqi et al., (2020)
<b>Tamiz molecular mesoporoso funcionalizado con MnFe<sub>2</sub>O<sub>4</sub> MCM-41 (MnFe<sub>2</sub>O<sub>4</sub>-MCM-41-SH)</b>	Li W. y Fu F., (2020)

La mayor parte de las bibliografías sobre la eliminación del antimonio se centra en varios tipos de materiales absorbentes con propiedades de unión al antimonio, debido a la naturaleza predominantemente aniónica de las especies de antimonio, la mayoría de los sorbentes de los que se informa son receptores de aniones.

Ante ello, de acuerdo con la tabla 3, se tiene que a clasificación que presentan los materiales usados como sorbentes para las técnicas de remediación de efluentes industriales y fuentes naturales se encuentran clasificados como aquellos que incluyen principalmente óxidos metálicos (de Fe, Zr, Ti, Mn, o Al) y aquellos biosorbentes como el quitosano, los biocarbones y carbones activados, nanotubos de carbono; así mismo, los sorbentes más usados por los estudios revisados para la técnica de remediación de efluentes industriales y fuentes naturales son los materiales a base de Fe, ello debido a su alto potencial para aplicaciones a gran escala Xiong Nana et al., (2020).

Así mismo, Yu Guangda y Fu Fenglian, (2020); afirma que los sorbentes basados en óxido de hierro más que una simple sorción superficial, producen una incorporación en la red del antimonio sorbido que conduce a una inmovilización eficaz.

Así también investigaciones usan la aplicación de  $Fe_3O_4$ , apoyando a sus propiedades de adsorción hacia el antimonio; así lo corroboran Yu Guangda y Fu Fenglian, (2020), Zhou Lu et al., (2019), Xiong Nana et al., (2020), Zhang Xinyue et al., (2020), Qi Pengfei et al., (2019).

Pero ello es rechazado por el estudio de Ai Yulu et al., (2020), quien muestra que las máximas capacidades teóricas de adsorción (Langmuir) reportadas para el  $Fe_3O_4$  son de 51,6 mg. g<sup>-1</sup> (para el Sb(III)) y 42,3 mg. g<sup>-1</sup> (para el Sb(V)). Mientras que, para el  $Fe_3S_4$ , las capacidades reportadas son de 178,9 mg. g<sup>-1</sup> (para el Sb(III)) y 163,5 mg. g<sup>-1</sup> (para el Sb(V)) y esta elevada captación de antimonio podría deberse a la presencia de abundantes sitios tensioactivos (grupos hidroxilo) sobre el  $Fe_3S_4$ , y a la transferencia de fase que se produce durante la interacción del  $Fe_3S_4$  con el antimonio.

Por otro lado, el adsorbente orgánico tiene la aplicación más prometedora en la eliminación y recuperación de antimonio de soluciones acuosas debido a su excelente rendimiento de adsorción y desorción (Li Jiayu et al., 2018, p.1). Así también lo apoya Wang Li et al., (2018), mencionando que en su estudio todos los resultados sugirieron que los biocharres magnéticos dopados con La podrían servir como adsorbentes prometedores para la minimización de la contaminación por Sb(V). Ello es similar a los estudios realizados por Wei Dongning et al., (2020), Luo Jinming et al., (2016).

Por otro lado, también se determinó cuál es la máxima capacidad de absorción de antimonio que se genera usando las técnicas para la remediación de efluentes industriales y fuentes naturales.

Siendo determinado la máxima capacidad de absorción de antimonio teniendo como criterios la capacidad de adsorción máxima de antimonio, y la cinética, es decir el tiempo de equilibrio en el que se llevó a cabo los mejores resultados.

**Tabla N°4:** máxima capacidad de sorción y cinética de sorción

Absorbente	Capacidad máxima de absorción (mg. g <sup>1</sup> )		Cinética: Sorción tiempo de equilibrio	Fuente
	Sb(III)	Sb(V)		
<b>Biocarbón magnético dopado con La</b>	18.92	-	5h.	Wang Li et al., (2018)
<b>Óxido de manganeso (MnO<sub>2</sub>) incrustado en el biocarbón</b>	Avance - 460 BV (0,3 mg.L <sup>1</sup> soln., 5 mL Bed Volumen)	-	15 min.	Wan Shunli et al., (2020)
<b>Óxido binario de Fe<sub>3</sub>O<sub>4</sub>@CeeZr de tipo core-shell</b>	365.2	-	1h.	Yu Guangda y Fu Fenglian, (2020)
<b>Microesferas de alginato de sodio funcionalizadas con poliamida hiperramificada</b>	195.7	-	-	Wang Li et al., (2019)
<b>Hierro nanoescala cero valente sulfurado (S-nZVI)</b>	465.1	-	30 min.	Liu Sishi et al., (2020)
<b>Birnessita ácida (AB) dopada con hierro</b>	759	-	5h.	Lu Hongbo et al., (2019)
<b>Compuesto de óxidos de grafeno reducidos/Mn<sub>3</sub>O<sub>4</sub></b>	151.84 BV1 - 859 mL	105.50	25 min.	Zou Jian Ping et al., (2016)
<b>Sustancias poliméricas extracelulares (EPS) @Fe<sub>3</sub>O<sub>4</sub></b>	-	216	20h.	Zhou Lu et al., (2019)

