

ESCUELA POLITÉCNICA NACIONAL

FACULTAD DE INGENIERÍA QUÍMICA Y AGROINDUSTRIA

**REMOCIÓN DE LA CARGA CONTAMINANTE DE UN AGUA
SINTÉTICA QUE SIMULA EFLUENTES LÍQUIDOS DEL PROCESO
DE FLOTACIÓN DEL ORO**

**ESTUDIO EXPLORATORIO DEL USO DE UNA PLANTA *Cyperus
alternifolius* PARA REMOVER LA CARGA CONTAMINANTE DE
UN AGUA SINTÉTICA QUE SIMULA EFLUENTES LÍQUIDOS DEL
PROCESO DE FLOTACIÓN DEL ORO**

**TRABAJO DE INTEGRACIÓN CURRICULAR PRESENTADO COMO
REQUISITO PARA LA OBTENCIÓN DEL TÍTULO DE INGENIERO QUÍMICO**

KEVIN ALEXANDER PILAJO CUEVA

kevin.pillajo01@epn.edu.ec

DIRECTOR: PAUL ERNESTO VARGAS JENTZSCH

paul.vargas@epn.edu.ec

DMQ, septiembre 2022

CERTIFICACIONES

Yo, KEVIN ALEXANDER PILLAJO CUEVA declaro que el trabajo de integración curricular aquí descrito es de mi autoría; que no ha sido previamente presentado para ningún grado o calificación profesional; y, que he consultado las referencias bibliográficas que se incluyen en este documento.



KEVIN ALEXANDER PILLAJO CUEVA

Certifico que el presente trabajo de integración curricular fue desarrollado por KEVIN ALEXANDER PILLAJO CUEVA, bajo mi supervisión.



PAUL ERNESTO VARGAS JENTZSCH
DIRECTOR

DECLARACIÓN DE AUTORÍA

A través de la presente declaración, afirmamos que el trabajo de integración curricular aquí descrito, así como el (los) producto(s) resultante(s) del mismo, son públicos y estarán a disposición de la comunidad a través del repositorio institucional de la Escuela Politécnica Nacional; sin embargo, la titularidad de los derechos patrimoniales nos corresponde a los autores que hemos contribuido en el desarrollo del presente trabajo; observando para el efecto las disposiciones establecidas por el órgano competente en propiedad intelectual, la normativa interna y demás normas.

KEVIN ALEXANDER PILLAJO CUEVA

PAUL ERNESTO VARGAS JENTZSCH

DEDICATORIA

A mis padres, Victor y Nancy

A mi hermana Stefanny

AGRADECIMIENTO

A mis padres y hermana, por su esfuerzo y apoyo incondicional que me permitió culminar esta etapa universitaria.

A mi director Dr. Paúl Vargas y al Departamento de Ciencias Nucleares por toda la colaboración durante el desarrollo de esta investigación.

Al proyecto "*Alternativas para el tratamiento de la contaminación de agua por minería artesanal: caso Río Siete, Cantón Ponce Enríquez, Azuay*" (PIE-DPET-PNUD-2021), que sin su trabajo previo no habría sido posible el desarrollo de este trabajo de integración curricular.

ÍNDICE DE CONTENIDO

CERTIFICACIONES.....	I
DECLARACIÓN DE AUTORÍA.....	II
DEDICATORIA.....	III
AGRADECIMIENTO.....	IV
ÍNDICE DE CONTENIDO.....	V
RESUMEN	VII
ABSTRACT	VIII
1. DESCRIPCIÓN DEL COMPONENTE	1
1.1 Objetivo general.....	2
1.2 Objetivos específicos.....	2
1.3 Alcance	2
1.4 Marco teórico	3
1.4.1 Minería en Ecuador	3
1.4.2 Procesamiento del oro.....	3
1.4.3 Procesos de separación del oro	4
1.4.3.1 Extracción de Oro por el Proceso de Amalgama de Mercurio.....	4
1.4.3.2 Extracción de Oro por Lixiviación con Cianuro	4
1.4.3.3 Extracción de Oro mediante el Proceso de Electro obtención	5
1.4.3.4 Extracción de oro mediante el proceso de bórax	5
1.4.4 Flotación.....	5
1.4.5 Contaminación debida al proceso de flotación.....	7
1.4.6 Xantatos.....	8
1.4.7 Métodos de remoción de xantatos.....	10
1.4.8 Fitorremediación.....	11
1.4.9 PLANTA PARAGUAS (<i>Cyperus alternifolius</i>)	13
2. METODOLOGÍA.....	15
2.1 Reactivos	15
2.2 Equipos.....	15
2.3 Montaje experimental.....	16
2.4 Acondicionamiento de las plantas.....	17
2.5 Recolección y preparación de muestras	18
2.6 Análisis de muestras.....	19

2.6.1 Demanda Química de Oxígeno	19
2.6.2 Barridos de Muestras	20
2.6.3 Medición de Absorbancia	20
2.7 Curva de Calibración Xantato (SIPX).....	20
2.8 Influencia de la arena.....	21
2.9 Influencia de la materia orgánica	21
3. RESULTADOS, CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES	22
3.1 Resultados de la influencia del xantato isopropílico de sodio (XIPS) sobre el desarrollo de la planta <i>Cyperus Alternifolius</i>	22
3.2 Análisis de la demanda química de oxígeno (DQO) en muestras de agua de <i>Cyperus Alternifolius</i>	24
3.3 Análisis del xantato isopropílico de sodio (SIPX) en muestras de agua tratada por espectrofotometría UV-Vis.....	26
3.3.1 Longitud de máxima absorbancia del SIPX	26
3.3.2 Curva de calibración del SIPX	27
3.3.3 Determinación de la concentración de SIPX en muestras	28
3.3.4 Influencia de la arena sobre la degradación del SIPX.....	32
3.4 Perspectivas de la fitorremediación	34
3.2 Conclusiones	36
3.3 Recomendaciones	37
4. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	38
5. ANEXOS.....	46
ANEXO 1	47
ANEXO 2	48
ANEXO 3	49
ANEXO 4	50
ANEXO 5	51
ANEXO 6	55
ANEXO 7	58
ANEXO 8	61

RESUMEN

Durante el desarrollo del proyecto “Alternativas para el tratamiento de la contaminación de agua por minería artesanal: caso Río Siete, Cantón Ponce Enríquez, Azuay”, se evidenció la presencia de plantas *Cyperus alternifolius* en cuerpos de agua contaminados por xantatos provenientes de procesos de flotación. Esto indicaría que la planta tendría cierta resistencia a los xantatos con uso potencial en la fitorremediación de efluentes. Por tal razón, el presente trabajo estudia la capacidad que tiene la planta *Cyperus alternifolius* para remover xantatos de agua, que simulan efluentes líquidos provenientes del proceso de flotación del oro. Para el efecto, se realizó la construcción de humedales artificiales a escala laboratorio, que fueron regados con soluciones de xantato isopropílico de sodio (SIPX) durante 33 días. En los resultados del estudio se destacan que las plantas sometidas a experimentación fueron capaces de tolerar una masa acumulada SIPX de 2100 mg, 2275 mg y 2424 mg. Se determinó también, que mediante la medición de DQO no es posible cuantificar la remoción del contaminante debido a interferencias por materia orgánica disuelta, sin embargo, mediante métodos espectrofotométricos se estimó la remoción de SIPX en 98 %, 95 % y 96 % para cada humedal experimental. Además, la arena usada como sustrato aportaría con alrededor del 50 % de la remoción del contaminante debido a fenómenos de adsorción. Los resultados indican que el uso de plantas *Cyperus alternifolius* usadas en este trabajo tienen potencial para fitorremediación de xantatos a mayor escala.

PALABRAS CLAVE: Fitorremediación, xantato, flotación, *Cyperus alternifolius*, espectrofotometría.

ABSTRACT

During the development of the project "Alternatives for the treatment of water pollution by artisanal mining: Río Siete case, Cantón Ponce Enríquez, Azuay", the presence of *Cyperus alternifolius* plants was evidenced in bodies of water contaminated by xanthates from flotation processes. This would indicate that the plant would have some resistance to xanthates with a potential use in effluent phytoremediation. For this reason, the present work aims to study the capacity of the *Cyperus alternifolius* plant to remove xanthates from water, which simulate liquid effluents from the gold flotation process. For this, the construction of artificial wetlands was carried out on a laboratory scale, which were irrigated with solutions of sodium isopropyl xanthate (SIPX) for 33 days. The results of the study found that experimental plants were able to tolerate an accumulated SIPX mass of 2100 mg, 2275 mg and 2424 mg. It was also determined that by measuring COD it is not possible to quantify the removal of the contaminant due to interference by dissolved organic matter, however, using spectrophotometric methods, SIPX removal was estimated at 98%, 95% and 96% for each experimental wetland. In addition, the sand used as substrate would contribute with about 50% of the contaminant removal due to adsorption. The results indicate that the use of *Cyperus alternifolius* plants used in this work have potential for phytoremediation of xanthates on a larger scale.

KEYWORDS: Phytoremediation, xanthate, flotation, *Cyperus alternifolius*, spectrophotometry.

1. DESCRIPCIÓN DEL COMPONENTE

La minería metálica se ha convertido, en las últimas décadas, en una de las actividades económicas más rentables y de grandes ingresos de divisas para Ecuador. El oro destaca porque se cuentan con importantes yacimientos, en especial en el sur del país (Aguilar Pesantes et al., 2019). Se sabe que la minería metálica es una actividad muy contaminante, pues introduce en el agua y suelo metales pesados (Gallo et al., 2021). Sin embargo, como uno de los hallazgos del proyecto “Alternativas para el tratamiento de la contaminación de agua por minería artesanal: caso Río Siete, Cantón Ponce Enríquez, Azuay” (Código PIE-DPET-PNUD-2021) se verificó que también hay contaminantes orgánicos que son liberados al agua como consecuencia de actividades de separación de oro de la roca. Compuestos orgánicos conocidos como xantatos son utilizados en la flotación de minerales auríferos y estos son, muchas veces, liberados al ambiente a través de descargas de agua residual sin tratar (Aguilar Pesantes et al., 2019; Punia y Singh, 2021). Se sabe que los xantatos son tóxicos tanto para el ser humano como para la flora y la fauna, por tanto, su presencia en ríos puede tener severas implicaciones ambientales y sanitarias (Muzinda y Schreithofer, 2018).

Por lo mencionado, se requiere buscar estrategias de remoción de xantatos del agua, en lo posible, que sean lo menos invasivas posible para ecosistemas que ya son afectados por contaminación con esta sustancia. De las observaciones realizadas en proyecto de investigación antes mencionado, se tiene indicios que la planta *Cyperus alternifolius* tendría cierta resistencia a los xantatos. Por lo tanto, esta planta es un interesante candidato para ser usada en sistemas de fitorremediación. Reportes previos sugieren que esta planta podría facilitar la degradación de contaminantes orgánicos presentes en el agua (Goren et al., 2021; Sa'At et al., 2017).

En el presente trabajo se propone estudiar la capacidad que tiene la planta *Cyperus alternifolius* para remover xantatos del agua en un rango de tiempo establecido, mediante la aplicación de espectrofotometría para la medición de la demanda química de oxígeno (DQO) y la concentración de trazas del contaminante. Estos resultados permitirían hacer una evaluación del potencial uso de estas plantas en estrategias de fitorremediación en áreas influenciadas por actividades mineras metálicas, en particular, relacionadas a los procesos de extracción de oro.

1.1 Objetivo general

Estudiar la capacidad que tiene la planta *Cyperus alternifolius* para remover xantatos de agua, que simulan efluentes líquidos provenientes del proceso de flotación del oro.

1.2 Objetivos específicos

1. Confirmar la resistencia de la planta *Cyperus alternifolius* a un contaminante orgánico típico en efluentes líquidos del proceso de flotación del oro (xantatos).
2. Determinar si la planta *Cyperus alternifolius* puede ser usada en una estrategia de fitorremediación para la remoción de xantatos del agua.
3. Discutir la viabilidad del uso de la planta *Cyperus alternifolius* para su uso en fitorremediación en el contexto de actividades mineras metálicas en Ecuador.

1.3 Alcance

Mediante el presente proyecto de trabajo de integración curricular, se llevarán a cabo estudios iniciales sobre la posibilidad de aplicar una estrategia de fitorremediación con plantas *Cyperus alternifolius* para la remoción de xantatos del agua. Plantas *Cyperus alternifolius* serán plantadas en baldes de aproximadamente 10 L de capacidad; se usará arena como sustrato y se agregará algo de compost que aporten nutrientes a las plantas. Se preparará agua sintética (soluciones acuosas de xantatos) que simulan efluentes líquidos del proceso de flotación de oro. Las plantas serán regadas con el agua sintética de acuerdo a los requerimientos hídricos que tengan y, periódicamente, se evaluará la remoción de los xantatos del agua mediante mediciones espectrofotométricas y/o de demanda química de oxígeno (DQO). Se busca determinar si los xantatos presentes en el agua con el que se riega las plantas pueden ser removidos, sea por (bio)degradación, adsorción en el sustrato o una combinación de ambos. Se presume que microorganismos asociados a las raíces de las plantas pueden cumplir la doble función de facilitar la absorción de nutrientes para la planta y degradar contaminantes orgánicos en el agua. Se realizará un balance de masa del contaminante (xantato) para determinar si esta estrategia de fitorremediación permite la remoción de xantatos del agua. Asimismo, un balance de masa del agua permitirá estimar los requerimientos hídricos de las plantas *Cyperus alternifolius* durante el periodo de estudio (4 a 6 semanas).

1.4 Marco teórico

1.4.1 Minería en Ecuador

Durante los últimos años, la industria de la extracción de minerales en Ecuador se ha posicionado como una de las industrias que más aporta al producto interno bruto (PIB) nacional. Se ha demostrado que en el país existe una fuente importante de reservas de minerales extraíbles que incluyen depósitos de antimonio, cobre, minerales de hierro, cobre, plata y depósitos de oro de clase mundial (Aguilar Pesantes et al., 2019). Debido a esto, a partir del año 2015 se han desarrollado planes de extracción y concesiones a empresas extranjeras sobre zonas con gran potencial como en la zona sur del país en las provincias de Zamora Chinchipe y Azuay (Mestanza et al., 2021). Como consecuencia, en el año 2021, las exportaciones mineras alcanzaron los USD 2.092 millones, mientras que entre enero y abril del año 2022 se han exportado USD 984,5 millones y se espera que para finales de año se alcancen los USD 2.600 millones (BCE, 2021).

1.4.2 Procesamiento del oro

La aplicación de algún proceso de extracción del oro depende en gran medida de los factores mineralógicos del sustrato y de la composición del mineral; según Zhou (2004) algunos de estos factores son el tamaño de las partículas de oro, la presencia de cianicidas y minerales refractarios de oro, y la presencia de estructuras minerales de sulfuros y sulfoarseniuros. El refinamiento de oro se puede resumir en las siguientes etapas (Adams, 2005):

- Exploración: Ubicar las zonas donde existe la presencia de los minerales de interés mediante la ayuda de reportes satelitales en la mayoría de los casos, se realiza la toma de muestras y la caracterización de las mismas para determinar la composición de la mina.
- Pre minado y minado: Se retira el terreno superficial y se fragmenta la roca mediante el uso de explosivos.
- Trituración y molienda: Se reduce el tamaño de las rocas para aumentar el área de contacto.
- Separación del oro: Es el proceso más importante de toda la operación, dependiendo del tipo de mineral, se aplican varios procesos para separar el metal de la roca, así se puede utilizar procesos de separación por amalgama de mercurio, lixiviación, electro obtención o flotación.

- Proceso Merrill Crowe: Se filtra la solución enriquecida previamente obtenida y se elimina el oxígeno presente, después se precipitan los metales mediante la adición de zinc en polvo.
- Fundición: El oro sólido se somete a procesos de secado a temperaturas de 600 °C, para después ser sometidos a fundición a 1200 °C y finalmente obtener el doré.

1.4.3 Procesos de separación del oro

Generalmente hay dos tipos de oro: oro primario, también conocido como oro de veta; y oro secundario u oro de corrientes. En particular, la extracción de oro primario está asociada con un esfuerzo considerable. Existen varios métodos para liberar las partículas de oro de su matriz rocosa en el mineral extraído (Adams, 2005, Prasad, 1991).

1.4.3.1 Extracción de Oro por el Proceso de Amalgama de Mercurio

Se tritura la roca hasta obtener arena fina, se agrega mercurio al polvo de roca. El oro tiene la propiedad que le permite unirse a la superficie del mercurio. El mercurio enriquecido con oro forma una solución de aleación plateada y brillante, llamada amalgama. La amalgama se acumula en el fondo del recipiente de mezcla y se separa fácilmente de los otros minerales. Posteriormente, la amalgama se calienta hasta que el mercurio se evapora dejando el oro puro en bruto. (Stoffersen et al., 2018; Koster et al., 2015). Este método de extracción de oro es ilegal en Ecuador y varios otros países, debido a los severos impactos sobre la salud humana y el medio ambiente, debido a la liberación de vapores de mercurio que se producen al quemar la amalgama para recuperar el oro.

1.4.3.2 Extracción de Oro por Lixiviación con Cianuro

La roca aurífera se tritura hasta convertirla en arena y polvo. Posteriormente, el polvo de roca que es amontonado en pilas, columnas o almacenado en tanques se combina con una solución de cianuro de sodio que es una sal sódica del ácido cianhídrico HCN (Kondos et al, 1996). El ácido separa el oro del polvo de roca y lo transporta en solución. El oro se filtra de la solución de lixiviación mediante la adición de polvo de zinc se precipita el oro, luego se lava del sustrato, y se seca. El oro bruto recuperado se refina posteriormente en oro fino (Aylmore, 2016).

