



**UNIVERSIDAD NACIONAL DEL ALTIPLANO**

**FACULTAD DE INGENIERÍA QUÍMICA**

**ESCUELA PROFESIONAL DE INGENIERÍA QUÍMICA**



**ELIMINACIÓN DE DQO EN AGUAS RESIDUALES  
MUNICIPALES MEDIANTE LA ACTIVACIÓN DE OXONE CON  
BIOCARBÓN DERIVADO DE LODOS DE PTAR**

**TESIS**

**PRESENTADA POR:**

**AIDA JIMENEZ CUTIPA**

**PARA OPTAR EL TÍTULO PROFESIONAL DE:**

**INGENIERO QUÍMICO**

**PUNO – PERÚ**

**2023**



NOMBRE DEL TRABAJO

**ELIMINACIÓN DE DQO EN AGUAS RESIDUALES MUNICIPALES MEDIANTE LA ACTIVACIÓN DE OXONE CON BIOCARBÓN DER**

AUTOR

**Aida Jiménez Cutipa**

RECuento DE PALABRAS

**20039 Words**

RECuento DE CARACTERES

**98713 Characters**

RECuento DE PÁGINAS

**90 Pages**

TAMAÑO DEL ARCHIVO

**3.1MB**

FECHA DE ENTREGA

**Sep 18, 2023 9:06 AM EST**

FECHA DEL INFORME

**Sep 18, 2023 9:07 AM EST**

● **14% de similitud general**

El total combinado de todas las coincidencias, incluidas las fuentes superpuestas, para cada base c

- 14% Base de datos de Internet
- 3% Base de datos de publicaciones
- Base de datos de Crossref
- Base de datos de contenido publicado de Crossr
- 5% Base de datos de trabajos entregados

● **Excluir del Reporte de Similitud**

- Material bibliográfico
- Material citado
- Bloques de texto excluidos manualmente
- Coincidencia baja (menos de 8 palabras)

  
Walther B. Aparicio Aragón Ph. D.  
M. Sc. & Ingeniero Químico  
DOCENTE PRINCIPAL D.E.  
Reg. CIP 30291





## DEDICATORIA

*A mis padres Teodosio Jiménez Ramos y Aida Cutipa Flores, así como a mi tía Hilda Cutipa Flores, por su apoyo constante en la búsqueda de mis objetivos. Así mismo, a mi esposo John y mi hijo Homard Sebastian, por su paciencia y su cariño incondicional.*

*Aida Jiménez Cutipa*



## AGRADECIMIENTOS

A la Universidad Nacional del Altiplano y a la Escuela Profesional de Ingeniería Química.

Al Ph. D. Walther Benigno Aparicio Aragón, por su valioso apoyo en la ejecución, revisión y redacción de la tesis.

Al laboratorio de control de calidad del agua de la Facultad de Ingeniería Química por brindar el equipamiento necesario en los análisis.

Al mega laboratorio de la Universidad Nacional del Altiplano, por el espacio brindado en los laboratorios de Hidro geoquímica y Sanidad vegetal para ejecutar gran parte de esta investigación.



# ÍNDICE GENERAL

**DEDICATORIA**

**AGRADECIMIENTOS**

**ÍNDICE GENERAL**

**ÍNDICE DE FIGURAS**

**ÍNDICE DE TABLAS**

**ÍNDICE DE ACRÓNIMOS**

**RESUMEN ..... 12**

**ABSTRACT..... 13**

## **CAPÍTULO I**

### **INTRODUCCIÓN**

**1.1. OBJETIVOS ..... 15**

1.1.1. Objetivo general ..... 15

1.1.2. Objetivos específicos ..... 15

## **CAPITULO II**

### **REVISIÓN DE LITERATURA**

**2.1. ANTECEDENTES DE LA INVESTIGACIÓN ..... 16**

2.1.1. Eficiencia de tratamiento de ARM mediante lagunas de estabilización ... 16

2.1.2. Activación de Oxone ..... 17

2.1.3. Tratamiento de aguas residuales sintéticas ..... 18

2.1.4. Tratamiento de aguas residuales reales ..... 20

**2.2. MARCO TEÓRICO..... 22**

2.2.1. Aguas Residuales..... 22

2.2.2. Aguas Residuales Municipales ..... 22

2.2.3. Aguas Residuales Domesticas ..... 22



2.2.4. Características de las aguas residuales .....	23
2.2.4.1. pH.....	25
2.2.4.2. Conductividad eléctrica.....	26
2.2.4.3. Demanda Química De Oxígeno .....	26
2.2.5. Oxone .....	27
2.2.6. Métodos de activación para Oxone .....	27
2.2.6.1. Activación con metales de transición.....	28
2.2.6.2. Activación por radiación .....	29
2.2.6.3. Activación por ultrasonido .....	30
2.2.6.4. Activación con catalizadores a base de carbono .....	30
2.2.7. Biocarbón como catalizador .....	30
2.2.8. Métodos avanzados de tratamiento de aguas residuales.....	31
2.2.8.1. Mecanismo del Proceso de oxidación avanzada (POA).....	32

### CAPITULO III

#### MATERIALES Y MÉTODOS

<b>3.1. AMBITO DE ESTUDIO.....</b>	<b>33</b>
3.1.1. Ubicación de la zona de estudio .....	33
<b>3.2. MATERIALES Y REACTIVOS .....</b>	<b>34</b>
<b>3.3. METODOLOGIA .....</b>	<b>¡ERROR! MARCADOR NO DEFINIDO.</b>
3.3.1. Determinar las características fisicoquímicas de las ARM tratadas por el sistema de lagunas de estabilización de la ciudad de Puno .....	34
3.3.2. Determinar los efectos de la concentración de oxone, la concentración de biocarbón de lodo de PTAR y el pH en la eficiencia de eliminación de DQO en las ARM tratadas por el sistema de lagunas de estabilización de la ciudad de Puno .....	36



3.3.2.1. Diseño Experimental con la Metodología de Superficie de Respuesta... 36

## CAPITULO IV

### RESULTADOS Y DISCUSIÓN

<b>4.1. CARACTERÍSTICAS FISICOQUÍMICAS DE LAS ARM TRATADAS POR EL SISTEMA DE LAGUNAS DE ESTABILIZACIÓN DE LA CIUDAD DE PUNO.....</b>	<b>38</b>
<b>4.2. DETERMINAR LOS EFECTOS DE LA CONCENTRACIÓN DE OXONE, LA CONCENTRACIÓN DE BIOCARBÓN DE LODO DE PTAR Y EL PH EN LA EFICIENCIA DE ELIMINACIÓN DE DQO EN LAS ARM TRATADAS POR EL SISTEMA DE LAGUNAS DE ESTABILIZACIÓN DE LA CIUDAD DE PUNO.....</b>	<b>40</b>
4.2.1. Síntesis de biocarbón de lodo de PTAR .....	40
4.2.1.1. Microscopía electrónica de barrido de emisión de campo .....	41
4.2.1.2. Fases cristalinas mediante difracción de rayos X (DRX) .....	45
4.2.2. Eficiencia de eliminación de DQO en las ARM.....	47
4.2.2.1. Análisis estadístico .....	49
4.2.2.1.1. Normalidad .....	49
4.2.2.1.2. Varianza Constante .....	49
4.2.2.1.3. Independencia .....	50
4.2.2.1.4. Análisis de Varianza (ANDEVA).....	51
4.2.2.1.5. Resumen del modelo.....	51
4.2.2.1.6. Diagrama de Pareto.....	53
4.2.2.1.7. Efectos principales e Interacción .....	53
4.2.2.1.8. Grafica de Contorno.....	55
4.2.2.1.9. Grafica de Superficie de respuesta.....	55



<b>V. CONCLUSIONES.....</b>	<b>56</b>
<b>VI. RECOMENDACIONES .....</b>	<b>57</b>
<b>VII. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....</b>	<b>58</b>
<b>ANEXOS.....</b>	<b>68</b>

**Área** : Tecnologías Ambientales Sostenibles

**Tema** : Descontaminación de Aguas

**Línea** : Recursos Naturales y Medio Ambiente

**FECHA DE SUSTENTACIÓN:** 26 de setiembre 2023



## ÍNDICE DE FIGURAS

	<b>Pág.</b>
<b>Figura 1.</b> Estructura molecular del OXONE.....	27
<b>Figura 2.</b> Ubicación de la zona de estudio .....	33
<b>Figura 3.</b> SEM del lodo (a) 50 $\mu$ m y (b) 5 $\mu$ m.....	42
<b>Figura 4.</b> Composición elemental del lodo de PTAR .....	42
<b>Figura 5.</b> SEM catalizador de biocarbón SBC (a) 20 $\mu$ y (b) 5 $\mu$ m. ....	44
<b>Figura 6.</b> Composición elemental del catalizador de biocarbón SBC .....	44
<b>Figura 7.</b> Grafica de distribución normal de los resultados. ....	49
<b>Figura 8.</b> Distribución de residuos .....	50
<b>Figura 9.</b> Residuos vs Orden de Observación.....	50
<b>Figura 10.</b> Diagrama de Pareto para los tratamientos. ....	53
<b>Figura 11.</b> Gráfica de efectos principales de los factores: fuente de luz, biocarbón y oxidante. ....	54
<b>Figura 12.</b> Gráfica de interacción entre los factores: fuente de luz, biocarbón y oxidante. ....	54
<b>Figura 13.</b> Grafica de contorno para la eficiencia de eliminación vs biocarbón.....	55
<b>Figura 14.</b> Grafica de superficie de respuesta .....	55



## ÍNDICE DE TABLAS

	<b>Pág.</b>
<b>Tabla 1.</b> Composición habitual de las aguas residuales domesticas no tratadas .....	24
<b>Tabla 2.</b> Comparación de las características de las aguas residuales combinadas con otras fuentes .....	25
<b>Tabla 3.</b> Propiedades del PMS .....	27
<b>Tabla 4.</b> Puntos muestreo en el sistema de lagunas de estabilización el Espinar .....	34
<b>Tabla 5.</b> Diseño experimental .....	37
<b>Tabla 6.</b> Características fisicoquímicas del sistema de lagunas del “Espinar” .....	38
<b>Tabla 7.</b> Composición elemental del lodo de una PTAR.....	43
<b>Tabla 8.</b> Composición elemental del biocarbón de lodo .....	45
<b>Tabla 9.</b> Fases cristalinas en la muestra de lodo de PTAR .....	46
<b>Tabla 10.</b> Fases cristalinas en el biocarbón de lodo de PTAR.....	47
<b>Tabla 11.</b> $DQO_F$ y % de eliminación de DQO en las ARM tratadas mediante la activación de oxone con biocarbón de lodo de PTAR.....	48
<b>Tabla 12.</b> Análisis de varianza para la eficiencia de eliminación de DQO.....	52
<b>Tabla 13.</b> Resumen del modelo.....	52



## ÍNDICE DE ACRÓNIMOS

ARM	: Aguas Residuales Municipales
DQO	: Demanda Química de Oxígeno
PTAR	: Planta de Tratamiento de Aguas Residuales
CE	: conductividad eléctrica
POA	: Procesos de Oxidación Avanzada
PMS	: Peroximonosulfato
ACS reagent	: Reactivo grado químico de la más alta pureza, que cumple los estándares de la American Chemical Society
LMP	: Límite Máximo Permisible
FESEM	: Microscopía electrónica de barrido de emisión de campo
DRX	: Difracción de rayos X.
EDS	: Espectroscopia de energía dispersiva con rayos X
ANDEVA	: Análisis de Varianza
•OH	: Radical hidroxilo
•SO <sub>4</sub> <sup>-</sup>	: Radical sulfato
mM	: milimolar
g/L	: gramos por litro
μS/cm	: MicroSiemens por centímetro
mg/L	: Miligramos por litro
m s.n.m.	: metros sobre el nivel del mar
mL	: mililitros
μm	: micrómetros



## RESUMEN

El deficiente tratamiento de las aguas residuales municipales (ARM) en la Ciudad de Puno provoca graves problemas de contaminación en la bahía interior, como eutroficación y mortalidad del ecosistema, entre otros. Por ello, es necesario investigar técnicas que permitan la eliminación de ciertos contaminantes que deterioran su calidad. En este trabajo, en primer lugar, se propuso determinar las características fisicoquímicas de las ARM tratadas por el sistema de lagunas de estabilización de la Ciudad de Puno; en segundo lugar se planteó determinar los efectos de la concentración de oxone la concentración de biocarbón derivado de lodo de PTAR y el pH en la eficiencia de eliminación de DQO en las ARM. El análisis de la DQO se realizó mediante el método micro DQO por digestión sellada y espectrometría; las corridas experimentales para la eliminación de DQO se realizaron mediante la metodología de superficie de respuesta (diseño Box-Behnken para tres factores). Los resultados de las características fisicoquímicas de las ARM mostraron que el pH del efluente respecto al afluente no presento discordancias a considerar; la conductividad eléctrica (CE) se incrementó en el efluente ( $1\ 448.33\ \mu\text{S}/\text{cm}$ ) respecto al afluente ( $766.33\ \mu\text{S}/\text{cm}$ ) y la DQO disminuyo en el efluente ( $230.25\ \text{mg}/\text{L}$ ) respecto al afluente ( $767.49\ \text{mg}/\text{L}$ ). Por otro lado, en las corridas experimentales de eliminación de DQO, el mayor porcentaje de eficiencia de eliminación fue de 49.63 %, el cual se obtuvo utilizando 20mM de Oxone, 3g/L de Biocarbón y un valor de pH 5. En conclusión, el biocarbón derivado de lodo de PTAR activa el oxone para eliminar la DQO de las ARM tratadas por el sistema de lagunas de estabilización de la ciudad de Puno.

**Palabras Clave:** Aguas residuales municipales, biocarbón, demanda química de oxígeno, oxone, eliminación.



## ABSTRACT

The deficient treatment of municipal wastewater (MWW) in Puno City causes serious pollution problems in the inner bay, such as eutrophication, and ecosystem mortality among others. Therefore, it is necessary to investigate techniques that allow the removal of certain pollutants that deteriorate their quality. In this work, firstly, it was proposed to determine the physicochemical characteristics of the MWW treated by the stabilization pond system of Puno city; secondly to determine the effects of oxone concentration, biochar concentration, and pH on the COD removal efficiency in MWW. COD analysis was performed using the micro COD method by sealed digestion and spectrometry; experimental setups for COD removal were performed using response surface methodology (Box-Behnken design for three factors). The results of the physicochemical characteristics of the MWW showed that the pH of the effluent with respect to the influent did not present discordances to be considered; the electrical conductivity (EC) increased in the effluent (1 448.33  $\mu\text{S}/\text{cm}$ ) with respect to the influent (766.33  $\mu\text{S}/\text{cm}$ ) and the COD decreased in the effluent (230.25 mg/L) with respect to the influent (767.49 mg/L). On the other hand, in the experimental setups of COD removal, the highest percentage of removal efficiency was 49.63 %, which was obtained using 20mM of Oxone, 3g/L of Biochar, and a pH value of 5. In conclusion, biochar derived from biosolids of WWTP activates the Oxone to remove COD from the MWW treated by the stabilization pond system of Puno City.

**Keywords:** Municipal wastewater, biochar, chemical oxygen demand, oxone, removal.



# CAPÍTULO I

## INTRODUCCIÓN

El deficiente tratamiento que se le da a las aguas residuales municipales en ciudades de países subdesarrollados, hace que estas lleguen a cuerpos acuáticos con elevados niveles de diversos contaminantes, provocando serios problemas tales como eutroficación, malos olores, mortalidad de biodiversidad entre otros (Auddy et al., 2022; Sanches-Morales et al., 2018; Vasquez, 2017). El nivel de contaminación en ARM comúnmente se expresa mediante la DQO, este parámetro indica la cantidad de oxígeno necesario para degradar químicamente la materia orgánica (J. Li et al., 2018). Por lo tanto, la eliminación de DQO conllevaría a una reducción de la materia orgánica en las ARM.

En la ciudad de Puno, las ARM son tratadas en el sistema de lagunas de estabilización denominada “el Espinar” a orillas de la bahía interior del lago Titicaca. Actualmente, esta laguna viene generando malestar en la población por los malos olores y la contaminación del recurso hídrico. Además, la capacidad de tratamiento de dichas lagunas ha sido superada con el aumento de la población puneña, vertiendo ARM con niveles de características fisicoquímicas que superan los límites máximos permisibles para vertimiento de PTAR (Autoridad Nacional del Agua, 2017; Beltrán Farfán et al., 2015; Callata Tapia, 2015; Vasquez, 2017).

Actualmente el avance científico y tecnológico en el tratamiento de aguas residuales se ha desarrollado considerablemente, y una de las técnicas que viene llamando la atención son los procesos de oxidación avanzada (POA). Los POA muestran eficiencias considerables de eliminación de diversos contaminantes debido a la generación de radicales altamente reactivos, capaces de degradar sustancias orgánicas e inorgánicas complejas (Ortiz et al., 2019). Estos radicales se generan debido a la activación de un



reactivo, mediante catalizadores ya sean metálicos o no metálicos; así mismo, se utiliza procesos de activación que pueden incluir radiación, Microondas, cavitación, etc (Khan et al., 2019). Una opción para la activación del reactivo es la aplicación de biocarbón, dado que este cuenta con propiedades fisicoquímicas como alta estabilidad y bajo costo.

Para la generación de los radicales, en este proyecto se utilizó peroximonosulfato, usualmente conocido como Oxone, que es una sal triple ( $2KHSO_5 \cdot KHSO_4 \cdot K_2SO_4$ ), estable en un amplio rango de pH, soluble y no tóxico (Domingues et al., 2022). Estos radicales eliminarán en cierto porcentaje la DQO en las ARM tratadas por el sistema de lagunas de estabilización de la ciudad de Puno. Para conseguir este objetivo primero se determinó las características fisicoquímicas de las ARM. Luego se determinó los efectos de la concentración de oxone, la concentración de biocarbón de lodo de PTAR y el pH en la eficiencia de eliminación de DQO en las ARM.

## **1.1. OBJETIVOS**

### **1.1.1. Objetivo general**

Eliminar la DQO en ARM tratadas por el sistema de lagunas de estabilización de la ciudad de Puno, mediante la activación de oxone con biocarbón derivado de lodos de la PTAR Escalerilla Arequipa.

### **1.1.2. Objetivos específicos**

- Determinar las características fisicoquímicas de las ARM tratadas por el sistema de lagunas de estabilización de la ciudad de Puno.
- Determinar los efectos de la concentración de oxone, la concentración de biocarbón de lodo de PTAR y el pH en la eficiencia de eliminación de DQO en las ARM tratadas por el sistema de lagunas de estabilización de la ciudad de Puno.



## CAPITULO II

### REVISIÓN DE LITERATURA

#### 2.1. ANTECEDENTES DE LA INVESTIGACIÓN

##### 2.1.1. Eficiencia de tratamiento de ARM mediante lagunas de estabilización

Ticona Carrizales et al. (2021) evaluaron las medidas de pH, temperatura del agua, sólidos suspendidos totales, conductividad eléctrica y salinidad en el sistema de lagunas de estabilización “Espinar”. Los valores promedio reportados para los parámetros fisicoquímicos en el afluente y efluente respectivamente fueron: temperatura (15.40 °C y 16,60 °C), salinidad (0,76 y 0,67 mg/L), pH (7,82 y 7,70), sólidos disueltos totales (746.50 ppm y 669,00 ppm) y conductividad eléctrica (1493 y 1463,07  $\mu\text{S}/\text{cm}$ ), todos ellos mostraron diferencias significativas.

Manungufala et al. (2011) Evaluaron estadísticamente el rendimiento de una planta de tratamiento de aguas residuales con lagunas mediante un análisis de componentes principales y de conglomerados multivariados. En general, encontraron que el sistema de tratamiento de aguas residuales era eficiente en la eliminación de metales pesados, pero no en la eliminación de aniones. Los autores infieren que la principal causa del bajo rendimiento es el alto volumen de aguas residuales, que supera en 10 veces la capacidad de la planta.

Hachi et al. (2023) realizaron un estudio en Marruecos, donde evaluaron el desempeño de un sistema de tratamiento de aguas residuales con lagunas. Las características fisicoquímicas a la entrada y salida de la depuradora mostraron que no hubo una disminución significativa de la CE del efluente 2939.58  $\mu\text{S}/\text{cm}$  respecto al afluente 3055.3  $\mu\text{S}/\text{cm}$ . Por otro lado, en cuanto a la DQO del efluente (400.1 mg/L)



respecto al afluente (972.92 mg/L), se consideró que es un rendimiento de eliminación muy bajo para cumplir con las normas de vertido para ARM.

Tapia Huacoto (2022) analizó los parámetros fisicoquímicos y microbiológicos en el efluente del sistema de lagunas de estabilización de la ciudad de Puno. Los resultados de DBO<sub>5</sub> (137 mg/L), DQO (230 mg/L) y coliformes (700000 NMP/100mL) reportados en el efluente no cumplieron con la normatividad vigente, al superar los límites máximos permisibles. El autor concluyó que la calidad de agua residual en el sistema de lagunas de estabilización Espinar de Puno en el año 2021, no cumplió con la normatividad vigente para efluentes de PTAR.

Moran & Guerrero (2022) Evaluaron el rendimiento de la PTAR del cantón Jipijapa, Manabí, Ecuador. Los resultados obtenidos constataron que existe una deficiente eficiencia del tratamiento de agua residual, donde la DQO en el afluente ascendía a 1287 mg/L y a la salida de las lagunas de estabilización y maduración obtenían una DQO 271 mg/L, incumpliendo con el Acuerdo Ministerial 097-A de Ecuador.