<b>Nanoescala de hierro funcionalizada con quitosano</b>	138.8	-	10h.	Zeng Jianqiang et al., (2020)
<b>Nano-MgO</b>	140.1	-	4h.	Xu Si et al., (2020)
<b>Nano-Fe<sub>3</sub>O<sub>4</sub> y MIL-100(Fe) injertados en quitosano</b>	96.8%	-	-	Xiong Nana et al., (2020)
<b>Doble óxido estratificado de MgeAl con núcleo de Fe<sub>3</sub>O<sub>4</sub></b>	391	-	25h.	Zhang Xinyue et al., (2020)
<b>Nanofibras de carbono (ZCN) decoradas con óxido de circonio (ZrO<sub>2</sub>)</b>	70.83	57.17	50 min.	Luo Jinming et al., (2016)
<b>Marcos metal-orgánicos (MOF) basados en Zr: NU-1000</b>	136.97	287.88	10 min.	Li Jie et al., (2017)
<b>MOF basado en Zr<sub>6</sub>, NU-1000</b>	-	260	30 h.	Rangwani Sean et al., (2018)
<b>Biocarbón a base de nano ZVI y lodos (nZVI-SBC)</b>	160.40	-	4h.	Wei Dongning et al., (2020)
<b>MOF basado en hierro: MIL-101(Fe)</b>	151.8	472.8	2h.	Zhang Wei et al., (2019)
<b>Poliacrilonitrilo poroso (PAN) modificado con grupos amidoxime (UAPAN)</b>	125	177.3	90h.	Tu Yonghui et al., (2020)
<b>Alúmina mesoporosa (MA)</b>	118	-	1h.	Dou Xiaomin et al., (2016)
<b>Obras de armazón metal-orgánico a base de hierro: Fe-MIL-88B</b>	566.1	318.9	Sb(III):2 hor. Sb(V): 3 hor.	Cheng kuan et al., (2020)
<b>Nanocompuestos de Co<sub>3</sub>O<sub>4</sub>@rGO</b>	151.04	165.51	4h.	Jiang Hualin et al., (2020)
<b>Nanotubos de titanato (TiO<sub>2</sub> NTs)</b>	250	56.3	-	Zhao Tianhui et al., (2019)

<b>Microesfera de núcleo magnético: Fe<sub>3</sub>O<sub>4</sub>@TA@UiO-66</b>	49.51	-	24h.	Qi Pengfei et al., (2019)
<b>MgeFe intercalado con hidroxilo y sintetizado mecánicamente eOH-LDH</b>	48.7	30	5h.	Cao Yaowu et al., (2020)
<b>Óxidos binarios de FeMn (FMBO<sub>3</sub>)</b>	-	309.3	5h.	Yang Kunlun et al., (2018)
<b>Tamices moleculares de Yetape cargados de hidróxido de cerio: NaY@Ce</b>	24.65	7.28	8 h.	Yan Ruiqi et al., (2020)
<b>Tamiz molecular mesoporoso funcionalizado con MnFe<sub>2</sub>O<sub>4</sub> MCM-41 (MnFe<sub>2</sub>O<sub>4</sub>-MCM-41-SH)</b>	164.8	-	-	Li W. y Fu F., (2020)

De acuerdo con los estudios realizados en la tabla 4, se tiene que la máxima capacidad de absorción de antimonio que se genera usando las técnicas para la remediación de efluentes industriales y fuentes naturales logra alcanzar más del 99 % y en más de la mitad de los estudios se han logrado excelentes resultados.

Así también mediante la comparación de la capacidad de adsorción del Sb(III) y Sb(V), el antimonio V presenta menor adsorción, esto se debe a que el Sb(V) tiene carga negativa en casi todo el rango de pH, lo que dificulta su adsorción.

Así lo demuestra Zou Jian Ping et al., (2016), en su estudio, donde, las propiedades de adsorción de RGO/Mn<sub>3</sub>O<sub>4</sub> antimonita (Sb(III)) y antimonato (Sb(V)) mediante experimentos por lotes de isothermas y cinéticas de adsorción muestran que las capacidades teóricas máximas de adsorción de RGO/Mn<sub>3</sub>O<sub>4</sub> hacia Sb(III) y Sb(V) son 151,84 y 105,50 mg/g, respectivamente.