1.4.3.3 Extracción de Oro mediante el Proceso de Electro obtención

Es un proceso que no usa sustancias tóxicas, es un proceso electroquímico que consta de un ánodo de SS y un cátodo de alambre de Fe, donde se deposita el oro. Durante la electrólisis, el oro se acumula como lodo debajo del ánodo que luego, utilizando un proceso adecuado, los metales preciosos individuales pueden separarse unos de otros (Nadirov et al., 2018; Avci, 1988)

1.4.3.4 Extracción de oro mediante el proceso de bórax

El material aurífero se coloca en un crisol de fusión y luego se agrega bórax. El bórax reduce el punto de fusión de la mezcla de minerales y hace que la masa fundida sea más fluida. El bajo punto de fusión permite que el oro se extraiga utilizando fuentes de calor de baja potencia para lograr la fusión. El oro se hunde hasta el fondo del crisol, mientras que otros materiales rocosos como el silicio, el cuarzo, el mineral y todos los óxidos suben a la parte superior (Appel et al., 2014; Joseph et al., 2021).

1.4.4 Flotación

Es un proceso de separación de minerales en húmedo en el que se aprovechan las propiedades hidrofóbicas e hidrofílicas de los minerales para efectuar una separación selectiva de los mismos. El oro es un mineral que flota fácilmente, por lo que el proceso de extracción de oro por flotación siempre ha sido una de las formas efectivas de procesar minerales auríferos (Parga et al., 2009). Este proceso de separación aplica para partículas que tiene un tamaño de grano entre 50 a 100 micras (Chen, 2020) y se basa en que los sulfuros metálicos, normalmente hidrofílicos, poseen la peculiar propiedad de asumir una gravedad específica falsa debido, a su falta de adhesión al agua y a su capacidad de adherirse a una película de aire u otro gas, es decir que, al introducir un corriente de aire dentro de una pulpa de minerales, los sulfuros pueden separarse de la fase más pesada y flotar a hacia la superficie (Kyzas et al., 2019). Para llevar a cabo el proceso de flotación se usan tres tipos de reactivos que se clasifican en colectores, espumantes y agentes de adición o modificantes.

- **Colectores:** Los colectores son, en su mayor parte, reactivos orgánicos heteropolares; es decir, comprenden una cadena hidrocarbonada no polar (hidrofóbica) y un grupo de cabeza polar (hidrofílico). En la mayoría de los casos, la parte hidrofílica reacciona con la superficie del mineral, proceso que conduce a la adsorción del colector. Esta orientación deja la parte hidrófoba expuesta al agua,

haciendo que la superficie del mineral sea hidrófoba; es decir, el mineral se vuelve "flotante" (Xin et al., 2017). Existen 3 tipos de colectores, los de tipo aniónicos, catiónicos y no iónicos, los de tipo aniónico son los más usados entre ellos se encuentran los xantatos que son ésteres y sales del ácido xántico, y el colector Aerofloat que es una sal del ácido ditiofosfórico disustituido (Lui, 2018). Los colectores aniónicos son por lo general sales de amonio cuaternario y clorhidratos de lauril amina. Los colectores no iónicos son los menos usados y son compuestos que tienen grupos polares sulfatos o di sulfatos (Moncayo, 2017).

- **Espumantes:** Son compuestos heteropolares que se utilizan para evitar la coalescencia (proceso en el que dos dominios de una misma fase entran en contacto para formar un dominio mayor) de las burbujas de aire, manteniendo las burbujas finas y dando como resultado un flujo de área de superficie de burbuja alta en la pulpa y una espuma estabilizada en la superficie. Generalmente, los espumantes tienen un grupo terminal hidroxilo con una cadena de hidrocarburo. Esto induce al espumante a acumularse o adsorberse en la interfase aire-agua es decir en la superficie de la burbuja (Drzymala, 2018, Laskowski, 2004).
- **Agentes de adición:** Se utilizan para modificar la flotabilidad normal de los minerales con promotores y espumantes, existen agentes reguladores cuya función es controlar la alcalinidad de la pulpa, agentes activantes que asisten en la flotación de los minerales, y los agentes depresores que ayudan en la selectividad de un mineral sobre otro (Rao, 2004).

Celda de Flotación

El proceso de flotación se lleva a cabo en celdas de flotación (Figura 1.1), son equipos a los que se alimenta con la pulpa elaborada a partir de una mezcla de partículas finas de mineral y agua por la parte inferior de la celda. Por la parte inferior de la celda también se alimenta una corriente de aire para la generación de burbujas y el espumante, mientras que por la parte superior ingresa un flujo de agua. Dentro de la celda existe un agitador que ayuda en el proceso de flotación, dentro de la celda el mineral entra en contacto con las burbujas que en conjunto con reactivos, colectores y espumantes permite la flotación del mineral y forma espuma rica en el mineral sobre la superficie para su recolección y posterior tratamiento (Parga et al, 2009).

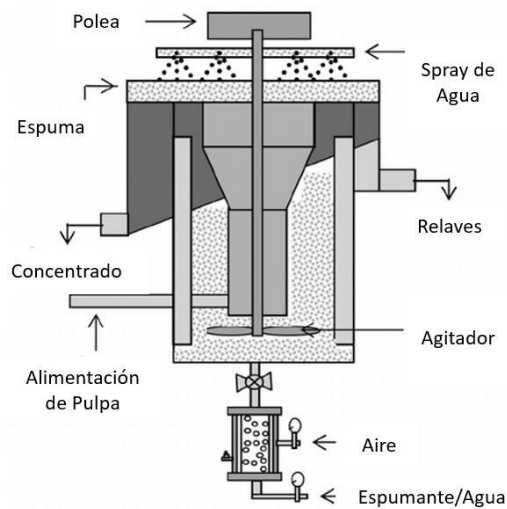


Figura 1.1. Esquema de una celda de flotación (Parga et al., 2009).

1.4.5 Contaminación debida al proceso de flotación

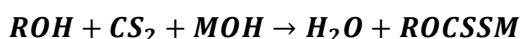
Durante el proceso de la flotación, además del concentrado de mineral, también se generan relaves debido a la alta cantidad de agua que se usa para lavar la pulpa de mineral que, en conjunto con los reactivos colectores, espumantes y agentes de adición que se usan para aumentar la eficiencia del proceso, se produce desechos con altas concentraciones de contaminantes orgánicos e inorgánicos. Según Kossof et al. (2014), el volumen de material de desecho normalmente supera con creces el recurso liberado, incluidos los relaves que, a menudo, contienen contaminantes potencialmente peligrosos, porque son mezclas de roca triturada y fluidos de procesamiento previos como molinos, lavaderos o concentradores que quedan después de la extracción de metales. Estos relaves en algunos casos son vertidos directamente a los cuerpos de agua sin tratamientos previos para eliminar dichos contaminantes (Guo et al., 2016).

Debido a la cantidad de minerales que se agregan y componen el mineral sulfurado de oro, algunos podrían ser fuentes de contaminación ambiental por la presencia de metales como Cd, Pb, y Cu, Los cuales son potencialmente tóxicos (Korelli, 2015). Del mismo modo, existen contaminantes orgánicos que son residuos de los reactivos de flotación que, según Guo et al. (2016), al acumularse en los tejidos vivos puede crear un enorme riesgo potencial para los seres humanos y otros organismos. Además, Barcelos et al. (2020) destacó que una pequeña concentración de estos químicos que viene en las aguas residuales de flotación es tóxica para la vida acuática. Los reactivos de flotación también pueden sufrir degradación y diferentes productos de degradación, algunos quizás tanto o más tóxicos que el reactivo original.

En Ecuador, en el marco de actividades del proyecto “Alternativas para el tratamiento de la contaminación de agua por minería artesanal: caso Río Siete, Cantón Ponce Enríquez, Azuay” (Código PIE-DPET-PNUD-2021), se evidenció la presencia de un compuesto colector (xantato) en un río de las zonas de estudio. Si bien no se realizaron análisis químicos específicos para detectar este tipo de sustancias, su presencia en el agua del río fue evidenciada en virtud al olor característico de este tipo de sustancias.

1.4.6 Xantatos

Son compuestos que se usan como colectores durante el proceso de la flotación. Los xantatos son compuestos que se obtienen como productos de la reacción de un alcohol, hidróxido de sodio o potasio y disulfuro de carbono (Chander, 2007). La reacción general se presenta en la Ecuación 1.1.



Ecuación 1.1. Reacción de obtención xantato

Su fórmula molecular es ROCSSM, que es extremadamente inestable en solución ácida pero relativamente estable en medio alcalino. Se representa como se muestra a continuación:

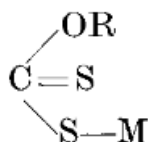
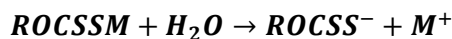


Figura 1.2. Fórmula estructural del xantato, donde “M” representa a un metal (Chen, 2020).

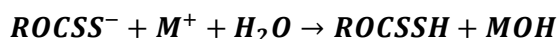
Son compuestos que presentan un color blanco u amarillento y liberan un olor característico a azufre. Los xantatos se han usado como reactivo o aditivo en las industrias de pesticidas, caucho, celulosa y farmacéutica, sin embargo, en la actualidad los xantatos tienen su principal uso en la industria minera como colectores para la recuperación de minerales sulfurados. Esto es posible porque se adhieren a la superficie de dichos minerales y, con ayuda de burbujas de aire, se logra su flotación para concentrar minerales como son la plata, cobre y, en especial, el oro (Shen et al., 2016). Los colectores de xantato más usados son el xantato de etilo, xantato de butilo y xantato de isobutilo, así como xantato de isopropilo y xantato de isopentilo (Chander, 2007).

Los xantatos son solubles en agua y, al disociarse, forman cationes de metales alcalinos y aniones xantatos. El mecanismo de degradación del xantato en soluciones acuosas se muestra en la ecuación 2.2, y varía en función del pH de la solución (Rao, 2004).



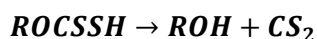
Ecuación 1.2. Disociación de xantato en medio acuoso

A pH neutro el xantato se hidroliza para formar ácido xántico y el hidróxido del metal correspondiente, como se muestra en la ecuación 1.3



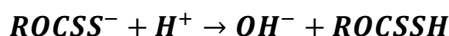
Ecuación 1.3. Hidrólisis de xantato a pH neutro

Después, el ácido xántico se degrada para formar un alcohol y disulfuro de carbono, ecuación 1.4

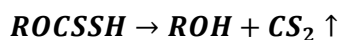


Ecuación 1.4. Hidrólisis de ácido xántico

En soluciones ácidas con pH menor a 5, también se produce la hidrolisis del ion xantato (Ecuación 1.5), seguido de la descomposición del ácido xántico para formar disulfuro de carbono (Ecuación 1.6), pero debido a que la concentración de iones hidrógeno es mayor, se produce una mayor hidrolisis del ion xantato y, por ende, mayor formación de CS₂. Esto explica por qué a menor pH la degradación de los xantatos es mayor (Shen et al., 2016).

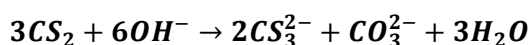


Ecuación 1.5. Hidrólisis del ión xantato a pH ácido



Ecuación 1.6. Hidrólisis de ácido xántico a pH ácido

Por otro lado, en soluciones alcalinas con pH superiores a 9, los iones OH⁻ inhiben la hidrolisis del ion xantato, por lo que disminuye la formación de CS₂. Sin embargo, este compuesto reacciona con los iones OH⁻ como se muestra en la Ecuación 1.7 (Shen et al., 2016, Elizondo et al., 2021):



Ecuación 1.7. Reacción de disulfuro a pH alcalino

La descomposición de las soluciones de xantato, además de verse afectadas por el pH, también se ven afectadas por factores como la temperatura, tiempo y presencia de contaminantes. Es así que en un estudio llevado a cabo por Palaty et al., (2021) sobre la descomposición térmica del xantato, se observó que, a temperaturas mayores 30 °C, se incrementa la descomposición de los xantatos. Mustafa et al. (2004) realizaron un estudio de degradación a diferentes temperaturas y estableció que a pH 7 y 10 °C el xantato tiene una tasa de degradación de 0,451 %, mientras que a una temperatura de 27 °C la tasa de degradación fue de 2,587 %. Por otro lado, Elizondo et al. (2021) realizaron un estudio de degradación de xantatos en rangos de tiempo establecidos y determinaron que, durante la primera hora, se produce una degradación de xantato que luego se estabiliza con el tiempo. Adicionalmente, se verificó que se puede acelerar la descomposición de los xantatos si existe la presencia de metales como plomo y zinc.

1.4.7 Métodos de remoción de xantatos

Los xantatos se hidrolizan en soluciones acuosas para generar otras especies tóxicas como el disulfuro de carbono (CS_2), que se acumula en las plantas de flotación y en los relaves que se generan durante el proceso (Molina et al., 2013). Algunas plantas de producción de minerales recirculan esta agua de relaves dentro de su proceso, sin embargo, muchas veces se realizan descargas de estos relaves sin un tratamiento adecuado con las consecuentes implicaciones de seguridad, sobre la salud humana y el medio ambiente (Alto et al., 1977). Por esta razón se han planteado métodos para remover xantatos de aguas residuales resultantes de actividades mineras y, en este ámbito, destacan los procesos de oxidación avanzados (POAs); estos procesos se basan en la generación de radical hidroxilo ($\bullet OH$), que tiene un alto poder oxidativo. Algunos ejemplos se presentan a continuación. Molina et al. (2013) utilizaron fotocatalisis-UV, electrólisis y fotoelectrooxidación para degradar xantato, y se alcanzaron porcentajes de remoción de 99 %, 98 % y 93 %, respectivamente. García et al. (2019) llevaron a cabo la degradación de xantato mediante procesos Fenton y Foto-Fenton, los cuales usan peróxido de hidrógeno e ion ferroso (Fe^{2+}), con remociones de aproximadamente 99% para un tiempo de reacción de 5 minutos.

Alternativas a estos procesos de oxidación son los tratamientos físicos como floculación, coagulación y adsorción; en un trabajo realizado por Rezaei et al. (2018), se estudió la remoción de xantato por adsorción en bentonita y se determinó que remueve un 90 % del xantato de muestras reales de relaves de minería. Mielczarski (1987) ensayó la coagulación y precipitación de xantato usando esfalerita y se logró una remoción del 80%.

Los métodos físicos y químicos antes mencionados pueden implicar altos consumos de reactivos, energía y, además, se pueden tener costos de operación de consideración. Es posible, además, causar contaminación secundaria y esto ha motivado el desarrollo de métodos alternativos con iguales o mayores eficiencias y amigables con el medio ambiente (Huang et al., 2012).

Las técnicas de biorremediación han ganado atención porque se ha descubierto que son técnicas versátiles, económicas, estables y ambientalmente benignas en el tratamiento de aguas residuales (Chen et al., 2011). En un estudio realizado por Huang et al. (2012), se utilizaron biorreactores aeróbicos y anaeróbicos para remover xantato, y se determinó que luego de 20 días se obtiene una remoción de xantato del 83,3%. Del mismo modo, Chen et al. (2011) llevaron a cabo la degradación de xantato por medios biológicos obteniendo eficiencias en la remoción de hasta 97,1% en 8 días. Una de las estrategias que está ganando espacio en la actualidad es la remoción de contaminantes mediante el uso de plantas (fitorremediación), pues es de bajo costo y se pueden alcanzar elevados porcentajes de remoción de contaminantes orgánicos e inorgánicos. Para el caso de tratamiento de relaves de industrias mineras, se pueden alcanzar remociones de contaminantes de hasta el 95 % (Masinire et al., 2021). Por supuesto, se debe prestar atención a las características de los contaminantes que se quiere remover del agua y/o suelo y eso requiere la realización de estudios específicos según los escenarios que se tenga.

1.4.8 Fitorremediación

La fitorremediación es un proceso combinatorio de las propiedades fisiológicas, químicas y los procesos biológicos adoptados por ciertas especies de plantas para limpiar contaminantes. (Usman et al., 2022). La fitorremediación utiliza varios mecanismos que incluyen procesos de degradación (rizodegradación, fitodegradación), acumulación (fitoextracción, rizofiltración), disipación (fitovolatilización) e inmovilización (control hidráulico y fitoestabilización) para degradar, eliminar o inmovilizar los contaminantes del suelo y agua. Dependiendo del tipo de contaminantes, las plantas utilizan uno o más de estos mecanismos para reducir sus concentraciones en el suelo y el agua (Sabir et al., 2014).

La interacción de las plantas con el medio ambiente (suelo, agua y aire) y los microorganismos que se encuentran en las raíces juegan un papel fundamental en la eliminación de los contaminantes. Además, la efectividad de la remediación también depende de la naturaleza del contaminante, la especie de planta, el pH del suelo, la

conductividad eléctrica, el contenido de materia orgánica, y los procesos microbianos (Ali et al., 2013). Las especies de plantas ideales para fines de fitorremediación deben ser de naturaleza resistente, alta producción de biomasa, tolerantes a los efectos tóxicos de metales y contaminantes, fáciles de cultivar, tener una alta capacidad de absorción y no ser atractivas para los herbívoros (Usman et al., 2022).