Asimismo, Oliveira & von Sperling (2011), evaluaron el performance de 166 plantas de tratamiento de aguas residuales que operaron en Brasil. Las plantas comprendían seis procesos de tratamiento diferentes, dentro de ellos se encontró el sistema de laguna anaeróbica + laguna facultativa. Los resultados de los parámetros fisicoquímicos del afluente respecto al efluente en dicho sistema de lagunas fueron: DBO<sub>5</sub> (510 y 89 mg/L), DQO (1095 y 309 mg/L), TSS (411 y 153 mg/L), TN (78 y 45 mg/L), TP (11 y 7 mg/L) y FC ( $2.0 \times 10^8$  y  $4.3 \times 10^5$  NMP/100 mL).

### **2.1.2. Activación de Oxone**

El uso del biocarbón derivado del lodo de PTAR como catalizador en la activación del oxone se ha desarrollado en diferentes sistemas para la degradación de diversos



contaminantes en aguas residuales. Así, S. Wang & Wang (2019) prepararon y aplicaron un biocarbón derivado de lodos (SBC) para activar peroximonosulfato (PMS) en la degradación de triclosán (TCS) presente en agua y aguas residuales, alcanzando un 32.5% de eliminación del carbono orgánico total (TOC) en 240 min de tratamiento, la prueba se realizó a un pH de 7.2, 1 g/L de biocarbón y 0.8 mM de PMS. Por otro lado, J Wang et al. (2020) también sintetizaron un biocarbón mezclando lodos de aguas residuales y lodo rojo (abundante en Fe) (RSDBC), este biocarbón logro activar el PMS para la degradación del sulfametoxazol, logrando una eliminación del 82.5%.

### 2.1.3. Tratamiento de aguas residuales sintéticas

En cuanto al tratamiento de aguas residuales sintéticas mediante la generación de radicales sulfato ( $\cdot SO_4^-$ ), se han llevado a cabo diversos estudios considerando principalmente la eliminación de DQO. Blanco-Canella et al. (2022) trataron aguas residuales sintéticas, evaluando variables como concentración del precursor (PMS) y concentración de catalizador ( $Fe^{+2}$ ), encontrando condiciones óptimas del PMS a 3,82 mM y  $Fe^{+2}$  a 0,40 mM. Logrando un resultado alentador en cuanto a la reducción de la DQO, alcanzando valores superiores al 70% tras 15 minutos de tratamiento.

Vaz et al. (2022) Evaluaron la aplicabilidad de procesos de oxidación avanzada en el tratamiento de aguas residuales sintéticas de almazara. Estudiaron diferentes procedimientos para la activación de PMS como la activación por Fe(II), radiación (visible y UV-A) y ultrasonidos. Las condiciones de operación se optimizaron mediante pruebas de valores de pH, [Fe(II)] y [PMS]. En condiciones óptimas ([PMS]=1600 mg/L, [ $Fe^{2+}$ ]=700 mg/L y pH=5) lograron una eliminación de DQO del 60±2%, después de 60 min de tratamiento. Los resultados obtenidos sugieren que el proceso de activación del PMS es prometedor para el tratamiento de aguas residuales debido a los radicales  $\cdot SO_4^-$ .



S. Wang & Wang (2019) Estudiaron, prepararon, caracterizaron y aplicaron un biocarbón derivado de lodos (SBC) para activar PMS, para la degradación de triclosán (TCS) en agua y aguas residuales. Los resultados mostraron que SBC tenía una estructura porosa con un área de superficie específica de  $157,4 \text{ m}^2/\text{g}$ . Las condiciones óptimas para la degradación de TCS se examinaron de la siguiente manera: pH 7,2, dosis de biocarbón de  $1,0 \text{ g/L}$  y concentración de PMS de  $0,8 \text{ mM}$  a  $25 \text{ }^\circ\text{C}$ . La eficiencia de eliminación del carbono orgánico total (TOC) alcanzó el  $32,5 \%$  en 240 min en condiciones óptimas.

Fan et al. (2021) prepararon un biocarbón derivado de lodos (SBC) como un catalizador libre de metales eficiente y de bajo costo para activar PMS para la reducción de bisfenol A (BPA) en el agua. Los resultados demostraron que el BPA podría oxidarse rápidamente mediante la combinación de SBC y PMS. En comparación con la adsorción por SBC solo ( $8,1 \%$ ) y la oxidación directa limitada por solo PMS ( $2,4 \%$ ), la eficiencia de eliminación de BPA aumentó al  $94,5 \%$  en 60 minutos en presencia de SBC y PMS. Este trabajo brinda una alternativa de control de desperdicio por desperdicio utilizando el biocarbón derivado de lodos como catalizador.

Li et al., (2022) Activaron el PMS con ayuda de un biocarbón derivado de lodos de depuradora (SSB) para la oxidación del antibiótico ciprofloxacina (CIP). El SSB obtenido en un tiempo de pirólisis moderado y altas velocidades de calentamiento (SSB- $20^\circ\text{C}/\text{min}-120\text{min}$ ) exhibió una actividad catalítica superior para la activación de PMS hacia la degradación CIP. La eficiencia de eliminación CIP alcanzó el  $94,2 \%$  en 120 min en experimentos por lotes y se mantuvo por encima del  $96,0 \%$  a través del reactor de columna empacada después de tres ciclos. Los resultados muestran una vez más el beneficio de la utilización de lodos de depuradora y el desarrollo de catalizadores de bajo costo para la remediación de aguas residuales.



Goenaga et al. (2022) Evaluaron la eficiencia de degradación catalítica de ibuprofeno (IBU), activando el PMS con catalizadores mono y bimetalicos basados en  $ZrO_2$  con diferentes cargas metálicas de Fe(III), Mn(II) y Co(II). Además, probaron diferentes condiciones de reacción (tipo de catalizador, masa de catalizador y de oxidante). La conversión óptima de IBU se alcanzó utilizando 100 mg de PMS y 100 mg de catalizador. En las condiciones elegidas y luego de al menos 3 h de reacción el porcentaje de mineralización resultó  $>50\%$  para el catalizador monometálico de Co.

#### **2.1.4. Tratamiento de aguas residuales reales**

Si bien es cierto, el problema de las aguas residuales abarca diversos campos como es el caso de aguas residuales industriales, dentro de estas se tiene a la industria textil en Lima, tal es el caso que, Bernardo-Ortiz (2021) utilizó un proceso de oxidación avanzada, con muestras de agua residuales provenientes de una fábrica textil la cual utiliza diversos tipos de colorantes. Los investigadores realizaron distintas pruebas con diferentes concentraciones de peróxido de hidrógeno ( $H_2O_2$ ) y sulfato ferroso ( $FeSO_4$ ), Encontrando la dosificación idónea de 0.92 mL de  $H_2O_2$  y 400 mg de  $Fe^{2+}$ , removiendo el 68.8%, 99.97%, 96.8% y 82.5% de los ST, CE, turbidez y DQO respectivamente. Este trabajo concluye que el reactivo Fenton es beneficioso para el tratamiento de aguas residuales industriales textiles.

Por otro lado, J. R. Wang et al. (2021) realizaron experimentos comparativos para tratar aguas residuales domésticas rurales mediante un sistema de capas múltiples del suelo (MSL). Para esto, seleccionaron materiales de biocarbón a base de lodos. Los experimentos comparativos se realizaron para los tres sistemas MSL llenos de diferentes materiales: biocarbón a base de lodo (a), astillas de madera (b) y carbón vegetal (c). Los resultados mostraron que cuando el material de biocarbón a base de lodos se utilizó como



relleno, el efecto de eliminación de DQO es mejor que el de las astillas de madera y el carbón, con una tasa de eliminación del 80 %, concluyendo que el material de biocarbón a base de lodos puede fortalecer el efecto de eliminación del sistema MSL.

Manyuchi et al. (2018) trataron las ARM con biocarbón de residuos orgánicos municipales en la etapa de biofiltración y lograron reducir la DQO, SST, TKN y TP de las ARM en un 90 %, 89 %, 64 % y 78 % respectivamente. Además, el pH de las aguas residuales cambió de alcalino a neutro.

Menéndez (2018) Aplicó un proceso de oxidación avanzada tipo fenton, esto para la reducción de la DQO en lactosuero de la planta “Ecolácteos” de la ciudad de Huata. El investigador utilizó 250 mL de muestra, 30.84 g de peróxido de hidrógeno, 3.65 g de sal de hierro ( $\text{Fe}^{2+}$ ) y un tiempo de reacción de 43.84 minutos, bajo esas condiciones logró una reducción del 78,93 % de DQO, con respecto al valor inicial de 50,65 g/L de DQO.

Rodríguez-Urviola & Neira-Paniura (2020) Trataron una muestra de agua residual de la industria alimentaria en Arequipa mediante un Proceso de Oxidación Avanzada, utilizando luz UV-C y  $\text{H}_2\text{O}_2$ . Para ello diseñaron un filtro tipo lecho de grava. El prototipo para el tratamiento de agua residual estaba integrado por un tanque de mezcla de  $\text{H}_2\text{O}_2$ , una bomba hidráulica y un reactor UV-C (254nm), fue diseñado para el tratamiento de 2L de muestra filtrada, mediante un sistema tipo batch. La dosis y tiempo óptimos determinados experimentalmente fueron 3250mg/L de  $\text{H}_2\text{O}_2$  al 50% para un tiempo de 300 minutos de tratamiento continuo. Los resultados fueron satisfactorios en el tratamiento de los siguientes parámetros: DQO,  $\text{DBO}_5$ , Coliformes termotolerantes, Aceites y grasas, conductividad, Sólidos Disueltos Totales y Sólidos Suspendidos Totales, siendo estas de 98.06%; 98.58%; 100.00%, 99.72%, 52.08%, 84.23%, 92.05% respectivamente.



## **2.2. MARCO TEÓRICO**

### **2.2.1. Aguas Residuales**

Se define como aguas residuales a los desechos líquidos que genera una determinada comunidad y están constituidos por los residuos líquidos y sólidos que se producen en los hogares, industrias y establecimientos comerciales (Metcalf & Eddy, 2014). Así mismo, según la Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos (EPA), se considera a las aguas residuales como las aguas gastadas o usadas de un hogar, comunidad, granja o industria que contienen materia disuelta o suspendida. Entonces, las aguas residuales son los líquidos utilizados, desechados y posteriormente evacuados hacia un sistema de recolección de aguas residuales.

### **2.2.2. Aguas Residuales Municipales**

En Perú se considera como aguas residuales municipales a aquellas aguas residuales domésticas que puedan incluir la mezcla con aguas de drenaje pluvial o con aguas residuales de origen industrial siempre que éstas cumplan con los requisitos para ser admitidas en los sistemas de alcantarillado de tipo combinado (Reglamento de La Ley de Recursos Hídricos, 2010).

### **2.2.3. Aguas Residuales Domésticas**

Las aguas residuales domésticas se pueden dividir más fácilmente en aguas negras y aguas grises. Por un lado, las aguas negras se producen en los excusados, generando aguas con altas concentraciones de materia orgánica y fecal. Por otro lado, las aguas grises incluyen las aguas residuales que se originan en todas las aplicaciones domésticas que no sean aguas negras. Por ejemplo, el agua de las lavadoras, lavavajillas, duchas y fregaderos. Las aguas grises constituyen del 30 al 50 % de la carga orgánica y del 9 al 20



% de la carga de nutrientes del total de aguas residuales producidas en un hogar (Boano et al., 2020; Friedler & Butler, 1996). El grado de contaminación fecal mínimo y el gran volumen disponible hacen que las aguas grises sean un recurso hídrico atractivo si se pueden reutilizar de manera efectiva (Van de Walle et al., 2023).

#### **2.2.4. Características de las aguas residuales**

Las aguas residuales presentan ciertas características físicas, químicas y biológicas. Las características físicas más importantes son el contenido total de sólidos, el olor, la temperatura, la densidad, el color y la turbiedad (Metcalf & Eddy, 2014). En cuanto a los constituyentes químicos, las aguas residuales contienen una gran variedad de contaminantes, incluido contaminantes orgánicos, principalmente se caracteriza por la presencia de sustancias demandantes de oxígeno las cuales provienen particularmente de las heces y orina humana. También se puede encontrar compuestos orgánicos refractarios, virus, detergentes, fosfatos, grasas sales, metales pesados, agentes quelantes entre otros (Manahan, 2022).

Por otro lado, las características biológicas de las aguas residuales se determinan por la presencia de bacterias, hongos, algas, protozoos, plantas, animales, virus y organismos patógenos (Metcalf & Eddy, 2014). Las propiedades de las aguas residuales definen el nivel de toxicidad del efluente, por ello la importancia de escoger los parámetros clave que ayuden en su correcta caracterización. La tabla 1 muestra la composición habitual de las aguas residuales domesticas no tratadas.



**Tabla 1.** Composición habitual de las aguas residuales domesticas no tratadas

Constituyente	Unidad	Concentración		
		Débil	media	Fuerte
Solidos Totales (ST)	mg/L	537	806	1612
Totales Disueltos (STD)	mg/L	374	560	1121
Fijos	mg/L	224	336	672
Volátiles	mg/L	150	225	449
Totales suspendidos (STS)	mg/L	130	195	389
Fijos	mg/L	29	43	86
Volátiles	mg/L	101	152	304
Solidos Sedimentables	mg/L	8	12	23
Demanda Biológica de Oxígeno (5-d, 20°C) (DBO)	mg/L	133	200	400
Carbono Orgánico Total (COT)	mg/L	109	164	328
Demanda Química de Oxígeno (DQO)	mg/L	339	508	1016
Nitrógeno Total	mg/L	23	35	69
Orgánico	mg/L	10	14	29
Amoniaco libre	mg/L	14	20	41
Nitritos	mg/L	0	0	0
Nitratos	mg/L	0	0	0
Fosforo total	mg/L	3.7	5.6	11
Orgánico	mg/L	2.1	3.2	6.3
Inorgánico	mg/L	1.6	2.4	4.7
Potasio	mg/L	11	16	32
Cloruros	mg/L	39	59	118
Sulfatos	mg/L	24	36	72
Aceites y Grasas	mg/L	51	76	153
Compuestos Orgánicos Volátiles (COVs)	µg/L	<100	100-400	>400
Coliformes Totales	No. /100 mL	10 <sup>6</sup> -10 <sup>8</sup>	10 <sup>7</sup> -10 <sup>9</sup>	10 <sup>7</sup> -10 <sup>10</sup>
Coliformes Fecales	No. /100 mL	10 <sup>3</sup> -10 <sup>5</sup>	10 <sup>4</sup> -10 <sup>6</sup>	10 <sup>5</sup> -10 <sup>8</sup>
<i>Ooquistes de cryptosporidium</i>	No. /100 mL	10 <sup>-1</sup> -10 <sup>1</sup>	10 <sup>-1</sup> -10 <sup>2</sup>	10 <sup>-1</sup> -10 <sup>3</sup>
<i>Quiestes de giardia lamblia</i>	No. /100 mL	10 <sup>-1</sup> -10 <sup>2</sup>	10 <sup>-1</sup> -10 <sup>3</sup>	10 <sup>-1</sup> -10 <sup>4</sup>

Fuente: (Metcalf & Eddy, 2014)

**Tabla 2.** Comparación de las características de las aguas residuales combinadas con otras fuentes

Parámetro	Unidad	Agua de lluvia	Aguas pluviales	Aguas residuales combinadas	Aguas Residuales Municipales
Totales suspendidos (STS)	mg/L	<1	67-101	270-550	120-400
Demanda Biológica de Oxígeno (5-d, 20°C) (DBO)	mg/L	1-13	8-10	60-220	110-350
Demanda Química de Oxígeno (DQO)	mg/L	9-16	40-73	260-480	250-800
Nitrógeno Total Kjeldah (TKN)	mg/L		0.40-1.00	4-17	20-70
Nitratos	mg/L		0.05-1.0	0.48-0.91	0
Fosforo total	mg/L	0.02-0.15	0.67-1.66	1.2-2.8	4-12
Metales					
Cobre	µg/L		27-33		
Plomo	µg/L	30-70	30-144	140-600	
Zinc	µg/L		135-226		
Coliformes Fecales	No. /100 mL		10 <sup>3</sup> -10 <sup>4</sup>	10 <sup>5</sup> -10 <sup>6</sup>	10 <sup>5</sup> -10 <sup>8</sup>

Fuente: (Metcalf & Eddy, 2014)

#### 2.2.4.1. pH

La concentración del ion-hidrogeno es un parámetro de calidad importante tanto en aguas como en aguas residuales. Usualmente, la concentración del ion hidrogeno se expresa como pH, el cual se define como el logaritmo negativo de la concentración del ion hidrogeno (ecuación 1).

$$pH = -\log_{10}[H^+] \quad (1)$$

El rango adecuado de pH para la existencia de vida biológica es de 6 a 9 típicamente. Por otro lado, en aguas residuales un pH bajos dificulta el tratamiento biológico, y si la concentración no es modificada en la descarga, el efluente de aguas

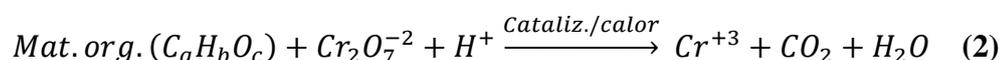
residuales puede alterar la concentración del pH en las aguas naturales receptoras (Metcalf & Eddy, 2014). El rango de pH permitido en efluentes de aguas residuales tratadas varía desde 6.5 a 8.5 (MINAM, 2010).

#### 2.2.4.2. Conductividad eléctrica

La conductividad eléctrica (CE) en el agua, es una medida de su habilidad para conducir la corriente eléctrica. Hoy en día la CE es uno de los parámetros importantes que indica la presencia de sustancias inorgánicas, ya que cuando incrementa la concentración de iones en solución, la CE también incrementa. La CE se expresa comúnmente en milisiemens por metro (mS/m) y debido a su simplicidad, las mediciones de CE se han vuelto frecuentes en investigaciones relacionadas con la calidad del agua (Hem, 1985; Marandi et al., 2013).

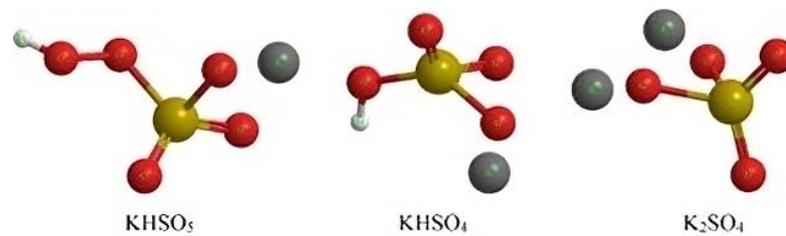
#### 2.2.4.3. Demanda Química De Oxígeno

La demanda química de oxígeno (DQO) es un parámetro analítico crítico para la evaluación de la calidad del agua. La DQO representa el grado de contaminación orgánica en los cuerpos de agua, ya que estiman su grado de oxidación química (da Silva et al., 2011; J. Li et al., 2018). La norma ISO 6060 define la DQO como la cantidad específica de oxidante que reacciona con una muestra en condiciones controladas. Los agentes oxidantes más utilizados suelen ser, el dicromato ( $E_0 = 1.36 \text{ V}$ ); permanganato ( $E_0 = 1.51 \text{ V}$ ); o cerio ( $E_0 = 1.44 \text{ V}$ ); donde  $E_0$  es el potencial de reducción estándar. El dicromato potásico es el que proporciona mejores resultados. Para facilitar la oxidación química se suele emplear un catalizador (sulfato de plata). La reacción química empleando dicromato de potasio como agente oxidante se expresa según la ecuación 2.



### 2.2.5. Oxone

El Oxone es una sal triple de potasio ( $2KHSO_5 \cdot KHSO_4 \cdot K_2SO_4$ ) (Figura 1). Esta sal es estable en un buen rango de pH, se disuelve fácilmente en agua y no es toxica (Domingues et al., 2022). El principio activo del oxone se encuentra en la sal de peroximonosulfato (PMS;  $KHSO_5$ ) debido al enlace peroxo ( $-O-O-$ ) (Flanagan et al., 1984). La activación de la sal de PMS genera radicales como hidroxilo ( $\bullet OH$ ), sulfato ( $\bullet SO_4^-$ ) y radicales de pentóxido de azufre ( $\bullet SO_5^-$ ) (Manos et al., 2020). La Tabla 2 describe algunas propiedades del PMS.



**Figura 1.** Estructura molecular del OXONE  
Fuente: (Wacławek et al., 2015)

**Tabla 3.** Propiedades del PMS

Propiedades	PMS
Estructura	
Formula	$HSO_5^-$
Especies reactivas de oxígeno	$\bullet OH$ , $\bullet SO_4^-$ y $\bullet SO_5^-$
Peso molecular (g/mol)	113,07 (307.38 como Oxone)
Solubilidad en agua (g/L)	>250 a 20 °C (basado en Oxone)
Potencial de oxidación (V)	1.82

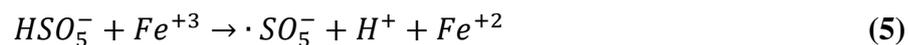
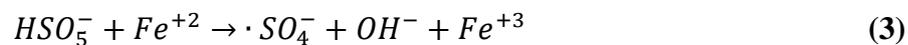
Fuente: (Ghanbari & Moradi, 2017)

## 2.2.6. Métodos de activación para Oxone

Los métodos de activación de Oxone pueden variar entre la catálisis homogénea o heterogénea con metales de transición, la radiación UV, el ultrasonido, la conducción de electrones, y la catálisis heterogénea libre de metales (Ghanbari y Moradi 2017).

### 2.2.6.1. Activación con metales de transición.

La aplicación de metales de transición en la activación de PMS ah sido ampliamente utilizada (Bouzayani et al., 2019; Sang et al., 2020; J. Wang y Wang 2018), tal es así que el proceso más común es utilizando el Fe(II) como catalizador homogéneo y heterogéneo por su abundancia, efectividad y baja toxicidad (Xiao et al., 2020). Las ecuaciones (3), (4) y (5) describen los pasos para la generación de radicales a partir de la activación de PMS con una sal de Fe(II).