Pero ello es rechazado por la comparación en los resultados del estudio de Jianxing Z. et al., (2015), quien demuestra que, usando un método electroquímico después de 30 min, el contenido de Sb(III) y Sb(V) disminuyó a 5,0 y 28.1 ug/L, respectivamente,

siendo el efecto de eliminación claro, además, el estudio también encontró que el pH inicial y la densidad de corriente tienen poco efecto en la eliminación de Sb(III), mientras que aumentar la densidad de corriente e introducir N<sub>2</sub> puede aumentar la remoción de Sb(V).

Pero los estudios comparados en la tabla 4 presentan oposición con lo mencionado, siendo ello descrito por Yan Ruiqi et al., (2020), quien demuestra que la capacidad de adsorción del adsorbente mostró una tendencia creciente con el aumento de las especies de cerio. Con una carga del 0,4 % de tricloruro de cerio y la capacidad máxima de adsorción de dióxido para el antimonio (III); donde Sb(III) y Sb(V) sobre NaY@Ce fue de 24,65 mg/g y 7,28 mg/g a pH = 7,0, respectivamente.

Del mismo modo, presentan similares resultados, Cheng kuan et al., (2020), Zhao Tianhui et al., (2019) y Cao Yaowu et al., (2020), quienes utilizando metal-orgánico a base de hierro, Nanotubos de titanato y MgeFe intercalado con hidroxilo presentaron resultados para el Sb (III) de 566.1, 250 y 48.7 en comparación con Sb (V) 318.9, 56.3 y 30 respectivamente.

Por último, se identificó de cuál es la cinética de sorción en la que ocurre la máxima capacidad de absorción de antimonio planteando como criterios el tiempo en horas, el tiempo en minutos y el tiempo en días.

Mediante la identificación de la cinética de sorción en la que ocurre la máxima capacidad de absorción de antimonio que se genera usando las técnicas para la remediación de efluentes industriales y fuentes naturales; se tiene que la fuerte unión con una cinética de absorción del Sb (III) y Sb (V) variado con tiempos de equilibrio de adsorción son mayores a 1 hora en un 68% y menores a una hora 32%

Así mismo se tiene que el menor tiempo de adsorción se atribuye a los materiales carbonosos, ello es demostrado por Wang Li et al., (2018), Luo Jinming et al., (2016), Wei Dongning et al., (2020). Así también (Ungureanu G. et al., 2016, p.2), señala que La mejora en la capacidad y cinética de sorción de antimonio es atribuible al efecto sinérgico del menor tamaño de los poros junto con los sitios de sorción superficiales no enmascarados disponibles (para la sorción) sobre el filtro de hierro-(oxi)hidróxido-CNT.

Por otro lado, Jiang Hualin et al., (2020, p.5), señala que con la incorporación del filtro de CNT funcionalizado con óxido de hierro junto con el filtro de malla de nano tubos de TiO<sub>2</sub> en el diseño de flujo, bajo el modo de filtración de recirculación; logró la oxidación completa del Sb(III) (en 60 minutos) con una eliminación del 94,0% del antimonio en 240 minutos, utilizando una solución de 800 ppb de Sb(III).

Además, se comprobó que el tiempo de equilibrio para la cinética de adsorción del Sb (III) es menor que para el Sb (V); así lo corrobora Cheng kuan et al., (2020), quien en su estudio con un tiempo de 2 horas para el antimonio III adsorbió 566.1 mg/g, mientras que el Sb (V) presentó menor capacidad de adsorción de 318.9 mg/g con un tiempo de equilibrio mayor con 3 horas.

## V. CONCLUSIONES

Mediante el objetivo de estudiar cuáles son los factores importantes a saber de las técnicas usadas para la remediación de efluentes industriales y fuentes naturales contaminadas con antimonio, se puede concluir que existe la necesidad de materiales de eliminación de antimonio de aplicación específica en muchas industrias, como la de electrorrefinería de cobre y los materiales de sorción se han propuesto como los más prometedores para la eliminación del antimonio, donde la cinética más rápida y la selectividad son los aspectos clave para su uso en aplicaciones industriales. Ante ello se detallan las tres conclusiones específicas del estudio

Los sorbentes y la clasificación que presentan los materiales usados para la técnica de remediación de efluentes industriales y fuentes naturales se encuentran clasificados como aquellos que incluyen principalmente óxidos metálicos (de Fe, Zr, Ti, Mn, o Al) y aquellos biosorbentes como el quitosano, los biocarbones y carbones activados, nanotubos de carbono; así mismo, los sorbentes más usados por los estudios revisados para la técnica de remediación de efluentes industriales y fuentes naturales son los materiales a base de Fe, ello debido a su alto potencial para aplicaciones a gran escala.

La máxima capacidad de absorción de antimonio que se genera usando las técnicas para la remediación de efluentes industriales y fuentes naturales logra alcanzar más del 99 % y en más de la mitad de los estudios se han logrado excelentes resultados. Así también mediante la comparación de la capacidad de adsorción del Sb(III) y Sb(V), el antimonio V presenta menor adsorción, esto se debe a que el Sb(V) tiene carga negativa en casi todo el rango de pH, lo que dificulta su adsorción.