- **Fitoextracción:** La fitoextracción o fitoacumulación implica la absorción de contaminantes tóxicos por las raíces de las plantas, seguida de la translocación de los contaminantes absorbidos a los brotes y la deposición en la vacuola, la pared celular, la membrana celular y otras partes metabólicamente inactivas en los tejidos vegetales (Kafle et al., 2022). Este mecanismo se ve beneficiado por plantas que crecen rápidamente con una alta producción de biomasa (Ali et al., 2013). Se ha demostrado que las plantas *Lolium perenne* (Hernández et al., 2019) y *Pelargonium hortorum* (Manzor et al., 2019) usan este mecanismo.
- **Fitoestabilización:** Se produce la inactivación o inmovilización de contaminantes dentro de las raíces o en la rizosfera dando como resultado efectos tóxicos reducidos. Los contaminantes pueden inmovilizarse en la rizosfera con la ayuda de exudados fitoquímicos y proteínas transportadoras, o secuestrarse dentro de la vacuola de la célula de la raíz a través de procesos celulares. (Ali et al, 2013; Alkorta, 2001). Li et al. (2019) menciona que la planta *Solanum nigrum* emplea este mecanismo.
- **Rizofiltración:** Este mecanismo implica la eliminación de sustancias contaminantes utilizando las raíces de las plantas para remediar los contaminantes acuosos de las aguas residuales, aguas subterráneas o superficiales mediante la adsorción, concentración y precipitación en las raíces de plantas acuáticas tolerantes a los contaminantes (Sabir et al., 2014). Algunas bacterias endófitas como *Pseudomonas* y *Ochrobacterium* que están en superficie de la raíz ayudan en el proceso de rizofiltración (Usman et al., 2022). Algunas plantas que típicamente utilizan este mecanismo son *Eichhornia crassipes* (Rai, 2019) y *Cyperus Alternifolius* (Soda et al., 2012).
- **Fitovolatilización:** En este mecanismo las plantas toman los contaminantes del suelo y transforman los químicos menos volátiles en formas más volátiles, y liberan los contaminantes a la atmósfera a través del proceso de volatilización. Esta técnica funciona bien cuando los contaminantes volatilizados tienen efectos menos tóxicos cuando se separan del suelo a la atmósfera. Este proceso funciona bien

principalmente para contaminantes orgánicos (Usman et al., 2022). Algunas de las plantas capaces de volatilizar contaminantes son *Juncus Effuses* (Wiesner et al, 2013) y *Phragmites australis* (San miguel et al., 2013).

- **Fitodegradación:** La planta absorbe los contaminantes y los metaboliza o descompone en pequeños compuestos menos dañinos y los distribuye dentro del tejido vegetal. Como las plantas no contienen transportadores activos, estos contaminantes orgánicos se absorben de forma pasiva (Kotoky, 2019).

1.4.9 PLANTA PARAGUAS (*Cyperus alternifolius*)

Es una planta perteneciente a la familia *Cyperaceae* y se conoce con el nombre de planta paraguas debido a su característica forma. Es una planta perenne erecta semiacuática, con tallos que crecen entre 50 y 150 cm de altura, con raíces fibrosas y rizoma. El tallo es sólido y largo. En la parte superior hay una disposición en forma de paraguas de hasta 30 aspas lineales de unos 15 cm de largo, son lampiños, con nervios paralelos, punta fina y borde escabroso. La inflorescencia se da en su extremo con pequeños grupos de espiguillas aplanadas de color marrón verdoso. Crece a lo largo de los bordes de arroyos, estanques y lagos, tanto en sombra parcial como en plena luz (Dolphen & Thiravetyan, 2015; Ebrahimi et al., 2013). En la Figura 1.3 se muestran fotos de las plantas *Cyperus alternifolius* utilizadas durante la experimentación.



Figura 1.3. Fotos de plantas de *Cyperus Alternifolius*

Como uno de los hallazgos del proyecto “Alternativas para el tratamiento de la contaminación de agua por minería artesanal: caso Rio Siete, Cantón Ponce Enríquez, Azuay” (Código PIE-DPET-PNUD-2021), se verificó la presencia de *Cyperus Alternifolius* en las orillas de los ríos de zonas bajo influencia minera en provincias del sur de Ecuador, lo que permitiría inferir que la planta *Cyperus alternifolius* tendría cierta resistencia a distintos contaminantes asociados a la minería metálica entre los que están los xantatos

del proceso de la flotación del oro. Por tanto, esta planta es un interesante candidato para ser usada en sistemas de fitorremediación. Reportes previos sugieren que esta planta podría facilitar la degradación de contaminantes orgánicos presentes en las aguas residuales domésticas (Bilgin et al., 2014) en humedales artificiales verticales. Un estudio similar realizado por Thongtha et al. (2014) tuvo como resultado una remoción del 80% de la Demanda Química de Oxígeno (DQO) de aguas residuales domésticas. Goren et al. (2021) consiguieron eficiencias en la remoción de contaminantes orgánicos de almazara del 95,3%. Sa'At et al. (2017) consiguieron una remoción del 93% de contaminantes orgánicos provenientes de la elaboración de aceite de palma. Chi et al. (2021) removieron el 88% de los contaminantes orgánicos presentes en aguas residuales de granjas de camarones.

Según Ebrahimi et al. (2013), el principal mecanismo a través del cual las plantas *Cyperus alternifolius* degradan los contaminantes orgánicos es la rizofiltración, pues este mecanismo es muy común en plantas acuáticas. En la rizofiltración, las raíces de las plantas se utilizan para absorber contaminantes de suelos contaminados y corrientes de desechos acuáticos. Mediante intercambio de iones y con la ayuda de bacterias, ayudan a la fijación dentro de la raíz de los contaminantes en una forma insoluble.

No se ha encontrado literatura que muestre que el método de fitorremediación con plantas *Cyperus alternifolius* se ha aplicado a la remoción de xantatos, debido a esto en el presente trabajo se propone estudiar la capacidad que tiene la planta *Cyperus alternifolius* para remover xantato isopropílico de sodio (SIPX) de agua sintética que simulan efluentes provenientes del proceso de flotación del oro.

2. METODOLOGÍA

En el presente estudio se busca evaluar la capacidad que tiene la planta *Cyperus alternifolius* para remover xantato de aguas que simulan efluentes provenientes del proceso de flotación del oro. Con este fin se empleó una metodología de tipo experimental con un enfoque cualitativo, debido a que se plantea analizar los resultados obtenidos de la degradación de xantato a diferentes tiempos durante el tiempo de experimentación:

2.1 Reactivos

Se usó xantato isopropílico de sodio (SIPX), comercialmente conocido como Z11, que se obtuvo del proveedor Reactivos Nacionales S.A. Este xantato es usado por empresas mineras en el distrito minero de Ponce Enríquez (sur de Ecuador). Para el análisis de la demanda química de oxígeno (DQO) se usó viales HACH de rango alto (20-1500 mg/L) con una solución digestora que contenía sulfato de mercurio, sulfato de plata, ácido sulfúrico y ácido crómico. En la Figura 2.1 se muestran los viales usados en la experimentación.



Figura 2.1. Viales HACH de Rango alto.

2.2 Equipos

Para el análisis de DQO se usó un digestor HACH y un espectrofotómetro HACH DR 2800, que se muestran a continuación.



Figura 2.2. Espectrofotómetro HACH DR 2800 y Digestor HACH.

El monitoreo del contenido de xantatos en el agua se buscó realizar mediante determinaciones espectrofotométricas con un espectrofotómetro HITACHI U-1900 (Figura 2.3).



Figura 2.3. Espectrofotómetro UV-VIS HITACHI U-1900

2.3 Montaje experimental

El humedal artificial a escala laboratorio se construyó a partir de un balde plástico de 10 L de capacidad. En la base del balde se realizaron dos agujeros a los que se le adecuaron dos trozos de manguera plástica. Una de las mangueras se la ajusto de manera vertical paralela al balde que sirve para medir el nivel de agua dentro el humedal, mientras que a la otra manguera se le colocó un tapón en uno de sus extremos ya que se usa para la recolección de muestras. Se sellaron las mangueras con silicona para evitar posibles fugas.



Figura 2.4. Fotos de los sistemas que simulan humedales artificiales

Debido a que las *Cyperus alternifolius* son plantas semi acuáticas se usó como sustrato arena con una porción de compost. En el balde previamente adecuado, se colocó la arena, se plantaron las plantas *Cyperus alternifolius* adquiridas de un vivero local, y se añadió una porción de compost (aprox. 200 g). Para llevar a cabo el estudio experimental se construyeron seis sistemas que simulan humedales artificiales y se enumeró a cada uno de ellos. Los seis sistemas se ubicaron en los exteriores del Laboratorio de Aguas y Microbiología del Departamento de Ciencias Nucleares, con adecuada protección para que no entre agua de lluvia y, al mismo tiempo, las plantas tengan acceso a suficiente radiación solar. Este tipo de sistemas son apropiados, pues se controla de mejor manera la influencia del contaminante sobre las plantas, a diferencia de los métodos en los que se emplean humedales artificiales de flujo continuo los cuales son de mayor escala por lo que requieren de mayor cantidad de reactivos y materiales (Qing et al., 2015).



Figura 2.5. Sistemas que simulan humedales artificiales de *Cyperus alternifolius* a escala laboratorio.

2.4 Acondicionamiento de las plantas

En esta etapa se buscó evitar que el contacto del contaminante (xantatos) con la planta genere su muerte. Se planteó un periodo de tiempo de al menos un mes en el que las

plantas se adapten al sustrato y, luego, gradualmente poner en contacto la planta con el contaminante.

A las plantas ya adaptadas al sustrato, se añadió una cantidad de agua potable de la red local a cada planta según sus requerimientos y durante dos semanas. La cantidad de agua que se añadió cada día era la suficiente para lograr que el nivel de agua dentro de la manguera que marcaba el nivel esté sutilmente por debajo del nivel de la superficie del sustrato. De esta manera se aseguraba que las plantas tuviesen siempre abundante agua para cubrir sus requerimientos.

Una vez que se ha establecido un valor diario de agua de riego en común para todas las plantas, se procedió a la adición del contaminante. Se consideraron las plantas 1, 2 y 3 aquellas que recibirían el contaminante, mientras que las plantas 4, 5 y 6 actuarían como plantas testigo.

Para simular efluentes del proceso de flotación, se prepararon soluciones de xantato isopropílico de sodio (SIPX) en agua potable de la red local. Se tuvieron tres etapas para el régimen de riego de las plantas con las soluciones acuosas de SIPX. Durante los primeros 7 días de adición de contaminante, se regó con una solución de 70 mg/L de SIPX. Después, se regó con una solución de 100 mg/L de SIXP durante los siguientes 21 días. Se finalizó con el riego con una solución de 200 mg/L de SIPX los últimos 5 días de experimentación. Se adicionó el contaminante a las plantas durante un total de 33 días. Las soluciones de SIPX añadidas fueron preparadas minutos antes de ser utilizadas para el riego para minimizar cualquier degradación que sufra el contaminante por el simple hecho de estar en solución. Para determinar la influencia del SIXP sobre la integridad de las plantas se realizó una revisión del estado físico de las plantas antes y después de la experimentación (número de tallos, brotes, color de hojas).

Las plantas 4, 5 y 6 (testigos) se regaron con el mismo volumen y frecuencia que las plantas a las que se regó con la solución de SIPX, pero con agua potable de la red local.

2.5 Recolección y preparación de muestras

La recolección de muestras se realizó los días miércoles y viernes. Para ello se usó un vaso de precipitación, se tomó una alícuota de aproximadamente 10 mL del agua que salía por la parte inferior del sistema a través de la manguera de extracción de muestras. Las muestras se filtraron a través de un filtro de jeringa PVDF LABFILTER de 25 mm de diámetro con tamaño de poros de 0,45 μm , esto para remover material suspendido que

podrían ocasionar interferencias (Figura 2.6). El proceso antes descrito se realizó para todas las muestras de agua de las plantas.



Figura 2.6. Filtración de muestras

2.6 Análisis de muestras

2.6.1 Demanda Química de Oxígeno

Para la medición de DQO se usaron viales HACH de Rango Alto (20-1500 mg/L), el espectrofotómetro HACH DR 2800 y el digestor HACH (Figura 2.3).

Primero se realizó la preparación del blanco para lo cual se colocaron 2 mL de agua desionizada en un vial HACH con solución de digestión y se agitó hasta conseguir una mezcla homogénea. Después, se tomaron 2 mL de muestra previamente filtrada y se pusieron en el vial HACH para DQO, se selló el tubo y se agitó hasta obtener una mezcla homogénea. El proceso se realizó para todas las muestras a analizar.

Se encendió el digestor de DQO a 150 °C y se esperó 30 minutos hasta que se verificó que alcanzó dicha temperatura con la ayuda de un termómetro. Se etiquetaron los viales de DQO y se los colocaron en orden dentro de las ranuras del digestor a fin de conseguir una distribución uniforme de calor. El proceso de digestión duró 120 minutos.

Terminada la digestión se dejaron enfriar los viales y se agitaron, luego de esperar la sedimentación se procedió con la medición en el espectrofotómetro. Se encendió el espectrofotómetro HACH DR 2800 y se seleccionó el programa para DQO de rango alto (435) que utiliza una longitud de onda de 420 nm. Se enceró el equipo con el blanco y luego se procedió con la medición de las muestras. La solución de viales usados debido a su composición tóxica se descartó en un recipiente de desechos (HACH Water análisis handbook, 2008).

2.6.2 Barridos de Muestras

Para la medición de la absorbancia se utilizó el espectrofotómetro UV-Vis HITACHI U-1900 (Figura 2.4), para ello primero se encendió el equipo y se esperó que realice la calibración. Se usó una celda de cuarzo para la medición. Se configuró el equipo en el modo de barrido en un rango de longitud de onda entre 190 y 450 nm. Primero se encendió el equipo con agua destilada, luego se realizó el barrido de la muestra y se determinó la longitud de onda de mayor absorbancia.

2.6.3 Medición de Absorbancia

Se utilizó el espectrofotómetro UV-Vis HITACHI U-1900 (Figura 2.4); para ello primero se encendió el equipo y se esperó que realice la calibración. Se usó una celda de cuarzo para la medición. Antes de medir las muestras se configuró el equipo a la longitud de onda determinada y se encendió el equipo usando agua destilada como blanco. Una vez encendido se procedió a la medición de las muestras, para lo cual se lava la celda con agua destilada, se coloca una pequeña cantidad de muestra para lavar la celda y se desecha, luego se añade la muestra hasta llenar por completo la celda y se la coloca dentro del equipo. Se mide la absorbancia y se registra el valor.

2.7 Curva de Calibración Xantato (SIPX)

Para realizar la curva de calibración de SIPX se prepararon soluciones con concentraciones de 0,2; 0,3; 0,4; 0,6; 1; 2; 4; 6, 8 y 10 mg/L. Se midió la absorbancia de las soluciones con el espectrofotómetro HITACHI U-1900 por triplicado. Con los datos de absorbancia y de concentración se realizó la regresión con el programa Origin Pro 8.5 para las tres curvas. Se obtuvo una curva de calibración promedio para la cuantificación de SIPX en las muestras de agua. De las regresiones realizadas, se obtuvieron los datos de la desviación estándar del intercepto (σ) y el valor de la pendiente de la curva (s), estos datos permitieron determinar los valores del límite de cuantificación (LOQ) y límite de detección (LOD) utilizando las ecuaciones 2.1 y 2.2 que se muestran a continuación.

Para determinar el límite de cuantificación (LOQ) se utilizó la Ecuación 2.1:

$$LOQ = \left[10 * \left(\frac{\sigma}{s} \right) \right]$$

Ecuación 2.1. Límite de Cuantificación (Shrivastava, 2011; Armbruster, 2008).

Para determinar el límite de detección (LOD) se utilizó la Ecuación 2.2:

$$LOD = \left[3.3 * \left(\frac{\sigma}{S} \right) \right]$$

Ecuación 2.2. Límite de Detección (Shrivastava, 2011; Armbruster, 2008).

Para las ecuaciones 2.1 y 2.2 se tiene que:

σ : Desviación estándar en el intercepto

s : Pendiente de la curva

2.8 Influencia de la arena

Para determinar la influencia de la arena sobre la degradación del SIPX, se realizó una curva de adsorción de la arena en función del tiempo. Se pesó 90 g de arena en un vaso de precipitación de 100 mL y se agregó 30 mL de una solución de 100 mg /L de SIPX. Se recubrió el vaso con papel aluminio para evitar alguna afectación de la luz solar. Después de un tiempo preestablecido, se decantó y filtró la solución con la ayuda de papel filtro como se observa en la Figura 2.7.



Figura 2.7. Preparación de muestras de xantato (SIPX) en arena.

Se realizó el barrido espectral en la región UV para esta muestra de agua con el espectrofotómetro HITACHI U-1900. El proceso antes descrito se aplicó para los tiempos de adsorción de 5 min, 30 min, 1 h, 2 h, 3 h, 24 h y 48 h. Los ensayos se realizaron por triplicado. Se graficó el porcentajes de remoción de xantato vs. el tiempo.

2.9 Influencia de la materia orgánica

Se tomaron 50 mL en conjunto de agua de muestra de las plantas de control (4,5 y 6). Se filtró la muestra con filtros de jeringa. Se prepararon soluciones de xantato isopropílico de sodio (SIPX) con concentraciones de 2, 4, 6, 8 y 10 mg/L. Estas soluciones se prepararon con el agua colectada de humedales con plantas que solo fueron regadas con agua potable. Esta agua fue filtrada a través de un filtro PVDF con tamaño de poros de 0,45 μm . Se realizó un barrido espectral en la región UV de las soluciones con el espectrofotómetro UV-Vis HITACHI U-1900.

3. RESULTADOS, CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

3.1 Resultados de la influencia del xantato isopropílico de sodio (XIPS) sobre el desarrollo de la planta *Cyperus Alternifolius*

Previo a la adición del contaminante (SIXP), se realizó una estimación de la cantidad de agua de consumo diaria de las plantas (Sección 2.2). Se estableció un consumo diario de 500 mL de agua de riego. Con base a este dato se establecieron las cantidades de solución de xantato a adicionar cada día, de esta manera se estableció que los días martes, miércoles y jueves se adicionan 500 mL de solución de xantato, mientras que los días lunes y viernes se añaden 1000 mL de la solución, esto se lo realizo con la finalidad de mantener los niveles de agua dentro de los humedales constantes durante los fines de semana.