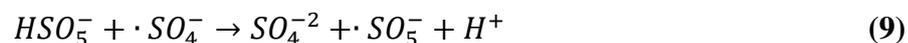
Factores como el pH, la carga del catalizador de hierro, la concentración del PMS y la concentración inicial del contaminante, afectan la eficiencia de degradación del PMS. Considerando el factor de pH, en sistemas homogéneos el proceso de degradación es mayor en ambientes ácidos (Brillas, 2022). A valores de pH inferiores a 2.5 se presenta la formación de complejos ferrosos y a valores de pH superiores a 3.5 se provoca la precipitación del  $Fe^{+3}$ , según las ecuaciones (6) y (7) (Lin et al., 2022).





En sistemas heterogéneos, donde se utiliza soportes para inmovilizar el Fe, la precipitación de este no es un inconveniente. Aun así, un valor de pH ácido es más propicio, con el fin de evitar la formación de complejos sobre la superficie del catalizador a valores de pH altos, reduciendo así la generación de radicales (Xiao et al., 2020). Así mismo, a pH ácidos se debe tener cuidado con la lixiviación del metal y evitar la desactivación del catalizador heterogéneo.

En cuanto al efecto de la carga del catalizador y la concentración de PMS, si bien es cierto, la eficiencia del proceso aumentaría con el aumento de estos parámetros. Sin embargo, un exceso de  $Fe^{+2}$  en la solución reaccionará con los radicales  $\cdot SO_4^-$  (Ecuación 8), lo que resultará en una disminución de la eficiencia de degradación del contaminante. Por otro lado, un exceso de PMS en el medio igualmente reaccionaría con los radicales  $\cdot SO_4^-$  (Ecuación 9), disminuyendo la eficiencia de degradación.



#### 2.2.6.2. Activación por radiación

La radiación solar, la radiación ultravioleta (UV) y la radiación por microondas, también promueven la activación de PMS. La activación por radiación permite la formación de radicales, contribuyendo al aumento de la solubilidad de la materia orgánica, además aumenta la temperatura de la solución, por consiguiente la velocidad de reacción se incrementa logrando un buen nivel de degradación orgánica (Lozinski et al., 2019; Poblete et al., 2019).

### **2.2.6.3. Activación por ultrasonido**

En la activación del PMS por ultrasonido se produce un fenómeno de cavitación que incluye la nucleación, el crecimiento y el colapso de las burbujas en un líquido, elevando así la temperatura y la presión, lo que permite la generación de radicales en solución (Joshi y Gogate 2019; Tripathy et al., 2019; Songlin et al., 2008).

### **2.2.6.4. Activación con catalizadores a base de carbono**

El uso de catalizadores a base de carbono evita la lixiviación del metal durante la reacción para la generación de radicales (Rocha et al., 2019), esto en comparación con los catalizadores metálicos. Asimismo, los materiales de carbono cuentan con grandes áreas superficiales, buena estabilidad tanto en ambientes ácidos como alcalinos además de una estabilidad estructural a altas temperaturas (Dhiman et al., 2022; Xin et al., 2021). Entre los catalizadores basados en carbono utilizados en la activación de PMS, están los basados en óxido de grafeno reducido, carbón activado y biocarbón.

### **2.2.7. Biocarbón como catalizador**

El biocarbón es un sólido poroso rico en carbono procedente de la conversión termoquímica de la biomasa (Zheng et al., 2020), además, ciertas propiedades del biocarbón han demostrado su potencial aplicación como catalizador para la activación PMS (Huong et al., 2020; Ouyang et al., 2019; S. Wang & Wang, 2020). Investigaciones anteriores informaron de la presencia de radicales libres persistentes (RLP) en el biocarbón (R.-Z. Wang et al., 2019) pueden activar el PMS, generando radicales  $\cdot SO_4^-$  (Fang et al., 2014; Fang, Liu, Gao, Dionysiou, y Zhou 2015). Los catalizadores basados en biocarbón se pueden dividir en biocarbón prístino, biocarbón dopante con heteroátomos y catalizadores compuestos de biocarbón.



La producción de biocarbón es simple; la biomasa se lava, tritura, tamiza y piroliza directamente en un horno tubular o mufla. Para eliminar las impurezas inorgánicas residuales y el silicato, el biocarbón puede ser lavado con HCl e KOH (K. Li et al., 2021). La pirólisis incompleta de la biomasa producirá RLP, cuya vida media varía de varias horas a varios días. Los RLP son los factores clave que afectan la capacidad de activación del biocarbón (Fang et al., 2014), considerando que los RLP podrían ser los centros redox para descomponer el oxidante (Fang et al., 2015). Por otro lado, el rendimiento catalítico de un biocarbón está muy relacionado con el grado de grafitización (R.-Z. Wang et al., 2019). Las estructuras grafitadas pueden estimular la transferencia directa de electrones entre los contaminantes y el PMS, también pueden promover la transferencia de electrones al aumentar la densidad de carga de los átomos de C (Y. Li et al., 2020). Además, las estructuras grafitadas podrían estabilizar los radicales y los electrones, aumentando así la eficiencia de los radicales activos en la degradación de los contaminantes (Gan et al., 2019).

#### **2.2.8. Métodos avanzados de tratamiento de aguas residuales.**

Los métodos tradicionales y convencionales para tratar las aguas residuales son efectivos hasta cierto punto. Se utilizan hasta el día de hoy para eliminar la mayor parte de los contaminantes presentes en los efluentes. Sin embargo, la creciente escasez de agua llevó a la necesidad de reutilizar el agua, lo que conlleva a un tratamiento más intenso de las aguas residuales. Por consiguiente, se encontraron métodos de tratamiento avanzados que pueden introducirse después del tratamiento secundario que ayudan a eliminar aún más los contaminantes orgánicos, materiales tóxicos u otros nutrientes presentes en pequeñas concentraciones. Uno de los tratamientos avanzados que va tomando relevancia actualmente son los procesos de oxidación avanzada (Badmus et al., 2018).



### 2.2.8.1. Mecanismo del Proceso de oxidación avanzada (POA)

Un POA implica la liberación de especies reactivas de oxígeno, en cantidades suficientes para tratar los efluentes. Las especies reactivas son radicales libres que tienen un alto potencial redox, lo que significa que pueden oxidar fácilmente otras moléculas. Estos radicales son la clave para iniciar el proceso de oxidación avanzada (Moreira et al., 2017; Ortiz et al., 2019). Reducen los contaminantes tóxicos complejos a sustancias simples no tóxicas. También se encuentran que no son selectivos. Estos radicales tienen al menos un solo electrón desapareado que es responsable del proceso de oxidación. Comúnmente, estos radicales son el radical hidroxilo ( $\cdot OH$ ), radical alcoxilo ( $\cdot RO$ ), radical anión superóxido ( $\cdot O_2^-$ ), radical sulfato  $\cdot SO_4^-$  etc. El radical hidroxilo ( $\cdot OH$ ) es el segundo oxidante más fuerte conocido con un potencial de oxidación de 2.8 V después del flúor (Latimer, 1952). Sin embargo, tienen una vida útil corta (Janzen et al., 1992). Por otro lado, tenemos al radical sulfato ( $\bullet SO_4^-$ ) cuyo potencial de oxidación varía entre 2.5 – 3.1 V y tiene una vida media más larga, además de trabajar en un rango amplio de pH (Olmez-hanci y Arslan-alaton 2013). La vía más común para generar el radical  $\bullet SO_4^-$  es a través de la activación del PS o PMS (J. Wang & Wang, 2018).

El mecanismo de destrucción de los contaminantes es cuando inicialmente se combinan con compuestos de carbono y forman (R-HO) en presencia de oxígeno. Reaccionan aún más y forman más especies reactivas y destruyen los contaminantes (Khan et al., 2019; S. Li et al., 2022).

## CAPITULO III

### MATERIALES Y MÉTODOS

#### 3.1. AMBITO DE ESTUDIO

##### 3.1.1. Ubicación de la zona de estudio

El sistema de lagunas de estabilización para el tratamiento de aguas residuales “Espinar” (Figura 2) se encuentra en la ciudad de Puno, ubicada en el extremo sur de la ciudad. Limita al Este con la ciudad de Puno, al Oeste con la isla el Espinar, al Norte y al Sur con la bahía interior de Puno (BIP). Asimismo, se encuentra a 3 810.22 m s.n.m., el clima de la zona es de tipo lluvioso, frío y seco (Castro et al., 2021). Estas lagunas de estabilización se encuentran operando desde el año 1972, en ese entonces servían a un 40-45% de la población; luego, entre 1995 y 1996 se rehabilitó las lagunas ampliando el sistema de tratamiento hasta cubrir cerca del 70% del total de aguas servidas de la ciudad de Puno (Ordoñez-Huaracha, 2013). Las coordenadas de los puntos de muestreo de ARM se muestra en la Tabla 4.



**Figura 2.** Ubicación de la zona de estudio (elaborado con Google Earth Pro)

**Tabla 4.** *Puntos muestreo en el sistema de lagunas de estabilización el Espinar*

Punto de Muestreo	Descripción del punto de muestreo	Latitud	Longitud
Afluente	ARM que ingresa al sistema de lagunas “el Espinar”	15°51'3.01"S	70° 0'21.81"O
Efluente	ARM que sale del sistema de lagunas “el Espinar”	15°51'11.21"S	69°59'54.67"O

Fuente: Elaboración propia

### 3.2. MATERIALES Y REACTIVOS

Para lograr los objetivos propuestos en este trabajo se utilizó material de vidrio como matraces (100 mL), probetas (100 mL), pipetas graduadas (5mL) entre otros. La sal de oxone ( $\text{HKO}_5\text{S} \cdot 0.5\text{HKO}_4\text{S} \cdot 0.5\text{K}_2\text{O}_4\text{S}$  ACS reagent, nivel de calidad de 200) fue adquirida de Sigma Aldrich. El kit para el análisis de DQO en un rango alto (20-800 mg/L de DQO) fue adquirido de la empresa soluciones químicas ambientales. El kit para DQO contenía ácido sulfúrico ( $\text{H}_2\text{SO}_4$  ACS reagent, 95.0-98.0%), dicromato de potasio ( $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$  ACS reagent,  $\geq 99.0\%$ ), sulfato de plata ( $\text{Ag}_2\text{SO}_4$  ACS reagent, 99%) y sulfato de mercurio ( $\text{HgSO}_4$  puriss.,  $\geq 98\%$ ). Para la curva de calibración de DQO se utilizó biftalato de potasio ( $\text{HOOC}_6\text{H}_4\text{COOK}$  puris. p. a.,  $\geq 99.5\%$ ) y fue adquirido de Sigma Aldrich.

### 3.3. METODOLOGÍA

#### 3.3.1. Determinar las características fisicoquímicas de las ARM tratadas por el sistema de lagunas de estabilización de la ciudad de Puno

Las muestras de ARM se obtuvieron del afluente y efluente del sistema de lagunas de estabilización “Espinar”. Las muestras se colectaron en botellas limpias rotuladas de un litro y se transportaron a una temperatura inferior de 4 °C.



El muestreo se realizó en el mes de marzo del 2023. Los parámetros fisicoquímicos se analizaron de acuerdo con los métodos estándar para análisis de agua y aguas residuales (Baird et al., 2017). El pH de las muestras de ARM se midió utilizando un pHmetro marca Metrohm modelo 914. La CE se evaluó con un conductímetro marca Hach modelo Sens ion5.

La DQO se analizó mediante el método micro DQO por digestión sellada y espectrometría (APHA 5220D, 2018). Los viales para el análisis de DQO fueron para un rango alto (20-800 mg/L de DQO), los viales de DQO se digitaron por 2 horas a 150 °C en un digestor VELP Scientifica DK6. Luego de la digestión, los viales fueron enfriados a temperatura ambiente. Para la lectura de absorbancias se empleó un espectrofotómetro UV-Vis UNICO 2802.

El método para el análisis de DQO fue previamente validado teniendo en cuenta la longitud de onda óptima (600 nm), linealidad ( $r^2 = 0.9998$ ), sensibilidad (LD = 34.32 mg/L y LC = 78.10 mg/L) y precisión (RSD = 0.85). Los parámetros de la validación estuvieron dentro de los estándares establecidos por la USP (The United States Pharmacopeia, 2015), los valores de intercepto y pendiente para el cálculo de la concentración de DQO fueron 0.001 y 0.00029316 respectivamente.

Los análisis de laboratorio fueron realizados en el laboratorio de control de calidad de la Facultad de Ingeniería Química. Los resultados obtenidos de pH, CE y DQO se compararon con los límites máximos permisibles (LMP) para efluentes de PTAR (D.S.N° 003-2010-MINAM). Para determinar si existe o no diferencia significativa entre los parámetros fisicoquímicos de los lixiviados, se aplicó la estadística básica descriptiva.



### **3.3.2. Determinar los efectos de la concentración de oxone, la concentración de biocarbón de lodo de PTAR y el pH en la eficiencia de eliminación de DQO en las ARM tratadas por el sistema de lagunas de estabilización de la ciudad de Puno**

Las corridas experimentales se realizaron en los laboratorios de Hidro geoquímica y Sanidad vegetal, situados en el mega-laboratorio de la Universidad Nacional del Altiplano. Para realizar cada experimento; en un matraz de 100 mL se agregó inicialmente el oxone (PMS  $\geq 90\%$ ), se añadió 50 mL de muestra de ARM, se ajustó el pH y por último se adicionó el catalizador (biocarbón de lodos de PTAR). Posteriormente, los matraces se agitaron a 25 °C y 120 rpm por 2 horas. Después de la reacción, se extrajo 2.5 ml de muestra y se analizó el nivel de DQO.

El biocarbón fue sintetizado previamente utilizando lodos de la PTAR Escalerilla de Arequipa, para ello el lodo fue secado, triturado y tamizado a través de una malla 200, este polvo de lodo fue tratado con KOH (relación molar 1:1), posteriormente fue carbonizado a 500 °C bajo una atmosfera autogenerada en una mufla eléctrica.

#### **3.3.2.1. Diseño Experimental con la Metodología de Superficie de Respuesta**

Para estimar los efectos principales e interactivos de los parámetros en la respuesta, se empleó un diseño Box-Behnken para tres factores ([Oxone], [Biocarbón] y pH]), cada experimento se realizó por triplicado y el punto central se ensayó seis veces. Se utilizó el software MINITAB para establecer la matriz experimental y el análisis de datos. los resultados se evaluaron estadísticamente con múltiples  $R^2$  ajustado,  $R^2$  y pruebas de ruido para evaluar la adecuación del modelo. Se utilizó el valor de p como herramienta para verificar la importancia de los coeficientes. La tabla 5 muestra el número de corridas realizadas.



**Tabla 5. Diseño experimental**

Corrida	X1	X2	X3	[OXONE] (mM)	[BIOCARBÓN] (g/L)	pH
1	-1	-1	0	10	1	5
2	1	-1	0	20	1	5
3	-1	1	0	10	3	5
4	1	1	0	20	3	5
5	-1	0	-1	10	2	4
6	1	0	-1	20	2	4
7	-1	0	1	10	2	6
8	1	0	1	20	2	6
9	0	-1	-1	15	1	4
10	0	1	-1	15	3	4
11	0	-1	1	15	1	6
12	0	1	1	15	3	6
13	0	0	0	15	2	5
14	0	0	0	15	2	5

Fuente: Elaboración propia

## CAPITULO IV

### RESULTADOS Y DISCUSIÓN

#### 4.1. CARACTERÍSTICAS FISICOQUÍMICAS DE LAS ARM TRATADAS POR EL SISTEMA DE LAGUNAS DE ESTABILIZACIÓN DE LA CIUDAD DE PUNO.

La Tabla 6 muestra los valores máximos, mínimos, promedio y desviación estándar obtenidos de las características fisicoquímicas (pH, CE y DQO) en dos puntos de muestreo del sistema de lagunas del “Espinar” (afluente y efluente). Así mismo, estos valores son comparados con los límites máximos permisibles para efluentes de PTAR según la legislación peruana.

**Tabla 6.** Características fisicoquímicas del sistema de lagunas del “Espinar”

Parámetro	LMP Efluentes de PTAR, 2010		Min.	Promedio	Desviación Estándar	n
	Max.					
<b>Afluente a el sistema de lagunas de estabilización “Espinar”</b>						
pH	6.5-8.5	7.78	7.30	7.48	0.26	3
CE (µS/cm)	-	769	763	766.33	3.06	3
DQO (mg/L)	200	776.02	741.91	761.81	17.75	3
<b>Efluente del sistema de lagunas de estabilización “Espinar”</b>						
pH	6.5-8.5	6.75	6.71	6.73	0.02	3
CE (µS/cm)	-	1460	1435	1448.33	12.58	3
DQO (mg/L)	200	238.77	221.72	230.25	8.53	3



El pH promedio del afluente al sistema de lagunas de estabilización “Espinar” fue de 7.48, valor ligeramente inferior a 7.81 reportado por Ticona Carrizales et al. (2021). Por otro lado, el pH promedio encontrado en el efluente de la laguna fue de 6.73, un valor cercano al neutro, este valor es inferior al pH de 7.59 en el efluente de la laguna reportado por Ticona Carrizales et al. (2021). El pH del efluente obtenido por este estudio se encuentra dentro del LMP para efluentes de PTAR (MINAM, 2010).

Con respecto a la CE en el afluente y efluente de la laguna, el valor promedio de CE del efluente (1448.33  $\mu\text{S}/\text{cm}$ ) se incrementa respecto al afluente (766.33  $\mu\text{S}/\text{cm}$ ), este comportamiento anómalo se explicaría por una mayor presencia de aniones en el efluente. Además, se debe considerar que el sistema de tratamiento de las lagunas del Espinar, vienen operando por más 50 años y según los estudios realizados por Manungufala et al. (2011) en una planta de tratamiento de aguas residuales para una población pequeña, mostraron que esta era eficiente en la remoción de metales pesados, pero no con la remoción de aniones.

Por otro lado, los valores de CE de este estudio difieren con lo reportado por Ticona Carrizales et al. (2021), dado que dichos investigadores reportaron una disminución, aunque mínima, de la CE del efluente (1337.50  $\mu\text{S}/\text{cm}$ ) respecto al afluente (1493  $\mu\text{S}/\text{cm}$ ) del sistema de tratamiento en lagunas del Espinar, Puno. De igual manera, un estudio realizado en Marruecos por Hachi et al. (2023) que evaluaron el desempeño de un sistema de tratamiento de aguas residuales con lagunas, mostró que no hubo una disminución significativa de la CE del efluente 2939.58  $\mu\text{S}/\text{cm}$  respecto al afluente 3055.3  $\mu\text{S}/\text{cm}$ . En tal sentido, se debe examinar con mayor interés el comportamiento de la CE en el sistema de tratamiento de aguas residuales por lagunas de estabilización el Espinar de la ciudad de Puno.



En relación a la DQO, el valor de este parámetro disminuye en el efluente (230.25 mg/L) respecto al efluente (761.81 mg/L), indicando que las lagunas son comparativamente eficientes en la eliminación de DQO, pero no suficientes para cumplir con el LMP (200 mg/L) para efluentes de de PTAR (MINAM, 2010). El valor de DQO encontrado en el efluente de este estudio, concuerdan con Tapia Huacoto (2022), quien examino la calidad de las aguas residuales del sistema de lagunas el Espinar de Puno y analizó la DQO en el efluente, encontrando un valor de 230 mg/L. Algunos estudios confirman que, si bien es cierto los sistemas de tratamiento con lagunas son eficientes en la eliminación de DQO, estas no son suficientes para cumplir con la normativa vigente para efluentes de PTAR. Tal es el caso de Moran & Guerrero (2022), quienes evaluaron el rendimiento de la PTAR del cantón Jipijapa, Manabí, Ecuador, donde la DQO en el afluente ascendía a 1287 mg/L y a la salida de las lagunas de estabilización y maduración obtenían una DQO 271 mg/L, incumpliendo con la normativa de dicho país. Otro artículo que corrobora este estudio es el publicado por Oliveira & von Sperling (2011), donde evalúan el performance de diferentes sistemas de tratamiento e incluyen el sistema de lagunas anaeróbica y facultativa, obteniendo valores de DQO del efluente respecto al afluente de 309 y 1095 mg/L respectivamente.

#### **4.2. DETERMINAR LOS EFECTOS DE LA CONCENTRACIÓN DE OXONE, LA CONCENTRACIÓN DE BIOCARBÓN DE LODO DE PTAR Y EL PH EN LA EFICIENCIA DE ELIMINACIÓN DE DQO EN LAS ARM TRATADAS POR EL SISTEMA DE LAGUNAS DE ESTABILIZACIÓN DE LA CIUDAD DE PUNO.**

##### **4.2.1. Síntesis de biocarbón de lodo de PTAR**

Para determinar la eficiencia de eliminación de DQO en las ARM, mediante la activación de oxone con biocarbón de lodo de PTAR, previamente se sintetizo el

biocarbón el cual fue caracterizado mediante microscopía electrónica de barrido de emisión de campo (FESEM) y difracción de rayos X (DRX).