La cinética de sorción en la que ocurre la máxima capacidad de absorción de antimonio que se genera usando las técnicas para la remediación de efluentes industriales y fuentes naturales es la fuerte unión con una cinética de absorción del Sb (III) y Sb (V) variado con tiempos de equilibrio de adsorción mayores a 1 hora en un 68% y menores a una hora 32%. Así mismo se tiene que el menor tiempo de adsorción se atribuye a los materiales carbonosos.

## VI. RECOMENDACIONES

Con los estudios revisados y estudiados sistemáticamente se pudo llegar a conocer más a profundidad el tema de la remediación de efluentes industriales y fuentes naturales contaminadas con antimonio mediante diferentes técnicas pudiendo realizar las siguientes recomendaciones en base a los estudios analizados:

1. Se puede recomendar a los investigadores que deseen aplicar alguna técnica para la remediación de efluentes contaminados con antimonio, tener en cuenta la facilidad de preparación y los factores de coste en el diseño de los materiales de sorción.
2. Se recomienda también usar el sorbente oxihidróxido inorgánico, ya que, en los estudios en los que fue aplicado como sorbente del antimonio presentó una excelente capacidad de absorción y convirtiendo la fabricación de estos oxihidróxidos en formato de perlas para aplicaciones en columna en una tarea interesante y desafiante.
3. Se sugiere, enfatizar en los métodos de detección de antimonio como la tecnología combinada, ya que, viene siendo un campo de investigación cada vez más atractivo en el análisis de especiación de antimonio.
4. Por último, debido a la necesidad encontrada por mejores materiales con buena estabilidad estructural y mejores procesos para la descontaminación del antimonio se recomienda ampliar y mejorar los estudios ya existentes.

## REFERENCIAS

1. Al, Yulu, et al. Role of sulfur atoms in the adsorption of antimony by greigite. *Surfaces and Interfaces*, 2020, vol. 20, p. 100584. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.surfin.2020.100584>
2. ALMÅS, Åsgeir R.; PIRONIN, Elsa; OKKENHAUG, Gudny. The partitioning of Sb in contaminated soils after being immobilization by Fe-based amendments is more dynamic compared to Pb. *Applied Geochemistry*, 2019, vol. 108, p. 104378. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2019.104378>
3. ANTONIADIS, Vasileios, et al. Trace elements in the soil-plant interface: Phytoavailability, translocation, and phytoremediation—A review. *Earth-Science Reviews*, 2017, vol. 171, p. 621-645. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2017.06.005>
4. Al, Yulu, et al. Role of sulfur atoms in the adsorption of antimony by greigite. *Surfaces and Interfaces*, 2020, vol. 20, p. 100584. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.surfin.2020.100584>
5. BAGHERIFAM, Saeed, et al. Bioavailability of arsenic and antimony in terrestrial ecosystems: a review. *Pedosphere*, 2019, vol. 29, no 6, p. 681-720. Disponible en: [https://doi.org/10.1016/S1002-0160\(19\)60843-X](https://doi.org/10.1016/S1002-0160(19)60843-X) (5)
6. BAI, Yang, et al. Application of iron-based materials for removal of antimony and arsenic from water: Sorption properties and mechanism insights. *Chemical Engineering Journal*, 2021, p. 134143. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.cej.2021.134143>
7. BOLAN, Nanthi, et al. Antimony contamination and its risk management in complex environmental settings: A review. *Environment International*, 2022, vol. 158, p. 106908. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.envint.2021.106908>
8. BURTON, Edward D.; HOCKMANN, Kerstin; KARIMIAN, Niloofar. Antimony sorption to goethite: effects of Fe (II)-catalyzed recrystallization. *ACS Earth and*

- Space Chemistry, 2020, vol. 4, no 3, p. 476-487. Disponible en: <https://doi.org/10.1021/acsearthspacechem.0c00013>
9. CAMPOS, Thaís, et al. Leaching of heavy metals in soils conditioned with biosolids from sewage sludge. *Floresta e Ambiente*, 2019, vol. 26. Disponible en: <https://doi.org/10.1590/2179-8087.039918>
  10. CAO, Yaowu, et al. Sb (III) and Sb (V) removal from water by a hydroxyl-intercalated, mechanochemically synthesized Mg-Fe-LDH. *Applied Clay Science*, 2020, vol. 196, p. 105766. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.clay.2020.105766>
  11. CHANG, Chunying, et al. Bioavailability of antimony and arsenic in a flowering cabbage–soil system: Controlling factors and interactive effect. *Science of The Total Environment*, 2022, p. 152920. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.152920>
  12. CHENG, Kuan, et al. New insights into the removal of antimony from water using an iron-based metal-organic framework: Adsorption behaviors and mechanisms. *Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects*, 2020, vol. 602, p. 125054. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.colsurfa.2020.125054>
  13. CHU, Jianwen, et al. Dynamic flow and pollution of antimony from polyethylene terephthalate (PET) fibers in China. *Science of The Total Environment*, 2021, vol. 771, p. 144643. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.144643>
  14. CONSTANTINO, Leonel Vinicius, et al. Sorption–desorption of antimony species onto calcined hydrotalcite: Surface structure and control of competitive anions. *Journal of hazardous materials*, 2018, vol. 344, p. 649-656. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2017.11.016>
  15. Cope, R. (2017). Metalloids. *Veterinary Toxicology for Australia and New Zealand*, 255–277. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/b978-0-12-420227-6.00014-1>