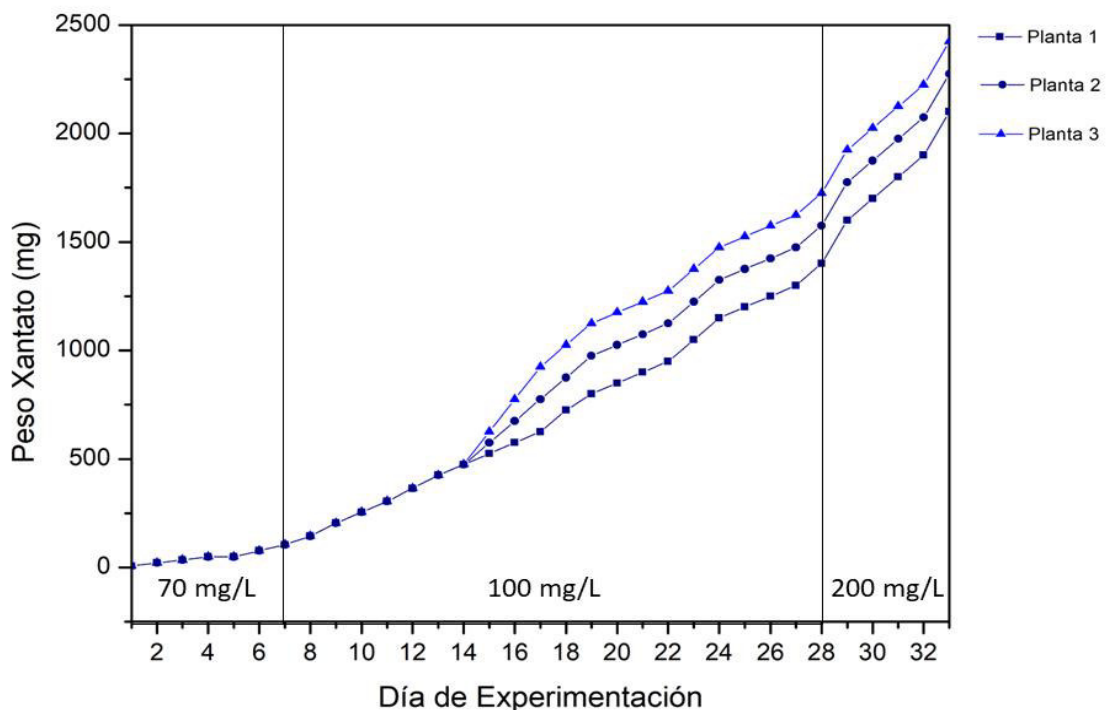


Figura 3.1. Cantidad de XIPS adicionado, como solución acuosa, a las plantas durante el tiempo de experimentación.

En la Figura 3.1 se observa el peso acumulado de xantato, del día 1 al día 7 se adicionó una solución de SIPX de 70 mg/L, y se obtuvo un peso acumulado para las tres plantas de 105 mg de SIPX. A partir del día 7 hasta el día 28, se aumentó la concentración de la solución de SIPX a adicionar a una concentración de 100 mg/L, en este caso se observa que las tres plantas presentan las misma acumulación de xantato hasta el día 14, pero desde el día 15 al 17 se distingue una variación la cantidad de xantato acumulado, esto se

debe a que durante esos días los niveles de solución dentro de los humedales varió debido a factores externos como la temperatura y la humedad, por lo que fue necesario aumentar el volumen de solución durante estos días para conseguir que los niveles de agua dentro de los humedales sean los mismo. Esto dio como resultado que el xantato acumulado hasta el día 28 para la planta 1 fue de 1400 mg, para la planta 2 fue de 1575 mg y para la planta 3 de 1725 mg. A partir del día 28 hasta el día 33, se aumentó nuevamente la concentración de la solución a 200 mg /L. Se obtuvo que el SIPX acumulado al día 33 para la planta 1, 2 y 3 fue de 2100 mg, 2275 mg y 2424 mg, respectivamente.

Para determinar si la salud de las plantas se vio afectada por la acumulación del contaminante, se realizó una evaluación física de los humedales artificiales. En la Figura 3.2 se muestra el número de tallos y brotes de las plantas, antes y después de la experimentación.

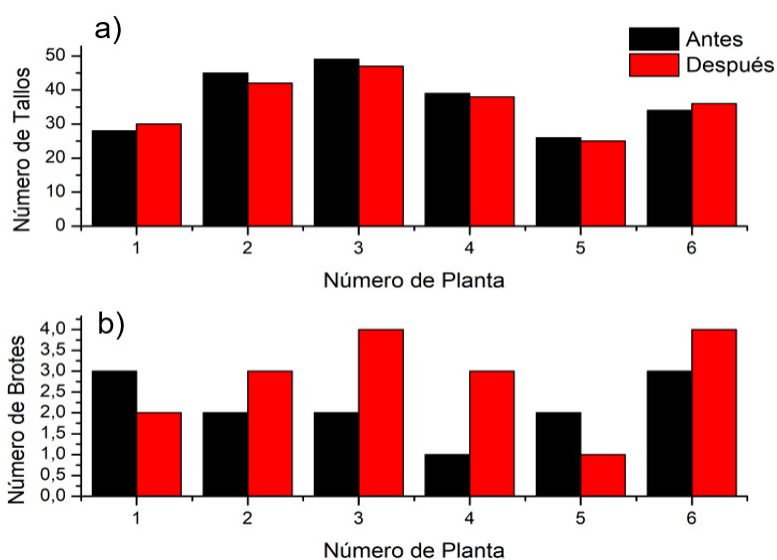


Figura 3.2. a) Número de tallos, b) Número de brotes

En la Figura 2a, se observa que para las plantas 1 y 6 el número de tallos incrementó, mientras que, por el contrario, para las plantas 2,3,4 y 5 el número de tallos disminuyó. En la Figura 2b, se evidencia que para la planta 1 disminuye los brotes, mientras que para el resto de plantas se observa un incremento en el número de brotes. Esto indica que no hay una tendencia clara en el número de brotes y tallos de las plantas antes y después de la fitorremediación por lo que existe un indicio que la adición de xantato isopropílico de sodio (SIPX) a las plantas 1, 2 y 3 no afecta en el crecimiento de las mismas.

Sin embargo, al realizar una evaluación visual de las plantas como se muestra en la figura 3.3, se evidencia que para el caso de la planta 1 existe un cambio en el color en algunos

de sus tallos, quizás atribuibles a cierto efecto tóxico del contaminante, tal como se sugirió en el pasado (Goren et al., 2021). El mismo efecto, pero en menor medida, se observa en las plantas 2 y 3 en las cuales también se puede observar este cambio de color verde a un color amarillento.



Figura 3.3. a) Planta 1, b) Planta 2 y c) Planta 3, después de la fitorremediación.

Esto se puede atribuir al proceso de fitorremediación que se está realizando, pues, según Dolphen et al. (2015), las *Cyperus alternifolius* emplean mecanismos de rizofiltración y fitoextracción para degradar contaminantes, los cuales son procesos que almacenan el contaminante dentro de la estructura de la planta, es decir, que si las plantas son sometidas a un flujo constante de contaminante, con el tiempo los espacios destinados al almacenamiento del contaminante se reducen y como consecuencia la capacidad de almacenamiento del contaminante se ve limitada. En la fitoextracción, el contaminante se absorbe en las raíces de la planta, después se moviliza a los brotes y hojas a través de la savia del xilema para finalmente secuestrar el contaminante en las vacuolas celulares donde luego será recolectada dentro del tejido vegetal (Thongtha et al, 2014; Raziel et al., 2015). Este potencial de extracción de las especies vegetales está determinado principalmente por la biomasa vegetal y los tejidos vegetales aéreos. Para el caso de las *Cyperus alternifolius* se encontró que los tallos tenían la mayor biomasa por lo que los efectos tóxicos del SIPX afectan directamente a los tallos ocasionando este cambio en la coloración que se aprecia en la Figura 3.3.

3.2 Análisis de la demanda química de oxígeno (DQO) en muestras de agua de *Cyperus Alternifolius*

Se realizaron mediciones de DQO de muestras de agua después de ser sometidas al proceso de fitorremediación. En la Figura 3.4 se muestran la variación de la DQO durante

la experimentación para las plantas 1, 2 y 3 sometidas al contaminante, y una planta de control sin contaminante.

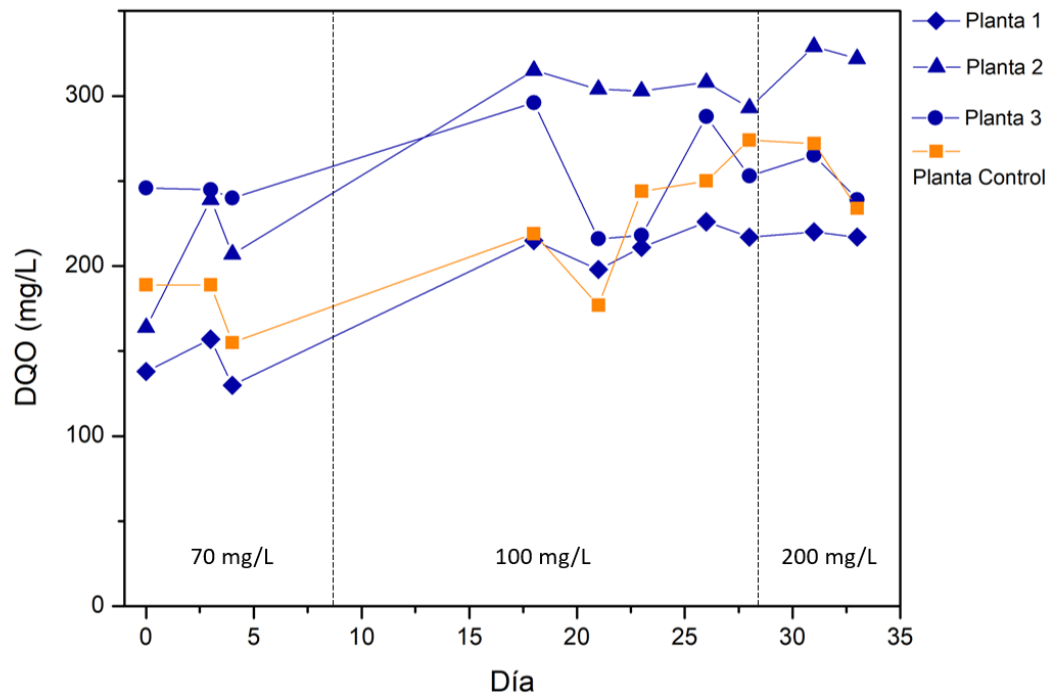


Figura 3.4. DQO de la planta 1,2,3 y planta de control.

Una solución acuosa de xantato con concentración de 100 mg/L tiene un valor de DQO de 141 mg/L. Los valores iniciales de DQO previo a la adición del contaminante para las plantas 1,2 y 3, fueron de 138 mg/L, 164 mg/L y 246 mg/L, mientras que para la planta de control fue de 189 mg/L. Se observa que los valores de DQO se incrementan en todos los casos, así al día 33 los valores de DQO fueron de 217 mg/L, 322 mg/L, 239 mg/L y 234 mg/L, para las plantas 1, 2, 3 y la planta control, respectivamente. Este aumento en los valores de DQO se debe al incremento en la concentración de la solución de SIPX, ya que al ser un compuesto orgánico ocasiona que la cantidad de oxígeno que se necesita para degradar los compuestos presentes en el agua sea mayor. Los humedales artificiales usados en esta experimentación son del tipo semibatch, ya que existe una corriente de ingreso continua que es la solución del xantato, la única corriente salida del xantato es mediante la absorción y acumulación en las plantas. Con esta consideración, se esperaría que los valores de DQO incrementen continuamente debido a la adición diaria de contaminante y al gradual aumento de la concentración de SIPX de las soluciones de riego para las plantas. Al no ocurrir lo anterior, sería un indicio que las *Cyperus alternifolius* están realizando un trabajo de remoción del contaminante. El caso contrario se presenta en el estudio realizado por Goren et al. (2021) en el que usó humedales tipo Bach para medir la

remoción de contaminantes orgánicos de almazara. Se debe mencionar que al medir el DQO de estas muestras se está tomando en cuenta toda la materia orgánica proveniente de la planta y no solo el contaminante SIPX, por lo que se optó por un método más específico para la medición de la concentración del SIPX.

3.3 Análisis del xantato isopropílico de sodio (SIPX) en muestras de agua tratada por espectrofotometría UV-Vis

3.3.1 Longitud de máxima absorbancia del SIPX

Se realizó un barrido (Sección 2.6.2) de una solución acuosa de SIPX de una concentración de 100 mg/L. En la Figura 3.5 se muestra el barrido.

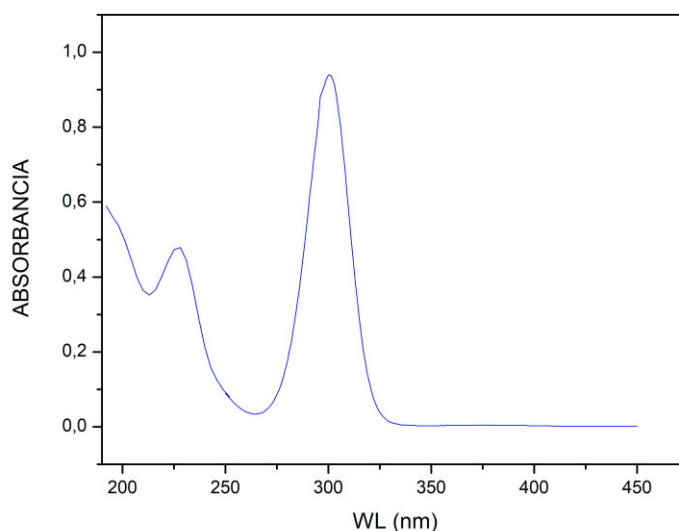


Figura 3.5. Barrido espectral de la solución de xantato isopropílico de sodio (SIPX) de concentración 100 mg/L diluido por un factor de 1:10

Se determinó que la longitud de mayor absorbancia es en 301 nm, y esto está de acuerdo con lo reportado por Elizondo et al. (2021) en un estudio de la degradación de xantato en medio acuoso. En la Figura 2.6 se muestra el barrido realizado por Elizondo et al. (2021) para una muestra de SIPX.

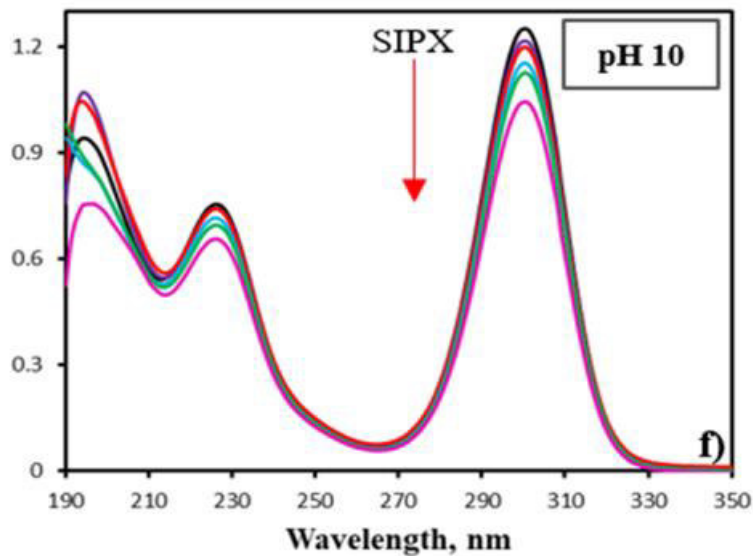


Figura 3.6. Barrido espectral para la solución acuosa de xantato isopropílico de sodio (SIPX) (Elizondo et al., 2021)

En las Figuras 3.5 y 3.6 se observan los dos picos característicos del xantato a longitudes de onda de 230 nm y 301 nm, la banda de máxima absorbancia es en 301 nm, que corresponde al anión xantato ($ROCS_2^-$) que se produce cuando el xantato está en medio acuoso (Ecuación 1.1) (Rao, 2004). Además, los espectros UV también muestran que a una absorbancia de entre 190 y 200 nm se forma un pico debido a la generación de disulfuro de carbono (CS_2), producto de la hidrólisis del xantato (Elizondo et al., 2021). De esta manera se estableció que, para las posteriores mediciones espectrofotométricas de las muestras, se usó una longitud de onda de máxima absorbancia de 301 nm.

3.3.2 Curva de calibración del SIPX

Se realizó la medición de la absorbancia de soluciones SIPX con concentraciones de 0,2; 0,3; 0,4; 0,6; 1; 2; 4; 6, 8 y 10 mg/L. Con los datos de absorbancia (Anexo IV) se elaboró la curva de calibración, que se muestra en la Figura 3.6. Se debe mencionar que se estableció una concentración máxima para la curva de calibración en un valor de 10 mg/L, que le corresponde una absorbancia de 0,9589, esto debido a que Owen (2000) menciona que a partir de una absorbancia mayor a 1, el porcentaje de error en la precisión de la medición se incrementa en forma exponencial.

