

DOI: 10.24850/j-tyca-2026-01-07

Artículos

**Remoción de arsénico (III) en aguas subterráneas
mediante residuos de naranja: eficiencia y modelos de
adsorción en condiciones altoandinas**

**Arsenic (III) removal from groundwater using orange
residues: Efficiency and adsorption models under high-
andean conditions**

Yeuelin Yudith Pariguana-Castillo¹, ORCID: <https://orcid.org/0009-0000-4197-0749>

Nancy Gladis Quispe-Ccallo², ORCID: <https://orcid.org/0009-0008-0540-4422>

Juan Eduardo Vigo-Rivera³, ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-6597-7336>

¹Universidad Peruana Unión, Juliaca, Perú, yeuelin.pc@upeu.edu.pe

²Universidad Peruana Unión, Juliaca, Perú, nancy.quispe@upeu.edu.pe

³Universidad Peruana Unión, Juliaca, Perú, eduardo.vigo@upeu.edu.pe

Autor para correspondencia: Juan Eduardo Vigo-Rivera,
eduardo.vigo@upeu.edu.pe

Resumen

El presente estudio evalúa las isothermas de adsorción de arsénico (III) con la biomasa de los residuos de naranja (pepa, bagazo y cáscara) en condiciones altoandinas. Iniciando con la obtención de la biomasa de los residuos de la naranja y la determinación de As de una muestra de agua subterránea de la zona sur de la ciudad de Juliaca, Perú. Para los ensayos de adsorción se empleó el equipo de prueba de jarras (200 rpm en 2 horas), con un diseño estadístico experimental de 3A x 4B; factor A (residuos de naranja, A1 = cáscara, A2 = pepa y A3 = bagazo) y factor B (masa de residuos B1 = 2 g, B2 = 3 g, B3 = 4 g y B4 = 5 g), a un pH 5, en vasos precipitados de 500 ml. Para determinar la concentración de As (III) se empleó el método de dietilditiocarbamato de plata. Además, se hizo la caracterización de las biomasas mediante el análisis de composición química de espectrometría de fluorescencia de rayos X. Los resultados de caracterización de los bioadsorbentes presentan mayor cantidad de calcio y óxido de calcio. Las mejores biomasas de adsorción se dan con 5 g de biomasa para la pepa (98.10 %) y bagazo (97.89 %), y para la cáscara se presenta con 4 g (97.59 %). Los datos obtenidos se modelaron de acuerdo con las ecuaciones de las isothermas de Langmuir, Freundlich y Temkin. Los datos experimentales mostraron mayor ajuste con el modelo de Langmuir para las tres biomasas para el proceso de adsorción de As (III).

Palabras clave: adsorción, arsénico, residuo de naranja, isothermas, aguas subterráneas, altoandinas, Perú.

Abstract

The present study evaluated the adsorption isotherms of arsenic (III) with the biomass from orange waste (seeds, pulp, and peel) under high-altitude conditions. It begins with the extraction of the biomass from the orange waste and the determination of the As concentration in a groundwater sample from the southern area of Juliaca city, Peru. For the adsorption tests, the jar test apparatus was used (200 rpm for 2 hours), with an experimental statistical design of 3A x 4B; factor A (orange waste: A1 = peel, A2 = seed, and A3 = pulp) and factor B (waste mass: B1 = 2 g, B2 = 3 g, B3 = 4 g, and B4 = 5 g), at a pH of 5 in 500 ml beakers. The As (III) concentration was determined using the silver diethyldithiocarbamate method. Additionally, the biomass characterization was performed by X-ray fluorescence spectroscopy for the chemical composition analysis. The characterization results of the bioadsorbents showed higher amounts of calcium and calcium oxide. The best adsorption biomasses were obtained with 5 g of biomass for the seed (98.10 %) and pulp (97.89 %), and peel, which showed the best result with 4 g (97.59 %). The obtained data were modeled according to the Langmuir, Freundlich, and Temkin isotherm equations. The experimental data showed the best fit with the Langmuir model for all three biomasses in the adsorption process of As(III).

Keywords: Adsorption, arsenic, orange residue, isotherms, groundwater, high-andean, Peru.

Recibido: 03/01/2024

Aceptado: 14/05/2025

Publicado *ahead of print*: 26/06/2025



Versión final: 01/01/2026

Introducción

Según la Organización Mundial de la Salud (OMS) (OMS, 2022), el arsénico (As) presente de forma natural en las aguas subterráneas de numerosos países es muy tóxico en su forma inorgánica y representa una grave amenaza para la salud pública. Además, la OMS (2023) reportó que, en 2022, 5 600 millones de personas contaban con un servicio de agua potable seguro, mientras que 2 200 millones seguían sin acceso adecuado: 296 millones dependían de pozos y manantiales no protegidos, y 115 millones recurrían al agua superficial sin tratar de lagos, ríos o arroyos. Por otra parte, la World Health Organization (WHO, 2011) señala que de cada 100 pacientes hospitalizados, alrededor de 7 en países de ingresos altos y hasta 15 en países de ingresos medianos y bajos contraen al menos una infección asociada con la atención sanitaria durante su estancia hospitalaria, lo que pone de relieve la urgencia de adoptar medidas integrales para mejorar la calidad del agua y la seguridad en la atención de la salud.

También la OMS (2011) advierte que las aguas subterráneas pueden contener productos químicos como arsénico y fluoruros en concentraciones elevadas debido a la lixiviación de tuberías de conducción, lo que hace imprescindible reforzar los controles en los sistemas de abastecimiento de agua.

El arsénico es el tercer elemento del grupo V-A de la tabla periódica, con número atómico de 33 y masa atómica relativa de 74.92 (Rahdar, Taghavi, Khaksefidi, & Ahmadi, 2019). El As es un metaloide natural que se encuentra en la corteza terrestre y tiene propiedades entre metales y

no metales (Diez-Pérez-Núñez *et al.*, 2021). Rahdar *et al.* (2019) mencionan que se han reportado numerosos envenenamientos por consumo de agua potable contaminada con As(III) en los países como Bangladesh, Argentina, Taiwán, EUA, Malasia e Irán, donde el nivel de arsénico en el agua presenta valores superiores al límite estándar en zonas como Sistan y Bal-uchestan, Khorasan, Azerbaiyan Oriental y Tuyserkan. El As(III) en concentraciones altas es letal para la humanidad, causante de trastornos vasculares, como pigmentos dérmicos (enfermedades del pie negro), y cáncer de piel, riñón, vejiga y pulmón (Haque *et al.*, 2007).

En la actualidad, las aguas subterráneas destinadas al consumo humano presentan elevadas concentraciones de As(III). De hecho, se ha informado de contaminación natural por arsénico en los suministros de agua potable de más de 70 países, lo que constituye un grave riesgo para la salud de aproximadamente 150 millones de personas en todo el mundo (Brammer & Ravenscroft, 2009; El-Moselhy, Ates, & Çelebi, 2017). En ese contexto, Mamani-Navarro (2019) realiza una investigación en Perú sobre la contaminación de aguas subterráneas contaminadas con As(III) en 20 puntos de muestreo en las poblaciones urbanas marginales del Distrito de Juliaca, Perú, donde obtuvo una concentración promedio de 73.5 µg/l de As(III).

Por su parte, Huillca-Lima y Apaza-Mamani (2019) realizaron la evaluación de la concentración de As(III) en el agua subterránea de 10 pozos utilizados para consumo humano en la asociación Nueva Jerusalén (Juliaca, Perú), de los cuales ocho muestras tienen concentración de As (III) menor a < 0.005 mg/l, y en la M8 y M10 tienen una concentración de 0.108 y 0.106 mg/l, respectivamente, que superan el límite máximo

de 0.010 mg/l o 10 µg/l establecido por la Organización Mundial de la Salud.

Hoy en día, diferentes investigadores utilizan adsorbentes simples, rentables y amigables con el medio ambiente, como los residuos agrícolas, que han demostrado una adecuada eficiencia de adsorción de los metales contaminantes del agua. Vitela-Rodriguez y Rangel-Mendez (2013) realizaron su investigación de la eliminación de arsénico mediante carbones activados modificados con nanopartículas de óxido de hierro y obtuvieron mediante análisis una concentración inicial de < 1 ppm con pH (6, 7 y 8) y al efectuar la adsorción disminuyó de modo considerable. Abad-Torres *et al.* (2020) llevaron a cabo una investigación de bioadsorción de As(III) del agua del río Locumba (Tacna, Perú) utilizando cáscara de naranja (*Citrus sinensis*), que alcanzó el 98 % de remoción de As(III). Por su parte, Gutiérrez-de-la-Cruz, Ibañez-Arteaga, Alva-Díaz y Effio-Quezada (2022) determinaron la eficacia de la vaina de *Phaseolus vulgaris* y la cáscara de *Citrus sinensis* en la bioadsorción de As(III) en el río Moche: la concentración inicial era de 0.779 mg/l de As(III) y con la bioadsorción de cáscara de naranja se obtuvo una remoción de 88.96 % de As(III).

Feng, Guo, Liang, Zhu y Liu (2011) indican que la cáscara de naranja está formada por pigmentos de clorofila, pectina, celulosa, hemicelulosa y lignina que contienen muchos grupos funcionales de hidroxilo y elementos de peso molecular bajo, y tiene alto contenido de carbono (42.70 %), lo cual permite la adsorción de metales pesados (Abad-Torres *et al.*, 2020); por ende, la presente investigación se realizó con los residuos de naranja, que incluyó la cáscara y el bagazo; también se caracterizó la composición química mediante espectrometría de

fluorescencia de rayos X, donde se obtuvo mayor concentración de calcio y óxido de calcio.

El presente trabajo de investigación se realiza en la ciudad de Juliaca, Perú, donde la fuente de agua para consumo humano es de aguas subterráneas que tienen altos niveles de As(III). Dado que se detectó arsénico en altos niveles, el punto de muestreo se toma en el sector urbano marginal salida Arequipa s/n de la ciudad de Juliaca, con un resultado inicial de 0.451 mg/l, el cual supera el límite máximo permisible de 0.010 mg/l o de 10 µg/l establecido por la Organización Mundial de la Salud.