16. DIQUATTRO, Stefania, et al. Insights into the fate of antimony (Sb) in contaminated soils: Ageing influence on Sb mobility, bioavailability, bioaccessibility and speciation. *Science of The Total Environment*, 2021, vol. 770, p. 145354. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.145354>
17. DIQUATTRO, Stefania, et al. Mobility and potential bioavailability of antimony in contaminated soils: Short-term impact on microbial community and soil biochemical functioning. *Ecotoxicology and environmental safety*, 2020, vol. 196, p. 110576. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2020.110576>
18. DOU, Xiaomin, et al. Antimonate removal from water using hierarchical macro-/mesoporous amorphous alumina. *Chemical Engineering Journal*, 2015, vol. 264, p. 617-624. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.cej.2014.11.123>
19. EL-NAGGAR, Ali, et al. Biochar affects the dissolved and colloidal concentrations of Cd, Cu, Ni, and Zn and their phytoavailability and potential mobility in a mining soil under dynamic redox-conditions. *Science of the total environment*, 2018, vol. 624, p. 1059-1071. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.12.190>
20. FAN, Jian-Xin, et al. Effect of aqueous Fe (II) on Sb (V) sorption on soil and goethite. *Chemosphere*, 2016, vol. 147, p. 44-51. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2015.12.078>
21. FILELLA, Montserrat, et al. Occurrence and fate of antimony in plastics. *Journal of hazardous materials*, 2020, vol. 390, p. 121764. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2019.121764> (3)
22. GUO, Wenjing, et al. Environmental geochemical and spatial/temporal behavior of total and speciation of antimony in typical contaminated aquatic environment from Xikuangshan, China. *Microchemical Journal*, 2018, vol. 137, p. 181-189. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.microc.2017.10.010>
23. HE, Mengchang, et al. Antimony speciation in the environment: Recent advances in understanding the biogeochemical processes and ecological effects. *Journal of Environmental Sciences*, 2019, vol. 75, p. 14-39. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.jes.2018.05.023>

24. HERATH, Indika; VITHANAGE, Meththika; BUNDSCHUH, Jochen. Antimony as a global dilemma: geochemistry, mobility, fate and transport. *Environmental pollution*, 2017, vol. 223, p. 545-559. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.01.057>
25. HU, Lingling, et al. Microplastics generated under simulated fire scenarios: Characteristics, antimony leaching, and toxicity. *Environmental Pollution*, 2021, vol. 269, p. 115905. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.115905> (1)
26. HU, Xingyun, et al. The leaching characteristics and changes in the leached layer of antimony-bearing ores from China. *Journal of Geochemical Exploration*, 2017, vol. 176, p. 76-84. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.gexplo.2016.01.009>
27. INTRAKAMHAENG, Vicharana, et al. Antimony mobility from E-waste plastic in simulated municipal solid waste landfills. *Chemosphere*, 2020, vol. 241, p. 125042. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.125042>
28. JIANG, Hualin, et al. Efficient antimony removal by self-assembled core-shell nanocomposite of Co<sub>3</sub>O<sub>4</sub>@ rGO and the analysis of its adsorption mechanism. *Environmental Research*, 2020, vol. 187, p. 109657. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.envres.2020.109657>
29. JIAXING, Zhang, et al. Removal of antimony contaminant in water by electrocoagulation. *Chinese Journal of Environmental Engineering*, 2014, vol. 8, no 10, p. 4244-4248.
30. KAFLE, B. P. Application of UV–VIS spectrophotometry for chemical analysis. *Chemical Analysis and Material Characterization by Spectrophotometry*; Elsevier: New York, NY, USA, 2020, p. 79-145. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-814866-2.00005-1>
31. LAPO, Byron, et al. Antimony removal from water by a chitosan-Iron (III)[ChiFer (III)] biocomposite. *Polymers*, 2019, vol. 11, no 2, p. 351. Disponible en: <https://doi.org/10.3390/polym11020351>