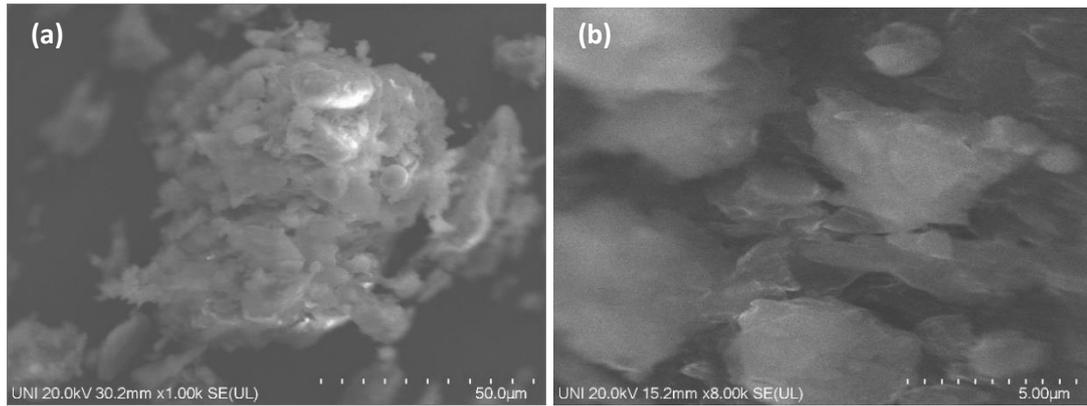
#### **4.2.1.1. Microscopía electrónica de barrido de emisión de campo**

##### **➤ Lodo de PTAR (lodos)**

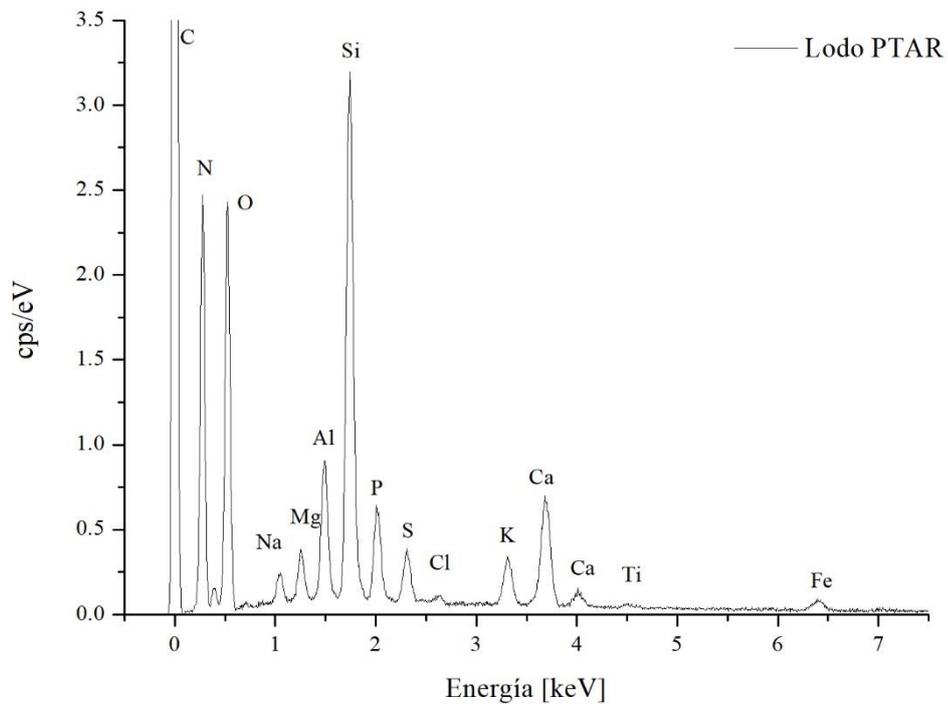
El lodo utilizado para la síntesis del catalizador de biocarbón fue caracterizado mediante microscopía electrónica de barrido de emisión de campo. La Figura 3(a) y (b), muestran la morfología inicial de la muestra de lodo de una PTAR, observando superficies amorfas subangulares con tamaños de partícula en el rango de  $5\mu\text{m}$  -  $50\mu\text{m}$ .

La composición elemental de la muestra de lodo de una PTAR fue examinada mediante espectroscopia de rayos X de energía dispersiva, el espectro SEM-EDS se muestra en la Figura 4, el análisis determino que este se constituye principalmente de C, O, Si, Al, N y Ca (Tabla 7). El porcentaje alto de carbono y oxígeno en el lodo, 46.26% y 26.42% respectivamente, puede ser aprovechado para la producción de biocarbón. Además, se observó la presencia de elementos foto-activadores como Ti (0.05%) y Fe (0.21%).

Esta composición similar en muestras de lodos de una PTAR, también fue reportada por Onchoke et al. (2018), encontrando 41.9% de C, 37.6% de O, 0.2 % de Ti y 0.7% de Fe.



**Figura 3.** SEM del lodo (a) 50µm y (b) 5µm



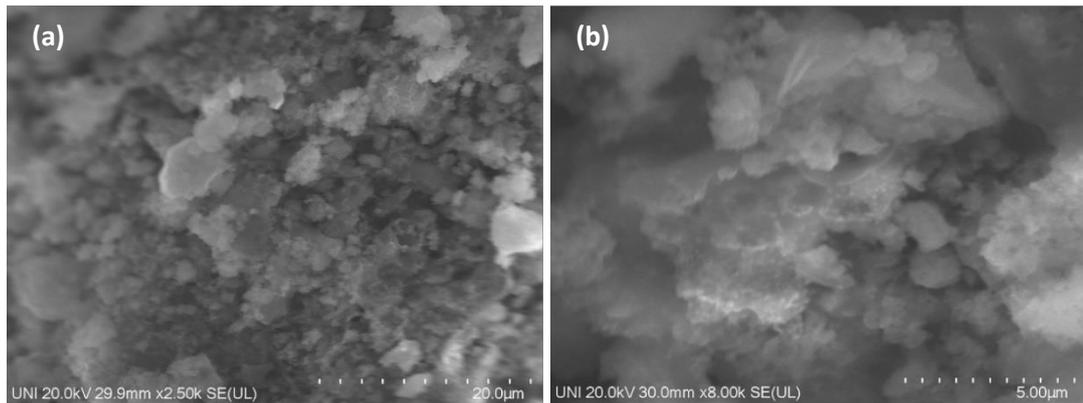
**Figura 4.** Composición elemental del lodo de PTAR

**Tabla 7.** *Composición elemental del lodo de una PTAR*

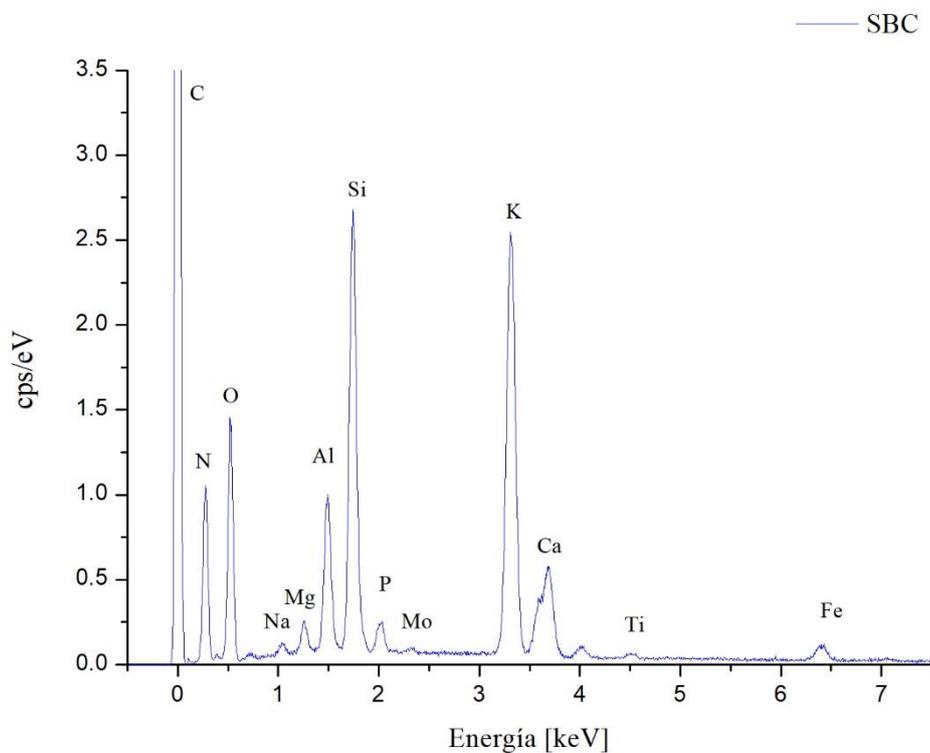
Elemento	Lodo PTAR	
	% Masa	% Atómico
Carbono	46.26	58.25
Nitrógeno	4.41	4.76
Oxígeno	27.95	26.42
Sodio	0.96	0.63
Magnesio	1.07	0.67
Aluminio	2.65	1.49
Silicio	7.89	4.25
Fosforo	1.82	0.89
Azufre	0.97	0.46
Cloro	0.13	0.06
Potasio	1.17	0.45
Calcio	3.78	1.43
Titanio	0.16	0.05
Fierro	0.78	0.21

➤ **Biocarbón (SBC)**

La morfología de SBC se muestra en la Figura 5(a) y (b), en las imágenes SEM se observa que consiste en partículas sólidas con superficies rugosas y porosas de forma irregular formando hojuelas de un tamaño aproximado de 3.6  $\mu\text{m}$ . El espectro SEM-EDS de la muestra del biocarbón SBC se muestra en la Figura 6.



**Figura 5.** SEM catalizador de biocarbón SBC (a) 20µ y (b) 5µm.



**Figura 6.** Composición elemental del catalizador de biocarbón SBC

El análisis de composición elemental determino que, SBC se constituye principalmente de C, O, Si, K, Al, Ca y Fe (Tabla 8). Todos los componentes elementales de SBC también estaban presentes en la muestra de Lodo de PTAR. Por otro lado, cabe destacar que los elementos fotoactivadores Ti y Fe fueron detectados en mayor porcentaje

en SBC con respecto al lodo de PTAR. Este comportamiento es consistente con estudios previos (Cho et al., 2019; J Wang et al., 2020).

**Tabla 8.** *Composición elemental del biocarbón de lodo*

Elemento	SBC	
	% Masa	% Atómico
Carbono	29.35	45
Oxígeno	28.1	32.34
Sodio	0.41	0.33
Magnesio	0.79	0.6
Aluminio	4.32	2.95
Silicio	10.16	6.66
Fosforo	0.39	0.23
Potasio	18.22	8.58
Calcio	5.02	2.31
Titanio	0.26	0.1
Hierro	2.38	0.79
Molibdeno	0.59	0.11

#### 4.2.1.2. Fases cristalinas mediante difracción de rayos X (DRX)

Las fases cristalinas en la muestra de lodo fueron examinadas a través del análisis de Rietveld (con el software HighScore de Malvern Panalytical), los resultados se muestran en la Tabla 9. El difracto-grama de la muestra de lodo mostro un pico ancho alrededor de  $21.6^\circ$ , indicando que la especie de carbono principal es el carbono amorfo (Y. Li et al., 2020). El Aluminosilicato de potasio sodio y calcio, el fosfato de amonio y magnesio hidratado y el óxido de silicio son las fases cristalinas que componen en mayor

medida la muestra de lodo de lodo de PTAR. Estos minerales también fueron encontrados en lodos de dos PTAR rurales en el este de Texas por Onchoke et al. (2018).

**Tabla 9.** *Fases cristalinas en la muestra de lodo de PTAR*

Código de referencia	Fase cristalina	% de fase cristalina en la muestra de lodo
04-024-5400	Aluminosilicato de potasio sodio y calcio ( $K_{0.11}Na_{0.81}Ca_{0.04}AlSi_3O_8$ )	46.24
01-075-8320	Oxido de silicio ( $SiO_2$ )	10.68
04-012-8072	Carbonato de calcio ( $CaCO_3$ )	6.64
00-015-0762	Fosfato de amonio y magnesio hidratado ( $NH_4MgPO_4 \cdot 6H_2O$ )	36.22
01-076-6038	Silicato de aluminio y magnesio ( $Mg_2(Al_4Si_5O_{18})$ )	0.23

Por otro lado, las fases cristalinas en el biocarbón de lodo (SBC) a través del análisis de Rietveld se muestran en la Tabla 10. Según los resultados el aluminosilicato de calcio es la fase cristalina con mayor concentración presente en SBC, seguido de la presencia del  $TiO_2$ , esto debido a que, se encontró titanio en el análisis elemental EDS de la muestra de lodo. Entonces, se considera que luego del tratamiento de pirolisis a  $500^\circ C$  el titanio elemental paso a fase cristalina como  $TiO_2$ . Las señales o picos correspondientes al  $TiO_2$  en un biocarbón producido a partir de un lodo de una PTAR también fue reportado por J Wang et al. (2020).

**Tabla 10.** *Fases cristalinas en el biocarbón de lodo de PTAR*

Código de referencia	Fase cristalina	% de fase cristalina en SBC
00-049-1433	Oxido de Titanio (TiO <sub>2</sub> )	19.69
00-041-1486	Aluminosilicato de calcio (CaAl <sub>2</sub> Si <sub>2</sub> O <sub>8</sub> )	62.21
04-008-9817	Fosfato de sodio (Na <sub>3</sub> (PO <sub>4</sub> ))	11.74
01-077-8621	Silicon Oxide	4.34
01-084-3943	Sulfuro de fierro (FeS)	2.03

#### 4.2.2. Eficiencia de eliminación de DQO en las ARM

En este estudio, se investigó la eficiencia de eliminación de DQO mediante la activación de oxone con un biocarbón derivado de lodo. Para este proceso, se trabajó con una concentración inicial de DQO de 230.25 mg/L, se seleccionó una concentración de Oxone de 10 - 20 mM, una concentración de biocarbón de 1 - 3 g/L, y un rango de pH (4 - 6). De acuerdo con el diseño Box-Behnken, se requirieron 14 corridas, las cuales se ejecutaron por lotes y por triplicado. Las concentraciones de DQO final a las 2 horas de tratamiento y el porcentaje de eliminación de DQO para las tres repeticiones se muestran en la Tabla 11.

**Tabla 11.**  $DQO_F$  y % de eliminación de DQO en las ARM tratadas mediante la activación de oxone con biocarbón de lodo de PTAR.

Corrida Experimental	1ra repetición		2da repetición		3ra repetición	
	$[DQO]_F$ (mg/L)	% de Eliminación de DQO	$[DQO]_F$ (mg/L)	% de Eliminación de DQO	$[DQO]_F$ (mg/L)	% de Eliminación de DQO
1	179.08	22.22	180.79	21.48	177.38	22.96
2	144.97	37.04	143.27	37.78	150.09	34.81
3	170.55	25.93	173.97	24.44	167.14	27.41
4	127.92	44.44	126.21	45.19	115.98	49.63
5	196.14	14.81	180.79	21.48	177.38	22.96
6	136.44	40.74	139.85	39.26	126.21	45.19
7	170.55	25.93	180.79	21.48	170.55	25.93
8	136.44	40.74	139.85	39.26	122.8	46.67
9	170.55	25.93	160.32	30.37	160.32	30.37
10	153.5	33.33	150.09	34.81	139.85	39.26
11	162.03	29.63	150.09	34.81	150.09	34.81
12	153.5	33.33	150.09	34.81	150.09	34.81
13	153.5	33.33	156.91	31.85	143.27	37.78
14	144.97	37.04	156.91	31.85	160.32	30.37

Como se observa en la Tabla 11, el mayor porcentaje de eliminación de DQO de 49.63 % se obtuvo en la corrida 4 de la tercera repetición (20mM de Oxone, 3g/L de Biocarbón y pH 5) con una concentración de DQO final de 115.98 mg/L de DQO, este valor se encuentra por debajo del LMP para DQO (200mg/L) en efluentes de PTAR. No se encontró estudios previos donde se utilice el biocarbón de lodo como catalizador para la activación de PMS en la eliminación de DQO en ARM. Sin embargo, hubo una publicación donde utilizaron el biocarbón de residuos municipales como medio filtrante, tratando las ARM por cinco (05) días y observando una reducción de DQO del 90% (Manyuchi et al., 2018). Este resultado es superior al obtenido por este estudio; no obstante, cabe comentar que el tiempo de reacción en esta investigación fue de dos (02) horas y el biocarbón fue utilizado como catalizador, mas no como medio filtrante.

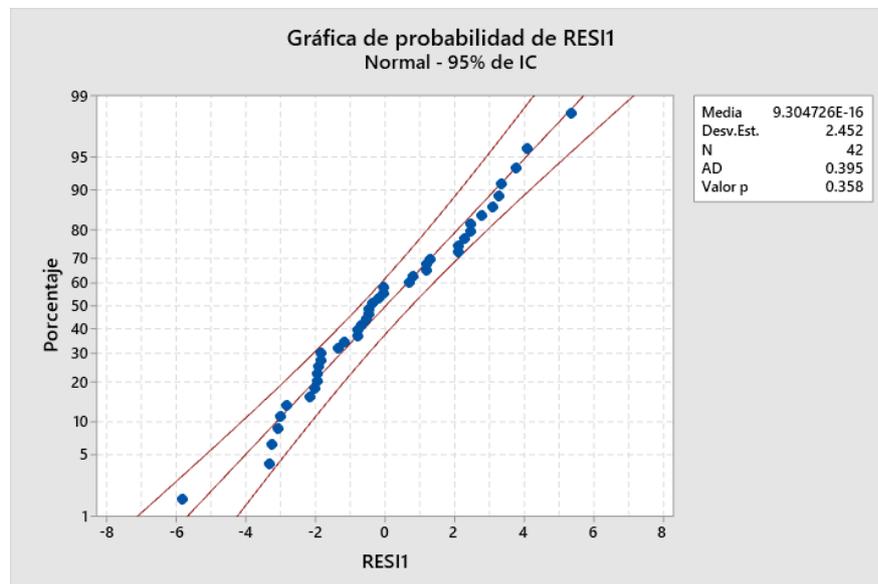
#### 4.2.2.1. Análisis estadístico

##### 4.2.2.1.1. Normalidad

Con los resultados obtenidos para la eliminación de DOO en ARM, se realizó el gráfico de probabilidades para determinar si los datos siguen una distribución normal (Figura 7), se considera las hipótesis estadísticas  $H_0$  y  $H_1$ :

Hipótesis nula ( $H_0$ ): los datos siguen una distribución normal.

Hipótesis alterna ( $H_1$ ): los datos no siguen una distribución normal.

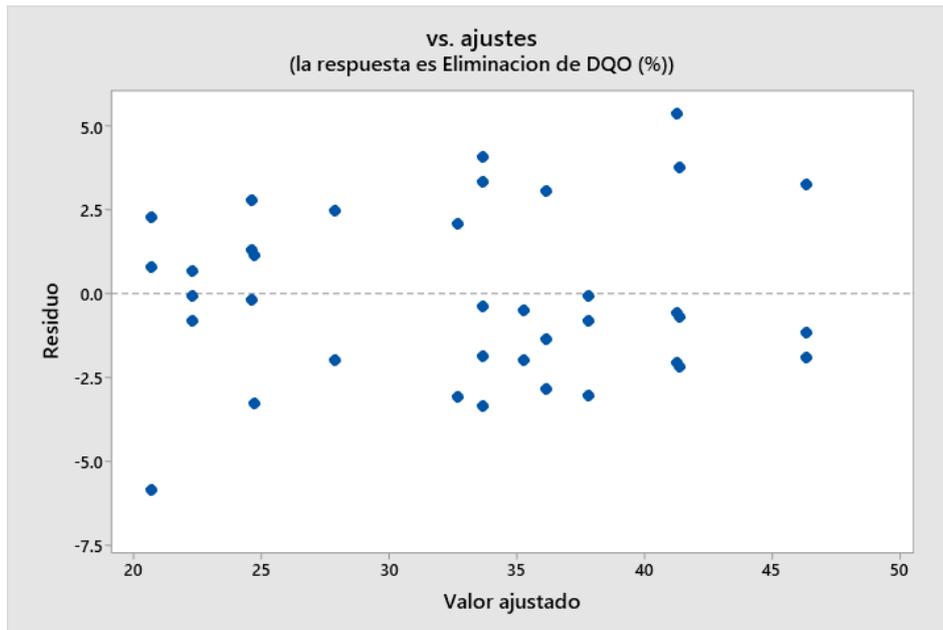


**Figura 7.** Grafica de distribución normal de los resultados.

Los datos están relativamente cerca de la línea de distribución normal ajustada. El valor observado de  $p = 0.358 > \alpha = 0.05$ . Por lo tanto, no se puede rechazar la hipótesis nula, es decir, los datos siguen una distribución normal.

##### 4.2.2.1.2. Varianza Constante

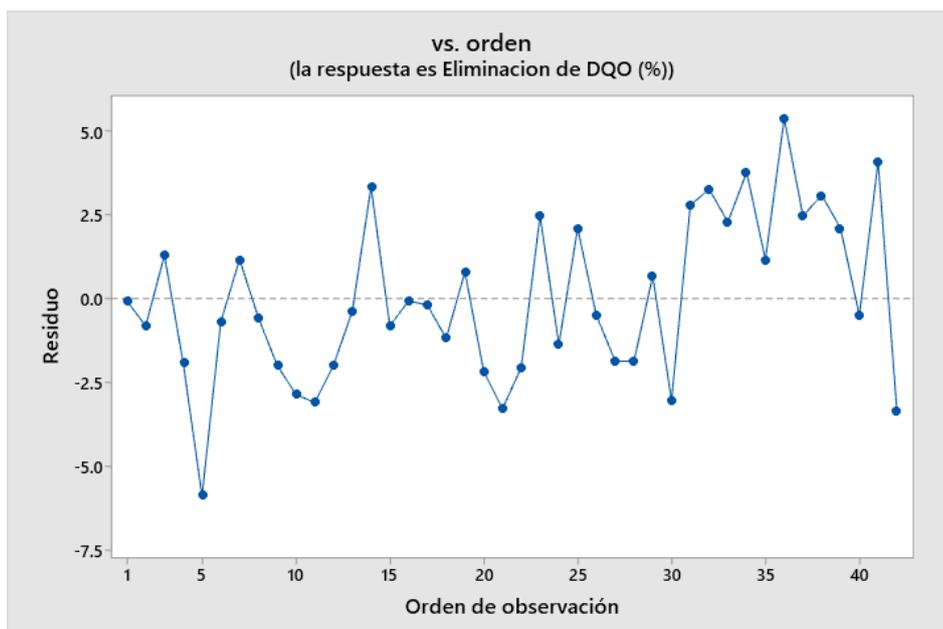
Los residuos están distribuidos aleatoriamente (Figura 8) y la varianza en los diferentes tratamientos son aproximadamente iguales.