Por lo tanto, el objetivo de la investigación fue evaluar la eficiencia de la remoción de arsénico (III) en agua subterránea mediante residuos de naranja (cáscara, pepa y bagazo) en condiciones altoandinas, utilizando modelos de adsorción (Langmuir, Freundlich y Temkin) como herramienta para describir y analizar la capacidad adsorbente de cada biomasa en la ciudad de Juliaca, Perú, ubicada en una altitud de 3 825 m s.n.m, donde predominan temperaturas ambientales que están entre 0.5 y 18.8 °C (SENAMHI-Perú, 2023).

Materiales y métodos

Muestreo del agua subterránea

Las muestras de agua subterránea se tomaron en el sector Chullunquiani de la zona sur de la ciudad de Juliaca-Perú, con coordenadas (latitud 15.519732°, longitud -70.177627°), siguiendo el protocolo establecido por la Dirección General de la Salud Ambiental (DIGESA, 2015). Los parámetros determinados *in situ* para la muestra de agua subterránea

fueron el pH, conductividad eléctrica ($\mu\text{S}/\text{cm}$) y la temperatura ($^{\circ}\text{C}$), de acuerdo a la metodología Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA, AWWA, & WEF, 2012). Cabe mencionar que se utilizó una muestra de 40 l de agua subterránea, para realizar el ensayo de prueba de jarras y posteriormente realizar el análisis de arsenito As(III) en el laboratorio de Saneamiento (Universidad Peruana Unión - Filial Juliaca).

Obtención del adsorbente

Se utilizaron los residuos de la naranja de variedad valencia *Citrus sinensis* L. osbeck (cáscara, pepa y bagazo) que se obtuvieron del mercado Santa Bárbara (Juliaca, Perú); el procesamiento del residuo se realizó empleando el proceso de obtención de biomasa establecido por Aguilar-Salas y Flores-Rodriguez (2018). Este procedimiento se presenta en forma esquemática en la Figura 1.

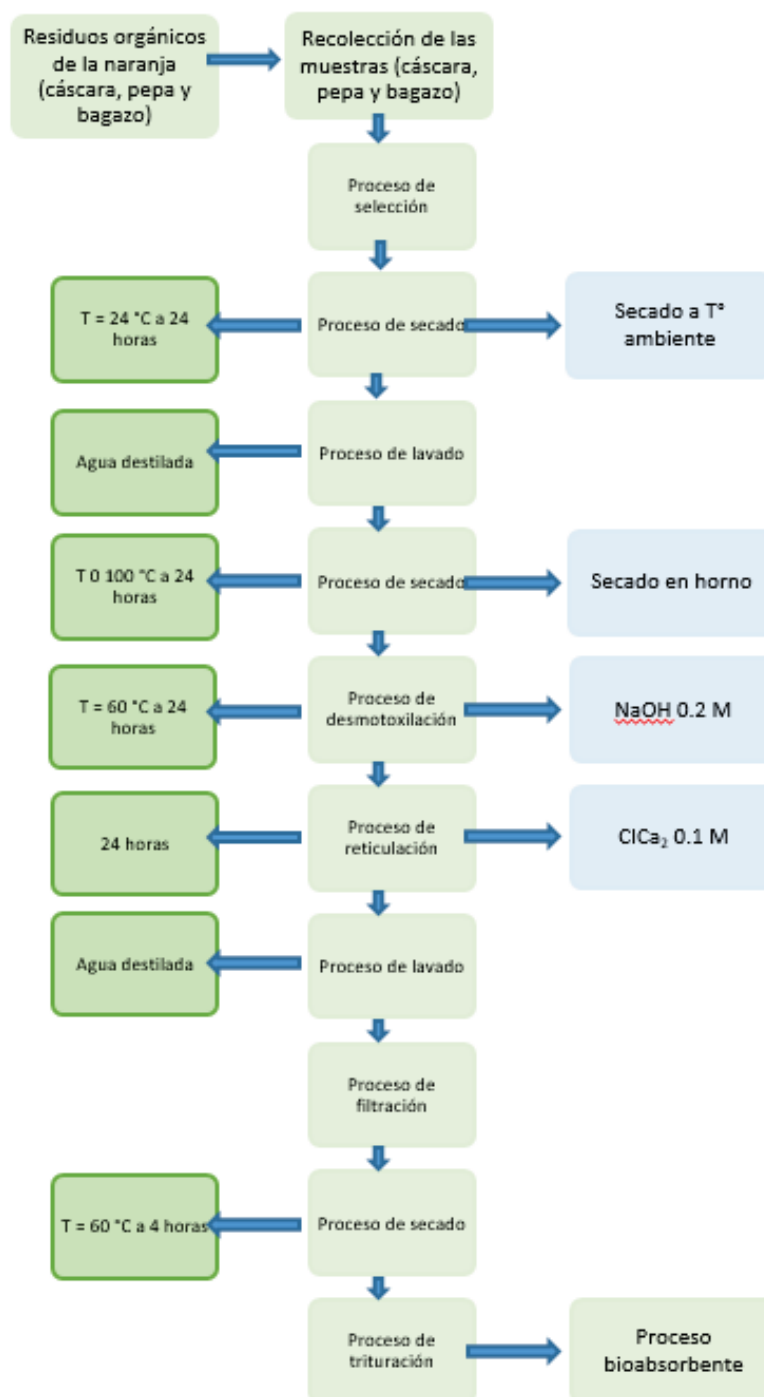


Figura 1. Proceso de obtención de las biomásas de los residuos adsorbente de naranja (cáscara, pepa y bagazo). Fuente: adaptado de Aguilar-Salas y Flores-Rodriguez (2018).

Diseño estadístico experimental

El diseño estadístico experimental fue un arreglo factorial de 3A x 4B; factor A (tipo de residuos): A1 = cáscara, A2 = pepa y A3 = bagazo, y factor B (masa de residuos en gramos): B1 = 2, B2 = 3, B3 = 4 y B4 = 5 (Tabla 1).

Tabla 1. Diseño experimental con diferentes masas de cáscara, pepa y bagazo de naranja.

Biomasa (g)	Cáscara			Pepa			Bagazo		
2	m2CR1	m2CR2	m2CR3	m2PR1	m2PR2	m2PR3	m2BR1	m2BR2	m2BR3
3	m3CR1	m3CR2	m3CR3	m3PR1	m3PR2	m3PR3	m3BR1	m3BR2	m3BR3
4	m4CR1	m4CR2	m4CR3	m4PR1	m4PR2	m4PR3	m4BR1	m4BR2	m4BR3
5	m5CR1	m5CR2	m5CR3	m5PR1	m5PR2	m5PR3	m5BR1	m5BR2	m5BR3

m = masa

C = cáscara de naranja

P = pepa de naranja

B = bagazo de naranja

R = las repeticiones

Ensayo de adsorción

El desarrollo del ensayo de adsorción de As(III) se realizó con las biomásas de los residuos de naranja (cáscara, pepa y bagazo) con 2, 3, 4 y 5 g de los adsorbentes en vasos precipitados de 500 ml; asimismo, se reguló el pH a 5 con ácido clorhídrico (HCL), para someter a la prueba de jarra a 200 RPM durante dos horas, y finalmente se filtró en frascos

esterilizados, para diagnosticar la concentración final de As(III) mediante el método de dietilditiocarbamato de plata; cada muestra de adsorción se realizó por triplicado para determinar la efectividad de la adsorción. Los ensayos se realizaron en el Laboratorio de Saneamiento de la Universidad Peruana Unión, Campus Juliaca (Figura 2).



Figura 2. Ajuste del potencial de hidrógeno y ensayo de prueba de jarra.

Características de las muestras de biomasa

La fluorescencia de rayos X es una técnica multielemental no destructiva y ampliamente utilizada en el estudio de la composición de las materias primas, por lo cual se evalúan las fuentes alfa (Espinoza-Lazaro &

Vasquez-Santisteban, 2022). Los adsorbentes se caracterizaron mediante el análisis de la composición química elemental y composición química de óxidos por espectrometría de fluorescencia de rayos X de energía dispersa; el equipo empleado para el desarrollo de los análisis es el Shimadzu-EDX-800 HS; se realizó en el Laboratorio de Investigación y Certificaciones (Labicer) de la Universidad Nacional de Ingeniería (Figura 3).



Figura 3. Espectrómetro de fluorescencia de rayos X de energía dispersa (Shimadzu-EDX-800 HS).

Isoterma de adsorción

Los isotermas se encuentran relacionadas con la capacidad de adsorción del adsorbente y la concentración de equilibrio, lo cual permite el equilibrio del sistema de As(III) (Pellegrini & De-Celis, 2023). Las isotermas de adsorción se obtuvieron a partir de la cantidad de biomasa de los residuos de naranja (2, 3, 4 y 5 g); se midió la concentración inicial de As(III) en el agua, que fue de 0.451 mg/l después de realizar las pruebas de jarras; se midió la concentración final después de la adsorción. Los datos resultantes de adsorción se ajustaron a la isoterma de Langmuir (Ecuación (1)), Freundlich (Ecuación (2)) y Temkin (Ecuación (3)) de la siguiente forma lineal (Beltrán-Suito, 2015):

$$\frac{1}{X/M} = \frac{1}{K_L b} * \frac{1}{C_e} + \frac{1}{b} \quad (1)$$

Donde:

X = cantidad de contaminante que adsorbe ($C_o - C_e$) (mg)

M = cantidad de residuos de naranja (g)

b = constante de capacidad de adsorción (mg/g)

K_L = constante de energía de adsorción (l/mg)

C_e = concentración de equilibrio (mg/l) (Dobrosz-Gómez, Gómez, & Santa, 2018):

$$\text{Log} \left(\frac{X}{M} \right) = \text{Log} K_F + \frac{1}{n} \log C_e \quad (2)$$

Donde:

X = cantidad de contaminante adsorbido ($C_o - C_e$) (mg).

M = cantidad de residuos de naranja (g).

K_F = constante de Freundlich (mg/g).

n = constante de intensidad de adsorción.

C_e = concentración de equilibrio (mg/l) (Díaz-Llontop & Palacios-Beltran, 2023):

$$q_e = \frac{RT}{b} \ln (K_T) + \frac{RT}{b} \ln C_e \quad (3)$$

Donde:

q_e = capacidad de adsorción en el equilibrio (mg. g⁻¹).

R = constante universal de gases (KJ mol⁻¹.J⁻¹).

T = temperatura absoluta (K).