32. LI, Baoqin, et al. Microbiome–environment interactions in antimony-contaminated rice paddies and the correlation of core microbiome with arsenic and antimony contamination. *Chemosphere*, 2021, vol. 263, p. 128227. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.128227>
33. LI, Jiayu, et al. Antimony contamination, consequences and removal techniques: a review. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 2018, vol. 156, p. 125-134. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2018.03.024>
34. LI, Jie, et al. Screening of zirconium-based metal–organic frameworks for efficient simultaneous removal of antimonite (Sb (III)) and antimonate (Sb (V)) from aqueous solution. *ACS Sustainable Chemistry & Engineering*, 2017, vol. 5, no 12, p. 11496-11503. Disponible en: <https://doi.org/10.1021/acssuschemeng.7b02720>
35. LI, Jingxin, et al. Microbial antimony biogeochemistry: enzymes, regulation, and related metabolic pathways. *Applied and environmental microbiology*, 2016, vol. 82, no 18, p. 5482-5495. Disponible en: <https://doi.org/10.1128/AEM.01375-16>
36. LI, Weibin; FU, Fenglian. Incorporating MnFe<sub>2</sub>O<sub>4</sub> onto the thiol-functionalized MCM-41 for effective capturing of Sb (III) in aqueous media. *Microporous and Mesoporous Materials*, 2020, vol. 298, p. 110060. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.micromeso.2020.110060>
37. LIU, Sishi, et al. Removal of Sb (III) by sulfidated nanoscale zerovalent iron: The mechanism and impact of environmental conditions. *Science of The Total Environment*, 2020, vol. 736, p. 139629. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.139629>
38. LONG, Jiumei, et al. The effect of an antimony resistant bacterium on the iron plaque fraction and antimony uptake by rice seedlings. *Environmental Pollution*, 2020, vol. 258, p. 113670. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.113670>

39. LONG, Xiaojing, et al. A review of removal technology for antimony in aqueous solution. *Journal of Environmental Sciences*, 2020, vol. 90, p. 189-204. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.jes.2019.12.008>
40. LU, Hongbo, et al. Enhanced removal of antimony by acid birnessite with doped iron ions: Accompanied by the structural transformation. *Chemosphere*, 2019, vol. 226, p. 834-840. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.03.194>
41. LUO, Jinming, et al. Removal of antimonite (Sb (III)) and antimonate (Sb (V)) from aqueous solution using carbon nanofibers that are decorated with zirconium oxide (ZrO<sub>2</sub>). *Environmental science & technology*, 2016, vol. 49, no 18, p. 11115-11124. Disponible en: <https://doi.org/10.1021/acs.est.5b02903>
42. MULTANI, Ravinder S.; FELDMANN, Thomas; DEMOPOULOS, George P. Antimony in the metallurgical industry: A review of its chemistry and environmental stabilization options. *Hydrometallurgy*, 2016, vol. 164, p. 141-153. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.hydromet.2016.06.014>
43. OBIAKOR, Maximilian Obinna, et al. Bioaccumulation, trophodynamics and ecotoxicity of antimony in environmental freshwater food webs. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 2017, vol. 47, no 22, p. 2208-2258. Disponible en: <https://doi.org/10.1080/10643389.2017.1419790>
44. PABÓN, S. E., et al. Contaminación del agua por metales pesados, métodos de análisis y tecnologías de remoción. Una revisión. *Entre Ciencia e Ingeniería*, 2020, vol. 14, no 27, p. 9-18. Disponible en: <https://doi.org/10.31908/19098367.0001>
45. PALANSOORIYA, Kumuduni Niroshika, et al. Soil amendments for immobilization of potentially toxic elements in contaminated soils: a critical review. *Environment international*, 2020, vol. 134, p. 105046. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.envint.2019.105046>
46. QI, Pengfei, et al. Development of a magnetic core-shell Fe<sub>3</sub>O<sub>4</sub>@ TA@ UiO-66 microsphere for removal of arsenic (III) and antimony (III) from aqueous

solution. *Journal of hazardous materials*, 2019, vol. 378, p. 120721. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2019.05.114>