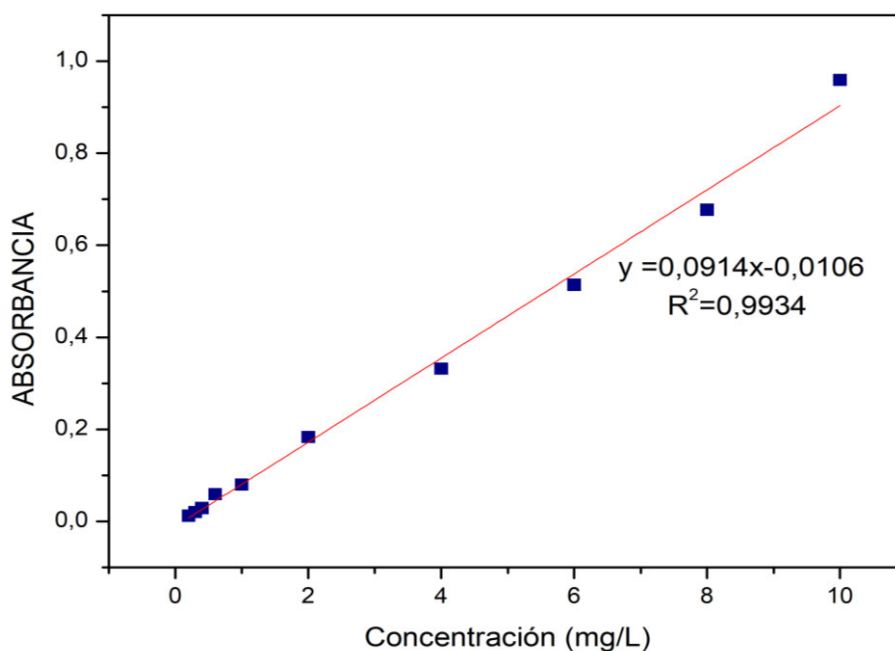


Figura 3.6. Curva de Calibración SIPX

Se realizó una regresión lineal y se determinó el valor de R^2 en 0,9934, la desviación estándar (σ) en 0.0124, la pendiente de la curva en 0.0914, y la ecuación de la recta:

$$y = 0.0914 \cdot x - 0.0106$$

Ecuación 3.1. Ecuación de la curva de calibración de SIPX

Con estos datos se determinó el valor del límite de cuantificación (LOD) (Ecuación 2.1) en 1.3618 mg/L y el valor del límite de detección (LOD) (Ecuación 2.2) en 0.4494 mg/L.

3.3.3 Determinación de la concentración de SIPX en muestras

Se realizó un barrido de las muestras de agua de las plantas después del proceso de fitorremediación en el día 33 (Sección 2.5, 2.6.2). En la Figura 3.7 se muestran los barridos de las muestras después del proceso de fitorremediación.

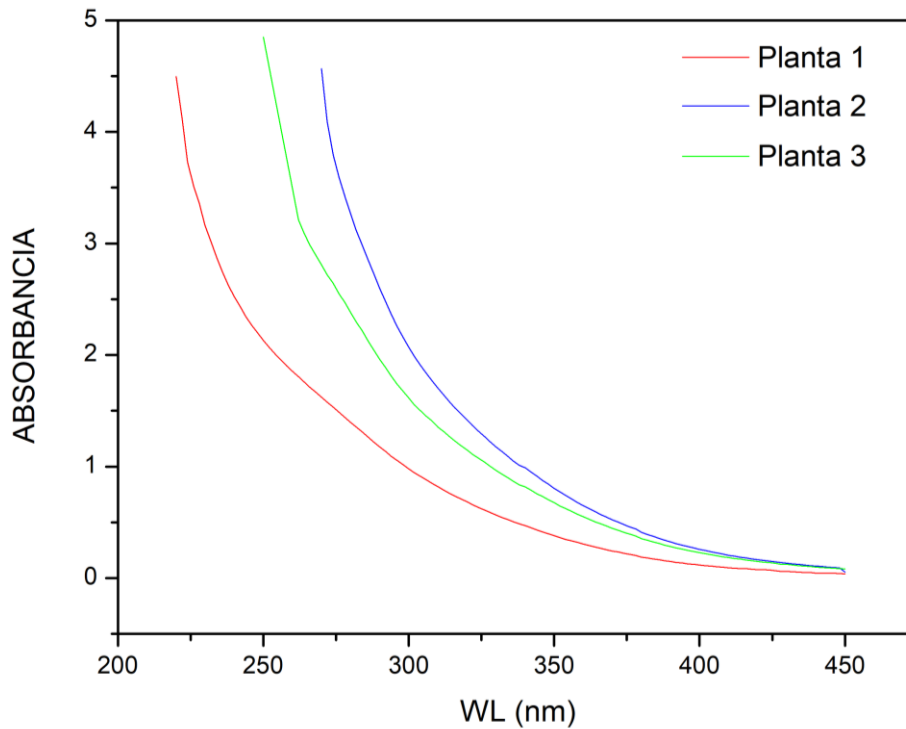


Figura 3.7. Barridos de muestras de plantas 1, 2 y 3 después del proceso de fitorremediación.

Se evidencia la ausencia de la banda característica de mayor absorbancia del SIPX a 301 nm, debido a que existe una gran interferencia que se sobrepone sobre la señal del xantato, debido a la materia orgánica que se libera de la planta debido a procesos biológicos. Para determinar la influencia de esta materia orgánica resultante de procesos biológicos naturales de la planta sobre la señal del SIPX, se prepararon soluciones estándar a concentraciones de 2, 4, 6, 8 y 10 mg/L de SIPX, en los que se usa agua de los humedales de las plantas 4, 5 y 6, que no fueron sometidas al contaminante (Sección 2.9).

En la Figura 3.8 se muestran los barridos espectrofotométricos de las soluciones antes mencionadas.

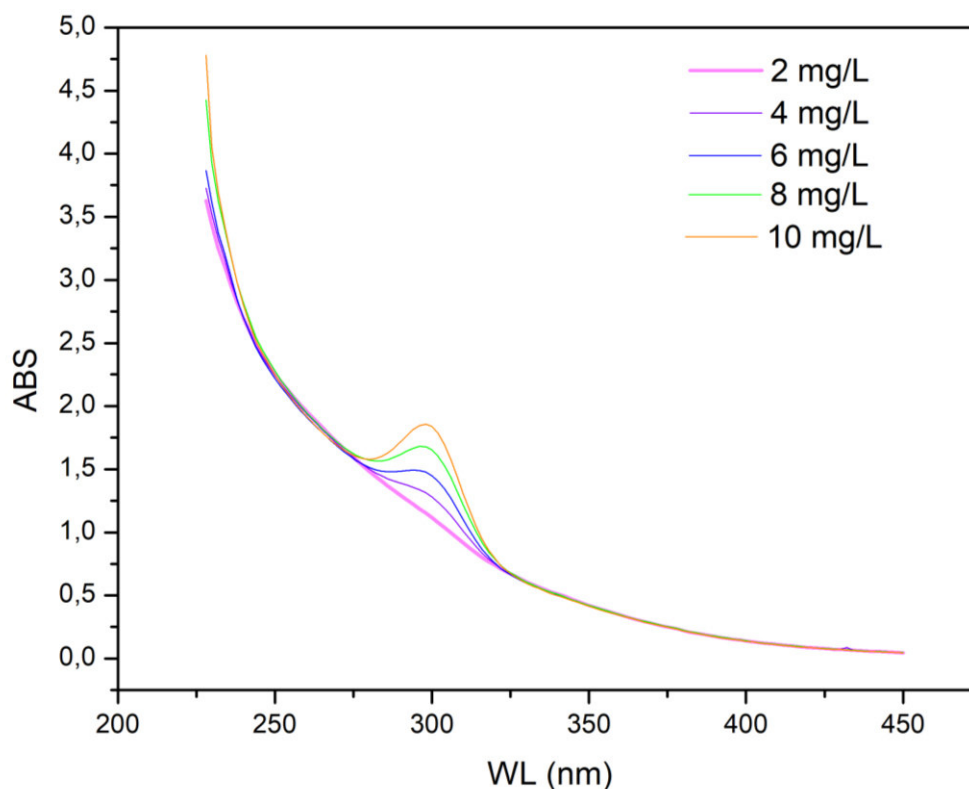


Figura 3.8. Barridos espectrofotométricos de soluciones a diferentes concentraciones de SIPX preparadas con agua de plantas.

En la Figura 3.8 se observa la curva debido a las interferencias de la materia orgánica para todas las concentraciones como se mostró en la Figura 3.7, sin embargo, en este caso se evidencia la presencia de la banda de absorción característica de XIPS a una longitud de onda de 301 nm. A una concentración de 2 mg/L no se aprecia la banda característico del SIPX, a partir de una concentración de 4 mg/L se muestra la formación de la banda a 301 nm que incrementa el valor de absorbancia conforme incrementa la concentración de la solución de SIPX. Es claro que la interferencia, muy probablemente materia orgánica soluble en el agua, impide que se pueda cuantificar SIPX en las muestras de agua obtenidas de los humedales. Sin embargo, es posible estimar la concentración a partir de los espectros observados en la Figura 3.8.

Para realizar una estimación en la concentración final de XIPS en las muestras de agua después del proceso de fitorremediación, se realizó la comparación de las gráficas 3.7 y 3.8 que se muestra a continuación.

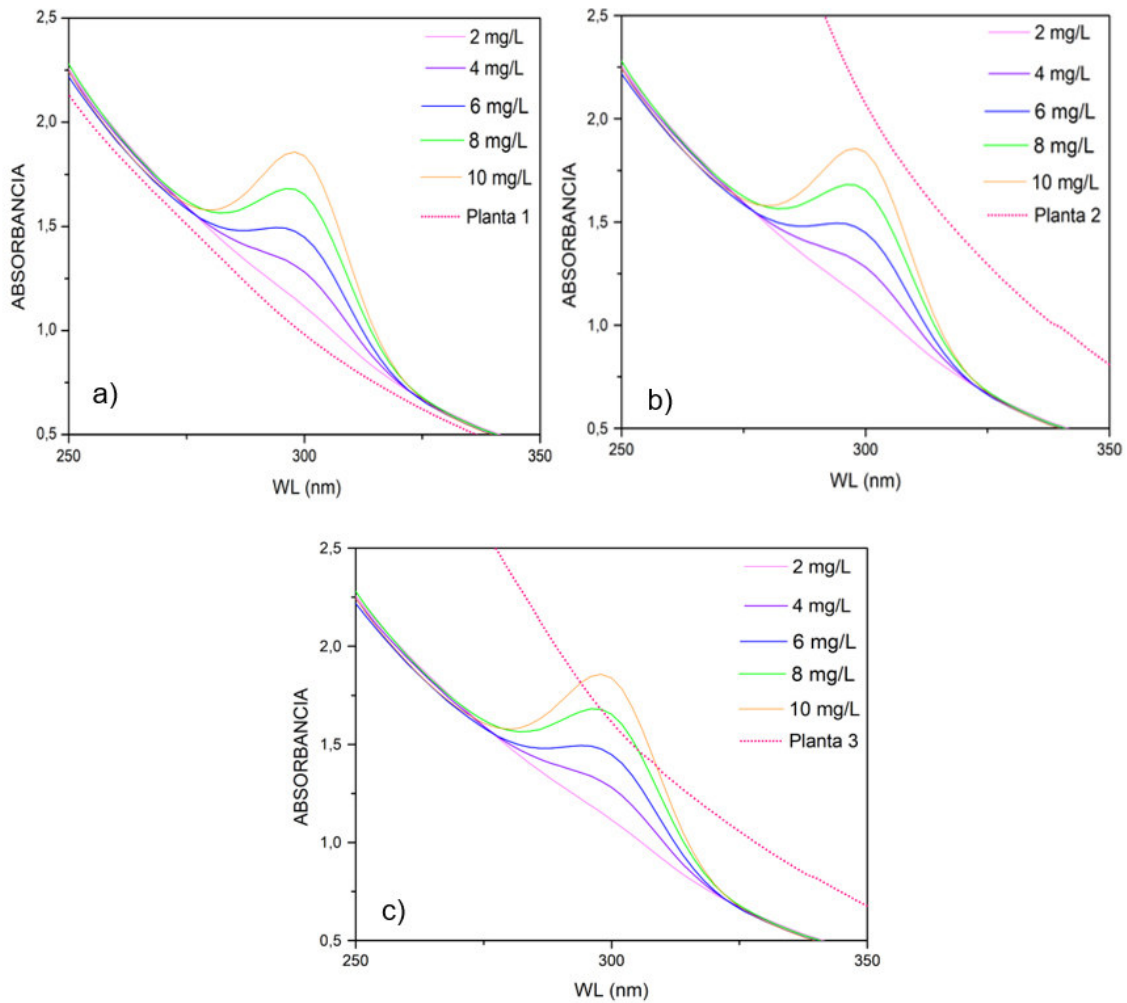


Figura 3.9. Comparación de barridos de soluciones a diferentes concentraciones de SIPX preparadas con agua de plantas y muestras de a) Planta 1, b) Planta 2 y c) Planta 3

En la Figura 3.9.a se evidencia que al comparar los barridos de muestra de agua de la planta después del proceso de fitorremediación con los barridos de las soluciones estándar de SIPX, la concentración de SIPX en la planta 1 se puede estimar en un valor menor a 2 mg/L. Con el conocimiento de que la solución añadida durante los últimos 5 días de experimentación fue de 200 mg/L, se estimaría que el porcentaje de remoción de SIPX en la planta 1 fue de 98%. En la Figura 3.9.b se muestra que la concentración final de SIPX en la planta 2 es superior a 10 mg/L, por lo que se estima que la remoción de SIPX en la planta 2 fue de 95 %. Del mismo modo, en la Figura 3.9.c se observa que la concentración final en la planta 3 es similar a 8 mg/L, por lo que la remoción de SIPX en la planta 3 se estimaría en alrededor del 96 %. Estos porcentajes de remoción son similares a los obtenidos en el trabajo realizado por Sa'At et al., (2017) que obtuvo remociones del 96 % del contenido orgánico de efluentes de aceite de palma. Al igual en el estudio realizado

Goren et al. (2021) que consiguió eficiencias en la remoción de contaminantes orgánicos de almazara del 95.3 %.

Estas eficiencias en la remoción de contaminante se deben al proceso de fitoextracción en el cual la planta absorbe mediante intercambio iónico los iones del contaminante a través de las raíces (Reichenauer & Germinda, 2008). Después de entrar en la corriente del xilema, los contaminantes pueden transformarse mediante reacciones de oxidorreducción e hidrolíticas y eventualmente pueden conjugarse con metabolitos celulares como glutatión reducido, azúcares y ácidos orgánicos. La unión con metabolitos celulares mejora la solubilidad de los contaminantes y facilita una mayor unión con catalizadores biológicos apropiados, proteínas de transporte o algunas otras moléculas relevantes de naturaleza proteica (Ghori et al., 2016). Por lo tanto, el contaminante unido puede almacenarse como un ingrediente de la matriz de la pared celular o puede acumularse en vacuolas para acciones metabólicas adicionales para su degradación biológica (Tripathi, 2020).

Del mismo modo, la remoción está influenciada por procesos microbiológicos en las raíces de la planta durante el proceso de rizofiltración. Según Thongtha et al. (2014), estos microbios son capaces de usar el contaminante para obtener nutrientes para su crecimiento como realizar el mantenimiento celular, síntesis de ácidos nucleicos, construcción de membranas celulares y reacciones químicas de transferencia de energía dentro de las células. Este proceso bacteriano ayuda también a transformar el contaminante en formas nutritivas para la fácil disposición para la planta.

3.3.4 Influencia de la arena sobre la degradación del SIPX

Se realizó una curva de adsorción del xantato SIPX sobre la arena que se usó como sustrato en los humedales de las plantas *Cyperus alternifolius* (Sección 2.9), se evaluó la adsorción de xantato en arena en función del tiempo de contacto. Primero se realizó un barrido de una muestra de solución de SIPX después de ponerse en contacto con la arena por un tiempo de 3 h y 24 h, esto se realizó con la finalidad de verificar si la arena aporta con las interferencias mostradas en la Figura 3.8.

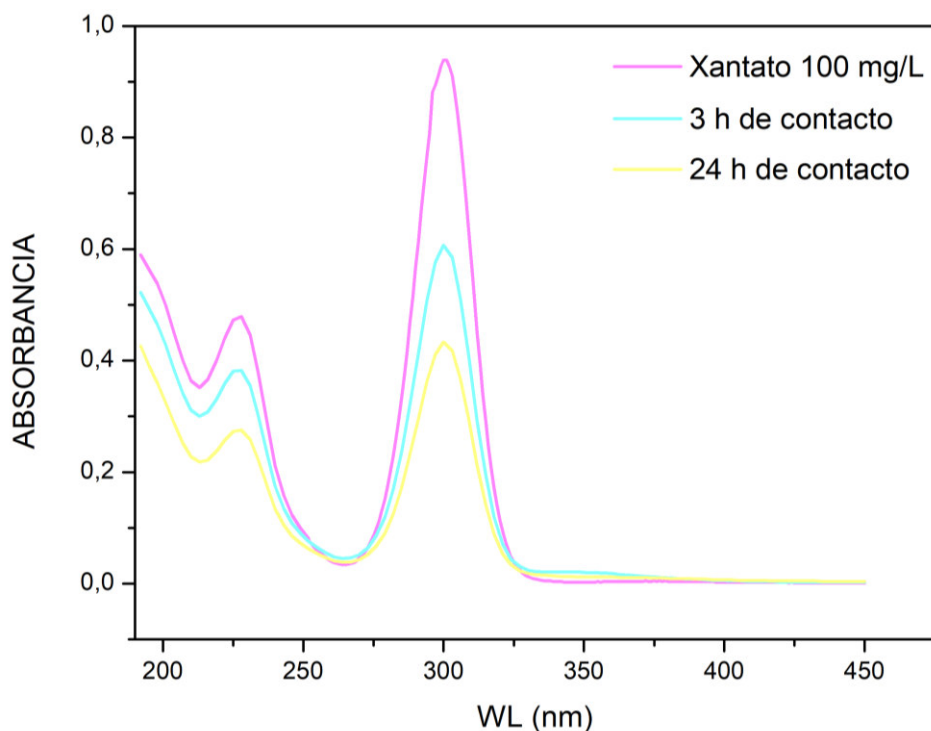


Figura 3.10. Barridos de muestras de xantato SIPX 100 mg/l, y xantato después de 3 y 24 h de contacto con arena (Muestras diluidas por un factor 1:10)

En la Figura 3.10 se observa que el barrido espectrofotométrico para la solución de xantato de 100 mg/L, y el xantato después de 3 y 24 h de contacto con arena, son similares. En los tres casos se observa los dos picos característicos del SIPX a 230 y 301 nm. Además del pico entre 190 y 200 nm (Sección 3.3.1). Esto indica que la arena no aporta ningún tipo de interferencia durante el proceso de fitorremediación. Sin embargo, al evaluar la intensidad de la señal de absorbancia se aprecia que, a mayor tiempo de contacto con la arena, la señal de absorbancia es menor. Así para la solución de SIPX de 100 mg/L la absorbancia máxima fue 0.939, después de 3 h de contacto fue 0.607 y a las 24 h fue 0.433. Es decir que, a mayor tiempo de contacto de la solución con arena, existe mayor adsorción de SIPX. Para determinar la cantidad de SIPX que es capaz de retener la arena, se realizó una curva de adsorción de la misma.