K_T = constante de equilibrio de Temkin (l.g⁻¹).

C_e = concentración de soluto en el equilibrio (mg. l⁻¹).

b = variación de energía de adsorción (J.mol⁻¹) (Hincapié-Mejía, Cardona-Cuervo, & Ríos, 2018).

La Figura 4 muestra el diagrama de la metodología para la determinación de arsénico de la investigación en condiciones altoandinas.



Figura 4. Diagrama de la metodología de la remoción de arsénico.

Resultados

Parámetros determinados de la muestra *in situ*

Se analizaron los parámetros de la muestra en agua subterránea *in situ*, como resultado se obtuvo un valor de pH de 6.83, temperatura de 13.4 °C, conductividad eléctrica de 773 $\mu\text{S}/\text{cm}$ y turbiedad de 7.32 UNT. Dichos valores permiten definir un primer diagnóstico sobre la calidad del agua, que muestra una acidez casi neutra, una conductividad media asociada con la presencia de iones disueltos y una turbiedad moderada.

Caracterización y composición del adsorbente

La Tabla 2 presenta los valores de la caracterización de la composición química elemental y composición química de óxidos de las biomásas del bagazo, pepa y cáscara de naranja.

Tabla 2. Composición química de las biomásas de la pepa, bagazo y cáscara de naranja.

Composición química	Residuo de naranja		
	Pepa (%)	Bagazo (%)	Cáscara (%)
Azufre (S)	4.221	0.917	1.088
Óxido de azufre (SO_3)	7.566	1.912	2.263
Calcio (Ca)	66.574	95.515	94.305
Óxido de calcio (CaO)	57.701	92.841	91.867
Cobre (Cu)	0.360	0.564	-
Óxido de cobre (CuO)	0.263	0.471	-
Estroncio (Sr)	0.260	0.528	0.507
Óxido de estroncio (SrO)	0.198	0.461	0.438
Fósforo (P)	12.000	0.424	0.539
Óxido de fósforo (P_2O_5)	19.521	0.77	0.978
Hierro (Fe)	1.813	1.483	1.024
Óxido de hierro (Fe_2O_3)	1.479	1.379	0.942
Magnesio (Mg)	9.376	-	-
Óxido de magnesio (MgO)	8.049	-	-
Potasio (K)	3.867	0.388	0.925
Óxido de potasio (K_2O)	3.099	0.362	0.86
Silicio (Si)	1.066	0.8	1.284
Óxido de silicio (SiO_2)	1.785	1.483	2.38
Zinc (Zn)	0.461	0.382	0.328
Óxido de zinc (ZnO)	0.339	0.321	0.273

La Tabla 2 presenta la composición química elemental y de óxidos de las tres biomásas evaluadas (bagazo, pepa y cáscara de naranja). De manera general, se observa que el bagazo exhibe un alto contenido de calcio (95.515 %) y proporciones moderadas de hierro (1.483 %) y zinc (0.382 %); la cáscara destaca por su elevado contenido de calcio (94,305 %) y silicio (1.284 %), además de hierro (1.024 %); mientras que la pepa contiene calcio (66.574 %), magnesio (9.376 %) y hierro (1.813 %), junto con una proporción relevante de fósforo (12.000 %).

Efecto del peso de la biomasa en la adsorción de As (III)

La Tabla 3 presenta los resultados de la adsorción de arsénico empleando biomasa de residuos de naranja (cáscara, pepa y bagazo). Para evaluar la capacidad de adsorción, se midió la concentración inicial de arsénico en la muestra de agua y se comparó con la concentración final tras el tratamiento.

Tabla 3. Eficiencia de la adsorción de arsénico de la biomasa de cáscara, pepa y bagazo de naranja.

Peso (g)	Concentración inicial de As(III) (mg/l)	Adsorción de As(III) con cáscara		Adsorción de As(III) con bagazo		Adsorción de As(III) con pepa	
		(mg/l)	(%)	(mg/l)	(%)	(mg/l)	(%)
2	0.45084	0.15996	64.52	0.12107	73.15	0.22996	48.99
3	0.45084	0.05273	88.30	0.04773	89.41	0.07300	83.81
4	0.45084	0.01090	97.58	0.01162	97.42	0.01100	97.56
5	0.45084	0.03527	92.18	0.00857	98.10	0.00900	98.00

Modelos de adsorción de As(III)

Los resultados de adsorción se evaluaron utilizando los modelos de adsorción de Langmuir, Freundlich y Temkin.

Isotermas de adsorción de la cáscara de naranja

La Figura 5 muestra el modelo linealizado de las isoterma de Freundlich(a), Langmuir(b) y Temkin(c) de la cáscara de naranja.

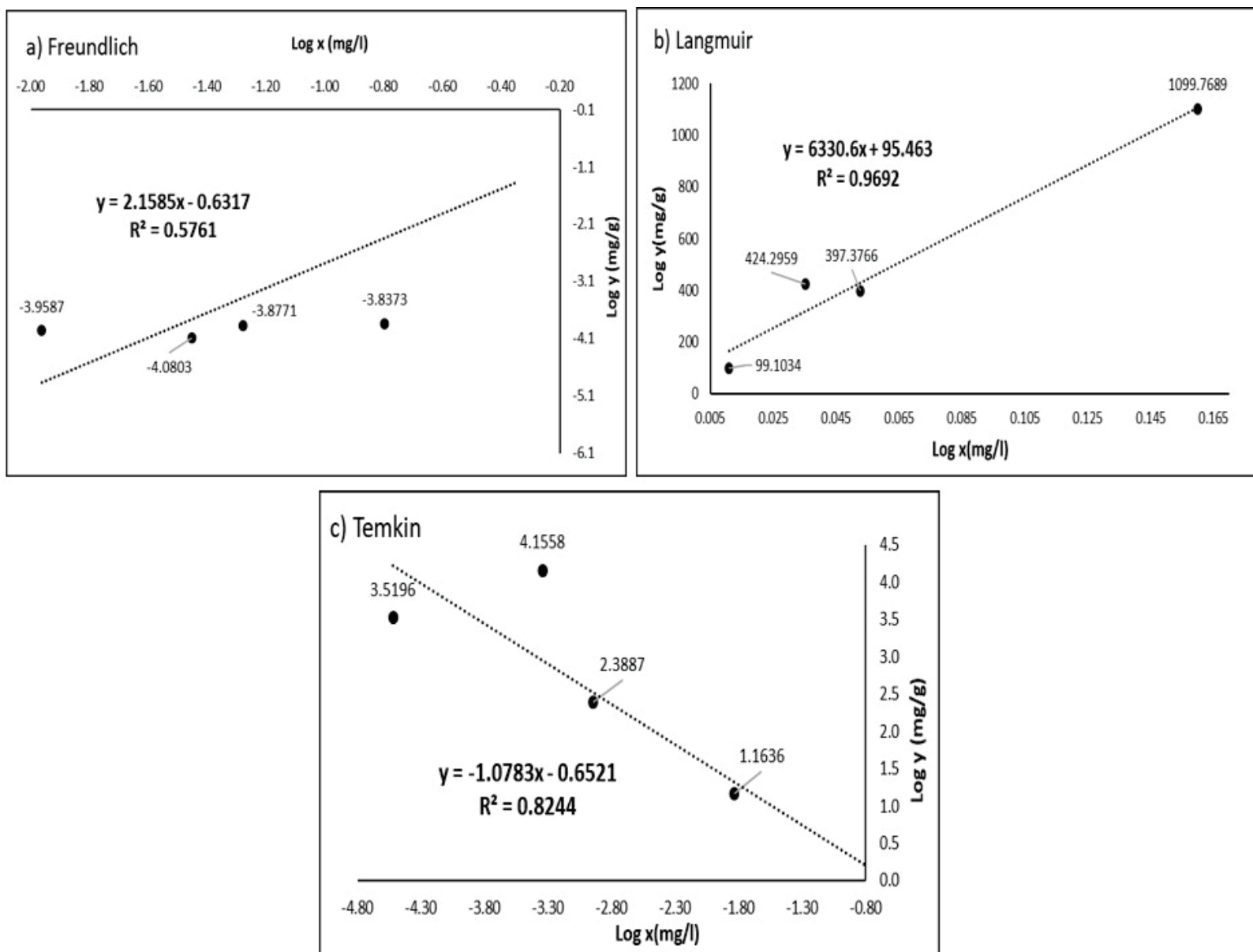


Figura 5. Isotherma linealizada de Freundlich(a), Langmuir (b) y Temkin (c) de la cáscara de naranja.

Las gráficas de la Figura 5 muestran las ecuaciones de la recta junto con su coeficiente de correlación (R^2), lo que refleja el ajuste de los datos experimentales al modelo correspondiente de la cáscara de naranja.

Isoterma de adsorción del bagazo de naranja

La Figura 6 muestra el modelo linealizado de las isoterma de Freundlich (a), Langmuir (b) y Temkin (c) del bagazo de naranja.