47. RANGWANI, Sean, et al. Adsorptive removal of Sb (V) from water using a mesoporous Zr-based metal–organic framework. *Polyhedron*, 2018, vol. 151, p. 338-343. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.poly.2018.05.021>
48. RINKLEBE, Jörg; SHAHEEN, Sabry M. Geochemical distribution of Co, Cu, Ni, and Zn in soil profiles of Fluvisols, Luvisols, Gleysols, and Calcisols originating from Germany and Egypt. *Geoderma*, 2017, vol. 307, p. 122-138. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2017.08.005>
49. RODRÍGUEZ HEREDIA, Dunia. Intoxicación ocupacional por metales pesados. *Medisan*, 2017, vol. 21, no 12, p. 3372-3385. Disponible en: ISSN 1029-3019
50. ROMERO-BONILLA, Hugo Ítalo, et al. Aplicación de voltamperometría de redisolución anódica para la determinación de antimonio. *Revista de la Sociedad Química del Perú*, 2019, vol. 85, no 3, p. 293-304. Disponible en: ISSN 1810-634X
51. SALEH, Tawfik A.; SARI, Ahmet; TUZEN, Mustafa. Effective adsorption of antimony (III) from aqueous solutions by polyamide-graphene composite as a novel adsorbent. *Chemical Engineering Journal*, 2017, vol. 307, p. 230-238. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.cej.2016.08.070>
52. SCHILDROTH, Samantha, et al. Occupational exposure to antimony trioxide: a risk assessment. *Occupational and Environmental Medicine*, 2021, vol. 78, no 6, p. 413-418. Disponible en: <http://dx.doi.org/10.1136/oemed-2020-106980>
53. SHAHEEN, Sabry M., et al. Potentially toxic elements in saltmarsh sediments and common reed (*Phragmites australis*) of Burullus coastal lagoon at North Nile Delta, Egypt: a survey and risk assessment. *Science of the Total Environment*, 2019, vol. 649, p. 1237-1249. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.08.359> (2)

54. SHAHEEN, Sabry M., et al. Impact of biosolid application rates on competitive sorption and distribution coefficients of Cd, Cu, Ni, Pb, and Zn in an Alfisol and an Entisol. *Process Safety and Environmental Protection*, 2018, vol. 115, p. 38-48. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.psep.2017.10.013>
55. SUN, Weimin, et al. Bacterial response to antimony and arsenic contamination in rice paddies during different flooding conditions. *Science of The Total Environment*, 2019, vol. 675, p. 273-285. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.04.146>
56. SUN, Weimin, et al. Profiling microbial community in a watershed heavily contaminated by an active antimony (Sb) mine in Southwest China. *Science of the Total Environment*, 2016, vol. 550, p. 297-308. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.01.090>
57. TU, Yonghui, et al. Adsorption of antimonite and antimonate from aqueous solution using modified polyacrylonitrile with an ultrahigh percentage of amidoxime groups. *Journal of hazardous materials*, 2020, vol. 388, p. 121997. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2019.121997>
58. UNGUREANU, Gabriela, et al. Arsenic and antimony in water and wastewater: Overview of removal techniques with special reference to latest advances in adsorption. *Journal of environmental management*, 2015, vol. 151, p. 326-342. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2014.12.051>
59. WAN, Shunli, et al. Accelerated antimony and copper removal by manganese oxide embedded in biochar with enlarged pore structure. *Chemical Engineering Journal*, 2020, vol. 402, p. 126021. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.cej.2020.126021>
60. WANG, Li, et al. Enhanced antimonate (Sb (V)) removal from aqueous solution by La-doped magnetic biochars. *Chemical Engineering Journal*, 2018, vol. 354, p. 623-632. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.cej.2018.08.074>
61. WANG, Lili, et al. Hyperbranched polyamide-functionalized sodium alginate microsphere as a novel adsorbent for the removal of antimony (III) in wastewater. *Environmental Science and Pollution Research*, 2019, vol. 26, no

26, p. 27372-27384. Disponible en: <https://doi.org/10.1007/s11356-019-05914-4>

62. WEI, Dongning, et al. Simultaneous adsorption and oxidation of antimonite onto nano zero-valent iron sludge-based biochar: Indispensable role of reactive oxygen species and redox-active moieties. *Journal of Hazardous Materials*, 2020, vol. 391, p. 122057. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.122057>
63. WEN, Bing, et al. Sources, migration and transformation of antimony contamination in the water environment of Xikuangshan, China: Evidence from geochemical and stable isotope (S, Sr) signatures. *Science of the Total Environment*, 2016, vol. 569, p. 114-122. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.05.124>
64. World Health Organization (WHO). *Guidelines for Drinking-Water Quality*, 4th ed.; WHO: Geneva, Switzerland, 2017; ISBN 9789241549950
65. WU, Bingdang, et al. Titanium coagulation simplified removal procedure and alleviated membrane fouling in treatment of antimony-containing wastewater. *ACS ES&T Engineering*, 2021, vol. 1, no 7, p. 1094-1103. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.jes.2019.12.008>
66. WU, Tong-liang, et al. Unraveling the effects of gallic acid on Sb (III) adsorption and oxidation on goethite. *Chemical Engineering Journal*, 2019, vol. 369, p. 414-421. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.cej.2019.03.085>
67. XIONG, Nana, et al. Sb (III) removal from aqueous solution by a novel nano-modified chitosan (NMCS). *Separation and Purification Technology*, 2020, vol. 236, p. 116266. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2019.116266>
68. XU, Rui, et al. Impacts of antimony and arsenic co-contamination on the river sedimentary microbial community in an antimony-contaminated river. *Science of The Total Environment*, 2020, vol. 713, p. 136451. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.136451>