Para la curva de adsorción se establecieron tiempos de contacto con la arena de 5 min, 30 min, 1h, 2h, 3h, 24 h y 48 h, además se tomó una concentración inicial de SIPX de 100 mg/L. Con los datos de absorbancia de las muestras y la ecuación de la curva de calibración de xantato se determinó la remoción de SIPX. En la Figura 3.11 se muestra la remoción de SIPX en arena.

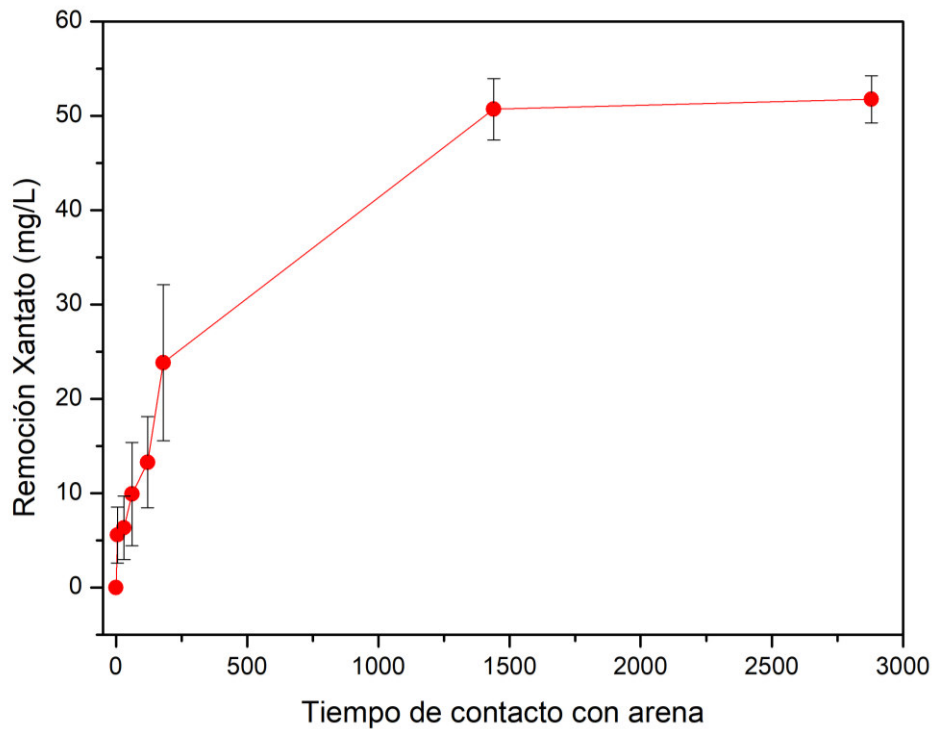


Figura 3.11. Remoción de xantato SIPX en arena a diferentes tiempos de contacto

En la Figura 3.11 se muestra un aumento en la remoción de xantato conforme se incrementa el tiempo de contacto. Se observa que durante las primeras 3 horas de contacto se logra una remoción de xantato 23.851 mg/L, la remoción de SIPX sigue aumentando hasta que a las 24 h de contacto se logró una remoción de 50.693 mg/L, casi el 50 % de la concentración inicial de xantato. A partir de este punto, la pendiente de la curva tiene una tendencia horizontal indicando que no hay una variación representativa en la remoción de xantato, de esta manera a las 24 h de contacto se tiene una remoción de 51.751 mg/L. Entonces se puede establecer que la arena usada como sustrato en la construcción de los sistemas de fitorremediación aporta con el 50 % de la remoción de xantato SIPX durante el proceso de fitorremediación, debido a la adsorción de SIPX a la superficie de la arena.

Tabatabai (2005) indica que la gran pendiente inicial de este tipo de curvas representa que existe una alta afinidad del soluto por el adsorbente, en este caso el xantato SIPX y la arena. También señala que la linealización de la pendiente en la última región de la curva indica que la mayoría de los sitios de adsorción han sido ocupados, por lo que la concentración del soluto ya no varía con el tiempo.

3.4 Perspectivas de la fitorremediación

La fitorremediación es una tecnología emergente para hacer frente a los contaminantes peligrosos cada vez más presentes en el medio ambiente natural. Se ha considerado como

una tecnología verde adecuada y una buena alternativa a los costosos enfoques fisicoquímicos que se utilizan para la degradación de contaminantes. Y si bien la fitorremediación de efluentes contaminados ha demostrado ser un método de remediación con gran potencial según muchas investigaciones. En todas se llega al acuerdo que la fitorremediación es efectiva, pero requiere tiempo, y es que el tiempo necesario para una fitorremediación exitosa es un factor importante que debe tenerse en cuenta para las aplicaciones prácticas. La fitorremediación está muy relacionada con el crecimiento y el metabolismo de la planta que depende de factores genéticos y ambientales, que al combinarse con características del suelo y las condiciones ambientales, influyen fuertemente en la velocidad del proceso de remediación. Todos estos factores determinan la absorción de contaminantes en los organismos.

Otro factor de gran importancia en la fitorremediación, es el tipo de plantas que se usan para el proceso de fitorremediación, si bien en este trabajo se encontró que la *Cyperus alternifolius* es resistente y capaz de remover xantato SIPX, para llevar a cabo la fitorremediación a una escala mayor se debe realizar la búsqueda de plantas nativas con una actividad bioquímica adecuada, o con el potencial de formación y acumulación de productos intermedios de degradación tóxicos provenientes de los efluentes reales. Sin embargo, la fitorremediación presenta la ventaja que para llevarla a una escala mayor requiere solo costos de cultivo y un cuidadoso sistema de control y equilibrio para evitar cualquier dificultad técnica posterior, además para su implementación no requiere de grandes conocimientos técnicos. Otra de las ventajas es que la fitorremediación sirve como un método exitoso in situ para la descontaminación de efluentes contaminados. Puede ser eficiente y rentable y tiene la perspectiva de ser un método comercial exitoso que no solo puede restringirse a efluentes, sino que se puede usar para limpiar suelos y el medio ambiente de la toxicidad de contaminantes orgánicos (Thripati, 2020, Reichenauer, T. & Germida, 2008).

3.2 Conclusiones

Las plantas *Cyperus alternifolius* presentaron una resistencia al xantato isopropílico de sodio, y son capaces de tolerar una masa acumulada de SIPX después de 33 días de tratamiento de 2100 mg, 2275 mg y 2424 mg, para la planta 1, 2 y 3, respectivamente. Sin embargo, se observaron ciertos efectos tóxicos debido al contaminante.

Se determinó el valor inicial de DQO previo a la adición del contaminante para las plantas 1, 2 y 3, en 138 mg/L, 164 mg/L y 246 mg/L, respectivamente. Después del proceso de fitorremediación los valores de DQO para las mismas plantas fueron de 217 mg/L, 322 mg/L, 239 mg/L. Este incremento se debió a la acumulación del contaminante SIPX dentro de la estructura, en particular en sus tallos. Debido a que este método toma en cuenta toda la materia orgánica de las muestras, se optó por espectrofotometría UV-Vis para la medición de la concentración de SIPX.

Se realizó un barrido espectrofotométrico de una muestra de xantato isopropílico de sodio (SIPX) y se comprobó que este compuesto presenta dos picos característicos a 230 nm y 301 nm, siendo este último el de mayor absorbancia. Se evidenció también la formación de un pico entre 190 y 200 nm, debido a la formación de disulfuro de carbono (CS₂) producto de la hidrolización del xantato.

Al realizar los barridos espectrofotométricos de las muestras de agua después del proceso de fitorremediación se determinó la presencia de interferencias debido a la materia orgánica relacionada a los procesos biológicos naturales de la planta *Cyperus Alternifolius*.

Se estimó la remoción de xantato isopropílico de sodio (SIPX) mediante fitorremediación con *Cyperus alternifolius* en 98 % para el caso de la planta 1, en 95 % para la planta 2 y en 96 % para la planta 3.

Se comprobó que la arena usada como sustrato en la construcción de los humedales no ocasiona interferencias durante el análisis de absorbancia mediante espectrofotometría.

Se determinó que la remoción de SIPX por adsorción en arena incrementa en función del tiempo de contacto entre la solución y el sustrato. Así, para una solución SIPX de 100 mg/L, después de 24 h de contacto se ha removido 51.751 mg/L. Después de las 24 h la concentración de la solución no varía. Esto indica que la arena usada como sustrato aportaría con alrededor del 50 % en la remoción de xantato SIPX durante el proceso de fitorremediación.

3.3 Recomendaciones

En el presente trabajo se determinó que la medición de xantato isopropílico de sodio (SIPX) mediante DQO y espectrofotometría UV-Vis, presentan ciertas interferencias debido a la materia orgánica resultante del proceso de fitorremediación. Por lo que se recomienda aplicar un método que permita remover las interferencias y/o evitar que afecten a la señal del analito; se sugiere el uso de cromatografía líquida de alta resolución (HPLC).

Para determinar la viabilidad del uso de plantas *Cyperus alternifolius* para la fitorremediación de efluentes reales, se recomienda realizar la experimentación a escala mayor con humedales de tipo continuo (Kamariah et al., 2017), de esta manera se evalúa la capacidad de procesamiento de los humedales y su potencial uso en efluentes *in situ*.

Para estudios posteriores, se recomienda realizar un análisis cuantitativo de los componentes de las raíces, tallos y hojas de las plantas *Cyperus alternifolius* para determinar la concentración de contaminante presente en la planta (Goren et al., 2021). Y así estimar la distribución del contaminante en la estructura de la planta.

Se recomienda realizar la experimentación con humedales artificiales tipo batch, a los que se adiciona solo una cantidad inicial de solución de contaminante y se evalúa la degradación de la misma por fitorremediación en función del tiempo. De esta manera se controlan mejor la medición de la concentración de xantato.

4. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Adams, M. (2005). *Advances in gold ore processing*. Amsterdam, Netherlands. Elsevier.
Recuperado de: <https://n9.cl/o9xem>.
- Aguilar Pesantes, A., Peña Carpio, E., Vitvar, T., María Mahamud López, M., & Menéndez-Aguado, J. (2019). A Multi-Index Analysis Approach to Heavy Metal Pollution Assessment in River Sediments in the Ponce Enríquez Area, Ecuador. *Water*. doi: <https://doi.org/10.3390/w11030590>
- Ali, H., Khan, E. & Sajad, M. (2013). Phytoremediation of heavy metals, Concepts and applications. *Chemosphere*, 91(7), pp. 869-881 doi: 10.1016/j.chemosphere.2013.01.075.
- Alkorta, I. & Garbisu, C. (2001). Phytoremediation of organic contaminants in soils. *Bioresource Technology*, 79(3), pp. 273–276. doi:10.1016/s0960-8524(01)000165.
- Alto, K., Broderius, S. & Lloyd, L. (1977). Toxicity of Xanthates to freshwater fish and invertebrates, Minnesota. Recuperado de: www.leg.state.mn.us/lrl/lrl.asp.
- Appel, P. & Na-Oy, L. (2014). Mercury-Free Gold Extraction Using Borax for Small Scale Gold Miners. *Journal of Environmental Protection*. 05(06), pp. 493- 499. doi: 10.4236/jep.2014.56052.
- Armbruster, D. A., & Pry, T. (2008). Limit of blank, limit of detection and limit of quantitation. *The Clinical biochemist. Reviews*, 29 Suppl 1, pp.49–52.
- Avci, E. (1988). Electrolytic recovery of gold from aqueous solutions. *Electrochimica acta*, 33(10), pp. 1263–1266. doi:10.1016/0013-4686(88)80113-0.
- Aylmore, M.G. (2016). Gold Ore Processing || Alternative Lixivants to Cyanide for Leaching Gold Ores. pp 447–484. doi:10.1016/B978-0-444-63658-4.00027X.
- Banco Central del Ecuador (2021). Reporte de minería 2021. Recuperado de: <https://contenido.bce.fin.ec/documentos/Estadisticas/Hidrocarburos /Reporte Minero012021.pdf>
- Barcelos, D., Pontes, F., da Silva, F., Castro, D., dos Anjos, N. & Castilhos, Z. (2020). Gold mining tailing: Environmental availability of metals and human health risk assessment. *Journal of Hazardous Materials*, 397. doi:10.1016/j.jhazmat.2020.122721

- Chander, S. (2007). Encyclopedia of Separation Science, Flotation. Flotation Reagents. pp.1–14. doi:10.1016/B978-012226770-3/10665-X
- Chen, J. (2020). Electronic Structure and Surfaces of Sulfide Minerals. Structure and reactivity of flotation reagents, pp. 181–236. doi:10.1016/B978-0-12- 817974-1.00003
- Chen, S., Wenqi, G., Guangjun, M., Qi, Z., Cuiping, B. & Nian, X. (2011). Primary biodegradation of sulfide mineral flotation collectors. Minerals Engineering, 24(8), pp. 953–955. doi: 10.1016/j.mineng.2011.01.003.
- Dolphen, R. & Thiravetyan, P. (2015). Phytodegradation of Ethanolamines by *Cyperus alternifolius*: Effect of Molecular Size. International Journal of Phytoremediation, 17(7), pp. 686–692. doi:10.1080/15226514.2014.964839.
- Drzymala, J. & Kowalczyk, P. (2018). Classification of Flotation Frothers. Minerals, 8(2), pp. 53-55. doi:10.3390/min8020053.
- Dunne, R. (2016). Gold Ore Processing, Flotation of Gold and Gold-Bearing Ores. Developments in Mineral Processing, 15, pp 315–338. doi:10.1016/B978-0-444636584.00020-7
- Ebrahimi, A., Taheri, E., Ehrampoush, M., Nasiri, S., Jalali, F., Soltani, R. & Fatehizadeh, A. (2013). Efficiency of Constructed Wetland Vegetated with *Cyperus alternifolius* Applied for Municipal Wastewater Treatment. Journal of Environmental and Public Health, 2013, pp. 1–5. doi:10.1155/2013/815962.
- Elizondo, M., Uribe, A., Bello, S. (2021). Chemical stability of xanthates, dithiophosphinates and hydroxamic acids in aqueous solutions and their environmental implications. Ecotoxicology and Environmental Safety, 207. doi: 10.1016/j.ecoenv.2020.111509.
- Flores, G. (2021). Guía de buenas prácticas para el transporte Terrestre en carreteras de concentrado de minerales. (Trabajo previo a la obtención del título de Ingeniero en seguridad minera). Universidad Internacional SEK, Ecuador.
- Gallo, J., Humberto, E., Figueroa, R. C., & Figueroa, A. (2021). Water quality of streams associated with artisanal gold mining; Suárez, Department of Cauca, Colombia. Heliyon, 7(6).doi: <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2021.e07047>.
- Ghori, Z., Iftikhar, H., Bhatti, M., Nasar, M., Sharma, I., Gul, A. & Ahmad, P. (2016). Phytoextraction. pp. 385-409. doi: 10.1016/B978-0-12-803158-2.00015-1.