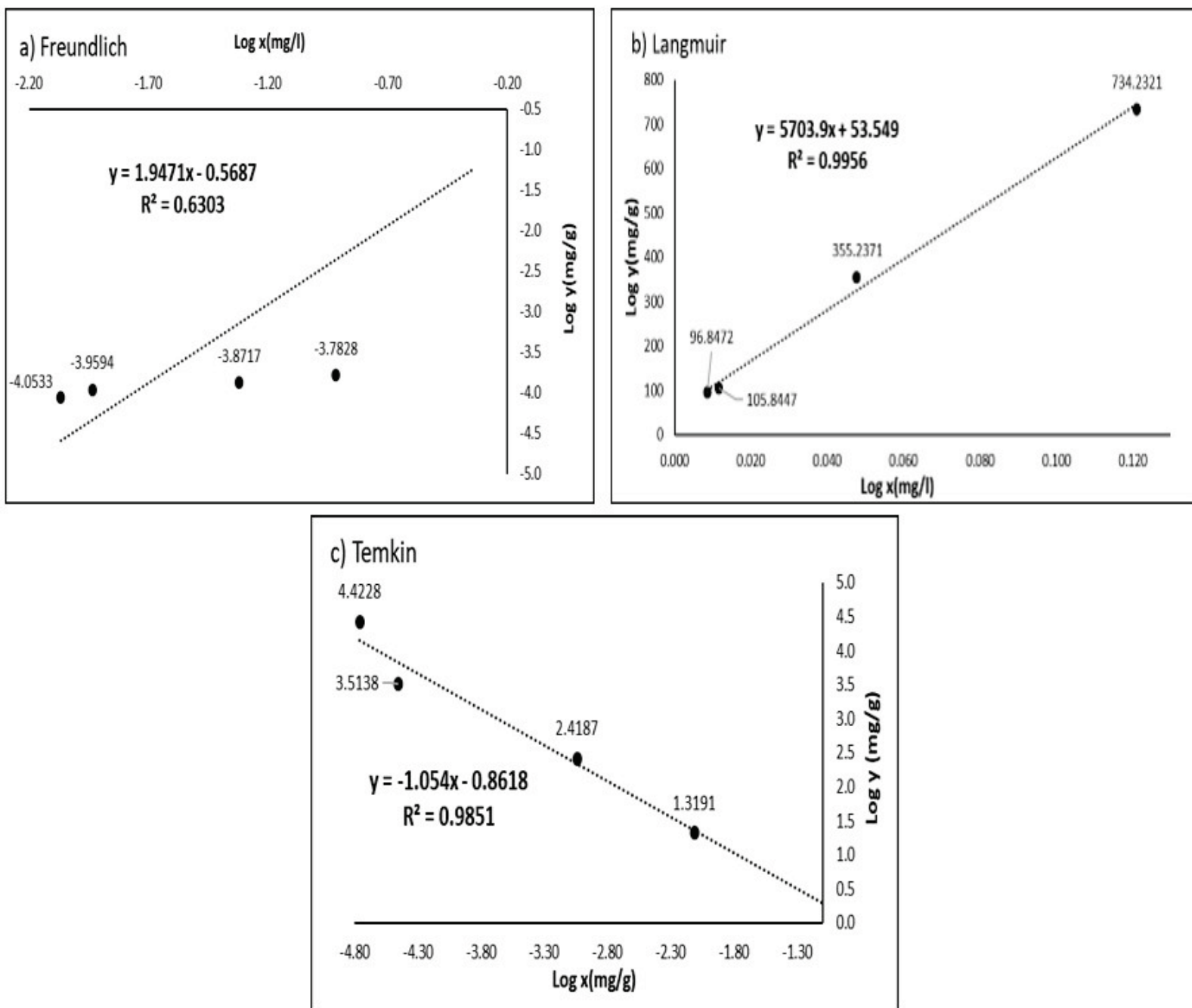


Figura 6. Isotermas linealizada de Freundlich (a), Langmuir (b) y Temkin (c) para el bagazo de naranja.

Las gráficas de la Figura 6 muestran las ecuaciones de la recta junto con su coeficiente de correlación (R^2), que reflejan el ajuste de los datos experimentales al modelo correspondiente del bagazo de naranja.

Isoterma de adsorción de la pepa de naranja

La Figura 7 muestra el modelo linealizado de las isoterma de Freundlich (a), Langmuir (b) y Temkin (c) de la pepa de naranja.

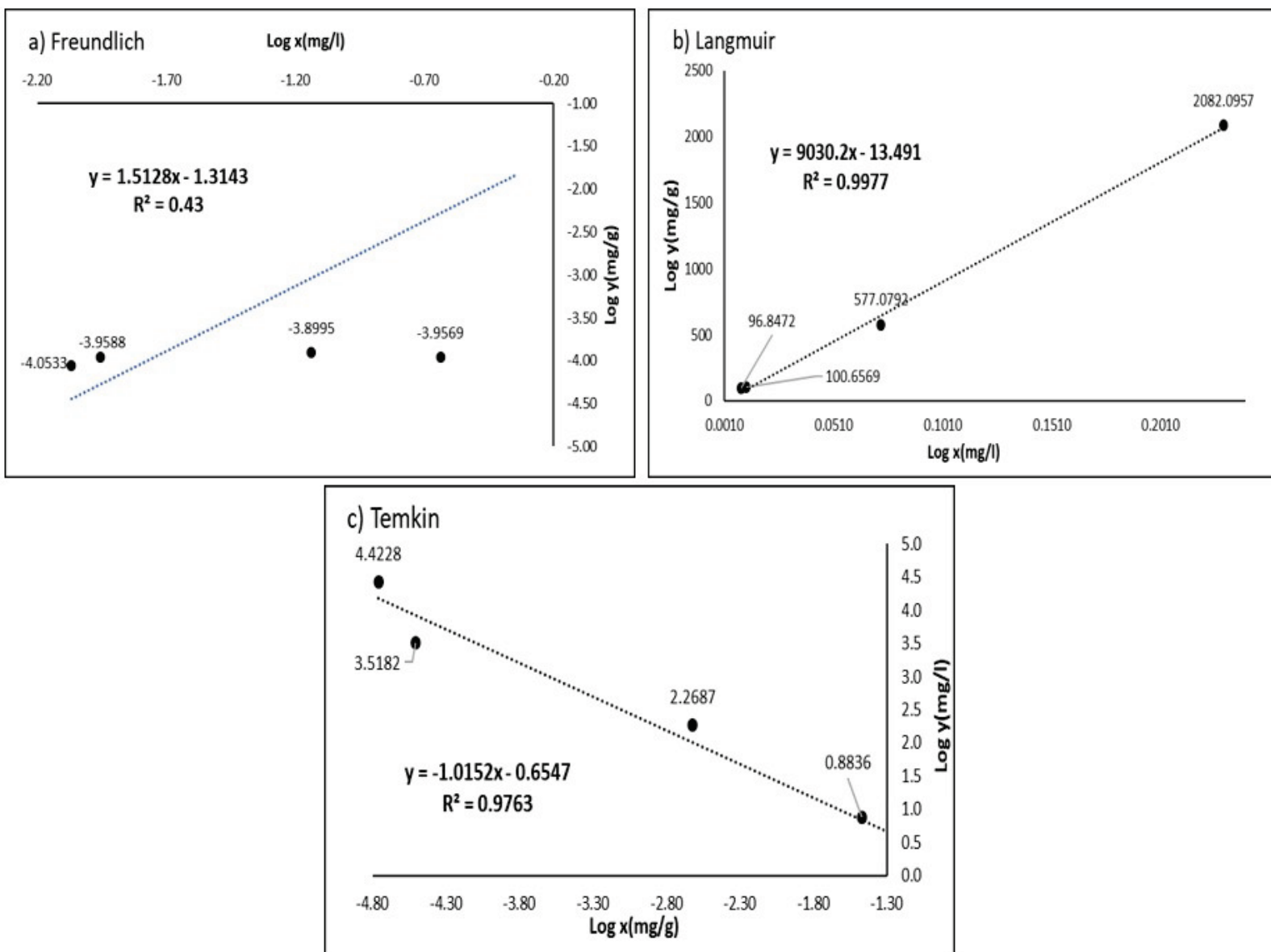


Figura 7. Isotherma linealizada de Freundlich (a), Langmuir (b) y Temkin (c) de la pepa de naranja.

Las gráficas de la Figura 7 muestran las ecuaciones de la recta junto con su coeficiente de correlación (R^2), que reflejan el ajuste de los datos experimentales al modelo correspondiente de la pepa de naranja.

Discusión

Parámetros determinados de la muestra in situ

Los resultados de la muestra de agua indicaron un pH de 6.83, una temperatura de 13.4 °C, una conductividad eléctrica de 773 $\mu\text{S}/\text{cm}$ y una turbidez de 7.32 UNT. Estos valores proporcionan una base crucial para comprender el comportamiento de los sistemas de adsorción empleados y la calidad general del agua analizada. El pH es un factor crítico que afecta la especiación del arsénico y la carga superficial de los materiales adsorbentes. Un pH de 6.83, que se encuentra cerca de la neutralidad, es favorable para la adsorción de arsénico mediante MgO y $\text{Mg}(\text{OH})_2$ (Balint, Celi, Barberis, Prati, & Martin, 2020). En este rango de pH predominan las especies de arseniato de dihidrógeno (H_2AsO_4^-) y arseniato monohidrogenado (HAsO_4^{2-}), las cuales interactúan eficazmente con los sitios de intercambio en la superficie del adsorbente (Xanthopoulou, Gkiliopoulos, Triantafyllidis, Kostoglou, & Katsoyiannis, 2025). Además, un pH cercano a la neutralidad minimiza la competencia de iones hidrógeno (H^+) por los sitios activos, lo que mejora la capacidad de adsorción de arsénico (Deng *et al.*, 2018).

La temperatura del agua subterránea, registrada en 13.4 °C, influye tanto en la cinética de adsorción como en la capacidad termodinámica del proceso (Yoo-iam, Kambhu, & Satapanajaru, 2023). Este entorno relativamente frío puede ralentizar las reacciones de adsorción, pero al mismo tiempo incrementa la estabilidad de los complejos de arseniato de magnesio formados en la superficie del MgO . Estudios previos han demostrado que aunque la adsorción de arsénico puede ser endergónica a bajas temperaturas, la estabilidad de los productos de reacción puede

compensar la reducción en la velocidad cinética y mantener una eficacia de adsorción aceptable (Mehanathan *et al.*, 2023). La conductividad eléctrica de 773 $\mu\text{S}/\text{cm}$ refleja una concentración moderada de iones disueltos en el agua subterránea. Este nivel de conductividad sugiere la presencia de una variedad de cationes y aniones que pueden competir con el arseniato por los sitios de adsorción en el adsorbente (Satish, Jagadeesh, Varma, & Rajitha, 2025). Iones como Ca^{2+} , Mg^{2+} y HCO_3^- pueden interferir con la adsorción de As(V) , al reducir la eficiencia del proceso. Por lo tanto, es esencial considerar la selectividad del adsorbente utilizado y posiblemente implementar etapas de pretratamiento para disminuir la concentración de iones competidores, optimizando así la capacidad de adsorción de arsénico (Hu, Fu, & Zhou, 2024).

Finalmente, la turbidez de 7.32 UNT indica una turbidez moderada, lo que sugiere la presencia de partículas suspendidas en el agua. Estas partículas pueden tener múltiples efectos sobre el proceso de adsorción de arsénico. Por un lado, pueden actuar como sustratos adicionales para la adsorción, al aumentar la capacidad total del sistema. Por otro lado, una alta turbidez puede obstaculizar la interacción entre el arseniato y el adsorbente, al bloquear los sitios activos o generar efectos de interferencia física (Shahmohammadi, Shahmoradi, Maleki, Yang, & Lee, 2019).