**Figura 8.** Distribución de residuos

#### 4.2.2.1.3. Independencia

Los Residuos son independientes ya que no muestran tendencias ni patrones en el orden cronológico (Figura 9). Los puntos se ubican aleatoriamente alrededor de la línea central.



**Figura 9.** Residuos vs Orden de Observación.

#### 4.2.2.1.4. Análisis de Varianza (ANDEVA)

- **Planteamiento de la hipótesis**

Para probar la hipótesis de que las concentraciones de oxidante, bicarbon de lodo y el pH afectan en la eliminación de DQO, es que se realizó el análisis de varianza.

Las hipótesis son:

$H_0: T_1 = T_2 = \dots = T_{14},$     *Todos los tratamientos son iguales*

$H_1: T_1 \neq T_2 \neq \dots \neq T_{14},$     *Los tratamientos son diferentes*

$\alpha = 0.05,$     *nivel de significancia*

- **Análisis de varianza**

El análisis de varianza para los tratamientos de eliminación de DQO (Tabla 12) muestra que los valores de p son menores que el nivel de significancia (0.05). Entonces se concluye que los tratamientos difieren entre sí; es decir, la concentración del oxidante, la concentración del biocarbón y el pH influyen de manera significativa en la eliminación de DQO. Por lo tanto, se acepta la hipótesis alterna ( $H_1$ ), los tratamientos son diferentes.

#### 4.2.2.1.5. Resumen del modelo

La Tabla 13 muestra el resumen del modelo para la eliminación de DQO mediante la activación de Oxone con con biocarbón de lodo de PTAR. El R-cuadrado ajustado de 87.90%, entonces concluimos que el 87.90% de la variabilidad en la eliminación de DQO en la muestra de ARM esta influenciada por la concentración de Oxone, concentración de biocarbón y el pH.

**Tabla 12.** *Análisis de varianza para la eficiencia de eliminación de DQO*

<b>Fuente</b>	<b>GL</b>	<b>SC Ajust.</b>	<b>MC Ajust.</b>	<b>Valor F</b>	<b>Valor p</b>
Modelo	9	2364.03	262.67	34.11	0.000
Lineal	3	2285.60	761.87	98.92	0.000
[Oxone]	1	2085.14	2085.14	270.74	0.000
[Biocarbón]	1	177.05	177.05	22.99	0.000
pH	1	23.41	23.41	3.04	0.091
Cuadrado	3	12.46	4.15	0.54	0.659
[Oxone]*[Oxone]	1	8.79	8.79	1.14	0.293
[Biocarbón]*[Biocarbón]	1	0.01	0.01	0.00	0.973
pH*pH	1	4.84	4.84	0.63	0.434
Interacción de 2 factores	3	65.98	21.99	2.86	0.053
[Oxone]*[Biocarbón]	1	28.58	28.58	3.71	0.063
[Oxone]*pH	1	13.21	13.21	1.72	0.200
[Biocarbón]*pH	1	24.19	24.19	3.14	0.086
Error	32	246.46	7.70		
Falta de ajuste	3	22.50	7.50	0.97	0.420
Error puro	29	223.96	7.72		
Total	41	2610.49			

**Tabla 13.** *Resumen del modelo*

<b>S</b>	<b>R-cuad.</b>	<b>R-cuad. (ajustado)</b>	<b>R-cuad. (pred)</b>
2.77520	90.56%	87.90%	83.81%

#### 4.2.2.1.6. Diagrama de Pareto

Según la figura 10, la concentración de oxone, la concentración de biocarbón, el pH y las interacciones entre ellos influyen de manera significativa en la eliminación de DQO de las ARM tratadas.

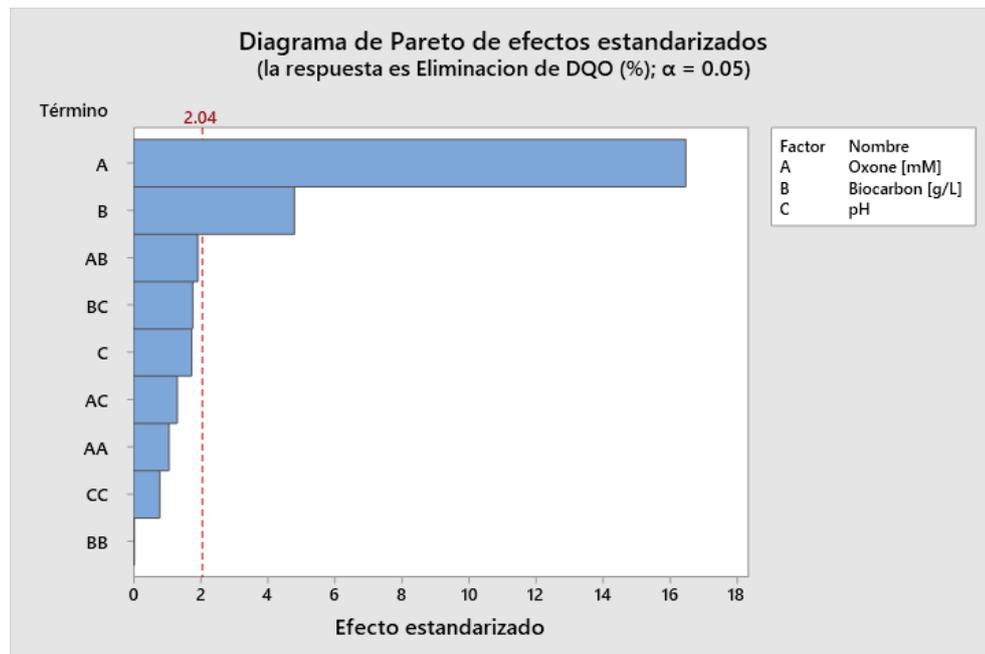
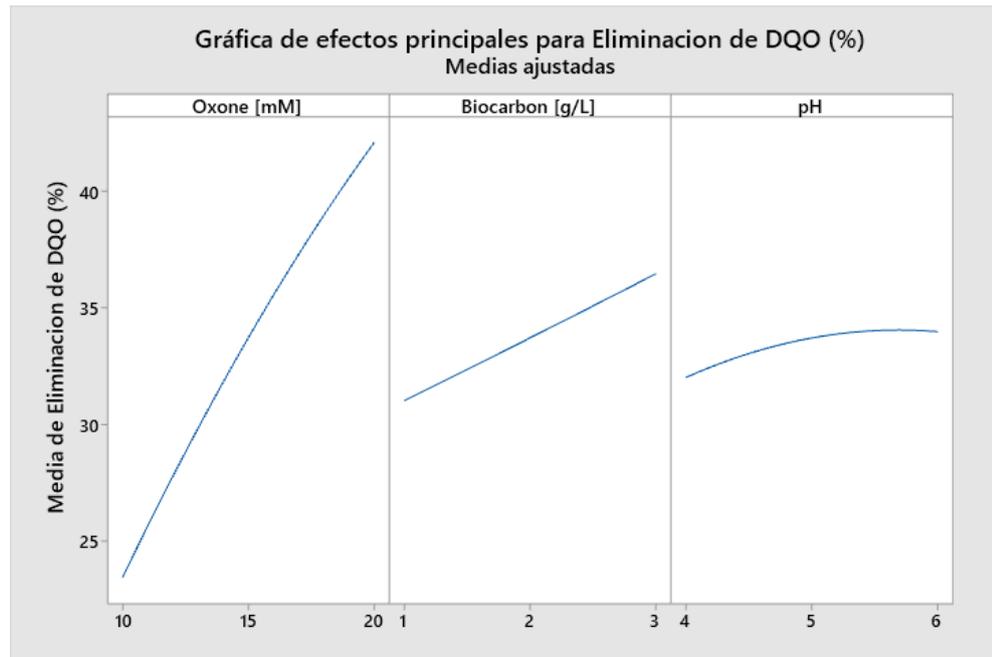


Figura 10. Diagrama de Pareto para los tratamientos.

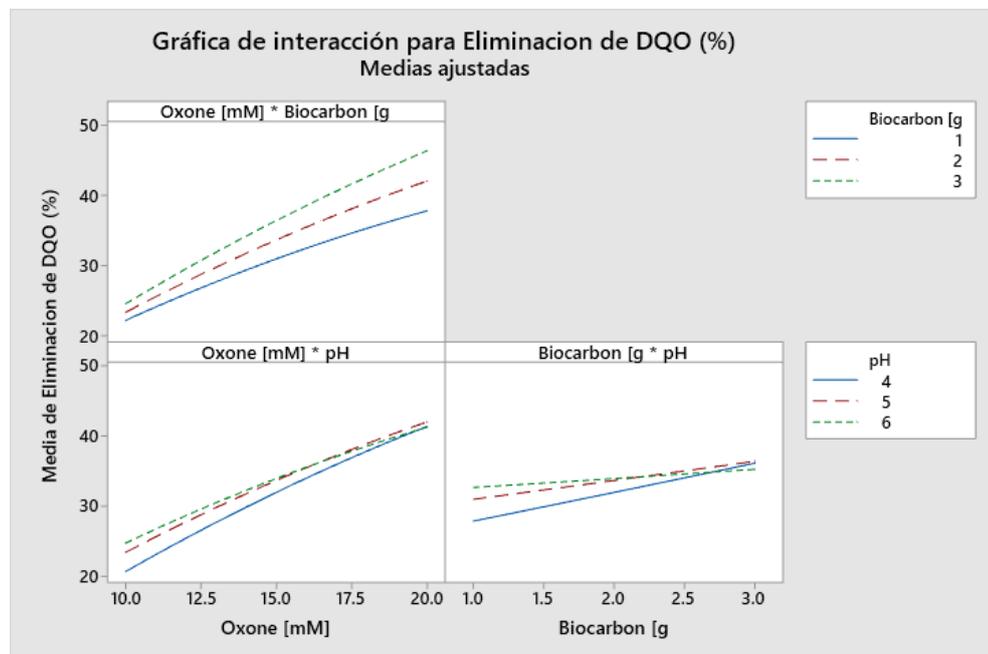
#### 4.2.2.1.7. Efectos principales e Interacción

La Figura 11 muestra la gráfica de efectos principales. Donde se observa que, una mayor concentración de Oxone obtiene mejores resultados de eliminación de DQO en las ARM que una concentración menor de Oxone. A una concentración de 3 g/L de biocarbón se produce mejores resultados en la eliminación de DQO en las ARM tratadas. Por otro lado, el efecto del pH no fue tan significativo.



**Figura 11.** Gráfica de efectos principales de los factores

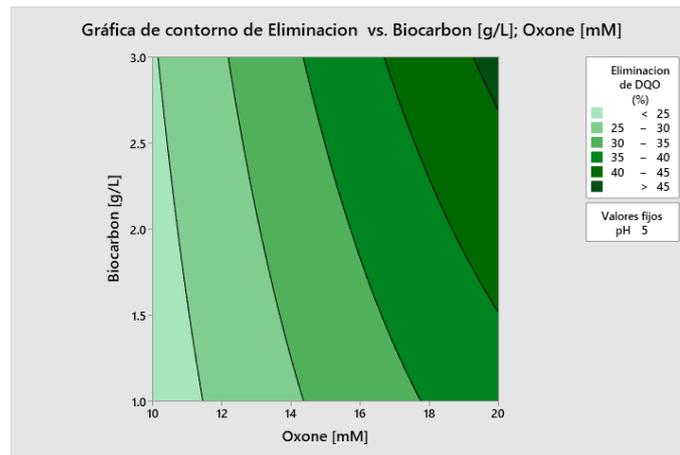
Por otro lado, la gráfica de interacción de los tratamientos (Figura 12) muestra que, con una concentración de 20mM de Oxone y 3g/L de biocarbón se oobtiene mejores resultados de eliminación de DQO en las ARM.



**Figura 12.** Gráfica de interacción entre los factores

#### 4.2.2.1.8. Grafica de Contorno

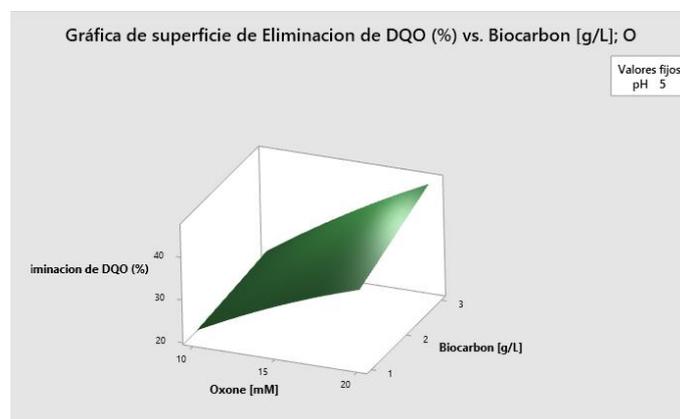
En la figura 13 se muestra la gráfica de contorno para la eliminación de DQO considerando las concentraciones de Oxone y biocarbón. La grafica nos muestra que a un pH fijo de 5, más del 40% de eliminación de DQO está en el área de una concentración de oxone de 18 mM a 20 mM y a una concentración de biocarbón de 1.5 g/L a 3 g/L.



**Figura 13.** Grafica de contorno para la eficiencia de eliminación vs biocarbón

#### 4.2.2.1.9. Grafica de Superficie de respuesta

La grafica de superficie de respuesta (Figura 14) muestra que la eliminación máxima de DQO se da con el Oxone a una concentración media de 20 mM y con el biocarbón a una concentración media de 3 g/L.



**Figura 14.** Grafica de superficie de respuesta



## V. CONCLUSIONES

Las características fisicoquímicas de las ARM de la ciudad de Puno van acorde a la teoría. El comportamiento del pH del efluente (6.73) respecto al afluente (7.48) no presento discordancias a considerar. Sin embargo, en relación con la CE, esta se incrementó en el efluente (1448.33  $\mu\text{S}/\text{cm}$ ) respecto al afluente (766.33  $\mu\text{S}/\text{cm}$ ), este comportamiento se explicaría por una mayor presencia de aniones en el efluente. Por otro lado, la DQO disminuye en el efluente (230.25 mg/L) respecto al afluente (767.49 mg/L), indicando que las lagunas son comparativamente eficientes en la eliminación de DQO, pero no suficientes para cumplir con el LMP para efluentes de PTAR (MINAM, 2010).

Es posible eliminar la DQO de las ARM con la activación del oxone utilizando biocarbón derivado de lodo de PTAR. El mayor porcentaje de eficiencia de eliminación de DQO fue de 49.63 %, el cual se obtuvo utilizando una concentración de 20mM de Oxone, 3g/L de Biocarbón y un valor de pH de 5, la concentración final del tratamiento fue de 115.98 mg/L de DQO, este valor se encuentra por debajo del LMP para DQO en efluentes de PTAR. No se encontraron estudios previos que utilicen el biocarbón como catalizador para activar oxone en el tratamiento de ARM. Por lo tanto, los resultados de esta investigación son alentadores para futuras investigaciones en el campo de los procesos de oxidación avanzada.



## VI. RECOMENDACIONES

Para mejorar la eficiencia de eliminación de DQO, se sugiere trabajar con fuentes de luz visible y UV, naturales o artificiales, dado que se observó la presencia de TiO en el biocarbón, ampliamente conocido como un excelente fotoactivador. Por otro lado, se recomienda ensayar mayores tiempos de reacción, por las condiciones ambientales de la ciudad de Puno.



## VII. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- APHA. (2017). *Standar methods for the examination of water and wastewater* (APHA (ed.); 23rd ed., Vol. 23). <https://doi.org/10.1017/CBO9781107415324.004>
- Auddy, N., Rai, A. K., Shrimali, A., Pobi, K. K., Dutta, S., & Nayek, S. (2022). Assessing influence of anthropogenic and environmental factors on surface water quality for sustainable management of urban lakes: A case study from Udaipur, India. *Water Practice and Technology*, 17(8), 1615–1634. <https://doi.org/10.2166/wpt.2022.078>
- Autoridad Nacional del Agua. (2017). *Fuentes contaminantes en la cuenca del Lago Titicaca* (Vol. 4).
- Badmus, K. O., Tijani, J. O., Massima, E., & Petrik, L. (2018). Treatment of persistent organic pollutants in wastewater using hydrodynamic cavitation in synergy with advanced oxidation process. *Environmental Science and Pollution Research*, 25(8), 7299–7314. <https://doi.org/10.1007/s11356-017-1171-z>
- Beltrán Farfán, D. F., Palomino Calli, R. P., Moreno Terrazas, E. G., Peralta, C. G., & Montesinos-Tubée, D. B. (2015). *Calidad de agua de la bahía interior de Puno, lago Titicaca durante el verano del 2011*. 22(December), 335–340.
- Bernardo-Ortiz, A. R. (2021). *Tratamiento de aguas residuales en una fábrica textil por oxidación avanzada (Fenton), Lima-Perú* [Universidad Científica del Sur]. <https://hdl.handle.net/20.500.12805/2510>
- Blanco-Canella, P., Lama, G., Sanromán, M. A., & Pazos, M. (2022). Disinfection through Advance Oxidation Processes: Optimization and Application on Real Wastewater Matrices. *Toxics*, 10(9). <https://doi.org/10.3390/toxics10090512>
- Boano, F., Caruso, A., Costamagna, E., Ridolfi, L., Fiore, S., Demichelis, F., Galvão, A., Piseiro, J., Rizzo, A., & Masi, F. (2020). A review of nature-based solutions for greywater treatment: Applications, hydraulic design, and environmental benefits. *Science of The Total Environment*, 711, 134731. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134731>
- Bouzayani, B., Rosales, E., Pazos, M., Elaoud, S. C., & Sanromán, M. A. (2019).



- Homogeneous and heterogeneous peroxymonosulfate activation by transition metals for the degradation of industrial leather dye. *Journal of Cleaner Production*, 228, 222–230. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.04.217>
- Brillas, E. (2022). Progress of homogeneous and heterogeneous electro-Fenton treatments of antibiotics in synthetic and real wastewaters. A critical review on the period 2017–2021. *Science of The Total Environment*, 819, 153102. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.153102>
- Callata Tapia, F. E. (2015). *MONITOREO Y EVALUACION DEL CUERPO DE AGUA DE LA BAHIA INTERIOR DE PUNO - LAGO TITICACA*.
- Castro, A., Davila, C., Laura, W., Cubas, F., Avalos, G., López O., C., Villena, D., Valdez, M., Urbiola, J., Trebejo, I., Menis, L., & Marín, D. (2021). *CLIMAS DEL PERÚ – Mapa de Clasificación Climática Nacional*. <https://www.senamhi.gob.pe/load/file/01404SENA-4.pdf>
- Cho, D.-W., Yoon, K., Ahn, Y., Sun, Y., Tsang, D. C. W., Hou, D., Ok, Y. S., & Song, H. (2019). Fabrication and environmental applications of multifunctional mixed metal-biochar composites (MMBC) from red mud and lignin wastes. *Journal of Hazardous Materials*, 374, 412–419. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2019.04.071>
- da Silva, A. M. E. V., da Silva, R. J. N. B., & Camões, M. F. G. F. C. (2011). Optimization of the determination of chemical oxygen demand in wastewaters. *Analytica Chimica Acta*, 699(2), 161–169. <https://doi.org/10.1016/j.aca.2011.05.026>
- Dhiman, N., Ghosh, S., Mishra, Y. K., & Tripathi, K. M. (2022). Prospects of nano-carbons as emerging catalysts for enzyme-mimetic applications. *Materials Advances*, 3(7), 3101–3122. <https://doi.org/10.1039/D2MA00034B>
- Domingues, E., Silva, M. J., Vaz, T., Gomes, J., & Martins, R. C. (2022). Sulfate radical based advanced oxidation processes for agro-industrial effluents treatment: A comparative review with Fenton's peroxidation. *Science of The Total Environment*, 832, 155029. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.155029>
- Fan, X., Lin, H., Zhao, J., Mao, Y., Zhang, J., & Zhang, H. (2021). Activation of peroxymonosulfate by sewage sludge biochar-based catalyst for efficient removal of