- Goren, A. Y., Yucel, A., Sofuoglu, S. C., & Sofuoglu, A. (2021). Phytoremediation of olive mill wastewater with *Vetiveria zizanioides* (L.) Nash and *Cyperus alternifolius* L. *Environmental Technology and Innovation*, 24. doi: doi.org/10.1016/j.eti.2021.102071.
- Guo, Z., Yao, J., Wang, F., Yuan, Z., Bararunyeretse, P. & Zhao, Y. (2016). Effect of three typical sulfide mineral flotation collectors on soil microbial activity. *Environmental Science and Pollution Research*. 23. doi: 10.1007/s11356-015-5899z.
- HACH (2008). *Water analysis handbook*, 5^a ed. Método 8000, pp. 987-997.
- Hernández, A., Loera, N., Contreras, M., Fischer, L., & Sánchez, D. (2019). Comparison Between *Lactuca sativa* L. and *Lolium perenne*: Phytoextraction Capacity of Ni, Fe, and Co from Galvanoplastic Industry. *Minerals, Metals and Materials series*, pp. 137–147. doi:10.1007/978-3-030-06209-5_14.
- Huang, C., Hai, L., Hanxin, H., Yingbo, D., Qiuyu, X. & Lixia Cao (2012). Continuous removal of ore floatation reagents by an anaerobic–aerobic biological filter. *Bioresource Technology*, 114, pp. 255–261. doi: 10.1016/j.biortech.2012.03.088.
- Joseph, I., Eterigho, E., Okafor, J., Are, C. (2021). Alternative Approach of Gold Extraction using Modified Borax. *Iranian Journal of Chemistry and Chemical Engineering (IJCCE)*. doi: 10.30492/ijcce.2021.138007.4382.
- Kafle, A., Timilsina, A., Gautam, A., Adhikari, K., Bhattarai, A. & Aryal, N. (2022). Phytoremediation: Mechanisms, plant selection and enhancement by natural and synthetic agents, *Environmental Advances*, 8. Elsevier. doi: 10.1016/j.envadv.2022.100203.
- Kamariah, S., Qamaruz, Z., Mohd, Y. & Azaman, I. (2017). Investigation of the potential of *Cyperus alternifolius* in the phytoremediation of palm oil mill effluent. *AIP conference Proceedings*, 1892(1). doi:10.1063/1.5005689.
- Kerolli, M., Fajković, H., Rončević, S. & Ćurković, L. (2015). Assessment of metal risks from different depths of jarosite tailing waste of Trepča Zinc Industry, Kosovo based on BCR procedure. *Journal of Geochemical Exploration*. 148 (2015), pp. 161–168. doi: 10.1016/j.gexplo.2014.09.001.

- Kondos, P., Griffith W., & Jara, J. (1996). The use of oxygen in gold cyanidation. *Canadian Metallurgical Quarterly*, 35(1), pp. 39–45. doi:10.1016/0008-4433(95)00032-1.
- Kossoff, D., Dubbin, W.E., Alfredsson, M., Edwards, S., Macklin, M. & Hudson-Edwards, K. (2014). Mine tailings dams: Characteristics, failure, environmental impacts, and remediation. *Geochemistry*, 51, pp. 229–245. doi: 10.1016/j.apgeochem.2014.09.010.
- Koster-Rasmussen, R., Westergaard, M. L., Brasholt, M., Gutierrez, R., Jors, E., Thomsen, J. F. (2015). Mercury Pollution from Small-Scale Gold Mining Can Be Stopped by Implementing the Gravity-Borax Method - A Two-Year Follow-Up Study from Two Mining Communities in the Philippines. *Journal of Environmental and Occupational Health Policy*. doi: 10.1177/1048291115607929.
- Kyzas, G. Z. (2019). Flotation, recent innovations in an interesting and effective separation process. *Interface Science and Technology Advanced Low-Cost Separation Techniques in Interface. Science Volume 30, Flotation*. pp. 15–42. doi: 10.1016/B978-0-12-814178-6.00002-9.
- Laskowski, J. (2004). Testing flotation frothers. 2004 SME Annual Meeting Preprints. 38. Recuperado de: <https://citeseerx.ist.psu.edu/viewdoc/download?doi=10.1.1.1059.3597&rep=rep1&type=pdf>
- Li, X., Zhang, X., Wang, X. & Cui, Z. (2019). Phytoremediation of multi-metal contaminated mine tailings with *Solanum nigrum* L. and biochar/attapulgite amendments. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 180, pp. 517–525. doi: 10.1016/j.ecoenv.2019.05.033.
- Liu, G., Liu, J., Huang, Y., Yang, X. & Zhong, H. (2018). New advances in the understanding and development of flotation collectors: A Chinese experience. *Minerals Engineering*, 118, pp. 78–86. doi: 10.1016/j.mineng.2018.01.009.
- Manzoor, M., Gul, I., Ahmed, I., Zeeshan, M., Hashmi, I., Zafar, A., Bilal, A., Kallerhoff, J. & Arshad, M. (2019). Metal tolerant bacteria enhanced phytoextraction of lead by two accumulator ornamental species. *Chemosphere*, 227, pp. 561-569. doi: 10.1016/j.chemosphere.2019.04.093.

- Masinire, F., Adenuga, D. O., Tichapondwa, S. M., & Chirwa, E. M. N. (2021). Phytoremediation of Cr(VI) in wastewater using the vetiver grass (*Chrysopogon zizanioides*). *Minerals Engineering*, 172. doi: 10.1016/j.mineng.2021.107141.
- Mestanza, C., D'Orio, G. & Straface, S. (2021). Gold mining in Ecuador: Innovative recommendations for the management and remediation of mercury-contaminated waters. *Green World Journal*, 4, pp. 11-12. doi: 10.53313/gwj42028.
- Mielczarski, J. (1986). The role of impurities of sphalerite in the adsorption of ethyl xanthate and its flotation. *International journal of mineral processing*, 16(3), pp. 179–194. doi:10.1016/0301-7516(86)90030-x.
- Molina, G., Cayo, C., Rodrigues, M. & Bernardes, A. (2013). Sodium isopropyl xanthate degradation by advanced oxidation processes. *Minerals Engineering*, 45, pp. 88–93. doi: 10.1016/j.mineng.2012.12.001.
- Moncayo, I. & Hoyos, B. (2017). Effect of collector molecular structure on the wettability of gold for froth flotation. *Applied Surface Science*, 420, pp. 691–699. doi: 10.1016/j.apsusc.2017.05.197.
- Mustafa, S., Hamid, A., Naeem, A. & Sultana, Q. (2004). Effect of pH, temperature and time on the stability of potassium ethyl xanthate. *Journal of the Chemical Society of Pakistan*. 26, pp.363-366. Recuperado de: <https://jcsp.org.pk/ArticleUpload/1363-6156-1-RV.pdf>
- Muzinda, I., & Schreithofer, N. (2018). Water quality effects on flotation: Impacts and control of residual xanthates. *Minerals Engineering*, 125, pp. 34–41. doi: 10.1016/j.mineng.2018.03.032.
- Nadirov, R., Syzdykova, L.I. & Zhussupova, A.K. (2018). Electrochemical recovery of gold from concentrate by using sulfur-graphite electrode as the leaching agent source. *Journal of Chemical Technology and Metallurgy*, 53, pp. 556-563. Recuperado de: https://dl.uctm.edu/journal/node/j2018-3/20_17-70_p_556-563.pdf.
- Owen, T. (2000). *Fundamentos de la espectroscopía UV-visible moderna*. Alemania: Agilent Technologies. Recuperado de: https://blog.utp.edu.co/docenciaedwin/files/2014/03/FUNDAMENTOS_UV_VIS_ESPA%c3%91OL.pdf

- Palaty, S., Devi, P.V., Mary, K.J. (2010). Characterisation and Thermal Decomposition Behaviour of Xanthate Compounds. *Progress in Rubber, Plastics and Recycling Technology*, 26(4), pp. 199–214. doi:10.1177/147776061002600404.
- Parga, J., Valenzuela, J. & Aguayo, S. (2009). Bacís flotation cell for gold- And silver-bearing pyrite recovery. *Minerals and Metallurgical Processing*, 26, pp. 25-29. doi: 10.1007/bf03403414.
- Prasad, M.; Mensah-Biney, R.; Pizarro, R. (1991). Modern trends in gold processing. *Minerals Engineering*, 4(12), pp. 1257–1277. doi: 10.1016/0892-6875(91)90171-q.
- Punia, A., & Singh, S. K. (2021). Contamination of water resources in the mining region. In *Contamination of Water: Health Risk Assessment and Treatment Strategies*, pp. 3–17. Elsevier. doi: 10.1016/B978-0-12-824058-8.00015-3.
- Qing, Y., Gao, X., Gan, X., Zhang, Y., Guo, J., Zhu, Z. & Feng, G. (2015). Removal of pharmaceutically active compounds (PhACs) and toxicological response of *Cyperus alternifolius* exposed to PhACs in microcosm constructed wetlands. *Journal of Hazardous Materials*. doi: 10.1016/j.jhazmat.2015.08.057
- Rai, P. (2019). Heavy metals/metalloids remediation from wastewater using free floating macrophytes of a natural wetland. *Environmental Technology & Innovation*. doi: 10.1016/j.eti.2019.100393.
- Rao, S.R. (2004). Mechanism of the Action of Modifying Agents. *Surface Chemistry of Froth Flotation*. Springer, Boston, MA. doi:10.1007/978-1-4757-4302-9_12.
- Raziel, A., Madariaga, M., Fernández, J., Islas, M., Oza, G., Iqbal, H. & Sharma, A. (2021). Advances and Applications of Water Phytoremediation: A Potential Biotechnological Approach for the Treatment of Heavy Metals from Contaminated Water. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 18(10). doi: 10.3390/ijerph18105215.
- Reichenauer, T. & Germida, J (2008). Phytoremediation of Organic Contaminants in Soil and Groundwater. *ChemosusChem*, 1(8-9), pp. 708–717. doi:10.1002/cssc.200800125.
- Rezaei, R., Massinaei, M. & Zeraatkar Moghaddam, A. (2018). Removal of the residual xanthate from flotation plant tailings using modified bentonite. *Minerals Engineering*, 119, pp. 1–10. doi: 10.1016/j.mineng.2018.01.012.

- Sa'At, S. K. M., Zaman, N. Q., Yusoff, S. M., & Ismail, H. A. (2017). Investigation of the potential of *Cyperus alternifolius* in the phytoremediation of palm oil mill effluent. AIP Conference Proceedings, 1892(1). doi: 10.1063/1.5005689.
- Sabir, M., Waraich, E., Hakeem, K., Ozturk, M., Ahmad, H. & Shahid, M. (2014). Phytoremediation: Mechanisms and adaptations. Sool remediation and plants, 2014, pp. 85-98.
- San Miguel, A., Ravanel, P. & Raveton, M. (2013). A comparative study on the uptake and translocation of organochlorines by *Phragmites australis*. Journal of Hazardous Materials, 244, pp. 60–69. doi: 10.1016/j.jhazmat.2012.11.025.
- Shen, Y., Nagaraj, D., Farinato, R., Somasundaran, P. (2016). Study of xanthate decomposition in aqueous solutions. Minerals Engineering, 93, pp. 10–15. doi: 10.1016/j.mineng.2016.04.004.
- Shrivastava, A. & Gupta, V. (2011). Methods for the determination of limit of detection and limit of quantitation of the analytical methods. Chronicles of Young Scientists, 2(1), p. 21. doi:10.4103/2229-5186.79345.
- Soda, S., Hamada, T., Yamaoka, Y., Ike, M., Nakazato, N., Saeki, Y., Kasamatsu, T. & Sakurai, Y. (2012). Constructed wetlands for advanced treatment of wastewater with a complex matrix from a metal-processing plant: Bioconcentration and translocation factors of various metals in *Acorus gramineus* and *Cyperus alternifolius*. Ecological Engineering, 39, pp. 0–70. doi: 10.1016/j.ecoleng.2011.11.014.
- Stoffersen, B., Appel, P. W., Na-Oy, L. D., Sekamane, A. S., Ruiz, I. Z., & Køster-Rasmussen, R. (2018). Introduction of Mercury-Free Gold Extraction to Small-Scale Miners in the Cabo Delgado Province in Mozambique. Journal of health & pollution, 8(19). doi: 10.5696/2156-9614-8.19.180909.
- Thongtha, S., Teamkao, P., Boonapatcharoen, N., Tripetchkul, S., Techkarnjararuk, S. & Thiravetyan, P. (2014). Phosphorus removal from domestic wastewater by *Nelumbo nucifera* Gaertn. and *Cyperus alternifolius* L. Journal of Environmental Management, 137, pp. 54–60. doi: 10.1016/j.jenvman.2014.02.003.
- Tripathi, S. (2020). Phytoremediation of organic pollutants: current status and future directions. Abatement of Environmental Pollutants pp. 81–105. doi: 10.1016/B978-0-12-818095-2.00004-7.

- Usman, K., Alsafran, M., Ahmed, B., Rizwan, M., Hamzah, S. & Aljabri, H. (2022). Understanding the Phytoremediation Mechanisms of Potentially Toxic Elements: A Proteomic Overview of Recent Advances. *Frontiers in Plant Science*, 13. doi: 10.3389/fpls.2022.881242.
- Wiessner, A., Kappelmeyer, U., Kaestner, M., Schultze-Nobre, L. & Kusch, P. (2013). Response of ammonium removal to growth and transpiration of *Juncus effusus* during the treatment of artificial sewage in laboratory-scale wetlands. *Water Research*, 47(13), pp. 4265–4273. doi: 10.1016/j.watres.2013.04.045.
- Xing, Y., Gui, X., Karakas, F. & Cao, Y. (2017). Role of Collectors and Depressants in Mineral Flotation: A Theoretical Analysis Based on Extended DLVO Theory. *Minerals*, 7(11), p. 223. doi:10.3390/min7110223.
- Zhou, Joe & Cabri, Louis. (2004). Gold process mineralogy: Objectives, techniques, and applications. *JOM: the journal of the Minerals, Metals & Materials Society*, 56, pp. 49-52. doi: 10.1007/s11837-004-0093-7.

5. ANEXOS

ANEXO I. Datos de Tallos y brotes antes y después del proceso de fitorremediación

ANEXO II. Acumulación de SIPX en plantas *Cyperus alternifolius*

ANEXO III. Valores de DQO

ANEXO IV. Datos para elaboración de curva de calibración de xantato isopropílicos de sodio (SIPX)

ANEXO V. Datos de absorbancia de barridos espectrofotométricos de muestras de agua después del proceso de fitorremediación

ANEXO VI. Datos de absorbancia de soluciones de xantato isopropílico de sodio SIPX a diferentes concentraciones.

ANEXO VII. Datos de absorbancia de soluciones de xantato isopropílico de sodio SIPX después de contacto con arena durante 3 y 24 h

ANEXO VIII. Datos de absorbancia para determinar los porcentajes de remoción de xantato isopropílico de sodio SIPX en arena

ANEXO 1

Tabla A.I.1. Número de tallos y brotes

Planta ¹	Antes		Después	
	Tallos	Brotes	Tallos	Brotes
1	28	3	30	2
2	45	2	42	3
3	49	2	47	4
4	39	1	38	3
5	26	2	25	1
6	34	3	36	4

¹ Plantas 1, 2 y 3 son las plantas experimentales; Plantas 4,5 y 6 son plantas testigos

ANEXO 2

Tabla A.II.1. Acumulación de xantato isopropílico de sodio (SIPX) en planta 1, 2 y 3²

Día	Fecha	Concentración (mg/L)	Peso Acumulado SIPX (mg)		
			Planta		
			1	2	3
Día 1	7/6/2022	70	7	7	7
Día 2	8/6/2022	70	21	21	21
Día 3	9/6/2022	70	35	35	35
Día 4	10/6/2022	70	49	49	49
Día 5	13/6/2022	0	49	49	49
Día 6	15/6/2022	70	77	77	77
Día 7	17/6/2022	70	105	105	105
Día 8	20/6/2022	100	145	145	145
Día 9	22/6/2022	100	205	205	205
Día 10	24/6/2022	100	255	255	255
Día 11	27/6/2022	100	305	305	305
Día 12	29/6/2022	100	365	365	365
Día 13	1/7/2022	100	425	425	425
Día 14	4/7/2022	100	475	475	475
Día 15	5/7/2022	100	525	575	625
Día 16	6/7/2022	100	575	675	775
Día 17	7/7/2022	100	625	775	925
Día 18	8/7/2022	100	725	875	1025
Día 19	11/7/2022	100	800	975	1125
Día 20	12/7/2022	100	850	1025	1175
Día 21	13/7/2022	100	900	1075	1225
Día 22	14/7/2022	100	950	1125	1275
Día 23	15/7/2022	100	1050	1225	1375
Día 24	18/7/2022	100	1150	1325	1475
Día 25	19/7/2022	100	1200	1375	1525
Día 26	20/7/2022	100	1250	1425	1575
Día 27	21/7/2022	100	1300	1475	1625
Día 28	22/7/2022	100	1400	1575	1725
Día 29	25/7/2022	200	1600	1775	1925
Día 30	26/7/2022	200	1700	1875	2025
Día 31	27/7/2022	200	1800	1975	2125
Día 32	28/7/2022	200	1900	2075	2225
Día 33	29/7/2022	200	2100	2275	2425

² Plantas 1, 2 y 3 son las plantas experimentales

ANEXO 3

Tabla A.III.1. Valores de la demanda química de oxígeno (DQO) en función del tiempo³

Día	Fecha	Planta 1		Planta 2		Planta 3		Planta 4	
		DQO (mg/L)	pH	DQO (mg/L)	pH	DQO (mg/L)	pH	DQO (mg/L)	pH
Día 0	1/6/2022	138	5,4	164	5,6	246	5,6	189	5,6
Día 3	9/6/2022	157	5,5	239	5,6	245	5,8	189	5,7
Día 4	10/6/2022	130	5,5	207	5,5	240	5,8	155	5,8
Día 18	8/7/2022	215	6,3	315	6,3	296	6,1	219	6,1
Día 21	13/7/2022	198	6,2	304	6,3	216	6,2	177	6,1
Día 23	15/7/2022	211	6,3	303	6,3	218	6,3	244	6,4
Día 26	20/7/2022	226	6,3	308	6,5	288	6,4	250	6,5
Día 28	22/7/2022	217	6,4	293	6,3	253	6,4	274	6,6
Día 31	27/7/2022	220	6,6	329	6,8	265	6,8	272	6,7
Día 33	29/7/2022	217	6,5	322	6,7	239	6,5	234	6,7

³ Plantas 1, 2 y 3 son las plantas experimentales; Planta 4 es planta testigo

ANEXO 4

Tabla A.IV.1. Datos de absorbancia para curva de calibración de xantato isopropílico de sodio (SIPX)

# Medición	Absorbancia	C(mg/L)
1	0,012	0,2
2	0,02	0,3
3	0,029	0,4
4	0,059	0,6
8	0,08	1
7	0,18325	2
8	0,331625	4
9	0,514125	6
10	0,67675	8
11	0,95891667	10