Caracterización y composición del adsorbente

Los resultados consignados en la Tabla 2 revelan una notable presencia de elementos inorgánicos (Ca, Mg, P, K, Fe, entre otros) y sus óxidos en los tres tipos de residuos de naranja (pepa, bagazo y cáscara). Esta diversidad composicional cobra relevancia para la adsorción de arsénico,

toda vez que los metales y sus óxidos pueden establecer distintas interacciones físico-químicas con las especies As(III) y As(V). En este sentido, destaca particularmente la abundancia de calcio (Ca y CaO) en el bagazo y la cáscara, lo que sugiere la generación de sitios básicos capaces de retener arsénico a través de mecanismos de complejación iónica o precipitación. La presencia de Ca^{2+} resulta fundamental, pues puede formar complejos estables con las especies de arsénico y reducir su movilidad en la fase acuosa. Un ejemplo de ello es la precipitación de arseniato de calcio ($\text{Ca}_3 (\text{AsO}_4)_2$), una forma sólida que inmoviliza de forma eficaz el arsénico y contribuye de manera significativa a su remoción del medio acuoso (Wang, Cui, Zeng, & Zhu, 2023; Liu *et al.*, 2024).

Por otro lado, el fósforo (P y P_2O_5), aun cuando muestra mayor concentración en la pepa, se detecta también en cantidades apreciables en bagazo y cáscara. Este elemento y sus óxidos pueden influir en la adsorción, al promover la formación de complejos con el arsénico y, además, modular el pH en la interfase sólido-solución (Smedley & Kinniburgh, 2002). Es importante señalar que el magnesio (Mg y MgO) se cuantificó únicamente en la pepa, lo que podría generar una variación en la disponibilidad de sitios de intercambio y, por ende, en la capacidad de adsorción del material a dosis específicas. El MgO es reconocido por su elevada capacidad para adsorber arsénico. El mecanismo de adsorción implica la formación de arseniato de magnesio mediante la reacción del $\text{Mg}(\text{OH})_2$, que se forma en la superficie del MgO, con iones de arseniato (As(V)) (Wu *et al.*, 2016).

Asimismo, la presencia de otros metales y sus óxidos, como el hierro (Fe) o el zinc (Zn), aunque en proporciones menores, puede incrementar la afinidad hacia el arsénico. La formación de superficies con

grupos funcionales (p. ej., $-\text{OH}$ y $-\text{COOH}$) y la posible coexistencia de fases de óxidos metálicos (Fe_2O_3 , ZnO , CuO , etc.) generan sitios activos adicionales para la fijación de las especies de arsénico (Gupta, Rene, Giri, Pandey, & Singh, 2021). En conjunto, se infiere que el enriquecimiento de estos residuos en cationes (Ca^{2+} , Mg^{2+} , Fe^{3+} , entre otros) y sus óxidos promueve la aparición de distintos mecanismos de retención, entre ellos la complejación metal-arseniato o metal-arsenito, así como la adsorción físico-química en la fracción lignocelulósica (Pokhrel & Viraraghavan, 2008). Esta pluralidad de vías de captura de arsénico resalta el potencial de los residuos de naranja como adsorbentes de bajo costo y alta versatilidad para tratamientos de aguas contaminadas.

Feng *et al.* (2011) mencionan que la cáscara de naranja tiene un alto contenido de celulosa, pectina (ácido galacturónico), hemicelulosa y lignina. Feng *et al.* (2011) mencionan que la biomasa de la cáscara naranja es ligera y con superficie moderada para la adsorción de iones de metales. Es posible afirmar que la adsorción de arsénico se da mediante los componentes químicos elementales. Según Espinoza-Lazaro y Vasquez-Santisteban (2022), la biomasa de los residuos de la naranja es un material orgánico y está compuesto de óxido de calcio, óxido de potasio, óxido de aluminio, ácido fosfórico y sílice, que adsorbe los metales pesados. González-Chávez, Chiken-Soriano, Martín-Romero y Ceniceros-Gómez (2023), en su proyecto de investigación de elucidación del mecanismo de remoción de arsénico en disolución acuosa con residuos metalúrgico, confirman que el responsable de la adsorción de arsénico es el hierro, pues cuando se tienen concentraciones bajas de fosfato y calcio se puede remover exitosamente el arsénico.

Se asume que el hierro removi6 el arsénico. Acuña-Piedra, Araya-Obando y Romero-Esquivel (2016) llevaron a cabo en su investigación

una selección teórica de adsorbentes potenciales naturales de bajo costo para la remoción de arsénico en el agua para consumo humano en Costa Rica; en dicho trabajo llegaron a la conclusión de que los materiales adsorbentes, ricos en óxidos, principalmente hierro, titanio, aluminio, y manganeso, pueden utilizarse como adsorbentes de arsénico.

Efecto del peso de la biomasa en la adsorción de As(III)

La Tabla 3 presenta la eficiencia de remoción de As(III) a una concentración inicial de $0.45084 \text{ mg l}^{-1}$ utilizando diferentes pesos de cáscara, bagazo y pepa. En términos generales, se observa que a dosis bajas (2 g), la cáscara logra eliminar un 64.52 % de As(III), mientras que el bagazo alcanza una remoción del 73.2 %, y la pepa presenta la menor eficiencia con un 48.99 %. Este comportamiento sugiere diferencias intrínsecas en las propiedades adsorbentes de cada residuo a bajas concentraciones. A medida que se incrementa la dosis de los residuos a 3, 4 y 5 g, la eficiencia de remoción de As(III) aumenta de modo significativo en todos los casos, que alcanza en algunos puntos valores cercanos o superiores al 90 %. De forma notable, a 4 y 5 g, la diferencia en la eficiencia entre los tres residuos disminuye considerablemente, situándose en un rango de 97 a 98 % de remoción. Este fenómeno indica que a dosis mayores se proporcionan suficientes sitios activos y superficie adsorbente para captar casi todo el arsénico presente, con independencia del tipo de residuo utilizado.

Al comparar los diferentes residuos, se observa que a bajas dosis el bagazo es el más efectivo, seguido de cerca por la cáscara; mientras que la pepa muestra la menor capacidad de remoción. Estas diferencias

podrían atribuirse a la variabilidad en la proporción de grupos funcionales activos, como hidroxilos fenólicos y carboxilos, así como a la estructura porosa de cada residuo (Maldonado, Aguilera, Hernández, Arias, & Soto, 2021). Además, el contenido de compuestos inorgánicos como Ca, P y Mg podría influir en la eficacia adsorbente, ya que estos elementos pueden facilitar la formación de complejos con As(III) y mejorar la retención del metal pesado en ciertos residuos (Ahmad *et al.*, 2024).

Respecto a los mecanismos de adsorción, es probable que tanto la quimisorción como la complejación con cationes y óxidos presentes en los residuos, tales como CaO, Fe_2O_3 y MgO, jueguen un papel fundamental en la retención de As(III). Estos compuestos pueden formar puentes iónicos y complejos con las especies de As(III) y favorecer su adsorción (Hadjiivanov, Ivanova, Mihaylov, & Chakarova, 2015). Además, la fijación del arsénico en la matriz orgánica de los residuos, compuesta por lignina, celulosa y hemicelulosa, a través de interacciones electrostáticas o enlaces de hidrógeno, también contribuye significativamente al proceso de adsorción, dependiendo del pH y de la especiación del arsénico en la solución (Munio, Domato, Pido, Lagud, & Ambolode, 2023). Además, bajo ciertas condiciones, el As(III) podría precipitar en presencia de cationes como Ca^{2+} o Mg^{2+} , lo que contribuiría a una remoción adicional mediante la formación de precipitados (Deng *et al.*, 2018; Wang, 2023).

Los resultados obtenidos demuestran que los residuos de cáscara, bagazo y pepa son efectivos para la remoción de As(III) en agua subterránea, con una eficiencia que aumenta significativamente al incrementar la dosis aplicada. La mayor efectividad del bagazo a bajas dosis puede estar relacionada con una mayor cantidad de grupos funcionales activos y una mejor estructura porosa, que facilita la adsorción inicial de arsénico. Sin embargo, a dosis mayores, todos los

residuos alcanzan niveles de remoción similares; esto indica que la disponibilidad de sitios activos ya no es el factor limitante. Tales hallazgos sugieren que para optimizar la remoción de As(III) es fundamental ajustar la dosis del adsorbente en función de la concentración de arsénico y las características específicas de cada residuo. Futuras investigaciones podrían centrarse en la caracterización detallada de los residuos y en la optimización de las condiciones de adsorción para maximizar la eficiencia y la selectividad en la remoción de arsénico.

Por su lado, Mamani-Navarro (2019) realizó una investigación sobre la contaminación por arsénico en aguas subterráneas del distrito de Juliaca, Puno, Perú, en la que encontró una concentración promedio de $73.5 \mu\text{g/l}$, también por encima del máximo recomendado de $10 \mu\text{g/l}$ según la Organización Mundial de la Salud.

Modelos de adsorción de As(III)

Las isothermas son modelos matemáticos que permite describir e ilustrar el proceso y grado adsorción (Rivas, Nuñez, Longoria, & Gonzalez, 2014). Pellegrini y De-Celis (2023) indican que existen diferentes modelos de isothermas para diferentes tipos de estudios; las isothermas Freundlich y Langmuir son los más procesables para la adsorción de metales. Además, las isothermas de adsorción se ajusta muy bien con los modelos de Langmuir en la aplicación de análisis de datos por la determinación de máxima capacidad de bioadsorción (Tapia, Muñoz, Torres, & Yarango, 2003). En el presente estudio se evaluaron los modelos de adsorción de Langmuir, Freundlich y Temkin para comprender el comportamiento de la eliminación de As(III) utilizando diferentes residuos de naranja: cáscara, bagazo y pepa. Las isothermas de adsorción linealizadas presentadas en la

Figura 5, Figura 6 y Figura 7 para cada tipo de residuo proporcionan una visión detallada de cómo se ajustan los datos experimentales a estos modelos teóricos, lo cual facilita la interpretación de los mecanismos de adsorción predominantes.