- bisphenol A: Performance and mechanism. *Separation and Purification Technology*, 272. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2021.118909>
- Fang, G., Gao, J., Liu, C., Dionysiou, D. D., Wang, Y., & Zhou, D. (2014). Key Role of Persistent Free Radicals in Hydrogen Peroxide Activation by Biochar: Implications to Organic Contaminant Degradation. *Environmental Science & Technology*, 48(3), 1902–1910. <https://doi.org/10.1021/es4048126>
- Fang, G., Liu, C., Gao, J., Dionysiou, D. D., & Zhou, D. (2015). Manipulation of Persistent Free Radicals in Biochar To Activate Persulfate for Contaminant Degradation. *Environmental Science & Technology*, 49(9), 5645–5653. <https://doi.org/10.1021/es5061512>
- Flanagan, J., Griffith, W. P., & Skapski, A. C. (1984). The active principle of Caro's acid, HSO<sub>5</sub><sup>-</sup>: X-ray crystal structure of KHSO<sub>5</sub>·H<sub>2</sub>O. *Journal of the Chemical Society, Chemical Communications*, 23, 1574–1575. <https://doi.org/10.1039/C39840001574>
- Friedler, E., & Butler, D. (1996). Quantifying the inherent uncertainty in the quantity and quality of domestic wastewater. *Water Science and Technology*, 33(2), 65–78. [https://doi.org/10.1016/0273-1223\(96\)00190-4](https://doi.org/10.1016/0273-1223(96)00190-4)
- Gan, L., Zhong, Q., Geng, A., Wang, L., Song, C., Han, S., Cui, J., & Xu, L. (2019). Cellulose derived carbon nanofiber: A promising biochar support to enhance the catalytic performance of CoFe<sub>2</sub>O<sub>4</sub> in activating peroxymonosulfate for recycled dimethyl phthalate degradation. *Science of The Total Environment*, 694, 133705. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.133705>
- Ghanbari, F., & Moradi, M. (2017). Application of peroxymonosulfate and its activation methods for degradation of environmental organic pollutants: Review. *Chemical Engineering Journal*, 310, 41–62. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2016.10.064>
- Goenaga, R., Diez, A. S., & Alvarez, M. (2022). Degradación del contaminante emergente ibuprofeno en agua mediante procesos de oxidación avanzada. *XXII Congreso Argentino de Catálisis*. <https://congresos.unlp.edu.ar/xxiicac2021/wp-content/uploads/sites/28/2022/03/5525.pdf>
- Hachi, T., Hachi, M., Essabiri, H., Belghyti, D., Khaffou, M., Benkaddour, R., El



- Yaacoubi, A., Mounir, R., & Hassan Abba, E. (2023). Water quality and environmental performance of a municipal wastewater treatment plant (Case of M'rirt City. Morocco). *Materials Today: Proceedings*, 72, 3795–3803. <https://doi.org/10.1016/j.matpr.2022.09.395>
- Hem, J. D. (1985). *Study and interpretation of the chemical characteristics of natural water* (Vol. 2254). Department of the Interior, US Geological Survey.
- Huong, P. T., Jitae, K., Al Tahtamouni, T. M., Le Minh Tri, N., Kim, H.-H., Cho, K. H., & Lee, C. (2020). Novel activation of peroxymonosulfate by biochar derived from rice husk toward oxidation of organic contaminants in wastewater. *Journal of Water Process Engineering*, 33, 101037. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2019.101037>
- Janzen, E. G., Kotake, Y., & D., H. R. (1992). Stabilities of hydroxyl radical spin adducts of PBN-type spin traps. *Free Radical Biology and Medicine*, 12(2), 169–173. [https://doi.org/10.1016/0891-5849\(92\)90011-5](https://doi.org/10.1016/0891-5849(92)90011-5)
- Joshi, S. M., & Gogate, P. R. (2019). Intensification of industrial wastewater treatment using hydrodynamic cavitation combined with advanced oxidation at operating capacity of 70 L. *Ultrasonics Sonochemistry*, 52, 375–381. <https://doi.org/10.1016/j.ultsonch.2018.12.016>
- Khan, S., Sayed, M., Sohail, M., Shah, L. A., & Raja, M. A. (2019). Chapter 6 - Advanced Oxidation and Reduction Processes. In S. Ahuja (Ed.), *Advances in Water Purification Techniques* (pp. 135–164). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-814790-0.00006-5>
- Latimer, W. M. (1952). Oxidation Potentials. Second Edition. *Soil Science*, 74(4).
- Li, J., Luo, G., He, L., Xu, J., & Lyu, J. (2018). Analytical Approaches for Determining Chemical Oxygen Demand in Water Bodies: A Review. *Critical Reviews in Analytical Chemistry*, 48(1), 47–65. <https://doi.org/10.1080/10408347.2017.1370670>
- Li, K., Ma, S., Xu, S., Fu, H., Li, Z., Li, Y., Liu, S., & Du, J. (2021). The mechanism changes during bisphenol A degradation in three iron functionalized biochar/peroxymonosulfate systems: The crucial roles of iron contents and



- graphitized carbon layers. *Journal of Hazardous Materials*, 404, 124145.  
<https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.124145>
- Li, R., Lu, X., Yan, B., Li, N., Chen, G., Cheng, Z., Hou, L., Wang, S., & Duan, X. (2022). Sludge-derived biochar toward sustainable Peroxymonosulfate Activation: Regulation of active sites and synergistic production of reaction oxygen species. *Chemical Engineering Journal*, 440, 135897.  
<https://doi.org/10.1016/j.cej.2022.135897>
- Li, S., Yang, Y., Zheng, H., Zheng, Y., Jing, T., Ma, J., Nan, J., Leong, Y. K., & Chang, J.-S. (2022). Advanced oxidation process based on hydroxyl and sulfate radicals to degrade refractory organic pollutants in landfill leachate. *Chemosphere*, 297, 134214. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.134214>
- Li, Y., Ma, S., Xu, S., Fu, H., Li, Z., Li, K., Sheng, K., Du, J., Lu, X., Li, X., & Liu, S. (2020). Novel magnetic biochar as an activator for peroxymonosulfate to degrade bisphenol A: Emphasizing the synergistic effect between graphitized structure and CoFe<sub>2</sub>O<sub>4</sub>. *Chemical Engineering Journal*, 387, 124094.  
<https://doi.org/10.1016/j.cej.2020.124094>
- Lin, R., Li, Y., Yong, T., Cao, W., Wu, J., & Shen, Y. (2022). Synergistic effects of oxidation, coagulation and adsorption in the integrated fenton-based process for wastewater treatment: A review. *Journal of Environmental Management*, 306, 114460. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.114460>
- Lozinski, D., Bolyard, S. C., Reinhart, D. R., & Motlagh, A. M. (2019). Treatment of leachate organic matter through sunlight driven processes. *Waste Management*, 94, 18–26. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2019.05.015>
- Manahan, S. (2022). *Environmental Chemistry* (11th ed.). Taylor & Francis Group.
- Manos, D., Miserli, K., & Konstantinou, I. (2020). Perovskite and Spinel Catalysts for Sulfate Radical-Based Advanced Oxidation of Organic Pollutants in Water and Wastewater Systems. In *Catalysts* (Vol. 10, Issue 11).  
<https://doi.org/10.3390/catal10111299>
- Manungufala, T. E., Chimuka, L., Cukrowska, E., & Tutu, H. (2011). Evaluation of the



- performance of rural wastewater treatment plants using chemical measurements in combination with statistical techniques: A case study. *Toxicological and Environmental Chemistry*, 93(6), 1123–1134.  
<https://doi.org/10.1080/02772248.2011.581243>
- Manyuchi, M. M., Mbohwa, C., & Muzenda, E. (2018). Potential to use municipal waste bio char in wastewater treatment for nutrients recovery. *Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C*, 107, 92–95. <https://doi.org/10.1016/j.pce.2018.07.002>
- Marandi, A., Polikarpus, M., & Jöeleht, A. (2013). A new approach for describing the relationship between electrical conductivity and major anion concentration in natural waters. *Applied Geochemistry*, 38, 103–109.  
<https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2013.09.003>
- Menéndez Escarcena, A. (2018). *Reducción de la demanda química de oxígeno en lactosuero mediante el proceso Fenton* [Universidad Nacional del Altiplano].  
<http://repositorio.unap.edu.pe/handle/20.500.14082/7544>
- Metcalf, & Eddy. (2014). *Ingeniería de aguas residuales. Tratamiento y reutilización*. McGraw Hill.
- MINAM. (2010). *Decreto Supremo N° 003-2010-MINAM .- Límites Máximos Permisibles (LMP) para los efluentes de Plantas de Tratamiento de Aguas Residuales Domésticas o Municipales (PTAR), para el sector Vivienda*.  
<https://sinia.minam.gob.pe/normas/limites-maximos-permisibles-lmp-efluentes-plantas-tratamiento-aguas>
- Reglamento de la Ley de Recursos Hídricos, (2010).  
<https://sinia.minam.gob.pe/normas/reglamento-ley-recursos-hidricos-ley-no-29338>
- Moran, M., & Guerrero, J. (2022). Evaluation of the wastewater treatment plant of the Jipijapa canton, Manabi. *MQR Investigar*, 6(4), 925–943.  
<https://doi.org/10.56048/MQR20225.6.4.2022.925-943>
- Moreira, F. C., Boaventura, R. A. R., Brillas, E., & Vilar, V. J. P. (2017). Electrochemical advanced oxidation processes: A review on their application to synthetic and real wastewaters. *Applied Catalysis B: Environmental*, 202, 217–261.



<https://doi.org/10.1016/j.apcatb.2016.08.037>

- Oliveira, S. C., & von Sperling, M. (2011). Performance evaluation of different wastewater treatment technologies operating in a developing country. *Journal of Water Sanitation and Hygiene for Development*, 1(1), 37–56. <https://doi.org/10.2166/washdev.2011.022>
- Olmez-hanci, T., & Arslan-alaton, I. (2013). Comparison of sulfate and hydroxyl radical based advanced oxidation of phenol. *Chemical Engineering Journal*, 224, 10–16. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2012.11.007>
- Onchoke, K. K., Franclemont, C. M., & Weatherford, P. W. (2018). Structural characterization and evaluation of municipal wastewater sludge (biosolids) from two rural wastewater treatment plants in East Texas, USA. *Spectrochimica Acta Part A: Molecular and Biomolecular Spectroscopy*, 204, 514–524. <https://doi.org/10.1016/j.saa.2018.06.096>
- Ordoñez-Huaracha, J. A. (2013). Geotecnia Ambiental de la Laguna Facultativa “El Espinar” – Ciudad De Puno 2011 [Universidad Privada de Tacna]. In *UPT* (Vol. 1, Issue 1). <http://www.upt.edu.pe/upt/web/home/contenido/100000000/65519409>
- Ortiz, I., Rivero, M. J., & Margallo, M. (2019). *Chapter 6 - Advanced oxidative and catalytic processes* (C. M. Galanakis & E. B. T.-S. W. and W. P. Agrafioti (eds.); pp. 161–201). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-816170-8.00006-5>
- Ouyang, D., Chen, Y., Yan, J., Qian, L., Han, L., & Chen, M. (2019). Activation mechanism of peroxymonosulfate by biochar for catalytic degradation of 1,4-dioxane: Important role of biochar defect structures. *Chemical Engineering Journal*, 370, 614–624. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2019.03.235>
- Poblete, R., Oller, I., Maldonado, M. I., & Cortes, E. (2019). Improved landfill leachate quality using ozone, UV solar radiation, hydrogen peroxide, persulfate and adsorption processes. *Journal of Environmental Management*, 232, 45–51. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.11.030>
- Rocha, R. P., Pereira, M. F. R., & Figueiredo, J. L. (2019). Metal-free carbon materials as catalysts for wet air oxidation. *Catalysis Today*.



<https://doi.org/10.1016/j.cattod.2019.04.047>

- Rodriguez-Urviola, W. K., & Neira-Paniura, A. N. (2020). *Aplicación de procesos de oxidación avanzada, método combinado – UV/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>, como propuesta de mitigación a nivel piloto para el tratamiento de aguas residuales vertidas por la industria alimentaria en Umapalca, Sabandía* [Universidad Nacional de San Agustín de Arequipa]. <http://hdl.handle.net/20.500.12773/11567>
- Sanches-Morales, M., Sabater, F., & Muñoz, I. (2018). Effects of urban wastewater on hyporheic habitat and invertebrates in Mediterranean streams. *Science of the Total Environment*, 642, 937–945. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.06.132>
- Sang, W., Li, Z., Huang, M., Wu, X., Li, D., Mei, L., & Cui, J. (2020). Enhanced transition metal oxide based peroxydisulfate activation by hydroxylamine for the degradation of sulfamethoxazole. *Chemical Engineering Journal*, 383, 123057. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2019.123057>
- Tapia Huacoto, C. H. Z. (2022). *Calidad de Agua Residual en la Laguna de Estabilización Espinar - Puno 2021* [Universidad Privada San Carlos]. <http://repositorio.upsc.edu.pe/handle/UPSC.S.A.C./251>
- The United States Pharmacopeia. (2015). *USP 38 – NF 33, Official Monographs*.
- Ticona Carrizales, L., Ferró-Gonzales, P. F., Apaza-Panca, C. M., Parillo Sosa, E. G., Yapuchura Saico, C. R., & Rodríguez Chokewanca, I. R. (2021). Evaluation of environmental parameters in the Espinar Puno stabilization lagoon. *Heliyon*, 7(5). <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2021.e06959>
- Tripathy, B. K., Ramesh, G., Debnath, A., & Kumar, M. (2019). Mature landfill leachate treatment using sonolytic-persulfate/hydrogen peroxide oxidation: Optimization of process parameters. *Ultrasonics Sonochemistry*, 54, 210–219. <https://doi.org/10.1016/j.ultsonch.2019.01.036>
- Van de Walle, A., Kim, M., Alam, M. K., Wang, X., Wu, D., Dash, S. R., Rabaey, K., & Kim, J. (2023). Greywater reuse as a key enabler for improving urban wastewater management. *Environmental Science and Ecotechnology*, 16, 100277. <https://doi.org/10.1016/j.es.2023.100277>



- Vasquez, Y. F. (2017). Efectos De La Eutrofización En El Habitat De La Bahía De Puno , En La Diversidad Y Abundancia De Avifauna Del Lago Titicaca Effects of Eutrophication in the Habitat of the Puno Bay in the Diversity and Abundance of Avifauna of Titicaca Lake Introducción. *Revista de Investigaciones de La Escuela de Posgrado UNA-Puno*, 6(051), 1–10. <https://doi.org/10.26788/epg.v6i1.84>
- Vaz, T., Domingues, E., Gomes, J., & Martins, R. C. (2022). Evaluation of the Activation Procedure on Oxone Efficiency for Synthetic Olive Mill Wastewater Treatment. *Catalysts*, 12(3). <https://doi.org/10.3390/catal12030291>
- Wacławek, S., Grübel, K., & Černík, M. (2015). Simple spectrophotometric determination of monopersulfate. *Spectrochimica Acta Part A: Molecular and Biomolecular Spectroscopy*, 149, 928–933. <https://doi.org/10.1016/j.saa.2015.05.029>
- Wang, J. R., Zhang, Z. C., Guo, Y., Zhang, L. Y., & Liu, J. L. (2021). Experimental study on the treatment of rural domestic wastewater using the multi-soil-layering system filled with sludge-based biochar. *Annales de Chimie - Science Des Matériaux*, 45(2), 161–165. <https://doi.org/doi.org/10.18280/acsm.450208>
- Wang, J, Shen, M., Wang, H., Du, Y., Zhou, X., Liao, Z., Wang, H., & Chen, Z. (2020). Red mud modified sludge biochar for the activation of peroxymonosulfate: Singlet oxygen dominated mechanism and toxicity prediction. *Science of the Total Environment*, 740. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.140388>
- Wang, Jianlong, & Wang, S. (2018). Activation of persulfate (PS) and peroxymonosulfate (PMS) and application for the degradation of emerging contaminants. *Chemical Engineering Journal*, 334, 1502–1517. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2017.11.059>
- Wang, R.-Z., Huang, D.-L., Liu, Y.-G., Zhang, C., Lai, C., Wang, X., Zeng, G.-M., Gong, X.-M., Duan, A., Zhang, Q., & Xu, P. (2019). Recent advances in biochar-based catalysts: Properties, applications and mechanisms for pollution remediation. *Chemical Engineering Journal*, 371, 380–403. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2019.04.071>
- Wang, S, & Wang, J. (2019). Activation of peroxymonosulfate by sludge-derived biochar for the degradation of triclosan in water and wastewater. *Chemical Engineering*



- Journal*, 356, 350–358. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2018.09.062>
- Wang, Shizong, & Wang, J. (2020). Kinetics of PMS activation by graphene oxide and biochar. *Chemosphere*, 239, 124812. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.124812>
- Wang, Songlin, Wu, X., Wang, Y., Li, Q., & Tao, M. (2008). Removal of organic matter and ammonia nitrogen from landfill leachate by ultrasound. *Ultrasonics Sonochemistry*, 15(6), 933–937. <https://doi.org/10.1016/j.ultsonch.2008.04.006>
- Xiao, S., Cheng, M., Zhong, H., Liu, Z., Liu, Y., Yang, X., & Liang, Q. (2020). Iron-mediated activation of persulfate and peroxymonosulfate in both homogeneous and heterogeneous ways: A review. *Chemical Engineering Journal*, 384, 123265. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2019.123265>
- Xin, L., Hu, J., Xiang, Y., Li, C., Fu, L., Li, Q., & Wei, X. (2021). Carbon-Based Nanocomposites as Fenton-Like Catalysts in Wastewater Treatment Applications: A Review. *Materials*, 14(10). <https://doi.org/10.3390/ma14102643>
- Zheng, H., Zhang, C., Liu, B., Liu, G., Zhao, M., Xu, G., Luo, X., Li, F., & Xing, B. (2020). *Biochar for Water and Soil Remediation: Production, Characterization, and Application BT - A New Paradigm for Environmental Chemistry and Toxicology: From Concepts to Insights* (G. Jiang & X. Li (eds.); pp. 153–196). Springer Singapore. [https://doi.org/10.1007/978-981-13-9447-8\\_11](https://doi.org/10.1007/978-981-13-9447-8_11)



## ANEXOS

### Anexo A.

#### Validación del análisis para la Demanda Química de Oxígeno

##### Resumen

La validación del análisis para la demanda Química de Oxígeno se desarrolló en los laboratorios de la Facultad de Ingeniería Química de la Universidad Nacional del Altiplano. Tomando como base los Métodos Normalizados para análisis de aguas potable y residuales, se evaluó el método espectrofotométrico en lixiviados de residuos sólidos. Se procedió a la validación teniendo en cuenta el intervalo de trabajo, límite de detección y cuantificación, repetibilidad, reproducibilidad y exactitud. Como resultado principal se obtiene una metodología analítica confiable para la determinación de DQO en lixiviados de residuos sólidos.

##### Introducción

ISO 6060 define la DQO como la cantidad específica de oxidante que reacciona con una muestra en condiciones controladas. Los agentes oxidantes más utilizados suelen ser, el dicromato ( $E_0 = 1.36 \text{ V}$ ); permanganato ( $E_0 = 1.51 \text{ V}$ ); o cerio ( $E_0 = 1.44 \text{ V}$ ); donde  $E_0$  es el potencial de reducción estándar (electrodo de hidrógeno normal,  $\text{pH} = 0$ ,  $25 \text{ }^\circ\text{C}$ ). Por otro lado, Los parámetros como el tiempo, la temperatura de digestión, la concentración del reactivo y la concentración de DQO, afectan el grado de oxidación de una muestra.

En un análisis de DQO, se generan desechos peligrosos de mercurio, cromo hexavalente, ácido sulfúrico, plata y ácidos. El reflujo cerrado en los métodos titrimétrico y espectrofotométrico reduce estos problemas de desechos; sin embargo, pueden ser menos precisos y representativos. Para obtener resultados reproducibles se requiere homogeneizar las muestras que contengan sólidos en suspensión. Las mediciones de los volúmenes de muestra, así como los volúmenes y concentraciones de reactivos, son fundamentales.

El interferente más común es el ion cloruro. El cloruro reacciona con el ion de plata para precipitar el cloruro de plata, y así inhibe la actividad catalítica de la plata. El bromuro, el yoduro y cualquier otro reactivo que inactive el ión de plata pueden interferir de manera similar. Estas interferencias son negativas porque tienden a restringir la acción oxidante del propio ion dicromato. Sin embargo, bajo los rigurosos procedimientos de digestión para los análisis de DQO, el cloruro, el bromuro o el yoduro pueden reaccionar con el dicromato para producir la forma elemental del halógeno y el ión crómico. Los resultados entonces son erróneos en el lado alto. Las dificultades causadas por la presencia del cloruro pueden superarse en gran medida, aunque no

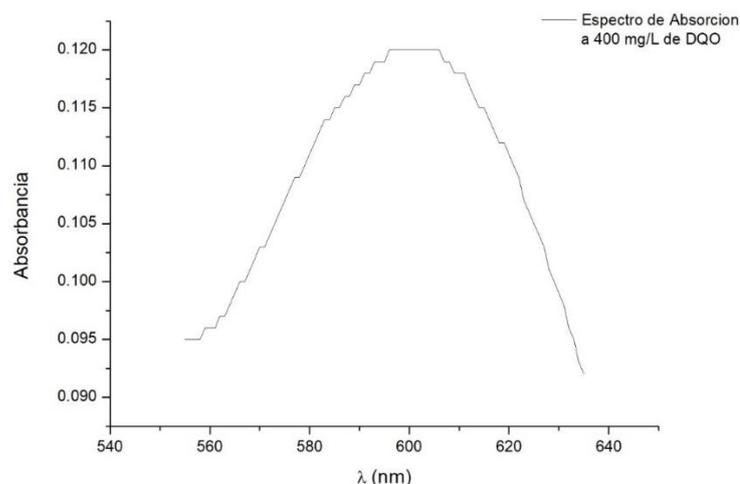
completamente, formando complejos con sulfato de mercurio ( $\text{HgSO}_4$ ) antes del procedimiento de reflujo.

### Materiales y métodos

La DQO se analizó mediante el método micro DQO por digestión sellada y espectrometría, como estándar patrón, se utilizó biftalato de potasio desecado a  $40^\circ\text{C}$ . Para la digestión, se utilizaron kits de DQO para un rango alto (20-800 mg/L de DQO), este kit contenía la solución digestora y catalizadora, por lo que únicamente se adicionó 2,5 mL de muestra patrón o muestra de lixiviado. Se digesto los viales de DQO por 2 horas a  $150^\circ\text{C}$  en un digestor VELP Scientifica DK6. Luego de la digestión, los viales fueron enfriados a temperatura ambiente. Para la lectura de absorbancias se empleó un espectrofotómetro UV-Vis UNICO 2802.