69. XU, Si, et al. Removal of Sb (III) from wastewater by magnesium oxide and the related mechanisms. *Environmental Research*, 2020, vol. 186, p. 109489. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.envres.2020.109489>
70. YAN, Li, et al. Insights into antimony adsorption on {001} TiO<sub>2</sub>: XAFS and DFT study. *Environmental Science & Technology*, 2017, vol. 51, no 11, p. 6335-6341. Disponible en: <https://doi.org/10.1021/acs.est.7b00807>
71. YAN, Ruiqi, et al. Effective adsorption of antimony from aqueous solution by cerium hydroxide loaded on Y-tape molecular sieve adsorbent: Performance and mechanism. *Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects*, 2020, vol. 604, p. 125317. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.colsurfa.2020.125317>
72. YANG, Kunlun, et al. Removal of Sb (V) from aqueous solutions using Fe-Mn binary oxides: The influence of iron oxides forms and the role of manganese oxides. *Chemical Engineering Journal*, 2018, vol. 354, p. 577-588. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.cej.2018.08.069>
73. YU, Guangda; FU, Fenglian. Exploration of different adsorption performance and mechanisms of core-shell Fe<sub>3</sub>O<sub>4</sub>@ Ce-Zr oxide composites for Cr (VI) and Sb (III). *Journal of Colloid and Interface Science*, 2020, vol. 576, p. 10-20. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.jcis.2020.05.008>
74. ZHANG, Wei, et al. Removal of antimonite and antimonate from water using Fe-based metal-organic frameworks: The relationship between framework structure and adsorption performance. *Journal of Environmental Sciences*, 2019, vol. 86, p. 213-224. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.jes.2019.06.001>
75. ZHANG, Xinyue, et al. Iron diffusion-doped magnesium-aluminum layered double oxides as a multifunctional adsorbent for removal of F<sup>-</sup>, Sb (III) and methyl orange contaminants from water. *Korean Journal of Chemical Engineering*, 2020, vol. 37, no 5, p. 792-803. Disponible en: <https://doi.org/10.1007/s11814-020-0487-4>

76. ZHAO, Tianhui, et al. Efficient removal of both antimonite (Sb (III)) and antimonate (Sb (V)) from environmental water using titanate nanotubes and nanoparticles. *Environmental Science: Nano*, 2019, vol. 6, no 3, p. 834-850. Disponible en: <https://doi.org/10.1039/C8EN00869H>
77. ZENG, Jianqiang, et al. Chitosan functionalized iron nanosheet for enhanced removal of As (III) and Sb (III): synergistic effect and mechanism. *Chemical Engineering Journal*, 2020, vol. 382, p. 122999. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.cej.2019.122999>
78. ZHOU, Lu, et al. Sb (V) reduced to Sb (III) and more easily adsorbed in the form of Sb (OH) 3 by microbial extracellular polymeric substances and core-shell magnetic nanocomposites. *ACS Sustainable Chemistry & Engineering*, 2019, vol. 7, no 11, p. 10075-10083. Disponible en: <https://doi.org/10.1021/acssuschemeng.9b01479>
79. ZHU, YanMing, et al. Factors influencing the uptake and speciation transformation of antimony in the soil-plant system, and the redistribution and toxicity of antimony in plants. *Science of The Total Environment*, 2020, vol. 738, p. 140232. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.140232>
80. ZOU, Jian-Ping, et al. Three-dimensional reduced graphene oxide coupled with Mn<sub>3</sub>O<sub>4</sub> for highly efficient removal of Sb (III) and Sb (V) from water. *ACS Applied Materials & Interfaces*, 2016, vol. 8, no 28, p. 18140-18149. Disponible en: <https://doi.org/10.1021/acsami.6b05895>

# ANEXOS

## ANEXOS N° 1

 <b>UCV</b> UNIVERSIDAD CÉSAR VALLEJO	<b>FICHA DE ANÁLISIS DE CONTENIDO</b>	
<b>DATOS DEL AUTOR: NOMBRE(S)</b>		
<b>PAGINAS UTILIZADAS</b>	<b>AÑO DE PUBLICACION</b> <input type="text"/>	<b>LUGAR DE PUBLICACION</b> <input type="text"/>
<b>TIPO DE INVESTIGACION:</b>		
<b>CÓDIGO:</b>		
<b>PALABRAS CLAVES:</b>	Techniques for Remediation, Industrial Effluents, Natural Sources Contaminated with Antimony	
<b>LA CINETICA DE LA SORCION EN LA QUE OCURRE LA MAXIMA CAPACIDAD DE ABSORCION DDE ANTIMONIO</b>		
<b>LOS SORBENTES QUE PRESENTAN EN LOS MATERIALES USADOS</b>		
<b>MAXIMA CAPACIDAD DE ABSORCION DE ANTIMONIO</b>		
<b>RESULTADOS:</b>		
<b>CONCLUSIONES:</b>		

*Elaboración propia*