Isoterma de adsorción de la cáscara de naranja

Se realizó la adsorción de As(III) con biomasa de la cáscara de naranja utilizando diferentes pesos de 2, 3, 4 y 5 g. Los resultados mostraron diferencias en los niveles de remoción: una reducción promedio de 0.15996 mg/l con 2 g; 0.05273 mg/l con 3 g; 0.01090 mg/l con 4 g, y 0.03527 mg/l con 5 g. Estos niveles de remoción alcanzan el estándar para consumo humano, que es de 0.01 mg/l. Dichos resultados se pueden visualizar en la Figura 5 mediante las isothermas de Freundlich (a), Langmuir (b) y Temkin (c). Este comportamiento demuestra que una mayor concentración de adsorbente y un tiempo de contacto prolongado mejoran los resultados de remoción. De hecho, con la biomasa de la cáscara de naranja se adsorbió el arsénico del río Locumba en la ciudad de Tacna, Perú, y se obtuvieron resultados positivos en la adsorción de As(III) (Abad-Torres *et al.*, 2020).

La Figura 5(a), (b) y (c) muestra las isothermas de Freundlich, Langmuir y Temkin para la cáscara de naranja, respectivamente. El modelo que mejor se correlacionó con el proceso de adsorción fue la ecuación de Langmuir, con un coeficiente de correlación (R^2) de 0.9692. Este alto R^2 sugiere que la adsorción de As(III) sobre la cáscara de naranja tiende a formar una capa *monolayer* homogénea sobre la superficie del adsorbente, consistente con la naturaleza de sitios de adsorción uniformes y específicos presentes en la cáscara (Castro,

Pereira, & Leal, 2019). La capacidad de adsorción máxima (q_{max}), derivada del modelo de Langmuir, refleja una alta eficiencia en la retención de As(III) y resalta la efectividad de la cáscara como adsorbente.

Isoterma de adsorción del bagazo de naranja

La Figura 6(a), (b) y (c) presenta las isotermas de Freundlich, Langmuir y Temkin para el bagazo de naranja. Para el bagazo de naranja, las isotermas de Freundlich ($R^2= 0.6303$) y Temkin (0.9851) mostraron buenos ajustes, aunque el modelo de Freundlich superó ligeramente al de Langmuir en términos de R^2 (0.9956). Esto indica una adsorción *multilayer* y una heterogeneidad en los sitios de adsorción del bagazo, atribuible a la variabilidad en la composición orgánica e inorgánica del bagazo (Feng, Guo, & Liang, 2010). Pero el modelo de Langmuir presenta comportamiento de adsorción en monocapa, donde todos los sitios activos son energéticamente equivalentes y no hay interacciones entre las moléculas adsorbidas (Sandoval-Ibarra, López-Cervantes, & Gracia-Fadrique, 2015). Según Vizcaíno-Mendoza y Fuentes-Molina (2015), las biomásas derivadas de la cáscara de naranja, tuna y algas rojas se usan para la remoción de metales pesados como zinc, cadmio y plomo, y demuestran cambios significativos en la adsorción de plomo y cadmio, aunque con menor efectividad para zinc. Esto evidencia que las biomásas son efectivas para capturar los metales removidos, pero la eficacia puede variar según el metal.

Isoterma de adsorción de la pepa de naranja

La Figura 7(a), (b) y (c) presenta las isotermas de Freundlich, Langmuir y Temkin para la pepa de naranja. Para la pepa de naranja, los datos de adsorción mostraron un ajuste destacado con el modelo de Temkin, con un coeficiente de correlación (R^2) de 0.9763. Esto implica que las interacciones entre As(III) y la superficie del adsorbente están influenciadas por efectos de adsorción mutua y una distribución de energía lineal. El modelo de Temkin sugiere que la energía de adsorción disminuye linealmente con la cobertura de superficie e indica una interacción más compleja y posiblemente la presencia de una variedad de sitios de adsorción con diferentes afinidades (Lu & Na, 2022). Aunque el modelo de Langmuir presentó el mejor ajuste ($R^2 = 0.9977$) —lo que indica un ajuste casi perfecto de los datos experimentales al modelo de Langmuir— esto implica que el proceso de adsorción de arsénico (III) sobre la pepa de naranja se describe mejor como una adsorción en monocapa, donde los sitios activos en la superficie son homogéneos y energéticamente equivalentes (Suteu, Badeanu, Malutan, & Chirculescu, 2016).

Comparación entre los diferentes residuos

A bajas concentraciones de As(III), el bagazo de naranja demostró una mayor capacidad de remoción en comparación con la cáscara y la pepa, lo que puede estar relacionado con una mayor disponibilidad de grupos funcionales activos y una estructura porosa más favorable para la adsorción inicial (Peng, Xiao, Cheng, & Chen, 2013; Shehzad *et al.*, 2018). Sin embargo, a dosis mayores, todos los residuos alcanzaron niveles de remoción superiores al 90 %, con diferencias insignificantes entre ellos,

lo cual muestra que la disponibilidad de sitios activos se saturó y que la capacidad de adsorción máxima se logró de manera uniforme (Khaskheli, Memon, Siyal, & Khuhawar, 2011).

Además, la cáscara de naranja mostró una capacidad de adsorción robusta a través del modelo de Langmuir, sugiriendo una adsorción más uniforme y específica. Por otro lado, el bagazo de naranja, con su ajuste a los modelos de Langmuir y Freundlich, indicó una adsorción más heterogénea y posiblemente de monocapa y multicapa, lo que puede ser ventajoso en sistemas donde la concentración de contaminantes varía ampliamente. La pepa de naranja, ajustándose a los dos modelos de Langmuir y Temkin, sugiere una interacción más compleja con la superficie del adsorbente, posiblemente debido a la presencia de múltiples sitios activos con diferentes afinidades y mecanismos de adsorción.

Por otra parte, la pepa de naranja se destacó en la remoción de As(III) y alcanzó eficiencias de hasta 98.00 % con 5 g de biomasa, lo que resalta la importancia de la dosis en la optimización del proceso. Además, se ajustó notablemente al modelo de Langmuir ($R^2 = 0.9977$) e indica una adsorción en monocapa sobre sitios homogéneos. Además, el modelo de Temkin ($R^2 = 0.9763$) sugirió interacciones complejas y una disminución lineal de la energía de adsorción. Aunque presentó menor eficiencia inicial frente a la cáscara y el bagazo, a mayores dosis su capacidad de remoción fue comparable y evidencia su potencial como bioadsorbente eficiente y sostenible.

Mecanismos potenciales de adsorción

Los diferentes ajustes de los modelos de adsorción sugieren variados mecanismos en los residuos de naranja. En la cáscara, el bagazo y la pepa de naranja, la adsorción *monolayer* propuesta por el modelo de Langmuir indica que los sitios de adsorción son homogéneos y específicos, favoreciendo la formación de una capa única de As(III) adsorbido (Liu *et al.*, 2021). Para la cáscara ($R^2 = 0.8244$), el bagazo ($R^2 = 0.9851$) y la pepa ($R^2 = 0.9763$) de naranja, el modelo de Temkin implica que las interacciones entre As(III) y el adsorbente están influenciadas por factores como la polarización de la superficie y la distribución de la energía de adsorción, lo que puede facilitar la formación de complejos más estables, y aumentar la eficiencia de remoción en condiciones específicas de pH y concentración (Tadepalli, Murthy, & Rakesh, 2016).

Implicaciones prácticas y futuras direcciones

Los hallazgos de este estudio demuestran que los residuos de naranja son adsorbentes eficaces para la remoción de As(III) en agua subterránea, con diferencias en los mecanismos de adsorción que dependen del tipo de residuo. La cáscara de naranja es ideal para aplicaciones que requieren una adsorción específica y uniforme, mientras que el bagazo es más adecuado para sistemas con concentraciones variables de contaminantes. La pepa de naranja, con su complejidad de interacción, puede ser optimizada para condiciones particulares donde se necesiten mecanismos de adsorción más robustos. Futuras investigaciones deberían enfocarse en la caracterización detallada de los residuos para identificar los grupos funcionales específicos responsables de la adsorción, así como en la optimización de las condiciones de operación, como el pH, la temperatura

y la presencia de iones competidores. Además, estudios a nivel de escala piloto y real deberían llevarse a cabo para evaluar la viabilidad práctica de utilizar estos residuos en sistemas de tratamiento de agua a gran escala.

Conclusiones

Para esta investigación se emplearon biomásas de los residuos procesados de naranja (cáscara, pepa y bagazo) para realizar la adsorción de As(III) mediante la prueba de jarras, midiendo la concentración inicial y final de muestra de agua subterránea. Los resultados evidencian la elevada capacidad de retención de arsénico (III) por parte de la cáscara, la pepa y el bagazo de naranja, a partir de una concentración inicial de 0.45084 mg/l. Al emplear 2 g de adsorbente, se obtuvieron remociones de 64.52 % (cáscara), 73.15 % (bagazo) y 48.99 % (pepa), que se incrementaron de forma notable al aumentar la cantidad de biomasa. En particular, la cáscara logró una remoción de 97.59 % (0.01090 mg/l), con 4 g de material; mientras que el bagazo y la pepa con 5 g lograron 98.10 % (0.00857 mg/l) y 98.00 % (0.0090 mg/l), respectivamente. Dichos valores se sitúan por debajo del límite máximo de 0.010 mg/l establecido por la OMS, lo cual confirma la viabilidad de los residuos de naranja como adsorbentes eficientes en condiciones altoandinas.

Asimismo, el análisis de fluorescencia de rayos X reveló la presencia predominante de calcio y óxido de calcio en las biomásas, además de otros componentes como hierro y magnesio, que favorecen la retención de arsénico. Esta composición química rica en cationes y sitios activos explica la alta afinidad de los residuos de naranja por el As(III), y refuerza su potencial como bioadsorbentes eficientes y ambientalmente

sostenibles. Además, el ajuste de los datos experimentales a las isothermas de Langmuir, Freundlich y Temkin permitió describir cuantitativamente la capacidad adsorbente de cada biomasa. El mayor coeficiente de determinación (R^2) se obtuvo con el modelo de Langmuir, lo cual sugiere un mecanismo de adsorción en monocapa sobre sitios activos homogéneos, y confirma la eficacia de la biomasa de naranja en la retención específica y estable del As(III).