### Longitud de onda óptima:

La longitud de onda máxima para la solución resultante de la reacción del dicromato de potasio con la materia orgánica en forma de biftalato a una concentración de 400 mg/L fue de 600 nm (Figura A.1), esta longitud de onda es recomendada en la metodología para DQO (APHA, 2017).



**Figura A.1.** Espectro de absorcion de dicromato de potasio con materia organica

### Linealidad

En cuanto a la linealidad, se observó la absorbancia a 600 nm frente a diferentes concentraciones de DQO, encontrando un adecuado coeficiente de linealidad ( $r^2 = 0.9998$ ) en un rango de 50 a 1000 mg/L de DQO (Figura A.2), esto indica que existe una correlación lineal entre la concentración y la absorbancia, con lo cual se afirma que el método cumple con los parámetros establecidos por la USP que establece como mínimo un coeficiente  $r^2$  mayor o igual a 0.98 (The United States Pharmacopeia, 2015), concluyendo de esta manera que el método espectrofotométrico para DQO es lineal. Por otro lado, para el cálculo de la DQO en las muestras

de lixiviado se obtiene la ecuación (Ec. A.1) a partir de los valores de intercepto y pendiente en la recta lineal.

$$y = 0.00029x - 0.001 \quad (\text{Ec. A.1})$$

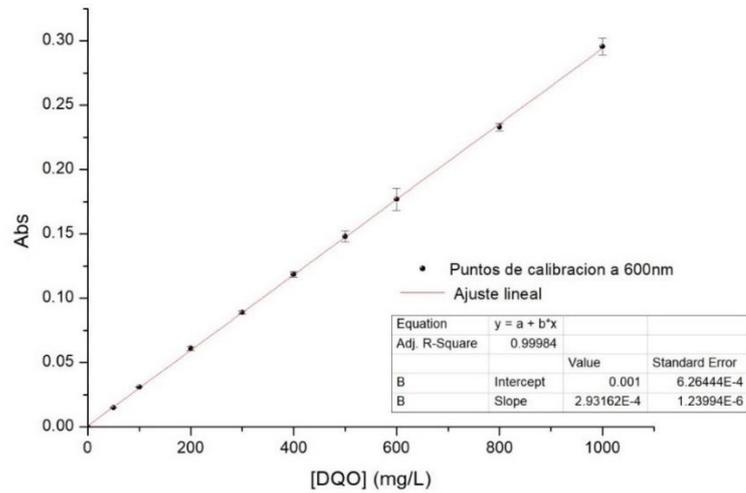


Figura A.2. Absorbancia a 600 nm frente a diferentes concentraciones de DQO

### Precisión

La precisión del método se determinó con la muestra de lixiviado del primer monitoreo. Obteniendo un coeficiente de variación o desviación estándar relativa (RSD) de 0.84 %, estando dentro de lo establecido por la USP que indica que el RSD debe ser < 2.0%. La precisión está relacionada con la dispersión de las medidas alrededor de su valor medio o central y correspondiente al grado de concordancia entre ensayos individuales cuando el método se aplica repetidamente a múltiples alícuotas de una muestra homogénea. Los datos utilizados para el cálculo de la precisión se encuentran en la tabla A.2.

Tabla A.2. Precisión del método

Parámetros	valores	
Promedio	83 707.98	
Desviación estándar	<i>s</i>	707.34
Numero de datos	<i>N</i>	5
Máximo	84 594.87	
Mínimo	82 889.32	
Mediana	83 571.54	

---

RSD	$s x \frac{100}{promedio}$	0.84 %
-----	----------------------------	--------

---

Así mismo, se calculó la sensibilidad del método (Tabla A.3.) (límite máximo de detección y cuantificación), los cuales se encuentran relacionados con la mínima cantidad de analito que puede producir un resultado significativo.

Para el cálculo de límite de detección se utilizó la fórmula de la Ec. A.2

$$LD = \frac{Y_{bl} + 3S_{bl}}{b} \times \frac{1}{\sqrt{n}} \quad (\text{Ec. A.2})$$

Para el cálculo de límite de cuantificación se utilizó la fórmula: de la Ec. A.3

$$LQ = \frac{Y_{bl} + 10S_{bl}}{b} \times \frac{1}{\sqrt{n}} \quad (\text{Ec. A.3})$$

**Tabla A.3. Sensibilidad del método**

Parámetros		valores
Respuesta cuando x es cero	$Y_{bl}$	0.0102
Desviación estándar cuando x es cero	$S_{bl}$	0.0041
Numero de datos	$N$	5
Pendiente	$b$	0.00029
Límite de detección (mg/L)	LD	34.32
Límite de cuantificación (mg/L)	LC	78.10

---



## Anexo B.

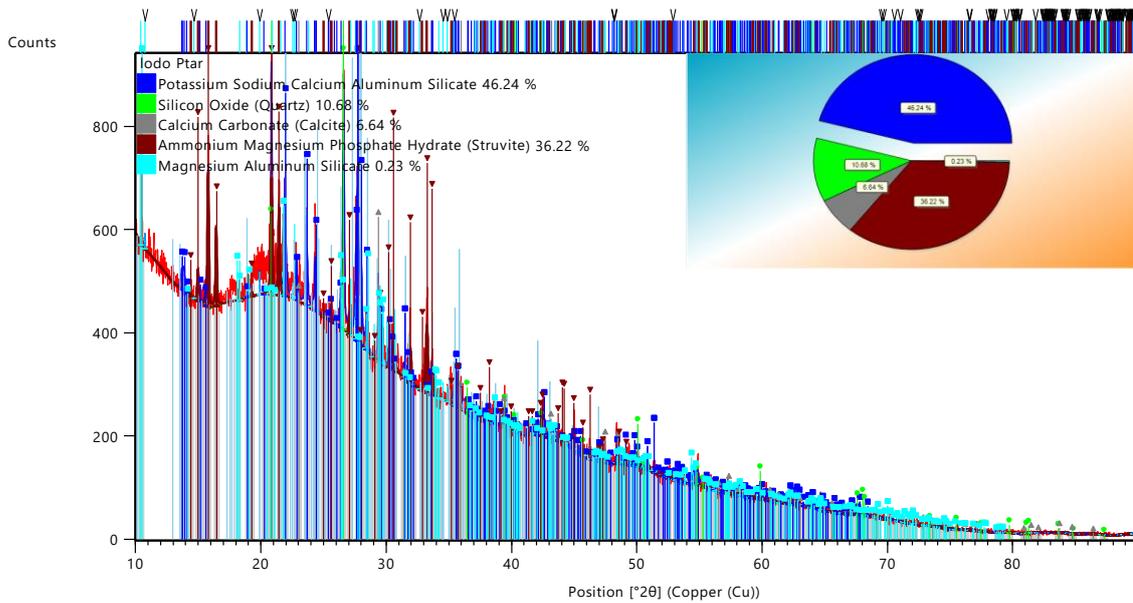
### Informe de difracción de rayos x (lodo de PTAR)

This is the simple example template containing only headers for each report item and the bookmarks. The invisible bookmarks are indicated by text between brackets.  
Modify it according to your own needs and standards.

#### **Measurement Conditions:** (Bookmark 1)

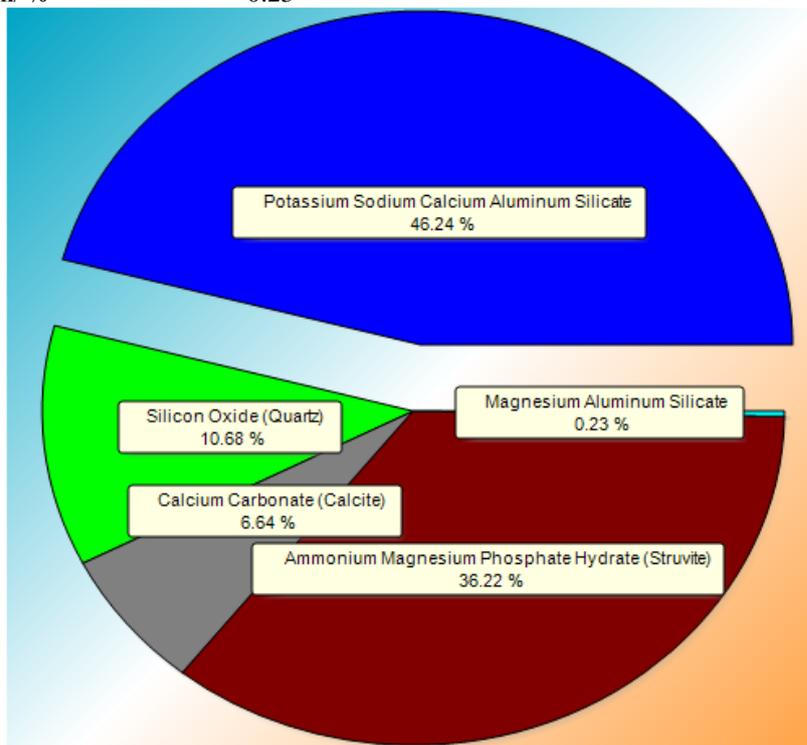
Dataset Name	lodo Ptar
File name	C:\XRD Data\lodo Ptar.raw
Comment	Scan Mode: Continuous scan mode
Scan Type: Locked Coupled	
Goniometer Stage: Standard stage	
Goniometer Control: Diffractometer Controller only	
Sample Changer: Unknown Sample Changer	
Measurement Flag: Already measured	
Sync. Axis: Unknown Sync Axis	
Beam Optics: Unknown Beam Optics Flag	
Monochromator: Unknown Monochromator	
Analyzer: Unknown Analyzer	
Measurement Start Date/Time	28/04/2022 14:18:45
Raw Data Origin	BRUKER-binary V4 (.RAW)
Scan Axis	Gonio
Start Position [ $^{\circ}2\theta$ ]	10.0000
End Position [ $^{\circ}2\theta$ ]	89.9890
Step Size [ $^{\circ}2\theta$ ]	0.0210
Scan Step Time [s]	80.0000
Scan Type	Pre-set time
Offset [ $^{\circ}2\theta$ ]	0.0000
Divergence Slit Type	Fixed
Divergence Slit Size [ $^{\circ}$ ]	0.6000
Specimen Length [mm]	10.00
Receiving Slit Size [mm]	0.1000
Measurement Temperature [ $^{\circ}\text{C}$ ]	25.00
Anode Material	Cu
K-Alpha1 [ $\text{\AA}$ ]	1.54060
Generator Settings	30 mA, 40 kV
Diffractometer Type	Theta/Theta
Diffractometer Number	0
Goniometer Radius [mm]	240.00
Dist. Focus-Diverg. Slit [mm]	91.00
Incident Beam Monochromator	No
Spinning	No

### Main Graphics, Analyze View: (Bookmark 2)



### Peak List: (Bookmark 3)

Phase Potassium Sodium Calcium Aluminum Silicate	
Weight fraction/ %	46.24
Phase Silicon Oxide (Quartz)	
Weight fraction/ %	10.68
Phase Calcium Carbonate (Calcite)	
Weight fraction/ %	6.64
Phase Ammonium Magnesium Phosphate Hydrate (Struvite)	
Weight fraction/ %	36.22
Phase Magnesium Aluminum Silicate	
Weight fraction/ %	0.23





**Pattern List:** (Bookmark 4)

Pos. [ $^{\circ}2\theta$ ]	Height [cts]	FWHM Left [ $^{\circ}2\theta$ ]	d-spacing [ $\text{\AA}$ ]	Rel. Int. [%]
10.4068	15.03	0.0191	8.49357	3.02
10.7351	29.97	0.0154	8.23456	6.03
13.6795	34.78	0.1808	6.46805	6.99
13.7175	2.95	0.1808	6.45022	0.59
13.8801	44.12	0.1807	6.37500	8.87
14.0843	4.88	0.1806	6.28306	0.98
14.4019	4.83	0.1149	6.14518	0.97
14.6372	1.74	0.0030	6.04693	0.35
14.9829	61.81	0.1171	5.90817	12.43
15.1263	0.00	0.1802	5.85249	0.00
15.6305	34.23	0.1800	5.66481	6.88
15.7921	264.40	0.1204	5.60722	53.16
16.4384	156.31	0.1231	5.38819	31.43
18.2862	76.33	0.0030	4.84768	15.35
18.8540	42.08	0.0030	4.70293	8.46
18.8713	4.24	0.1791	4.69867	0.85
19.2710	8.49	0.1360	4.60211	1.71
19.9120	45.34	0.0030	4.45538	9.12
20.2508	0.35	0.1789	4.38160	0.07
20.8448	232.73	0.1127	4.25805	46.79
20.8465	0.88	0.0030	4.25773	0.18
20.8502	228.12	0.1438	4.25698	45.87
20.9252	3.37	0.0030	4.24188	0.68
21.4456	169.46	0.1469	4.14012	34.07
21.5904	0.25	0.0030	4.11267	0.05
21.9361	229.00	0.1787	4.04864	46.05
22.5255	31.21	0.0030	3.94400	6.28
22.6824	145.72	0.0030	3.91708	29.30
22.8205	86.47	0.1787	3.89369	17.39
23.0451	10.93	0.0762	3.85624	2.20
23.6296	106.29	0.1787	3.76216	21.37
23.6523	68.79	0.1787	3.75860	13.83
23.8125	0.03	0.0030	3.73368	0.01
24.2812	0.12	0.1787	3.66266	0.02
24.3468	97.31	0.1787	3.65294	19.57
24.4242	9.23	0.1787	3.64154	1.86
25.0216	8.11	0.1662	3.55593	1.63
25.3775	2.10	0.1788	3.50686	0.42
25.5473	20.25	0.1788	3.48394	4.07
25.6284	6.10	0.1696	3.47309	1.23
25.8886	0.40	0.1788	3.43877	0.08
26.0558	0.26	0.1789	3.41709	0.05
26.3806	46.39	0.1789	3.37575	9.33
26.6022	497.35	0.1417	3.34813	100.00
26.6022	0.00	0.1417	3.34813	0.00
27.0805	36.26	0.1779	3.29008	7.29
27.1726	110.73	0.0030	3.27913	22.26
27.5662	70.97	0.0030	3.23320	14.27
27.5840	80.83	0.1791	3.23115	16.25
27.6617	53.55	0.1791	3.22225	10.77
27.7341	273.70	0.1792	3.21400	55.03



---

27.9343	4.22	0.1829	3.19142	0.85
27.9370	0.87	0.0030	3.19112	0.17
27.9944	171.58	0.1792	3.18470	34.50
28.3208	2.90	0.0030	3.14874	0.58
28.4123	51.38	0.1793	3.13881	10.33
28.9500	0.37	0.0030	3.08172	0.07
29.0526	66.82	0.0030	3.07107	13.44
29.0631	1.00	0.1896	3.06999	0.20
29.3780	151.61	0.1052	3.03779	30.48
29.5116	49.70	0.1796	3.02434	9.99
29.5282	19.67	0.1924	3.02268	3.96
29.5456	148.24	0.0030	3.02094	29.81
29.7160	110.02	0.0030	3.00400	22.12
30.0790	86.18	0.0030	2.96857	17.33
30.1598	10.61	0.1963	2.96080	2.13
30.1755	15.99	0.1799	2.95929	3.22
30.2553	6.76	0.1969	2.95167	1.36
30.4065	24.28	0.1799	2.93734	4.88
30.5499	0.00	0.1800	2.92387	0.00
30.6097	70.92	0.1990	2.91830	14.26
30.6754	119.80	0.0030	2.91220	24.09
30.8109	1.47	0.2003	2.89970	0.30
31.3824	4.20	0.1146	2.84819	0.84
31.4530	23.42	0.1803	2.84195	4.71
31.5872	5.18	0.1804	2.83018	1.04
31.6260	2.26	0.0030	2.82680	0.45
31.6363	13.41	0.1804	2.82591	2.70
31.8468	0.20	0.2067	2.80770	0.04
31.9201	67.58	0.2071	2.80143	13.59
31.9663	2.12	0.1806	2.79748	0.43
32.0259	0.01	0.0030	2.79241	0.00
32.1857	0.73	0.1807	2.77891	0.15
32.6466	1.18	0.0030	2.74072	0.24
32.8595	8.68	0.2130	2.72345	1.75
33.1844	3.45	0.1811	2.69753	0.69
33.2535	128.70	0.2155	2.69207	25.88
33.5974	0.50	0.1814	2.66530	0.10
33.6653	20.09	0.1814	2.66008	4.04
33.6663	42.59	0.2181	2.66000	8.56
33.7068	0.06	0.1814	2.65690	0.01
34.2040	0.38	0.0030	2.61941	0.08
34.5555	35.27	0.0030	2.59357	7.09
34.8732	31.23	0.0030	2.57066	6.28
35.1869	4.64	0.2279	2.54846	0.93
35.3399	3.60	0.1824	2.53777	0.72
35.3973	17.81	0.0030	2.53379	3.58
35.4346	0.45	0.0030	2.53120	0.09
35.4645	35.69	0.1824	2.52914	7.18
35.5032	4.49	0.1825	2.52648	0.90
35.5873	12.50	0.1825	2.52069	2.51
35.7162	33.03	0.1826	2.51189	6.64
35.7449	10.54	0.2316	2.50994	2.12
35.7956	7.86	0.1826	2.50650	1.58
35.9843	42.68	0.1365	2.49379	8.58
36.4945	7.38	0.1831	2.46009	1.48

---



---

36.5376	1.66	0.1831	2.45729	0.33
36.5399	0.01	0.1831	2.45714	0.00
36.5399	13.64	0.1996	2.45714	2.74
36.7857	2.90	0.1833	2.44128	0.58
37.0193	11.15	0.1835	2.42641	2.24
37.0861	11.14	0.0030	2.42219	2.24
37.2298	5.87	0.1836	2.41318	1.18
37.3351	0.03	0.0030	2.40661	0.01
37.3487	1.10	0.1837	2.40576	0.22
37.5663	6.33	0.2436	2.39233	1.27
37.6650	4.36	0.0030	2.38629	0.88
37.7093	0.73	0.1840	2.38359	0.15
37.7828	1.99	0.1840	2.37911	0.40
37.9120	0.32	0.2459	2.37131	0.07
38.1169	9.34	0.1843	2.35902	1.88
38.2706	10.26	0.0030	2.34991	2.06
38.2809	9.66	0.2484	2.34930	1.94
38.3066	0.49	0.1844	2.34778	0.10
38.3374	0.27	0.0030	2.34596	0.05
38.3666	0.30	0.1845	2.34425	0.06
38.4864	0.62	0.0030	2.33722	0.12
38.5448	5.34	0.0030	2.33382	1.07
38.6926	7.25	0.1848	2.32524	1.46
38.7357	0.00	0.1848	2.32275	0.00
39.0324	0.00	0.1850	2.30578	0.00
39.1090	0.64	0.0030	2.30144	0.13
39.1423	1.18	0.2542	2.29956	0.24
39.3203	2.00	0.1853	2.28956	0.40
39.3880	3.79	0.2175	2.28578	0.76
39.3880	0.00	0.2175	2.28578	0.00
39.4147	32.40	0.1532	2.28429	6.51
39.6363	2.83	0.1855	2.27203	0.57
39.7002	3.93	0.0030	2.26852	0.79
39.7329	0.13	0.2582	2.26673	0.03
39.7737	1.34	0.0030	2.26449	0.27
39.9932	3.28	0.2600	2.25257	0.66
40.0239	4.08	0.1859	2.25092	0.82
40.1529	1.23	0.2610	2.24398	0.25
40.1684	0.23	0.1860	2.24315	0.05
40.2694	2.00	0.2231	2.23776	0.40
40.3980	1.00	0.1862	2.23093	0.20
40.4166	2.65	0.1862	2.22995	0.53
40.4499	4.23	0.0030	2.22818	0.85
40.4860	40.87	0.0030	2.22628	8.22
40.5497	0.01	0.1864	2.22293	0.00
41.0966	1.93	0.0030	2.19460	0.39
41.1980	0.81	0.1870	2.18944	0.16
41.3302	1.42	0.1871	2.18274	0.29
41.3857	1.90	0.2695	2.17994	0.38
41.5214	3.26	0.0030	2.17313	0.65
41.6707	2.07	0.2715	2.16568	0.42
41.6912	0.18	0.1874	2.16467	0.04
41.7938	3.08	0.0030	2.15959	0.62
41.9191	3.33	0.1877	2.15343	0.67
41.9228	0.18	0.0030	2.15324	0.04

---



41.9837	0.01	0.1877	2.15026	0.00
42.0130	0.86	0.0030	2.14883	0.17
42.0403	4.56	0.1878	2.14749	0.92
42.2444	3.44	0.0030	2.13759	0.69
42.3519	2.95	0.2763	2.13242	0.59
42.4496	17.66	0.2373	2.12773	3.55
42.4530	13.23	0.0030	2.12757	2.66
42.4608	3.39	0.2770	2.12720	0.68
42.4638	0.13	0.1882	2.12705	0.03

**Document History:** (Bookmark 5)

Visible	Ref.Code	Score	Compound Name	Displ.[°2θ]	Scale Fac.	Chem. Formula
*	04-024-5400	26	Potassium Sodium Calcium Aluminum Silicate	0.000	0.653	K0.11 Na0.81 Ca0.04 Al Si3 O8
*	01-075-8320	39	Silicon Oxide	0.000	0.839	Si O2
*	04-012-8072	11	Calcium Carbonate	0.000	0.296	Ca ( C O3 )
*	00-015-0762	17	Ammonium Magnesium Phosphate Hydrate	0.000	0.943	N H4 Mg P O4 .6 H2 O
*	01-076-6038	7	Magnesium Aluminum Silicate	0.000	0.432	Mg2 ( Al4 Si5 O18 )



## Anexo C.

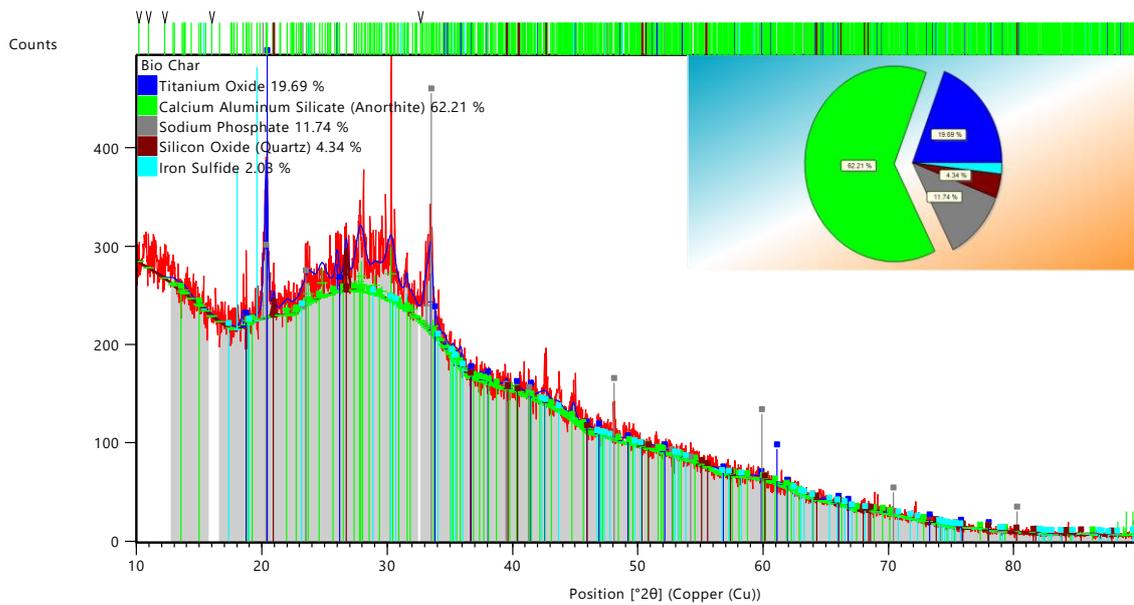
### Informe de difracción de rayos x (Biocarbón de lodo de PTAR)

This is the simple example template containing only headers for each report item and the bookmarks. The invisible bookmarks are indicated by text between brackets.  
Modify it according to your own needs and standards.