ANEXO 5

Tabla A.V.1. Datos brutos de absorbancia para la construcción de barridos espectrofotométricos de muestras de agua de plantas 1, 2 y 3

N	WL (nm)	ABS Planta 1	ABS Planta 2	ABS Planta 3
1	450	0,038	0,055	0,082
2	448	0,04	0,091	0,085
3	446	0,042	0,095	0,088
4	444	0,043	0,099	0,091
5	442	0,046	0,104	0,095
6	440	0,047	0,108	0,099
7	438	0,05	0,113	0,104
8	436	0,052	0,118	0,108
9	434	0,054	0,123	0,112
10	432	0,057	0,128	0,117
11	430	0,059	0,134	0,122
12	428	0,062	0,139	0,126
13	426	0,068	0,146	0,132
14	424	0,071	0,152	0,138
15	422	0,074	0,159	0,143
16	420	0,078	0,165	0,149
17	418	0,081	0,173	0,155
18	416	0,085	0,181	0,162
19	414	0,085	0,189	0,169
20	412	0,089	0,197	0,176
21	410	0,093	0,206	0,184
22	408	0,098	0,216	0,192
23	406	0,102	0,226	0,2
24	404	0,107	0,236	0,209
25	402	0,112	0,247	0,218
26	400	0,118	0,258	0,228
27	398	0,123	0,27	0,238
28	396	0,129	0,282	0,248
29	394	0,136	0,296	0,26
30	392	0,142	0,309	0,271
31	390	0,149	0,324	0,283
32	388	0,157	0,34	0,296
33	386	0,164	0,356	0,31

Tabla A.V.1. Datos brutos de absorbancia para la construcción de barridos espectrofotométricos de muestras de agua de plantas 1, 2 y 3 (Continuación)

34	384	0,172	0,373	0,324
35	382	0,181	0,391	0,339
36	380	0,19	0,409	0,354
37	378	0,204	0,442	0,38
38	376	0,212	0,46	0,395
39	374	0,223	0,48	0,412
40	372	0,233	0,501	0,429
41	370	0,243	0,523	0,447
42	368	0,255	0,547	0,466
43	366	0,267	0,571	0,485
44	364	0,279	0,596	0,506
45	362	0,293	0,624	0,528
46	360	0,306	0,651	0,551
47	358	0,32	0,68	0,574
48	356	0,335	0,71	0,598
49	354	0,349	0,74	0,623
50	352	0,365	0,774	0,648
51	350	0,381	0,807	0,675
52	348	0,398	0,842	0,702
53	346	0,415	0,876	0,731
54	344	0,432	0,914	0,759
55	342	0,451	0,953	0,789
56	340	0,469	0,989	0,818
57	338	0,485	1,012	0,838
58	336	0,504	1,051	0,87
59	334	0,524	1,091	0,902
60	332	0,545	1,134	0,934
61	330	0,566	1,178	0,968
62	328	0,588	1,222	1,002
63	326	0,611	1,269	1,039
64	324	0,634	1,317	1,074
65	322	0,658	1,367	1,111
66	320	0,683	1,418	1,149
67	318	0,709	1,471	1,188
68	316	0,735	1,525	1,228
69	314	0,762	1,581	1,269

Tabla A.V.1. Datos brutos de absorbancia para la construcción de barridos espectrofotométricos de muestras de agua de plantas 1, 2 y 3 (Continuación)

70	312	0,789	1,641	1,311
71	310	0,819	1,703	1,355
72	308	0,849	1,768	1,41
73	306	0,88	1,836	1,45
74	304	0,912	1,909	1,501
75	302	0,945	1,988	1,554
76	300	0,981	2,071	1,613
77	298	1,017	2,161	1,675
78	296	1,054	2,258	1,74
79	294	1,093	2,364	1,811
80	292	1,135	2,478	1,888
81	290	1,177	2,599	1,965
82	288	1,22	2,723	2,043
83	286	1,264	2,857	2,128
84	284	1,309	2,984	2,217
85	282	1,354	3,116	2,299
86	280	1,398	3,269	2,383
87	278	1,443	3,421	2,473
88	276	1,487	3,598	2,549
89	274	1,532	3,794	2,642
90	272	1,577	4,095	2,718
91	270	1,622	4,569	2,808
92	268	1,666	10	2,893
93	266	1,713	10	2,986
94	264	1,759	10	3,092
95	262	1,806	10	3,211
96	260	1,855	10	4,859
97	258	1,905	10	10
98	256	1,958	10	10
99	254	2,012	10	10
100	252	2,07	10	10
101	250	2,132	10	10
102	248	2,198	10	10
103	246	2,269	10	10
104	244	2,348	10	10
105	242	2,432	10	10

Tabla A.V.1. Datos brutos de absorbancia para la construcción de barridos espectrofotométricos de muestras de agua de plantas 1, 2 y 3 (Continuación) ⁴

106	240	2,524	10	10
107	238	2,626	10	10
108	236	2,741	10	10
109	234	2,869	10	10
110	232	3,017	10	10
111	230	3,164	10	10
112	228	3,352	10	10
113	226	3,517	10	10
114	224	3,73	10	10
115	222	4,141	10	10
116	220	4,496	10	10

⁴ Plantas 1, 2 y 3 son las plantas experimentales; Muestras diluidas por un factor de 1:10

ANEXO 6

Tabla A.VI.1. Datos de brutos de absorbancia para la construcción de barridos espectrofotométricos de soluciones de 2, 4, 6, 8 y 10 mg/L, con agua de plantas.

N	WL (nm)	ABS 2 mg/L	ABS 4 mg/L	ABS 6 mg/L	ABS 8 mg/L	ABS 10 mg/L
1	450	0,047	0,047	0,047	0,048	0,046
2	448	0,049	0,049	0,049	0,049	0,048
3	446	0,051	0,051	0,051	0,051	0,05
4	444	0,053	0,053	0,053	0,053	0,052
5	442	0,055	0,056	0,055	0,056	0,054
6	440	0,057	0,058	0,057	0,058	0,057
7	438	0,06	0,06	0,06	0,061	0,059
8	436	0,063	0,063	0,063	0,063	0,062
9	434	0,065	0,066	0,065	0,066	0,064
10	432	0,068	0,09	0,068	0,069	0,067
11	430	0,071	0,072	0,071	0,072	0,07
12	428	0,074	0,075	0,074	0,075	0,073
13	426	0,078	0,078	0,078	0,078	0,076
14	424	0,081	0,082	0,081	0,082	0,08
15	422	0,085	0,085	0,084	0,085	0,083
16	420	0,088	0,089	0,088	0,089	0,087
17	418	0,092	0,093	0,092	0,093	0,091
18	416	0,097	0,097	0,097	0,098	0,095
19	414	0,101	0,102	0,101	0,102	0,099
20	412	0,106	0,106	0,106	0,107	0,104
21	410	0,111	0,111	0,11	0,112	0,109
22	408	0,116	0,116	0,116	0,117	0,114
23	406	0,121	0,122	0,121	0,123	0,119
24	404	0,127	0,127	0,127	0,128	0,125
25	402	0,133	0,134	0,133	0,135	0,131
26	400	0,139	0,14	0,139	0,141	0,138
27	398	0,146	0,147	0,145	0,148	0,144
28	396	0,152	0,153	0,152	0,154	0,151
29	394	0,16	0,161	0,16	0,162	0,158
30	392	0,167	0,168	0,167	0,17	0,166
31	390	0,175	0,176	0,175	0,178	0,173
32	388	0,184	0,185	0,183	0,186	0,182
33	386	0,192	0,193	0,191	0,195	0,19
34	384	0,201	0,202	0,2	0,204	0,199
35	382	0,211	0,212	0,21	0,213	0,209
36	380	0,221	0,221	0,219	0,223	0,218
37	378	0,236	0,237	0,235	0,239	0,234
38	376	0,246	0,247	0,244	0,248	0,243
39	374	0,257	0,257	0,254	0,259	0,253

Tabla A.VI.1. Datos de brutos de absorbancia para la construcción de barridos espectrofotométricos de soluciones de 2, 4, 6, 8 y 10 mg/L, con agua de plantas
(Continuación)

40	372	0,267	0,268	0,265	0,269	0,264
41	370	0,279	0,28	0,276	0,281	0,276
42	368	0,291	0,291	0,288	0,293	0,287
43	366	0,304	0,304	0,3	0,305	0,299
44	364	0,317	0,317	0,313	0,318	0,313
45	362	0,331	0,331	0,326	0,332	0,326
46	360	0,345	0,345	0,34	0,346	0,339
47	358	0,36	0,359	0,354	0,36	0,354
48	356	0,375	0,374	0,369	0,375	0,368
49	354	0,391	0,389	0,384	0,39	0,383
50	352	0,407	0,405	0,399	0,406	0,398
51	350	0,423	0,421	0,415	0,422	0,414
52	348	0,441	0,438	0,431	0,438	0,431
53	346	0,458	0,455	0,447	0,455	0,447
54	344	0,476	0,472	0,464	0,472	0,464
55	342	0,495	0,49	0,482	0,49	0,481
56	340	0,513	0,508	0,5	0,508	0,499
57	338	0,528	0,523	0,514	0,523	0,513
58	336	0,548	0,542	0,534	0,542	0,533
59	334	0,568	0,563	0,554	0,563	0,553
60	332	0,59	0,584	0,575	0,584	0,574
61	330	0,611	0,606	0,597	0,608	0,598
62	328	0,635	0,629	0,622	0,634	0,624
63	326	0,658	0,656	0,648	0,663	0,655
64	324	0,684	0,683	0,679	0,696	0,691
65	322	0,71	0,714	0,714	0,736	0,735
66	320	0,739	0,749	0,757	0,786	0,791
67	318	0,77	0,79	0,806	0,846	0,861
68	316	0,802	0,836	0,866	0,919	0,946
69	314	0,837	0,888	0,935	1,006	1,049
70	312	0,875	0,946	1,013	1,105	1,171
71	310	0,915	1,008	1,097	1,213	1,304
72	308	0,956	1,07	1,183	1,324	1,441
73	306	0,997	1,132	1,267	1,431	1,574
74	304	1,038	1,189	1,342	1,526	1,691
75	302	1,077	1,239	1,404	1,602	1,782
76	300	1,115	1,28	1,448	1,653	1,838
77	298	1,153	1,312	1,477	1,679	1,857
78	296	1,187	1,338	1,491	1,681	1,847
79	294	1,222	1,356	1,493	1,668	1,814
80	292	1,257	1,373	1,49	1,645	1,766

Tabla A.VI.1. Datos de brutos de absorbancia para la construcción de barridos espectrofotométricos de soluciones de 2, 4, 6, 8 y 10 mg/L, con agua de plantas (Continuación)⁵

81	290	1,292	1,389	1,485	1,619	1,717
82	288	1,328	1,405	1,48	1,596	1,669
83	286	1,365	1,424	1,48	1,576	1,63
84	284	1,404	1,447	1,486	1,566	1,601
85	282	1,444	1,473	1,497	1,565	1,583
86	280	1,486	1,502	1,515	1,571	1,578
87	278	1,529	1,536	1,538	1,587	1,583
88	276	1,572	1,573	1,567	1,61	1,598
89	274	1,618	1,613	1,601	1,639	1,621
90	272	1,664	1,655	1,638	1,673	1,651
91	270	1,711	1,698	1,678	1,712	1,685
92	268	1,759	1,743	1,72	1,754	1,724
93	266	1,809	1,792	1,767	1,8	1,769
94	264	1,858	1,84	1,814	1,848	1,815
95	262	1,909	1,892	1,864	1,9	1,866
96	260	1,961	1,942	1,915	1,953	1,92
97	258	2,016	1,998	1,971	2,013	1,977
98	256	2,071	2,054	2,029	2,073	2,037
99	254	2,129	2,112	2,09	2,137	2,101
100	252	2,19	2,175	2,152	2,203	2,169
101	250	2,256	2,243	2,218	2,279	2,245
102	248	2,326	2,313	2,292	2,358	2,327
103	246	2,402	2,393	2,374	2,446	2,417
104	244	2,487	2,482	2,468	2,548	2,518
105	242	2,582	2,584	2,575	2,672	2,642
106	240	2,69	2,7	2,699	2,812	2,796
107	238	2,817	2,837	2,848	2,983	2,979
108	236	2,948	2,987	3,028	3,187	3,194
109	234	3,098	3,165	3,206	3,398	3,425
110	232	3,243	3,324	3,374	3,622	3,691
111	230	3,435	3,523	3,614	3,929	4,057
112	228	3,626	3,729	3,867	4,427	4,78

⁵ Plantas 1, 2 y 3 son las plantas experimentales. Muestras diluidas por un factor de 1:10

ANEXO 7

Tabla A.VII.1. Datos de absorbancia para la construcción de barridos espectrofotométricos de xantato isopropílico de sodio (SIPX) después de contacto con arena durante 3 y 24 h.

WL (nm)	3h	24 h
450	0,002	0,004
447	0,002	0,004
444	0,002	0,004
441	0,002	0,004
438	0,002	0,004
435	0,003	0,004
432	0,003	0,005
429	0,003	0,005
426	0,003	0,005
423	0,003	0,005
420	0,003	0,005
417	0,004	0,005
414	0,004	0,006
411	0,004	0,006
408	0,004	0,006
405	0,005	0,006
402	0,005	0,007
399	0,006	0,007
396	0,006	0,007
393	0,007	0,008
390	0,008	0,008
387	0,008	0,009
384	0,009	0,009
381	0,01	0,009
378	0,011	0,01
375	0,012	0,01
372	0,013	0,011
369	0,014	0,011
366	0,015	0,011
363	0,016	0,011
360	0,018	0,012
357	0,019	0,012
354	0,02	0,012
351	0,02	0,012
348	0,021	0,012
345	0,021	0,013
342	0,021	0,013
339	0,021	0,014

Tabla A.VII.1. Datos de absorbancia para la construcción de barridos espectrofotométricos de SIPX después de contacto con arena durante 3 y 24 h
(Continuación)

336	0,021	0,015
333	0,022	0,016
330	0,024	0,018
327	0,031	0,023
324	0,044	0,034
321	0,071	0,053
318	0,119	0,088
315	0,193	0,14
312	0,291	0,212
309	0,406	0,293
306	0,511	0,367
303	0,585	0,418
300	0,607	0,433
297	0,576	0,411
294	0,506	0,362
291	0,415	0,297
288	0,319	0,231
285	0,236	0,172
282	0,168	0,124
279	0,119	0,09
276	0,086	0,067
273	0,064	0,052
270	0,052	0,043
267	0,046	0,039
264	0,045	0,039
261	0,048	0,041
258	0,055	0,046
255	0,064	0,053
252	0,076	0,062
249	0,09	0,072
246	0,108	0,085
243	0,134	0,105
240	0,175	0,134
237	0,235	0,176
234	0,3	0,221
231	0,355	0,258
228	0,382	0,275
225	0,381	0,273
222	0,359	0,257
219	0,331	0,237
216	0,308	0,221

Tabla A.VII.1. Datos de absorbancia para la construcción de barridos espectrofotométricos de SIPX después de contacto con arena durante 3 y 24 h
(Continuación)⁶

213	0,3	0,218
210	0,311	0,228
207	0,341	0,252
204	0,384	0,288
201	0,428	0,324
198	0,465	0,36

⁶ Muestras diluidas por un factor de 1:10

ANEXO 8

Tabla A. VIII.1. Datos de absorbancia de muestras de solución de xantato isopropílico de sodio (SIPX) después del contacto con arena (Muestras diluidas por un factor de 1:10)

	Prueba 1	Prueba 2	Prueba 3
0 min	0,912	0,912	0,912
5 min	0,881	0,872	0,83
30 m	0,877	0,866	0,819
1h	0,856	0,844	0,764
2 h	0,836	0,788	0,748
3 h	0,607	0,732	0,743
24 h	0,433	0,483	0,43
48 h	0,429	0,465	0,423

Con los datos de la Tabla A. VIII.1 y con la ecuación de la curva de calibración (Ecuación 3.1), se determinaron las concentraciones de SIXP.

Ejemplo de Cálculo:

$$y = 0.0914 \cdot x - 0.0106$$

$$x = \frac{y + 0,0106}{0,0914}$$

$$x = \left(\frac{0,429 + 0,0106}{0,0914} \right) * 10$$

$$x = 48.096 \frac{mg}{L}$$

Tabla A. VIII.2. Concentración de muestras de solución de SIPX después del contacto con arena

	Prueba 1	Prueba 2	Prueba 3
0 min	100,941	100,941	100,941
5 min	97,549	96,565	91,969
30 m	97,112	95,908	90,766
1h	94,814	93,501	84,748
2 h	92,626	87,374	82,998
3 h	67,571	81,247	82,451
24 h	48,534	54,004	48,206
48 h	48,096	52,035	47,440

Con los datos de la Tabla A. VIII.2 se determinó la remoción considerando la concentración inicial de la solución de SIPX de 100 mg/L.

Tabla A. VIII.3. Remoción de xantato SIPX después del contacto con arena

	Prueba 1	Prueba 2	Prueba 3	Prom	Desv. Est
0 min	0,000	0,000	0,000	0,000	0
5 min	3,392	4,376	8,972	5,580	2,97826205
30 m	3,829	5,033	10,175	6,346	3,37044241
1h	6,127	7,440	16,193	9,920	5,47191811
2 h	8,315	13,567	17,943	13,275	4,82063068
3 h	33,370	19,694	18,490	23,851	8,26528323
24 h	52,407	46,937	52,735	50,693	3,2572594
48 h	52,845	48,906	53,501	51,751	2,48529906