Por último, el estudio se llevó a cabo en la región de Juliaca (3 825 m s.n.m.), cuyas temperaturas oscilan entre 0.5 y 18.8 °C. A pesar de estas condiciones extremas de altitud y bajas temperaturas, la eficiencia de remoción se mantuvo elevada, lo que demuestra la factibilidad de aplicar este proceso de adsorción en zonas altoandinas y su gran potencial de escalamiento para el tratamiento de agua potable.

Agradecimientos

Expresamos nuestro profundo agradecimiento a Dios por concedernos la oportunidad de realizar nuestra formación universitaria en la Universidad Peruana Unión y llevar a cabo la presente investigación titulada “Remoción de arsénico (III) en aguas subterráneas mediante residuos de naranja: eficiencia y modelos de adsorción en condiciones altoandinas”. Reconocemos con especial gratitud el respaldo incondicional de nuestros padres, cuyo apoyo constante ha sido fundamental a lo largo de nuestro desarrollo académico.

Extendemos asimismo nuestro sincero agradecimiento a nuestro asesor, quien nos orientó con compromiso y dedicación durante todas las etapas del proyecto, así como a los dictaminadores, por su valioso tiempo, observaciones críticas y apoyo integral. Este logro no habría sido posible

sin su guía, confianza y aliento continuo. A todos ustedes, les dedicamos con aprecio el resultado alcanzado.

Referencias

- Abad-Torres, L., Choquecota-Mena, R., Mamani-Coaquera, G., Ticona-Quispe, P., Sanga-Franco, M., & Gutierrez-Flores, I. (2020). Bioadsorción de arsénico del agua del río Locumba utilizando cáscara de naranja (*Citrus sinensis*), Tacna. *Ciencia & Desarrollo*, 19(26), 41-47. DOI: <https://doi.org/10.33326/26176033.2020.26.931>
- Acuña-Piedra, A., Araya-Obando, A., & Romero-Esquivel, L. G. (2016). Selección teórica de adsorbentes potenciales naturales de bajo costo para la remoción de arsénico en el agua de consumo humano en Costa Rica. *Revista Tecnología en Marcha*, 29(4), 23-34. DOI: <https://doi.org/10.18845/tm.v29i6.2899>
- Aguilar-Salas, M., & Flores-Rodriguez, C. (2018). *Evaluación de la cáscara de naranja (Citrus sinensis) como material adsorbente natural de ion metálico Cu(II)* (tesis de grado). Universidad Nacional de San Agustín, Perú.
- Ahmad, T., Danish, M., Dadi, M., Siraj, K., Sundaram, T., Raj, D. S., Majeed, S., & Ramasamy, S. (2024). Potentials of orange wastes in wastewater treatment technology: A comprehensive review. *Journal of Water Process Engineering*, 67, 106113. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2024.106113>

- APHA, AWWA, & WEF, American Public Health Association), American Water Works Association, & World Economic Forum. (2012). *Standard methods for examination of water and wastewater* (22nd ed). Washington, DC, USA: American Public Health Association.
- Balint, R., Celi, L., Barberis, E., Prati, M., & Martin, M. (2020). Organic phosphorus affects the retention of arsenite and arsenate by goethite. *Journal of Environmental Quality*, 49(6), 1655-1666. DOI: <https://doi.org/10.1002/jeq2.20145>
- Beltrán-Suito, R. (2015). *Aplicación de un diseño experimental factorial en el estudio de la adsorción de fenol y nitrofenoles con nanofibras de carbono* (tesis de licenciatura). Pontificia Universidad Católica del Perú, Perú. Recuperado de <https://tesis.pucp.edu.pe/items/84b92256-7e0b-4b86-98ef-31a4ecd27d40>
- Brammer, H., & Ravenscroft, P. (2009). Arsenic in groundwater: A threat to sustainable agriculture in South and South-East Asia. *Environment International*, 35(3), 647-654. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.envint.2008.10.004>
- Castro, D. A., Pereira, D. H., & Leal, P. V. B. (2019). Langmuir isotherm: Kinetic and equilibrium considerations. *Periodico Tchê Química*, 16(31), 324-334. DOI: https://doi.org/10.52571/PTQ.v16.n31.2019.330_Periodico31_pgs_324_334.pdf
- Deng, Y., Li, Y., Li, X., Sun, Y., Ma, J., Lei, M., & Weng, L. (2018). Influence of calcium and phosphate on pH dependency of arsenite and arsenate adsorption to goethite. *Chemosphere*, 199, 617-624. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.02.018>

- Díaz-Llontop, D., & Palacios-Beltran, K. J. (2023). *Evaluación de las características de exposición al arsénico en el agua que consumen 4 centros poblados del distrito de Candarave-Tacna, Perú* (tesis título profesional de toxicóloga). Universidad Nacional Mayor de San Marcos, Perú. Recuperado de <https://cybertesis.unmsm.edu.pe/backend/api/core/bitstreams/c18ecbd1-4eb7-4a0f-bc1b-57f6371217f1/content>
- Diez-Pérez-Núñez, D., Colmán, D., García, L., Nakagoe, S., Ramírez, K., Torres, O., Chamorro-Olivares, J., & Mereles, L. (2021). Optimización del método de digestión por microondas y espectrofotometría de absorción atómica con generador de hidruro para la cuantificación de arsénico en diferentes matrices. *South Florida Journal of Development*, 2(5), 7102-7110. DOI: <https://doi.org/10.46932/sfjdv2n5-057>
- DIGESA, Dirección General de Salud Ambiental. (2015). *RD N.º 160-2015/DIGESA/SA, Protocolo de procedimientos para la toma de muestras, preservación, conservación, transporte, almacenamiento y recepción de agua para consumo humano*. Lima, Perú: Dirección General de Salud Ambiental e Inocuidad Alimentaria, Ministerio de Salud del Perú. Recuperado de http://www.digesa.minsa.gob.pe/normaslegales/normas/rd_160_2015_digesa.pdf#:~:text=Que%2C en efecto%2C con la aprobación del documento,Humano%2C aprobado por Decreto Supremo n. 0031-2010-SA
- Dobrosz-Gómez, I., Gómez, M. Á., & Santa, C. (2018). Optimization of the Cr(VI) adsorption process on bituminous activated carbon. *Información Tecnológica*, 29(6), 43-56. DOI: <https://doi.org/10.4067/S0718-07642018000600043>

- El-Moselhy, M. M., Ates, A., & Çelebi, A. (2017). Synthesis and characterization of hybrid iron oxide silicates for selective removal of arsenic oxyanions from contaminated water. *Journal of Colloid and Interface Science*, 488, 335-347. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jcis.2016.11.003>
- Espinoza-Lazaro, S. C., & Vasquez-Santisteban, V. H. (2022). *Remoción de plomo mediante un biofiltro, empleando cáscara de limón en aguas del río Santa, sector Chuquicara, Ancash, 2022* (tesis para título profesional en ingeniero civil). Universidad César Vallejo, Perú. Recuperado de https://repositorio.ucv.edu.pe/bitstream/handle/20.500.12692/99428/Espinoza_LSC-Vasquez_SVH-SD.pdf?sequence=4
- Feng, N.-C., Guo, X.-Y., & Liang, S. (2010). Enhanced Cu(II) adsorption by orange peel modified with sodium hydroxide. *Transactions of Nonferrous Metals Society of China (English Edition)*, 20(Suppl. 1), s146-s152. DOI: [https://doi.org/10.1016/S1003-6326\(10\)60030-1](https://doi.org/10.1016/S1003-6326(10)60030-1)
- Feng, N., Guo, X., Liang, S., Zhu, Y., & Liu, J. (2011). Biosorption of heavy metals from aqueous solutions by chemically modified orange peel. *Journal of Hazardous Materials*, 185(1), 49-54. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2010.08.114>
- González-Chávez, J. L., Chiken-Soriano, A., Martín-Romero, F., & Cenicerós-Gómez, A. E. (2023). Elucidation of the arsenic removal mechanism in aqueous solution with metallurgical waste. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 39, 25-42. DOI: <https://doi.org/10.20937/RICA.54399>

- Gupta, A. D., Rene, E. R., Giri, B. S., Pandey, A., & Singh, H. (2021). Adsorptive and photocatalytic properties of metal oxides towards arsenic remediation from water: A review. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 9(6). DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jece.2021.106376>
- Gutiérrez-de-la-Cruz, A., Ibañez-Arteaga, Y., Alva-Díaz, L., & Effio-Quezada, W. (2022). Efficiency of *Phaseolus vulgaris* pod and *Citrus sinensis* peel in arsenic biosorption from Moche River water. In: *Education, research and leadership in post-pandemic engineering: resilient, inclusive and sustainable actions*. Florida, USA: Latin American and Caribbean Consortium of Engineering Institutions. DOI: <https://doi.org/10.18687/LACCEI2022.1.1.633>
- Hadjiivanov, K., Ivanova, E., Mihaylov, M., & Chakarova, K. (2015). Adsorption of two or more molecules on one cationic center in porous materials. In: *Comprehensive guide for mesoporous materials*. Vol. 2 (pp. 269-287). Recuperado de <https://www.scopus.com/inward/record.uri?eid=2-s2.0-85080529008&partnerID=40&md5=cb3ac5368f8ec1ccbd1750ea5e072c7f>
- Haque, M. N., Morrison, G. M., Perrusquía, G., Gutierrez, M., Aguilera, A. F., Cano-Aguilera, I., & Gardea-Torresdey, J. L. (2007). Characteristics of arsenic adsorption to sorghum biomass. *Journal of Hazardous Materials*, 145(1-2), 30-35. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2006.10.080>