#### **Measurement Conditions:** (Bookmark 1)

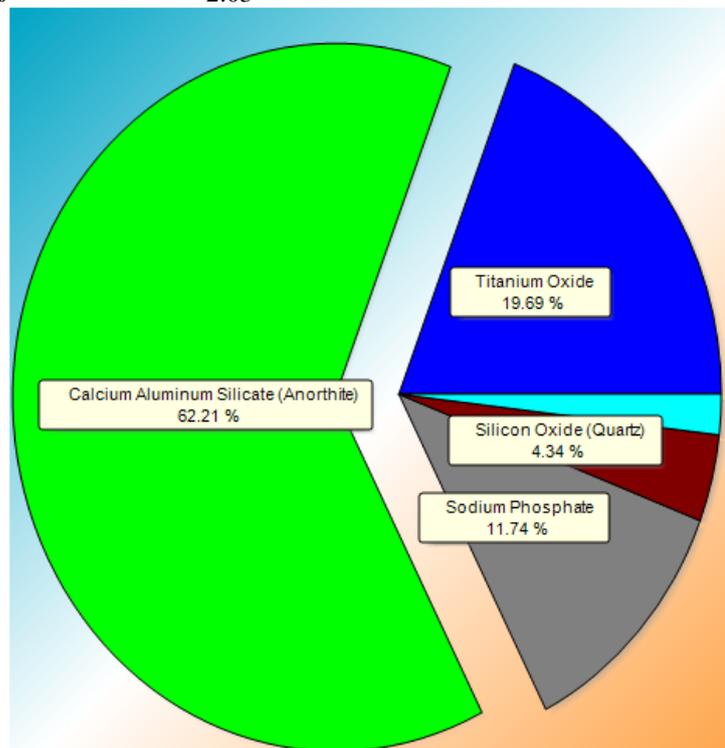
Dataset Name	Bio Char
File name	C:\XRD Data\Bio Char.raw
Comment	Scan Mode: Continuous scan mode
Scan Type:	Locked Coupled
Goniometer Stage:	Standard stage
Goniometer Control:	Diffraction Controller only
Sample Changer:	Unknown Sample Changer
Measurement Flag:	Already measured
Sync. Axis:	Unknown Sync Axis
Beam Optics:	Unknown Beam Optics Flag
Monochromator:	Unknown Monochromator
Analyzer:	Unknown Analyzer
Measurement Start Date/Time	28/04/2022 14:57:09
Raw Data Origin	BRUKER-binary V4 (.RAW)
Scan Axis	Gonio
Start Position [ $^{\circ}2\theta$ ]	10.0000
End Position [ $^{\circ}2\theta$ ]	89.9890
Step Size [ $^{\circ}2\theta$ ]	0.0210
Scan Step Time [s]	80.0000
Scan Type	Pre-set time
Offset [ $^{\circ}2\theta$ ]	0.0000
Divergence Slit Type	Fixed
Divergence Slit Size [ $^{\circ}$ ]	0.6000
Specimen Length [mm]	10.00
Receiving Slit Size [mm]	0.1000
Measurement Temperature [ $^{\circ}\text{C}$ ]	25.00
Anode Material	Cu
K-Alpha1 [ $\text{\AA}$ ]	1.54060
Generator Settings	30 mA, 40 kV
Diffraction Type	Theta/Theta
Diffraction Number	0
Goniometer Radius [mm]	240.00
Dist. Focus-Diverg. Slit [mm]	91.00
Incident Beam Monochromator	No
Spinning	No

### Main Graphics, Analyze View: (Bookmark 2)



### Peak List: (Bookmark 3)

Phase Titanium Oxide	
Weight fraction/ %	19.69
Phase Calcium Aluminum Silicate (Anorthite)	
Weight fraction/ %	62.21
Phase Sodium Phosphate	
Weight fraction/ %	11.74
Phase Silicon Oxide (Quartz)	
Weight fraction/ %	4.34
Phase Iron Sulfide	
Weight fraction/ %	2.03





**Pattern List:** (Bookmark 4)

Pos. [ $^{\circ}2\theta$ ]	Height [cts]	FWHM Left [ $^{\circ}2\theta$ ]	d-spacing [ $\text{\AA}$ ]	Rel. Int. [%]
10.1515	0.02	0.8996	8.70661	0.01
10.9402	0.00	0.8993	8.08068	0.00
12.2264	0.00	0.8987	7.23331	0.00
12.9072	0.22	0.8984	6.85326	0.09
13.0028	6.15	0.8983	6.80313	2.39
13.6530	0.00	0.8979	6.48056	0.00
13.7428	4.43	0.8978	6.43840	1.72
13.8446	2.62	0.8978	6.39131	1.02
13.8590	0.14	0.8978	6.38468	0.05
14.3729	0.01	0.8974	6.15755	0.00
14.9953	2.84	0.8970	5.90332	1.10
15.0053	0.00	0.8970	5.89940	0.00
15.1113	0.37	0.8969	5.85827	0.14
15.3706	0.64	0.0030	5.76002	0.25
15.5285	0.34	0.8965	5.70179	0.13
15.9814	1.25	0.8962	5.54123	0.49
15.9908	0.00	0.8962	5.53799	0.00
16.6226	0.00	0.8956	5.32890	0.00
17.5587	2.36	0.8947	5.04685	0.92
17.6238	0.00	0.8947	5.02835	0.00
17.7648	0.00	0.8945	4.98875	0.00
18.0381	0.04	0.8942	4.91378	0.01
18.0408	163.14	0.0030	4.91306	63.29
18.4796	0.05	0.8938	4.79738	0.02
18.4877	11.09	0.2748	4.79529	4.30
18.7286	0.00	0.8935	4.73416	0.00
18.8550	7.50	0.8934	4.70270	2.91
19.0024	0.04	0.8932	4.66654	0.02
19.1746	0.00	0.8930	4.62503	0.00
19.6314	0.83	0.8925	4.51843	0.32
19.6324	257.74	0.0030	4.51819	100.00
19.8353	0.00	0.8923	4.47244	0.00
20.1109	26.55	0.1773	4.41176	10.30
20.3396	0.41	0.8916	4.36268	0.16
20.3559	156.10	0.2850	4.35922	60.57
20.4228	0.02	0.8915	4.34507	0.01
20.8505	0.02	0.8910	4.25690	0.01
20.8724	0.41	0.8910	4.25249	0.16
20.9284	0.26	0.8909	4.24124	0.10
20.9613	18.02	0.2472	4.23466	6.99
21.4627	0.95	0.8902	4.13685	0.37
21.4816	0.00	0.8902	4.13325	0.00
22.0209	12.25	0.8894	4.03323	4.75
22.2828	0.00	0.8891	3.98641	0.00
22.4101	0.00	0.8889	3.96406	0.00
22.4698	0.25	0.8888	3.95365	0.10
22.5184	0.57	0.8887	3.94525	0.22
22.5364	0.00	0.8887	3.94212	0.00
22.7628	0.82	0.8884	3.90343	0.32
22.9531	5.81	0.8881	3.87150	2.25
23.0549	0.03	0.8879	3.85463	0.01



23.1387	0.01	0.8878	3.84085	0.00
23.1642	0.00	0.8878	3.83669	0.00
23.2687	2.82	0.2743	3.81970	1.09
23.5370	0.00	0.8872	3.77675	0.00
23.5792	0.00	0.8871	3.77009	0.00
23.6894	21.36	0.8870	3.75280	8.29
23.6976	1.07	0.8870	3.75152	0.41
23.8010	0.00	0.0897	3.73547	0.00
23.9136	0.25	0.8866	3.71812	0.10
23.9834	0.83	0.8865	3.70747	0.32
23.9993	6.92	0.8865	3.70504	2.68
24.1908	0.09	0.8862	3.67615	0.03
24.2013	0.00	0.8862	3.67457	0.00
24.6283	0.00	0.8855	3.61183	0.00
24.6344	0.00	0.8854	3.61093	0.00
24.8065	0.00	0.8852	3.58628	0.00
24.8087	28.74	0.8852	3.58596	11.15
24.8186	0.10	0.8851	3.58456	0.04
25.0296	0.15	0.8848	3.55482	0.06
25.2618	0.00	0.8844	3.52267	0.00
25.3512	0.87	0.8842	3.51045	0.34
25.4110	0.39	0.8841	3.50232	0.15
25.5000	0.01	0.8840	3.49029	0.00
25.8346	3.12	0.8834	3.44585	1.21
25.9464	0.03	0.8832	3.43124	0.01
25.9707	0.00	0.8832	3.42810	0.00
26.0064	29.29	0.3126	3.42347	11.36
26.0218	1.55	0.8831	3.42148	0.60
26.0534	0.00	0.8830	3.41739	0.00
26.0633	0.00	0.8830	3.41612	0.00
26.2110	0.00	0.8827	3.39721	0.00
26.2166	3.61	0.8827	3.39649	1.40
26.7339	0.00	0.8818	3.33193	0.00
26.7345	34.28	0.3623	3.33186	13.30
26.7345	9.05	0.3623	3.33186	3.51
27.3727	0.01	0.8805	3.25560	0.00
27.4063	1.21	0.8805	3.25169	0.47
27.5448	0.00	0.8802	3.23566	0.00
27.5586	0.09	0.8802	3.23406	0.04
27.7285	19.54	0.8798	3.21464	7.58
27.7324	0.33	0.8798	3.21419	0.13
27.7381	0.03	0.8798	3.21354	0.01
27.9366	30.57	0.8794	3.19116	11.86
27.9406	0.13	0.8794	3.19072	0.05
27.9662	13.65	0.8794	3.18785	5.30
28.2026	0.07	0.8789	3.16167	0.03
28.2660	0.69	0.8788	3.15472	0.27
28.2934	0.00	0.8787	3.15172	0.00
28.4666	0.05	0.8784	3.13294	0.02
28.5947	0.00	0.8781	3.11920	0.00
28.6662	0.00	0.8780	3.11158	0.00
28.8228	0.00	0.8776	3.09503	0.00
28.9451	0.05	0.8774	3.08223	0.02
29.0072	0.00	0.8772	3.07577	0.00
29.0186	19.50	0.8772	3.07459	7.57



---

29.1192	0.10	0.8770	3.06420	0.04
29.3047	0.05	0.8766	3.04522	0.02
29.3601	2.02	0.8765	3.03960	0.78
29.3866	0.00	0.8764	3.03692	0.00
29.5321	0.52	0.1609	3.02228	0.20
29.5699	10.61	0.8760	3.01851	4.12
29.8987	0.00	0.8753	2.98606	0.00
30.0006	0.38	0.8751	2.97615	0.15
30.0103	0.01	0.8751	2.97521	0.01
30.1814	0.09	0.8747	2.95873	0.04
30.2019	0.00	0.8746	2.95677	0.00
30.2277	0.00	0.8746	2.95431	0.00
30.2959	54.33	0.8744	2.94781	21.08
30.3165	0.00	0.8744	2.94585	0.00
30.3980	0.00	0.8742	2.93814	0.00
30.5343	6.66	0.8739	2.92534	2.59
30.6514	0.00	0.8736	2.91443	0.00
30.8025	0.00	0.8733	2.90047	0.00
30.8640	0.00	0.8731	2.89484	0.00
31.0675	0.30	0.1785	2.87633	0.12
31.0726	0.03	0.8726	2.87587	0.01
31.0741	0.34	0.8726	2.87574	0.13
31.2050	0.56	0.8723	2.86397	0.22
31.2282	0.00	0.8723	2.86190	0.00
31.3754	0.00	0.8719	2.84880	0.00
31.3925	0.42	0.8719	2.84729	0.16
31.5444	16.17	0.1839	2.83393	6.27
31.5838	10.39	0.8714	2.83048	4.03
31.6265	0.03	0.8713	2.82676	0.01
31.6396	0.00	0.8713	2.82562	0.00
31.6542	0.00	0.8713	2.82435	0.00
31.6910	0.00	0.8712	2.82115	0.00
31.6967	0.00	0.8712	2.82065	0.00
32.0135	10.44	0.8704	2.79346	4.05
32.2010	0.00	0.8699	2.77763	0.00
32.3256	0.25	0.8696	2.76720	0.10
32.3450	0.00	0.8696	2.76559	0.00
32.3799	0.00	0.8695	2.76268	0.00
32.6413	0.00	0.8688	2.74115	0.00
32.7333	1.10	0.8686	2.73366	0.43
32.8285	0.07	0.8684	2.72595	0.03
32.9848	0.01	0.8680	2.71339	0.00
33.1380	0.02	0.8676	2.70120	0.01
33.1586	41.89	0.5375	2.69957	16.25
33.2042	0.00	0.8674	2.69596	0.00
33.3158	0.00	0.8671	2.68719	0.00
33.3517	0.00	0.8670	2.68437	0.00
33.4733	0.01	0.8667	2.67490	0.00
33.4837	58.18	0.3437	2.67409	22.57
33.5481	0.09	0.8665	2.66911	0.04
33.6496	0.00	0.8662	2.66128	0.00
33.6655	13.85	0.8662	2.66007	5.37
33.7389	0.00	0.8660	2.65445	0.00
33.7488	1.34	0.8660	2.65369	0.52
33.7597	0.00	0.8659	2.65286	0.00

---



33.7839	0.12	0.8659	2.65101	0.05
33.8887	0.00	0.8656	2.64306	0.00
34.0118	0.16	0.8653	2.63377	0.06
34.1267	0.04	0.8649	2.62516	0.02
34.1351	0.02	0.8649	2.62453	0.01
34.2312	0.06	0.8647	2.61739	0.02
34.4292	0.20	0.8641	2.60279	0.08
34.5281	0.04	0.8638	2.59556	0.02
34.5920	5.21	0.3479	2.59091	2.02

**Document History:** (Bookmark 5)

Visible	Ref.Code	Score	Compound Name	Displ.[°2θ]	Scale Fac.	Chem. Formula
*	00-049-1433	16	Titanium Oxide	0.000	0.717	Ti O <sub>2</sub>
*	00-041-1486	No Matching Lines	Calcium Aluminum Silicate	0.000	0.000	Ca Al <sub>2</sub> Si <sub>2</sub> O <sub>8</sub>
*	04-008-9817	9	Sodium Phosphate	0.000	0.488	Na <sub>3</sub> ( P O <sub>4</sub> )
*	01-077-8621	No Matching Lines	Silicon Oxide	0.000	0.000	Si O <sub>2</sub>
*	01-084-3943	No Matching Lines	Iron Sulfide	0.000	0.000	Fe S

## Anexo D

### Registro Fotográfico



**Figura D.1.** Muestreo Efluente sistema de lagunas “Espinar”



**Figura D.2.** Muestras de ARM (Efluente)



**Figura D.3.** Pesado de Biocarbón y Oxone



**Figura D.4.** Pesado de Biocarbón y Oxone



**Figura D.5.** Regulado de pH



**Figura D.6.** Agitación de matraces a 25°C



**Figura D.7.** Kits de análisis para DQO



**Figura D.8.** Análisis de DQO primera corrida



**Figura D.9.** Segunda y tercera corrida



## DECLARACIÓN JURADA DE AUTENTICIDAD DE TESIS

Por el presente documento, Yo Aida Jiménez Cutipa  
identificado con DNI 45015688 en mi condición de egresado de:

Escuela Profesional,  Programa de Segunda Especialidad,  Programa de Maestría o Doctorado

Ingeniería Química

informo que he elaborado el/la  Tesis o  Trabajo de Investigación denominada:

“Eliminación de DQO en aguas residuales  
municipales mediante la activación de oxone con  
biocarbón derivado de lodos de PTAR”

Es un tema original.

Declaro que el presente trabajo de tesis es elaborado por mi persona y **no existe plagio/copia** de ninguna naturaleza, en especial de otro documento de investigación (tesis, revista, texto, congreso, o similar) presentado por persona natural o jurídica alguna ante instituciones académicas, profesionales, de investigación o similares, en el país o en el extranjero.

Dejo constancia que las citas de otros autores han sido debidamente identificadas en el trabajo de investigación, por lo que no asumiré como tuyas las opiniones vertidas por terceros, ya sea de fuentes encontradas en medios escritos, digitales o Internet.

Asimismo, ratifico que soy plenamente consciente de todo el contenido de la tesis y asumo la responsabilidad de cualquier error u omisión en el documento, así como de las connotaciones éticas y legales involucradas.

En caso de incumplimiento de esta declaración, me someto a las disposiciones legales vigentes y a las sanciones correspondientes de igual forma me someto a las sanciones establecidas en las Directivas y otras normas internas, así como las que me alcancen del Código Civil y Normas Legales conexas por el incumplimiento del presente compromiso

Puno 26 de setiembre del 2023

FIRMA (obligatoria)



Huella



## AUTORIZACIÓN PARA EL DEPÓSITO DE TESIS O TRABAJO DE INVESTIGACIÓN EN EL REPOSITORIO INSTITUCIONAL

Por el presente documento, Yo Aida Jimenez Cutipa  
identificado con DNI 45015688 en mi condición de egresado de:

Escuela Profesional,  Programa de Segunda Especialidad,  Programa de Maestría o Doctorado  
Ingeniería Química

informo que he elaborado el/la  Tesis o  Trabajo de Investigación denominada:

“ Eliminación de DQO en aguas residuales municipales mediante la activación de oxone con biocarbon derivado de lodos de PTAR ”

para la obtención de  Grado,  Título Profesional o  Segunda Especialidad.

Por medio del presente documento, afirmo y garantizo ser el legítimo, único y exclusivo titular de todos los derechos de propiedad intelectual sobre los documentos arriba mencionados, las obras, los contenidos, los productos y/o las creaciones en general (en adelante, los “Contenidos”) que serán incluidos en el repositorio institucional de la Universidad Nacional del Altiplano de Puno.

También, doy seguridad de que los contenidos entregados se encuentran libres de toda contraseña, restricción o medida tecnológica de protección, con la finalidad de permitir que se puedan leer, descargar, reproducir, distribuir, imprimir, buscar y enlazar los textos completos, sin limitación alguna.

Autorizo a la Universidad Nacional del Altiplano de Puno a publicar los Contenidos en el Repositorio Institucional y, en consecuencia, en el Repositorio Nacional Digital de Ciencia, Tecnología e Innovación de Acceso Abierto, sobre la base de lo establecido en la Ley N° 30035, sus normas reglamentarias, modificatorias, sustitutorias y conexas, y de acuerdo con las políticas de acceso abierto que la Universidad aplique en relación con sus Repositorios Institucionales. Autorizo expresamente toda consulta y uso de los Contenidos, por parte de cualquier persona, por el tiempo de duración de los derechos patrimoniales de autor y derechos conexos, a título gratuito y a nivel mundial.

En consecuencia, la Universidad tendrá la posibilidad de divulgar y difundir los Contenidos, de manera total o parcial, sin limitación alguna y sin derecho a pago de contraprestación, remuneración ni regalía alguna a favor mío; en los medios, canales y plataformas que la Universidad y/o el Estado de la República del Perú determinen, a nivel mundial, sin restricción geográfica alguna y de manera indefinida, pudiendo crear y/o extraer los metadatos sobre los Contenidos, e incluir los Contenidos en los índices y buscadores que estimen necesarios para promover su difusión.

Autorizo que los Contenidos sean puestos a disposición del público a través de la siguiente licencia:

Creative Commons Reconocimiento-NoComercial-CompartirIgual 4.0 Internacional. Para ver una copia de esta licencia, visita: <https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/>

En señal de conformidad, suscribo el presente documento.

Puno 26 de setiembre del 20 23

FIRMA (obligatoria)



Huella