- Hincapié-Mejía, G., Cardona-Cuervo, S., & Ríos, L. A. (2018). Estudio termodinámico de la adsorción de un colorante azóico por medio de un residuo lignocelulósico en medio acuoso. *Ingeniería y Desarrollo*, 36(1), 97-118. DOI: <https://doi.org/10.14482/inde.36.1.10941>
- Hu, S., Fu, J., & Zhou, S. (2024). Exploring the interference mechanisms of surface and aqueous complexes with groundwater arsenate and arsenite adsorption. *Environmental Science and Pollution Research*, 31(6), 8499-8509. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11356-023-31676-1>
- Huillca-Lima, M., & Apaza-Mamani, L. (2019). Evaluación de la concentración de arsénico en aguas subterráneas para consumo humano en la Asociación Nueva Jerusalén, Juliaca-Puno (tesis de bachiller en ingeniería ambiental). Universidad Peruana Unión, Perú. Recuperado de https://repositorio.upeu.edu.pe/bitstream/handle/20.500.12840/2611/Martha_Trabajo_Bachiller_2019.pdf?sequence=1&isAllowed=y
- Khaskheli, M. I., Memon, S. Q., Siyal, A. N., & Khuhawar, M. Y. (2011). Use of orange peel waste for arsenic remediation of drinking water. *Waste and Biomass Valorization*, 2(4), 423-433. DOI: <https://doi.org/10.1007/s12649-011-9081-7>
- Liu, L., Rao, Y., Tian, C., Huang, T., Lu, J., Zhang, M., & Han, M. (2021). Adsorption performance of La(III) and Y(III) on orange peel: Impact of experimental variables, isotherms, and kinetics. *Adsorption Science and Technology*, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1155/2021/7189639>

- Liu, N., Gao, R., Guo, J., Fu, L., Xue, B., Ma, K., & Lin, C. (2024). Mechanisms of calcium-mediated As(V) immobilization by undissolved and dissolved biochar in saline-alkali environments. *Journal of Environmental Management*, 370. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2024.122775>
- Lu, L., & Na, C. (2022). Gibbsian interpretation of Langmuir, Freundlich and Temkin isotherms for adsorption in solution. *Philosophical Magazine Letters*, 102(7), 239-253. DOI: <https://doi.org/10.1080/09500839.2022.2084571>
- Maldonado, J. A. H., Aguilera, C. E. C., Hernández, M. M. S., Arias, A. N. A., & Soto, R. H. (2021). Evaluation of orange peel (*Citrus sinensis*) as a source of bioactive components and its use as a bioadsorbent. *Desalination and Water Treatment*, 231, 348-358. DOI: <https://doi.org/10.5004/dwt.2021.27499>
- Mamani-Navarro, W. (2019). Contaminación de las aguas subterráneas por arsénico (As) el caso del distrito de Juliaca-Perú. *Ñawparisun – Revista de Investigación Científica*, 1(4), 31-36. Recuperado de <https://unaj.edu.pe/revista/index.php/vpin/issue/view/4/3>
- Mehanathan, S., Jaafar, J., Nasir, A. M., Ismail, A. F., Matsuura, T., Othman, M. H. D., Rahman, M. A., & Yusof, N. (2023). Magnesium oxide nanoparticles for the adsorption of pentavalent arsenic from water: Effects of calcination. *Membranes*, 13(5). DOI: <https://doi.org/10.3390/membranes13050475>

- Munio, A. A. Z., Domato, D. C., Pido, A. A. G., Lagud, Y. J., & Ambolode, L. C. C. (2023). A First-principles study on the chemisorption of arsenic on the cellulose biopolymer. *Biointerface Research in Applied Chemistry*, 13(6). DOI: <https://doi.org/10.33263/BRIAC136.571>
- OMS, Organización Mundial de la Salud. (2011). *Guías para la calidad del agua de consumo humano: cuarta edición que incorpora la primera adenda*. Recuperado de <https://bit.ly.co/7FYT>
- OMS, Organización Mundial de la Salud. (2022). *Arsénico*. Recuperado de <https://www.who.int/es/news-room/fact-sheets/detail/arsenic>
- OMS, Organización Mundial de la Salud. (2023). *Agua para consumo humano*. Recuperado de <https://www.who.int/es/news-room/fact-sheets/detail/drinking-water>
- Pellegrini, J., & De-Celis, J. (2023). Optimización de isothermas de adopción mediante Simulated Annealing. *Revista Politécnica*, 19(38), 30-37. DOI: <https://doi.org/10.33571/rpolitec.v19n38a2>
- Peng, Y., Xiao, H. Y., Cheng, X. Z., & Chen, H. M. (2013). Removal of arsenic from wastewater by using pretreating orange peel. *Advanced Materials Research*, 773, 889-892. DOI: <https://doi.org/10.4028/www.scientific.net/AMR.773.889>
- Pokhrel, D., & Viraraghavan, T. (2008). Arsenic removal from aqueous solution by iron oxide-coated biomass: Common ion effects and thermodynamic analysis. *Separation Science and Technology*, 43(13), 3545-3562. DOI: <https://doi.org/10.1080/01496390802212609>

- Rahdar, S., Taghavi, M., Khaksefidi, R., & Ahmadi, S. (2019). Adsorption of arsenic (V) from aqueous solution using modified saxaul ash: Isotherm and thermodynamic study. *Applied Water Science*, 9(4), 1-9. DOI: <https://doi.org/10.1007/s13201-019-0974-0>
- Rivas, C. F., Nuñez, O., Longoria, F., & Gonzalez, L. (2014). Isoterma de Langmuir y Freundlich como modelos para la adsorción de componentes de ácido nucleico sobre WO_3 . *Saber, Revista Multidisciplinaria del Consejo de Investigación de la Universidad de Oriente*, 26(1), 43-49.
- Sandoval-Ibarra, F. D., López-Cervantes, J. L., & Gracia-Fadrique, J. (2015). Langmuir's Equation for simple liquids and surfactants. *Educación Química*, 26(4), 307-313. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.eq.2015.03.002>
- Satish, N., Jagadeesh, A., Varma, M. R. R., & Rajitha, K. (2025). A closed-form expression of electrical conductivity from climate and land use parameters for Krishna River Basin, India. *Lecture Notes in Civil Engineering*, 397 LNCE, 173-184. DOI: https://doi.org/10.1007/978-981-97-7467-8_11
- SENAMHI-Perú, Servicio Nacional de Meteorología e Hidrología del Perú. (2023). *Pronóstico del tiempo para Juliaca (Puno)*. Lima, Perú: Servicio Nacional de Meteorología e Hidrología del Perú.
- Shahmohammadi, S., Shahmoradi, B., Maleki, A., Yang, J.-K., & Lee, S.-M. (2019). Efficiency of an iron matrix-based filter in adsorption of arsenic from water. *Desalination and Water Treatment*, 163, 198-205. DOI: <https://doi.org/10.5004/dwt.2019.24480>

- Shehzad, K., Xie, C., He, J., Cai, X., Xu, W., & Liu, J. (2018). Facile synthesis of novel calcined magnetic orange peel composites for efficient removal of arsenite through simultaneous oxidation and adsorption. *Journal of Colloid and Interface Science*, 511, 155-164. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jcis.2017.09.110>
- Smedley, P. L., & Kinniburgh, D. G. (2002). A review of the source, behaviour and distribution of arsenic in natural waters. *Applied Geochemistry*, 17(5), 517-568. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0883-2927\(02\)00018-5](https://doi.org/10.1016/S0883-2927(02)00018-5)
- Suteu, D., Badeanu, M., Malutan, T., & Chirculescu, A.-I. (2016). Valorization of food wastes (orange seeds) as adsorbent for dye retention from aqueous medium. *Desalination and Water Treatment*, 57(60), 29070-29081. DOI: <https://doi.org/10.1080/19443994.2016.1196392>
- Tadepalli, S., Murthy, K. S. R., & Rakesh, N. N. (2016). Isothermal and linear regression modelling of Cu (II) and Fe (II) using orange peel as an adsorbent in batch studies. *International Journal of PharmTech Research*, 9(5), 197-210. Recuperado de <https://www.scopus.com/inward/record.uri?eid=2-s2.0-84973647662&partnerID=40&md5=ae57d1413b7eaa67e27c384368a2811f>
- Tapia, N., Muñoz, J., Torres, F., & Yarango, A. (2003). Biosorción de Pb(II) por cáscara de naranja, citrus cinesis, modificada. *Revista Peruana de Química e Ingeniería Química*, 5(2), 48-53.

- Vitela-Rodriguez, A. V., & Rangel-Mendez, J. R. (2013). Arsenic removal by modified activated carbons with iron hydro(oxide) nanoparticles. *Journal of Environmental Management*, 114, 225-231. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2012.10.004>
- Vizcaíno-Mendoza, L., & Fuentes-Molina, N. (2015). Biosorción de Cd, Pb y Zn por biomasa pretratada de algas rojas, cáscara de naranja y tuna. *Ciencia e Ingeniería Neogranadina*, 25(1), 43-60. DOI: <https://doi.org/10.18359/rcin.432>
- Wang, N., Cui, Y., Zeng, L., & Zhu, L. (2023). One step treatment of arsenic calcium residues by combining H₂O₂ oxidation and CaO chemical stabilization. *Huazhong Keji Daxue Xuebao (Ziran Kexue Ban)/Journal of Huazhong University of Science and Technology (Natural Science Edition)*, 51(10), 70-76. DOI: <https://doi.org/10.13245/j.hust.230420>
- Wang, Y. (2023). Removal of arsenic and metal ions from acidic effluents via the Fenton reaction method. *Journal of the Southern African Institute of Mining and Metallurgy*, 123(8), 415-422. DOI: <https://doi.org/10.17159/2411-9717/1863/2023>
- WHO, World Health Organization. (2011). *Report on the burden of endemic health care-associated infection worldwide: Clean care is safer care*. Geneva, Switzerland: World Health Organization.
- Wu, P.-Y., Jiang, Y.-P., Zhang, Q.-Y., Jia, Y., Peng, D.-Y., & Xu, W. (2016). Comparative study on arsenate removal mechanism of MgO and MgO/TiO₂ composites: FTIR and XPS analysis. *New Journal of Chemistry*, 40(3), 2878-2885. DOI: <https://doi.org/10.1039/c5nj02358k>

- Xanthopoulou, M., Gkiliopoulos, D., Triantafyllidis, K. S., Kostoglou, M., & Katsoyiannis, I. A. (2025). Removal of hexavalent chromium and pentavalent arsenic from aqueous solutions by adsorption on polyethylenimine-modified silica nanoparticles. *Environmental Science and Pollution Research*, 32(15), 9443-9461. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11356-024-35473-2>
- Yoo-iam, M., Kambhu, A., & Satapanajaru, T. (2023). Adsorption of phenol and zinc as dual contaminants in groundwater on flood plain deposit aquifer: Kinetic, thermodynamic, and column operation studies. *Water, Air, and Soil Pollution*, 234(4). DOI: <https://doi.org/10.1007/s11270-023-06280-1>